

Meereswissenschaftliche Berichte
MARINE SCIENCE REPORTS

No. 11

**Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer
Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee)**

von

**W. Kaiser, D. Nehring, G. Breuel, N. Wasmund, H. Siegel,
G. Witt, E. Kerstan und B. Sadkowiak**

**Institut für Ostseeforschung
Warnemünde
1995**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	2
Summary	3
1. Einleitung	5
2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes (D. Nehring)	6
3. Hydrographische Parameter (D. Nehring)	10
3.1 Wassertemperatur	10
3.2 Salzgehalt	13
4. Nährsalze (D. Nehring)	16
5. Organische Substanzen	23
5.1 Kohlenhydrate und Harnstoff (E. Kerstan, D. Nehring)	23
5.2 Gelbstoffe (H. Siegel)	28
6. Biologische Variable	31
6.1 Phytoplankton (N. Wasmund)	31
6.2 Primärproduktion (W. Kaiser)	35
6.3 Chlorophyll a und Phaeopigment (W. Kaiser)	39
6.4 Mesozooplankton (G. Breuel)	42
7. Trends von Nährsalz- und Phytoplanktonvariablen	49
(D. Nehring, W. Kaiser, N. Wasmund, B. Sadkowiak)	
8. Seston (W. Kaiser)	59
9. Erdölkohlenwasserstoffe (G. Witt)	61
Anmerkung	65
Literatur	100
Abkürzungsverzeichnis	104

Tabellenanhang: Tabelle A1 – A24

Zusammenfassung

Wöchentliche Messungen hydrographischer, chemischer und biologischer Variablen wurden im Oberflächenwasser an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee) von 1988 bis 1994 durchgeführt. Die Station liegt etwa 2 km westlich der Warnowmündung. Die Proben wurden in etwa 75 m Küstenentfernung von einem Steg aus entnommen. Durch die Errichtung von Holzbuhrnen in den Jahren 1990 bis 1991 nahm die Wassertiefe der Station von 4,5 m auf 2,5 m ab.

Die im Oberflächenwasser der Küstenstation ermittelte Temperatur- und Salzgehaltsverteilung ist sowohl hinsichtlich des Jahresganges als auch der Variationen für ein größeres Seegebiet repräsentativ. Signifikante Veränderungen der Wassertemperatur und des Salzgehalts im Vergleich zu den mittleren Bedingungen traten während des Beobachtungszeitraumes nicht auf.

Die Remineralisierung von organischer Substanz, die in der Jahreszeit geringer biologischer Aktivität zur Ausbildung von Nährstoffmaxima führt, ergab die Reihenfolge Ammonium (Sep. bis Jan.), Phosphat (Nov. bis Jan.), Nitrit (Dez. bis Feb.) und Nitrat (Dez. bis Mär.). Diese Sequenz entspricht dem Verlauf der mikrobiellen Nährsalzfreisetzung und -mineralisierung aus organischem Material.

Die relativ hohen Phosphatkonzentrationen, die im Sommer an der Küstenstation beobachtet wurden, hängen mit dem Austausch zwischen Wasser und Sediment zusammen. Phosphat verliert damit im Flachwasserbereich seine Bedeutung als limitierender Algennährstoff. Die Nitrat- und Nitritkonzentrationen sanken dagegen in dieser Jahreszeit auf sehr niedrige Konzentrationen ab.

Die Gelbstoffabsorption (440 nm) an der Küstenstation zeigte die für die westliche Ostsee typischen Werte. An der Mole deuten starke Fluktuationen auf den wechselnden Einfluß von Warnow- und Ostseewasser hin. Die geringe Korrelation zwischen den Messungen an der Küstenstation und an der Mole unterstreichen die Unabhängigkeit der beiden Stationen. In der Gelbstoffabsorption ist kein signifikanter Jahresgang zu erkennen. Schwach ausgeprägte Maxima traten im Februar, im Mai und im September auf.

Die an der Küstenstation gemessene Phytoplanktonbiomasse zeigte in ihrer saisonalen Entwicklung einen zweigipfligen Verlauf mit Maxima im April und August. Dieser allgemeine Jahresgang wurde überlagert durch starke Fluktuationen, die aus der Advektion unterschiedlicher Wasserkörper resultieren. Die Artenzusammensetzung unterlag starken saisonalen Veränderungen. Es dominierten Kieselalgen und verschiedene Gruppen von Flagellaten.

Bei der potentiellen Primärproduktion wurden in den Sommermonaten die höchsten Assimilationsraten gemessen. Die Untersuchungen machen deutlich, daß die Phytoplanktonproduktion im ufernahen Bereich wahrscheinlich zu keiner Jahreszeit nährstofflimitiert ist. Die chemoautotrophe und heterotrophe Assimilation bei Dunkelexposition zeigte im Sommer ein geringes Maximum. Ihr Anteil an der photoautotrophen Produktion ist im Mittel $< 10\%$. Im Gegensatz zur küstenfernen Ostsee wurden bei den Chlorophyllkonzentrationen an der Küstenstation ein deutliches Sommermaximum beobachtet.

Das Mesozooplankton wies die für die westliche Ostsee charakteristischen Arten auf. Auffällig war der durch die Küstennähe bedingte hohe Anteil meroplanktischer Larven. Im August/September konnte eine extrem hohe Abundanz von *Acartia tonsa* beobachtet werden. Die von 1990 bis 1991 im Küstengebiet vor Warnemünde durchgeführten Bühnenbauarbeiten haben vermutlich zu einer Abnahme der Mesozooplanktonabundanz und zeitweise auch zu Änderungen in der Zusammensetzung des Zooplanktons geführt.

Die Wintermaxima der Nitratkonzentrationen sowie die monatlich integrierten Jahresmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts und des Phytoplanktonkohlenstoffgehalts ergaben an der Küstenstation Warnemünde im Zeitraum 1988 bis 1994 positive Trends, die auf Eutrophierung hindeuten. Phosphat, dessen Konzentrationen durch den Austausch mit den Sedimenten beeinflusst werden, zeigte keine signifikanten Veränderungen.

Jahreszeitliche Veränderungen der Konzentrationen der gelösten Gesamtkohlenhydrate scheinen in Beziehung mit der Exsudation durch Phytoplanktonzellen sowie deren Zersetzung zu stehen. Die Konzentrationen des Harnstoffs wiesen einen Jahresgang auf, der zur Phytoplanktonentwicklung in lockerer Beziehung steht.

Die Konzentrationen der Erdölkohlenwasserstoffe (EKW) waren im Mittel durch eine schwache Saisonalität mit höheren Werten im Winter und niedrigeren im Sommer gekennzeichnet. Dieser Jahresgang war an der Mole stärker ausgeprägt als an der Küstenstation Warnemünde. Partikuläres Material, das bei starken bis stürmischen Winden an der Küstenstation resuspendiert wurde, führte zu einem deutlichen Anstieg der EKW-Konzentrationen.

Summary

Weekly measurements of hydrographic, chemical and biological variables in the surface water have been performed at the Coastal Station Warnemünde (western Baltic Sea) between 1988 and 1994. The station is located about 2 km west of the mouth of the Warnow River. The samples were taken from a sea bridge in a distance of 75 m of the shore line. The depth of the station decreased from about 4.5 m to 2.5 m due to the establishment of wooden breakwaters in the vicinity of Warnemünde between 1990 and 1991.

The water temperatures and the salinity identified at the coastal station are representative for a greater sea area in front of Warnemünde. Significant changes of these variables in comparison to the mean conditions were not observed in the period studied.

In the season of low biological activity, the nutrient mineralization characterized by maxima of the variables occurred in the succession ammonia (Sep to Jan), phosphate (Nov to Jan), nitrite (Dec to Feb) and nitrate (Dec to Mar). This sequence follows the propagation of the microbial nutrient liberation and mineralization from organic material.

The relatively high phosphate concentrations observed at the coastal station in summer are connected with the exchange between water and sediment. In shallow waters, phosphate has therefore no significance as nutrient limiting the primary production. Contrarily, nitrate and nitrite decreased to very low concentrations during this season.

The "Gelbstoff" adsorption (440 nm) by humic substances showed the typical values for the western Baltic Sea. Strong fluctuations in front of the Warnemünde mole indicate the changing influence of water from the Warnow River and the Baltic Sea. The low correlation between the measurements at the coastal station and the mole demonstrates the independence of both stations. The "Gelbstoff" adsorption showed no significant seasonality. Weak maxima were observed in February, May and September.

The phytoplankton biomass was characterized in its seasonal development by two peaks, in April and August. Strong fluctuations resulting from advective processes overlaid this seasonality. Great seasonal variations were found in the species composition dominated by diatoms and different groups of flagellates.

The highest rate of the potential primary production was measured in summer indicating that the nutrients are probably no limiting factors in the coastal area. The chemotrophic and heterotrophic dark assimilation shows weak maxima in summer. Its contribution to the primary production is, on average, below 10 %. In contrast to the offshore areas of Baltic Sea, the chlorophyll concentration shows a significant maximum at the coastal station in summer.

The mesozooplankton agreed with the species composition characteristically for the western Baltic Sea. Striking was the great portion of meroplanktic larvae in the nearshore areas. Extreme high abundances of *Acartia tonsa* were observed in August/September. The establishment of breakwaters performed in the coastal area of Warnemünde between 1990 and 1991 have probably caused a temporary reduction of the mesozooplankton abundance and a change in the species composition.

The winter maxima of the nitrate concentrations and the monthly integrated annual mean values of the chlorophyll a and the phytoplankton carbon concentrations measured at the coastal station between 1988 and 1994 produced positive trends indicating eutrophication. The phosphate concentrations influenced by the exchange with the sediment yield no significant long-term variations.

Seasonal variations observed in the concentrations of the dissolved total carbohydrates at the coastal station seem to be related with exudations by phytoplankton and its decomposition. The urea concentrations correlated roughly with the phytoplankton development.

The distribution of petroleum hydrocarbons was characterized by a weak seasonality with higher concentrations in winter and lower concentrations in summer. The seasonality was more pronounced near the mole of Warnemünde as at the coastal station. Particulate matter resuspended by strong or stormy winds caused increasing petroleum hydrocarbon concentrations at the coastal station.

1. Einleitung*

Starke zeitliche Veränderungen von Zustandsgrößen in der Ostsee sind vor allem im Oberflächenwasser zu beobachten. Ihnen liegen Prozesse zugrunde, die sich auf den unterschiedlichsten Zeitskalen abspielen.

Periodische Änderungen zeigen sich vor allem im saisonalen Zyklus und, wenn auch weniger ausgeprägt, im Tag-Nachtrhythmus. Diese Vorgänge werden letztlich durch den Strahlungs- und Wärmehaushalt des Oberflächenwassers getrieben und äußern sich am augenscheinlichsten in der Periodizität der biologischen Produktion, welche wiederum die Stoffkreisläufe einer Vielzahl von chemischen Komponenten im Meerwasser steuert. Überlagert und beeinflusst werden diese Prozesse durch externe Stoffflüsse, die über die Atmosphäre, durch die Flußwasserzufuhr und durch den Austausch mit Nordseewasser erfolgen können, sowie durch interne Stoffflüsse in der Wassersäule, die durch wind- oder konvektionsbedingte Durchmischung herbeigeführt werden. Diese Flüsse können innerhalb eines Jahres variieren, zwischen einzelnen Jahren Unterschiede zeigen und langfristige Trends natürlichen oder anthropogenen Charakters aufweisen. Als Folge treten nicht nur entsprechende Konzentrationsänderungen auf, sondern es ergeben sich auch Wechselwirkungen mit den internen periodischen Zyklen. Als Beispiel sei in diesem Zusammenhang der Einfluß der externen Nährsalzzufuhr auf den saisonalen Gang der Primärproduktion erwähnt.

Zu beachten ist ferner, daß die Stoffflüsse in das Oberflächenwasser der Ostsee auch starke räumliche Inhomogenitäten aufweisen, die besonders ausgeprägt sind in den Übergangsbereichen zwischen Nord- und Ostsee. Sie sind bedingt durch die Dynamik des Strömungsfeldes und äußern sich als Kurzzeitvariabilität (Tage) an einem bestimmten Beobachtungsort. Dieser Effekt stellt eine kritische Störgröße bei der Beschreibung saisonaler Abläufe und bei der Identifikation von Langzeittrends dar und läßt sich nur eliminieren, wenn die Meßfrequenz den Fluktuationen angepaßt wird. An Seestationen läßt sich das jedoch nur durch den Einsatz automatisch arbeitender Meßbojen realisieren, deren Verwendung derzeit aber noch weitgehend auf die Erfassung physikalischer Parameter beschränkt ist. Allerdings lassen neuere technische Entwicklungen erwarten, daß in Zukunft auch chemische und biologische Parameter durch solche Systeme routinemäßig erfaßt werden können.

* Da die Beiträge des vorliegenden Heftes inhaltlich eng zusammenhängen, wurden die Literaturangaben in einem gemeinsamen Verzeichnis am Ende des Heftes zusammengefaßt. Gleiches gilt für das Abbildungsverzeichnis und den Tabellenanhang.

Für zeitlich hochaufgelöste Meßreihen chemischer und biologischer Zustandsgrößen kommen gegenwärtig nur von Land aus zugängliche Küstenstationen in Frage. Es wurde deshalb im Jahre 1988 am früheren Institut für Meereskunde (IfM-W) ein Meßprogramm ins Leben gerufen, mit dem wöchentlich hydrographische, chemische und biologische Basisparameter im küstennahen Bereich vor Warnemünde erfaßt werden sollten (Temperatur, Salzgehalt, Nährsalze, Phytoplankton, Primärproduktion, Chlorophyll a und Phaeopigment, Mesozooplankton, Seston). Dieses Programm wurde in der Folge auch auf die Messung von Kohlenhydraten, Harnstoff, Gelbstofffluoreszenz, Erdölkohlenwasserstoffe und Spurenmetalle (vgl. SCHNEIDER, 1995, dieses Heft) ausgedehnt und nach Gründung des IOW fortgesetzt (Anhang, Tabelle A-1). Mit diesen umfangreichen Untersuchungen, die mit gewissen Einschränkungen auch in der Zukunft weitergeführt werden, wird die Absicht verfolgt, das gesamte Spektrum zeitlicher Veränderungen in einem Gebiet hoher Variabilitäten zu erfassen. Besondere Bedeutung wird hierbei der Identifikation von Langzeitveränderungen zugemessen und der Frage, welche Schlußfolgerungen sich aus der Analyse der Zeitreihen für verbesserte Monitoring-Strategien ergeben (vgl. SCHNEIDER, 1995, dieses Heft). Daneben erhält die Betrachtung saisonaler Zyklen besonderes Gewicht, da diese einen Einblick in grundlegende biogeochemische Prozesse gewähren, die über das Küstengebiet vor Warnemünde hinaus Bedeutung haben.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes und der Bedingungen an der Küstenstation

Die Ostseeküste vor Warnemünde grenzt an die östliche Beltsee, deren wichtigste ozeanologische Besonderheit ihr Brackwassercharakter ist, d.h. ein im Vergleich zum Weltmeer verringerter Salzgehalt. Mit 10 - 15 ‰ in der Oberflächenschicht und 15 - 20 ‰ im Tiefenwasser weist die im Übergangsbereich zwischen Nordsee und Ostsee gelegene östliche Beltsee starke Salzgehaltsschwankungen auf. Tabelle 1 zeigt am Beispiel einer zwanzigjährigen Beobachtungsreihe von der Beltseestation 44, die etwa 3,5 km nördlich von Warnemünde liegt (Abb. 1), die Mittel- und Extremwerte der Wassertemperatur sowie des Salz- und Sauerstoffgehalts zusammen mit statistischen Angaben.

Die Dichtesprungschicht, die zwischen Wasserkörpern unterschiedlichen Salzgehalts ausgebildet ist und in der Beltsee im Tiefenbereich zwischen 5 und 10 m beginnt, schränkt den vertikalen Wasseraustausch stark ein, während der horizontale Austausch durch Meerengen und submarine Schwellen behindert wird. Dadurch können im Bodenwasser stagnierende Bedingungen entstehen, in deren Verlauf biochemische Zersetzungsprozesse von organischem Material zu Sauerstoffmangel führen. In der Beltsee werden derartige Bedingungen vor allem im Spätsommer angetroffen, wobei es auch im Flachwasserbereich bereits

vereinzelt zur Schwefelwasserstoffbildung gekommen ist. Horizontale Austauschprozesse, verstärkt durch windbedingte Vermischung, führen im Spätherbst und Winter regelmäßig zu einer Erneuerung der stagnierenden Wassermassen und damit auch zu einer Sauerstoffversorgung der grundnahen Wasserschicht.

Rund 80 % des Wasseraustausches zwischen der Nordsee und der eigentlichen Ostsee erfolgen über die Darßer Schwelle. Die dabei transportierten Wassermassen passieren somit auch die Mecklenburg-Vorpommern vorgelagerten Seegewässer. Diese Wassertransporte unterliegen großen räumlichen und zeitlichen Schwankungen und können die Küstengewässer nachhaltig beeinflussen. Dies spiegelt sich auch in den Strömungsverhältnissen wider. Sie sind u.a. durch kurzzeitig auftretende, küstenparallele Strahlströme gekennzeichnet, die in Abhängigkeit von der Windrichtung sowohl westwärts als auch ostwärts (Vorzugsrichtung) setzen und in denen Geschwindigkeiten von über 100 cm/s (3,6 km/h) in der oberflächennahen Schicht auftreten. In der Regel liegen diese 1- 3 km breiten Strahlströme etwa 5 bis 10 km vor der Küste. Sie können sich aber auch bis dicht unter die Küste verlagern.

Eine weitere Besonderheit im Strömungsfeld, die sich auch in der Temperatur- und Salzgehaltsverteilung widerspiegelt, ist das zeitweise Auftreten von Wirbeln mit unterschiedlichem Drehsinn. Diese Wirbel haben einen Durchmesser von etwa 10 km und eine Lebensdauer von 1- 3 Tagen.

Während die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns im Winter relativ häufig zufrieren, tritt eine Vereisung der äußeren Küstengewässer nur selten auf. In besonders kalten Wintern kommt es jedoch zur Ausbildung eines unterschiedlich breiten Eissaumes an den freiliegenden Außenküsten mit teilweise erheblichen Behinderungen für die Schifffahrt. Normalerweise umfaßt die Eisperiode die Monate Januar und Februar, und nur in strengen Wintern tritt Eis auch in den angrenzenden Monaten auf.

Während die ozeanologischen Bedingungen in der östlichen Beltsee von nachhaltiger Bedeutung für die äußeren Küstengewässer vor Warnemünde sind, ist der Einfluß der Warnow relativ unbedeutend. Dieses wird durch Untersuchungen im Seegebiet vor Warnemünde belegt, bei denen der Salzgehalt als „tracer“ für die Ausbreitung der Flußwasserfahne benutzt wurde. Es gelang nur in Ausnahmefällen, den Ausstrom des Warnowwassers anhand verringerter Salzgehalte nachzuweisen (ROHDE, NEHRING, unveröffentlicht).

Tabelle 1 Mittlere hydrographische Bedingungen an der Station 44 (54° 12,9' N, 12° 05,1' E), 1970 bis 1989

Parameter	Tiefe	Mittel	Max	Min	STD	Anz
Temperatur (Grad C)	1,0	8,20	20,52	-0,67	5,70	70
Salzgehalt (‰)	1,0	11,86	18,00	8,43	2,11	70
O ₂ -Gehalt (ml/l)	1,0	7,87	11,60	5,12	1,20	70
O ₂ -Sätt. (%)	1,0	100,73	124,40	73,50	7,60	68
Temperatur (Grad C)	5,0	8,26	19,97	-0,44	5,64	70
Salzgehalt (‰)	5,0	12,19	18,00	8,43	2,17	71
O ₂ -Gehalt (ml/l)	5,0	7,79	11,67	5,01	1,20	71
O ₂ -Sätt. (%)	5,0	100,23	126,30	71,80	8,15	70
Temperatur (Grad C)	10,0	8,42	19,76	-0,44	5,41	79
Salzgehalt (‰)	10,0	13,93	20,85	9,83	2,62	79
O ₂ -Gehalt (ml/l)	10,0	7,26	11,41	3,96	1,43	77
O ₂ -Sätt. (%)	10,0	94,41	127,00	54,10	11,12	77

Erklärung:

Mittel - Mittelwert

Max - Maximum

Min - Minimum

STD - Standardabweichung

VAR - Varianz

Anz - Werteanzahl

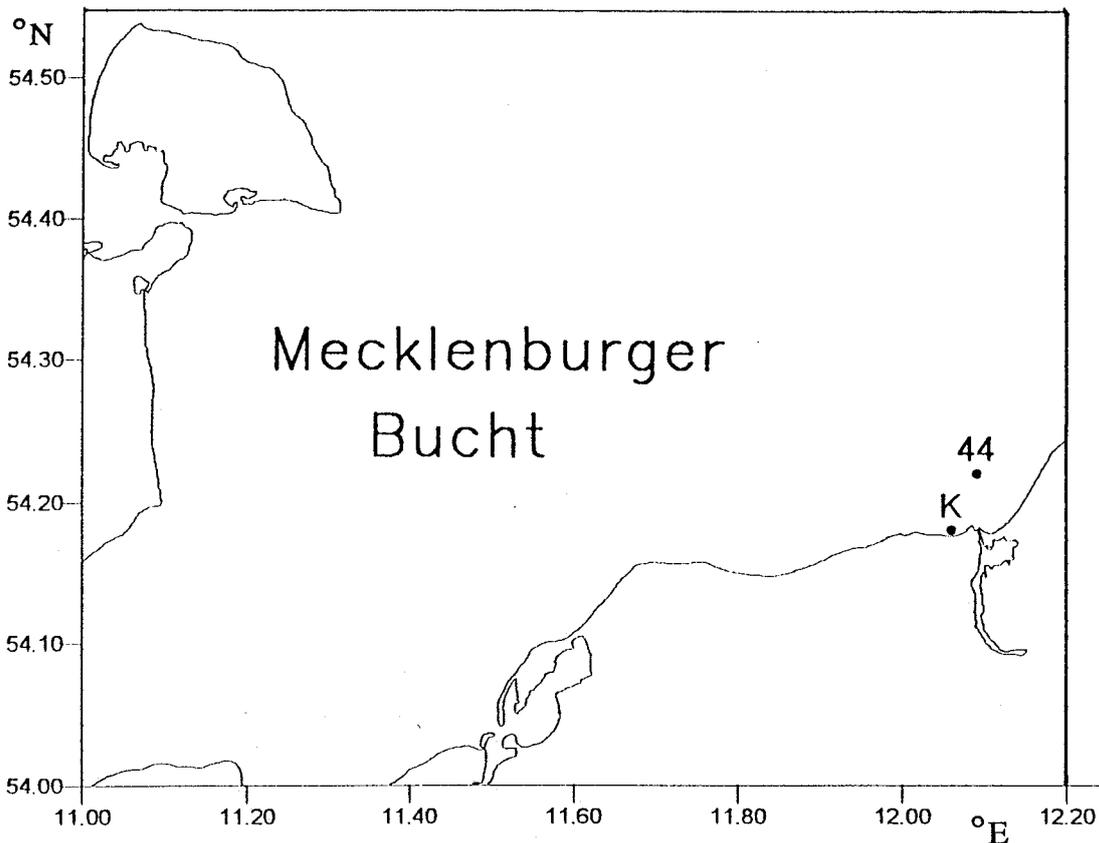


Abb. 1 Stationskarte
(K = Küstenstation, 44 = Bezugsstation der östlichen Beltsee)

Die im folgenden dargestellten Langzeituntersuchungen mit wöchentlicher Auflösung erfolgten etwa 2 km westlich der Warnowmündung von einem Steg aus in 75 m Entfernung vom Strand (Position: 54°11,0' N, 12°03,5' E)*. Die Wassertiefe an dieser Küstenstation betrug anfänglich 4 - 5 m. Durch den Bau hölzerner Buhnen, der 1990 bis 1992 erfolgte, und dem damit veränderten Sedimenttransport hat sich die Wassertiefe vor dem Steg auf etwa 2,5 m verringert. Gleichzeitig verlagerte sich die Uferlinie um etwa 12 m seewärts.

* Wir danken dem Staatlichen Amt für Umwelt und Natur in Rostock-Warnemünde für die freundliche Genehmigung zur Benutzung des Meßsteges.

Da die Küstenstation in der windabhängigen Turbulenzzone liegt, kann von einer ständigen guten Durchmischung über den gesamten Tiefenbereich ausgegangen werden, so daß die aus der Oberfläche genommenen Proben (jeweils etwa 60 l) als repräsentativ für die gesamte Wassersäule betrachtet werden können. Abb. 1 zeigt die Positionen der Küstenstation (K) sowie der Station 44, die als Bezugsstation für die hydrographischen Bedingungen in größerer Küstenentfernung dient.

3. Hydrographische Parameter

Die hydrographisch-chemischen Untersuchungen umfassen die Wassertemperatur und den Salzgehalt. Von einer Bestimmung des Sauerstoffgehalts wurde Abstand genommen, weil eine ungestörte Beprobung dieses Parameters nicht gewährleistet werden konnte, er darüber hinaus keine umweltrelevante Größe im Oberflächenwasser darstellt.

3.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde mittels eines Schöpftthermometers gemessen, wobei nur eine Genauigkeit von $\pm 0,1$ °C erreicht wird. In Abb. 2a sind die Variationen dieses Parameters, die im Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde auftraten, dargestellt. Abb. 2b zeigt die Monatsmittelwerte (vgl. auch Anhang, Tabelle A-2) und daraus resultierend den mittleren Jahresgang sowie die Standardabweichungen während des Untersuchungszeitraumes.

Erwartungsgemäß prägt der Jahresgang die Veränderungen bei der Temperaturverteilung. Das mittlere sommerliche Maximum der Wassertemperatur liegt im August und beträgt 17,4 °C, wobei das absolute Maximum von 20,2 °C im Juli 1992 gemessen wurde. Trotz des 1992 für Nordosteuropa extrem warmen Sommers (NEHRING et al., 1993), dessen herausragende Stellung sich auch in den Wärmesummen der Lufttemperatur an der meteorologischen Station Warnemünde widerspiegelt (Tabelle 2), lag das Maximum der Wassertemperatur nur wenig über den Höchstwerten früherer Jahre. Die mittleren Wassertemperaturen im Sommer können daher als repräsentativ für die Küstenstation angesehen werden.

Tabelle 2 Temperatursummen der Lufttemperaturen an der meteorologischen Station Warnemünde des Deutschen Wetterdienstes, Wetteramt Rostock (TIESEL, 1994); mittlere Temperatursummen 1961 bis 1990 in Klammern

	Wärmesummen ¹⁾ /K/		Kältesummen ²⁾ /K/
1988	113,5	1988/89	14,4
1989	120,4	1989/90	13,1
1990	128,8	1990/91	74,8
1991	82,1	1991/92	34,2
1992	275,3	1992/93	64,2
1993	75,0	1993/94	89,0
Mittel	132,5 (112,7)		48,3 (123,0)

¹⁾ Summe der über 16 °C liegenden Beträge der Tagesmitteltemperaturen (NEHRING et al., 1990)

²⁾ Summe der negativen Tagesmitteltemperaturen (HELLMANN, zit. nach KNOCH, 1957)

Das mittlere Minimum der Wassertemperatur von 2,5 °C trat im Februar auf. Das absolute Minimum von -0,5 °C wurde im Februar 1991 registriert. In diesem Zusammenhang sollte erwähnt werden, daß bezogen auf die Kältesummen für die Lufttemperaturen (Tabelle 2) nur der Winter 1993/94 annähernd den mittleren Bedingungen entsprach, während die Winter 1988/89 und 1989/90 extrem mild waren.

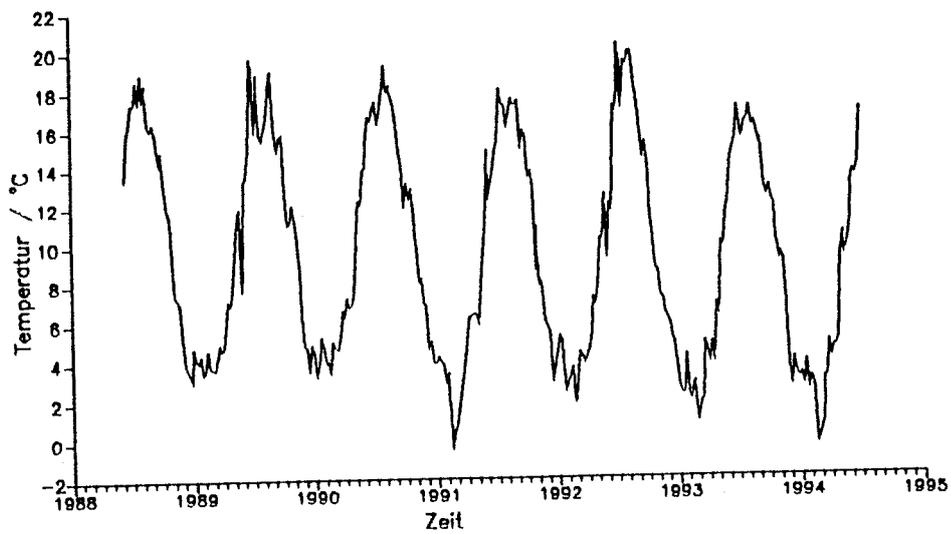


Abb. 2a Variationen der Wassertemperatur von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

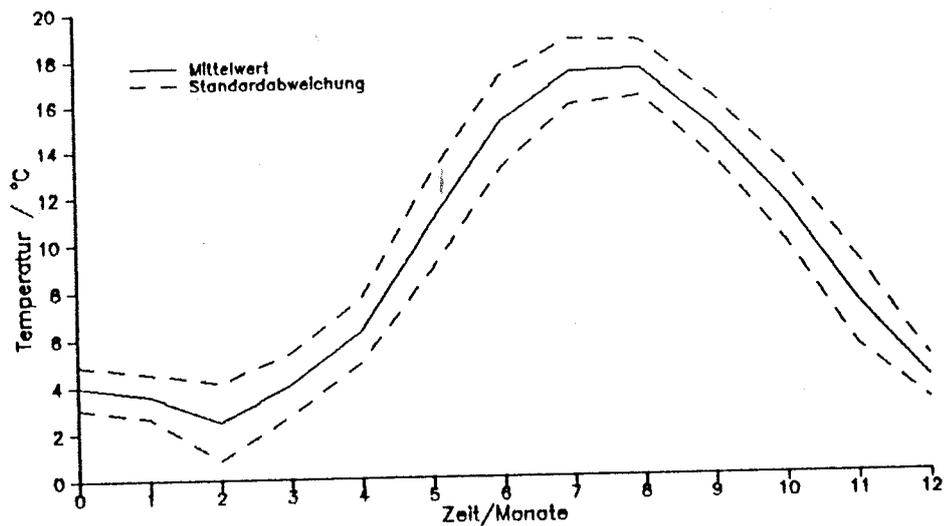


Abb. 2b Mittlerer Jahresgang der Wassertemperatur auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Die Übergangsjahreszeiten wiesen starke mittlere Temperaturveränderungen mit maximalen Beträgen von 4,3 K zwischen Mai und Juni sowie 4,2 K zwischen Oktober und November auf. Die stärksten kurzzeitigen Fluktuationen, die nicht nur durch die Sonneneinstrahlung, sondern in Abhängigkeit vom Windfeld vor allem durch Auftriebsvorgänge und advective Prozesse verursacht werden, traten von Ausnahmen abgesehen nicht im Frühjahr und Herbst, sondern im Sommer und Winter auf. Insgesamt zeigte die Wassertemperatur im Zeitraum 1988 bis 1994 keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den mittleren Bedingungen.

Im Vergleich zu den mittleren Wassertemperaturen in der Oberflächenschicht der Stat. 44 (vgl. Abb.1), die auf einer 20jährigen Meßreihe (1970 -1989) basieren und in Abb. 4a dargestellt sind, zeigt der mittlere Jahresgang an der Küstenstation Warnemünde in der zweiten Jahreshälfte nur geringe Abweichungen. Die größeren Abweichungen in der ersten Jahreshälfte haben ihre Ursache in den überwiegend milden Wintern des Untersuchungszeitraumes. Bei entsprechend langen Meßreihen an der Küstenstation ist zu erwarten, daß auch diese Abweichungen kompensiert werden. Die an dieser Station durchgeführten Messungen der Wassertemperatur können daher im Mittel als repräsentativ für einen erweiterten Küstenbereich angesehen werden.

3.2 Salzgehalt

Die Wasserproben für die Bestimmung des Salzgehalts wurden bis zu 12 Wochen in gut verschlossenen Polyäthylenflaschen aufbewahrt. Die Bestimmung dieses Parameters erfolgte mittels Salinometer (bis 1991 „Autolab“, danach „Autosal“) unter Verwendung von IAPSO-Standard-Sea-Water (WORMLEY, SURREY, U.K.) als Referenzwasser. Die unter Routinebedingungen erreichbare Genauigkeit beträgt $\pm 0,01$ ‰.

Die in Abb. 3a für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 dargestellten zeitlichen Veränderungen des Salzgehalts sind durch starke kurzzeitige Schwankungen gekennzeichnet, die 6 - 7 ‰ im Verlauf einer Woche betragen können. Ursache hierfür ist die Lage des Meßpunktes im Übergangsbereich zwischen Nordsee und eigentlicher Ostsee, das in Abhängigkeit vom Wind- und Strömungsfeld nachhaltigen advectiven Einflüssen unterliegt.

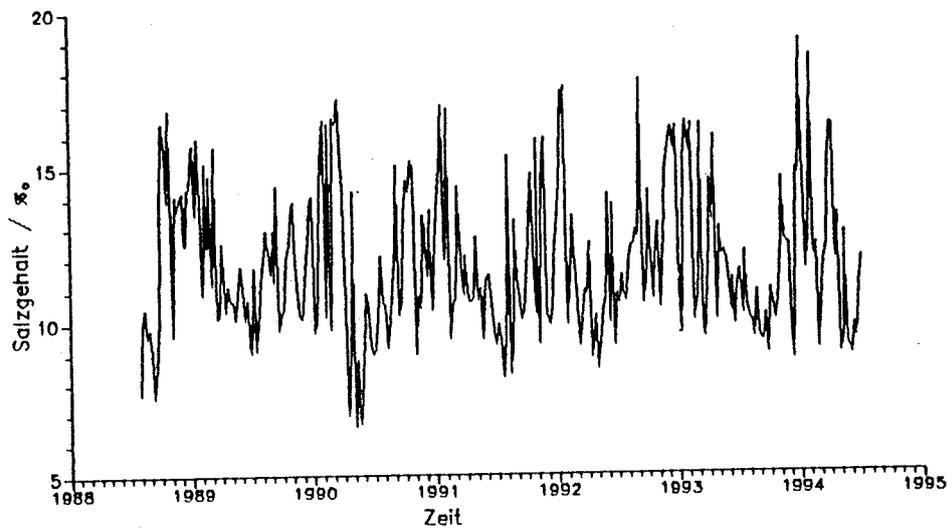


Abb. 3a Variationen des Salzgehalts von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

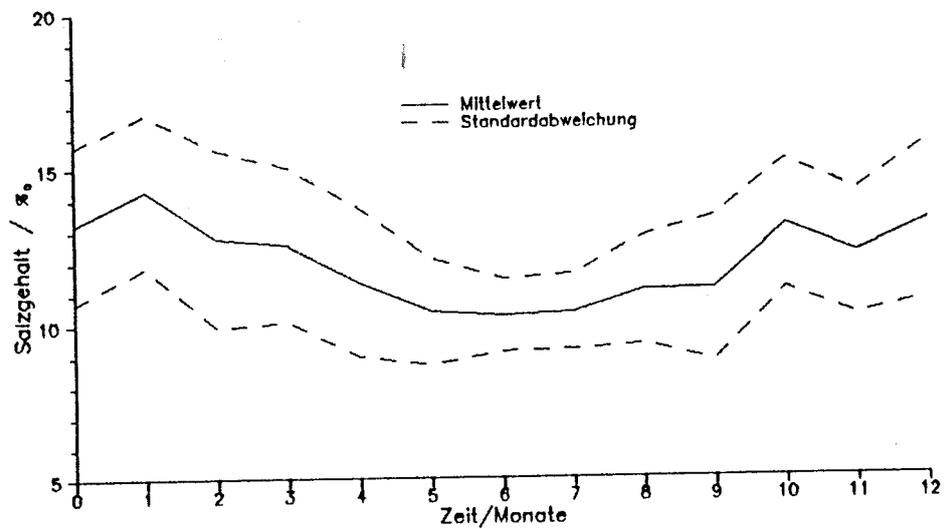


Abb. 3b Mittlerer Jahrgang des Salzgehalts auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

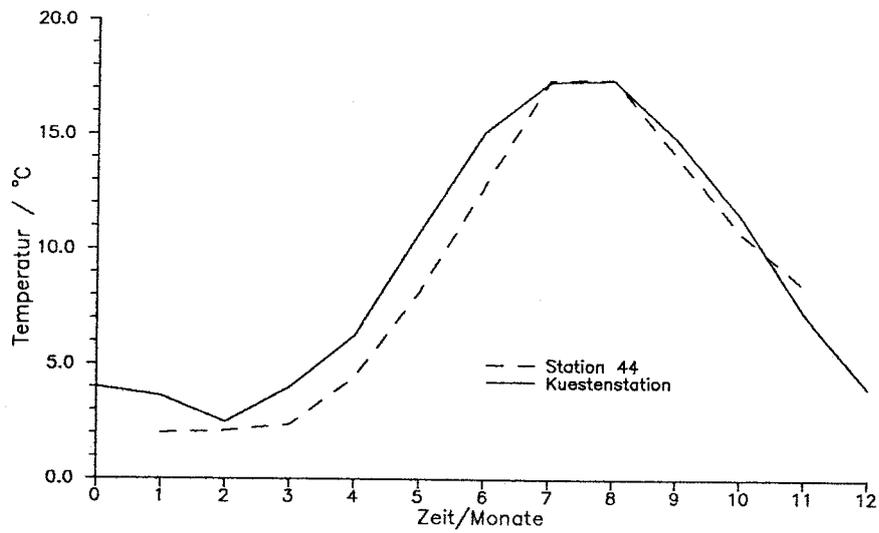


Abb. 4a Mittlerer Jahrgang der Wassertemperatur auf Station 44 (1970-1989) und an der Kuestenstation (1988-1994)

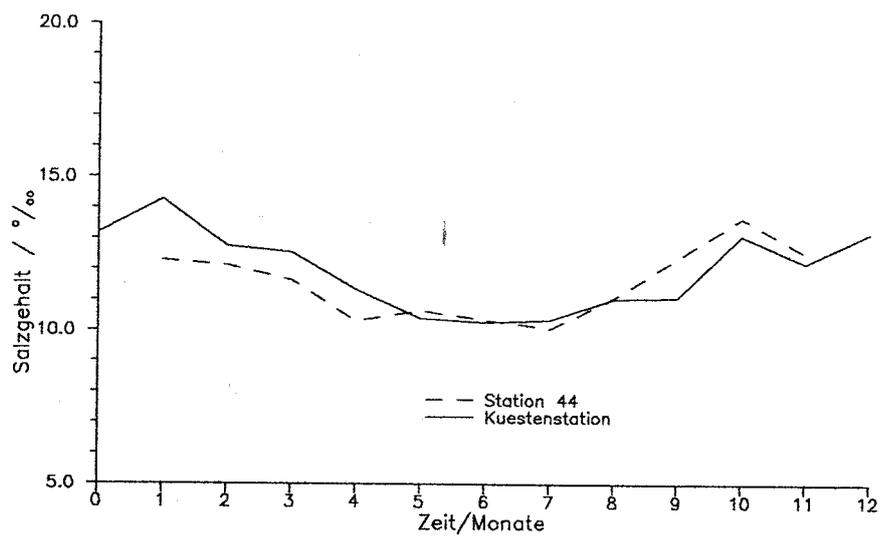


Abb. 4b Mittlerer Jahrgang des Salzgehalts auf Station 44 (1970-1989) und an der Kuestenstation (1988-1994)

Trotz starker kurzfristiger Fluktuationen zeichnet sich in Abb. 3b ein signifikanter mittlerer Jahrgang des Salzgehalts ab, der mit 14,2 ‰ im Januar und 13,1 ‰ im Oktober die höchsten sowie mit 10,3 ‰ im Juni die niedrigsten Monatsmittelwerte erreicht (vgl. auch Anhang, Tabelle A-3). Mit 18,95 ‰ wurde im Dezember 1993 das absolute Salzgehaltsmaximum und mit 6,60 ‰ im Mai 1990 das absolute Salzgehaltsminimum während des Untersuchungszeitraumes gemessen. Ähnlich wie bei der Wassertemperatur wurden auch beim Salzgehalt im Zeitraum 1988 bis 1994 keine signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den mittleren Bedingungen beobachtet.

Ein Vergleich der Küstenstation Warnemünde mit Stat. 44 in Abb. 4b ergibt hinsichtlich der Monatsmittel des Salzgehalts eine gute Übereinstimmung, obgleich die Länge der Zeitreihen unterschiedlich ist und die Einzelmessungen stark schwankten. Das gleiche gilt für die Jahresmittelwerte, die 11,89 ‰ (Küstenstation) bzw. 11,84 ‰ (Stat. 44) betragen. Ähnlich wie bei der Wassertemperatur ist daher auch der an der Küstenstation gemessene Salzgehalt repräsentativ für ein größeres Küstengebiet.

4. Nährsalze

Wasserproben für Nährsalzuntersuchungen an der Küstenstation Warnemünde wurden in Polyäthylenflaschen bis zu 12 Wochen unfiltriert bei -18 °C aufbewahrt. Vorversuche haben ergeben, daß dabei keine nachweisbaren Veränderungen auftraten. Die Bestimmung der Nährsalze (PO_4 , NO_3 , NO_2 , NH_4) erfolgte nach Standard-Methoden (ROHDE und NEHRING, 1979) unter Berücksichtigung der Richtlinien des Baltic Monitoring Programme (BMP) der HELCOM (1988). Die unter Routinebedingungen manuell erreichbaren Genauigkeiten betragen $\pm 0,02 \text{ PO}_4$, $\pm 0,1 \text{ NO}_3$, $\pm 0,01 \text{ NO}_2$ und $\pm 0,2 \text{ NH}_4$ jeweils in $\mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Phosphat und die anorganischen Stickstoffverbindungen sind wichtige Algennährstoffe, die bei ausreichendem Lichtangebot die biologische Produktivität eines Gewässers begrenzen. Sie werden daher auch als Mikronährstoffe bezeichnet und sind die Triebkraft der Eutrophierung. Dieser Prozeß intensiviert einerseits infolge verstärkten Nährstoffeintrags die Phytoplanktonentwicklung und führt andererseits über den biochemischen Abbau des dabei produzierten organischen Materials zu einer Belastung des Sauerstoffregimes.

In Abhängigkeit von der Phytoplanktonentwicklung weisen die Nährsalze charakteristische Jahrgänge in der Oberflächenschicht auf. Im Zusammenhang mit der Eutrophierung sind darüber hinaus Informationen über ihre Langzeitveränderungen von großer Bedeutung. Untersuchungen über Nährsalztrends spielen daher in der vorliegenden Arbeit eine wichtige Rolle. Sie sind zusammen mit den entsprechenden Untersuchungen an Phytoplanktonvariablen in Kapitel 7 zusammengefaßt.

Im Winter begrenzt das geringe Lichtangebot die biologische Produktivität der Ostsee. In dieser Jahreszeit werden die Nährsalze daher in der Oberflächenschicht angereichert. Mit der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons erfolgt eine Nährsalzverarmung, die den Sommer über erhalten bleibt, bis dann im Herbst mit der geringer werdenden Lichtintensität eine erneute Akkumulation der Nährsalze einsetzt. Dieser Jahrgang spiegelt sich in unterschiedlichem Maße sowohl in der Darstellung der Einzelwerte (Abb. 5a - 9a) als auch in den Monatsmittelwerten (Abb. 5b - 9b) sowie den Tabellen A-4 bis A-8 (Anhang) der Küstenstation Warnemünde wider. Die Einzelwerte veranschaulichen darüber hinaus die starken Konzentrationsschwankungen. Als Ursache hierfür muß die Resuspension partikulären Materials angesehen werden, durch die im Flachwasserbereich in Abhängigkeit von der windbedingten Durchmischung auch eine Nährstoffremobilisierung erfolgt. Dieser Prozeß wird durch die Advektion nährstoffärmerer und nährstoffreicherer Wassermassen sowie durch Auftriebsprozesse modifiziert.

Die mittleren winterlichen Maxima der Nährsalze fallen nicht zusammen. So wird das Phosphatmaximum bereits im Dezember erreicht, während die entsprechenden Nitrit- und Nitratmaxima erst im Februar auftreten. Ein ausgeprägtes Ammoniummaximum ist nicht vorhanden. Die Akkumulation dieser Stickstoffverbindung setzt bereits im September ein und bleibt bis Januar erhalten. Die beobachtete Reihenfolge in der Akkumulation der Nährsalze entspricht dem Verlauf der biochemischen Remineralisierung, die beim Phosphat am schnellsten beendet ist, bei den Stickstoffverbindungen aber über mehrere Zwischenstufen verläuft, bis als Endstufe der Nitrifikation schließlich Nitratstickstoff entstanden ist.

Sorptionsgleichgewichte an den Sedimenten bestimmen den Phosphatkreislauf in Flachgewässern (SCHLUNGBAUM, 1982) und sind damit auch für den küstennahen Bereich vor Warnemünde von Bedeutung. Phosphat verliert damit weitgehend seine Funktion als limitierender Algennährstoff, wobei die Frage seiner biologischen Verfügbarkeit, die häufig wesentlich niedriger ist als der analytisch nachweisbare Anteil (BACHER, 1990), an dieser Stelle nicht diskutiert werden kann.

Im Gegensatz zum Phosphat, das aufgrund von Sorptionsgleichgewichten auch in der produktionsbiologisch aktiven Jahreszeit stets in ausreichendem Maße aus den Sedimenten nachgeliefert wird, tritt bei den anorganischen Stickstoffverbindungen im Sommer eine Verarmung ein, die teilweise die Grenze der analytischen Nachweisbarkeit erreicht. Ähnlich starke Variationen der anorganischen Stickstoffverbindungen bei deutlich nachweisbaren Phosphatkonzentrationen werden im Sommer auch in den Darß-Zingster Boddengewässern beobachtet (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1991). In diesem Zusammenhang wird auf die Möglichkeit einer potentiellen Stickstofflimitierung der Primärproduktion hingewiesen. In Anbetracht der starken Trübung dieser Gewässer im Sommer (Sichttiefen bei Zingst etwa 0,3 m) wird jedoch der Lichtlimitation Vorrang eingeräumt.

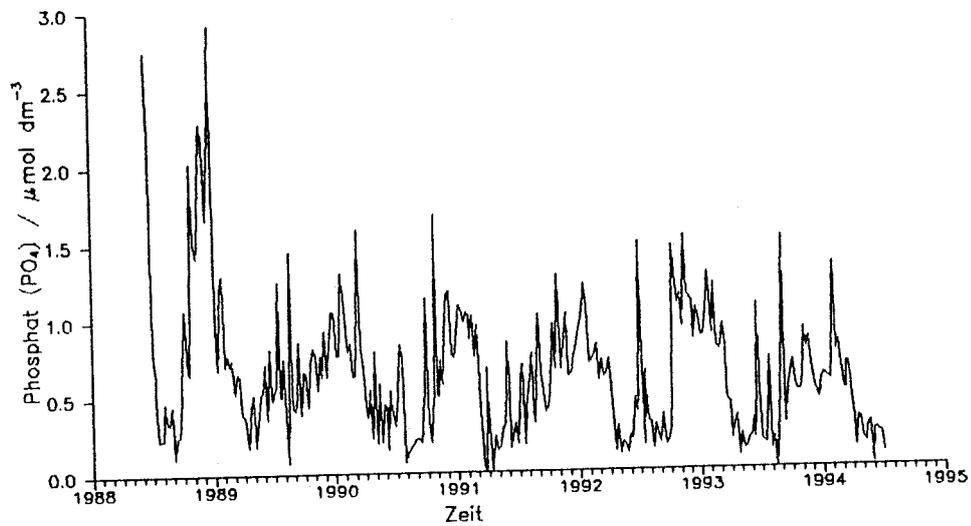


Abb. 5a Variationen der Phosphatkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

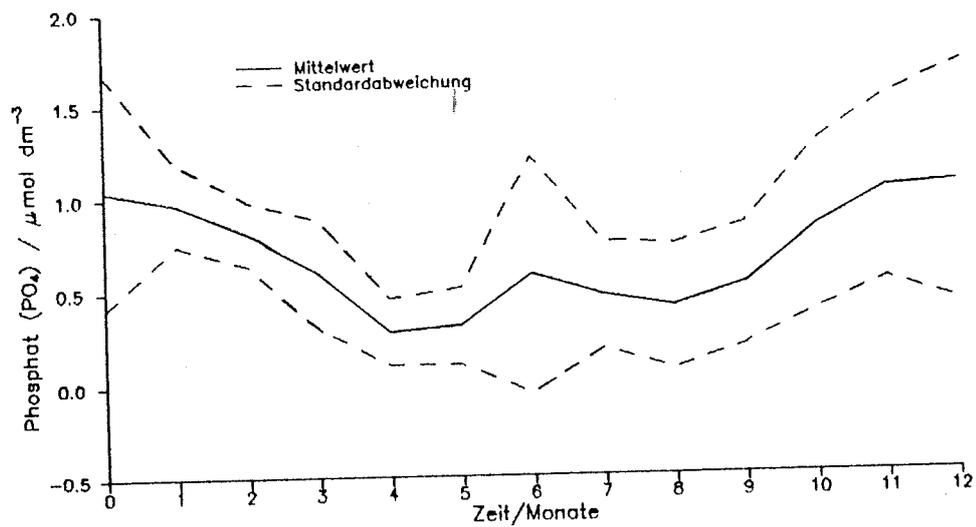


Abb. 5b Mittlerer Jahrgang der Phosphatkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

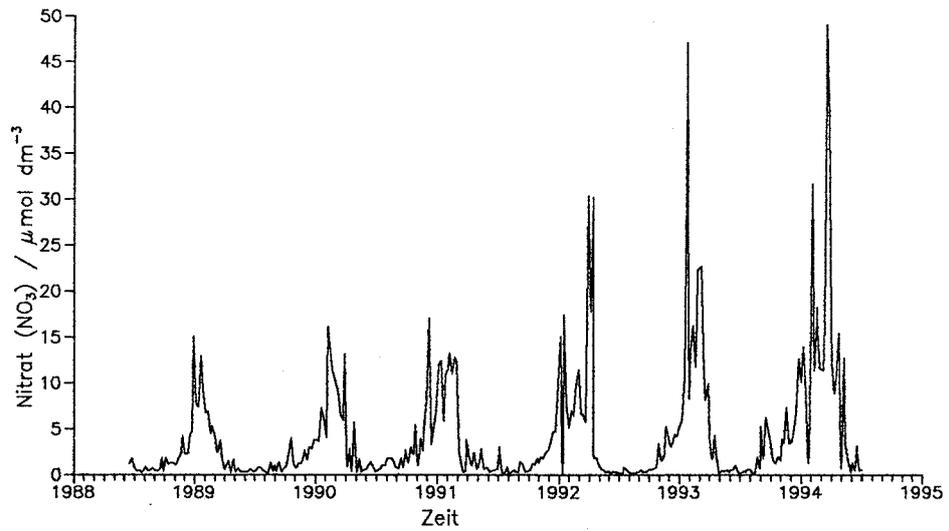


Abb. 6a Variationen der Nitratkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

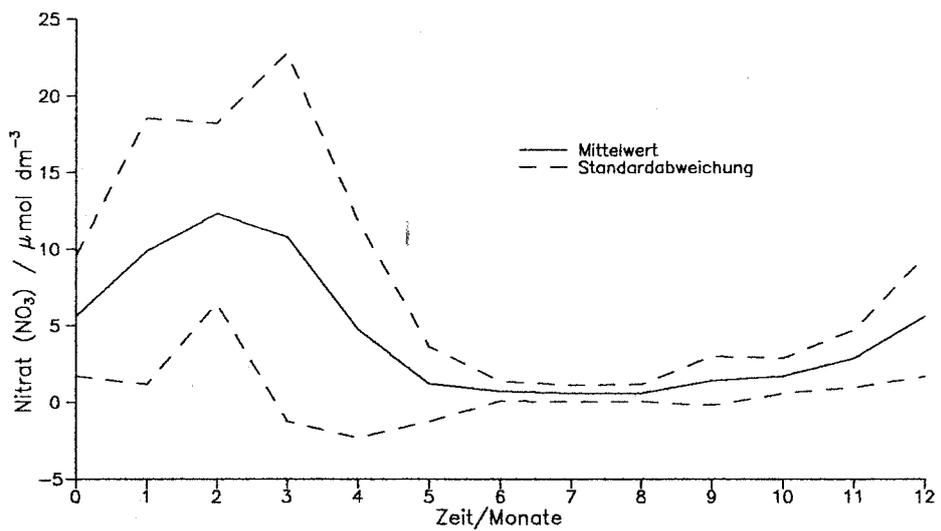


Abb. 6b Mittlerer Jahrgang der Nitratkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

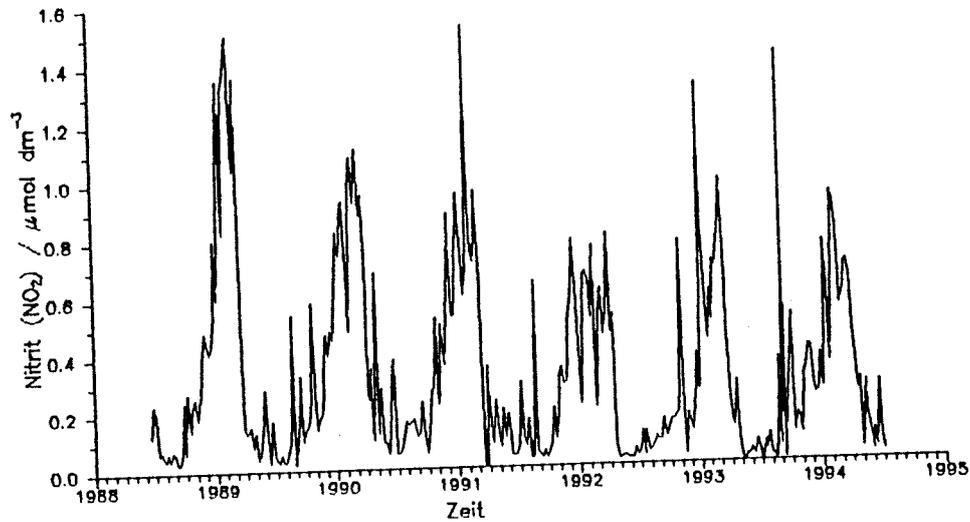


Abb. 7a Variationen der Nitritkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

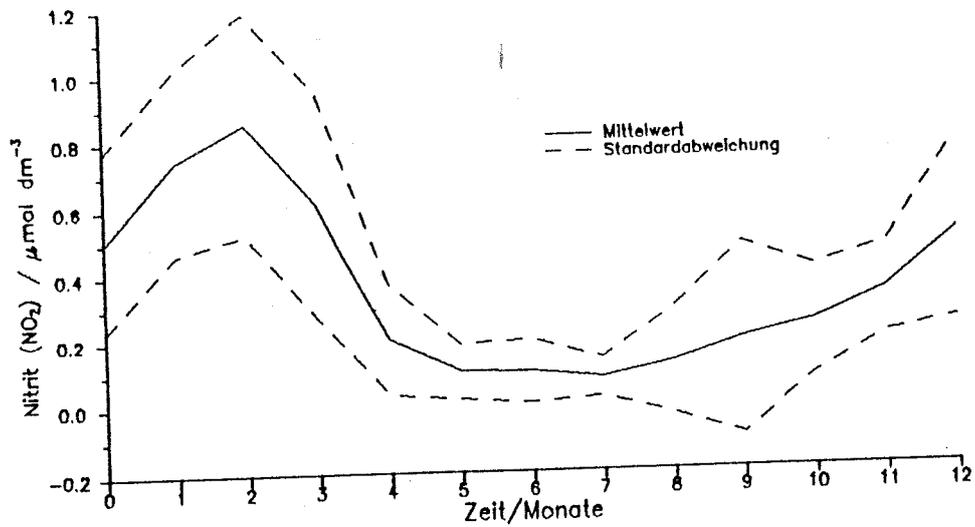


Abb. 7b Mittlerer Jahrgang der Nitritkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

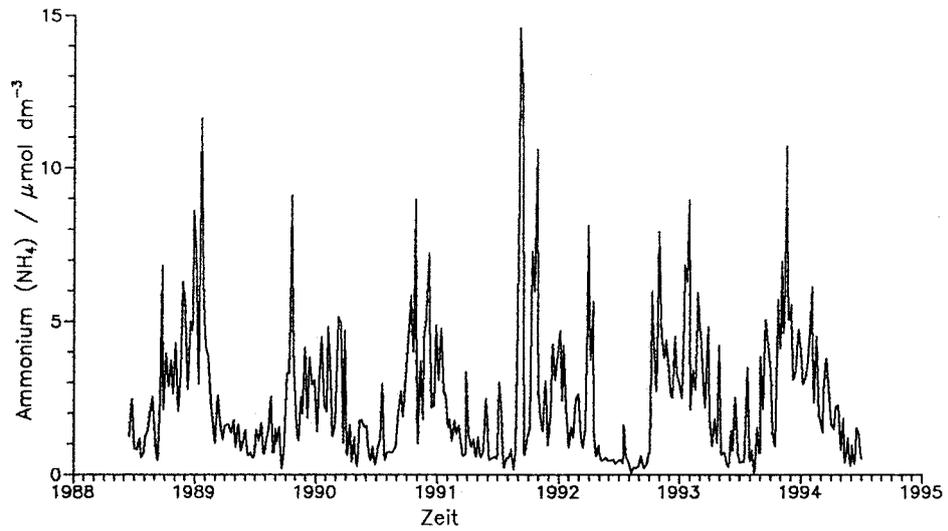


Abb. 8a Variationen der Ammoniumkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

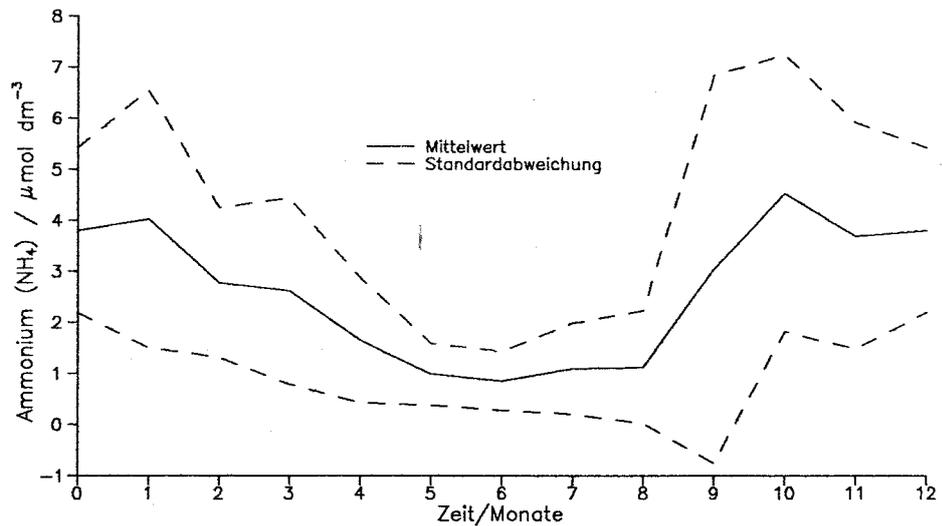


Abb. 8b Mittlerer Jahresgang der Ammoniumkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

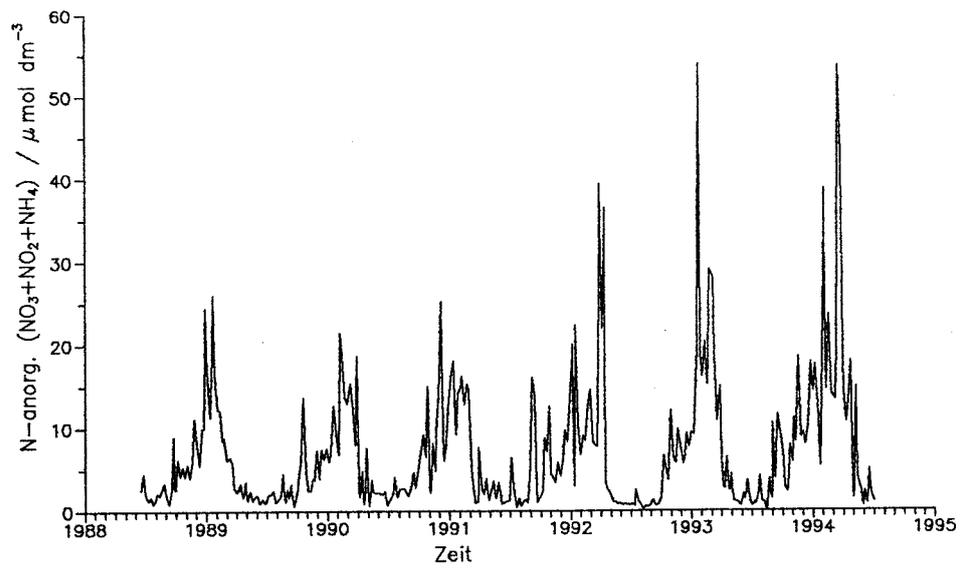


Abb. 9a Variationen der Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

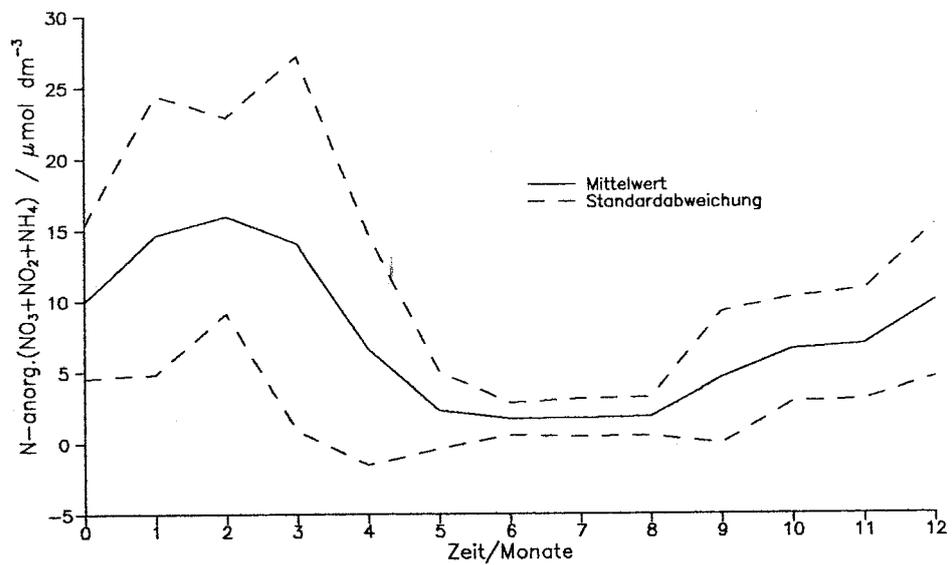


Abb. 9b Mittlerer Jahrgang der Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

In einigen Fällen wurden auch im Sommer, wenn die biologische Produktivität nicht durch das Lichtangebot begrenzt ist, sehr hohe Nährstoffkonzentrationen, vor allem Phosphat gemessen (Abb. 5a), die jedoch nicht repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sind. Diese Werte wurden daher nicht in die Mittelwertberechnungen einbezogen.

Frühere Untersuchungen, die in 5 - 6 km Küstenentfernung vor Warnemünde durchgeführt wurden (KAISER et al., 1990), ergaben geringere Schwankungsbreiten in den sommerlichen Nährstoffkonzentrationen als an der Küstenstation vor Warnemünde. Darüber hinaus waren vor allem die Phosphatkonzentrationen niedriger, weil wegen der größeren Wassertiefe (13 - 15 m) die Pufferkapazität der Sedimente nicht mehr wirksam wird. Dagegen herrschte weitgehende Übereinstimmung im Ausmaß und im zeitlichen Auftreten der winterlichen Nährstoffmaxima, wenn man von geringen Abweichungen beim Ammoniumstickstoff absieht.

Im Warnow-Ästuar wurden im Vergleich zur Küstenstation im Jahresmittel um den Faktor 10 - 20 höhere Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen sowie um den Faktor 2 - 3 höhere Phosphatkonzentrationen in der Oberflächenschicht gemessen (BACHOR, 1989). In der grundnahen Wasserschicht waren die Abweichungen geringer. Die Nährstoffkonzentrationen lagen jedoch auch in dieser Schicht deutlich über denen der Küstenstation. Massenbilanzen (BACHOR, 1989) ergaben, daß nur etwa 11 % der der Unterwarnow zugeführten anorganischen Stickstoffverbindungen und rund 7 % des Phosphats durch die Warnow in die Ostsee eingebracht werden. Der überwiegende Anteil dieser Nährstoffe verbleibt demnach in der Unterwarnow und wird dort in den Sedimenten abgeschieden oder unterliegt der Denitrifikation.

5. Organische Substanzen

5.1 Kohlenhydrate und Harnstoff

Die Bestimmung der Gesamtkohlenhydrate wurde in der Zeit von 1988 bis 1990 nach der Anthron-Methode (LEWIS und RAKESTRAW, 1955) vorgenommen, während in den Jahren 1992 und 1993 die MBTH-Methode (BURNEY und SIEBURTH, 1977) angewendet wurde. Die Hydrolysebedingungen dieser Methode sind schonender als bei der Anthronmethode (LEWIS und RAKESTRAW, 1955). Es werden jedoch neben den Kohlenhydraten auch andere Verbindungen mit einer 1,3-Diketostruktur erfaßt. Die an der Küstenstation Warnemünde gemessenen Werte, die als Glucose-Äquivalente angegeben werden und eine Genauigkeit von $\pm 0,25 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ aufweisen, liegen daher ab 1992 insgesamt höher als in den Jahren 1988 bis 1990 (Abb. 10a) und sind nicht miteinander vergleichbar. In der zusammenfassenden Tabelle A-9 (Anhang) und der nachfolgenden Diskussion sind deshalb nur die Daten aus den Jahren 1992 und 1993 berücksichtigt worden.

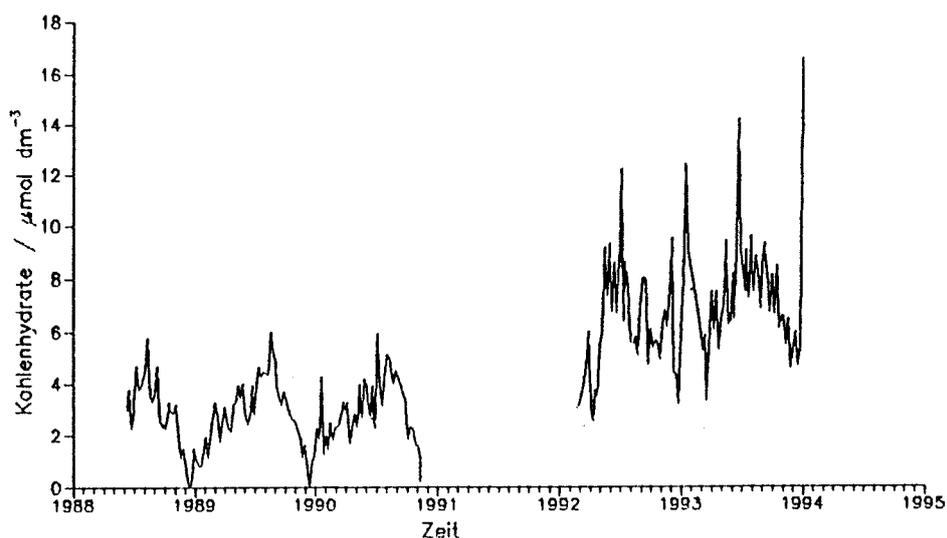


Abb. 10a Variationen der Konzentration der gelösten Gesamtkohlenhydrate von Juni 1988 bis November 1991 (Anthronmethode) und 1992/93 (MBTH - Methode) an der Küstenstation Warnemünde

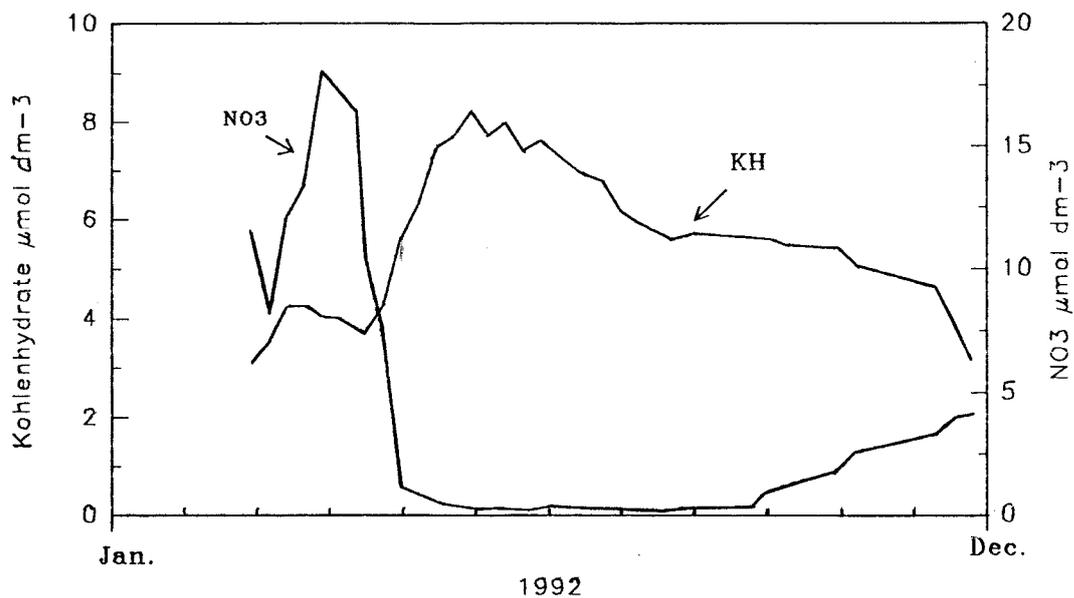


Abb. 10b Jahrgang der Kohlenhydrat- und Nitratkonzentrationen 1992 nach gleitender Mittelung und Eliminierung der durch Resuspension beeinflussten Werte

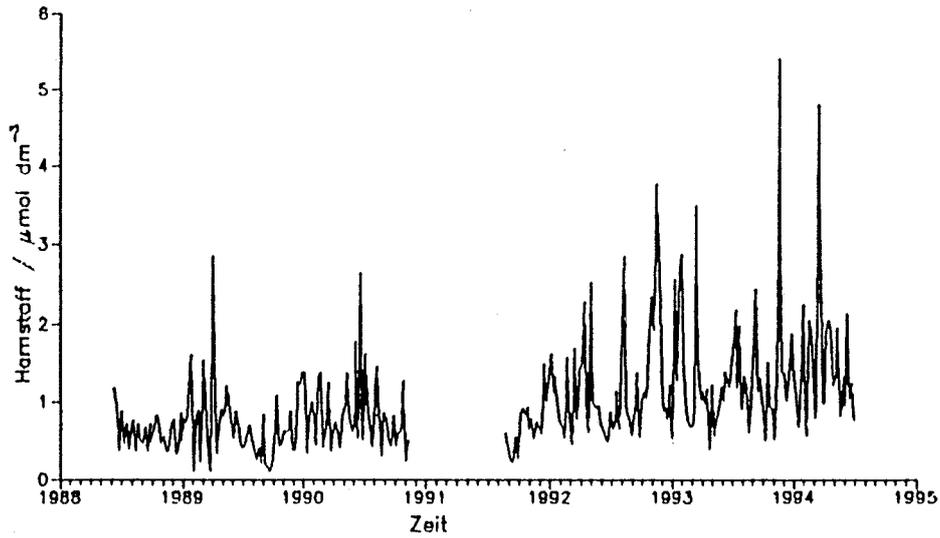


Abb. 11a Variationen der Harnstoffkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

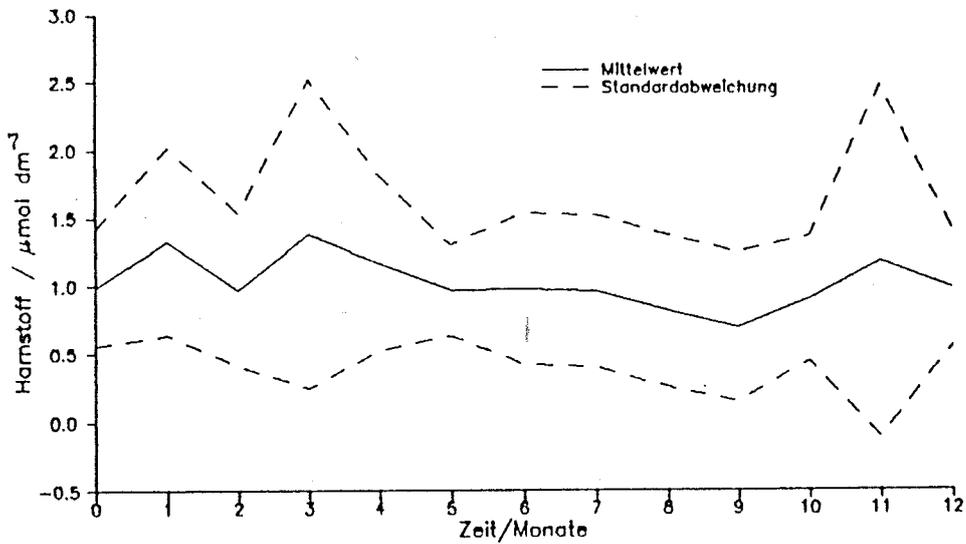


Abb. 11b Mittlerer Jahrgang der Harnstoffkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Die Kohlenhydratmessungen wurden an unfiltrierten Proben vorgenommen. Es werden also auch die Kohlenhydratgehalte in suspendiertem partikulärem Material miterfaßt, die im Falle starker Resuspensionen vom Sediment zu den Extremwerten in Abb. 10a führen. Um diesen Effekt zu reduzieren, wurde den Proben, deren Seston Gehalt mehr als das Doppelte des mittleren Gehalts betrug ($10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), ein signifikanter Resuspensionsanteil zugeschrieben und ihre Kohlenhydratwerte bei den folgenden Betrachtungen zum Jahresgang nicht berücksichtigt. Abb. 10b zeigt den Jahresgang der in dieser Weise selektierten Kohlenhydratkonzentrationen aus dem Jahr 1992, die zudem einer gleitenden Mittelung (5 Punkte) unterzogen wurden. Die Kohlenhydratkonzentrationen im Jahr 1993 ließen sich nicht in der geschilderten Weise auswerten, da keine Seston-Daten zur Verfügung standen. Die Werte in Abb. 10a deuten jedoch einen ähnlichen saisonalen Gang an. Die jahreszeitlichen Veränderungen der Gesamtkohlenhydrate sind durch einen steilen Anstieg der Konzentrationen auf $8 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ im Mai gekennzeichnet. Die Konzentrationen verdoppeln sich in etwa und erreichen ihr Maximum im Juni. In der Folge ist ein flacher stetiger Abfall auf winterliche Werte um $3 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ zu beobachten. Die ebenfalls in Abb. 10b dargestellten Nitratkonzentrationen zeigen insbesondere im Mai einen gegenläufigen Gang. Der Anstieg der Kohlenhydratkonzentrationen geht einher mit dem Abfall der Nitratwerte. Hieraus wird deutlich, daß die mit dem Nitratverbrauch gekoppelte Phytoplanktonentwicklung die Kohlenhydratkonzentrationen anwachsen läßt. Dieses läßt sich durch verschiedene Prozesse wie Exudation durch Phytoplanktonzellen sowie deren Zersetzung und Zerstörung während des Fraßes von Zooplanktern erklären. Im Herbst werden Kohlenhydrate im Laufe der Remineralisierung als Substrat verbraucht und Nitrat freigesetzt. Es bleibt jedoch eine Hintergrundkonzentration von etwa $3 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ erhalten.

Mit Beginn des Jahres 1994 wurden die Untersuchungen auf Kohlenhydrate an der Küstenstation eingestellt und auf die offene Ostsee verlagert.

Harnstoff gelangt als Endprodukt des Eiweißstoffwechsels tierischer Organismen, vor allem des Zooplanktons, und durch den mikrobiellen Purin- und Pyrimidinabbau ins Meerwasser. In küstennahen Regionen ist der Eintrag durch Festlandsabflüsse mit in Betracht zu ziehen. Die Harnstoffwerte, die nach der Methode von NEWELL et al. (1967) gemessen wurden und eine Genauigkeit von $\pm 0,2 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ erreichen, sind in Abb. 11a und 11b (vgl. auch Anhang, Tabelle A-10) dargestellt.

Trotz eines deutlichen Einflusses des Badebetriebes auf die Harnstoffkonzentration direkt am Warnemünder Strand (Abb. 12; IRMISCH, NEHRING, NAUSCH, unveröffentlichte Untersuchungen 1990 und 1992) treten in den Sommermonaten an der Küstenstation keine generell erhöhten Werte auf. Im Vergleich zu den Ergebnissen der Jahre 1988-1991 wurden von Mai bis Juli sogar eher geringere Konzentrationen festgestellt. Trotzdem liegen auch diese Werte deutlich über denen der Lübecker, Bucht aber unter denen der Oderbucht.

Über ähnlich hohe Harnstoffkonzentrationen wie an der Küstenstation vor Warnemünde berichtet STEINMANN (1976) aus dem Inneren der Kieler Bucht und macht anthropogene Ursachen dafür verantwortlich. Auch für das Untersuchungsgebiet ist diese Möglichkeit nicht auszuschließen. Einer Untersuchung von BACKHAUS (1983) zufolge ist die Warnow

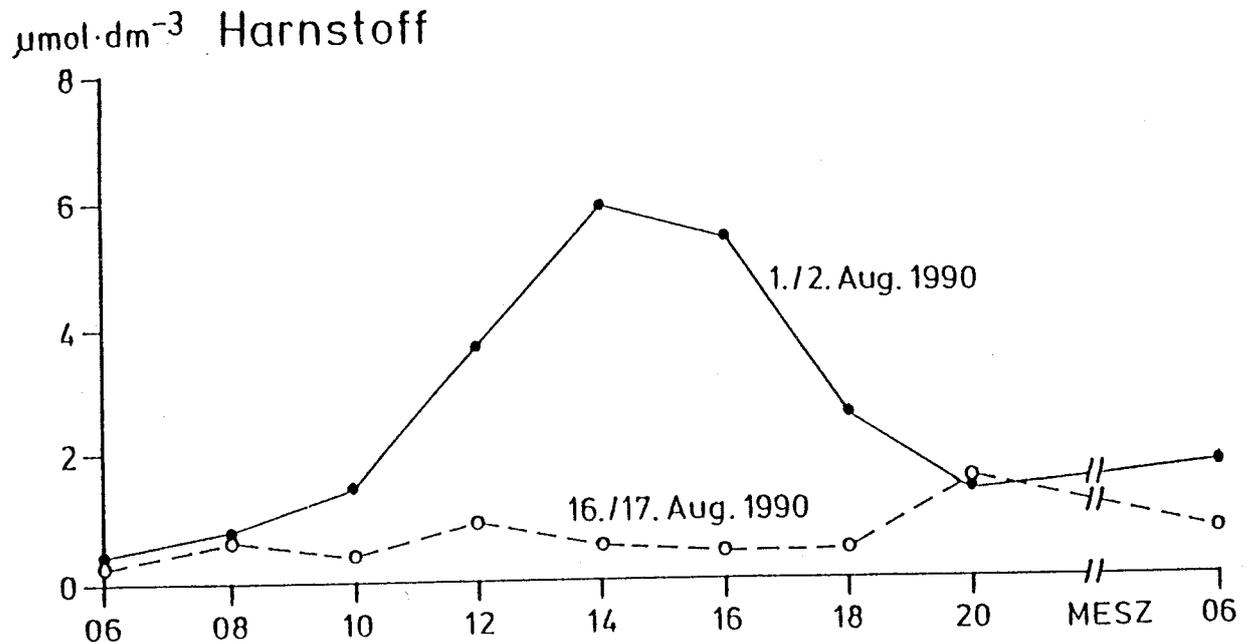


Abb. 12 Harnstoffkonzentrationen im strandnahen Bereich von Warnemünde (0,5 m Wassertiefe) bei Sonnenschein und intensivem Badebetrieb (1./2. Aug. 1990) sowie bedecktem Himmel und ohne Badebetrieb (16./17. Aug. 1990), jeweils bei schwachwindigem Wetter (MESZ = mitteleuropäische Sommerzeit)

mit beträchtlichen Harnstoffmengen, im Mündungsgebiet wurden bis $25 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ gemessen, belastet. Untersuchungen aus der eigentlichen Ostsee liegen u.a. von IRMISCH (1986) vor. In der Arkonasee wurden in den Jahren 1980 bis 1984 Harnstoffkonzentrationen zwischen $0,08$ und $1,13 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ bei einem Mittel von $0,46 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ gemessen.

Harnstoff wird als wichtige Stickstoffquelle für viele Phytoplankter angesehen, wenn die stickstoffhaltigen anorganischen Nährstoffe aufgezehrt sind. Dafür spricht insbesondere der schwach ausgeprägte Jahresgang der Harnstoffkonzentration. Daß aber auch andere Prozesse die Harnstoffkonzentration beeinflussen, läßt die große Schwankungsbreite der Werte vermuten. Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang vor allem Austauschprozesse mit dem Sediment. Bei früheren Untersuchungen (KAISER et al., 1990) in einem Gebiet

ca. 5 - 6 km nordwestlich von Warnemünde mit Wassertiefen von 13 - 15 m spielten derartige Ursachen offenbar eine geringere Rolle, denn die Variabilität der Harnstoffwerte war niedriger als an der Küstenstation. In Anbetracht seiner Rolle als möglicher Algennährstoff muß der Harnstoff in Nährstoffbilanzen des küstennahen Seegebietes berücksichtigt werden, vor allem auch im Zusammenhang mit der Eutrophierung dieser Gewässer.

5.2 Gelbstoffe

Gelbstoffe sind gelöste organische Substanzen (Humin- und Fulvosäuren), deren chemische Zusammensetzung weitgehend unbekannt ist. Ausführlich untersucht wurde ihr spektrales Absorptionsvermögen, das durch einen exponentiellen Anstieg zum kurzwelligen Bereich charakterisiert ist. Die Gelbstoffe entstehen im Pelagial durch Stoffwechselprozesse. Größere Bedeutung im küstennahen Bereich hat ihr terrigener Ursprung durch Entwässerung von Mooregebieten. Die Gelbstoffe werden über die Flüsse ins Meer eingetragen und sind deshalb ein Indikator für die Identifikation von Flußwasser. Bei Vermischung mit Salzwasser gehen sie teilweise in einen kolloiden Zustand über und werden ausgefällt. Dadurch tritt in Flußmündungsgebieten nicht nur ein Verdünnungseffekt auf, sondern die gelösten Substanzen werden teilweise aus der Lösungsphase entfernt. Durch ihre spektrale Absorption modifizieren sie die optischen Eigenschaften des Meerwassers (Farbe) und stellen eine Störgröße bei der Bestimmung der Chlorophyllkonzentration aus Fernerkundungsdaten für den sichtbaren Spektralbereich dar, die insbesondere im küstennahen Bereich zu berücksichtigen ist. Aus diesem Grunde wurden in den letzten Jahren intensiv methodische Untersuchungen zur Gelbstoffabsorption in verschiedenen Meeresgebieten durchgeführt.

Im Rahmen der Zeitreihenuntersuchungen im küstennahen Bereich vor Warnemünde wurde die Gelbstoffabsorption im gesamten sichtbaren Bereich mit dem Spektralphotometer LAMBDA 2 von Perkin Elmer an filtrierten Seewasserproben gemessen. Dazu wurde aus den natürlichen Proben mit Glasfaserfiltern Whatman GF/C ($0,45 \mu\text{m}$) das suspendierte Material abfiltriert. Die Messungen wurden an der Küstenstation Warnemünde von März 1992 bis März 1994 und an der Warnemünder Mole von Juni 1992 bis Dezember 1993 durchgeführt. Im Mittel wurde der für die spektrale Abhängigkeit der Gelbstoffabsorption typische Exponent gefunden, wobei höhere Werte für den Exponenten bei geringeren Konzentrationen auftraten. Ähnliche Ergebnisse wurden bereits in der Pommernbucht im Einflußbereich der Oder erzielt. Im vorliegenden Bericht wurde die Absorption bei 440 nm $a_{\lambda}(440)$ zur Charakterisierung der Variation der Gelbstoffe genutzt.

In Abb.13a und 13b sind die Monatsmittel der Gelbstoffabsorption a_{λ} bei 440 nm dargestellt, und in den Tabellen A-11a und A-11b (Anhang) sind die dazugehörigen statistischen Parameter zusammengefaßt. Aus den monatlichen Mittelwerten der beiden Meßpositionen lassen

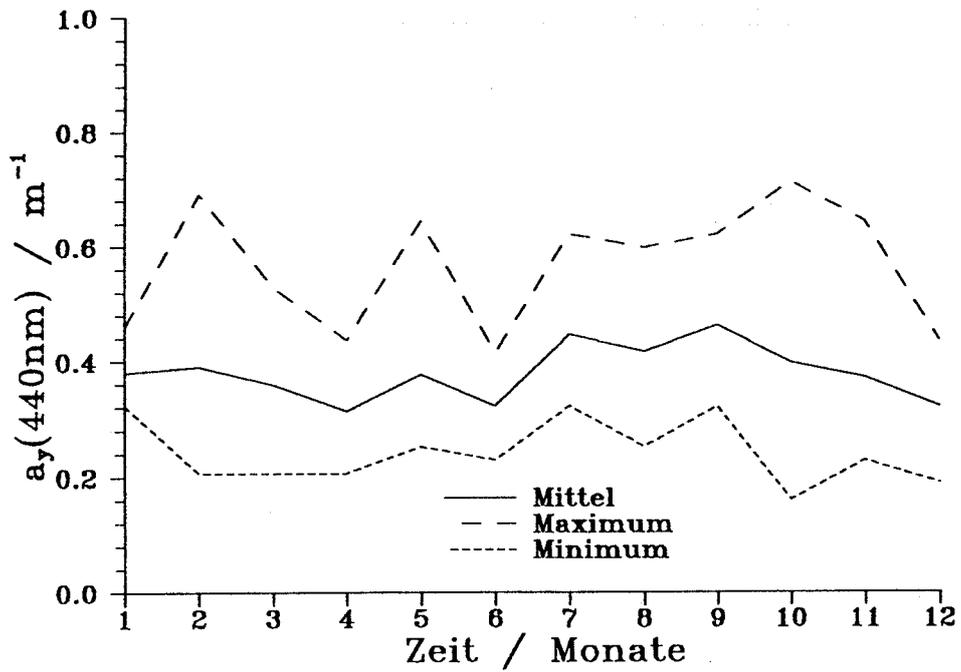


Abb. 13a Jahrgang der Gelbstoffabsorption a_y (440 nm) auf der Grundlage der Monatsmittel von Februar 1992 bis März 1994 an der Küstenstation Warnemünde

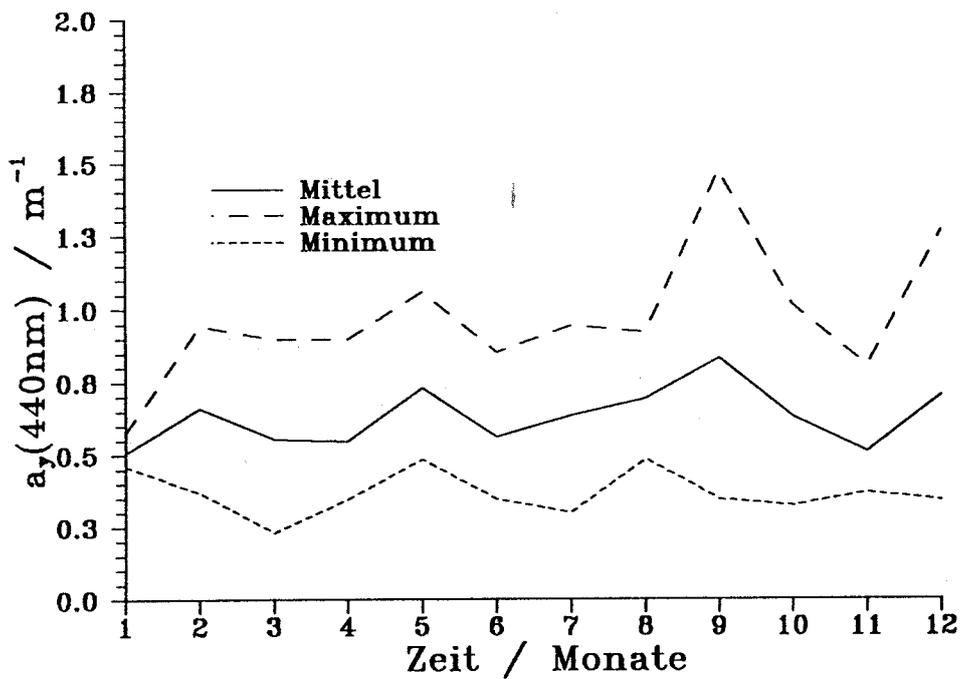


Abb. 13b Jahrgang der Gelbstoffabsorption a_y (440 nm) auf der Grundlage der Monatsmittel von Juni 1992 bis Dezember 1993 an der Mole von Warnemünde

sich kaum typische Jahresgänge ableiten. Es deuten sich lediglich schwach ausgeprägte Maxima im Februar, Mai und September an. Vermutlich ist die Zeitreihe zu kurz und die Meßfrequenz zu gering, um eine aussagefähige Saisonalität erkennen zu können. Außerdem ist der Einfluß der Windrichtung und des Wasserstandes auf den Wasseraustausch im Bereich der Warnowmündung nicht zu vernachlässigen. Speziell die Meßposition an der Mole kann entweder durch die Warnow oder durch die offene Ostsee beeinflusst sein. Das belegen auch die starken Variationen in Abb. 14. Dabei lagen die Schwankungen an der Warnemünder Mole zwischen $0,3$ und $1,5 \text{ m}^{-1}$ und an der Küstenstation Warnemünde zwischen $0,2$ und $0,75 \text{ m}^{-1}$. Die Minimalwerte der Küstenstation entsprechen den für die westliche Ostsee typischen Werten. Die Minimalwerte an der Mole liegen teilweise in ähnlicher Größenordnung, was auf den Einfluß von Ostseewasser hindeutet. Die Maxima an der Mole sind durch das Warnowwasser geprägt. Die hohen Konzentrationen traten insbesondere im Jahre 1993 dann auf, wenn entweder südliche Winde einen ungehinderten Ausstrom des Warnowwassers ermöglichten oder wenn nordöstliche Winde den Abfluß behinderten. In Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen sowie der Lage der beiden Meßpositionen zueinander ist keine Korrelation zwischen den Gelbstoffgehalten an der Mole und an der Küstenstation zu erwarten.

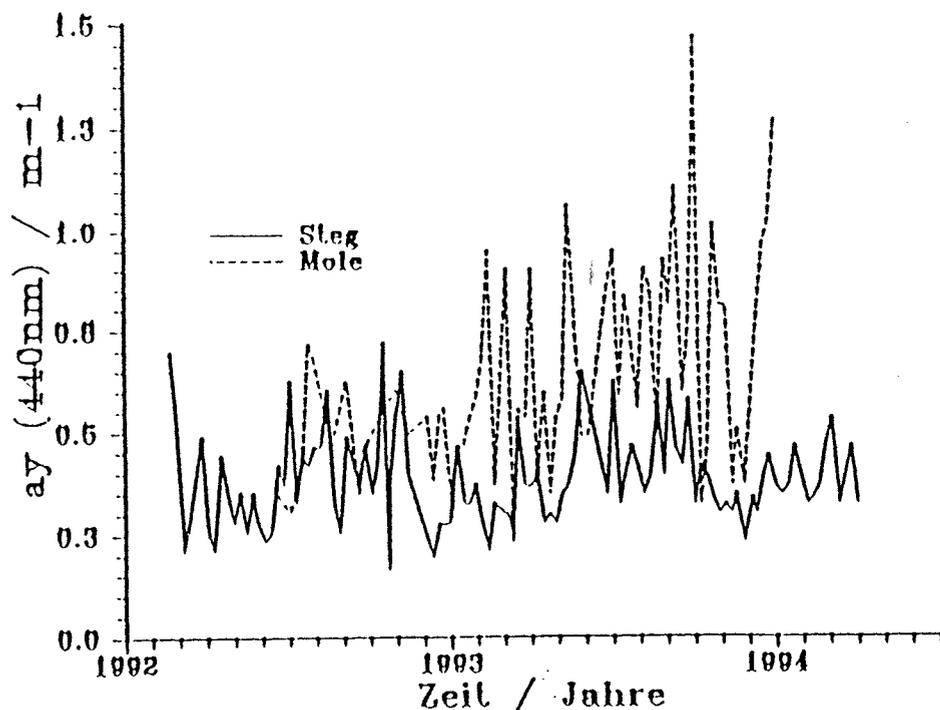


Abb. 14 Variationen der Gelbstoffabsorption a_y (400 nm) von Februar 1992 bis März 1994 an der Küstenstation Warnemünde und an der Mole von Warnemünde

6. Biologische Variable

6.1 Phytoplankton

Zur Erfassung der Phytoplanktonentwicklung an der Küstenstation Warnemünde wurden von dem wöchentlich genommenen Probenwasser 250 cm³ mit 1 cm³ Lugolscher Lösung (saure Jod/Jodkalium-Lösung nach WILLEN, 1962) fixiert und daraus ein definiertes Volumen am umgekehrten Mikroskop (nach UTERMÖHL, 1958) ausgezählt. Die Biomasse des Phytoplanktons in der Einheit $\mu\text{g C}\cdot\text{dm}^{-3}$ wurde mittels Umrechnungsfaktoren aus den Zählresultaten errechnet (EDLER, 1979). Diese Umrechnungsfaktoren wurden im Jahre 1993 neu bestimmt und alle bislang angefallenen Daten seit 1988 mit diesen verbesserten Faktoren neu berechnet. Die Neuberechnung führte im allgemeinen zu niedrigeren Kohlenstoffwerten. Bei Proben mit sehr hohem Sedimentanteil, der auf starke windbedingte Aufwirbelungen an der relativ flachen Probennahmestation zurückzuführen war, wurde auf eine mikroskopische Biomassebestimmung verzichtet.

Die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons der Ostsee ist gut bekannt. Die wesentlichen für die westliche Ostsee beschriebenen Arten wurden auch von uns gefunden. Wir verzichten daher an dieser Stelle auf die Darstellung der ausführlichen Artenliste und verweisen stellvertretend auf die Arbeiten von KELL (1981), EDLER et al. (1984) und PANKOW (1990). Die wichtigsten an der Küstenstation beobachteten Arten sind der Tabelle 3 zu entnehmen.

Die Wochenwerte der Phytoplanktonbiomasse (als Kohlenstoff-Äquivalente) über den gesamten Untersuchungszeitraum von Juni 1988 bis Juni 1994 sind in Abb. 15a dargestellt. Die starken Schwankungen sind meistens nicht mit realen Wachstums- und Verlustprozessen, sondern durch Advektion von Wasserkörpern mit sehr verschiedenem Phytoplanktongehalt zu erklären. Ein weiterer Beitrag zu den starken Biomassenschwankungen wird durch windbedingte Resuspension von Algen aus dem Sedimentbereich oder durch Sedimentation der Planktonorganismen in windstillen Perioden geleistet.

Außerdem kann nicht ausgeschlossen werden, daß ein Wasserkörper mehrfach die Probennahmestation passiert, so daß eine scheinbar verschwundene Art nach einer gewissen Zeit wieder erscheint.

Tabelle 3 Vorkommen von Phytoplankton-Biomassen > 100 µg C/l

Datum:	Phytoplankton-Biomasse [µg C/l]	
	gesamt:	dominierende Arten:
06.07.88	184	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 145
10.08.88	279	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 243
12.04.89	152	<i>Skeletonema costatum</i> : 136
17.05.89	293	<i>Skeletonema costatum</i> : 144, <i>Eutreptiella spec.</i> : 104
26.07.89	111	<i>Ceratium tripos</i> : 77
16.08.89	345	µ-Algen: 158, <i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 89, <i>Ceratium tripos</i> : 47
09.05.90	118	<i>Skeletonema costatum</i> : 95
20.06.90	267	<i>Pyramimonas spec.</i> : 129, µ-Algen: 108
01.08.90	233	<i>Prorocentrum micans</i> : 162, <i>Eutreptiella spec.</i> 51
15.08.90	308	<i>Prorocentrum minimum</i> : 217, <i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 51
29.08.90	300	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 113
14.03.91	201	<i>Thalassiosira levanderi</i> : 70, <i>Skeletonema costatum</i> : 55
27.03.91	107	µ-Algen: 85
08.05.91	120	<i>Eutreptiella spec.</i> : 71
13.06.91	258	µ-Algen: 178, unbest. Dinoflagellaten: 73
04.07.91	109	µ-Algen: 99
25.07.91	163	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 60, µ-Algen: 41
01.08.91	288	<i>Rhizosolenia alata</i> : 236
23.04.92	277	<i>Eutreptiella spp.</i> : 268
21.05.92	343	<i>Skeletonema costatum</i> : 304
11.06.92	202	<i>Rhodomonas minuta</i> : 89, <i>Protoperidinium spp.</i> : 53
09.07.92	203	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 118, <i>Gymnodinium spp.</i> : 28
23.07.92	353	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 133, <i>Prorocentrum minimum</i> : 130
30.07.92	309	<i>Prorocentrum minimum</i> : 190, <i>Rhodomonas minuta</i> : 58
06.08.92	254	<i>Prorocentrum minimum</i> : 132, <i>Ceratium tripos</i> : 34
20.08.92	106	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 50
27.08.92	181	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 57, <i>Prorocentrum minimum</i> : 44
07.04.93	300	<i>Gymnodinium spp.</i> : 216, <i>Rhodomonas minuta</i> : 44
29.04.93	851	<i>Eutreptiella spec.</i> : 604, <i>Katodinium rotundatum</i> : 19
27.05.93	181	<i>Protoperidinium spp.</i> : 86, <i>Katodinium rotundatum</i> : 58
10.06.93	218	<i>Eutreptiella spec.</i> : 94, <i>Gymnodinium spp.</i> : 60
15.07.93	118	<i>Eutreptiella spec.</i> : 86
05.08.93	408	<i>Nodularia spumigena</i> : 152, <i>Gymnodinium spp.</i> : 47
07.10.93	192	<i>Ceratium tripos</i> : 32
30.12.93	122	<i>Ceratium tripos</i> : 112
28.04.94	249	<i>Rhodomonas minuta</i> : 131, <i>Katodinium rotundatum</i> : 46
30.06.94	123	<i>Rhizosolenia fragilissima</i> : 106

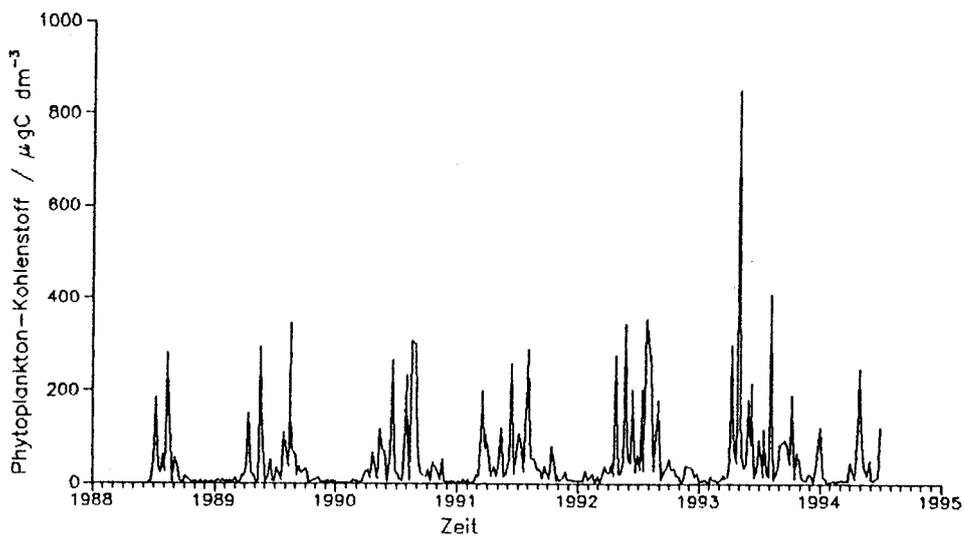


Abb. 15a Variationen des Phytoplankton-Kohlenstoffs von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

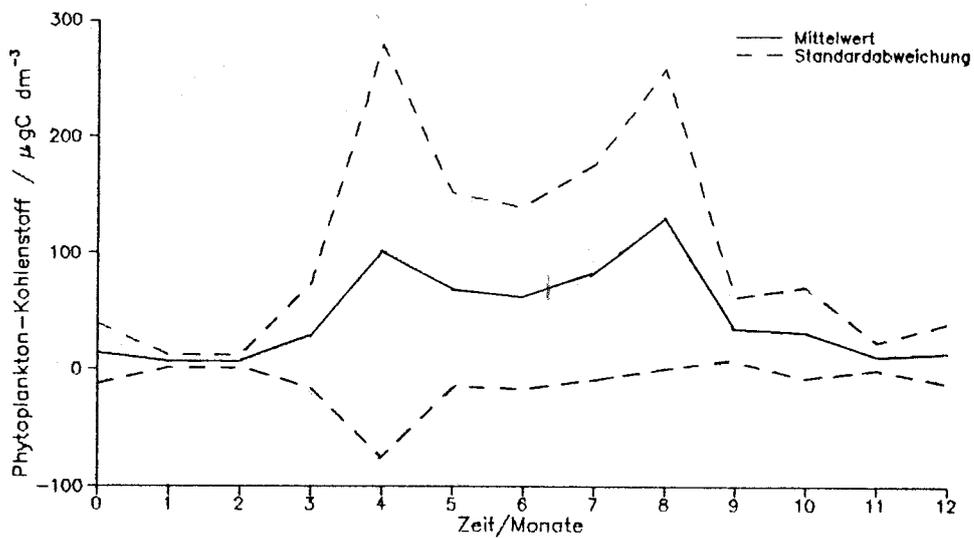


Abb. 15b Jahrgang des Phytoplankton-Kohlenstoffs auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juni 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Die Phytoplankton-Biomassen stiegen im allgemeinen nicht über $400 \mu\text{g C} \cdot \text{dm}^{-3}$ an. Eine Verallgemeinerung der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons ist nicht einfach, da die zwischenjährlichen Unterschiede beträchtlich sein können. Ein mittlerer Jahresgang des Untersuchungszeitraums ist in Abb. 15b dargestellt. Die zugehörige Statistik ist in Tabelle A-12 (Anhang) zusammengefaßt und belegt die großen Schwankungen zahlenmäßig. Die bei den wöchentlichen Messungen feststellbaren zahlreichen Extrema (siehe Abb. 15a) werden durch die Bildung von Monatsmitteln über den gesamten Untersuchungszeitraum ausgeglichen, und es bleiben nur zwei Maxima (April und August, siehe Abb. 15b) übrig, die offensichtlich eine besonders hohe Repräsentativität besitzen.

KELL et al. (1982) fanden bei der Betrachtung monatlicher Mittelwerte ebenfalls einen zweigipfligen Verlauf der Phytoplanktonentwicklung. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, daß bei einer detaillierteren Betrachtung der einzelnen Wochenwerte drei Maxima zu erkennen sind. Die Frühjahrsblüte bestand aus Kieselalgen (besonders *Detonula confervacea*, *Achnanthes taeniata*). Sie wurde durch physikalische Faktoren (Licht, Temperatur) ausgelöst und brach mit weitgehender Erschöpfung der anorganischen Stickstoffverbindungen (spätestens Ende April) zusammen. Die Ausbildung des Sommer-Maximums aus N_2 -fixierenden Cyanobakterien, wie *Nodularia spumigena* und *Aphanizomenon flos-aquae*, war gebunden an hohe Wassertemperaturen und eine relativ stabile hydrographische Situation. Das Herbst-Maximum bestand aus Dinoflagellaten (*Ceratium tripos*, *C. fusus*) und in geringerem Maße aus Kieselalgen (z.B. *Nitzschia seriata*, *Guinardia flaccida*).

Diese für die Mecklenburger Bucht beobachtete Jahressukzession des Phytoplanktons gilt aber nicht für alle Gebiete der Ostsee. Schon in der Kieler Bucht liegen in qualitativer und quantitativer Hinsicht völlig andere Verhältnisse vor. So beschrieb SMETACEK (1978, 1985) für dieses Seegebiet zu den 3 genannten Blüten noch eine weitere Blüte aus *Prorocentrum balticum* im Mai. Durch ihre Fähigkeit zu vertikalen Wanderungen kann diese Alge auch die in größerer Tiefe vorhandenen Nährstoffe nutzen. Die Bedeutung der sommerlichen Cyanobakterien-Entwicklung scheint in der Kieler Bucht noch geringer zu sein als in der Mecklenburger Bucht, wohingegen in der Arkonasee starke sommerliche Blaualgenblüten anzutreffen sind (z.B. HÜBEL, 1984).

Der Phytoplanktonkohlenstoff wurde auch in Trenduntersuchungen einbezogen. Die Ergebnisse sind in Kapitel 1.7 zusammen mit entsprechenden Untersuchungen an den Nährsalzen und dem Chlorophyllgehalt dargestellt.

6.2 Primärproduktion

Die im Hellen („Hellflaschen“) ermittelten Kohlenstoffaufnahmeleistungen entsprechen der photoautotrophen Kohlenstoffassimilation des Phytoplanktons. Im Dunklen („Dunkelflaschen“) wird die chemoautotrophe und heterotrophe, somit die lichtunabhängige Kohlenstoffaufnahme bestimmt. Da in beiden Fällen die Aufnahme des anorganischen Kohlenstoffs unter definierten Laborbedingungen (konstantes Licht, konstante Temperatur) ermittelt wurde, muß im Gegensatz zu in-situ Bedingungen von potentieller Primärproduktion gesprochen werden.

In Abb. 16a ist die lichtabhängige Kohlenstoffassimilation an der Küstenstation Warnemünde für den Zeitraum von Juni 1988 bis Juli 1994 dargestellt. Aus dem Kurvenverlauf ist zu erkennen, daß die potentielle Primärproduktion im Frühjahr anzusteigen beginnt. Daß auch unter natürlichen Bedingungen zum gleichen Zeitpunkt die Phytoplanktonblüte einsetzt, zeigen die deutliche Erniedrigung der Konzentrationen der anorganischen Algenährstoffe (Abb. 5 - 9) sowie die Zunahme der Chlorophyllkonzentrationen (Abb. 19a,b). Die höchsten mittleren Produktionsraten wurden jedoch in den Sommermonaten gemessen (Abb. 16b). Diese Tatsache steht scheinbar im Widerspruch zu den niedrigen Konzentrationen des Nitratstickstoffs zu dieser Jahreszeit. Da das Phosphat aber im Sommer für eine intensive Algenproduktion in ausreichender Menge vorhanden ist (Abb. 5a,b), muß gefolgert werden, daß vorrangig Ammoniumstickstoff sowie organische Stickstoffverbindungen wie Harnstoff (vgl. Abschnitt 5.1. und Abb. 1 la,b) oder Aminosäuren durch das Phytoplankton genutzt werden (HELLEBUST, 1978; HOLLIBAUGH, 1976; MCCARTHY, 1980). Außerdem kann angenommen werden, daß bei der geringen Wassertiefe am Untersuchungsort, schon bei schwachem Seegang durch den Austausch Sediment - Wasser Nährstoffe für das Phytoplankton verfügbar werden. Wie die Abb. 7 und 8 zeigen, sind sowohl Ammonium- als auch Nitritstickstoff, wenn auch in geringen Konzentrationen, noch nachweisbar. Zum Jahresende hin nehmen die Assimilationsraten wieder ab und gehen auf Werte $< 5 \text{ mg C m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ zurück. Aus der Abb. 16a ist zu erkennen, daß in den Jahren 1990 und 1991 die potentielle Primärproduktion geringer als in den Vorjahren und in der nachfolgenden Untersuchungsperiode war. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß der 1990/91 in der Umgebung der Küstenstation durchgeführte Bühnenbau sich zeitweilig ungünstig auf die Produktivität des Phytoplanktons ausgewirkt hat, weil die damit verbundene Sedimentaufwirbelung die Lichtverhältnisse beeinträchtigte.

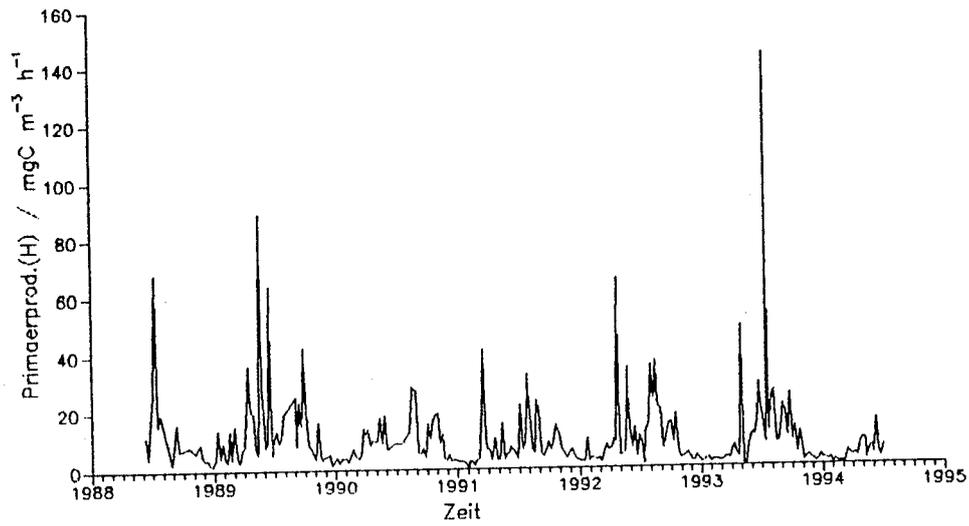


Abb. 16a Variationen der potentiellen Primärproduktion von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

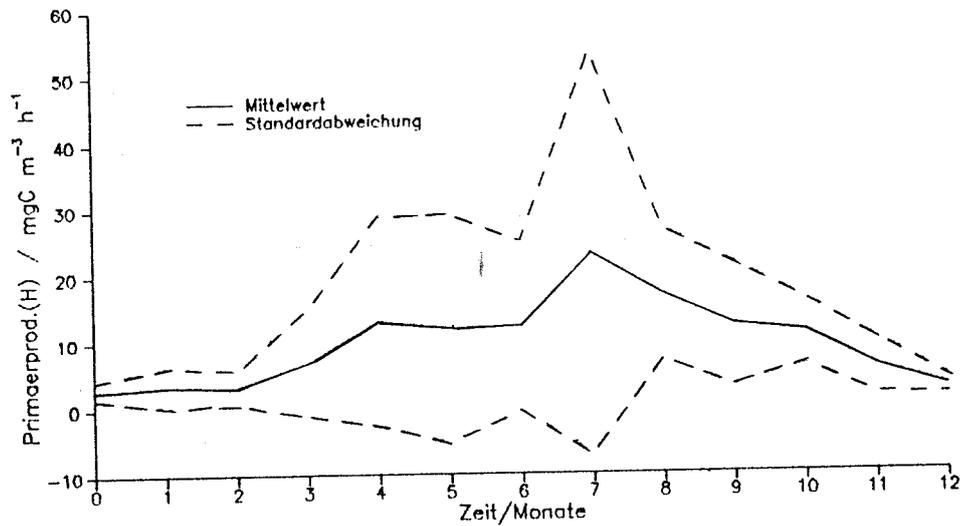


Abb. 16b Jahrgang der potentiellen Primärproduktion auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

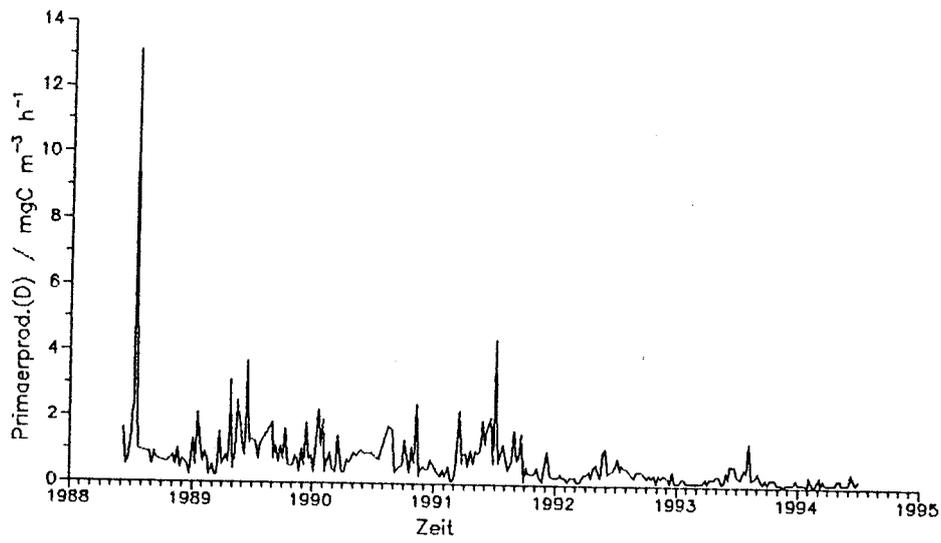


Abb. 17a Variationen der Kohlenstoffaufnahme in den Dunkelflaschen von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

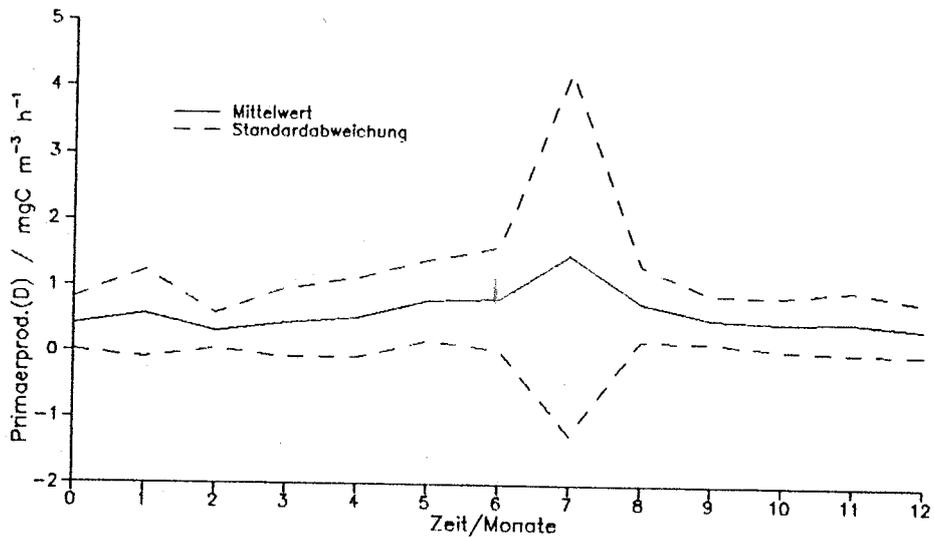


Abb. 17b Jahresgang der Kohlenstoffaufnahme in den Dunkelflaschen auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

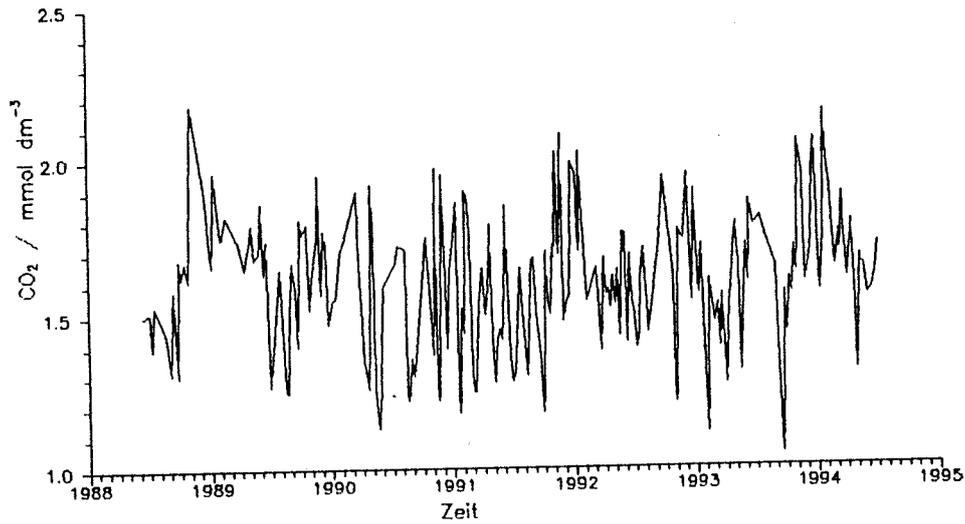


Abb. 18a Variationen der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

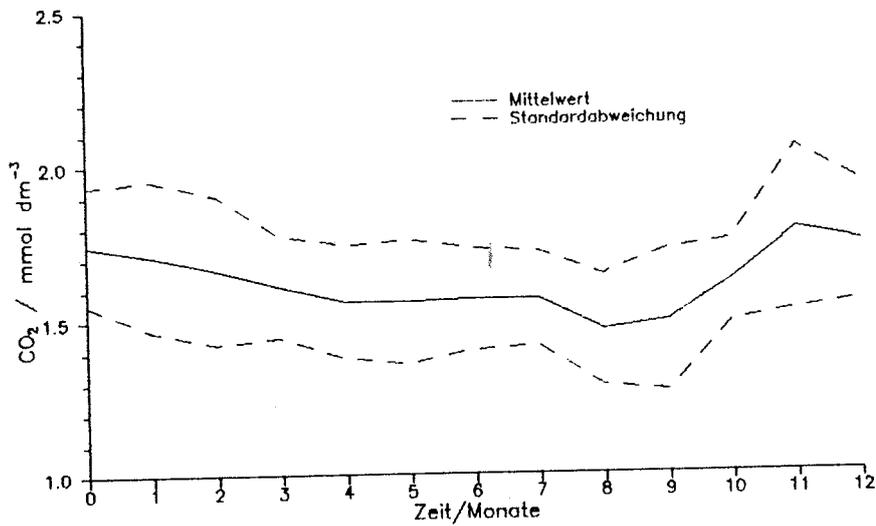


Abb. 18b Jahrgang der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Die Abb. 16b zeigt, daß die Primärproduktion des Phytoplanktons im Mittel vom Februar bis zum August kontinuierlich ansteigt, ohne daß ein deutliches Frühjahrsmaximum, das in den Regionen der offenen Ostsee stets gefunden wird, auftritt. In einzelnen Jahren (Abb. 16a) sind dagegen deutliche Frühjahrs-Peaks erkennbar (1989, 1991, 1992, 1993), die aber durch die monatliche Mittelung ausgeglichen werden. Es kann somit festgestellt werden, daß im küstennahen Bereich im Jahresverlauf keine eindeutige Nährstofflimitation für das Phytoplankton existiert. Die Algenproduktion scheint daher vor allem durch das Licht begrenzt zu werden.

Die lichtunabhängigen Kohlenstoffassimilationsraten sind in den Abb. 17a,b dargestellt. Der mittlere Jahresgang auf Grundlage der Monatsmittelwerte zeigt im Sommer ein geringes Maximum (Abb. 17b). Es kann damit erklärt werden, daß die Aktivität von Bakterien und anderen heterotrophen Organismen in dieser Jahreszeit infolge der höheren Temperaturen begünstigt wird. Über den gesamten Untersuchungszeitraum hat die Dunkelassimilation einen Anteil von 6,2 % an der lichtabhängigen Kohlenstoffassimilation. Wie bei anderen Größen, wurden sowohl bei der lichtabhängigen als auch bei der lichtunabhängigen Kohlenstoffassimilation über den gesamten Untersuchungszeitraum z.T. erhebliche wöchentliche Variationen beobachtet (vgl. auch Anhang, Tabellen A-13 und A-14).

Die photosynthetische Aktivität des Phytoplanktons muß sich natürlich auch in Änderungen der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs (Abb. 18a) im Wasser widerspiegeln. Aus dem Gleichgewichtssystem CO_2 , H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-} wird das CO_2 aufgenommen und in der Pflanzenzelle an 1,5-Ribulosediphosphat gebunden. Die Abb. 18b zeigt deutlich, daß zur Zeit der höchsten Planktonaktivität im Sommer die Konzentrationen des anorganischen Kohlenstoffs am niedrigsten sind, ohne jedoch limitierend zu wirken (vgl. auch Anhang, Tabelle A-15).

6.3 Chlorophyll a und Phaeopigment

Da das Chlorophyll a in allen Phytoplanktonarten enthalten ist, wird es wegen seiner einfachen Bestimmung (spektrophotometrisch, fluorometrisch, chromatographisch) als Maß für die Biomasse des Phytoplanktons verwendet, obgleich seine Biomasseäquivalente artenabhängig sind. Die bei manuellen Routinemessungen erreichbare Genauigkeit wird mit $0,5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ angegeben. In den Abb. 19a,b sind die Chlorophyllkonzentrationen an der Küstenstation Warnemünde für den gesamten Untersuchungszeitraum und als mittlerer Jahresgang auf der Grundlage der Monatsmittel dargestellt. Im Jahresverlauf sind deutlich zwei Maxima - im April und im Juli - erkennbar.

Wie aus Abb. 19a zu ersehen ist, waren 1992 das Frühjahrsmaximum im April und 1988 das Sommermaximum im Juli besonders deutlich ausgeprägt. Damit unterscheiden sich die unmittelbaren Küstenbereiche von der offenen Ostsee, in der derartig ausgeprägte Maxima

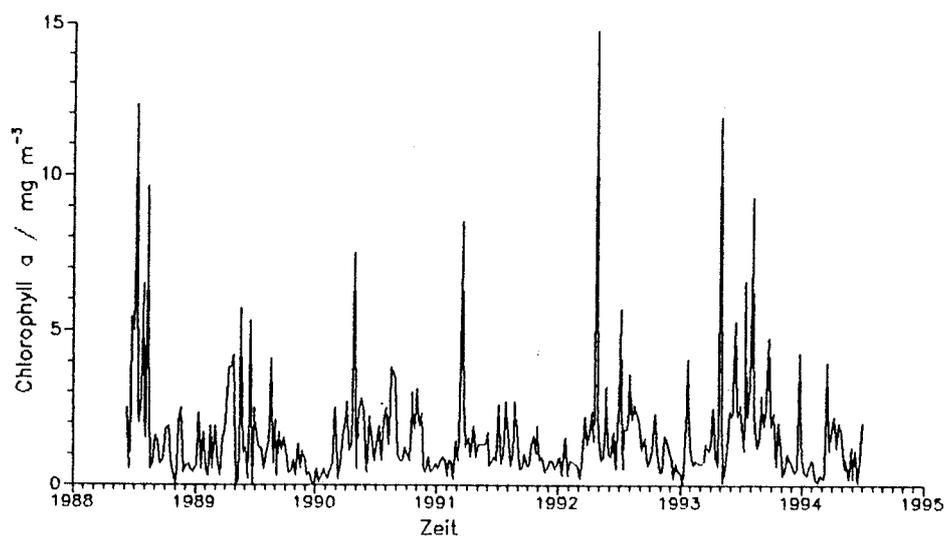


Abb. 19a Variationen der Chlorophyllkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

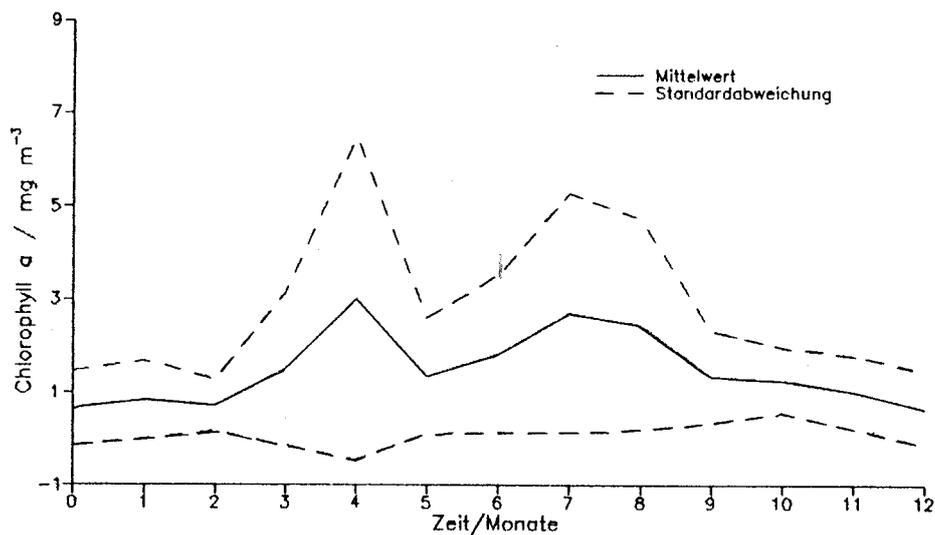


Abb. 19b Jahrgang der Chlorophyllkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

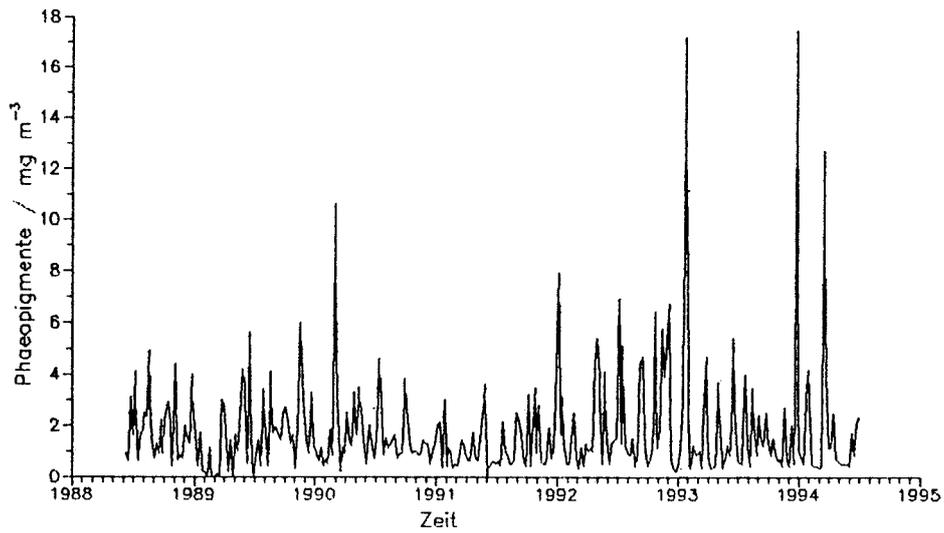


Abb. 20a Variationen der Phaeopigmentkonzentration von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

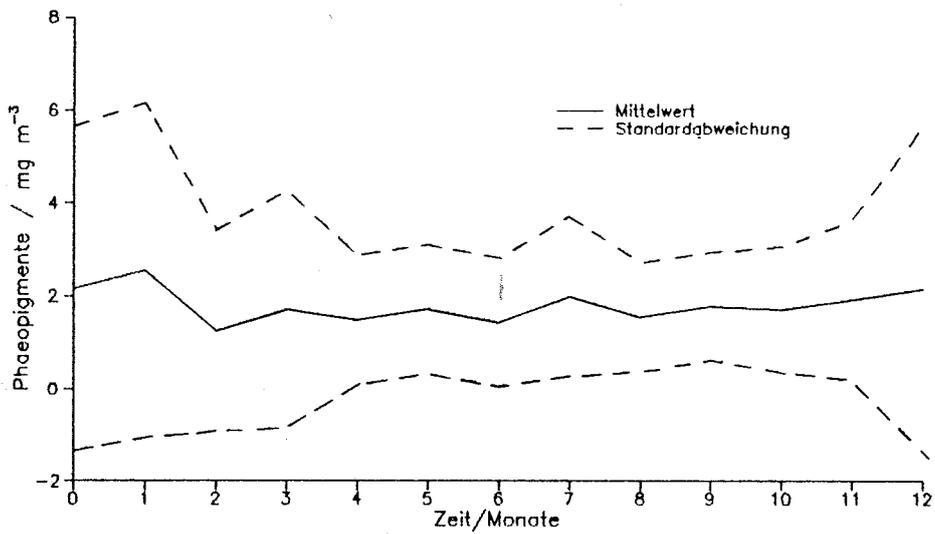


Abb. 20b Jahrgang der Phaeopigmentkonzentration auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

der Chlorophyllkonzentration im Sommer fehlen (KAISER et al., 1981). Die in verschiedenen Regionen der Ostsee häufig beobachtete Herbstblüte des Phytoplanktons (KAISER et al., 1981; KAISER und SCHULZ, 1973; SCHULZ und KAISER, 1976) wurde bei den Untersuchungen an der Küstenstation nur in den Jahren 1988, 1990 und 1993 beobachtet. Im mittleren Jahresgang der Chlorophyllkonzentration (Abb. 19 b) fehlt das entsprechende Maximum ganz (vgl. auch Anhang, Tabelle A-16).

Wird aus dem intakten Chlorophyllmolekül beim Altern der Zellen das zentrale Mg-Atom herausgenommen bzw. der Phytolrest abgespalten, entstehen die Abbauprodukte Phaeophytin bzw. Phaeophorbide. Beide werden hier unter dem Sammelbegriff Phaeopigmente zusammengefaßt. Die kurzfristigen Phaeopigmentvariationen während des gesamten Beobachtungszeitraums zeigt die Abb. 20a. Die Werte können zwischen 0 und $17,5 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ schwanken. Ein Vergleich mit der entsprechenden Darstellung für das Chlorophyll a macht deutlich, daß die Konzentrationen der Abbauprodukte häufig höher als die des intakten Pigments sind. Für die offene Ostsee ist das nicht in dem Maße zutreffend. Wie aus der Abb. 20b hervorgeht, gibt es bei den Phaeopigmenten im Vergleich zum intakten Chlorophyll keinen ausgeprägten Jahresgang (vgl. auch Anhang, Tabelle A-17). Im Flachwasserbereich gelangen wahrscheinlich auch infolge Durchmischung vom Boden her tote Zellen in die Wassersäule, wodurch dann die gegenüber dem Chlorophyll höheren Phaeopigmentwerte verursacht werden.

Im Zusammenhang mit Trenduntersuchungen für den Chlorophyllgehalt sei auf Kapitel 7 verwiesen.

6.4 Mesozooplankton

Zur Bestimmung des Mesozooplanktons wurden im Rahmen der Untersuchungen an der Küstenstation Warnemünde Schöpfproben (50 l) von der Wasseroberfläche genommen und durch Gaze mit einer Maschenweite von $200 \mu\text{m}$ filtriert. Damit wird das Mesozooplankton (Größe $200 \mu\text{m}$ bis 2 cm) nahezu quantitativ erfaßt. Kleinere Individuen, wie z.B. Rotatorien, Nauplien und junge Copepoditstadien der Copepoden, werden dagegen nur teilweise gefangen.

Die Proben wurden unmittelbar nach der Probennahme in einem Seewasser-Formalin-Gemisch (4 % Formalin) fixiert. Die Bestimmung und Auszählung erfolgten mit Hilfe eines Stereomikroskopes und eines Mikroskopes. Im Mittel wurden ca. 220 Individuen je Probe gezählt, nach EDLER (1979) beträgt der durch die Zählungen bedingte Fehler etwa 14 %.

Im Untersuchungszeitraum vom 08. 06. 1988 bis zum 31. 12. 1993 wurden insgesamt 284 Mesozooplanktonproben in wöchentlichem Abstand gewonnen und ausgewertet (keine Messungen am: 15. 03. 1989, 02. 08. 1989, 23. 08. 1989, 07. 02. 1990, 22. 08. 1990, 26. 12. 1991 und 26. 11. 1992). Folgende Taxa sind während der Untersuchungen gefunden worden:

Synchaeta spp.
Polychaetenlarven
Bosmina coregoni maritima
Podon spp.
Evadne nordmanni
Paracalanus parvus
Centropages hamatus
Pseudocalanus minutus elongatus
Acartia longicornis
A. biflosa
A. tonsa
A. discaudata
Eurytemora spp.
Temora longicornis
Harpacticoida
Oithona similis
Balanus spec.
Mysis spec.
Gastropodenlarven
Bivalvierlarven
Fritillaria borealis
Oikopleura dioica

Für alle Copepoden sind die Nauplien, Copepoditstadien I - III, Copepoditstadien IV - V, Männchen und Weibchen entsprechend den Empfehlungen der HELCOM für das Ostseemonitoring (HELCOM, 1988) getrennt gezählt worden. Da die Nauplien und ersten Copepoditstadien von *Paracalanus parvus* und *Pseudocalanus minutus elongatus* nicht getrennt werden konnten, wurden die beiden Arten in den Abbildungen unter *P-calanus* zusammengefaßt. Aus den gleichen Gründen wurde auf eine getrennte Darstellung der einzelnen *Acartia*-Arten verzichtet.

In Abb. 21 ist die Abundanz des Mesozooplanktons von Juni 1988 bis Dezember 1993 dargestellt. Der Jahresgang ist trotz der beträchtlichen Variationen zwischen den einzelnen Meßterminen gut erkennbar. Die Schwankungen der Gesamtabundanz im Verlauf einer

Woche betragen bis zum 100fachen des Vorwertes. Sie sind auf die Beprobung unterschiedlicher Wasserkörper zurückzuführen und nicht direkt biologisch begründet.

Die monatlichen Mittelwerte der Mesozooplanktonabundanz von Juni 1988 bis Dezember 1993 sind in Abb. 22 dargestellt. Auf eine Darstellung der Biomasse wurde verzichtet, da sie den gleichen Verlauf wie die Abundanz zeigt. Die mittlere monatliche Abundanz schwankt im Jahresverlauf zwischen 1000 Ind./m³ im Winter und bis zu 200000 Ind./m³ im Spätsommer. Sie wird im Sommer geprägt durch das Vorkommen von *Acartia*-Arten. *Acartia* spp. macht im Sommer z.T. über 90 % der Gesamtabundanz des Mesozooplanktons aus.

In Abb. 23 ist der mittlere Jahresgang der Mesozooplanktonabundanz auf der Grundlage der Monatsmittelwerte dargestellt. Nach einem Minimum im Februar von $1,4 \cdot 10^3$ Ind./m³ steigt die mittlere Abundanz bis zum August kontinuierlich an auf einen Wert von $41,9 \cdot 10^3$ Ind./m³. Danach kommt es dann zu einem starken Abfall, bis im November wieder winterliche Abundanzen erreicht sind. Die statistischen Angaben sind in Tabelle A-18 (Anhang) zusammengefaßt.

Auffällig im Vergleich zur offenen Ostsee ist der hohe Anteil meroplanktischer Larven verschiedener Gastropoden, Bivalvier und Polychaeten, die insbesondere in den Sommermonaten mit Abundanzen zwischen 2000 und 6000 Ind./m³ gefunden wurden. Von September bis April ist ihr Anteil an der Gesamtabundanz unbedeutend.

Abb. 24 vermittelt einen Überblick über die Dominanzen der wichtigsten Copepodenarten im Untersuchungszeitraum. *Acartia* spp. ist für lange Zeiträume die dominierende Gattung, deren Bedeutung im Verlauf der Untersuchungen bis Ende 1992 noch zunimmt. Während sie 1989 von Juni bis Dezember vorherrschte, war sie 1992 von Februar bis November die häufigste Copepodengattung.

P-calanus war in den Monaten März bis Mai zunächst regelmäßig dominant. Ab 1991 ist dies jedoch nicht mehr der Fall. In den Wintermonaten ist auch *Temora longicornis* gelegentlich die in der Abundanz dominierende Art. *Eurytemora* spp. spielt nur im Mai/Juni eine Rolle. Mit dem im Winter 1992/1993 erfolgten Salzwassereinstrom gewann der cyclopoide Copepode *Oithona similis*, der höhere Salzgehalte benötigt, an Bedeutung. Im Juni 1993 machte diese Art 80 % der Abundanz der Copepoden aus.

Die Abb. 25 und 26 enthalten die Jahresmittelwerte verschiedener Mesozooplankter. Die Ergebnisse von 1988 wurden nicht berücksichtigt, da die Untersuchungen erst im Juni 1988

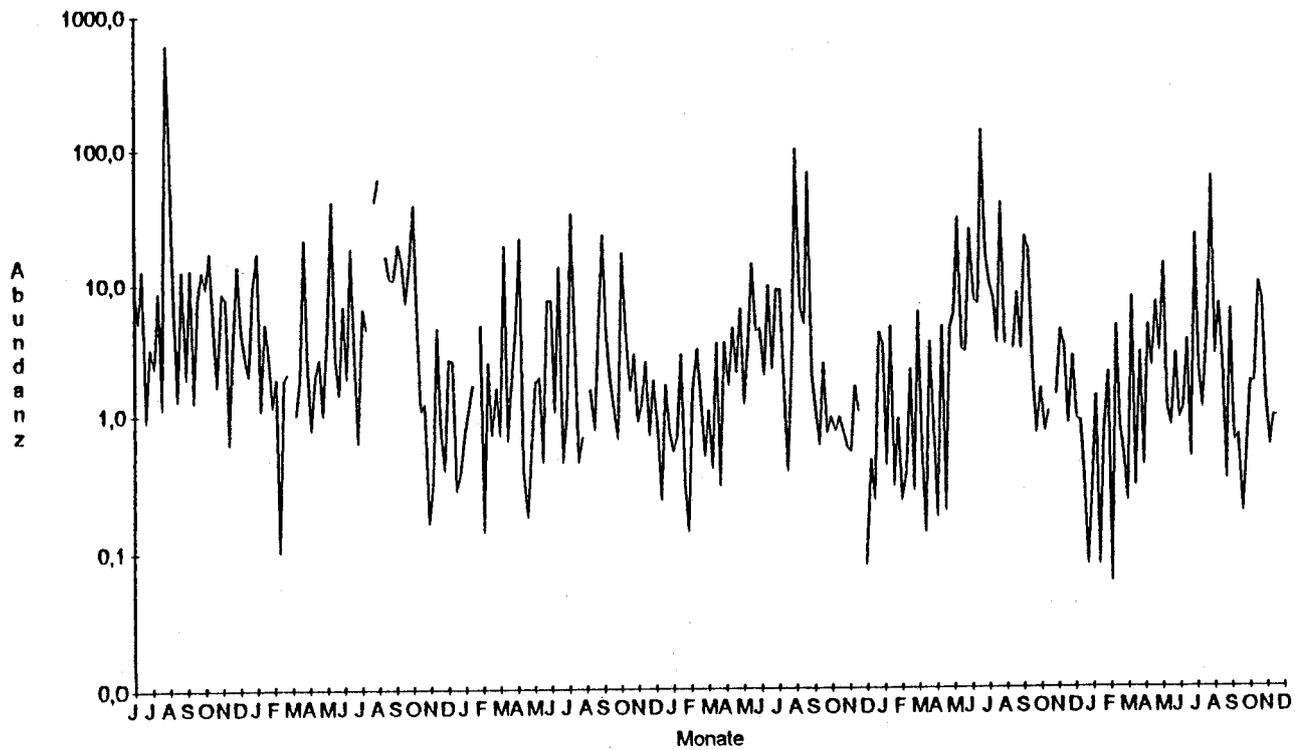


Abb. 21 Abundanz des Mesozooplanktons (10^3 Ind./m³) von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

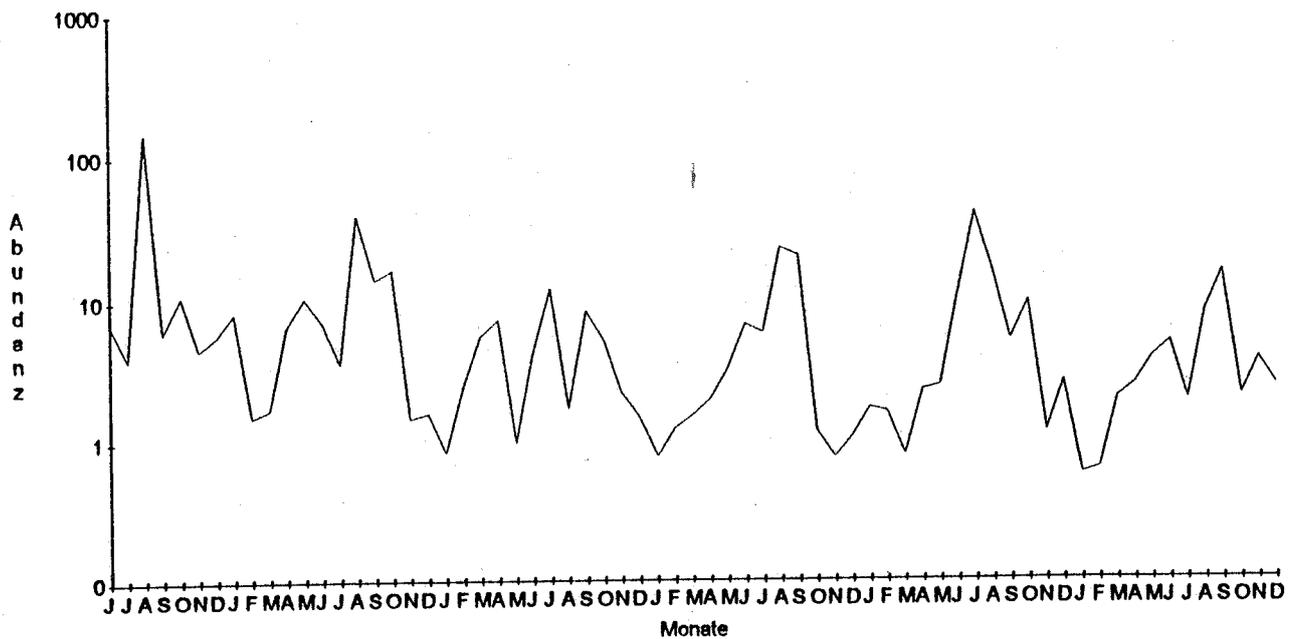


Abb. 22 Monatliche Mittelwerte der Abundanz des Mesozooplanktons (10^3 Ind./m³) von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

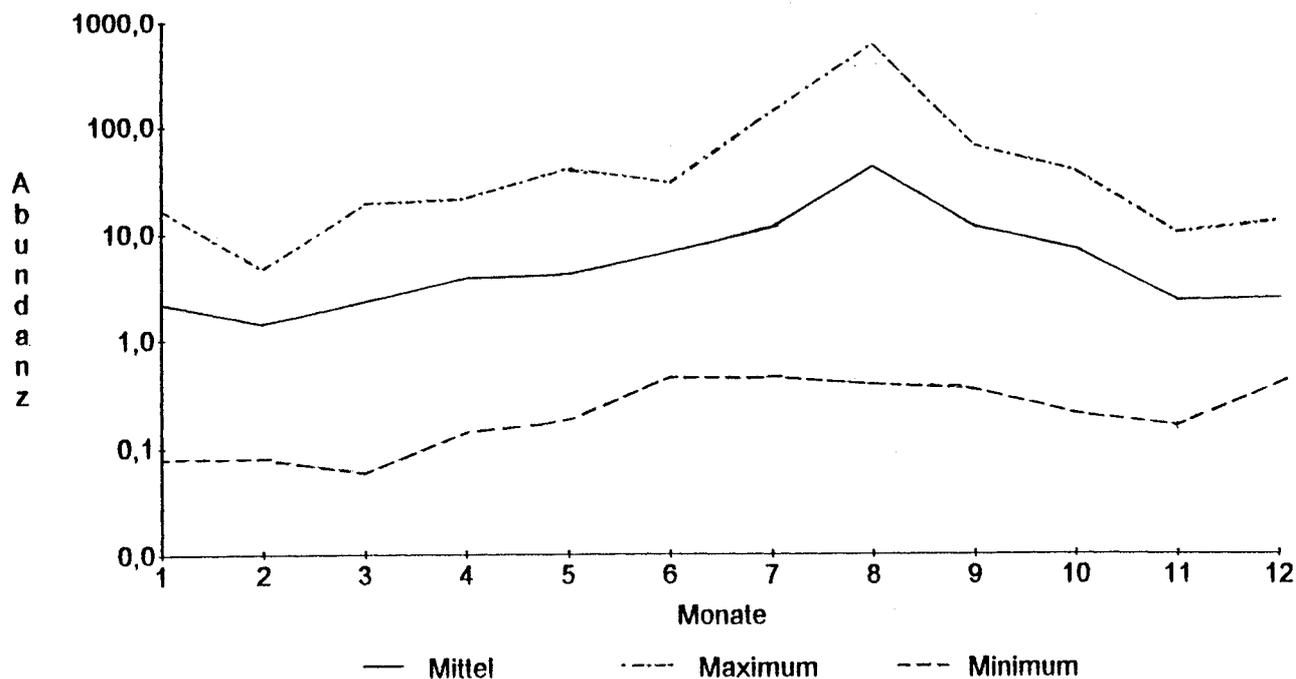


Abb. 23 Jahrgang der Mesozooplanktonabundanz (10^3 Ind./m³) auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

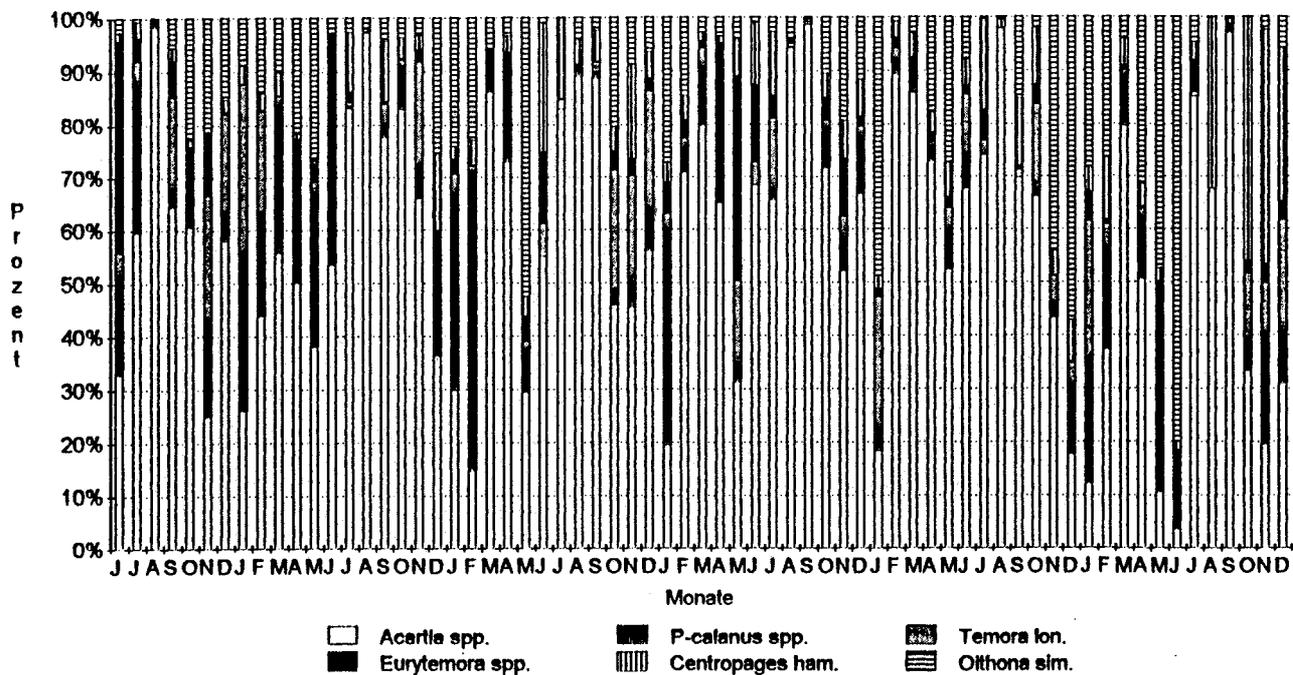


Abb. 24 Monatliche Mittelwerte der prozentualen Anteile der wichtigsten Copepodenarten an der Gesamcopepodenabundanz von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

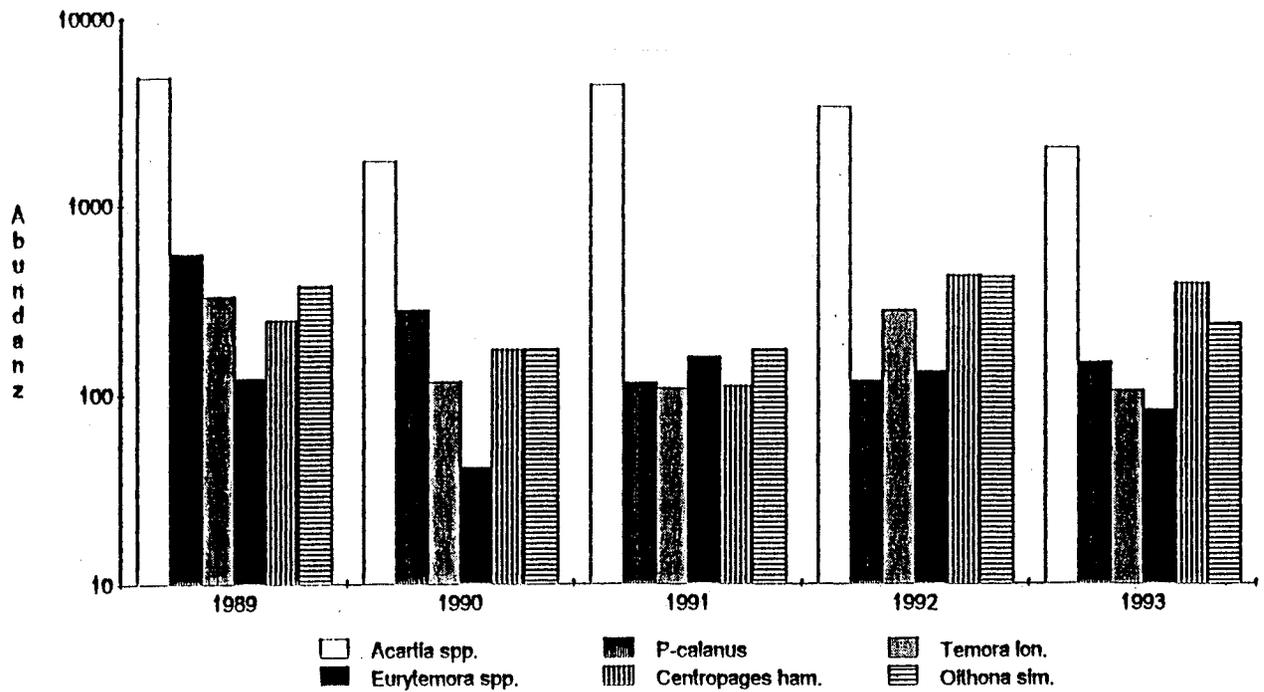


Abb. 25 Jahresmittelwerte der Abundanz (10^3 Ind./m³) der wichtigsten Copepodenarten von 1989 bis 1993 an der Küstenstation Warnemünde

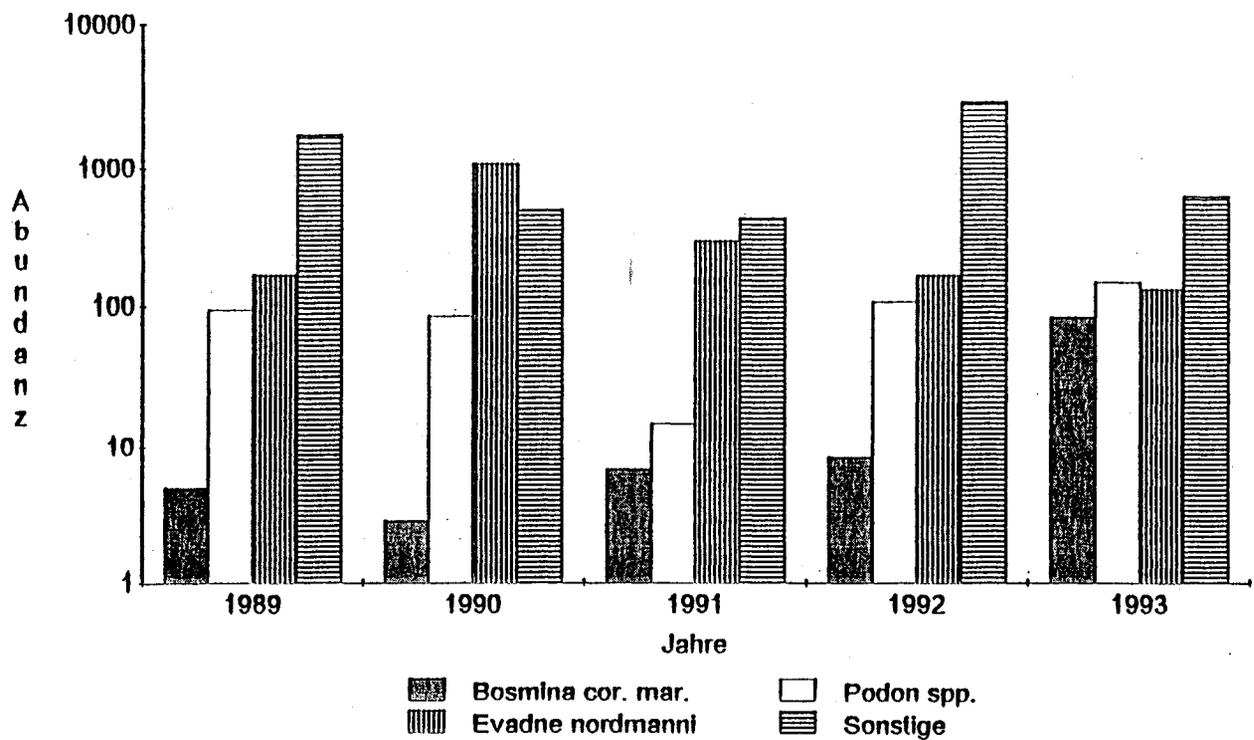


Abb. 26 Jahresmittelwerte der Abundanz (10^3 Ind./m³) einiger Cladocerenarten und der „sonstigen“ von 1989 bis 1993 an der Küstenstation Warnemünde

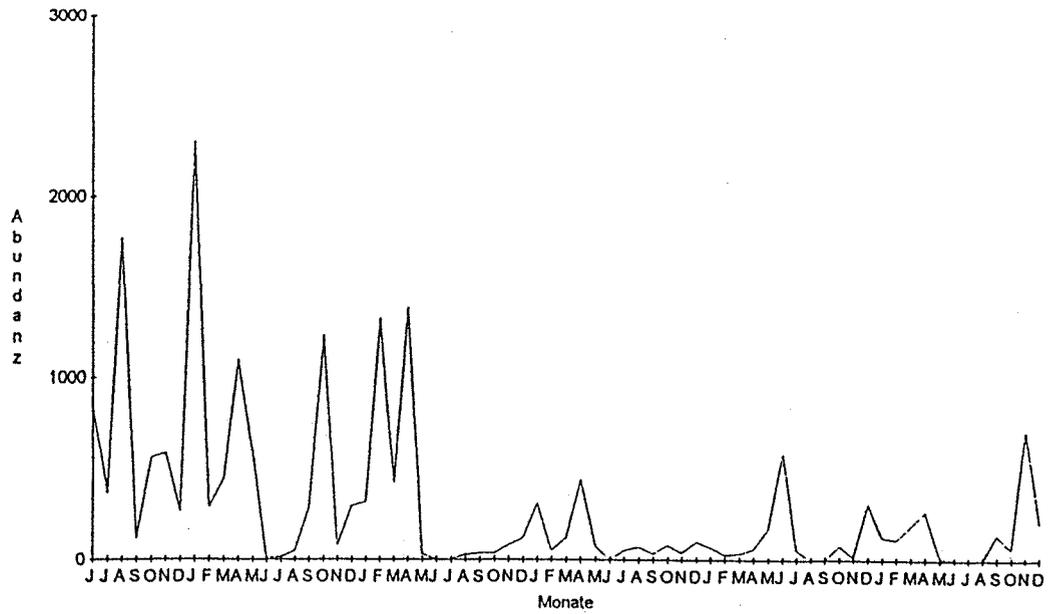


Abb. 27a Monatliche Mittelwerte der Abundanz von P-calanus (10^3 Ind./ m^3) von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

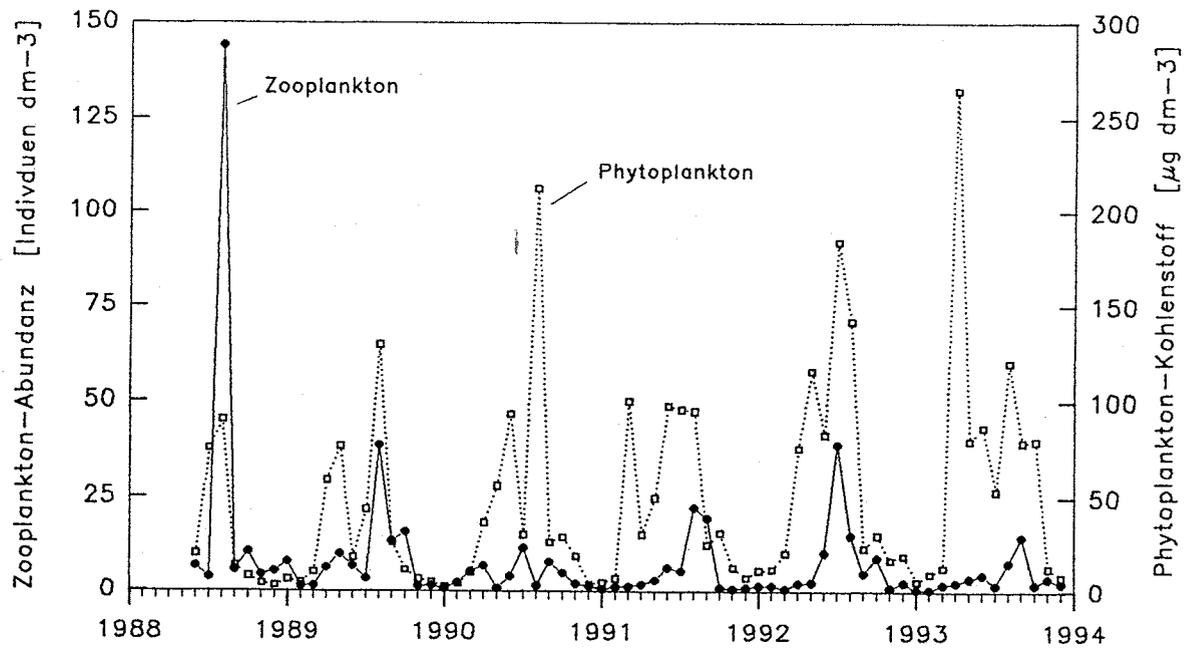


Abb. 27b Monatsmittelwerte des Phytoplanktonkohlenstoffs und der Mesozooplanktonabundanz von Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

begannen. Die für 1990 errechneten Mittelwerte weichen markant von den übrigen ab. Alle Copepoden sind in diesem Jahr durch deutlich niedrigere mittlere Abundanzen gekennzeichnet. Auch die Cladoceren *Podon* spp. und *Bosmina coregoni maritima* sowie die „Sonstigen“ sind im Mittel nicht so häufig wie in den anderen Jahren. Nur *Evadne nordmanni* zeigt 1990 als einzige Art des Mesozooplanktons einen höheren Jahresmittelwert als in den anderen Jahren. Als mögliche Ursache für das Minimum im Jahresmittel kommen die im Bereich der Küstenstation durchgeführten Bühnenbauarbeiten in Frage. Die bei diesem Prozeß ablaufenden Sedimenttransporte könnten eine vorübergehende Veränderung der Mesozooplanktongemeinschaft bewirkt haben. Das Jahr 1990 stellte auch für die Primärproduktion eine Ausnahme dar (siehe Kap. 1. 6. 2).

Gemäß Abb. 27a weisen die Copepodenarten *Oithona similis*, *Temora longicornis* und *Centropages hamatus* auch noch 1991 etwas geringere Abundanzen auf, während *P-calanus* bis 1993 nicht die ursprünglichen Besiedlungsdichten erreicht hat.

Eine Gegenüberstellung der Zeitreihen für den Phytoplanktonkohlenstoff und die Mesozooplanktonabundanz auf der Basis monatlicher Mittelwerte ist in Abb. 27b vorgenommen worden. Es wird erkennbar, daß das Zooplankton die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons, die regelmäßig im März bis Anfang Mai auftritt, noch nicht voll für die eigene Entwicklung nutzen kann. Dadurch sedimentiert der überwiegende Teil der Phytoplanktonbiomasse. Erst das zweite ausgeprägte Maximum der Phytoplanktonentwicklung im Hochsommer führt auch zu einem Maximum der Zooplanktonabundanz, welches regelmäßig im August beobachtet wurde.

7. Trenduntersuchungen an Nährsalz- und Phytoplanktonvariablen

Nährsalztrends in der Oberflächenschicht der Ostsee werden anhand der Winterkonzentrationen untersucht (vgl. auch NEHRING und MATTHÄUS, 1991). Diese Methode basiert auf der Voraussetzung, daß sich die Phosphat- und Nitratkonzentrationen in der Jahreszeit geringer biologischer Aktivität für eine gewisse Zeit auf einem relativ hohen Niveau stabilisieren. Diese Voraussetzung gilt nicht mehr für die westlichen Teilgebiete der Ostsee (Kattegat, Beltsee, Arkonasee), in denen die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons früher einsetzt als in ihren zentralen Teilen (KAISER und SCHULZ, 1978) und daher nur kurzzeitige Nährsalzmaxima auftreten können. In diesen Übergangsbereichen sind der winterlichen Nährsalzakkumulation darüber hinaus kurzfristige Fluktuationen überlagert, die mit dem Wasseraustausch zwischen Ostsee und Nordsee zusammenhängen und die Identifikation von Trends stark erschweren. Ursache dieser Fluktuationen sind - neben horizontalen und

vertikalen Austauschprozessen - die inhärenten Variationen der Phytoplanktonentwicklung, die sich auch in der Nährsalzassimilation und -verteilung widerspiegeln.

Im Gegensatz zu den 4 bis 5 jährlichen Monitoring-Fahrten des IOW gestatten die zeitlich engabständigen Messungen an der Küstenstation Warnemünde eine relativ eindeutige Bestimmung der winterlichen Nährsalzmaxima. Diese Maxima sind ein Maß für den Nährsalz-Pool, der dem Phytoplankton zu Beginn seiner Frühjahrsentwicklung zur Verfügung steht und die Grundlage für die „New Production“ bildet. In Abb. 28a - 31a sind jeweils die durch 5fach übergreifende Mittelbildung geglätteten Jahresgänge ausgewählter Nährsalze an der Küstenstation Warnemünde dargestellt. Die in diesen Abbildungen ausgewiesenen Maxima bilden die Basis der Trenduntersuchungen in Abb. 28b - 31b, für die stets ein linearer Ansatz gewählt wurde. Die Signifikanz der errechneten Trends wurde durch den t-Test von Student für eine Irrtumswahrscheinlichkeit $< 5\%$ ermittelt.

Signifikante Veränderungen der Wintermaxima werden während des Untersuchungszeitraumes 1988 bis 1994 beim Nitrat und Nitrit beobachtet, während die maximalen Winterkonzentrationen des Phosphats und Ammoniums keinen Trend erkennen lassen.

Die chemische Zusammensetzung mariner planktischer Organismen ist durch ein molares Stickstoff-Phosphor Verhältnis von etwa 16 : 1 gekennzeichnet (REDFIELD et al., 1963). Eine ähnliche Relation liegt auch nach Mineralisierung des organischen Materials im Meerwasser vor, wenn die Phytoplanktonproduktion durch das Licht limitiert wird. Als thermodynamisch stabilste Verbindung wird dabei Nitrat als Endglied der Stickstoffmineralisierung angereichert.

Infolge Denitrifikation ist das molare N : P-Verhältnis in der Ostsee gestört und beträgt in der winterlichen Oberflächenschicht nur 7 bis 9 : 1 (NEHRING, 1982). In Abb. 32 wird der Einfluß der im Zeitraum 1988 bis 1994 an der Küstenstation Warnemünde zunehmenden Nitratkonzentrationen auf das N : P-Verhältnis untersucht. Dabei werden die monatlich integrierten Jahresmittelwerte im Zeitraum 30. Juni bis 1. Juli des Folgejahres miteinander verglichen. Die Veränderungen des N : P - Verhältnisses, das sich am Ende des Untersuchungszeitraumes an das ozeanische Verhältnis angeglichen hat, sind signifikant.

Die im Mittel zunehmenden Nitratkonzentrationen bzw. die Angleichung des N : P-Verhältnisses an die ozeanischen Bedingungen, die im Zeitraum 1988 - 1994 an der Küstenstation Warnemünde beobachtet wurden, haben auch zu einer Zunahme des Chlorophyll-a-Gehalts und des Phytoplanktonkohlenstoffs geführt. Diese Veränderungen sind bereits dem Augen-

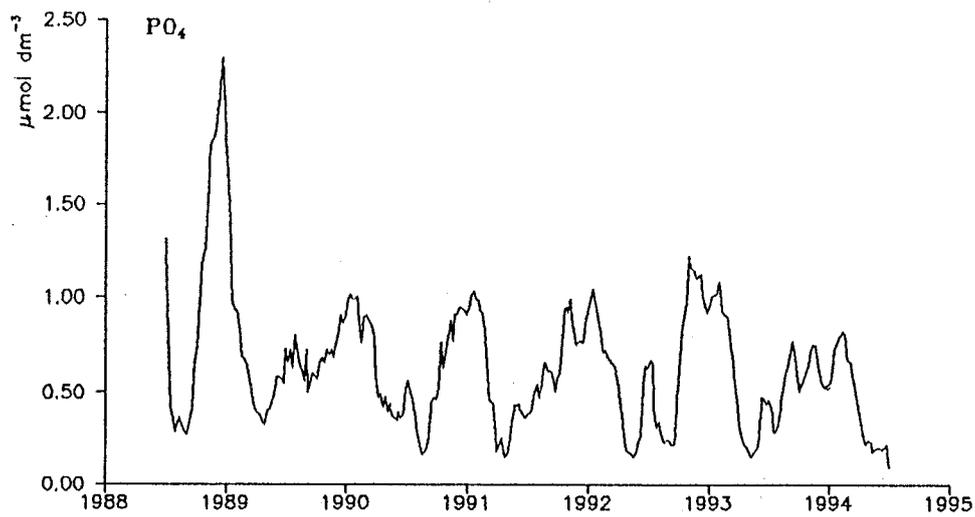


Abb. 28a Geglättete Jahressgänge des Phosphatgehalts an der Küstenstation Warnemünde

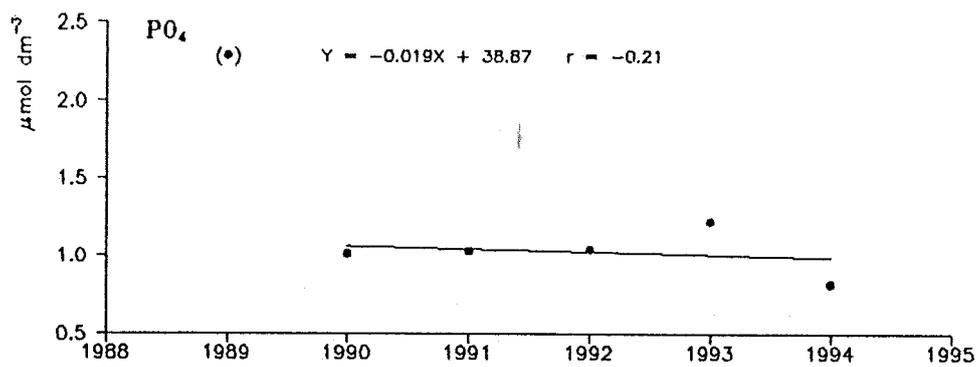


Abb. 28b Trenduntersuchungen auf der Basis der Phosphat-Wintermaxima (vgl. Abb. 28a) an der Küstenstation Warnemünde (Trend nicht signifikant)

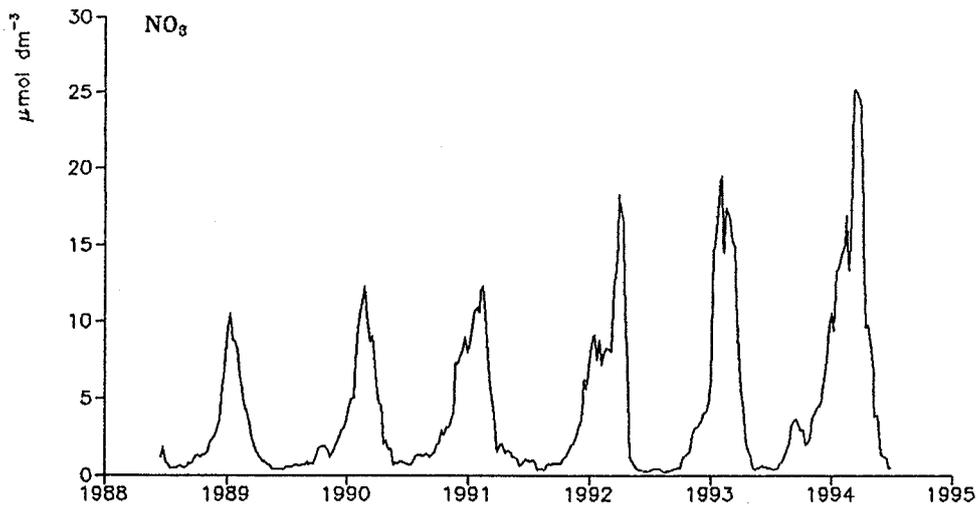


Abb. 29a Geglättete Jahresgänge des Nitratgehalts an der Küstenstation Warnemünde

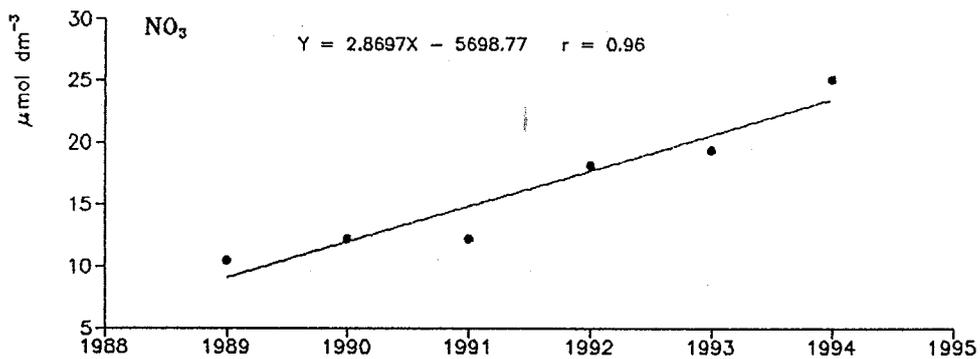


Abb. 29b Trenduntersuchungen auf der Basis der Nitrat-Wintermaxima (vgl. Abb. 29a) an der Küstenstation Warnemünde (Trend signifikant)

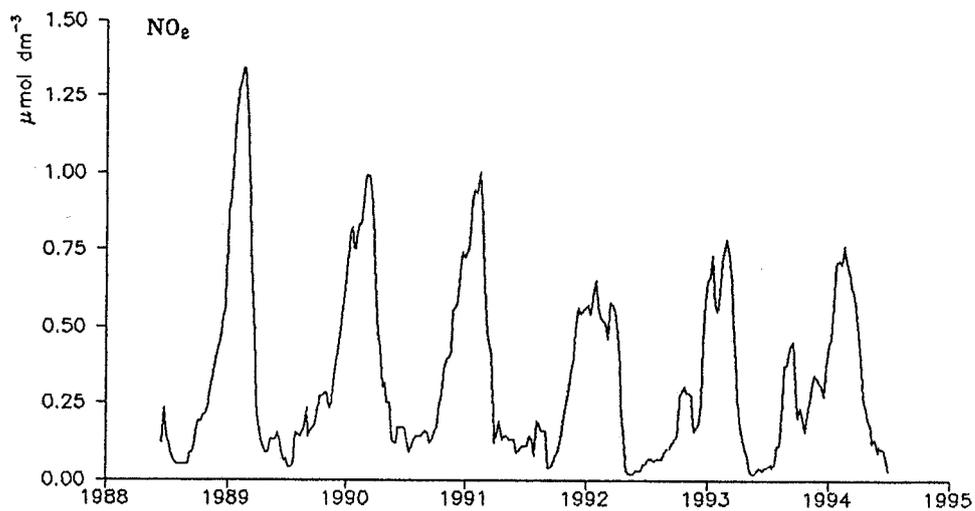


Abb. 30a Geglättete Jahrgänge des Nitritgehalts an der Küstenstation Warnemünde

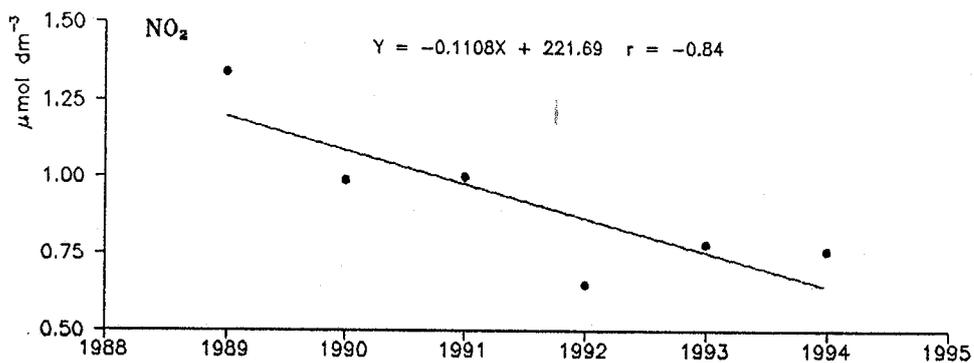


Abb. 30b Trenduntersuchungen auf der Basis der Nitrit-Wintermaxima (vgl. Abb. 30a) an der Küstenstation Warnemünde (Trend signifikant)

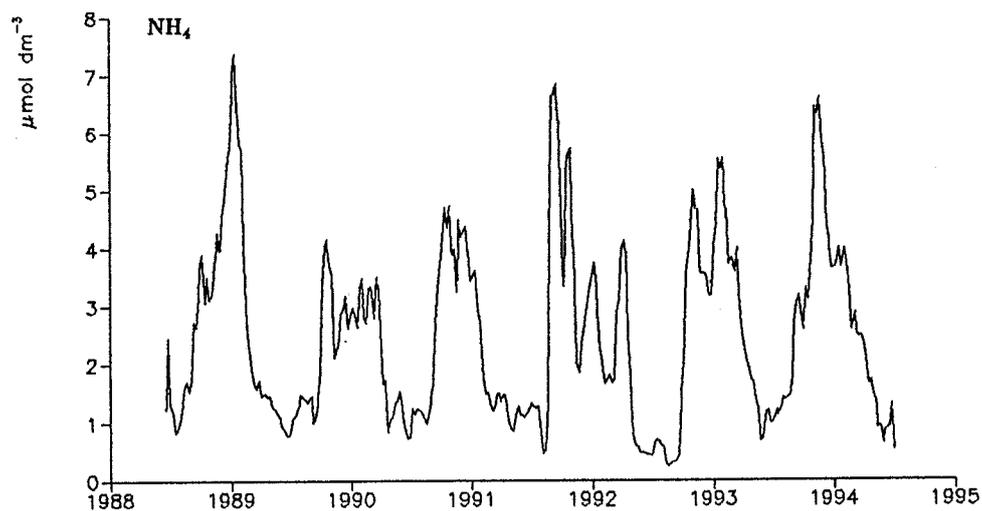


Abb. 31a Geglättete Jahressgänge des Ammoniumgehalts an der Küstenstation Warnemünde

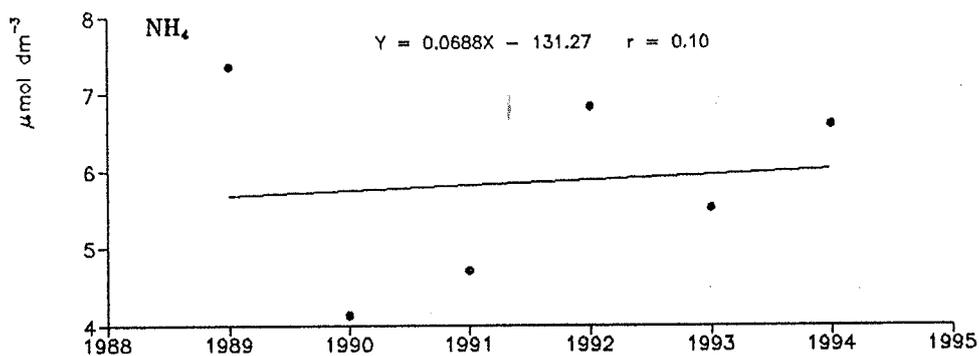


Abb. 31b Trenduntersuchungen auf der Basis der Ammonium-Wintermaxima (vgl. Abb. 31a) an der Küstenstation Warnemünde (Trend nicht signifikant)

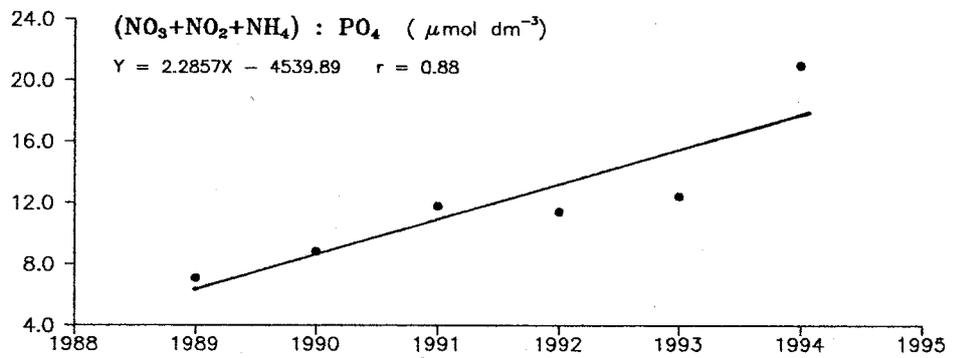
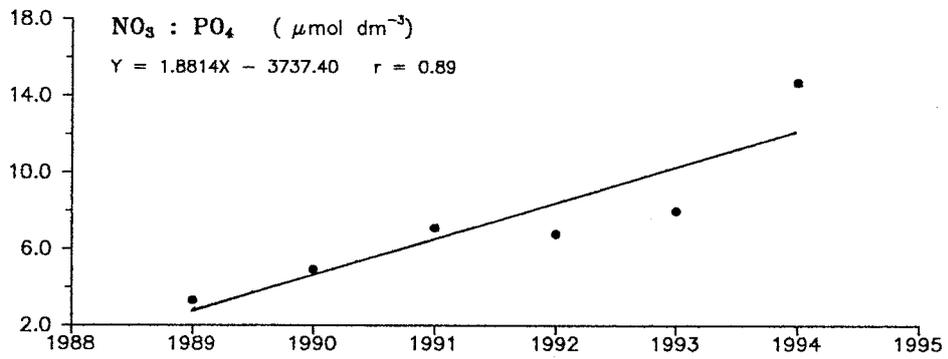


Abb. 32 Zeitliche Veränderungen der molaren Stickstoff-Phosphor-Verhältnisse auf der Grundlage monatlich integrierter Jahresmittelwerte an der Küstenstation Warnemünde (Trends signifikant)

schein nach in den Abb. 33a und 34a zu erkennen. Da jedoch die Maxima der Frühjahrsentwicklung, die der „neuen Produktion“ zuzuordnen sind und mit der Nährsalzabnahme einhergehen, nicht eindeutig identifiziert werden können, wurden die monatlich integrierten Jahresmittel der untersuchten Phytoplanktonvariablen berechnet und für Trenduntersuchungen benutzt. Diese Mittelwerte, die sowohl auf der „neuen Produktion“ als auch der „regenerierten Produktion“ basieren, sind in Abb. 33b und 34b dargestellt. Sie ergeben sowohl für den Phytoplanktonkohlenstoff als auch für den Chlorophyll-a-Gehalt einen positiven Trend, wobei letzterer jedoch knapp unterhalb der Signifikanzschwelle liegt.

In die nachfolgende Diskussion werden Nitrit und Ammonium nicht einbezogen, weil sie relativ instabile Zwischenstufen der Stickstoffmineralisierung darstellen. An der Küstenstation Warnemünde betrug die mittlere jährliche Zunahme des winterlichen Nitratmaximums, die im Zeitraum 1988 bis 1994 beobachtet wurde, $2,9 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$. Für die küstenfernen Gebiete der Mecklenburger Bucht und der eigentlichen Ostsee wurden in 20 bzw. 25jährigen Zeitreihen nur $0,13 \mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ und Jahr ermittelt (NEHRING und MATTHÄUS, 1991). Dieser große Unterschied hängt offensichtlich mit der Remobilisierung des Nitrats aus den Sedimenten zusammen, ein Prozeß, dem im Flachwasserbereich der inneren und äußeren Küstengewässer der Ostsee große Bedeutung zukommt. In diesem Zusammenhang kann auch der Buhnenbau und die damit verbundene Abnahme der Wassertiefe eine Rolle spielen. Dem widerspricht jedoch, daß der Buhnenbau zwischenzeitlich, 1990/91, durchgeführt wurde, der Anstieg des Nitratgehalts aber bereits 1989 begann und auch in der Folgezeit sehr stetig erfolgte. Informationen über eine verstärkte anthropogene Belastung des Seegebiets vor Warnemünde mit Stickstoffverbindungen liegen nicht vor.

Nicht nur der Anstieg des Nitratgehalts, sondern auch die Zunahme des Chlorophyll a und des Phytoplanktonkohlenstoffgehalts, die ein Maß für die Biomasseproduktion darstellen, deuten auf eine Eutrophierung der Küstengewässer vor Warnemünde im Zeitraum 1988 bis 1994 hin. Veränderungen der mittleren hydrographischen Bedingungen in bezug auf die Wassertemperatur und den Salzgehalt wurden während des Untersuchungszeitraumes nicht festgestellt (siehe auch Kapitel 1.3), so daß eine hierdurch bedingte Beeinflussung ausgeschlossen werden kann.

Der Phosphatgehalt zeigte während des Untersuchungszeitraumes keine signifikanten Veränderungen. Dieses vom Nitrat abweichende Verhalten hängt wahrscheinlich mit dem Sorptionsvermögen der Sedimente zusammen, die den Phosphatgehalt abpuffern und so einem Trend entgegenwirken.

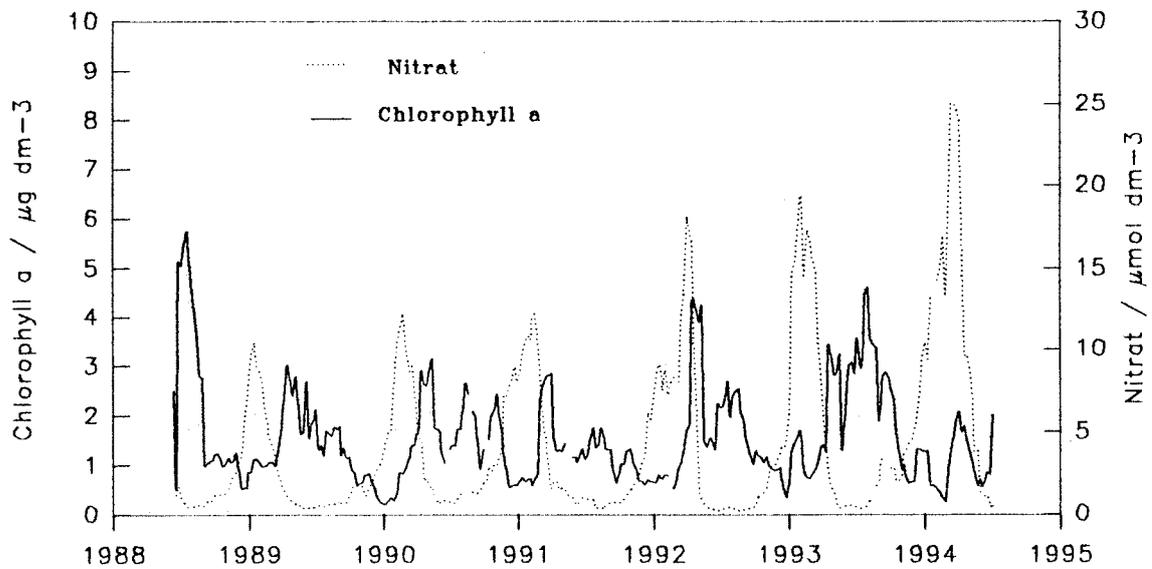


Abb. 33a Geglättete Jahrgänge des Chlorophyll-a-Gehalts und der Nitratkonzentrationen an der Küstenstation Warnemünde

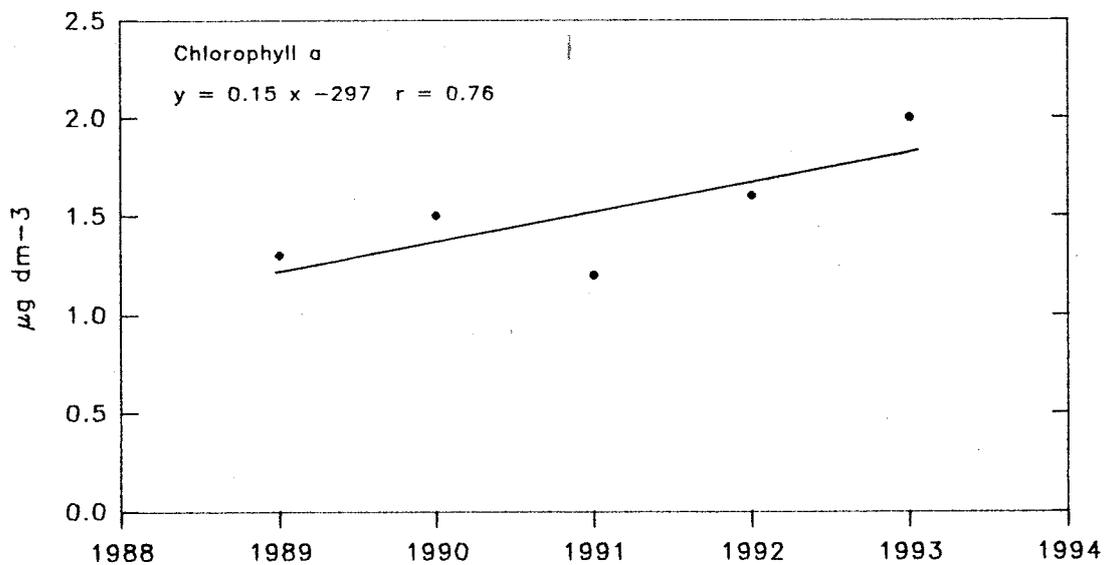


Abb. 33b Trenduntersuchungen auf der Basis monatlich integrierter Jahresmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts an der Küstenstation Warnemünde (Trend nicht signifikant)

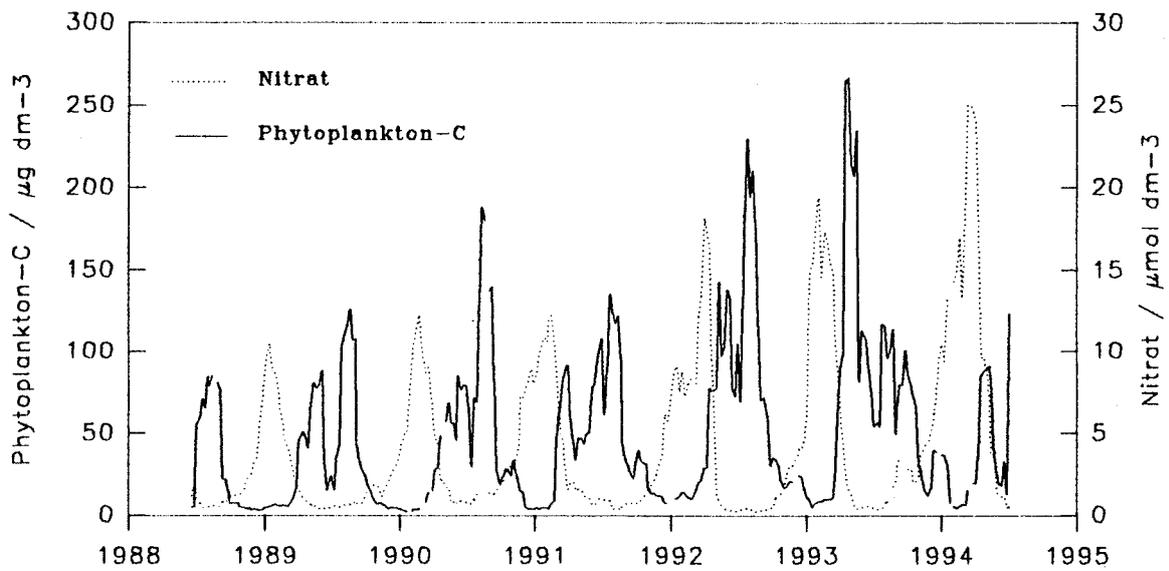


Abb. 34a Geglättete Jahressgänge des Phytoplanktonkohlenstoffs und der Nitratkonzentration an der Küstenstation Warnemünde

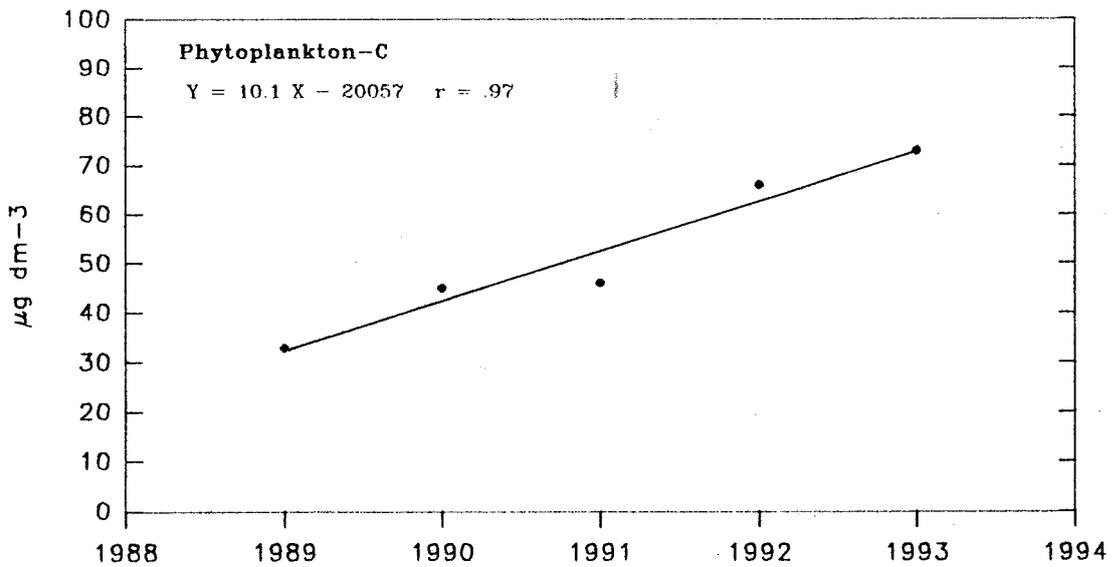


Abb. 34b Trenduntersuchungen auf der Basis monatlich integrierter Jahresmittlerwerte des Phytoplanktonkohlenstoffs an der Küstenstation Warnemünde (Trend signifikant)

Ein Zusammenhang zwischen dem drastischen Rückgang der Phosphatfracht, die bei unvermindert hoher Stickstofffracht in den abwasserbelasteten Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns seit 1989 beobachtet werden (ANONYMUS, 1994), kann nicht ausgeschlossen werden. Er ist jedoch wenig wahrscheinlich, weil die meisten dieser Flüsse nur eine geringe Wasserführung haben und darüber hinaus indirekt, über Bodden und Haffs, in die Ostsee entwässern, so daß nachhaltige Auswirkungen auf die Küstengewässer wenig wahrscheinlich sind.

Die Kürze der bisher vorliegenden Zeitreihe (6 Jahre) gestattet keine gesicherten umwelt-relevanten Schlußfolgerungen für das Küstengebiet vor Warnemünde. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, daß auch die Winterkonzentrationen der Nährsalze in der Oberflächenschicht der zentralen Ostseegebiete Perioden mit ansteigenden und abnehmenden Nährsalzkonzentrationen aufweisen (NEHRING und MATTHÄUS, 1991). In der für diese Gebiete inzwischen vorliegenden 25jährigen Zeitreihe dominieren jedoch sowohl beim Phosphat- als auch beim Nitratgehalt signifikante positive Gesamttrends.

8. Seston

Der Sestongehalt in Flachwasserbereichen wird in starkem Maße durch eine windinduzierte Sedimentaufwirbelung bestimmt. Dies ist im Untersuchungsgebiet anhand der Daten eindeutig belegbar. Während der Sestongehalt im Freiwasser der Ostsee außerhalb starker Phytoplanktonblüten $1 - 2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ beträgt, steigt er in Küstennähe auf rund $3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ an (GEORGI, 1985). Aus den von Juni 1988 bis Dezember 1992 gewonnenen Daten an der Küstenstation vor Warnemünde wurde ein mittlerer Sestongehalt von $5,82 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ errechnet, wobei Maximalwerte bis zu $48,52 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ auftraten (vgl. auch Anhang, Tabelle A-19).

Ein Vergleich der Abb. 35 a und b mit Abb. 15a und b verdeutlicht, daß sich saisonale Phytoplanktonblüten kaum im Sestongehalt widerspiegeln, während jedoch der aktuelle Windeinfluß innerhalb weniger Stunden eine starke Erhöhung des Sestongehaltes durch Resuspendierung aus der oberen Sedimentschicht bewirkt. In diesem Zusammenhang ist auch die Verringerung der Wassertiefe an der Küstenstation Warnemünde durch den Buhnenbau in den Jahren 1990/91 von Bedeutung.

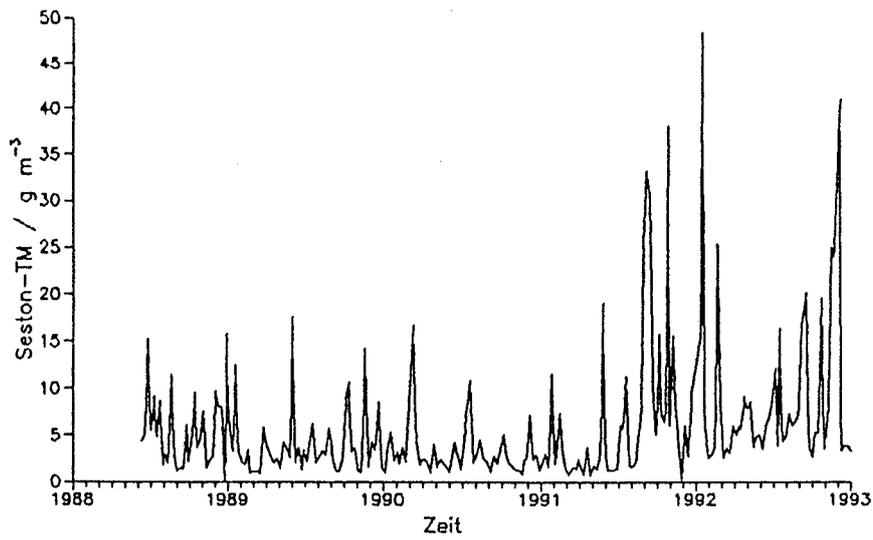


Abb. 35a Variationen der Sestontrockenmasse von Juni 1988 bis Dezember 1992 an der Küstenstation Warnemünde

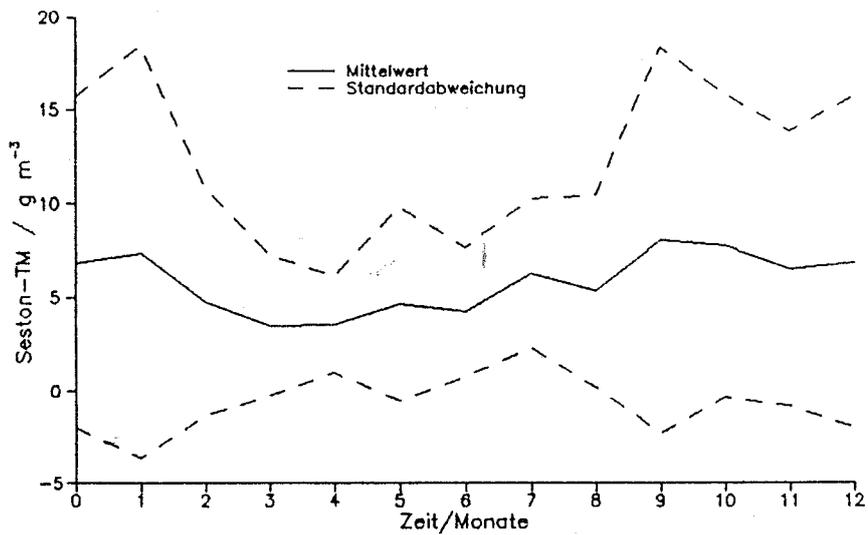


Abb. 35b Jahresgang der Sestontrockenmasse auf der Grundlage der Monatsmittelwerte von Juni 1988 bis Dezember 1992 an der Küstenstation Warnemünde

9. Erdölkohlenwasserstoffe

Nach Untersuchungen der „Internationalen Seeschiffahrtsorganisation“ (IMO) gelangen jährlich etwa 3 bis 4 Mio. t Erdölkohlenwasserstoffe (EKW) in die Meeresumwelt. Neben den anthropogenen EKW enthält das Meer auch eine Vielzahl natürlicher Kohlenwasserstoffe, die durch die Stoffwechselprozesse der Lebewesen entstehen.

In den Jahren 1992 und 1993 wurden wöchentlich Wasserproben zur Bestimmung der EKW an der Küstenstation Warnemünde sowie Vergleichsproben an der Mole Warnemünde aus 0,2 m Tiefe genommen und mit n-Hexan extrahiert. Der Gesamtkohlenwasserstoffgehalt des Extraktes ist mit einem LS 50 Fluoreszenzmeßgerät der Firma Perkin Elmer ermittelt worden. Die UV-Fluoreszenzmethode ist eine schnelle, apparativ einfache Screening-Methode zur Überwachung des EKW-Gehaltes im Meerwasser und wird im Rahmen des Baltic Monitoring Programme (BMP) der HELCOM (1988) empfohlen. Mittels dieser Methode werden hauptsächlich die fluoreszierenden aromatischen Kohlenwasserstoffe erfaßt, die von besonderem Interesse sind, da ein Teil von ihnen kanzerogene und mutagene Eigenschaften besitzt.

Es wurde mit einer Anregung von 310 nm sowie einer Emission von 360 nm gemessen. Als externer Eichstandard wurde künstlich gealtertes Ekofisk-Rohöl verwendet. Abb. 36 zeigt, daß die Synchronspektren des Eichstandards und der Extrakte von Proben, die an der Küstenstation und an der Mole vor Warnemünde genommen wurden, einander ähnlich sind. Dieses bedeutet jedoch nicht, daß die Zusammensetzung des Ekofisk-standards mit den Ölverunreinigungen an den Probennahme-Stationen identisch sein muß. Daraus folgt, daß die Konzentrationsangaben mit einem erheblichen Fehler behaftet sein können, der sich jedoch nur schwer quantifizieren läßt. Die Meßergebnisse sind in Abb. 37 a, b und Abb. 38 dargestellt (siehe auch Anhang, Tabelle A-20).

Im Gegensatz zu den Messungen 1992 wurden die 1993 untersuchten Proben vor der Extraktion über Glasfaserfilter filtriert, um das suspendierte partikuläre Material (SPM) von der Wasserphase abzutrennen. Die Untersuchungen 1992 haben gezeigt, daß der gemessene Gesamtgehalt an EKW stark vom partikulären Material in der Wasserprobe abhängt. Dieses ist darauf zurückzuführen, daß Erdölkohlenwasserstoffe überwiegend schwer wasserlöslich sind und sich daher bevorzugt an das partikuläre Material anlagern.

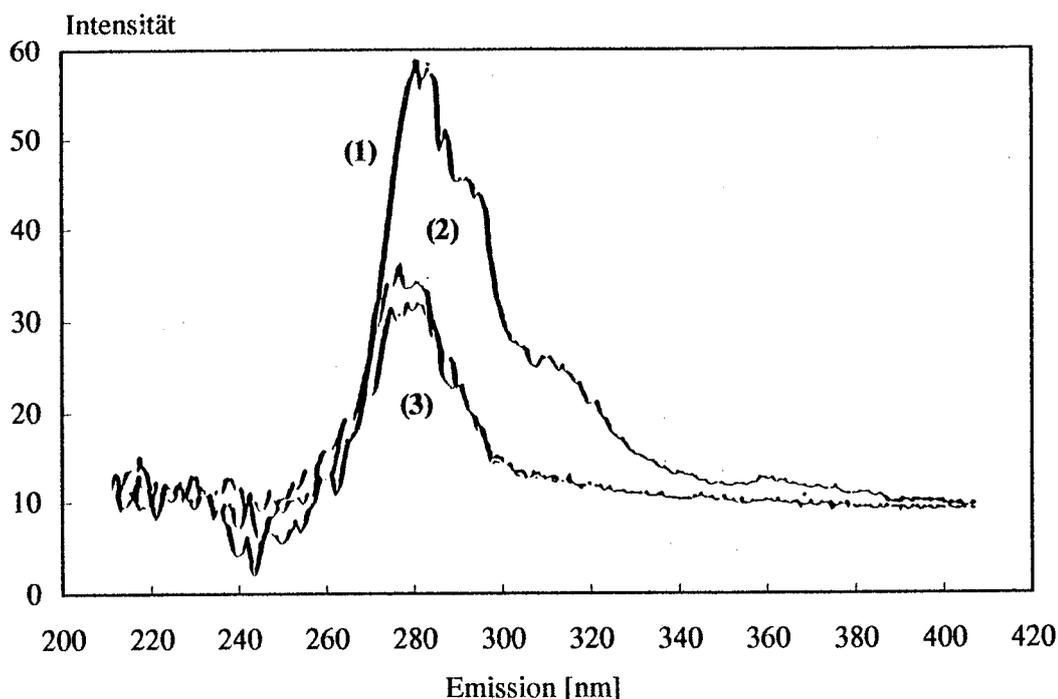


Abb. 36 Vergleich der Synchronspektren von Ekofisk-Standard, $100 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$, (1) mit den Hexanextrakten an der Mole von Warnemünde (2) und an der Küstenstation Warnemünde (3)

Aufgrund der relativ geringen Wassertiefe der Küstenstation kommt es bei hohen Windstärken zu Resuspensionen und damit zur Erhöhung des Anteils an partikulärem, stärker mit Erdölkohlenwasserstoffen belastetem Material im Wasserkörper (vgl. auch KIRSO und PAALME, 1990). Die EKW-Konzentrationen von unfiltrierten Proben sind aus diesem Grund deutlich höher als die von filtrierten Proben (Tabelle 4, Abb. 37a,b).

Tabelle 4 Vergleich des EKW-Gehaltes ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) in filtrierten und unfiltrierten Proben von der Küstenstation Warnemünde (gemessen am 28.01.1993 bei einer Windgeschwindigkeit von 18 m/s)

EKW-Konzentration	unfiltriert	filtriert
Probe 1	39,1	8,9
Probe 2	43,4	10,5

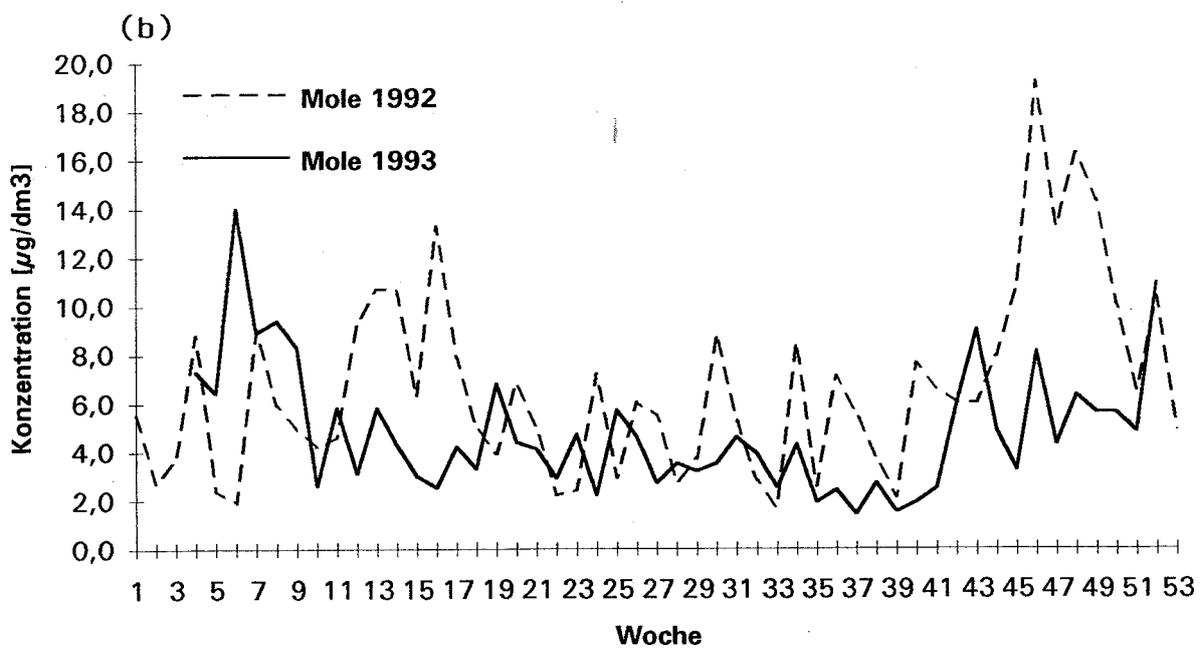
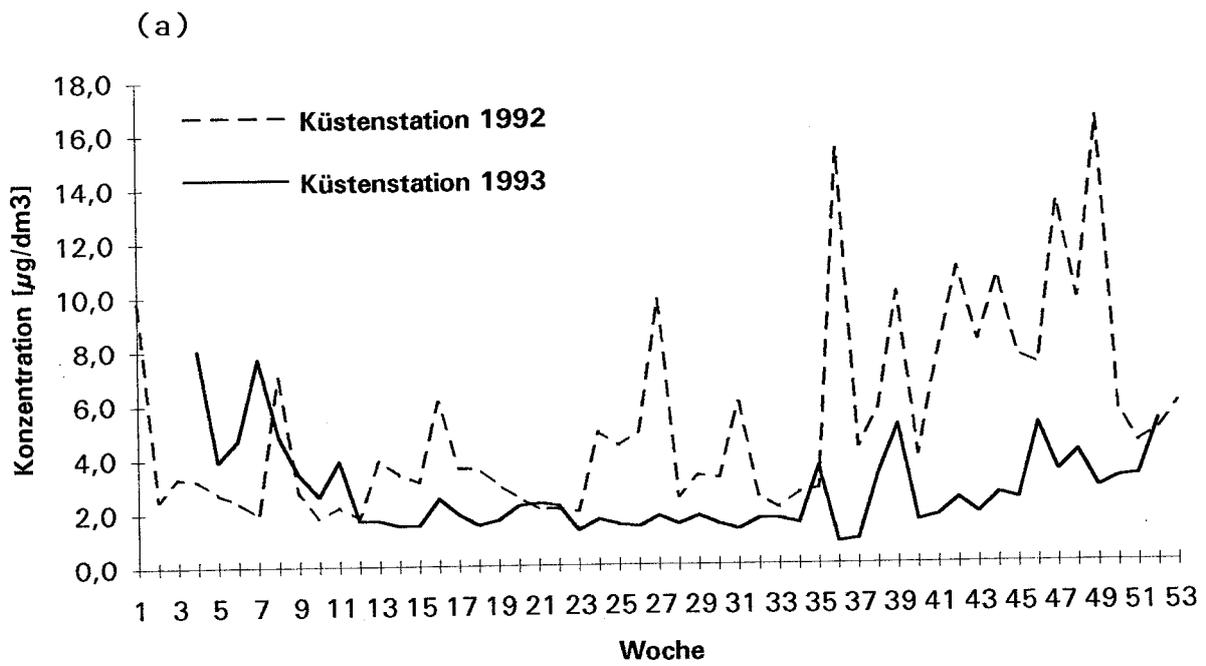


Abb. 37a,b Konzentration der Erdölkohlenwasserstoffe 1992 und 1993 an der Küstenstation (a) und an der Mole (b) von Warnemünde

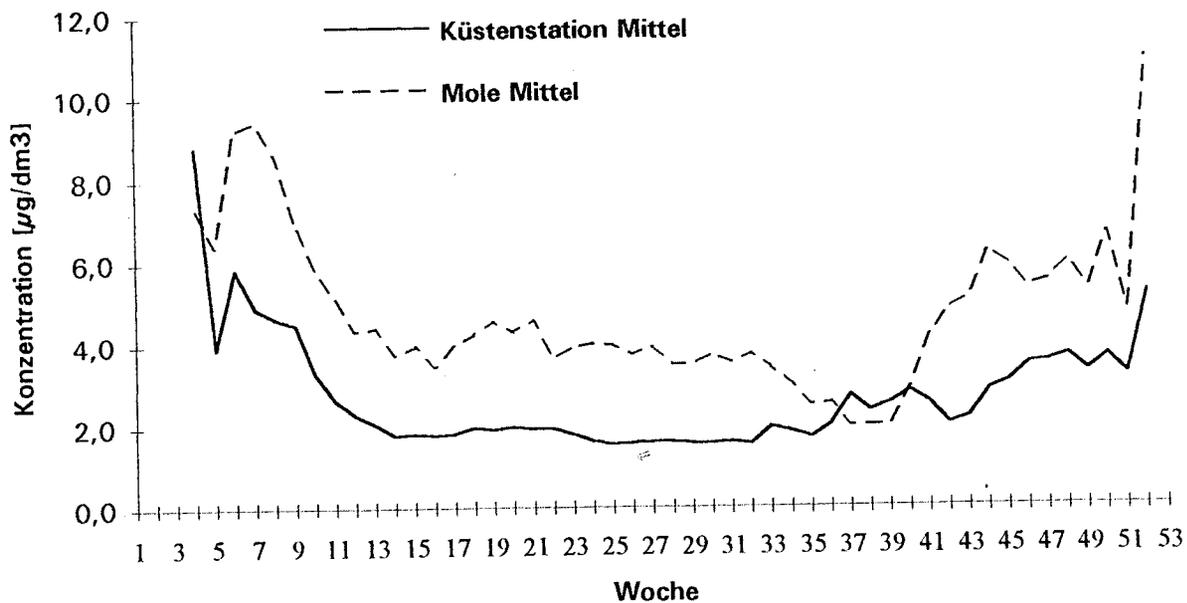


Abb. 38 Geglätteter Jahrgang der Erdölkohlenwasserstoffkonzentration 1993 an der Küstenstation und an der Mole von Warnemünde

Die EKW-Konzentrationen an der Mole waren sowohl 1992 als auch 1993 höher als die der Küstenstation (Tabelle 5, Abb. 38), was auf den Einfluß des höher belasteten Warnowwassers (durchschnittlich $30 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) zurückzuführen ist. Hauptverursacher der EKW-Belastung sind der Schiffsverkehr sowie industrielle und kommunale Abwässer.

Die Küstenstation liegt dagegen in einem relativ unbelasteten Gebiet, da sie sich weder in der Hauptausstromrichtung der Warnow befindet, noch Einleiter in der näheren Umgebung zu finden sind. Die an dieser Station gemessenen EKW-Konzentrationen in filtrierten Proben liegen deshalb mit einem Mittelwert von $2,7 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ im Bereich der Konzentrationen, die in der offenen Ostsee ($2,1 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) gefunden wurden.

Tabelle 5 Mittlere EKW-Konzentrationen 1992 (unfiltrierte Proben) und 1993 (filtrierte Proben) an der Küstenstation und an der Mole von Warnemünde (in $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) sowie statistische Angaben

		Mittel	Max.	Min.	n	Streuung
Küstenstat.	1992	5,2	16,4	1,8	53	3,5
Küstenstat.	1993	2,7	8,0	0,8	52	1,5
Mole	1992	6,6	19,2	1,7	53	3,8
Mole	1993	4,8	14,0	1,4	52	2,6

Um kurzfristige Schwankungen der EKW-Konzentrationen zu dämpfen und dadurch saisonale Änderungen hervortreten zu lassen, wurden die Wochenwerte aus dem Jahr 1993 einer gleitenden Mittelung (5 Punkte) unterzogen (Abb. 38). Hierbei zeigt sich, daß die Winterwerte im Vergleich zu den anderen Jahreszeiten deutlich angehoben sind. So werden an der Küstenstation Warnemünde in den Monaten April bis September im Mittel $2 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ beobachtet, während in den Monaten Dezember bis Februar EKW-Konzentrationen bis zu $8 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ anzutreffen sind. Das niedrige sommerliche Niveau kann durch intensiveren photooxidativen und mikrobiellen Abbau, durch stärkere Verdunstung sowie durch Adsorption an Planktonteilchen und deren Sedimentation erklärt werden.

Da die UV-Fluoreszenzmethode aufgrund der begrenzten Auflösung der Spektren nicht geeignet ist, Aussagen über die chemische Zusammensetzung der EKW zu machen, wird empfohlen, spezifischere Methoden (Hochdruckflüssigchromatographie = HPLC) anzuwenden, um einzelne die als toxikologisch besonders bedenkliche und als kanzerogen eingestufte polyaromatische Kohlenwasserstoffe nachweisen zu können.

Anmerkung

Die vorliegenden Untersuchungen wurden in dankenswerter Weise finanziell vom 01.01.1991 bis 28.02.1992 von der Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur, Rostock-Warnemünde, und vom 01.03.1992 bis 30.04.1994 im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt, Berlin, unter dem Förderkennzeichen Wasser 93-102 04 396 mit dem Titel „Beiträge zu raum-zeitlichen Variationen, Trends und Bilanzen von Zustandsgrößen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns“ gefördert.

Die Verantwortung für den Inhalt des Berichtes liegt bei den Autoren.

Meereswissenschaftliche Berichte
MARINE SCIENCE REPORTS

No. 11

**Spurenmittelkonzentrationen vor der Küste
Mecklenburg-Vorpommerns**

von

B. Schneider und C. Pohl

**Institut für Ostseeforschung
Warnemünde
1995**

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	68
Summary	69
1. Einleitung	70
2. Zeitreihen von Spurenmetallkonzentrationen an der Küstenstation Warnemünde	70
2.1 Methoden	70
2.2 Mittlere Spurenmetallkonzentrationen	71
2.3 Saisonaler Gang der Spurenmetallkonzentrationen	78
3. Verteilungsmuster der Spurenmetallbelastung vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns	82
3.1 Verteilung gelöster Spurenmetalle	82
3.2 Spurenmetalle in Sedimenten	88
3.3 Spurenmetalle in Miesmuscheln	93
4. Diskussion von Monitoring-Strategien	97
Anmerkung	99
Literatur	100
Abkürzungsverzeichnis	104

Tabellenanhang: Tabelle A1 – A24

Zusammenfassung

Es wurden Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität und zur räumlichen Verteilung von Spurenmetallkonzentrationen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns durchgeführt. Zur Ermittlung der zeitlichen Veränderlichkeit wurden von Juni 1991 bis Juni 1994 an der Küstenstation Warnemünde wöchentlich Wasserproben zur Bestimmung der Konzentrationen von Cd, Cu und Zn genommen. Die mittleren Konzentrationen in der Lösungsphase unterschieden sich nur unwesentlich von denen in der Beltsee und in der eigentlichen Ostsee. Die Meßwerte wiesen allerdings eine erhebliche zwischenwöchentliche Variabilität auf, die sich im Falle des Cu teilweise durch die ausgeprägten Salzgehaltsänderungen erklären ließ. Es wird angenommen, daß lokale Einleitungen und Niederschlagsereignisse zu Inhomogenitäten der Spurenmetallverteilung im Küstenbereich führen, die sich an der Küstenstation als Kurzzeitvariabilität äußern. Ein saisonaler Zyklus wurde für die Cd-Konzentrationen beobachtet. Dieser Befund steht im Einklang mit anderen Forschungsarbeiten, die das Cd als Nährsalz-ähnliches Element ausweisen. Bemerkenswert war jedoch, daß das Minimum der Cd-Konzentrationen regelmäßig in den Monaten Juli/August auftrat und nicht einherging mit der Nährstoffverarmung im Frühjahr. Hieraus folgt, daß erst in der Spätphase der Phytoplanktonentwicklung, möglicherweise unter Mitwirkung des Zooplanktons, das Cd in meßbarem Umfang aus der Wassersäule in das Sediment abgeführt wird.

Zur Ermittlung räumlicher Verteilungsmuster der Konzentrationen von Cd, Cu und Zn wurden während drei Expeditionen in den Jahren 1991 bis 1993 insgesamt 45 Stationen zwischen der Travemündung und dem Oderhaff beprobt. Die über das gesamte Gebiet gemittelten Werte unterschieden sich nicht von jenen in der Beltsee und der eigentlichen Ostsee. Lokal und zeitlich begrenzt wurden jedoch Konzentrationen beobachtet, die sich signifikant von den Werten in der offenen Ostsee abhoben. Zu den betroffenen Regionen zählten insbesondere die Wismarer Bucht, die Unterwarnow und das Oderhaff. Ergänzend zu den Untersuchungen im Wasser wurden die Gehalte von Cd, Cu und Zn in Sedimenten gemessen. Auch hier zeichneten sich Belastungsschwerpunkte ab, die aber nur bedingt mit denen im Wasser zur Deckung zu bringen waren. Die ebenfalls bestimmten Spurenmetallgehalte in Miesmuscheln wiesen nur geringe saisonale Unterschiede auf, so daß daraus keine Verteilungsmuster hergeleitet werden konnten.

Für ein Küstenmonitoring folgt aus den Untersuchungen, daß eine Überwachung der Spurenmetallkonzentrationen im Wasser nicht durch ein Monitoring von Sedimenten oder Miesmuscheln ersetzt werden kann. Die starke Variabilität der Spurenmetallkonzentrationen in den Küstengewässern erfordert jedoch eine zeitliche Auflösung der Messungen in der Größenordnung von einer Woche, um saisonale und Langzeitänderungen erkennen zu können.

Summary

The temporal variability and spatial distribution patterns of trace metal concentrations were investigated in the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern. In order to study changes with time, weekly samples were taken for the determination of Cd, Cu and Zn in seawater at the Coastal Station Warnemünde during June 1991 to June 1994. The mean concentrations differed only slightly from those in the Belt Sea and in the Baltic Proper. The individual data showed a considerable between-week variation which in the case of Cu could partly be explained by salinity variations. It is assumed that local discharges and precipitation lead to an inhomogeneous trace metal distribution in the coastal area. This is reflected as a short-term variability at the Coastal Station. A seasonal cycle was observed for the concentrations of Cd. This finding is consistent with other studies which identified Cd as a nutrient-like element. However, it has to be taken into account that the Cd minimum always appeared in July/August and did not follow the nutrient depletion during spring. Hence, the removal of Cd from the water column into the sediments occurs mainly at a late stage of the phytoplankton development and is possibly influenced by the abundance of zooplankton.

To determine spatial distribution patterns for the concentrations of Cd, Cu and Zn, samples were taken at 45 stations between the mouth of the River Trave and the Oderhaff during 1991 -1993. The mean concentrations for the entire region did not differ from those in the Belt Sea and the Baltic Proper. However, higher concentrations than in the open Baltic Sea were observed locally and temporarily. The areas concerned were mainly the Wismarer Bucht, the Unterwarnow and the Oderhaff. In addition to the investigations in seawater, trace metal contents of sediments were measured. Areas with an enhanced trace metal contamination could be identified, but differed partly from those with increased concentrations in seawater. Trace metal contents of mussels were also investigated. The regional differences were small and no spatial distribution pattern could be recognized.

It is concluded from these investigations that for a coastal monitoring the measurement of trace metals in seawater cannot be replaced by a monitoring of sediments or mussels. Moreover, the strong variability of trace metal concentrations in coastal waters requires a time resolution of approximately one week in order to detect seasonal or long-term changes.

1. Einleitung

Spurenmehalle sind ein natürlicher Bestandteil des Meerwassers und dürfen nicht a priori als Schadstoffe eingestuft werden. Einige von ihnen, wie etwa Fe, Cu oder Zn, sind vielmehr ein unentbehrlicher Baustein bei der Bildung organischer Substanz durch die Photosynthese. Allerdings kann diese lebensnotwendige Funktion oberhalb einer elementspezifischen Konzentrationsgrenze in eine schädigende Wirkung umschlagen. Ein solcher Grenzwert existiert natürlicherweise auch für die Elemente, von denen anzunehmen ist, daß sie keinerlei physiologische Bedeutung haben.

Obwohl eine Gefährdungsgrenze nur schwer ermittelt werden kann, ist es angesichts der vielfältigen anthropogenen Spurenmehalleinleitungen in die Ostsee angebracht, die Konzentrationen im Wasser durch ein Monitoring zu überwachen. Um hierfür ein effizientes Konzept entwickeln zu können, müssen zunächst grundlegende Erkenntnisse über die Biogeochemie der betrachteten Elemente vorliegen. Daneben ist es von großer Bedeutung, die zeitliche Variabilität auf verschiedenen Zeitskalen von Tagen bis zu Jahreszeiten quantifizieren zu können sowie über Informationen zu den räumlichen Verteilungsmustern zu verfügen.

Die Schaffung dieser Voraussetzungen für eine Spurenmehalleüberwachung im Rahmen eines Küstenmonitorings war eine wesentliche Motivation für die Durchführung der nachfolgend beschriebenen Untersuchungen.

2. Zeitreihen von Spurenmehallekonzentrationen an der Küstenstation Warnemünde

2.1 Methoden

An der Küstenstation Warnemünde* wurden ab Februar 1991 wöchentlich Proben für die Bestimmung der Konzentrationen gelöster Spurenmehalle genommen. Eine längere Unterbrechung mußte aus technischen Gründen lediglich von Mai bis Juli 1991 hingenommen werden. Die Trennung der Wasserphase vom suspendierten partikulären Material (SPM) erfolgte durch Filtration unter Verwendung von Nuclepore-Filtern mit einer Porenweite von 0,4 µm. Nach Anreicherung der gelösten Spurenmehalle durch eine Flüssig/Flüssig-Extrak-

* Eine Beschreibung der Station sowie der hydrographischen Bedingungen findet sich im vorausgegangenen Beitrag auf S. 6 in diesem Heft.

tion wurden die Konzentrationen für Cd, Cu und Zn durch Atomabsorptionsspektroskopie bestimmt (DANIELSSON et al., 1978; GRASSHOFF et al., 1983). Die ebenfalls gemessenen Pb-Konzentrationen konnten nicht verwertet werden, da die Proben deutliche Kontaminationen aufwiesen. Das gleiche gilt für die Zn-Werte in den Proben aus der Zeit vor dem April 1992. Eine tabellarische Zusammenfassung der monatlichen Mittelwerte für die Cd-, Cu- und Zn-Konzentrationen und deren Standardabweichungen findet sich im Anhang in den Tabellen A-20 bis A-22. Auf die Bestimmung der Hg-Konzentrationen wurde verzichtet, da hierfür keine Referenzmaterialien existieren und somit die Qualitätssicherung in Frage gestellt ist.

Mit der Analyse der Spurenmetallgehalte im SPM wurde im Mai 1992 begonnen. Hierzu wurden die Filterproben mit konzentrierter Salpetersäure unter Zusatz von Flußsäure bei 180 °C unter Druck aufgeschlossen. Für die Bestimmung der Elemente Cd, Cu, und Zn in den Aufschlußlösungen wurde wiederum die Atomabsorptionsspektroskopie angewendet.

Durch die Analyse von Referenzmaterialien sowohl für gelöste als auch für partikulär gebundene Spurenmetalle ließ sich eine Fehlerbreite von etwa $\pm 20\%$ für die Meßergebnisse abschätzen.

2.2 Mittlere Spurenmetallkonzentrationen

Die Zeitreihen der wöchentlich gemessenen Konzentrationen des gelösten Cd, Cu und Zn sind in den Abb. 39a, 40a und 41a dargestellt. Die hieraus berechneten Mittelwerte und Standardabweichungen sind in Tabelle 6 wiedergegeben. Zum Vergleich mit anderen Meßreihen enthält Tabelle 6 weiterhin die mittleren Konzentrationen und Standardabweichungen im Oberflächenwasser der Kieler und Mecklenburger Bucht aus den Jahren 1990 bis 1992 (SCHULTZ-TOKOS et al., 1992) sowie die entsprechenden Daten für das Gebiet der eigentlichen Ostsee, die auf dem Spurenmetall-Monitoring des Jahres 1993 beruhen (POHL, 1994). Bemerkenswert ist zunächst, daß die mittleren Konzentrationen der drei betrachteten Elemente in der Kieler und Mecklenburger Bucht, also in den Übergangsbereichen zwischen Nord- und Ostsee, nahezu deckungsgleich mit jenen in der eigentlichen Ostsee sind. Lediglich die Standardabweichungen unterscheiden sich deutlich und lassen eine stärkere Variabilität der Konzentrationen in den Übergangsbereichen erkennen. In dieses Bild fügen sich auch die Cu- und Zn-Konzentrationen an der Küstenstation Warnemünde ein, die sich

Tabelle 6 Mittlere Spurenmetallkonzentrationen und Standardabweichungen an der Küstenstation Warnemünde (1991-1994), im Oberflächenwasser der Kieler und Mecklenburger Bucht während der Jahre 1990-1992 (SCHULTZ-TOKOS et al., 1992) und in der eigentlichen Ostsee im Jahr 1993 (POHL, 1994)

	Küstenstation Warnemünde	Kieler Bucht Mecklenburger Bucht	Monitoring Ostsee
Cd [ng·dm ⁻³]	23,3 ± 8,9	14,5 ± 7,1	15,2 ± 3,0
Cu [ng·dm ⁻³]	600 ± 130	510 ± 170	510 ± 70
Zn [µg·dm ⁻³]	1,1 ± 1,3	1,2 ± 1,0	1,3 ± 0,8

mit mittleren Werten von 600 ng·dm⁻³ beziehungsweise 1,1 µg·dm⁻³ nicht signifikant von den Werten der zum Vergleich herangezogenen Seegebiete abheben. Lediglich Cd das zeigt mit 23,3 ng·dm⁻³ an der Küstenstation ein um etwa 50 % angehobenes Konzentrationsniveau. Es ist durchaus möglich, daß dieses Ausdruck einer lokalen Verschmutzung etwa durch den Zufluß von Warnowwasser, das Eindringen von Sickerwasser oder den atmosphärischen Eintrag ist. Andererseits beziehen sich die zum Vergleich herangezogenen Meßreihen nicht auf deckungsgleiche Zeiträume, so daß die Differenzen in Tabelle 6 sich auch durch zwischenjährliche Variationen erklären lassen und nicht zwangsläufig räumliche Unterschiede wiedergeben. Daß zwischenjährliche Variationen in der Größenordnung von 50% auftreten können, belegt die Cd-Meßreihe an der Küstenstation. Für die Zeitspanne Juni 1991 bis Juni 1992 wurde ein Mittelwert von 26 ng·dm⁻³ gemessen, während für den entsprechenden Zeitraum 1993/94 nur noch 18 ng·dm⁻³ gefunden wurden.

Drastischere Unterschiede ergeben sich bei einem Vergleich mit dem Oberflächenwasser des Nordostatlantiks. Hier wurden von POHL (1992) für Cd, Cu, und Zn Konzentrationen gefunden, die im Mittel um etwa eine Zehnerpotenz unter denen an der Küstenstation liegen. Da an der Küstenstation sehr unterschiedliche Mischungsverhältnisse zwischen dem Wasser aus der eigentlichen Ostsee und dem letztlich aus dem Atlantik stammenden Nordseewasser auftreten, liegt die Vermutung nahe, daß die unterschiedlichen Spurenmetallkonzentrationen in den beiden Mischungskomponenten sich in einer Salzgehalts/Spurenmetall-Korrelation äußern. Diese Hypothese wurde anhand der entsprechenden Spurenmetall/Salzgehalts-Diagramme (Abb. 42) überprüft. Für Cd und Zn (Abb. 42a,c) ist kein Zusammenhang mit den Salzgehalten erkennbar. Folglich ist das über den Fehmarnbelt eindringende höhersaline Wasser durch atmosphärische Deposition oder andere Einflüsse, die sich nicht in einer Salzgehaltsänderung äußern, soweit vorbelastet, daß der atlantische Charakter verlorengegangen

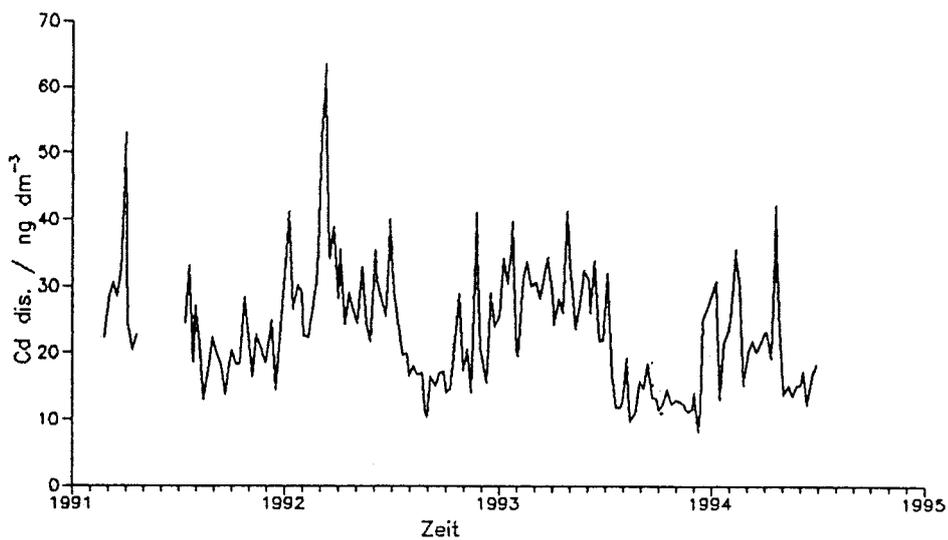


Abb. 39a Konzentrationen des gelösten Cadmiums an der Küstenstation Warnemünde von Februar 1991 bis Juni 1994

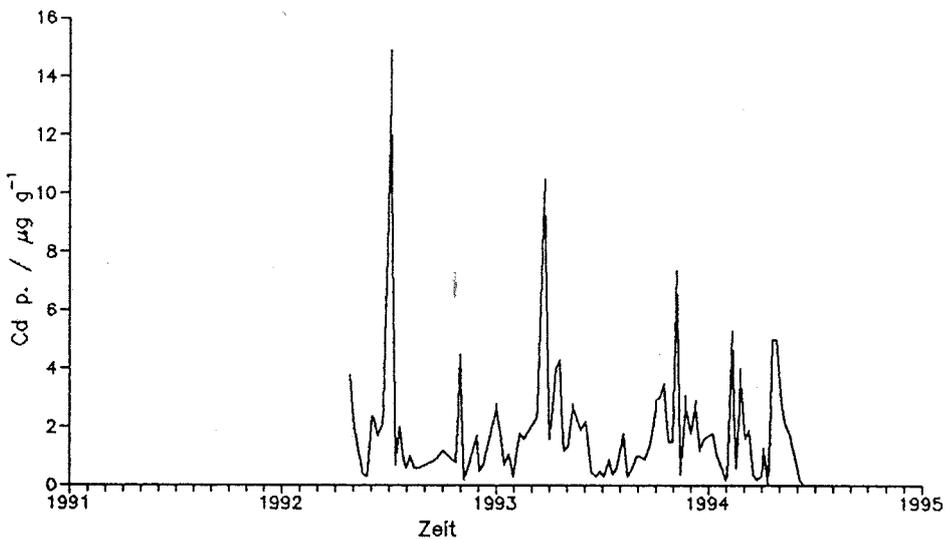


Abb. 39b Cadmiumgehalte im suspendierten partikulären Material an der Küstenstation Warnemünde von April 1992 bis Juni 1994

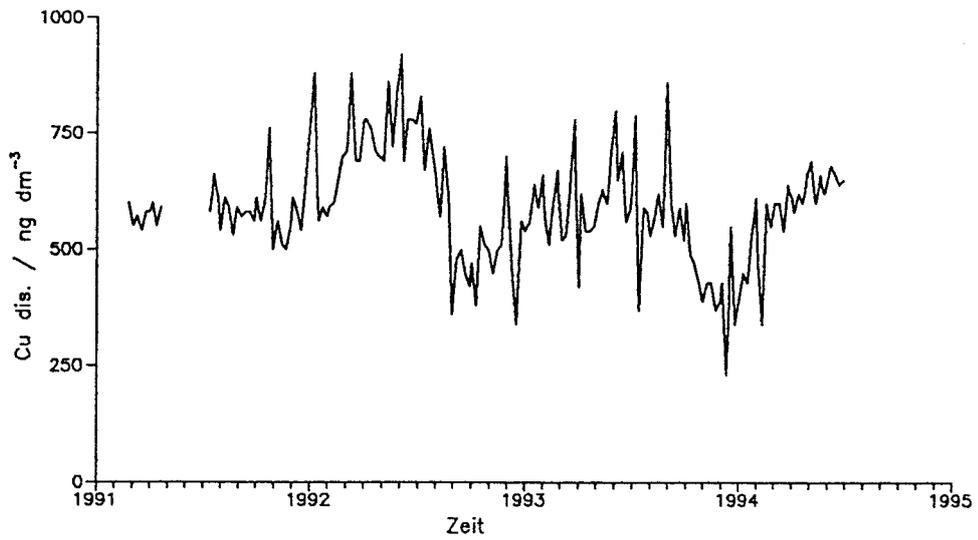


Abb. 40a Konzentrationen des gelösten Kupfers an der Küstenstation Warnemünde von Februar 1991 bis Juni 1994

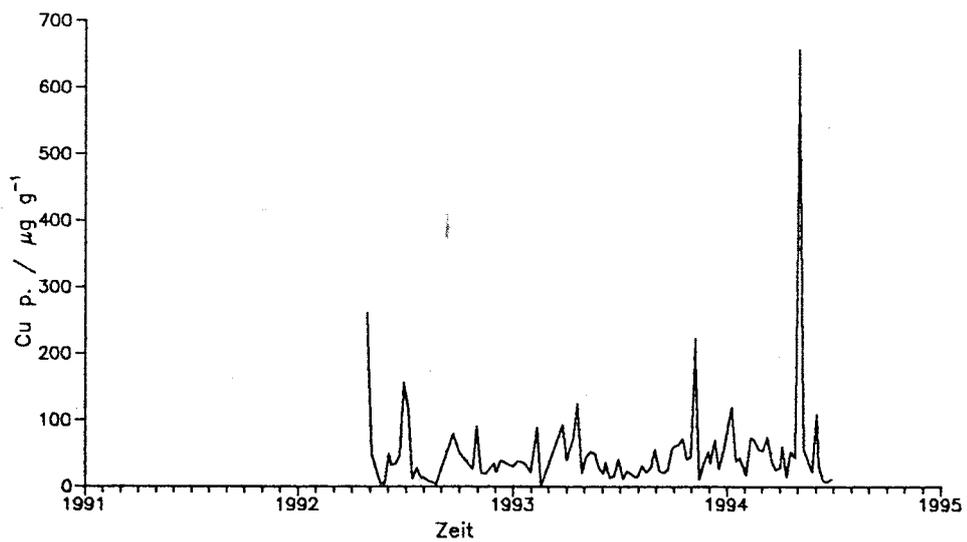


Abb. 40b Kupfergehalte im suspendierten partikulären Material an der Küstenstation Warnemünde von April 1992 bis Juni 1994

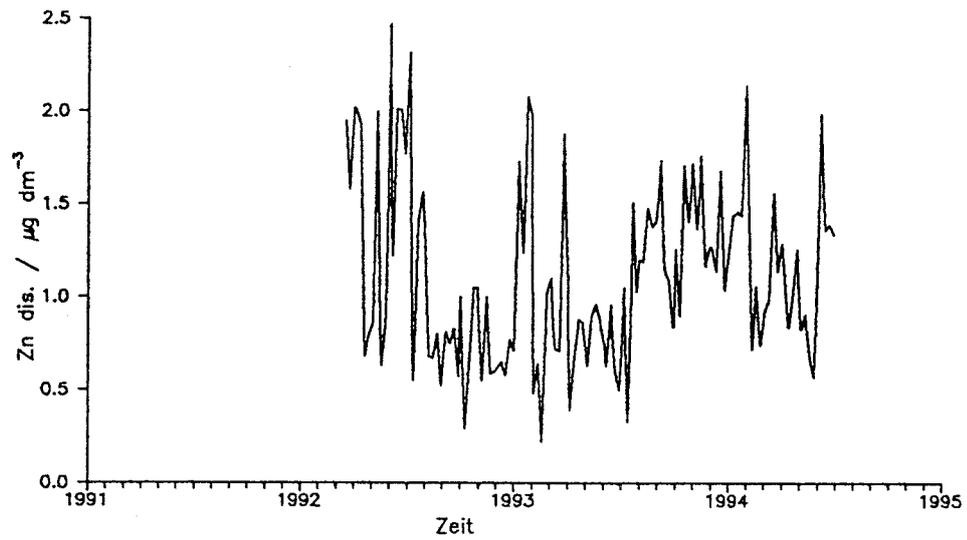


Abb. 41a Konzentrationen des gelösten Zinks an der Küstenstation Warnemünde von März 1992 bis Juni 1994

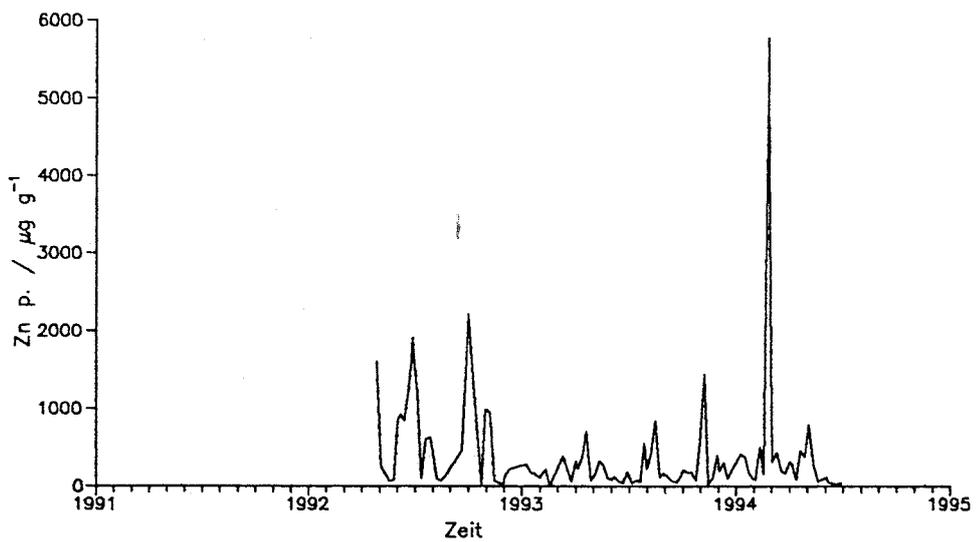


Abb. 41b Zinkgehalte im suspendierten partikulären Material an der Küstenstation Warnemünde von April 1992 bis Juni 1994

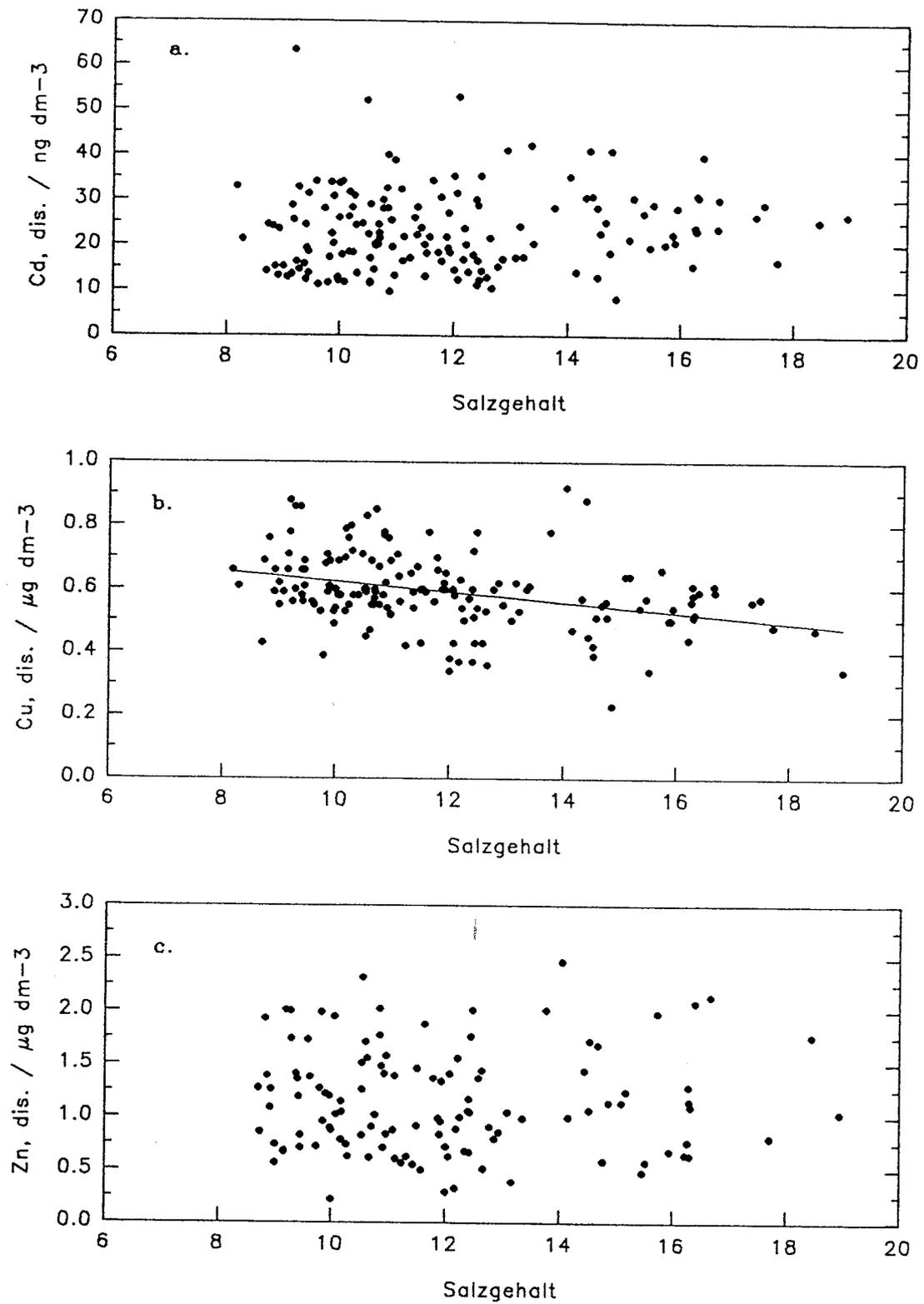


Abb. 42 Spurenmittel/Salzgehalts-Diagramme für Cd (a), Cu (b) und Zn (c) an der Küstenstation Warnemünde

ist und die Cd- und Zn-Konzentrationen sich nicht mehr von denen in der eigentlichen Ostsee unterscheiden. Lediglich das Cu zeigt eine, wenn auch schwach ausgeprägte Korrelation ($r = 0,34$) mit dem Salzgehalt (Abb. 42b). Die zugrunde liegende Regressionsrechnung ergibt eine Abnahme der Cu-Konzentrationen mit dem Salzgehalt nach der folgenden Gleichung: $Cu = -17 \cdot S + 790$. Die Extrapolation der berechneten Regressionsgeraden auf atlantische Salzgehalte ($S = 35 \text{ ‰}$) führt mit einem Wert von $190 \text{ ng} \cdot \text{dm}^{-3}$ zu einer Cu-Konzentration, die nur geringfügig von dem Bereich abweicht, der von POHL (1992) im Nordostatlantik ($70 - 180 \text{ ng} \cdot \text{dm}^{-3}$) beobachtet wurde. Dieses belegt, daß die berechnete Korrelation realistisch ist und die Veränderlichkeit der Cu-Konzentrationen an der Küstenstation teilweise auf wechselnde Salzgehalte zurückzuführen ist.

Die Gehalte an Cd, Cu und Zn im suspendierten partikulären Material sind als Zeitreihen in Abb. 39b, 40b und 41b dargestellt. Sie zeigen eine extreme Variabilität, die sich bei allen drei betrachteten Elementen über zwei Größenordnungen hinweg bewegt. Der Grund hierfür liegt darin, daß das SPM sich aus unterschiedlichen stofflichen Komponenten zusammensetzt, die in höchst unterschiedlichen Relationen zueinander auftreten können und die eine stark voneinander abweichende Bindungsfähigkeit für gelöste Spurenmetalle aufweisen. Die wesentlichsten Stoffklassen, die in sich wiederum sehr heterogen zusammengesetzt sein können, sind organische Partikel und terrestrische Mineralien sowie anorganische Abscheidungen, die häufig in Form von Oxiden oder Karbonaten auftreten. Wegen dieser Komplexität der Zusammensetzung sind die Spurenmetallgehalte im SPM nicht als Indikator für den Belastungszustand eines Wasserkörpers geeignet. An der Küstenstation muß weiterhin berücksichtigt werden, daß älteres bereits sedimentiertes Material insbesondere unter Starkwindbedingungen resuspendiert werden kann und die Zusammensetzung des SPM beeinflusst. Unter diesen Gesichtspunkten sind die in Tabelle 7 wiedergegebenen mittleren Cd-, Cu- und Zn-Gehalte im SPM an der Küstenstation, in der Kieler und Mecklenburger Bucht (SCHULTZ-TOKOS et al., 1992) und in der eigentlichen Ostsee (POHL, 1994) zu bewerten. Die zum Teil erheblichen Unterschiede, die zum Beispiel für das Cu im SPM an der Küstenstation ein Vierfaches gegenüber den Gehalten in der Kieler und Mecklenburger Bucht betragen, sind daher nicht Ausdruck einer stärkeren Cu-Verschmutzung sondern spiegeln eher voneinander abweichende Zusammensetzungen des SPM wider.

Tabelle 7

Mittlere Gehalte und Standardabweichungen von Cd, Cu und Zn in suspendiertem partikulärem Material an der Küstenstation Warnemünde, in der Kieler und Mecklenburger Bucht (SCHULTZ-TOKOS et al., 1992) und in der eigentlichen Ostsee (POHL, 1994)

	Küstenstation Warnemünde	Kieler Bucht Mecklenburger Bucht	Monitoring Ostsee
Cd [$\mu\text{g/g}$]	1,9 \pm 2,2	1,9 \pm 1,8	3,1 \pm 5,5
Cu [$\mu\text{g/g}$]	51 \pm 73	13 \pm 15	36 \pm 16
Zn [$\mu\text{g/g}$]	395 \pm 676	266 \pm 401	404 \pm 372

Neben dem Problem der Spurenmetallgehalte im SPM stellt sich die Frage nach deren Beitrag zur Gesamtkonzentration an Spurenmetallen im Ostseewasser. Für die Küstenstation wurde ermittelt, daß die relativen Anteile der partikulär gebundenen Spurenmetalle im Mittel 26 % für Cd, 29 % für Cu und 50 % für Zn betragen. Hierbei ist wiederum zu beachten, daß diese Werte aufgrund der Resuspensionseffekte nicht charakteristisch für die offene Ostsee sind. Als eher typisch für das Oberflächenwasser der Ostsee können die aus den Daten von SCHULTZ-TOKOS et al. (1992) berechneten partikulären Anteile gewertet werden. Diese belaufen sich im Jahresmittel auf lediglich 6 % für Cd, 2 % für Cu und 9 % für Zn und liegen damit unter der relativen Standardabweichung der betreffenden Konzentrationen in der gelösten Phase (Tabelle 6). Hieraus folgt, daß für die Bewertung der Spurenmetallbelastung des Oberflächenwassers der partikuläre Beitrag vernachlässigbar ist, wenngleich er eine entscheidende Rolle für den Vertikaltransport und damit für den gesamten Spurenmetallkreislauf spielt.

2.3 Saisonaler Gang der Spurenmetallkonzentrationen

Durch die wöchentliche Auflösung der Messungen an der Küstenstation war es möglich, die Spurenmetallkonzentrationen auf eventuelle jahreszeitliche Veränderungen hin zu analysieren. Um diese deutlicher hervortreten zu lassen, wurden störende Kurzzeitfluktuationen durch eine gleitende 5-Punkte-Mittelung weitgehend unterdrückt. Die in dieser Weise aufbereiteten Zeitreihen sind für die Konzentrationen an gelöstem Cd, Cu und Zn in Abb. 43 dargestellt.

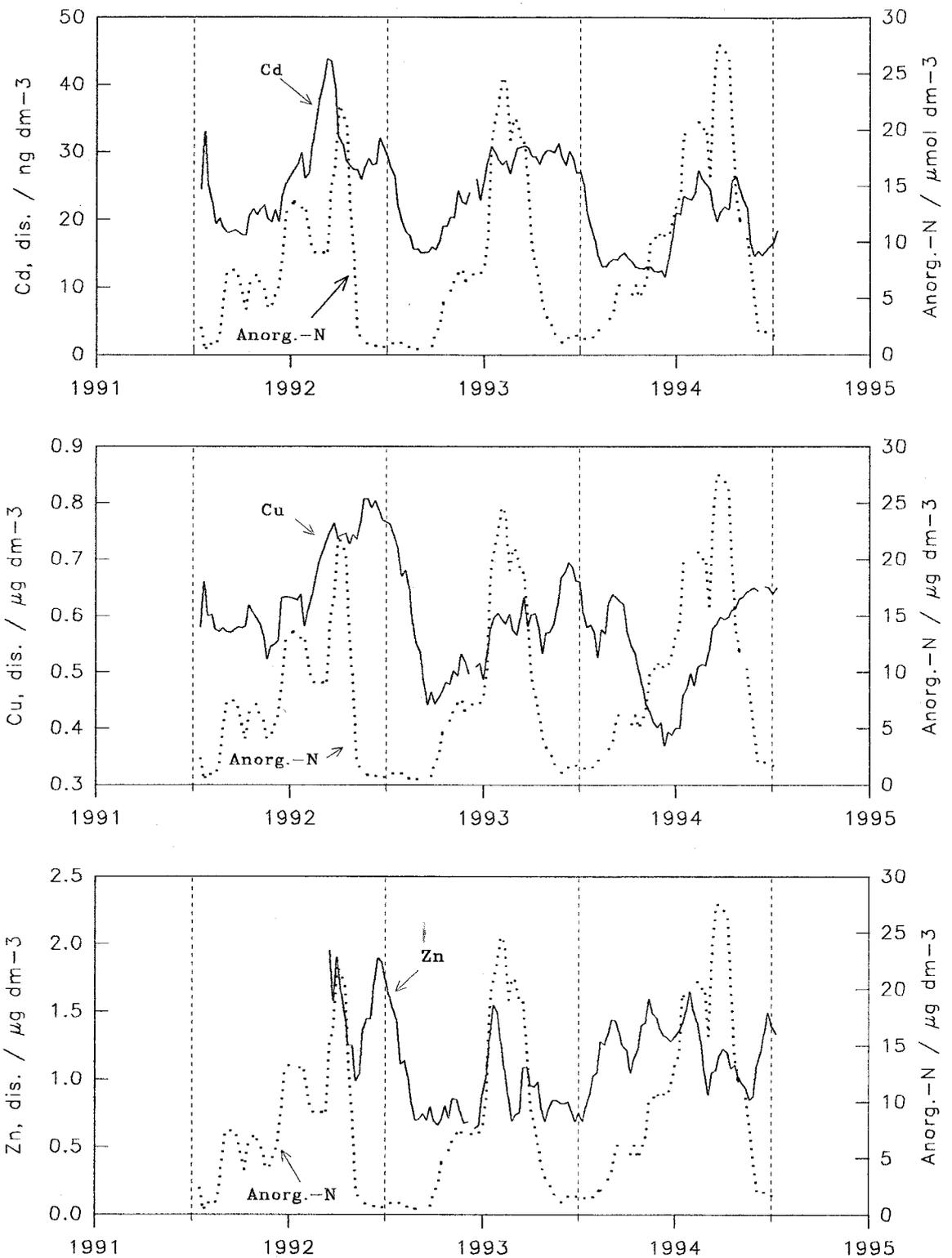


Abb. 43 Durch gleitende Mittelung geglättete Zeitreihen für gelöstes Cd, Cu und Zn. Zum Vergleich sind jeweils die Zeitreihen für den gelösten anorganischen Stickstoff mit dargestellt (die gestrichelten vertikalen Linien markieren jeweils die Jahresmitte)

Die Cd-Konzentrationen weisen die deutlichsten jahreszeitlichen Veränderungen auf (Abb. 43). Nach Höchstwerten im Winter und Frühjahr erscheinen regelmäßig sommerliche Minima mit etwa um einen Faktor 2 herabgesetzten Konzentrationen. Nach gängiger Vorstellung sind derartige Zyklen im Oberflächenwasser dadurch erklärbar, daß mit dem Einsetzen einer Planktonblüte bestimmte Spurenmetalle an partikuläre organische Substanz gebunden werden, wodurch sie der Lösungsphase entzogen werden und zum Teil durch anschließende Sedimentation dem betrachteten Wasserkörper verlorengehen. Nach dem Ende der Produktionsphase überwiegt dann die Remineralisierung der organischen Substanz, wobei die gebundenen Spurenmetalle wieder freigesetzt und durch Mischungsvorgänge in das Oberflächenwasser zurückgeführt werden.

Der beobachtete jahreszeitlich bedingte Abfall der Cd-Konzentrationen sollte also einhergehen mit der Produktion partikulärer organischer Substanz, die wiederum über das Redfield-Verhältnis an die Aufnahme gelöster Stickstoffverbindungen gekoppelt ist. Um diesen Zusammenhang zu überprüfen, sind in den Abb. 43 zusätzlich die Jahresgänge der anorganischen Stickstoffverbindungen dargestellt worden. Abgesehen von den Verhältnissen im Sommer 1994, die erst nach Abschluß der Messungen für dieses Jahr bewertet werden können, zeigt sich in allen anderen Jahren, daß die Verarmung an anorganischen Stickstoffverbindungen durch die einsetzende Phytoplanktonentwicklung erwartungsgemäß im April/Mai beginnt (siehe auch Abb. 34a), während die Cd-Konzentrationen erst im August ihr Minimum erreichen. Die Cd-Aufnahme während der Frühjahrsblüte ist folglich nur von untergeordneter Bedeutung für den Jahresgang des Cd. Dagegen kann nicht ausgeschlossen werden, daß dem Zooplankton eine entscheidende Rolle zukommt, da dessen stärkste Abundanz (Ab. 21) stets zeitgleich mit dem Cd-Minimum auftritt. Noch läßt sich jedoch nicht klären, ob dem Zooplankton selbst oder seinen Ausscheidungen (fecal pellets) die größere Bedeutung für die Cd-Aufnahme zukommt. Dennoch sind die zutage getretenen Zusammenhänge von nicht zu unterschätzender Bedeutung für das Verständnis und die modellhafte Beschreibung der Spurenmetallkreisläufe in der Ostsee und anderen marinen Systemen.

Für das Cu und insbesondere für das Zn (Abb. 43) sind Jahresgänge nicht mit der Eindeutigkeit wie beim Cd auszumachen. Lediglich der Jahresgang 1992 zeigt mit einem scharfen Abknicken der Konzentrationsverläufe dieser beiden Elemente im August eine Analogie zum Cd-Zyklus. Im darauffolgenden Jahr erscheint das Cu-Minimum jedoch erst im Dezember, während das Zn sich schon im Februar auf einem relativ niedrigen Niveau

befindet und im August bereits wieder ansteigt. Eine Deutung dieser Vorgänge ist mit dem vorliegenden Datenmaterial nicht möglich. Es ist aber zu vermuten, daß Wechselwirkungen zwischen dem gelösten Cu sowie Zn und in situ gebildeten anorganischen Abscheidungen den biologisch bedingten Jahresgang überlagern.

Trotz der für Cu und Zn gemachten Einschränkungen liefern die Zeitreihen an der Küstenstation durch ihre hohe zeitliche Auflösung und ihre lange Laufzeit wertvolle Erkenntnisse über die Biogeochemie von Spurenmetallen in der Ostsee. Daneben bieten sie die Möglichkeit, zwischenjährliche Variationen und Langzeittrends zu beschreiben, wenngleich die hier vorgestellte Meßreihe noch nicht den dafür notwendigen Umfang hat.

3. Verteilungsmuster der Spurenmetallbelastung vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Für die Bewertung der Spurenmetallbelastung der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden Untersuchungen an Wasserproben, Sedimenten und Miesmuscheln vorgenommen. Die Auswahl der untersuchten Elemente (Cd, Cu und Zn) erfolgte nach den selben Kriterien wie für die Messungen an der Küstenstation Warnemünde, und auch bei der Probenvorbereitung sowie der chemischen Analyse wurden nach den gleichen Verfahren vorgegangen. Die Probennahmestationen waren weitgehend gleichmäßig auf den gesamten Küstenraum Mecklenburg-Vorpommerns verteilt. Lediglich in Gebieten, in denen aufgrund der Nähe zu potentiellen Spurenmetallquellen erhöhte Belastungen vermutet werden konnten, wurde die Beprobungsdichte gesteigert.

3.1 Verteilung gelöster Spurenmetalle

Zur Bestimmung der gelösten Spurenmetalle wurden Beprobungen der Küstengewässer im September 1991, im November 1992 und im Mai 1993 vorgenommen. In den äußeren Küstengewässern erfolgte die Probennahme mit Forschungsschiffen des IOW, während die inneren Küstengewässer und Flußmündungsgebiete entweder mit Booten des Landesamtes für Umwelt und Natur in Stralsund (LAUN) oder von Land aus beprobt wurden. Aus logistischen Gründen konnte jedoch nicht stets das gleiche Stationsnetz angefahren werden, so daß nicht alle Stationen dreimal bearbeitet werden konnten. Abb. 44 zeigt das Untersuchungsgebiet und die Lage der einzelnen Stationen. Eine tabellarische Zusammenstellung aller Ergebnisse findet sich im Anhang (Tabelle A-23).

Zur Bewertung der gemessenen Spurenmetallkonzentrationen werden in einem ersten Schritt zunächst die über alle Stationen und Meßkampagnen gemittelten Konzentrationen für Cd, Cu und Zn betrachtet. Tabelle 8 zeigt diese Werte in einer Gegenüberstellung mit den im November 1993 im Oberflächenwasser der zentralen Ostsee erhaltenen Monitoring-Daten (POHL, 1994).

Es ist bemerkenswert, daß die mittleren Cd- und Cu-Konzentrationen in den Küstengewässern nahezu deckungsgleich mit den Werten aus der zentralen Ostsee sind. Lediglich die Zn-Konzentrationen weisen in den Küstengewässern ein um etwa 50 % angehobenes Niveau auf. Dieser Vergleich ignoriert jedoch eine mögliche Saisonalität, wie sie zumindestens für das Cd an der Küstenstation Warnemünde nachgewiesen wurde. Während die Werte für die zentrale Ostsee sich auf den Monat November beziehen, repräsentieren die Daten für die Küstengewässer mittlere Werte für die Monate Mai, September und November. Die in

Tabelle 8 zum Ausdruck kommenden Unterschiede beziehungsweise Übereinstimmungen zwischen den Konzentrationen in den Küstengewässern und in der zentralen Ostsee sollten deshalb nicht überbewertet werden.

Deutliche Unterschiede zwischen den Küstengewässern und der eigentlichen Ostsee lassen sich für die Standardabweichungen der mittleren Spurenmetallkonzentrationen erkennen. Die höheren Werte für die Küstengewässer weisen auf räumliche Inhomogenitäten hin, die Gegenstand der folgenden Diskussion sind.

Tabelle 8 Mittlere Konzentrationen und Standardabweichungen von Cd, Cu und Zn in den inneren und äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und im Oberflächenwasser der eigentlichen Ostsee (POHL, 1994)

	Küstengewässer	eigentliche Ostsee
Cd [ng·dm ⁻³]	14,8 ± 8,0	15,2 ± 3,0
Cu [ng·dm ⁻³]	620 ± 300	510 ± 70
Zn [µg·dm ⁻³]	2,1 ± 1,5	1,3 ± 0,8

Zur Darstellung räumlicher Verteilungsmuster wurden nicht die absoluten Konzentrationen für die verschiedenen Spurenmetalle herangezogen, sondern es wurde eine relative Belastungsskala definiert, die sich an den mittleren Konzentrationen und deren Standardabweichungen in der eigentlichen Ostsee orientiert. Eine Station wird dann bezüglich eines Spurenmetalls als belastet eingestuft, wenn die Konzentration bei einer der drei Beprobungen den Mittelwert in der eigentlichen Ostsee um das dreifache der betreffenden Standardabweichung überschreitet. Dieses Kriterium gründet sich auf statistische Überlegungen und wird zum Beispiel auch angewendet, um „Ausreißer“ in einer normalverteilten Meßreihe zu identifizieren. Um zwischen den Stationen, die als belastet erkannt wurden, noch weiter differenzieren zu können, wurden verschiedene Belastungsstufen eingeführt, deren Konzentrationsbereiche sich wiederum jeweils um die dreifache Standardabweichung voneinander abheben.

Zu beachten ist, daß der hier verwendete Belastungsbegriff relativ zum Oberflächenwasser der eigentlichen Ostsee zu verstehen ist, die ihrerseits durchaus als belastet im Sinne von antropogener Beeinflussung betrachtet werden kann. Es muß auch darauf hingewiesen werden, daß die Klassifizierung „belastet“ nicht impliziert, daß mit einer schädigenden Wirkung auf das Ökosystem zu rechnen ist.

Das in dieser Weise ermittelte Belastungsmuster ist für das Cd in Abb. 45 wiedergegeben. Es zeigt sich, daß von den 45 beprobten Stationen die Mehrzahl (34) als nicht belastet zu bewerten sind. Lediglich an 11 Positionen wurden mindestens einmal Cd-Konzentrationen ermittelt, die der ersten Belastungsstufe zuzurechnen sind ($24,2 < \text{Cd} < 33,2 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$). Diese verteilen sich weitgehend gleichmäßig auf den gesamten Küstenbereich, lediglich in der Wismarer Bucht wurde mit drei belasteten Stationen eine gewisse Häufung festgestellt. Die nächsthöhere Belastungskategorie ist nur im Oderhaff zu finden. Bemerkenswert ist, daß von einer Ausnahme abgesehen, bei Mehrfachbeprobungen Belastungszustände jeweils nur ein einziges Mal an den betreffenden Stationen nachgewiesen werden konnten. Außerdem ist zu beobachten, daß belastete und unbelastete Stationen häufig nur wenige Kilometer voneinander entfernt sind. Diese Befunde lassen erkennen, daß die festgestellten Cd-Belastungen zeitlich und räumlich eng begrenzt sind.

Auch im Fall des Cu (Abb. 46) bewegen sich die Konzentrationen an der überwiegenden Zahl der Stationen (29) innerhalb des 3σ -Bereichs der mittleren Werte in der eigentlichen Ostsee. Lediglich in 15 Fällen wurden darüberhinausgehende Konzentrationen erhalten, wobei der erste Belastungsgrad ($720 < \text{Cu} < 930 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$) achtmal vertreten war, während die folgenden Stufen von $930 < \text{Cu} < 1140 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$ und $1140 < \text{Cu} < 1350$ dreimal bzw. viermal auftraten. Schwerpunkte einer Cu-Belastung zeichnen sich im unmittelbaren Einflußbereich der Städte Wismar und Rostock sowie im Oderhaff und entlang des Peenestroms ab. Aber auch hier gilt ähnlich wie für das Cd, daß Belastungszustände an den einzelnen Stationen nur in seltenen Fällen während aller Mehrfachbeprobungen festgestellt wurden.

Die Verteilung der Zn-Konzentrationen (Abb. 47) weist ebenfalls nur eine geringe Zahl von belasteten Stationen aus. In acht Proben lagen die Werte im unteren belasteten Bereich ($2,7 < \text{Zn} < 5,1 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) und nur einmal wurde die nächsthöhere Belastungsstufe ($5,1 < \text{Zn} < 7,5 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) erreicht. Eine Ballung von belasteten Stationen ist wiederum in der Wismarer Bucht und in der Unterwarnow zu beobachten. Die für Cd und Cu gemachte Aussage, daß Belastungen starken zeitlichen Schwankungen unterliegen, gilt in noch stärkerem Maße für das Zn. Extrem starke Unterschiede bis zu einer Größenordnung wurden zwischen den einzelnen Beprobungen an derselben Station beobachtet.

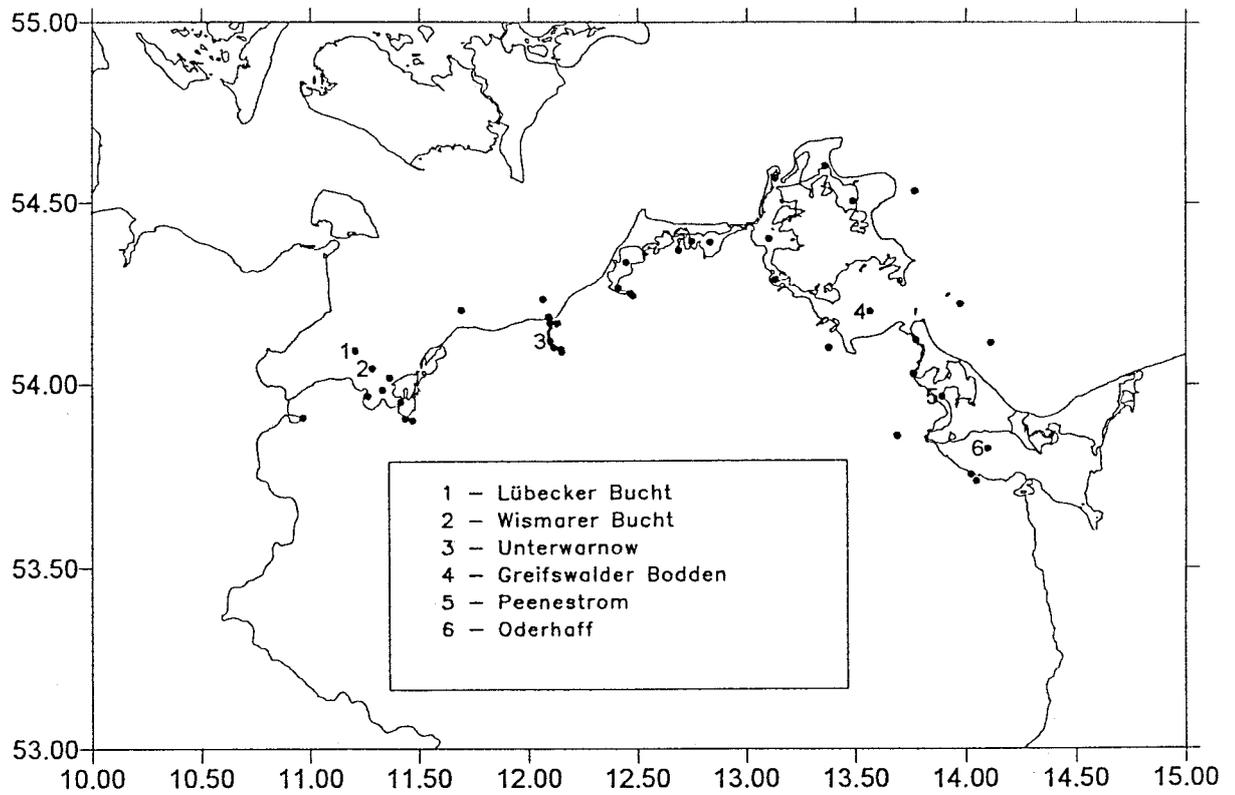


Abb. 44 Probennahmestationen zur Bestimmung von gelösten Spurenmetallen

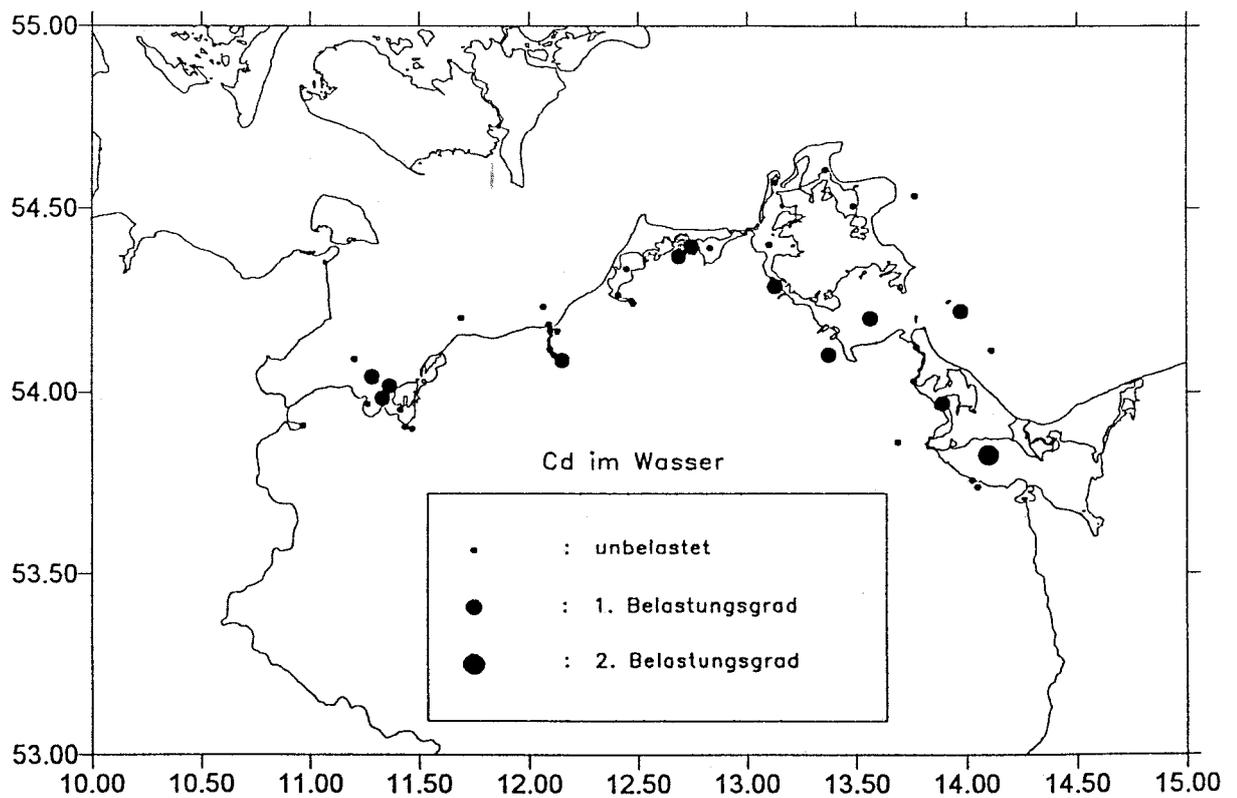


Abb. 45 Belastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Cd in Relation zur zentralen Ostsee

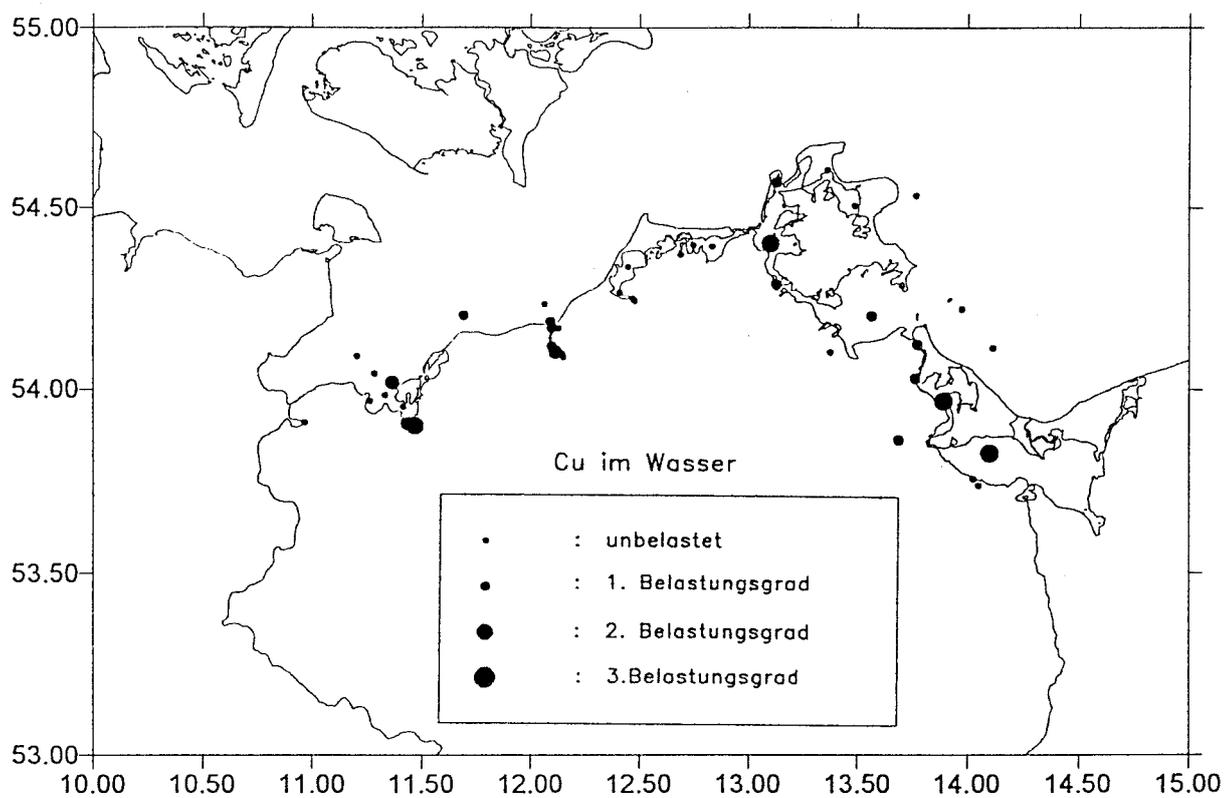


Abb. 46 Belastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Cu in Relation zur zentralen Ostsee

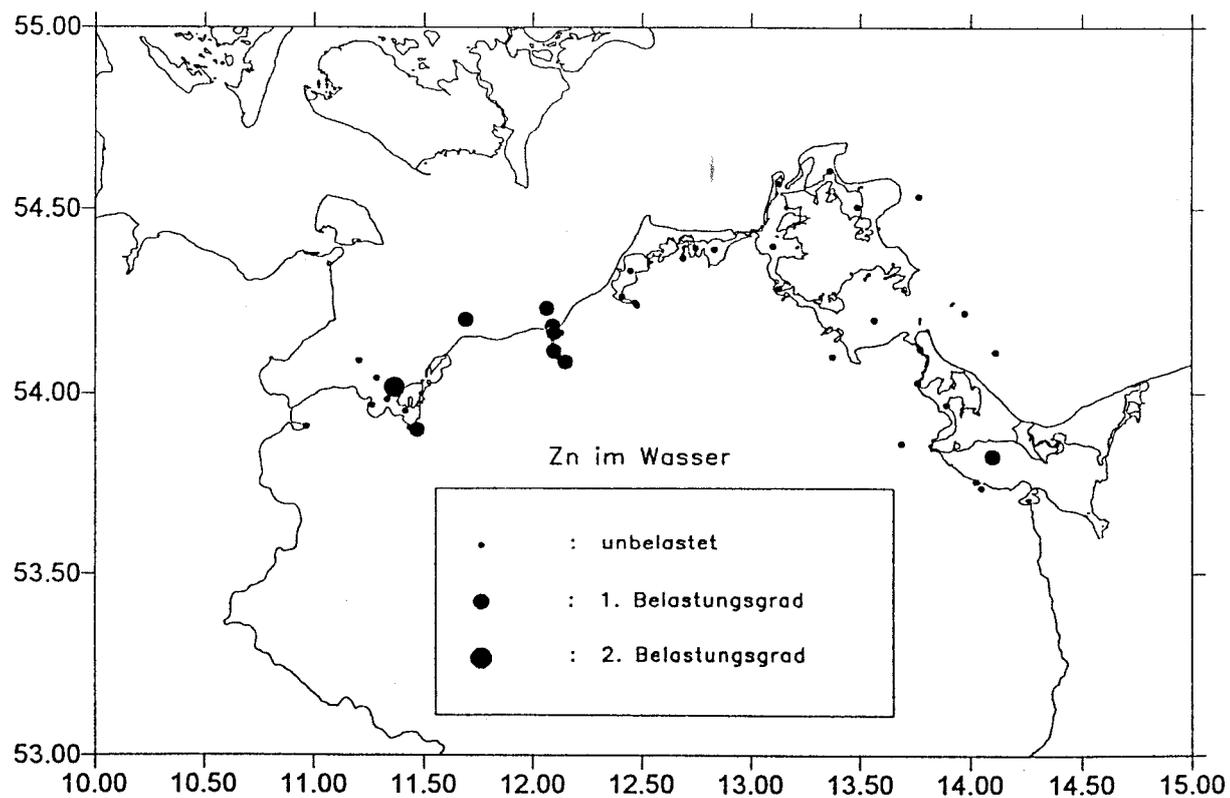


Abb. 47 Belastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Zn in Relation zur zentralen Ostsee

Für alle drei Elemente ist also festzustellen, daß keine Verteilungsmuster in dem Sinne von permanent vorhandenen Gradienten existieren. Die Mehrzahl der Stationen weist Spurenmetallkonzentrationen auf, die sich nicht signifikant von den Werten in der eigentlichen Ostsee abheben. Belastete Stationen zeigen eine gewisse Häufung in der Wismarer Bucht, in der Unterwarnow und dem vorgelagerten Seegebiet sowie im Oderhaff. Bei einer Bewertung dieser Belastung ist zu berücksichtigen, daß eine statistische Definition eingeführt wurde, mit der signifikante Abweichungen von mittleren Konzentrationen in der eigentlichen Ostsee erkannt werden sollen, um damit im Küstenbereich verstärkt wirksame anthropogene Einflüsse zu dokumentieren. Um mögliche ökologische Folgen abschätzen zu können, müssen auch die absoluten Konzentrationen und deren Unterschiede zwischen der eigentlichen Ostsee und den als belastet eingestuften Regionen betrachtet werden. In Tabelle 9 sind deshalb für die einzelnen Elemente und Belastungsgrade die Konzentrationsbereiche und die Faktoren, um die die Konzentrationen in den verschiedenen Belastungskategorien gegenüber der eigentlichen Ostsee angereichert sind, angegeben. Aufgrund der unterschiedlichen Standardabweichungen der Konzentrationen in der eigentlichen Ostsee liegen den Belastungsstufen für die einzelnen Elemente unterschiedliche Anreicherungsfaktoren zugrunde.

Tabelle 9 Zuordnung von Konzentrationsbereichen (Δc) und Anreicherungsfaktoren (F) zu den Belastungsgraden sowie Konzentrationsschwellen (assessment criteria) unterhalb derer keine Gefährdung für ein marines Ökosystem erwartet werden kann (Oslo and Paris Commissions, 1994)

	B e l a s t u n g s g r a d			Assessment criteria
	1	2	3	
Cd Δc [ng·dm ⁻³] F	24,2 - 33,2 1,6 - 2,2	33,2 - 42,2 2,2 - 2,8	nicht beobachtet	100 - 1000
Cu Δc [ng·dm ⁻³] F	720 - 930 1,4 - 1,8	930 - 1140 1,8 - 2,2	1140 - 1350 2,2 - 2,6	100 - 1000
Zn Δc [µg·dm ⁻³] F	3,7 - 6,1 2,8 - 4,7	6,1 - 8,5 4,7 - 6,5	nicht beobachtet	0,5 - 5,0

Zur ökotoxikologischen Bewertung werden die Spurenmetallkonzentrationen sogenannten „assessment criteria“ gegenübergestellt (Tabelle 9), die von der OSPAR für das Joint Monitoring Program im Nordostatlantik (Oslo and Paris Commissions, 1994) festgelegt wurden. Diese Bewertungskriterien stellen Schwellenwerte dar, unterhalb derer eine schädigende Wirkung auf das marine Ökosystem nicht zu erwarten ist. Naturgemäß ist die Ermittlung derartiger Konzentrationsschwellen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, was sich auch darin äußert, daß keine diskreten Werte angegeben werden sondern Bereiche, die jeweils eine Zehnerpotenz umfassen.

Im Falle des Cd liegen alle in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gemessenen Konzentrationen weit unterhalb der Gefährdungsgrenze (Tabelle 9). Anders stellt sich die Situation für die Cu- und Zn-Konzentrationen dar. Hier liegen sämtliche gemessenen Konzentrationen in den Küstengewässern und auch die Mittelwerte in der eigentlichen Ostsee (Tabelle 8) innerhalb des Bereiches der Bewertungskriterien. Bei lokal auftretenden höheren Belastungsgraden in den Küstengewässern werden sogar Cu- und Zn-Konzentrationen beobachtet, die oberhalb des Schwellenbereiches liegen. Akzeptiert man also die von der OSPAR vorgegebenen Kriterien, so kann für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns eine ökotoxikologische Gefährdung durch Cu und Zn nicht ausgeschlossen worden. Hier sind jedoch erhebliche Zweifel angebracht. Angesichts des gegenwärtigen Wissenstandes über die besondere Toxizität des Cd (z.B. BRÜGMANN, 1993) ist es nur schwer nachvollziehbar, daß für Cu die gleichen Bewertungskriterien angegeben werden wie für Cd und daß auch das im allgemeinen als wenig toxisch bekannte Zn sich nur um den Faktor 5 bei der Bewertung des Gefährdungspotentials vom Cd abhebt.

3.2 Spurenmetalle in Sedimenten

Gelöste Spurenmetalle gelangen durch Bindung an partikuläres organisches Material und dessen Sedimentation sowie durch Kopräzipitation mit Oxiden und Karbonaten ins Sediment. Die Spurenmetallgehalte in diesen Phasen werden dabei zum Teil durch die Konzentrationen in der Lösungsphase bestimmt. Allerdings spielt auch die Natur der organischen Substanz und die chemische Zusammensetzung der anorganischen Phasen eine wesentliche Rolle. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß organische Partikel und anorganische Abscheidungen in unterschiedlichen Relationen zueinander auftreten können und durch chemisch inerte Sandanteile einen Verdünnungseffekt erfahren. Hieraus folgt, daß der Spurenmetallgehalt einer Sedimentprobe nur bedingt ein Maß für die Spurenmetallbelastung eines Wasserkörpers ist. In diesem Zusammenhang muß auch in Betracht gezogen werden, daß Belastungs-

muster durch laterale Sedimentverlagerungen eine Modifikation erfahren. Da das Sediment eine Art von Gedächtnis für Vorgänge in der Wassersäule darstellt, bietet es andererseits die Möglichkeit über bestimmte Zeiträume gemittelte Eigenschaften zu bestimmen.

Zur Ermittlung der räumlichen Verteilung von Cd, Cu und Zn in Sedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden 1992 insgesamt 23 Stationen beprobt. Es wurde jeweils eine 1 cm dicke Schicht von der Oberfläche des Sedimentkerns entnommen. Um die erwähnten Verdünnungseffekte durch Sandanteile weitgehend zu eliminieren, wurde die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ durch Siebung abgetrennt und anschließend mit 0,5 normaler HCl behandelt. Hierbei werden lediglich die leicht mobilisierbaren Spurenelemente herausgelöst, von denen anzunehmen ist, daß sie über die Lösungsphase ins Sediment gelangt sind. Die Analyse des HCl-Auszuges erfolgte durch Atomabsorptionsspektrometrie, und die erhaltenen Daten wurden auf das Trockengewicht der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ bezogen. Eine Zusammenfassung der Meßwerte ist in Tabelle A-24 (Anhang) gegeben.

Für die Darstellung von Verteilungsmustern konnte hier nicht wie bei den Konzentrationen im Wasser ein entsprechendes Belastungskriterium definiert werden, da keine entsprechenden Referenzwerte für die eigentlichen Ostsee existieren. Es wurde deshalb in der Weise verfahren, daß für jedes Element der Bereich der gemessenen Gehalte in vier Klassen unterteilt wurde, die sich jeweils durch den Faktor 2 unterscheiden.

Abb. 48 zeigt die in dieser Weise klassifizierten Cd-Gehalte in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$. Spitzenwerte werden entlang der Linie Oderhaff-Peenestrom-Greifswalder Bodden gefunden. Es kann vermutet werden, daß dieses auf einen Eintrag durch die Oder zurückzuführen ist. Hierfür spricht auch, daß im Oderhaff die höchsten Cd-Konzentrationen im Wasser beobachtet wurden (Abb. 45). Ein weiterer auffallend hoher Cd-Gehalt findet sich in der Lübecker Bucht. Dieser läßt sich dadurch erklären, daß in diesem Gebiet in der Vergangenheit Verklappungen vorgenommen wurden. Die übrigen Stationen weisen geringe bis mäßige Cd-Gehalte im Sediment auf. Dies gilt auch für die Wismarer Bucht, in der jedoch eine signifikante Cd-Belastung des Wassers festgestellt wurde (Abb. 45).

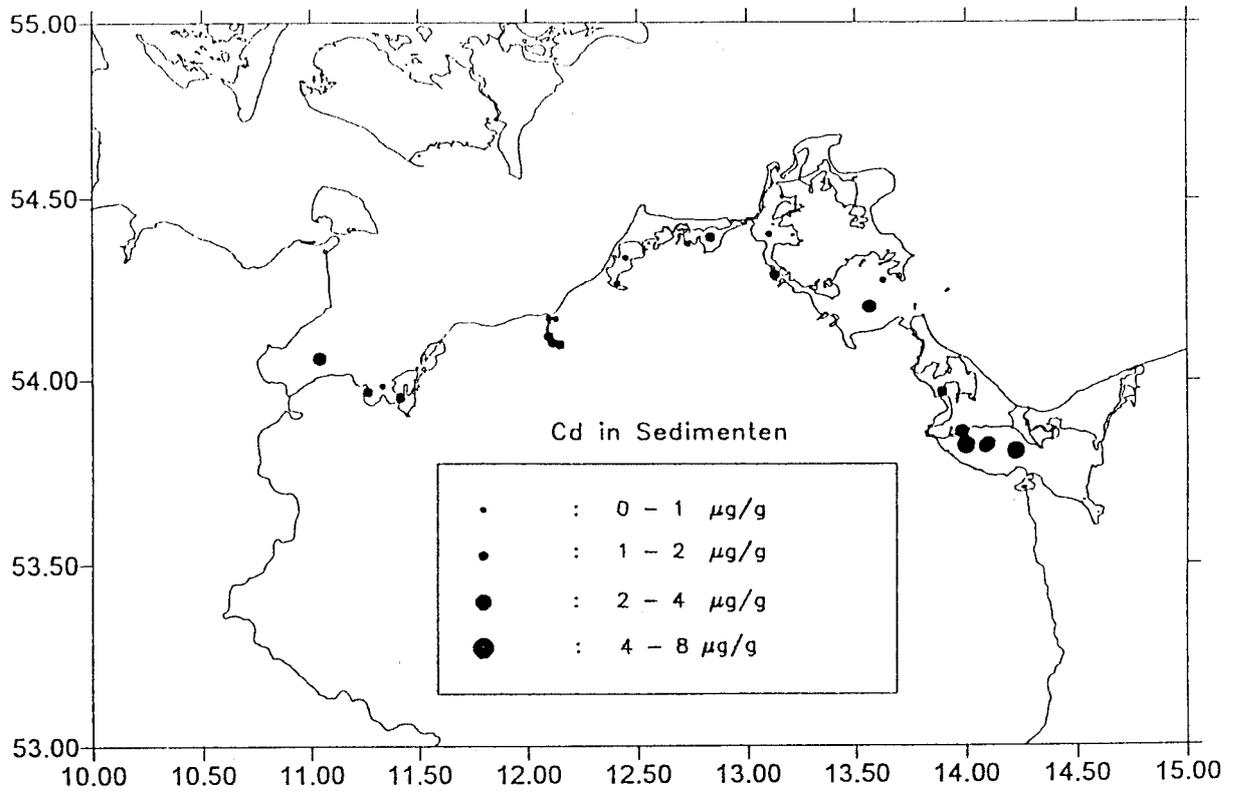


Abb. 48 Verteilungsmuster der Cd-Gehalte in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ von Oberflächensedimenten

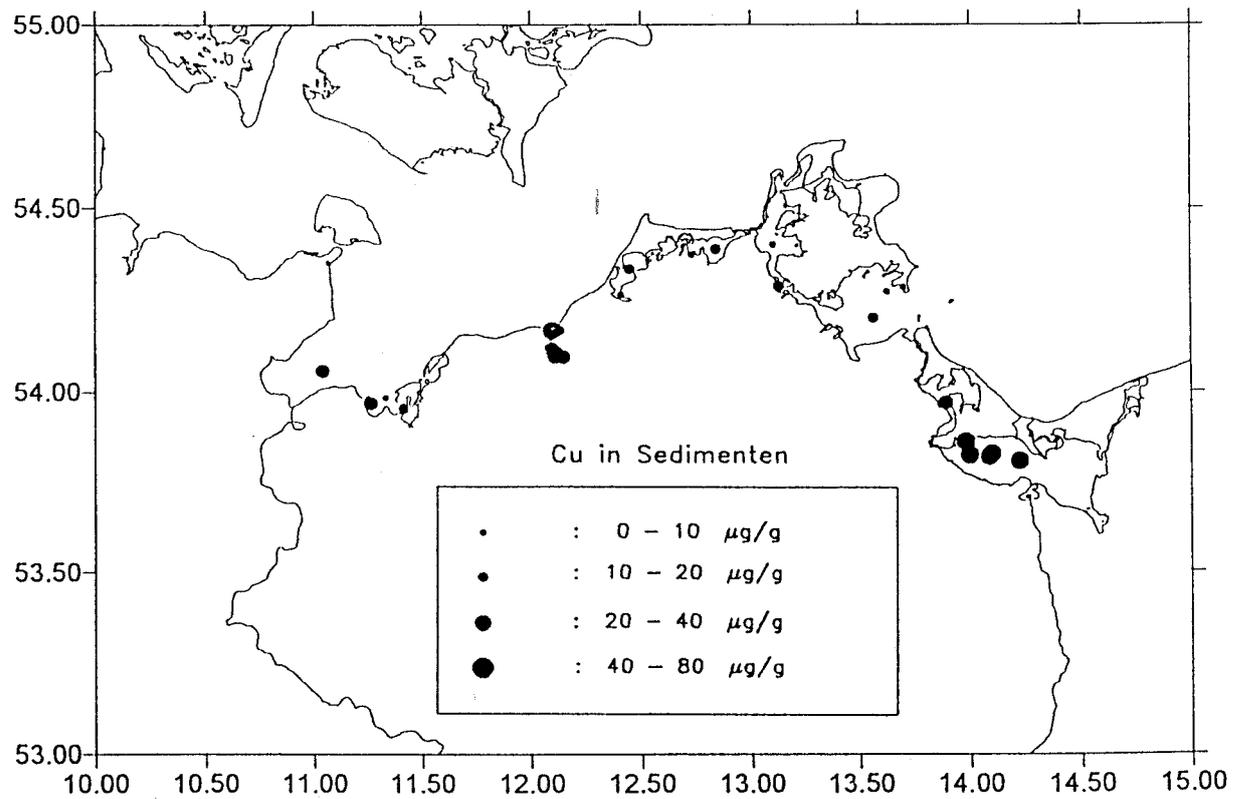


Abb. 49 Verteilungsmuster der Cu-Gehalte in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ von Oberflächensedimenten

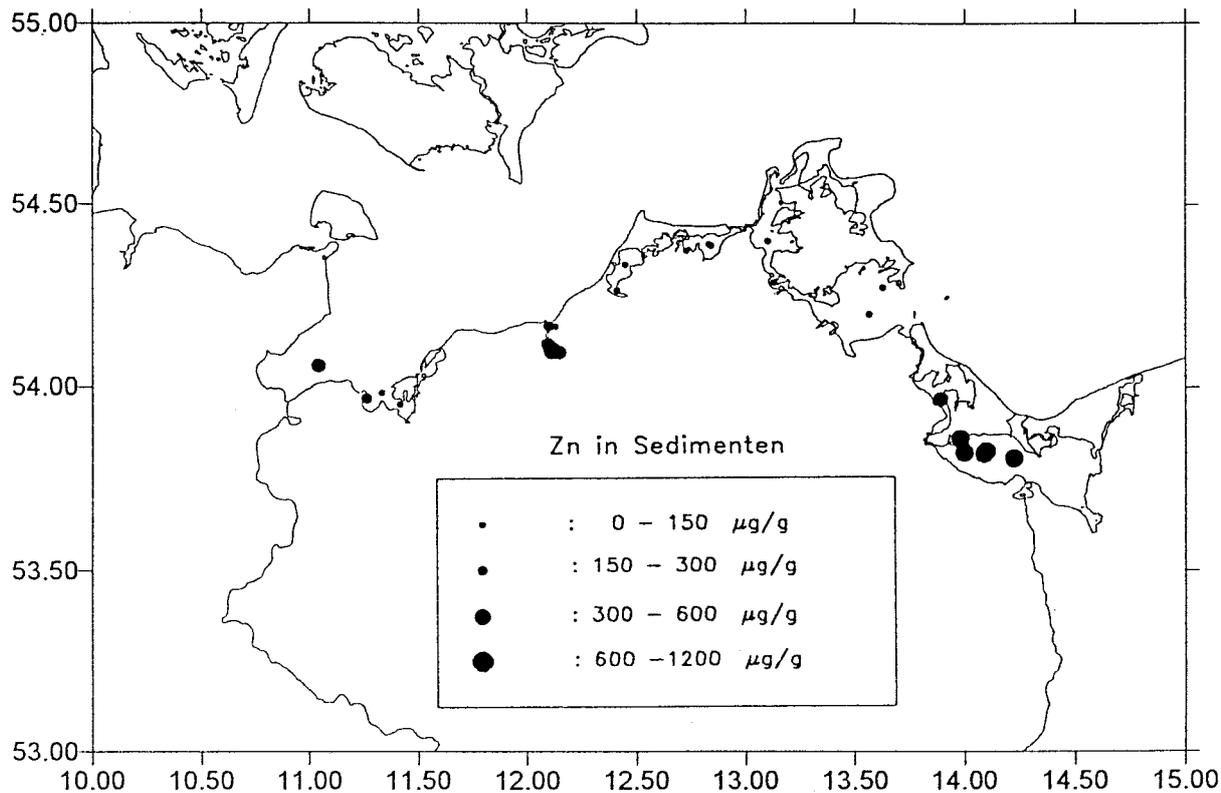


Abb. 50 Verteilungsmuster der Zn-Gehalte in der Fraktion $< 63\mu\text{m}$ von Oberflächensedimente

Die Verteilung der Cu-Gehalte in der Fraktion $< 63\mu\text{m}$ des Sediments ist in Abb. 49 wiedergegeben. Auch hier ist ein Schwerpunkt der Belastung im Oderhaff und im Peenestrom klar erkennbar, der die Oder auch als bedeutenden Einleiter für Cu ausweist. Hohe Gehalte finden sich ebenfalls im Verklappungsgebiet in der Lübecker Bucht. Im Gegensatz zum Cd sind aber auch in der Wismarer Bucht und vor allem in der Unterwarnow hohe bis höchste Werte ermittelt worden, was durchaus im Einklang mit der Verteilung der Cu-Konzentrationen im Wasser steht. Die Boddenregionen zeigen keine Auffälligkeiten, die Gehalte an Cu sind gering bis mäßig.

Noch deutlicher zeigt die Verteilung der Zn-Gehalte im Sediment (Abb. 50), daß die Oder erhebliche Spurenmetallfrachten transportiert. An allen Stationen im Oderhaff werden Höchstwerte beobachtet, und auch im Peenestrom ist noch ein hoher Zn-Gehalt zu finden. Da die Zn-Konzentrationen im Wasser des Oderhaffs nicht in gleicher Weise hervorgehoben

sind (Abb. 47), muß angenommen werden, daß das mit Zn belastete Sediment durch die Oder herantransportiert wurde und nicht im Oderhaff gebildet wurde. Hohe Zn-Gehalte wurden weiterhin in der Unterwarnow und erwartungsgemäß in dem Verklappungsgebiet in der Lübecker Bucht gemessen. Im gesamten Boddenbereich finden sich in Übereinstimmung mit den Konzentrationen im Wasser nur Zn-Gehalte der untersten Kategorie. In der Wismarer Bucht werden ebenfalls nur niedrige bis mäßige Werte beobachtet.

Ähnliche Untersuchungen an Sedimenten wurden in den Jahren 1984 - 1987 zwischen dem Saaler Bodden und dem Oderhaff durchgeführt (LEIPE et al., 1989). Allerdings ist die Vergleichbarkeit dieser Daten mit den hier erhobenen dadurch eingeschränkt, daß in der betreffenden Arbeit eine 10 cm dicke Schicht des Oberflächensediments als Mischprobe analysiert wurde. Eine Gegenüberstellung mittleren Gehalte an Zn und Cu in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ für alle Bodden sowie für das Oderhaff/Peenestrom mit den hier gemessenen Werten findet sich in Tabelle 10. Für Cd sind bei LEIPE et al (1989) keine Daten angegeben.

Tabelle 10 Vergleich zwischen Spurenmetallmessungen in Sedimenten in den Jahren 1984 - 1987 (LEIPE et al., 1989) und 1992. Es sind mittlere Cd- und Zn-Gehalte für die Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ angegeben

[$\mu\text{g/g}$]	Cu		Zn	
	1984/87	1992	1984/87	1992
Bodden	17	11	109	65
Oderhaff/Peenestrom	41	51	467	842

Für die Cu-Werte läßt sich nahezu Übereinstimmung zwischen den beiden Untersuchungen feststellen. Im Falle des Zn sind in den Boddensedimenten im Jahre 1992 erheblich niedrigere Gehalte als 1984/87 gefunden worden. Im Oderhaff und im Peenestrom kehren sich die Verhältnisse um, es werden im Jahre 1992 fast doppelt so hohe Zn-Gehalte ermittelt. Ob diese Unterschiede auf zeitliche Veränderungen zurückzuführen sind, ist nur schwer zu ermessen, da die unterschiedlichen Schichtdicken der untersuchten Sedimente und auch die nicht identischen Stationsnetze dafür verantwortlich gemacht werden können.

3.3 Spurenmetalle in Miesmuscheln

Die Verwendung von Schadstoffgehalten in Muscheln als Indikator für die Belastung von Gewässern ist unter dem Begriff „mussel watch“ bekannt geworden. Diese Methode beruht auf der Annahme, daß die Spurenstoffaufnahme durch Muscheln weitgehend von den betreffenden Konzentrationen im Wasser abhängt. Der Vorteil gegenüber der direkten Wasserüberwachung liegt in der einfacheren analytischen Handhabbarkeit von Muschelproben. Weiterhin nehmen Befürworter des „mussel watch“ an, daß Schadstoffe in Muscheln akkumuliert werden und dadurch die Gehalte einen auf die Lebenszeit der Muschel bezogenen mittleren Konzentrationswert im Wasser repräsentieren, der nicht kurzzeitigen und saisonalen Schwankungen unterliegt.

Im allgemeinen werden Spurenstoffgehalte unter Bezug auf die Masse Trockengewicht angegeben. Folgt man der Hypothese, daß Schadstoffe von den Muscheln akkumuliert werden, so ist die Normierung auf das Trockengewicht nur dann sinnvoll, wenn dieses ein Maß für das Alter der Muschel darstellt. Dieses muß angezweifelt werden, da der physiologische Zustand der Muschel starken Einfluß auf das Gewicht hat. So empfiehlt FISCHER (1983), die Cd-Aufnahme von Miesmuscheln auf das Schalengewicht zu beziehen und definiert einen „shell weight index“ als Maß für die Cd-Konzentrationen im Wasser (siehe auch UBA-Forschungsvorhaben 106 07 033). Aber auch mit diesem Verfahren können andere Einflußgrößen auf die Spurenstoffaufnahme wie etwa der Salzgehalt, die Sauerstoffkonzentration und die chemische Speziation von Spurenelementen nicht eliminiert werden.

Trotz dieser Unsicherheiten und grundsätzlicher Fragen bei der Verwendung von Muscheln als Indikator für die Wasserqualität, ist hier der Versuch unternommen worden, Verteilungsmuster von Spurenmetallgehalten in Miesmuscheln vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns zu beschreiben und auf ihre Konsistenz mit entsprechenden Spurenmetallkonzentrationen im Wasser zu prüfen.

Die Beprobung wurde an insgesamt 13 Stationen vorgenommen (Abb. 51), wobei an drei Positionen Proben aus zwei unterschiedlichen Tiefen entnommen wurden. Jede Probe bestand aus drei Unterproben, welche sich wiederum aus 20 - 30 Individuen zusammensetzten. Zur Vorbereitung auf die chemische Analyse wurden das Muschelfleisch der einzelnen Unterproben zunächst gefriergetrocknet und dann unter Druck mit konzentrierter Salpetersäure bei 200 °C aufgeschlossen. Die Analyse auf Cd, Cu und Zn erfolgte auch hier durch Atomabsorptionsspektroskopie. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen herzustellen, wurden die Spurenmetallgehalte auf das Trockengewicht des Muschelfleisches bezogen. In Tabelle 11 sind für die einzelnen Stationen die Mittelwerte der

jeweils drei Unterproben aufgeführt. Weiterhin sind die Mittelwerte für das gesamte Untersuchungsgebiet sowie die entsprechenden Standardabweichungen angegeben.

Für die Gehalte an Cd und Cu in Miesmuscheln ist eine nur geringe Variabilität festzustellen. Die relativen Standardabweichungen liegen mit 21 % (Cd) und 15 % (Cu) in der gleichen Größenordnung wie die analytische Reproduzierbarkeit. Daraus folgt, daß auch keine prägnanten Verteilungsmuster für diese beiden Elemente erkennbar sind (Abb. 51, 52, 53). Die höchsten Cd-Werte finden sich vor Nienhagen (Stat. 4), während der maximale Cu-Gehalt an einer der beiden Stationen auf der Oderbank (Stat. 16) zu verzeichnen ist. Dieses sind jedoch Gebiete, die sich bezüglich der entsprechenden Konzentrationen im Wasser als nicht belastet erwiesen haben (Abb. 45, 46). Die Zn-Gehalte weisen mit einer Standardabweichung von 43 % eine stärkere Variabilität auf, wobei die Werte im Bereich zwischen Kühlungsborn (Stat. 3) und Darß (Stat. 7) ein angehobenes Niveau aufweisen (Abb. 53). Auch dieser Befund läßt sich nicht in einen Zusammenhang mit der Zn-Belastung des Wassers (Abb. 47) bringen. Es kann also festgestellt werden, daß die Cd-, Cu- und Zn-Gehalte in den Miesmuscheln vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns kein Abbild der entsprechenden Konzentrationen im Wasser sind. Hierbei muß allerdings berücksichtigt werden, daß im Untersuchungsgebiet nur relativ mäßige Belastungsunterschiede auftreten (siehe Tabelle 9) und dadurch andere Effekte die Spurenmetallaufnahme maßgeblich bestimmen.

Tabelle 11 Gehalte von Cd, Cu und Zn [$\mu\text{g/g}$] in Miesmuscheln vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Stat.#	Station	Cd	Cu	Zn
1	Wismarer Bucht	3,4	8,0	80
2	Wismarer Bucht	2,7	9,2	70
3	Kühlungsborn (11 m)	2,4	8,3	152
	Kühlungsborn (6 m)	3,1	9,2	179
4	Nienhagen (11 m)	4,6	6,8	94
	Nienhagen (5 m)	4,4	6,9	141
5	Warnemünde	3,0	10,1	186
6	Fischland	2,9	6,9	123
7	Darß	3,0	8,4	130
8	Plantagenet (11 m)	3,2	9,1	66
	Plantagenet (17 m)	3,2	9,1	74
9	Prorer Wiek	2,8	8,6	67
10	Prorer Wiek	4,2	10,3	94
11	Saßnitz	2,7	8,2	58
12	Oderbank	3,7	6,5	48
13	Oderbank	4,1	10,9	71
Mittelwerte		3,3	8,5	102
Standardabweichung		0,7 (21 %)	1,3 (15 %)	44 (43 %)

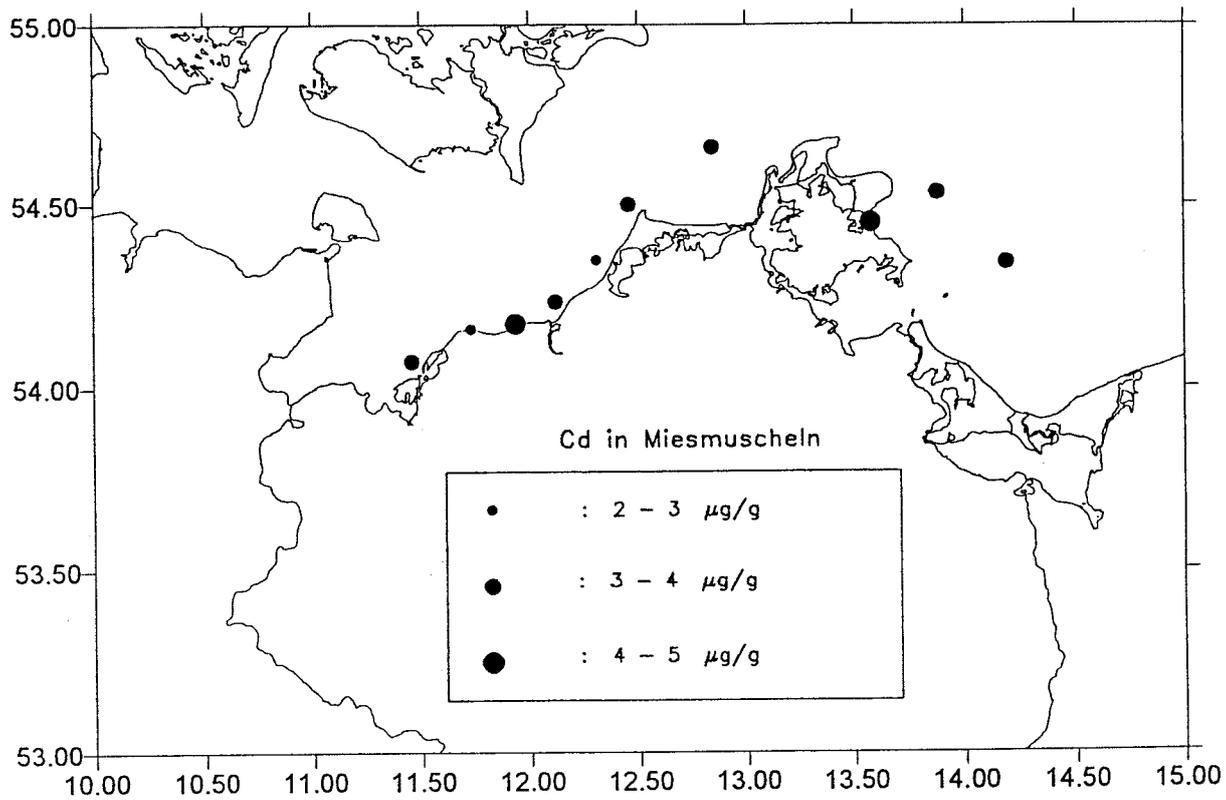


Abb. 51 Cd-Gehalte von Miesmuscheln

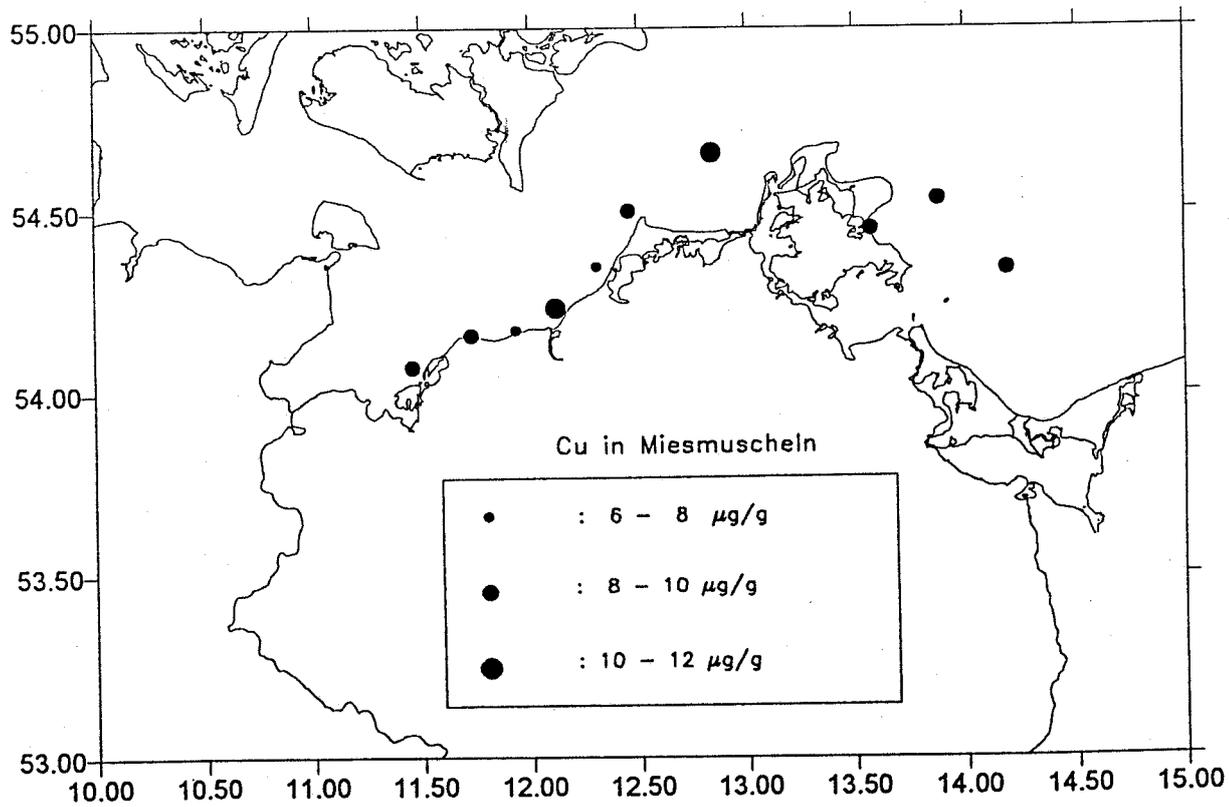


Abb. 52 Cu-Gehalte von Miesmuscheln

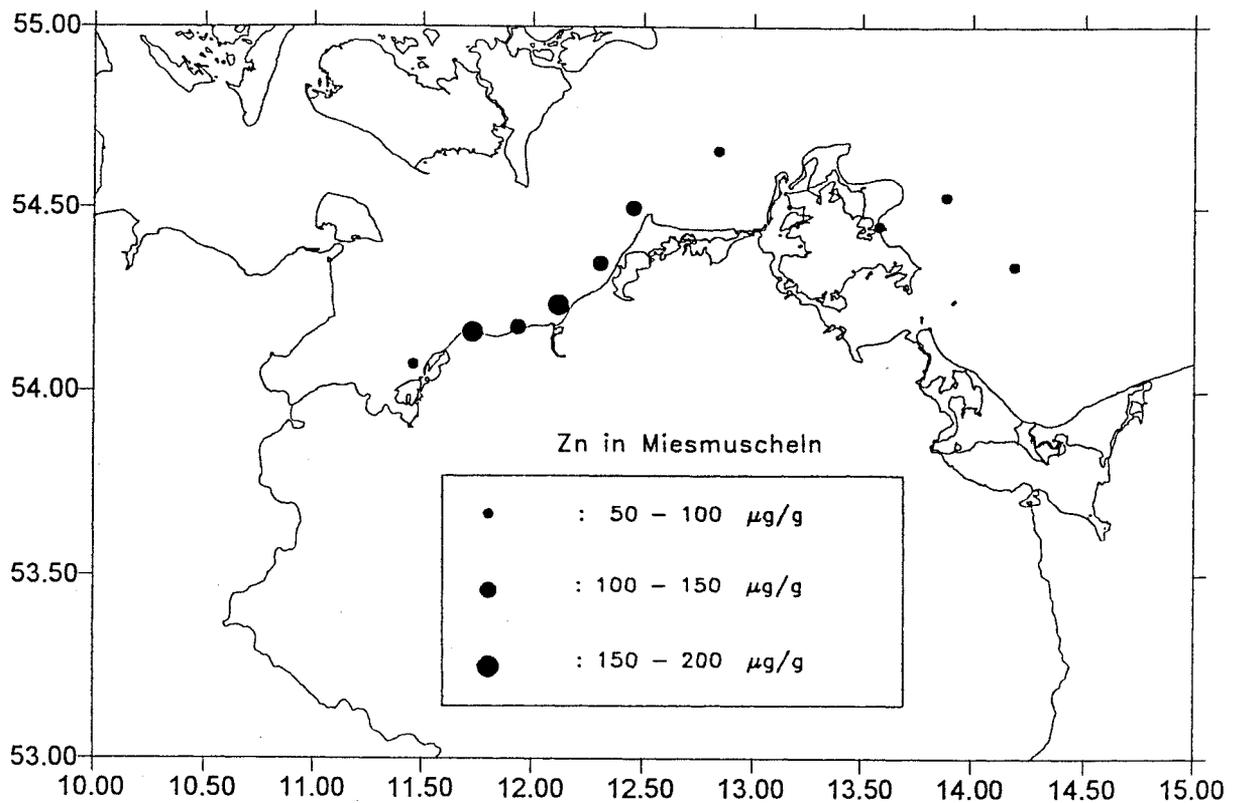


Abb. 53 Zn-Gehalte von Miesmuscheln

Tabelle 12 Mittlere Spurenmetallgehalte [$\mu\text{g/g}$] in Muscheln vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns und an verschiedenen Standorten der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (THEEDE, 1993)

	Cd	Cu	Zn
Mecklenburg-Vorpommern	3,3	8,5	102
Schleswig-Holstein	2,2	10,0	410

Tabelle 12 vergleicht die mittleren Spurenmetallgehalte von Miesmuscheln vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns mit Werten aus schleswig-holsteinischen Küstengewässern, die im Rahmen des biologischen Monitoring durch das Institut für Meereskunde in Kiel gemessen wurden (THEEDE, 1993). Während die Unterschiede der Cd- und Cu-Werte als geringfügig zu bewerten sind, zeigt sich beim Zn ein vierfach höherer Gehalt in den schleswig-holsteinischen Proben. Da die Zn-Konzentrationen im Wasser dieser beiden Gebiete sich jedoch kaum voneinander abheben (Tabelle 7), müssen andere Einflußfaktoren die unterschiedlichen Zn-Gehalte bewirkt haben.

4. Diskussion von Monitoring-Strategien

Eine Zielsetzung der vorliegenden Studie bestand darin, Schlußfolgerungen für Monitoring-Konzepte von hydrographisch-chemischen Parametern abzuleiten. Die Frage nach der Effizienz von Monitoring-Programmen hat im Rahmen der Neuordnung des Baltic Monitoring Programme (BMP) und des Coastal Monitoring Programme (CMP) der HELCOM sowie durch die gegenwärtige Diskussion um die Ausgestaltung eines Bund/Länder-Meßprogramms (BLMP) erhöhte Aktualität gewonnen. Aussagen, die aufgrund der hier erarbeiteten Ergebnisse gemacht werden können, beziehen sich im wesentlichen auf das Küsten-Monitoring.

Die Schlüsselfrage für jedes Trend-Monitoring ist darauf gerichtet, welche Stationen mit welcher Häufigkeit beprobt werden müssen, um bei ökonomisch vertretbarem Aufwand möglichst frühzeitig Trends erkennen zu können.

Während ein Monitoring-Programm für die Ostsee als Gesamtsystem (BMP) sich auf repräsentative Stationen fernab von lokalen Einflüssen gründen muß, zielt ein Küsten-Monitoring auf die Überwachung von bereits erkannten oder potentiellen lokalen Verschmutzungsschwerpunkten ab. Für die Spurenmetalle Cd, Cu und Zn wurden Belastungszentren identifiziert (Abb. 45-47), die als Orientierung für eine Stationsauswahl im künftigen BLMP betrachtet werden können. Zusätzlich wird empfohlen, eine nicht unmittelbar durch lokale Einleitungen beeinflusste Station als Referenzstation in ein Küstenmonitoring einzugliedern. Nach den Ausführungen in Kapitel 1 dieses Berichtes bietet sich hierfür die Küstenstation Warnemünde an.

Trenduntersuchungen für Parameter mit einer ausgeprägten Saisonalität müssen sich auf vergleichbare Jahreszeiten beziehen. Bei den Nährstoffen empfiehlt es sich, die Winterkonzentrationen zu betrachten, da diese ein Maß für die „neue Produktion“ sind. Sofern Spurenmetallkonzentrationen jahreszeitlichen Veränderungen unterliegen, wie für das Cd an der Küstenstation gezeigt werden konnte, sind auch diese in der Regel durch die biologischen Produktionszyklen gesteuert. Es liegt deshalb nahe, auch in diesen Fällen die winterlichen Konzentrationsniveaus zur Basis für Trendanalysen zu machen.

Bezüglich eines Monitoring biologischer Parameter stellt sich das Problem naturgemäß anders dar. Hier sind zur Identifikation der zwischenjährlichen Varianz Perioden relativer Stabilität, wie sie im Sommer vorliegen, am besten geeignet. Für ihre Ermittlung ist auch

in Seegebieten großer zeitlicher Variabilitäten eine wöchentliche Beprobung ausreichend. Bei entsprechend langen Zeitreihen können daraus Rückschlüsse auf Langzeitveränderungen gezogen werden. Darüber hinaus ist die Betrachtung von Jahressummen bzw. -mitteln produktionsbiologischer Größen unerlässlich.

Um eine optimale Beprobungshäufigkeit für bestimmte Anforderungen an die Trenderkennung zu ermitteln, ist in den zuständigen Gremien der HELCOM und des Bund/Länder-Meßprogramms vorgeschlagen worden, ein statistisches Verfahren von FRYER und NICHOLSON (1993) anzuwenden. In dieses gehen als bestimmende Größen die innerjährliche und die zwischenjährliche Varianz ein, die aus vorausgegangenen langjährigen Meßreihen, wie sie an der Küstenstation Warnemünde für Nährstoffe zur Verfügung stehen, herzuleiten sind. Da es sich hierbei um Parameter mit einer ausgesprochenen Saisonalität handelt, muß sich die innerjährliche Varianz auf die Zeitspanne beziehen, die die Grundlage für die Trenduntersuchung darstellt, in der Regel also auf die Wintermonate. Hieraus ergeben sich für die Küstenstation Warnemünde jedoch prinzipielle Schwierigkeiten, die in den Besonderheiten der Nährstoffzyklen in einem Flachwassergebiet begründet sind. Durch den direkten Kontakt des Oberflächenwassers mit dem Sediment werden kontinuierlich Nährstoffe durch Remineralisierung in die Wassersäule überführt, so daß in den biologisch kaum produktiven Wintermonaten im Mittel eine ständige Zunahme der Nährstoffkonzentrationen zu verzeichnen ist. Erst mit dem massiven Nährstoffverbrauch durch die Frühjahrsblüte wird dieser Anstieg gestoppt und es kommt zu einer sprunghaften Nährstoffverarmung. Folglich kann sich kein winterliches Nährstoffplateau einstellen, aus dem im Sinne des statistischen Ansatzes von FRYER und NICHOLSON eine innerjährliche Varianz herleitbar ist. Im Gegensatz hierzu stehen die Verhältnisse in der eigentlichen Ostsee, in der insbesondere die Schichtungsverhältnisse dazu führen, daß sich ein relativ stabiles winterliches Nährstoffniveau ausbildet (NAUSCH, NEHRING, SADKOWIAK, 1995*).

Die Frage, ob die hier durchgeführte wöchentliche Beprobung auch für ein Monitoring-Programm zu empfehlen ist, kann also nicht mit dem statistischen Ansatz von FRYER und NICHOLSON (1993) beantwortet werden. Um dennoch eine Aussage über notwendige Beprobungshäufigkeiten zu erhalten, wurden Trendanalysen für die Daten von der Küstenstation Warnemünde nur für jeden zweiten bzw. vierten Wert der Meßreihe durchgeführt, das heißt für den hypothetischen Fall, daß nur jede zweite bzw. vierte Woche eine Beprobung stattgefunden hätte. Am Beispiel der Nitratkonzentrationen zeigt sich, daß man bei einer Halbierung der Probennahmefrequenz einen Trend von $2,5 \mu\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{a}^{-1}$ bzw. von

* in Vorbereitung der dritten periodischen Zustandseinschätzung durch die HELCOM

3,3 $\mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ für die beiden möglichen Datensätze erhält. Dieses entspricht einer Abweichung von dem Trend, der sich bei Berücksichtigung aller Meßwerte errechnet (2,9 $\mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$), von etwa 14 %. Führt man die gleichen Betrachtungen für den Fall durch, daß nur jede vierte Woche ein Meßwert zur Verfügung gestanden hätte, so ergeben sich vier unterschiedliche Trendwerte, von denen der niedrigste 2,0 $\mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ und der höchste 3,8 $\mu\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}\cdot\text{a}^{-1}$ beträgt. Die Abweichungen vom „wahren“ Trend betragen somit mehr als 30 %. Die Sicherheit der Trenderkennung läßt also erheblich nach, wenn die Probennahmefrequenz reduziert wird. Hierfür sprechen auch hydrographische Beobachtungen und kontinuierliche Nährstoffmessungen (NEHRING et al., 1995), die in dem Übergangsbereich zwischen der Beltsee und der eigentlichen Ostsee eine zeitliche Variabilität ausweisen, die in der Größenordnung von einigen Tagen liegt.

Obwohl für die Spurenmetallkonzentrationen wegen der Kürze der Meßreihen keine entsprechenden Überlegungen angestellt werden konnten, weisen die Kurzzeitfluktuationen darauf hin, daß hier ebenfalls eine wöchentliche Auflösung der Messungen anzustreben ist.

Die Verwendung von Miesmuscheln zur Überwachung der Spurenmetallbelastung des Wassers kann nicht empfohlen werden, da die Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen im Wasser und den Gehalten im Muschelfleisch nicht hinreichend geklärt sind. Die hier durchgeführten Untersuchungen an Muscheln belegen, daß im Fall relativ schwach ausgebildeter Belastungsunterschiede (Faktor < 10) im Wasser keine entsprechenden Verteilungsmuster für die Spurenmetallgehalte in Muscheln zu beobachten sind.

Auch ein Zusammenhang zwischen Spurenmetallkonzentrationen im Wasser und den Gehalten im Sediment ist nicht zwangsläufig, so daß eine Überwachung des Sediments nicht die des Wassers ersetzen kann. Andererseits erhält ein Spurenmetallmonitoring des Sediments seinen Wert dadurch, daß es die Lebensbedingungen und deren Änderungen für benthische Organismen erfaßt.

Anmerkung

Die vorliegenden Untersuchungen wurden von Prof. L. Brüggemann initiiert und nach seinem Ausscheiden aus dem IOW von den Autoren dieses Beitrages fortgeführt. Sie wurden in dankenswerter Weise finanziell vom 01.01.1991 bis 28.02.1992 von der Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern durch das Staatliche Amt für Umwelt und Natur, Rostock-Warnemünde, und vom 01.03.1992 bis 30.04.1994 im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt, Berlin, unter dem Förderkennzeichen Wasser 93-102 04 396 mit dem Titel „Beiträge zu raum-zeitlichen Variationen, Trends und Bilanzen von Zustandsgrößen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns“ gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt des Berichtes liegt bei den Autoren.

5. Literatur

- ANONYMUS, 1994: Gewässergütebericht 1993. - Der Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern 1994, 35.
- BACHER, B., 1990: Untersuchungen über die Bioverfügbarkeit gelöster Phosphorfraktionen in Oberflächengewässern. - Dissertation A, Univ. Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, 1 - 105.
- BACHOR, A., 1989: Untersuchungen zum Salz- und Nährstoffhaushalt der Unterwarnow - eines Ästuars der westlichen Ostsee. - Beitr. Meereskunde, Berlin, 59, 3 - 18.
- BACKHAUS, B., 1983: Untersuchungen zum Vorkommen von Harnstoff in Oberflächengewässern des Nordens der DDR. Diplomarbeit, Universität Rostock, 1983.
- BRÜGMANN, L., 1993: Meeresverunreinigungen - Ursachen, Zustand, Trends und Effekte. Akademie Verlag, Berlin, pp. 90.
- BURNEY, C.M., MCSIEBURTH, J.N., 1977: Dissolved carbohydrates in sea water. II. A spectrophotometric procedure for total carbohydrate analysis and polysaccharide estimation. - Mar. Chem. 5, 15 - 28.
- DANIELSSON, L.G., MAGNUSSON, B. and WESTERLUND, S., 1978. An improved metal extraction procedure for the determination of trace metals in seawater by atomic absorption spectrometry with electrothermal atomization. Anal. Chim. Acta 98, 47 -57.
- EDLER, L., 1979: Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. - Baltic Marine Biologists Publ., No. 5, 1 - 38.
- EDLER, L., G. HÄLLFORS und A. NIEMI, 1984: A preliminary checklist of the phytoplankton of the Baltic Sea. - Acta Bot. Fennica 128, 1 - 26.
- FISCHER, H., 1983. Shell weight as an independent variable in relation to cadmium content of molluscs. Mar.Ecol.Prog.Ser. 12, 59 - 75.
- FRYER, R.J., and NICHOLSON, M.D., 1993: The power of a contaminant monitoring programme to detect linear trends and incidents. - ICES J.mar.Sci., 50, 161 - 168.
- GEORGI, F., 1985: Verteilung und Beschaffenheit des Sestons in den inneren Küstengewässern der DDR (Darß-Zingster-Boddenkette) sowie der westlichen und mittleren Ostsee unter Berücksichtigung der Wasseraustauschprozesse zwischen beiden Systemen. - Beitr. Meereskunde, Berlin, 52, 35 - 48.
- GRASSHOFF, K., EHRHARDT, M. and KREMLING, K. (eds.) 1983. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, Weinheim, pp.419.
- HELCOM, 1988: Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage. Part D. Biological determinands. - Baltic Sea Environment Proceedings 27D, 1 - 161.

- HELLEBUST, J.A., 1978: The uptake and utilization of organic substances by marine phytoplankters. In: Wood, D. W.(ed.), Symposium on organic substances in natural waters. - Univ. of Alaska, Inst. of Marine Sciences Occ. Publ. No. 1, 225 - 256.
- HOLLIBAUGH, J.T., 1976: The biological degradation of arginine and glutamic acid in seawater in relation to the growth of phytoplankton. - *Marine Biology*, 36, 303 - 312.
- HÜBEL, H., 1984: Die Bindung des molekularen Stickstoffs durch autotrophe und heterotrophe Mikroorganismen in Küstengewässern der DDR und an einigen Stationen der Ostsee. - Diss. B, Univ. Greifswald.
- IRMISCH, A., 1986: Untersuchungen über den gelösten Harnstoff in der Ostsee. *Beitr. Meereskunde*, Berlin, 55, 29 - 57.
- KAISER, W., S. SCHULZ, 1973: Produktionsbiologische Untersuchungen in der Ostsee im Jahre 1971. *Fischerei-Forschung* 11, 27 - 30.
- KAISER, W., SCHULZ, S., 1978: On the causes for the differences in space and time of the commencement of the phytoplankton bloom in the Baltic. - *Kieler Meeresforsch., Sonderheft* 4, 161 - 170.
- KAISER, W., RENK, H., S. SCHULZ, 1981: Phytoplankton und Primärproduktion in der Ostsee. - *Geod. Geoph. Veröff. R. IV*, 33, 27 - 52.
- KAISER, W., IRMISCH, A., NEHRING, D., GEORGI, F., G. BREUEL, 1990: Ecological investigations in the onshore pelagic zone near Warnemünde from March 1985 to March 1986. - *Limnologica*, Berlin, 20 (1), 33 - 36.
- KELL, V., 1981: Das Phytoplankton der Ostsee. - *Geodät. Geophys. Veröff., Reihe IV*, H. 33, 3 - 26.
- KELL, V., W. BLOSS, R. BÖRNER, M. HAGEMANN, T. VÖKLER, 1982: Die Sukzession des Phytoplanktons in der Mecklenburger Bucht (südliche Ostsee) in den Jahren von 1977 - 1980. - *Wiss. Ztschr. W. Pieck-Univ. Rostock, Naturwiss. Reihe*, 31, 6, 27 - 30.
- KIRSO, U., PAALME, L., 1990: Accumulation of cancerogenic hydrocarbons at the sediment-water interface. - *Marine Chemistry*, 30, 337 - 341.
- KNOCH, K., 1957: Eine Chronik der Winterstrenge seit 1766 in Norddeutschland. - *Peterm.geogr.Mitt.* 101, 27 - 30.
- LEIPE, T., BRÜGMANN, L. und BITTNER, U. 1989. Zur Verteilung von Schwermetallen in rezenten Brackwassersedimenten der Boddengewässer der DDR. *Chem. Erde* 49, 21 - 38.
- LEWIS, G.J., RAKESTRAW, N.W., 1955: Carbohydrate in sea water. - *J. Mar. Res.*, 14, 253 - 258.

- MCCARTHY, J.J., 1980: Nitrogen. In: Morris I.(ed.), The physiological ecology of phytoplankton. - Blackwell Sci. Publ., Oxford, 191 - 233.
- NAUSCH, G. and SCHLUNGBAUM, G., 1991: Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 451-463.
- NEFF, J.F., 1979: Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. - Applied Science Publisher, London.
- NEHRING, D., 1982: Relationen der Phosphor- und Stickstoffverbindungen untereinander und zu anderen chemischen Größen in der Ostsee. - *Beitr. Meereskunde*, Berlin, 47, 51 - 61.
- NEHRING, D., TIESEL, R., FRANCKE, E., 1990: Beziehungen zwischen einigen ozeanologischen Größen der Ostsee und den Lufttemperaturen an der DDR-Küste. - *Beitr. Meereskunde*, Berlin, 61, 79 - 92.
- NEHRING, D., MATTHÄUS, W., 1991: Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. - *Int. rev. ges. Hydrobiol.* 76, 297 - 316.
- NEHRING, D., MATTHÄUS, W. und LASS, H.-U., 1993: Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee im Jahre 1992. *Dt. Hydrogr. Z.* 45, H. 5, 281-312.
- NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. und NAGEL, K., 1995: Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. *Ber.*, H. 9 (im Druck), Institut für Ostseeforschung Warnemünde.
- NEWELL, B.S., MORGAN, B. and CUNDY, J., 1967: The determination of ureas in seawater. *J. Mar. Res.* 25, 201-202.
- Oslo and Paris Commissions, 1994: Ecotoxicological assessment criteria for trace metals and organic microcontaminants in the North-East Atlantic.
- PANKOW, H., 1990: Ostsee-Algenflora. - Gustav Fischer Verlag Jena.
- POHL, C., 1992. Wechselbeziehungen zwischen Spurenmetallkonzentrationen (Cd, Cu, Pb, Zn) im Meerwasser und in Zooplanktonorganismen (Copepoda) der Arktis und des Atlantiks. *Berichte zur Polarforschung* 101, Alfred-Wegener-Institut, Bremerhaven.
- POHL, C., 1994: Spurenmetall-Monitoring in der Ostsee, unveröffentlichte Daten.
- REDFIELD, A., KETCHUM, B., RICHARDS, F., 1963: The influence of organisms on the composition of the sea water. - In: *The Sea*, Ed. Hill, M.N., Willey Interscience, New York: Bd. 2, 26 -77.
- ROHDE, K.-H., NEHRING, D., 1979: Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. - *Geod. Geoph. Veröff. R. IV*, H. 24, 1 - 68.

- SCHLUNGBAUM, G., 1982: P-Sorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 10(2), 135 - 152.
- SCHULZ, S., KAISER, W., 1976: Produktionsbiologische Untersuchungen in der Ostsee 1975 und einige spezielle Ergebnisse aus dem Jahre 1976. *Fischerei-Forschung* 14, 53 - 63.
- SCHULTZ-TOKOS, J.J., KREMLING, K., STREU, P., BRÜGMANN, L. and HENNINGS, U., 1993. Räumliche und zeitliche Variabilität ausgewählter Spurenmetalle in der Kieler und Mecklenburger Bucht. *Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität, Kiel*. Nr. 238.
- SMETACEK, V., 1978: Die Jahressukzession des Phytoplanktons: Ursache und Bedeutung für das marine Ökosystem. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Kiel* 1977, 23 - 28.
- SMETACEK, V., 1985: The annual cycle of Kiel Bight plankton: a longterm analysis. - *Estuaries* 8, 145 - 157.
- STEINMANN, I., 1976: Untersuchungen über den bakteriellen Abbau von Harnstoff und Harnsäure in der westlichen Ostsee. - *Botanica Marina*, 19, 47 - 58.
- THEEDE, H. 1993. Schwermetalle. in Duinker, J.C. (ed): "Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde Kiel, 1985-1992". *Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität, Kiel*. Nr.240, 199 - 207.
- TIESEL, R., 1994: Temperatursummen der Lufttemperaturen an der meteorologischen Station Warnemünde. - *Deutscher Wetterdienst (Offenbach), Wetteramt Rostock (unveröff.)*.
- UTERMÖHL, H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. - *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 9, 1 - 38.
- WILLEN, T., 1962: Studies on the phytoplankton of some lakes connected with or recently isolated from the Baltic. - *Oikos* 13.

6. Abkürzungsverzeichnis

BLMP:	Bund/Länder-Meßprogramm
BMP:	Baltic Monitoring Programme
CMP:	Coastal Monitoring Programme
EKW:	Erdölkohlenwasserstoffe
HELCOM:	Helsinki Commission - Baltic Marine Environment Protection Commission
HPLC:	High Pressure Liquid Chromatography
IfM-W:	Institut für Meereskunde Warnemünde (bis 1991)
IOW:	Institut für Ostseeforschung Warnemünde (ab 1992)
IMO:	International Maritime Organization
IAPSO:	International Association for the Physical Sciences of the Ocean
LAUN:	Landesamt für Umwelt und Natur des Landes Mecklenburg-Vorpommern
MBTH:	3-Methyl-2-benzothiazolon-hydrazon
OSPAR:	Oslo and Paris Commissions
SPM:	Suspended Particulate Matter
UV:	Ultraviolett

Meereswissenschaftliche Berichte

MARINE SCIENCE REPORTS

- 1 (1990) Postel, Lutz:
Die Reaktion des Mesozooplanktons, speziell der Biomasse, auf küstennahen Auftrieb vor Westafrika (The mesozooplankton response to coastal upwelling off West Africa with particular regard to biomass)
- 2 (1990) Nehring, Dietwart:
Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee von 1979 bis 1988 – ein Vergleich (Hydrographic and chemical conditions in the western and central Baltic Sea from 1979 to 1988 – a comparison)
Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang:
Aktuelle Trends hydrographischer und chemischer Parameter in der Ostsee, 1958 – 1989 (Topical trends of hydrographic and chemical parameters in the Baltic Sea, 1958 – 1989)
- 3 (1990) Zahn, Wolfgang:
Zur numerischen Vorticityanalyse mesoskalier Strom- und Massenfelder im Ozean (On numerical vorticity analysis of mesoscale current and mass fields in the ocean)
- 4 (1992) Lemke, Wolfram; Lange, Dieter; Endler, Rudolf (Eds.):
Proceedings of the Second Marine Geological Conference – The Baltic, held in Rostock from October 21 to October 26, 1991
- 5 (1993) Endler, Rudolf; Lackschewitz, Klas (Eds.):
Cruise Report RV "Sonne" Cruise S082, 1992
- 6 (1993) Kulik, Dmitri A.; Harff, Jan:
Physicochemical modeling of the Baltic Sea water-sediment column:
I. Reference ion association models of normative seawater and of Baltic brackish waters at salinities 1–40 ‰, 1 bar total pressure and 0 to 30°C temperature
(system Na–Mg–Ca–K–Sr–Li–Rb–Cl–S–C–Br–F–B–N–Si–P–H–O)
- 7 (1994) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans-Ulrich; Nausch, Günther:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1993
- 8 (1995) Hagen, Eberhard; John, Hans-Christian:
Hydrographische Schnitte im Ostrandstromsystem vor Portugal und Marokko 1991 - 1992
- 9 (1995) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994
Seifert, Torsten; Kayser, Bernd:
A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea
- 10 (1995) Schmidt, Martin:
Analytical theory and numerical experiments to the forcing of flow at isolated topographic features
- 11 (1995) Kaiser, Wolfgang; Nehring, Dietwart; Breuel, Günter; Wasmund, Norbert; Siegel, Herbert; Witt, Gesine; Kerstan, Eberhard; Sadkowiak, Birgit:
Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee)
Schneider, Bernd; Pohl, Christa:
Spurenmetallkonzentrationen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Meereswissenschaftliche Berichte
MARINE SCIENCE REPORTS

No. 11

**Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer
Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee)**

von

**W. Kaiser, D. Nehring, G. Breuel, N. Wasmund, H. Siegel,
G. Witt, E. Kerstan und B. Sadkowiak**

**Spurenmittelkonzentrationen vor der Küste
Mecklenburg-Vorpommerns**

von

B. Schneider und C. Pohl

TABELLENANHANG

**Institut für Ostseeforschung
Warnemünde
1995**

Parameter	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
TEMPERATUR	9,62	20,20	-0,50	5,58	309
SALZ	11,91	18,95	6,60	2,44	302
PO ₄	0,65	2,91	0,00	0,46	305
NO ₃	4,35	49,10	0,00	6,65	305
NO ₂	0,33	1,52	0,00	0,34	305
NH ₄	2,49	14,57	0,00	2,27	303
NO ₃ +NO ₂ +NH ₄	7,19	53,81	0,00	8,01	303
CHLOROPHYLL	1,57	14,80	0,00	1,83	305
HARNSTOFF	1,02	5,43	0,00	0,71	270

Tabelle A-1 Mittelwerte der wichtigsten Basisparameter für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Phytoplankton-Kohlenstoff

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	6,39	26,45	1,14	5,52	24
2	7,11	19,24	1,09	5,39	23
3	28,59	200,99	3,13	44,19	24
4	102,02	850,85	10,91	176,95	25
5	68,88	343,43	1,72	83,02	27
6	62,21	266,54	4,87	78,37	28
7	83,53	352,79	6,64	92,41	26
8	130,07	408,10	3,05	128,78	25
9	34,69	93,19	3,19	27,36	24
10	31,67	192,39	2,71	38,81	26
11	11,47	52,25	1,67	11,94	26
12	14,00	122,39	1,63	25,41	23

Tabelle A-12 Monatsmittelwerte des Phytoplankton-Kohlenstoffs ($\mu\text{g C/dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Primärproduktion (H)

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	3,29	13,6	0,4	3,03	26
2	3,11	13,4	0,7	2,62	24
3	6,80	41,2	0,7	7,98	26
4	13,08	65,5	2,3	15,69	24
5	11,91	88,9	0,1	17,18	27
6	12,26	63,6	2,5	12,79	25
7	23,15	143,4	1,0	30,24	22
8	16,94	37,0	2,0	9,92	19
9	12,33	42,4	3,8	9,27	22
10	11,07	19,9	2,9	5,01	21
11	5,74	19,1	1,4	4,23	26
12	2,76	6,0	1,1	1,35	23

Tabelle A-13 Monatsmittelwerte der potentiellen Primärproduktion (mg C/m³ h) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Primärproduktion (D)

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,57	2,2	0,0	0,67	26
2	0,31	0,9	0,0	0,27	23
3	0,44	2,2	0,0	0,52	26
4	0,52	3,1	0,1	0,61	24
5	0,79	2,5	0,1	0,61	27
6	0,83	3,7	0,1	0,78	25
7	1,50	13,1	0,2	2,74	22
8	0,77	1,8	0,2	0,57	18
9	0,54	1,5	0,1	0,37	22
10	0,48	1,6	0,1	0,41	21
11	0,51	2,4	0,0	0,48	26
12	0,41	1,8	0,1	0,40	23

Tabelle A-14 Monatsmittelwerte der Kohlenstoffaufnahme in den Dunkelflaschen (mg C/m³ h) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Länge	Breite	Jahr	Cd,dis. ng/l	Cu,dis. µg/l	Zn,dis. µg/l
54.40	12.75	91	8.3	0.28	0.07
54.40	12.75	92	26.4	0.52	3.40
54.39	12.84	91	20.2	0.35	0.57
54.39	12.84	92	22.3	0.58	1.27
54.40	13.11	92	17.2	1.19	2.14
54.57	13.13	92	22.7	0.75	2.75
54.29	13.13	92	30.6	0.80	1.98
54.29	13.13	93	10.3	0.85	1.85
54.61	13.36	92	20.6	0.31	2.53
54.10	13.38	91	29.1	0.41	1.58
54.10	13.38	92	14.0	0.45	2.39
54.51	13.49	92	15.2	0.54	3.01
54.20	13.57	91	6.1	0.50	0.22
54.20	13.57	92	31.5	0.74	2.68
54.20	13.57	93	20.6	0.72	1.70
53.86	13.69	91	4.2	0.24	0.66
53.86	13.69	92	18.3	0.86	2.56
54.03	13.76	92	13.9	0.76	2.59
54.54	13.77	91	18.4	0.57	0.52
54.12	13.78	93	11.2	0.86	2.08
53.97	13.89	91	26.7	0.55	1.43
53.97	13.89	92	25.3	1.27	2.57
54.22	13.98	91	24.5	0.60	0.64
53.76	14.03	91	6.2	0.21	0.79
53.76	14.03	92	4.7	0.15	0.70
53.74	14.05	91	10.2	0.32	2.44
53.74	14.05	92	10.4	0.34	
53.83	14.10	91	6.3	0.87	0.93
53.83	14.10	92	35.7	1.51	4.55
54.11	14.12	91	18.4	0.67	0.71

Tabelle A-23
(Fortsetzung)

Konzentrationen gelöster Spurenmetalle vor der
Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Länge	Breite	Jahr	Cd,dis. ng/l	Cu,dis. µg/l	Zn,dis. µg/l
53.91	10.97	91	6.2	0.33	0.79
53.91	10.97	92	21.2	0.51	3.21
53.91	10.98	93	8.0	0.48	1.41
54.09	11.21	91	16.4	0.53	0.58
54.09	11.21	93		0.67	0.98
53.97	11.27	91	12.2	0.47	0.53
54.04	11.29	91	28.1	0.50	0.56
53.98	11.33	91	16.2	0.47	0.48
53.98	11.33	92	16.8	0.54	0.96
53.98	11.33	93	32.4	0.61	1.02
54.02	11.37	91	20.3	0.49	0.48
54.02	11.37	92	17.5	1.05	1.44
54.02	11.37	93	32.6	0.52	6.73
53.95	11.42	91	12.0	0.49	0.45
53.95	11.42	92	15.6	0.44	1.29
53.95	11.42	93	11.2	0.51	0.81
53.91	11.44	91	10.0	0.97	2.03
53.91	11.44	92	14.0	0.76	3.59
53.91	11.44	93	10.7	0.80	2.88
53.90	11.47	91	4.2	0.26	0.59
53.90	11.47	92	19.8	1.48	3.96
53.90	11.47	93	11.2	1.57	5.84
54.20	11.70	93		0.84	3.92
54.23	12.07	91	22.4	0.58	0.90
54.23	12.07	93	17.5	0.64	5.08
54.18	12.09	91	16.3	0.66	2.06
54.18	12.09	92	15.1	0.64	1.67
54.18	12.09	93	18.9	0.80	4.99
54.17	12.10	91	16.5	0.77	5.09
54.12	12.10	91	6.3	0.51	3.57
54.12	12.10	92	9.9	0.74	2.62
54.17	12.10	92	9.4	0.77	2.53
54.12	12.10	93	5.4	0.91	5.74
54.17	12.10	93	12.3	0.72	4.76
54.10	12.12	91	6.0	0.52	2.53
54.10	12.12	92	10.9	0.68	2.51
54.10	12.12	93	8.4	1.01	
54.17	12.13	91	16.4	0.69	2.99
54.10	12.15	91	2.1	0.23	1.10
54.09	12.15	91	28.5	0.21	0.58
54.09	12.15	92	4.2	0.21	2.43
54.09	12.15	93	5.2	0.42	4.26
54.26	12.41	91	4.1	0.26	0.50
54.34	12.45	91	10.2	0.27	2.44
54.25	12.47	91	12.4	0.29	0.92
54.25	12.47	92	7.8	0.26	0.85
54.24	12.48	93	3.3	0.35	1.10
54.37	12.69	91	31.5	0.26	1.79
54.37	12.69	92	11.3	0.41	2.42

Tabelle A-23 Konzentrationen gelöster Spurenmetalle vor der
Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Mesozooplanktonabundanz

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	2,2	16,8	0,1	3,7	23
2	1,4	4,7	0,1	1,4	19
3	2,3	18,9	0,1	4,0	20
4	3,9	21,6	0,1	5,9	22
5	4,2	40,5	0,2	8,0	23
6	6,6	30,1	0,4	6,8	24
7	11,7	138,4	0,4	26,5	27
8	41,9	601,4	0,4	117,6	25
9	11,6	65,8	0,3	16,7	24
10	7,2	38,3	0,2	9,0	26
11	2,3	8,5	0,2	2,6	26
12	2,5	13,5	0,4	2,7	25

Tabelle A-18: Monatsmittelwerte der Mesozooplanktonabundanz (1000 Ind./m³) für den Zeitraum Juni 1988 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

Seston

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	7,38	48,52	1,00	11,04	18
2	4,75	25,38	0,90	6,08	15
3	3,49	16,60	0,80	3,75	17
4	3,55	9,26	0,60	2,59	16
5	4,64	19,10	1,00	5,17	19
6	4,20	15,20	1,20	3,43	19
7	6,26	16,48	1,66	3,98	21
8	5,30	25,28	1,10	5,11	22
9	8,03	33,24	1,00	10,32	18
10	7,73	38,08	1,60	8,11	22
11	6,49	25,04	0,19	7,33	22
12	6,85	41,08	0,00	8,84	20

Tabelle A-19 Monatsmittelwerte des Sestongehalts (g/m³) für den Zeitraum Juni 1988 bis Dezember 1992 an der Küstenstation Warnemünde

Nitrit

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,74	1,52	0,21	0,27	26
2	0,85	1,50	0,20	0,33	24
3	0,61	1,36	0,00	0,34	26
4	0,20	0,68	0,02	0,17	25
5	0,10	0,28	0,00	0,08	27
6	0,10	0,38	0,02	0,09	27
7	0,07	0,29	0,00	0,06	26
8	0,12	0,64	0,00	0,16	25
9	0,19	1,41	0,01	0,29	23
10	0,24	0,77	0,08	0,16	25
11	0,33	0,62	0,03	0,13	26
12	0,50	1,31	0,11	0,27	25

Tabelle A-6 Monatsmittelwerte des Nitritgehalts ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde.

Ammonium

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	4,03	11,61	0,88	2,53	26
2	2,78	6,14	1,09	1,47	24
3	2,61	8,14	0,60	1,83	26
4	1,66	5,66	0,40	1,22	25
5	0,99	2,46	0,24	0,60	27
6	0,86	2,52	0,32	0,57	27
7	1,09	3,50	0,23	0,89	26
8	1,12	5,21	0,00	1,10	25
9	3,04	14,57	0,20	3,80	22
10	4,53	10,62	0,74	2,71	24
11	3,70	10,72	0,95	2,22	26
12	3,81	8,60	1,84	1,62	25

Tabelle A-7 Monatsmittelwerte des Ammoniumgehalts ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde.

Summe Nitrat + Nitrit + Ammonium

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	14,64	53,81	3,00	9,79	26
2	15,99	38,76	8,39	6,90	24
3	14,03	53,57	0,95	13,15	26
4	6,63	36,45	0,89	8,17	25
5	2,30	14,86	0,57	2,70	27
6	1,68	4,96	0,63	1,13	27
7	1,76	6,32	0,43	1,32	26
8	1,85	5,49	0,00	1,36	25
9	4,59	16,06	0,54	4,63	22
10	6,53	14,94	1,51	3,68	24
11	6,89	18,47	2,19	3,85	26
12	9,95	25,24	3,90	5,37	25

Tabelle A-8 Monatsmittelwerte der anorganischen Stickstoffverbindungen ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	28,4	41,1	13,1	7,7	12
2	26,5	35,4	15,2	5,9	12
3	32,4	63,5	20,1	11,3	20
4	27,3	42,1	19,3	6,7	15
5	23,8	35,3	13,6	7,5	15
6	24,4	40,0	12,3	7,7	12
7	21,2	33,0	11,8	6,9	14
8	16,0	22,3	9,7	4,0	12
9	16,3	20,1	13,2	2,2	12
10	17,8	28,8	11,5	5,4	15
11	18,5	41,0	11,2	7,8	12
12	20,5	29,0	8,3	6,3	11

Tabelle A-20 Monatsmittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Cadmium (ng/dm³) für den Zeitraum Februar 1991 bis Juni 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Monat	Mittel	Minimum	Maximum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,59	0,43	0,88	0,11	12
2	0,57	0,34	0,70	0,09	12
3	0,62	0,42	0,88	0,11	20
4	0,63	0,54	0,78	0,08	15
5	0,71	0,60	0,92	0,10	14
6	0,68	0,56	0,78	0,07	12
7	0,63	0,37	0,83	0,11	14
8	0,60	0,36	0,86	0,11	12
9	0,53	0,42	0,60	0,06	12
10	0,52	0,38	0,76	0,09	15
11	0,49	0,37	0,70	0,09	12
12	0,66	0,23	0,61	0,12	11

Tabelle A-21 Monatsmittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Kupfer (µg/dm³) für den Zeitraum Februar 1991 bis Juni 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Monat	Mittel	Minimum	Maximum	Standard- abweichung	Anzahl
1	1,69	1,24	2,14	0,32	8
2	0,83	0,22	1,76	0,43	8
3	1,30	0,71	2,02	0,44	13
4	1,04	0,39	2,01	0,47	12
5	1,02	0,57	2,47	0,52	15
6	1,32	0,50	2,01	0,53	12
7	1,23	0,33	2,32	0,53	10
8	1,02	0,52	1,48	0,36	8
9	0,97	0,57	1,74	0,34	8
10	1,10	0,29	1,72	0,43	10
11	1,04	0,55	1,76	0,41	8
12	0,60	0,58	1,68	0,35	8

Tabelle A-22 Monatsmittelwerte der Konzentrationen an gelöstem Zink ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum April 1992 bis Juni 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Kohlenhydrate (nur 1992/93)

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	9,81	12,42	7,94	2,33	3
2	4,18	6,40	3,03	1,93	3
3	4,83	6,07	3,33	1,12	8
4	5,13	7,47	2,55	1,79	10
5	7,60	9,40	6,03	1,45	8
6	8,61	14,19	6,51	2,49	8
7	8,28	12,19	5,60	1,85	10
8	6,85	8,84	5,11	1,33	8
9	7,70	9,34	4,74	1,40	8
10	6,15	8,43	4,94	1,02	9
11	6,04	6,78	4,60	0,76	7
12	6,68	16,56	3,20	4,10	9

Tabelle A-9 Monatsmittelwerte der gelösten Kohlenhydrate ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Februar 1992 bis Dezember 1993 an der Küstenstation Warnemünde

Harnstoff

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	1,33	2,87	0,33	0,69	22
2	0,97	2,05	0,10	0,56	20
3	1,38	4,82	0,10	1,14	22
4	1,17	2,52	0,33	0,64	21
5	0,97	1,96	0,52	0,33	22
6	0,98	2,63	0,37	0,56	24
7	0,96	2,18	0,38	0,56	22
8	0,81	2,85	0,20	0,56	23
9	0,70	2,44	0,10	0,55	24
10	0,90	2,35	0,43	0,46	26
11	1,18	5,43	0,23	1,30	22
12	0,98	1,89	0,31	0,43	21

Tabelle A-10 Monatsmittelwerte des Harnstoffgehalts ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Gelbstoffabsorption $a_y(440\text{nm})$

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,380	0,461	0,322	0,0515	8
2	0,391	0,691	0,207	0,1389	9
3	0,359	0,530	0,207	0,1053	12
4	0,313	0,437	0,207	0,0669	10
5	0,377	0,645	0,253	0,1139	8
6	0,322	0,414	0,230	0,0698	5
7	0,447	0,622	0,322	0,0989	10
8	0,417	0,599	0,253	0,1123	8
9	0,463	0,622	0,322	0,0931	8
10	0,398	0,714	0,161	0,1381	10
11	0,372	0,645	0,230	0,1312	6
12	0,322	0,438	0,191	0,0730	8

Tabelle A-11a Monatsmittelwerte der Gelbstoffabsorption $a_y(440\text{nm})$ für den Zeitraum März 1992 bis März 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Gelbstoffabsorption $a_y(440\text{nm})$

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,507	0,576	0,461	0,0489	4
2	0,660	0,944	0,368	0,2351	3
3	0,553	0,898	0,230	0,2365	4
4	0,548	0,898	0,345	0,1994	5
5	0,731	1,059	0,484	0,2227	4
6	0,560	0,852	0,345	0,2138	3
7	0,635	0,944	0,299	0,1880	9
8	0,691	0,921	0,484	0,2007	6
9	0,831	1,474	0,345	0,3690	9
10	0,630	1,013	0,322	0,2253	6
11	0,508	0,806	0,368	0,1600	5
12	0,702	1,266	0,341	0,2842	10

Tabelle A-11b Monatsmittel der Gelbstoffabsorption $a_y(440\text{nm})$ für den Zeitraum Juni 1992 bis Dezember 1993 an der Mole von Warnemünde

Temperatur

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	3,59	5,20	2,20	0,92	27
2	2,47	5,00	-0,50	1,64	23
3	3,99	6,60	0,80	1,33	26
4	6,24	9,30	3,80	1,35	25
5	10,75	14,80	5,80	2,02	27
6	15,10	19,60	11,60	2,03	28
7	17,28	20,20	15,30	1,42	26
8	17,39	19,80	15,60	1,21	26
9	14,84	17,40	11,80	1,33	24
10	11,50	14,20	8,60	1,61	26
11	7,27	11,20	3,60	1,83	26
12	3,98	5,80	2,60	0,90	25

Tabelle A-2 Monatsmittelwerte der Wassertemperatur (°C) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Salzgehalt

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	14,29	17,48	9,58	2,45	27
2	12,76	18,45	9,07	2,84	23
3	12,55	17,14	9,20	2,48	26
4	11,35	16,29	6,92	2,36	25
5	10,39	14,04	6,60	1,70	27
6	10,27	13,76	8,86	1,16	24
7	10,37	12,16	7,67	1,20	23
8	11,05	15,35	8,28	1,72	26
9	11,08	17,71	7,55	2,29	24
10	13,12	16,84	9,98	2,04	26
11	12,20	15,90	8,94	1,99	26
12	13,20	18,95	8,71	2,49	25

Tabelle A-3 Monatsmittelwerte des Salzgehalts (‰) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Phosphat

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,97	1,30	0,56	0,22	26
2	0,81	1,32	0,58	0,17	24
3	0,59	1,58	0,00	0,29	26
4	0,28	0,79	0,01	0,18	25
5	0,31	0,84	0,02	0,20	27
6	0,57	2,74	0,09	0,63	27
7	0,46	1,25	0,07	0,28	26
8	0,40	1,44	0,00	0,33	25
9	0,51	1,50	0,16	0,32	23
10	0,82	2,02	0,19	0,45	25
11	1,02	2,28	0,49	0,49	26
12	1,04	2,91	0,44	0,63	25

Tabelle A-4 Monatsmittelwerte des Phosphatgehalts ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Nitrat

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	9,87	47,10	0,04	8,69	26
2	12,35	31,69	4,51	5,88	24
3	10,80	49,10	0,35	12,03	26
4	4,77	30,27	0,15	7,08	25
5	1,21	12,76	0,26	2,43	27
6	0,73	3,18	0,16	0,64	27
7	0,59	3,01	0,13	0,55	26
8	0,61	1,92	0,00	0,56	25
9	1,42	6,24	0,25	1,59	23
10	1,74	5,44	0,49	1,15	25
11	2,87	8,12	0,75	1,88	26
12	5,64	17,14	1,66	3,94	25

Tabelle A-5 Monatsmittelwerte des Nitratgehalts ($\mu\text{mol}/\text{dm}^3$) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Anorganischer Kohlenstoff

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	1,71	2,15	1,18	0,24	18
2	1,66	1,97	1,11	0,24	15
3	1,61	1,90	1,25	0,16	19
4	1,56	1,92	1,26	0,18	23
5	1,56	1,86	1,13	0,20	25
6	1,57	1,86	1,27	0,16	22
7	1,57	1,81	1,31	0,15	13
8	1,47	1,71	1,22	0,18	14
9	1,50	1,94	1,04	0,23	17
10	1,62	1,79	1,21	0,13	18
11	1,79	2,18	1,22	0,26	19
12	1,74	2,06	1,39	0,19	19

Tabelle A-15 Monatsmittelwerte der Konzentration des anorganischen Kohlenstoff (mmol/dm^3) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Chlorophyll

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	0,84	4,1	0,0	0,84	27
2	0,73	2,5	0,1	0,56	23
3	1,51	8,5	0,2	1,65	26
4	3,02	14,8	0,6	3,46	25
5	1,35	5,7	0,0	1,26	25
6	1,83	5,4	0,0	1,69	27
7	2,71	12,3	0,5	2,57	26
8	2,46	9,6	0,5	2,26	26
9	1,34	4,8	0,3	0,99	24
10	1,26	3,0	0,4	0,71	25
11	1,02	3,1	0,0	0,78	26
12	0,66	4,3	0,0	0,79	25

Tabelle A-16 Monatsmittelwerte der Chlorophyllkonzentration (mg/m^3) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Phaeopigmente

Monat	Mittel	Maximum	Minimum	Standard- abweichung	Anzahl
1	2,55	17,2	0,2	3,61	27
2	1,25	10,6	0,0	2,18	23
3	1,72	12,7	0,0	2,56	26
4	1,48	5,4	0,0	1,40	25
5	1,71	4,2	0,0	1,38	25
6	1,44	5,6	0,0	1,37	27
7	1,99	6,9	0,4	1,71	26
8	1,55	4,9	0,4	1,17	26
9	1,78	4,7	0,4	1,15	24
10	1,71	6,4	0,4	1,34	25
11	1,91	6,0	0,3	1,72	26
12	2,16	17,5	0,2	3,50	25

Tabelle A-17 Monatsmittelwerte der Phaeopigmentkonzentration (mg/m³) für den Zeitraum Juni 1988 bis Juli 1994 an der Küstenstation Warnemünde

Länge	Breite	Cd μ/g	Cu μ/g	Zn μ/g
53.98	11.33	0.66	8.8	54.1
54.06	11.05	2.40	36.2	357.3
54.38	12.73	0.82	7.6	48.7
54.26	12.41	0.81	9.7	62.2
54.20	13.57	2.19	18.7	125.5
54.34	12.45	0.61	10.2	54.3
53.97	13.89	1.84	32.1	368.6
54.29	13.13	1.47	14.9	97.7
53.83	14.10	3.04	53.7	903.1
53.82	14.00	5.20	62.0	998.8
53.97	11.27	1.77	25.3	176.2
54.12	12.10	1.17	37.3	328.2
54.17	12.13	0.64	14.5	105.3
54.10	12.12	1.54	49.8	632.7
54.17	12.10	0.87	69.1	284.4
53.86	13.98	3.18	44.6	674.7
54.39	12.84	1.08	9.8	55.7
54.10	12.15	1.10	32.1	574.7
54.27	13.63	0.93	7.1	63.9
54.39	12.84	0.98	10.8	57.2
54.40	13.11	0.46	3.6	21.2
53.82	14.09	3.87	48.3	984.8
53.95	11.42	1.54	18.9	129.4
53.81	14.23	5.75	67.5	1124.6

Tabelle A-24 Spurenmetallgehalte in der Fraktion < 63 μm in Sedimenten vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns