



BUND-LÄNDER
MESSPROGRAMM



M e e r e s u m w e l t 1 9 9 7 - 1 9 9 8

Das Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord und Ostsee (BLMP Nord- und Ostsee) ist ein Übereinkommen des Bundes und der Küstenländer Niedersachsen, Hamburg, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern zur Überwachung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee.

Die Veröffentlichungsreihe MESSPROGRAMM MEERESUMWELT informiert über Arbeiten im Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee, z.B. über wissenschaftlich-technische Details des Messprogramms und wissenschaftlich-technische Ergebnisse aus dem Messprogramm.

Veröffentlichungen in dieser Reihe erscheinen nach Bedarf.

Impressum
Herausgegeben vom
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)
Sekretariat BLMP Nord- und Ostsee
Bernhard-Nocht-Straße 78
D-20359 Hamburg

<http://www.bsh.de/Meeresumwelt/BLMP/>

Layout
Cover: E. Skodzinski

Druck:

Durch die Veröffentlichung nimmt das BSH zum sachlichen Inhalt der Beiträge keine Stellung.
Vervielfältigung in Teilen oder als Ganzes ist mit Quellenangaben gestattet.

Zu zitieren als:
BLMP (2002), Meeresumwelt 1997 - 1998.
© Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock

M E S S P R O G R A M M

MEERESUMWELT

Zustandsbericht 1997 - 1998

für

Nordsee und Ostsee

1	Vorwort	6
	Nordsee	
2	Nordsee	7
21	Ozeanographie	7
211	Meteorologische Randbedingungen	7
212	Oberflächentemperatur der Nordsee	8
213	Die hydrographischen Bedingungen Nordsee	9
214	Hydrographische Bedingungen in der Deutschen Bucht	11
22	Nährstoffe	13
23	Anorganische Schadstoffe	22
231	Quecksilber	24
232	Cadmium	32
233	Blei	38
234	Kupfer	42
235	Zink	46
236	Zusammenfassung und Bewertung	50
24	Organische Schadstoffe	52
241	Hexachlorcyclohexan-Isomere	53
242	Hexachlorbenzol (HCB)	58

243	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	60
244	DDT-Gruppe	64
245	Kohlenwasserstoffe	66
246	Polyzykl., aromat. Kohlenwasserstoffe	67
247	Zinnorganische Schadstoffe	70
248	Sonstige organische Schadstoffe	71
249	Zusammenfassung und Bewertung	72
25	Marine Lebensgemeinschaften	73
251	Phytoplankton	73
252	Zooplankton	78
253	Seegraswiesen und Makroalgen	83
254	Makrozoobenthos	85
26	Schadstoff-Effektmonitoring	91
261	Fischkrankheiten	91
262	Leberknoten und- tumore bei Fischen	93
263	Entgiftungsstoffwechsel der Kliesche	94
➤ Meer Lesen		96
	Autorenliste	100

Ostsee

3	Ostsee	101
31	Ozeanographie	101
311	Meteorologische Bedingungen	101
312	Hydrographie	102
32	Sauerstoff	102
33	Nährstoffe	105
34	Anorganische Schadstoffe	110
341	Quecksilber	111
342	Cadmium	114
343	Blei	117
344	Kupfer	119
345	Zink	122
346	Arsen	124
347	Zusammenfassung und Bewertung	125
35	Organische Schadstoffe	127
351	Hexachlorcyclohexan-Isomere : (γ - HCH, α HCH)	128
352	Hexachlorbenzol (HCB)	133
353	Polychlorierte Biphenyle	133

354	DDT- Gruppe	138
355	Kohlenwasserstoffe	140
356	Polyzykl. aromat. Kohlenwasserstoffe	141
357	Zinnorganische Verbindungen	143
358	Zusammenfassung und Bewertung	144
36	Marine Lebensgemeinschaften	145
361	Phytoplankton	145
362	Zooplankton	148
363	Makrozoobenthos	151
364	Fische	155
365	Küsten – und Seevögel	157
37	Schadstoff-Effektmonitoring	159
371	Fischkrankheiten	159
372	Leberknoten und- tumore bei Fischen	162
38	Das Oderhochwasser	162
4	Qualitätssicherung	167
	Abkürzungen	169
➤	Meer Lesen	172
	Autorenliste	176

1 Vorwort

Mit der Überwachung und der Bewertung des Zustandes von Nord- und Ostsee wurde in Deutschland in den Siebziger Jahren begonnen. Der Grundstein für das Bund/Länder-Messprogramm wurde 1976 mit den "Empfehlungen für ein Wassergüte-Messnetz in den Küstengewässern der Bundesrepublik Deutschland" gelegt; die Arbeiten der Fachdienststellen des Bundes und der Küstenländer sollten aufeinander abgestimmt werden. Ausgehend von diesen Empfehlungen wurde 1980 das "Gemeinsame Bund/Länder Messprogramm für die Nordsee" (BLMP) vereinbart. Das gemeinsame Messprogramm umfasste allerdings nur gewisse Teile der jeweiligen Überwachungsprogramme des Bundes und der Länder. Darüber hinaus war das Programm im Wesentlichen auf die Untersuchung der chemischen Gewässergüte ausgerichtet.

Zum überwiegenden Teil beinhaltete das alte Bund/Länder Messprogramm die Aktivitäten des Bundes und der Länder Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein in der Nordsee. In der Ostsee wurde eine Überwachung durch das Land Schleswig-Holstein und für den Bund im Auftrag durch das Institut für Meereskunde der Universität Kiel durchgeführt. Das Institut für Meereskunde Kiel (IfM Kiel) ist 1993 aus der Meeresüberwachung ausgeschieden. Vor der deutschen Einigung führten auf dem Gebiet der ehemaligen DDR das IfM Warnemünde und im Küstengebiet die "Wasserwirtschaftsdirektion Küste" in Stralsund Überwachungsuntersuchungen ab 1974 durch. Seit der deutschen Einigung teilen sich die Fachbehörden des Landes Mecklenburg-Vorpommern sowie das Institut für Ostseeforschung, Warnemünde (im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie) diese Arbeiten.

Mit dem bisherigen BLMP konnte der Qualitätszustand von Nord- und Ostsee, sowohl in der offenen See als auch in den Küstengewässern, nur unzureichend beschrieben werden. Fast gänzlich fehlten biologische Untersuchungen. Bis 1992 existierten keine Regelungen zur zentralen Datenhaltung. Internationale Verpflichtungen ließen sich nur ungenügend einhalten. Ferner war Vergleichbarkeit der

Daten der am Messprogramm beteiligten Institutionen sowie der Ergebnisse nicht gewährleistet, da die Messprogramme schlecht aufeinander abgestimmt und die Maßnahmen zur Qualitätssicherung unzureichend waren.

Im Jahr 1997 sind dann der Bund und die Länder Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein über eingekommen, zur Überwachung der Meeresumwelt

- eine **Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder - Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (ARGE BLMP Nord- und Ostsee)** zu bilden,
- sowie die Überwachung inhaltlich dem Stand des Wissens und neuen nationalen und internationalen Anforderungen anzupassen.

Dies bedeutet, das BLMP hat im gesamten Küstenbereich, soweit es Salzwasser berührt, die Überwachungsanforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), in der Nordsee die Anforderungen des OSPAR Joint Monitoring and Assessment Programme (JAMP) und im Bereich der Ostsee die Anforderungen des HELCOM COMBINE umzusetzen.

Die Menge der Messdaten hat in den vergangenen 10 Jahren durch steigende nationale und internationale Anforderungen einen Umfang angenommen, der gedruckte Tabellen nicht mehr erlaubt. An Messwerten interessierte Personen werden hiermit an die Meeresumweltdatenbank MUDAB im BSH verwiesen, wo die Daten des BLMP über das Internet erhältlich sind

(www.bsh.de/Meereskunde/DOD/).

Neben der gedruckten Form ist dieser Bericht in der Internet-Präsentation des BLMP auf der Web Site des BSH zu finden.

(www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/)

Dies gilt auch für das aktuelle Jahresmessprogramm.

Hamburg, im Sommer 2002

2 Nordsee

21 Ozeanographie

Die Nordsee ist ein Randmeer des Nordatlantik mit einem ausgeprägten Wasseraustausch durch den Nordeingang und einem etwas schwächeren durch den Englischen Kanal. Der Süßwasserüberschuss der Ostsee gelangt durch die Beltsee in das Kattegat/Skagerrak und durchströmt die nordöstliche Nordsee mit dem norwegischen Küstenstrom.

Die ozeanographischen Bedingungen der Nordsee bzw. deren Variabilität sind stark gekoppelt an großräumige Änderungen der Luftzirkulation, die durch den Index der Nordatlantischen Oszillation (NAO) beschrieben werden. Positive Werte bedeuten eine Zunahme der Westwinde aufgrund verstärkter Luftdruckdifferenzen zwischen den Azoren und Island.

211 Meteorologische Randbedingungen

Die klimatischen Randbedingungen ergeben sich aus der Sonneneinstrahlung, den Windverhältnissen und den Niederschlägen. Unter dem Begriff "Globalstrahlung" wird die Summe der direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Himmelsstrahlung verstanden. Die hier gemachten Zahlenangaben für die Globalstrahlung beziehen sich auf die Monatsmittel der Tagessummen.

Deutsche Nordseeküste 1997

Die Globalstrahlung an der Ostfriesischen Küste (Norderney) lag im Jahresmittel mit $10,6 \text{ MJ/m}^2$ (Mega Joule pro Quadratmeter) etwa 7 % über dem langjährigen Mittel (seit

1981). Das Maximum lag mit $21,0 \text{ MJ/m}^2$ im Juli, das Minimum mit $1,3 \text{ MJ/m}^2$ im Dezember. Auch die Globalstrahlung an der Nordfriesischen Küste (List) lag mit dem Jahresmittel von $10,7 \text{ MJ/m}^2$ etwa 4 % über dem langjährigen Mittel. Das Maximum lag mit $20,6 \text{ MJ/m}^2$ im Juni, das Minimum mit $1,5 \text{ MJ/m}^2$ im Dezember.

Die überdurchschnittliche Globalstrahlung spiegelt sich auch in der Sonnenscheindauer und der Lufttemperatur wieder. Die Monatsmittel der Lufttemperatur in der Deutschen Bucht (Helgoland) lagen in den Monaten Januar bis September über dem langjährigen Mittel (1961-1990), in den restlichen Monaten des Jahres etwas darunter (Abb. 1). Auffällig warm war der August: die mittlere Temperatur von $20,6^\circ\text{C}$ lag $4,0^\circ\text{C}$ über dem langjährigen Durchschnitt. Auch das Jahresmittel der Lufttemperatur von 1997 lag mit $9,6^\circ\text{C}$ etwa $0,5^\circ\text{C}$ über dem Mittelwert. Mit 158,5 Stunden lag auch die mittlere monatliche Sonnenscheindauer um etwa 13 % über dem langjährigen Mittel von 140,2 Stunden. Der sonnenreichste Monat war der Oktober mit 290,0 Sonnenstunden. Im Vergleich zum langjährigen Mittel von 220,5 Stunden waren das etwa 32 % mehr. Die Sonnenscheindauer lag auf Norderney (1757 Stunden) und auf Sylt (1866 Stunden) jeweils um etwa 8 %, auf Helgoland (1902 Stunden) um 13 % und in Cuxhaven (1876 Stunden) sogar um 15 % über den langjährigen Mitteln (1961-1990).

So gab es 1997 auch weniger Regen: die mittlere monatliche Niederschlagsmenge betrug 48,7 mm (langjähriges Mittel 59,9 mm).

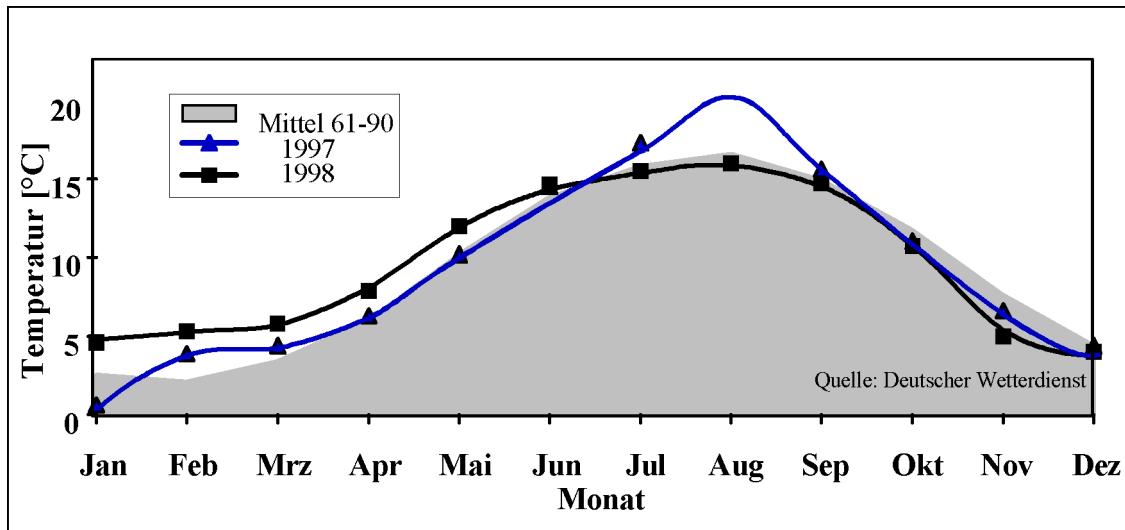


Abb. 1: Monatsmittel der Lufttemperaturen 1997/98 auf Helgoland im Vergleich zum langjährigen Mittel

Deutsche Nordseeküste 1998

Die Globalstrahlung an der Ostfriesischen Küste lag im Jahresmittel mit $9,4 \text{ MJ/m}^2$ etwa 6 % unter dem langjährigen Mittel (seit 1981). Das Maximum lag mit $20,8 \text{ MJ/m}^2$ im Mai, das Minimum mit $1,5 \text{ MJ/m}^2$ im Dezember. An der Nordfriesischen Küste lag die Globalstrahlung im Jahresmittel mit $9,5 \text{ MJ/m}^2$ etwa 7% unter dem langjährigen Mittel (seit 1981). Auch hier lag das Maximum mit $19,4 \text{ MJ/m}^2$ im Mai, das Minimum mit $1,7 \text{ MJ/m}^2$ im Dezember.

Die Abweichung der Monatsmittel der Lufttemperatur in der Deutschen Bucht von dem langjährigen Mittel (1961-1990) lag in der ersten Jahreshälfte durchschnittlich bei etwa $+2,0 \text{ }^\circ\text{C}$ und in der zweiten Jahreshälfte bei etwa $-0,9 \text{ }^\circ\text{C}$ (Abb. 1). Das Jahresmittel der Lufttemperatur lag mit $9,7 \text{ }^\circ\text{C}$ etwa $0,6 \text{ }^\circ\text{C}$ über dem Mittelwert (1961-1990). Mit 127,5 Stunden lag die mittlere monatliche Sonnenscheindauer dagegen um etwa 9 % unter dem langjährigen Mittel von 140,2 Stunden. Die Monate April (38 % unter dem Mittelwert) und September (47 % weniger) waren besonders sonnenarm. Der sonnenreichste Monat war der Mai: mit 277,0 Stunden gab es sogar mehr Sonne als im langjährigen Mittel (240,9 Stunden). Die Sonnenscheindauer lag auf Norderney (1405 Stunden) und auf Sylt (1442 Stunden) um 14 % bis 16%, in Helgoland (1530 Stunden) um 9% und in Cuxhaven (1557 Stunden) um etwa 5 % unter den langjährigen Mitteln (1961-1990).

Während der Sommermonate wurden durch eine ausgeprägte Westdrift in rascher Folge atlantische Luftmassen mit Wolken und Regen herangeführt. Die mitgeführte Luft brachte trotz geringer Sonnenscheindauer mäßige Temperaturen mit sich. Dafür regnete es 1998 49 % mehr als im Mittel der Vorjahre. Die monatliche Niederschlagsmenge betrug 89,2 mm (langjähriges Mittel 59,9 mm). Sommerübliche stationäre Hochdruckzonen über Nord- und Mitteleuropa wurden nicht aufgebaut.

212 Oberflächentemperatur der Nordsee

Die Oberflächentemperaturen der Nordsee werden seit 1968 wöchentlich gemessen und in SST-Karten (Sea Surface Temperature) vom BSH dargestellt. Die über die Nordseefläche gemittelte Temperatur wird jeweils mit den langjährigen Mittelwerten verglichen. In Bezug auf die Oberflächentemperatur der Nordsee waren die Jahre 1997 und 1998 die viert- und fünftwärmsten Jahre seit 1971. Die Jahresgänge sind in Abb. 2 dargestellt. Im August 1997 war das Oberflächenwasser mit einem Gebietsmittel von $17,6 \text{ }^\circ\text{C}$ um $2,6 \text{ }^\circ\text{C}$ zu warm und setzte damit einen neuen Rekord in der betrachteten Zeitserie seit 1971. Das Jahr 1998 war dagegen ein eher "normales" Jahr, das nur

durch relativ hohe Wassertemperaturen im Winter auffiel.

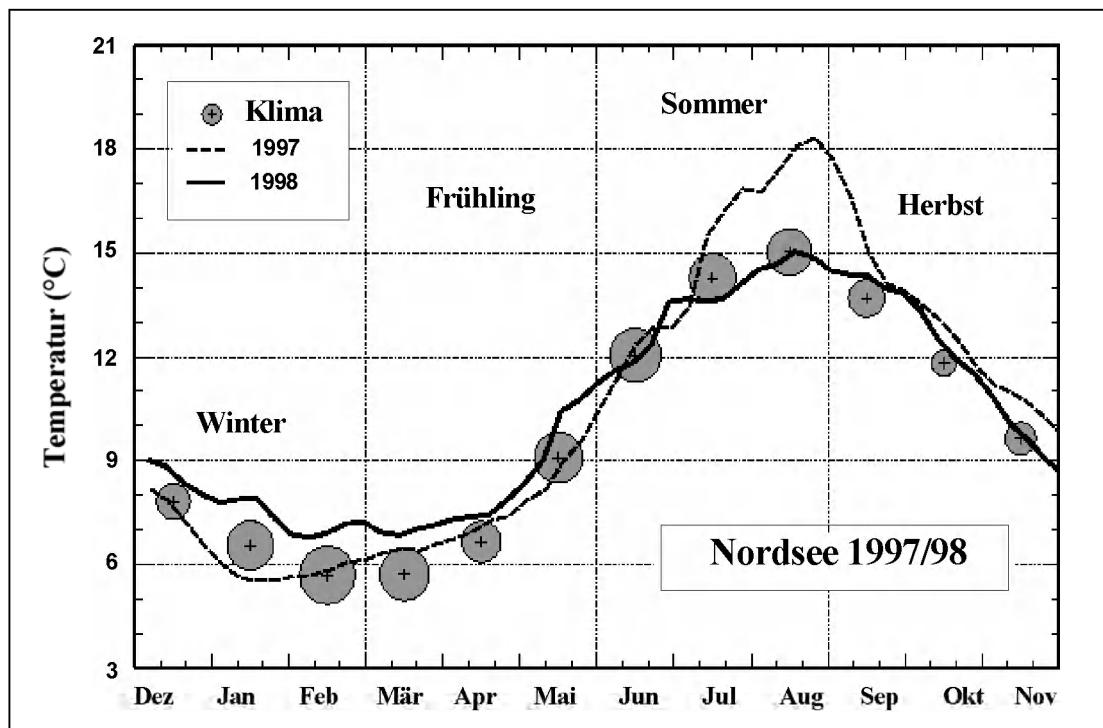


Abb. 2: Oberflächentemperaturen der Nordsee 1997 und 1998 im Vergleich zu früheren Jahren. Die langjährigen Monatsmittel sind als Kreise eingezeichnet, wobei die Größe der Kreise die Standardabweichung angibt (aus BSH-Jahresbericht 1998 Abb. 14).

213 Die hydrographischen Bedingungen der Nordsee

Aus dem Sommer des Jahres 1998 liegt eine großräumige Aufnahme der Nordsee mit dem geschleppten System Delphin vor, das eine

Einschätzung der hydrographischen Situation erlaubt. Die oberflächennahe Salzgehaltsverteilung (nach Daten des Thermosalinographen) zeigt – gemessen an der nördlichen Lage der 35 Isohaline – einen weit in die zentrale Nordsee reichenden Einfluss des Atlantischen Wassers (Abb. 3). Vor Westnorwegen ist über der Norwegischen Rinne salzärmeres (< 31) Wasser baltischen Ursprungs zu finden, das weit nach Westen reicht.

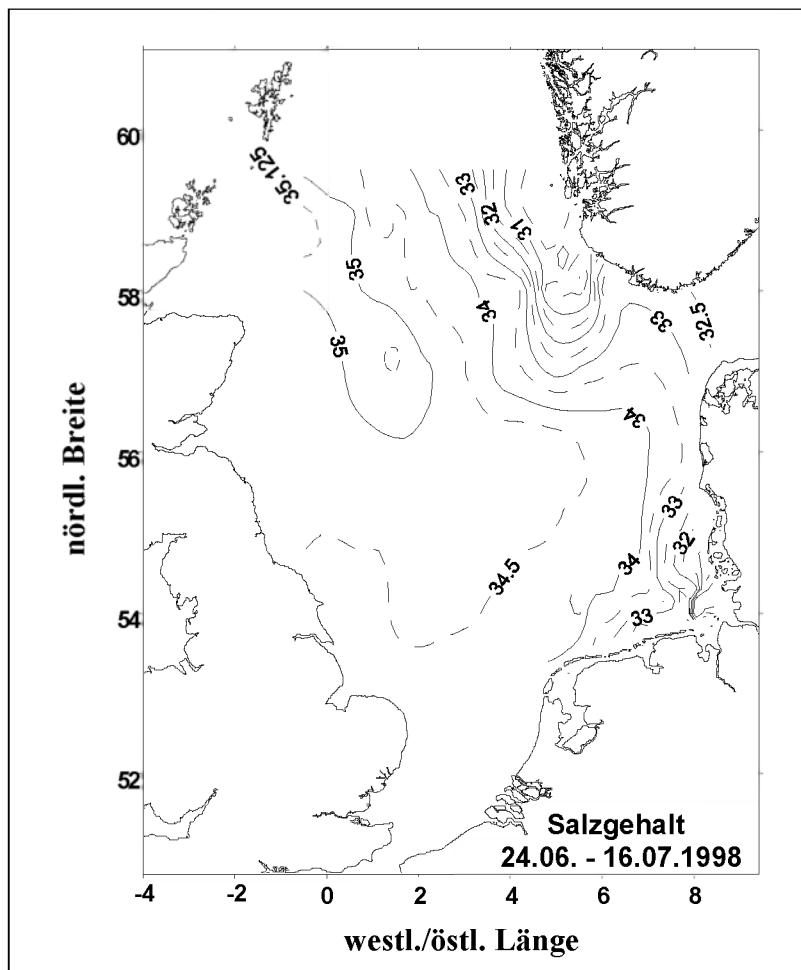


Abb. 3: Salzgehalte in der Nordsee (24. 6. - 16. 7. 1998)

Die vertikale Verteilung von Temperatur und Sauerstoffsättigungswerten auf einem West-Ost-Profil durch die zentrale Nordsee zeigt Abb. 4. Der Temperaturschnitt zeigt die typische sommerliche Schichtung mit einer ausgeprägtem Thermoklinen (= Temperatur-Sprungschicht) zwischen 20 – 30 m Tiefe. Darüber liegt die homogene Deckschicht. Unterhalb der Thermokline sind die Temperaturen des winterlichen Minimums weitgehend erhalten. Die Bodenwassertemperaturen liegen westlich der Doggerbank unter 8 °C und östlich davon unterhalb von 10 °C. Damit liegen

die Temperaturen des Bodenwassers deutlich (ca. 2 °C) über dem langjährigen Mittel.

Die Sauerstoffsättigungswerte ergeben für diesen Schnitt in der Deckschicht übersättigte Werte von etwa 120 %, was auf die Sauerstoffproduktion der Algen zurückzuführen ist. Unterhalb der Thermokline liegen die Werte aufgrund der bakteriellen Zehrung um 90 %. Es wurden keine kritischen Sättigungswerte gefunden.

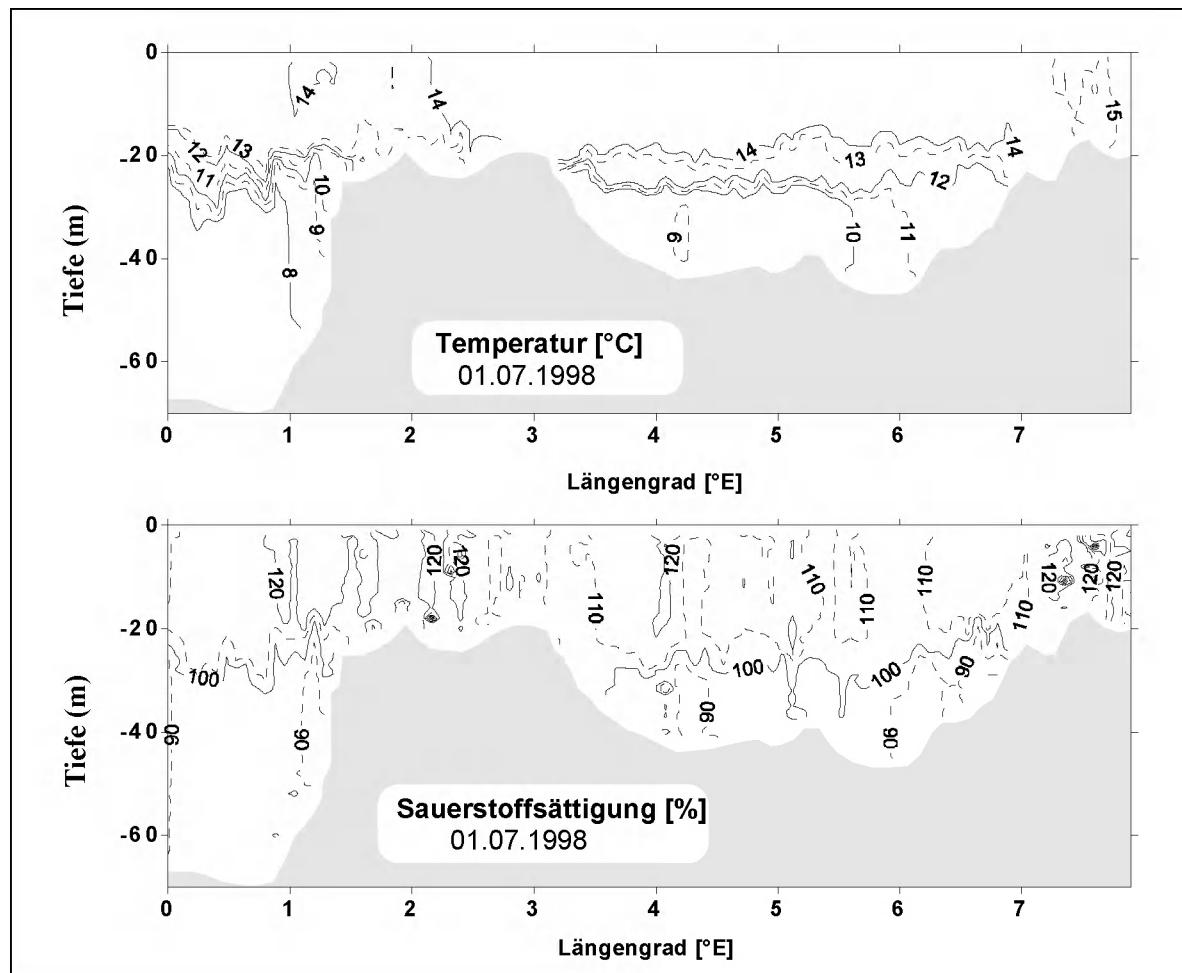


Abb. 4: Temperatur und Sauerstoffverteilung in der Nordsee am 1. Juli 1998

214 Hydrographische Bedingungen in der Deutschen Bucht

Die Hydrographie der Deutschen Bucht wird einerseits durch das Nordseewasser – mit wechselnden Anteilen des nördlichen und des südlichen Einstroms vom Atlantik – und andererseits durch die Süßwassereinträge über Elbe und Weser bestimmt. Bei vorwiegend südwestlichen Windrichtungen herrscht in der Deutschen Bucht zyklonale, d.h. gegen den Uhrzeigersinn drehende Zirkulation. Die Wassermassen gelangen von Westen in die Deutsche Bucht und verlassen diese nach Norden mit dem Jütland-Strom. Das Mengenverhältnis zwischen einströmendem Nordseewasser (ca. 8 km³/Tag) und zufließendem Süßwasser (0,08

km³/Tag) beträgt im langjährigen Mittel etwa 100:1. Das Salzwasser dominiert die Bedingungen in der Deutschen Bucht, wobei zwischen den beiden Wassermassen – zentrales Nordseewasser und Küstenwasser – sprunghafte Übergänge (Fronten) registriert werden, die einerseits verstärkte biologische Aktivitäten und andererseits eine reduzierte laterale Vermischung zur Folge haben.

Die hydrographischen Bedingungen der Deutschen Bucht werden durch die MARNET-Stationen des BSH („Marines Umweltmessnetz in Nord- und Ostsee“) und durch die während der Monitoring-Fahrten aufgenommenen ozeanographischen Parameter beschrieben. Abb. 5 zeigt den Temperaturverlauf über die Wassersäule an der MARNET-Station "Deutsche Bucht" (Position ist 54°10' Nord und 7°27' Ost) für die beiden Jahre.

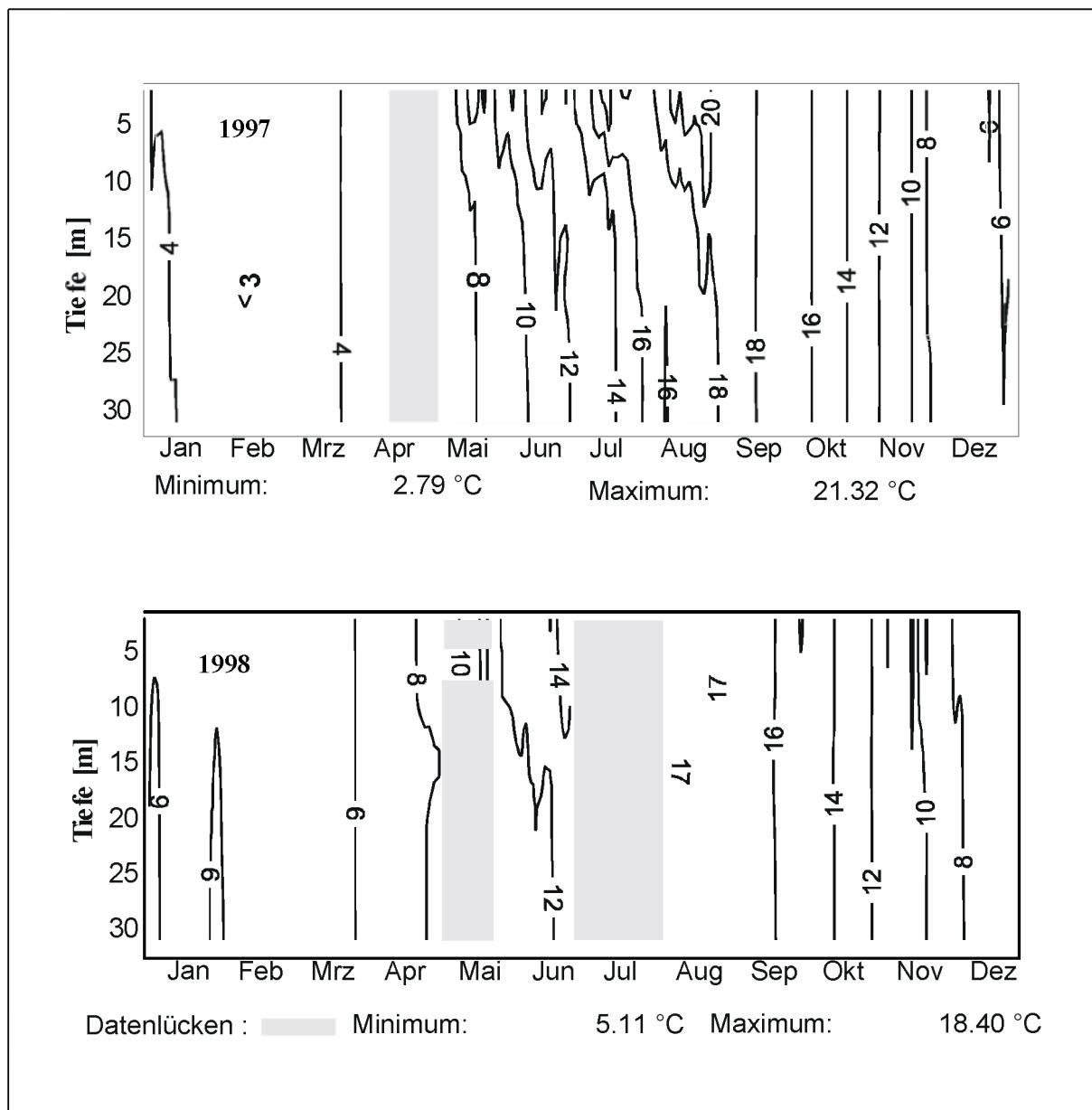


Abb. 5: Temperaturverteilungen 1997 und 1998 aus der Deutschen Bucht

Beide Jahre zeigen deutliche Unterschiede. Das Temperaturminimum im Jahr 1997 wurde im Februar mit Temperaturen unter 3 °C erreicht. Im Mai dieses Jahres bildete sich eine vertikale Schichtung aus, die bis Ende August/Anfang September andauerte. Die vertikalen Temperaturunterschiede erreichten etwa 3 bis 4 °C zwischen der erwärmten Deckenschicht ($>20^{\circ}\text{C}$) und der Tiefenwasserschicht. Ab Mitte September löste sich die Schichtung auf und es herrschten wieder gleiche Temperaturen von der Oberfläche bis in die Tiefe (Homothermie). Das Jahr 1998 dagegen zeigte einen viel flacheren Jahresgang mit einem

Minimum von 5,1 °C im Februar, einer im Mai startenden Schichtung und einem Maximum von 18,4 °C. Bereits im August herrschten wieder homotherme Bedingungen.

Der Jahresgang des Salzgehaltes zeigte an der festen Station in beiden Jahren große Schwankungen, die durch die wechselnde Lage der Elbwasserfahne hervorgerufen werden. Dies war insbesondere zwischen April und September 1997 zu beobachten.

Zusammenfassung

Die meteorologischen wie auch die hydrographischen Bedingungen im Gebiet der Deutschen Bucht waren in den beiden Untersuchungsjahren unterschiedlich. Das Jahr 1997 war überdurchschnittlich warm, trocken und sonnig. Das Jahr 1998 kann man ebenfalls als zu warm und zu nass einordnen. Die Sonnenscheindauer lag etwa 11 % unter den Erwartungswerten.

Der Jahresgang der Wassertemperatur in der Deutschen Bucht war 1998 wesentlich flacher als der im Jahr 1997. Im Mai beider Jahre bildete sich eine Temperaturschichtung aus, die

bis August bzw. September andauerte. Der Salzgehalt zeigte in beiden Jahren große Variabilität, die durch die wechselnde Lage der Elbwasserfahne hervorgerufen wurde.

Das Oberflächenwasser der Nordsee war im August 1997 mit 17,6 °C um 2,6 °C zu warm und setzte damit einen neuen Wärme-Rekord seit 1971. Demzufolge fiel auch der Winter 1997/98 mit relativ hohen Werten auf, doch im Sommer 1998 war die Oberflächentemperatur wieder "normal". Auch die Bodenwassertemperaturen der offenen Nordsee lagen 1998 aufgrund des milden Winters 97/98 mit 8 bis 10 °C deutlich (~ 2°C) über dem langjährigen Mittel.

22 Nährstoffe

Die Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie Phosphat und Silikat sind Nährstoffe. Sie sind für das Pflanzenwachstum unverzichtbar. Ihre Konzentration im Wasser liegt im Winter natürlicherweise höher als während der Vegetationszeit. Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen in der Regel zu verstärktem Wachstum des Phytoplanktons (Eutrophierung) und damit zu großen Mengen an Biomasse, die nach dem Absterben und Absinken am Meeresboden durch Bakterientätigkeit unter Sauerstoffverbrauch abgebaut und mineralisiert wird. So kann ein Überangebot an Nährstoffen z. B. zu späteren Sauerstoffmangelsituationen im Tiefenwasser führen oder andere negative Eutrophierungserscheinungen verursachen.

Die Nährstoffkonzentrationen werden in der Nordsee intensiv beeinflusst von den Einträgen aus Elbe, Weser, Ems und Eider und dem jeweiligen Vermischungsgrad des Flusswassers mit dem Nordseewasser. Während das Wasser im Wattenmeerbereich durch hohe Turbulenzen gut durchmischt ist, treten in den Ästuarien vertikale Schichtungen auf: bodennah herrscht salzreiches Meerwasser vor, das von brackigem Flusswasser überschichtet ist. Die Nährstoffkonzentrationen nehmen von den Ästuaren zur offenen Nordsee allmählich ab. Weiterhin spielen biologische Prozesse und

Wechselwirkungen mit Schwebstoffen eine Rolle. Daher zeigen die Nährstoffkonzentrationen im Wasser einen ausgeprägten Jahresgang, wobei die Maximalwerte in der Regel im Winter – zur Zeit der geringsten biologischen Aktivität und dem größten Fortschritt der Remineralisationsprozesse – auftreten. Für zeitliche Trenduntersuchungen werden daher nur die winterlichen Nährstoffkonzentrationen herangezogen. Allerdings wurden im wattenmeernahen Küstengewässer maximale Phosphatgehalte schon im Herbst beobachtet. Dieser Effekt zeigte sich zuerst in den fünfziger Jahren im westlichen niederländischen Wattenmeer und setzte sich dann bis an das nordfriesische Wattenmeer fort.

Messprogramm

Alle Nährstoffbestimmungen erfolgten in der filtrierten Probe. Im schleswig-holsteinischen Küstengewässer wurden acht Stationen beprobt (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, LANU). Im Berichtszeitraum wurden insgesamt 61 Beprobungen durchgeführt. Im Jahr 1997 konnte die Februarfahrt wegen Eisgangs nicht vollständig durchgeführt werden. Im Rahmen der Untersuchungen des Algenfrüherkennungssystems (AlgFES) werden jährlich im Zeitraum zwischen Mitte Mai und Mitte Oktober 12 bis 15

Hubschrauberflüge durchgeführt und an neun Stationen Proben entnommen, in denen neben Phytoplanktonuntersuchungen auch Nährstoffe bestimmt werden.

Das niedersächsische Küstengewässer wurde an der Station "Norderney" einmal wöchentlich bei Hochwasser untersucht (NLÖ, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie). Auch hier werden zur Trendbetrachtung die winterlichen Nährsalzkonzentrationen (November bis Februar) auf einen Salzgehalt von 30 normiert. Für 1997 liegen nur 43 (statt 52) Datensätze vor, da die erste Beprobung aufgrund von Eisgang erst Ende Februar durchgeführt werden konnte.

In der Ems erfolgte mit Ausnahme der Monate Januar und November sowie des August 1997 eine monatliche Untersuchung von Einzelproben an acht Stationen.

In der Weser wurden die Nährstoffe in 14-Tages-Mischproben bestimmt. Bis auf Gesamt-Phosphor wurden alle Untersuchungen in der filtrierten Probe vorgenommen.

Die Untersuchungen in der Deutschen Bucht (BSH) wurden im Februar des jeweiligen Jahres durchgeführt. Um die Mischungsdynamik dieser Zone zwischen Fluss- und Meerwasser zu berücksichtigen, wurden auch hier die

Nährstoffkonzentrationen auf vorgegebene Salzgehalte normiert (Körner und Weichert, 1991).

Schleswig-holsteinisches Küstengewässer

Das schleswig-holsteinische Küstengewässer unterliegt zwischen der Elbmündung und der Halbinsel Eiderstedt im Wesentlichen den Einwirkungen der Süßwasserabflüsse von Elbe und Eider. Im Eider-Ästuar werden im Vergleich zu den küstenferneren Gebieten bzw. zum nord-friesischen Wattenmeer deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen gemessen. Der mittlere Salzgehalt des schleswig-holsteinschen Küstengewässers liegt bei 29,2, die Nährstoffkonzentrationen werden daher auf einen Salzgehalt von 30 normiert. Der Jahresgang der Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen vor der südlichen schleswig-holsteinischen Küste (Station „Süderpiep“) zeigt die Abnahme der Konzentrationen im Frühjahr, das sommerliche Minimum und die Zunahme im Herbst bis zum winterlichen Maximum (Abb. 6). Diese von der Elbfahne beeinflusste Station zeigt im Herbst und Winter deutlich höhere Stickstoffkonzentrationen als die Station nördlich von Sylt. Während des Sommers liegen die Nitratgehalte im "Lister Tief" im Bereich bzw. unter der Bestimmungsgrenze, bei "Süderpiep" dagegen bei 0,2 mg/l N.

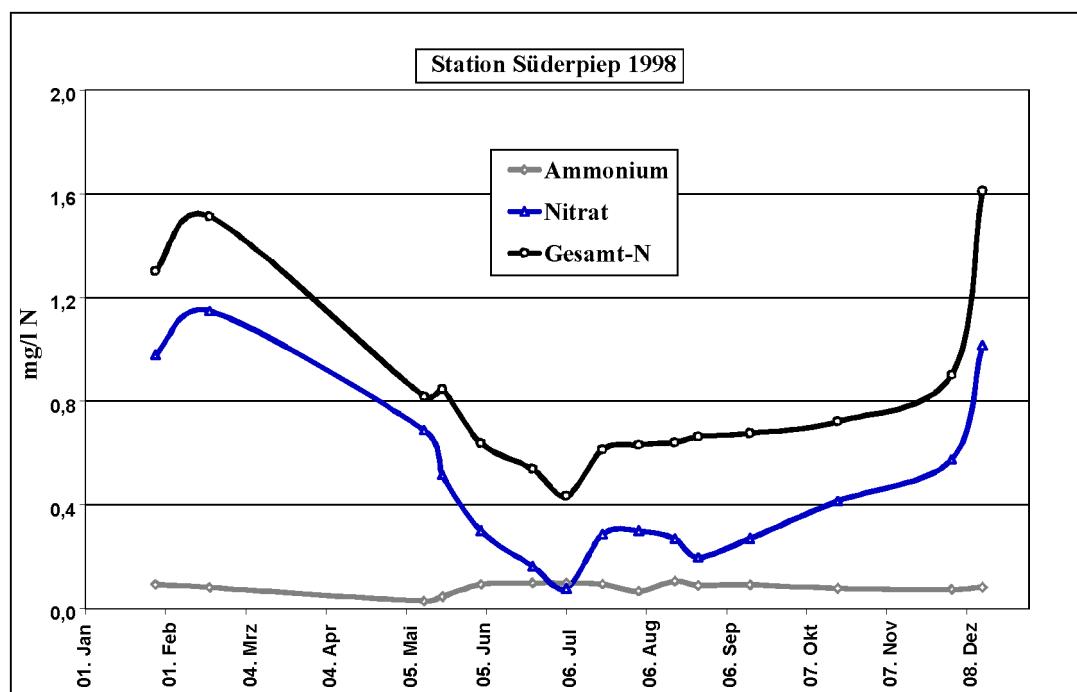


Abb. 6: Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen an der Station "Süderpiep" im Jahresverlauf 1998

Die Ammonium-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,075 und 0,28 mg/l N, (Median: 0,11 mg/l N bzw. 7,9 µmol/l NH₄). Im Eider-Ästuar waren die Konzentrationen etwa doppelt so hoch wie in den küstenferneren Gebieten.

Die Nitrat-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,50 und maximal 1,4 mg/l N (Median: 0,70 mg/l N, bzw. 50 µmol/l NO₃). Die Gesamtstickstoff-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,9 und maximal 2,4 mg/l N (Median: 1,3 mg/l N bzw. 92 µmol/l N). Die höchsten Konzentrationen wurden wiederum im Eiderästuar gemessen.

Trend

Die Ammonium-, Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen lagen im Berichtszeit-

raum in der gleichen Größenordnung wie im Zeitraum von 1994 bis 1996. Auch für den Zeitraum von 1988 bis 1998 ist kein Trend erkennbar, die salzgehaltnormalisierten Nitratgehalte variierten zwischen 0,48 und 0,85 mg/l N (Abb. 7).

Für die Größenordnung der Nährstoffeinträge über die Flüsse sind im Wesentlichen die Abflussmengen entscheidend. Die jährlichen Stickstofffrachten aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet sind in Abb. 8 dargestellt. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss. Ein Vergleich der Jahresabflussmengen zeigt, dass 1997 ein ausgesprochen trockenes, 1998 dagegen ein regenreiches Jahr war. Entsprechend unterschiedlich hoch sind auch die Stickstoffeinträge der beiden Jahre.

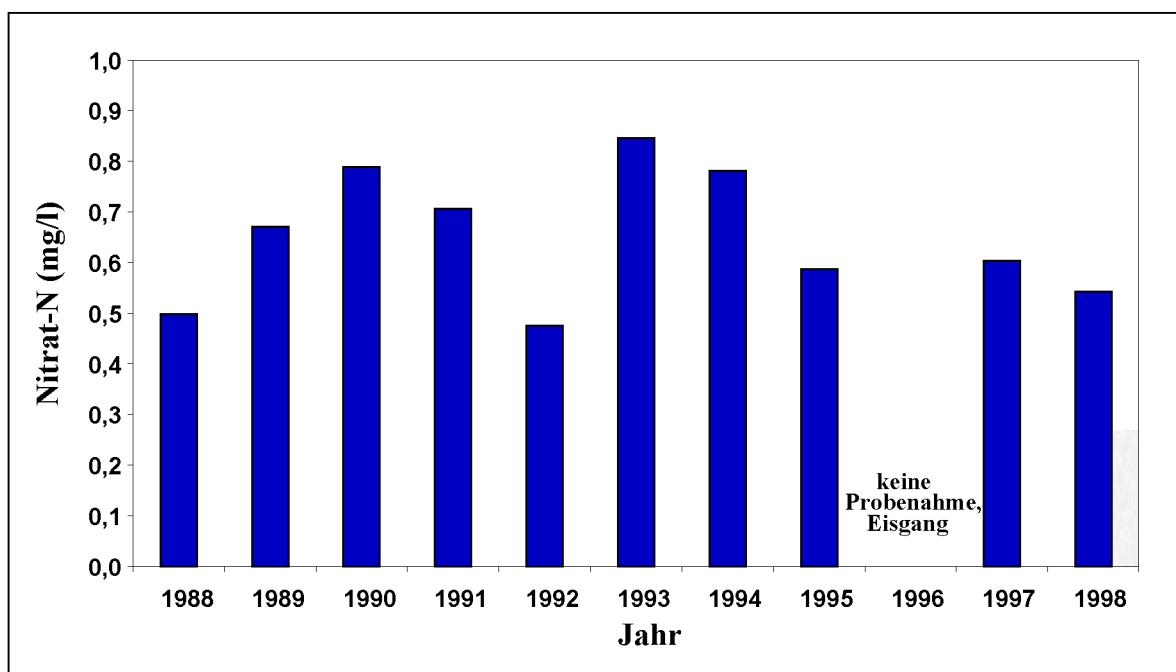


Abb. 7: Salzgehaltnormierte Nitrat-Winterkonzentrationen (auf 30°) im schleswig-holsteinischen Küstengewässer von 1988 bis 1998

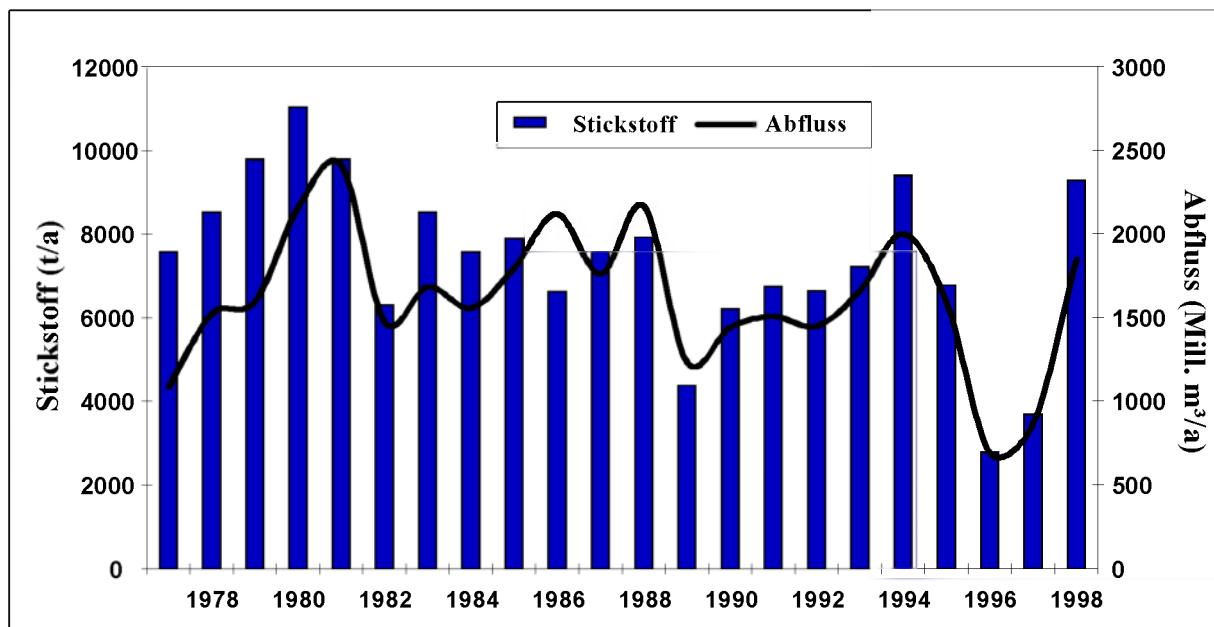


Abb. 8: Stickstofffrachten und Jahresabflusssummen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet im Zeitraum 1977 - 1998

Phosphor liegt im Meer sowohl als gelöstes ortho-Phosphat als auch in organisch gebundener Form vor. Je höher der Vermischungsgrad mit dem Nordseewasser ist, desto niedriger sind die Konzentrationen, allerdings besteht keine so ausgeprägte Korrelation mit dem Salzgehalt, wie beim Nitrat. Der Jahresverlauf der Phosphatkonzentrationen an der südlichen schleswig-holsteinischen Küste (Station "Süderpiep", mit Elbe-Einfluss) ist in Abb. 9 dargestellt. Während die Phosphatkonzentrationen im Jan-

ar/Februar maximale Werte von rd. 0,07 mg/l P (2,2 µMol/l) zeigen, die dann zum Frühjahr hin abnehmen, erfolgt bereits ab Mitte Mai wieder ein Anstieg und von August bis Dezember liegt die Phosphatkonzentration nahezu gleichbleibend zwischen 0,07 und 0,06 mg/l P. Im Lister Tief sind die Phosphor-Winterkonzentrationen dagegen mit 0,05 mg/l P (1,6 µMol/l) niedriger, der Anstieg erfolgt hier erst ab September von 0,02 mg/l P (0,64 µMol/l) bis auf 0,06 mg/l P (1,9 µMol/l) im Dezember.

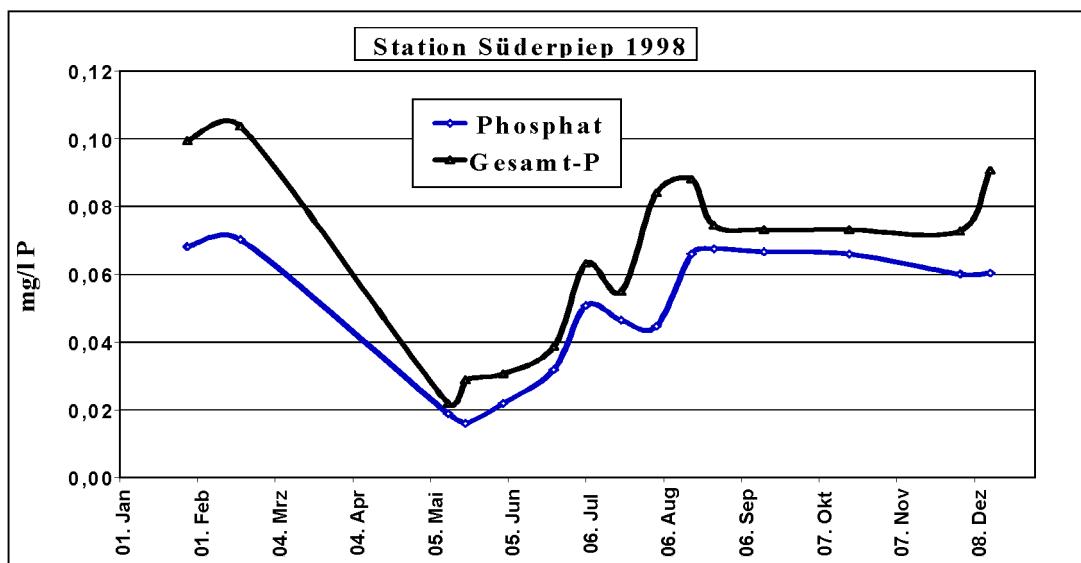


Abb. 9: Phosphat- und Gesamtphosphorkonzentrationen für 1998 an der Station "Süderpiep" im Jahresverlauf 1998

Die Phosphat-Winterkonzentrationen variierten im Berichtszeitraum zwischen 0,044 und maximal 0,091 mg/l P (Median: 0,062 mg/l P bzw. 4,4 µmol/l PO₄). Auch die jährlichen salzgehaltsgenormierten Phosphat-Winterkonzentrationen lassen im Zeitraum von 1988 bis 1998 keinen eindeutigen Trend erkennen. Zwischen 1992 und 1998 sind nur geringe Unterschiede erkennbar, deutlich höhere Konzentrationen wurden dagegen in den Jahren 1988, 1989 und 1991 gemessen (Abb. 10). Die Gesamtphosphor-Winterkonzentrationen variierten zwischen 0,07 und maximal 0,14 mg/l P (Median: 0,1 mg/l P bzw. 3,2 µmol/l PO₄). Die Konzentrationen liegen im Bereich der

Ergebnisse von 1994-96. Die jährlichen Phosphorfrachten und die Abflussmengen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet sind in Abb.10 dargestellt. Auch für Phosphor zeigt sich dabei bis Anfang der 90er Jahre eine deutliche Abhängigkeit vom Abfluss und entsprechend unterschiedlich hoch sind die Einträge in besonders nassen oder trockenen Jahren (vgl. 1998 mit 1996 oder 1997). Vergleicht man die Jahre 1984 und 1995 mit annähernd gleichen Abflüssen, so ist für 1995 eine Verringerung der Phosphorfracht um rund 25% erkennbar.

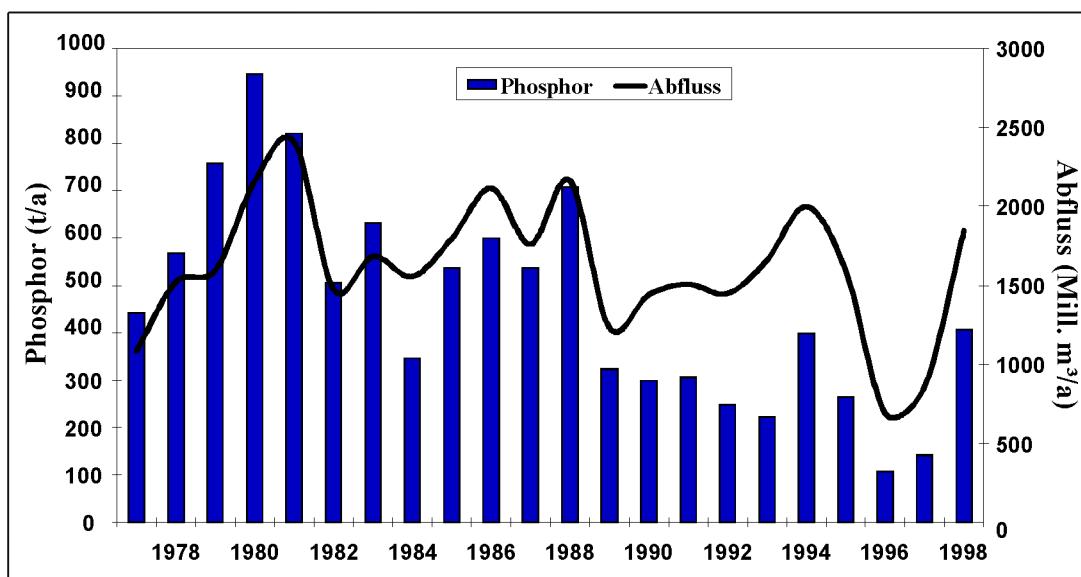


Abb. 10: Phosphorfrachten und Jahresabflusssummen aus dem schleswig-holsteinischen Nordsee-Einzugsgebiet im Zeitraum 1977 – 1998

Ems - , Weser - Mündung

Die Nährstoff-Konzentrationen der **Ems** werden in den Abbildungen 11 – 13 dargestellt. Werte von Ammonium- und Nitrat-Stickstoff sowie Gesamtphosphor von 1997/98 wurden mit den langjährigen Messreihen seit 1985 verglichen. Dargestellt sind jeweils die Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie die Mediane an den einzelnen Messstellen. Die seit 1995 neu hinzugenommene Station Em 2.3 wurde ebenfalls in die Grafiken mitaufge-

nommen, sie kann jedoch nicht für den Langzeitvergleich verwendet werden.

Die mittleren Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen (50-Perzentil) lagen im gesamten Ästuarbereich im Berichtszeitraum unter 0,1 mg/l N (7,1 µMol/l) und damit im Bereich der oder knapp unter den langjährigen Konzentrationen (Abb. 12). Die 90-Perzentil-Werte nahmen von 0,26 mg/l N (= 18,6 µMol/l) (inneres Ästuar auf 0,12 mg/l (= 8,6 µMol/l) im äußeren Ästuar ab. Die Maximalwerte blieben deutlich unter den langjährigen Werten.

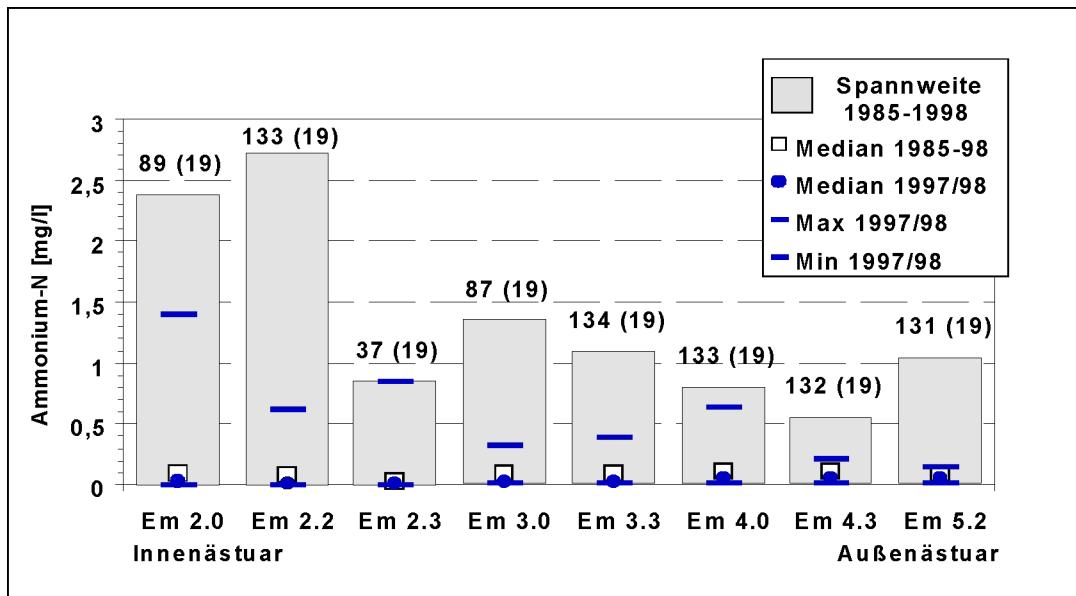


Abb.11: Vergleich der Ammonium-Stickstoff-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

Die mittleren Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen (50-Perzentil) zeigten 1997/98 eine deutliche Abnahme vom inneren ($4,5 \text{ mg/l}$, $= 321 \mu\text{Mol/l}$) zum äußeren Ästuar ($0,3 \text{ mg/l}$). Die Maximalwerte zeigten nur an den inneren

Messstellen deutlich niedrigere Konzentrationen als in den Jahren davor, dagegen waren die Maximalkonzentrationen im mittleren Ästuarbereich die höchsten der langjährigen Datenreihe (Abb. 13).

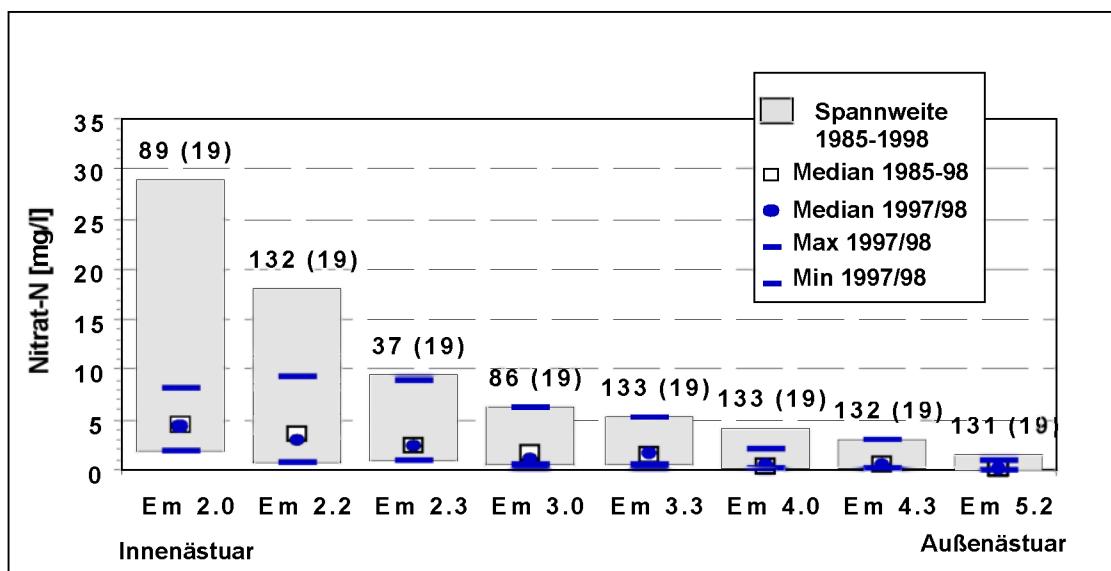


Abb.12: Vergleich der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

Die mittleren Gesamtphosphor-Konzentrationen (50-Perzentil) zeigen ebenfalls eine Abnahme vom inneren ($1,1 \text{ mg/l}$, $= 35 \mu\text{Mol/l}$) zum äußeren Ästuar ($0,2 \text{ mg/l}$, $= 6,5 \mu\text{Mol/l}$).

An den inneren Messstellen fanden sich im Berichtszeitraum höhere Medianwerte als in der Langzeitsdatenreihe (Abb. 14). Da im Gesamtphosphorgehalt auch der feststoffgebun-

dene Anteil enthalten ist, kann dies mit der Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen im

inneren Ems-Ästuar zusammenhängen.

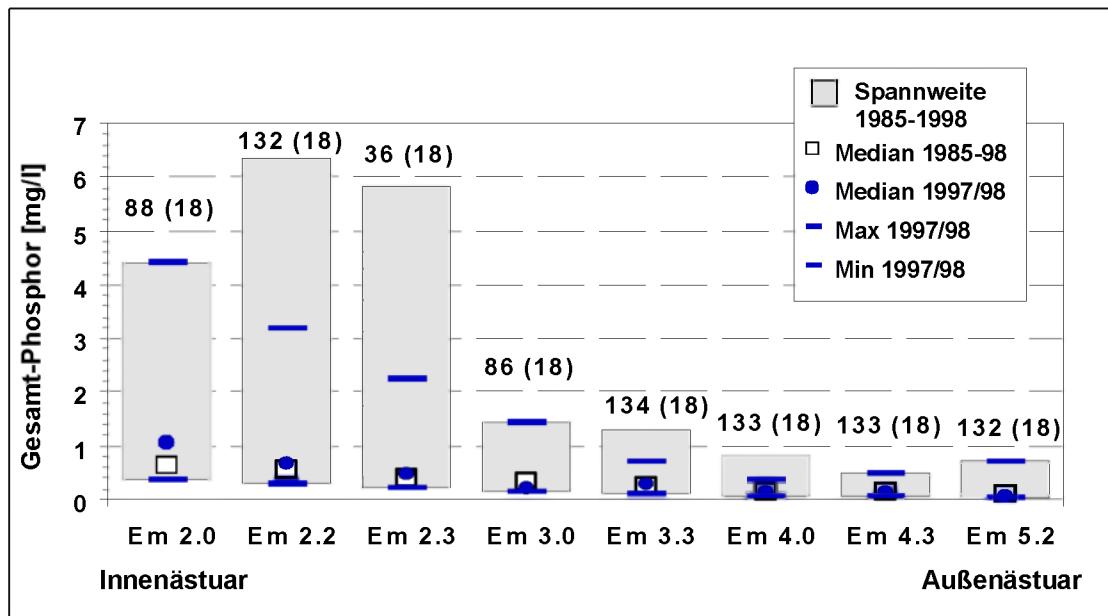


Abb.13: Vergleich der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen im Ems-Ästuar von 1997/98 mit Daten seit 1985 (Die Zahlen über den Spannweitenbalken geben die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Datensätze an, für den Zeitraum 97/98 steht sie in Klammern.)

In der **Weser** nahm die Ammoniumkonzentration im Berichtszeitraum an den drei Messstellen etwas ab. Die Gehalte lagen 1998 in Hemelingen und Bremerhaven deutlich unter 0,3 mg/l (90-Perzentil) und in der Trübungszone im Bereich von Brake bei 0,3 mg/l. 1997 wur-

den etwas höhere Konzentrationen über 0,3 mg/l (90-Perzentil) gemessen. In beiden Jahren wurden gleich hohe Nitratkonzentrationen gemessen: 1998 an den genannten Messstellen zwischen 5 und 6 mg/l (90-Perzentil), während sie 1997 nahe bei 6 mg/l lagen (Abb. 14).

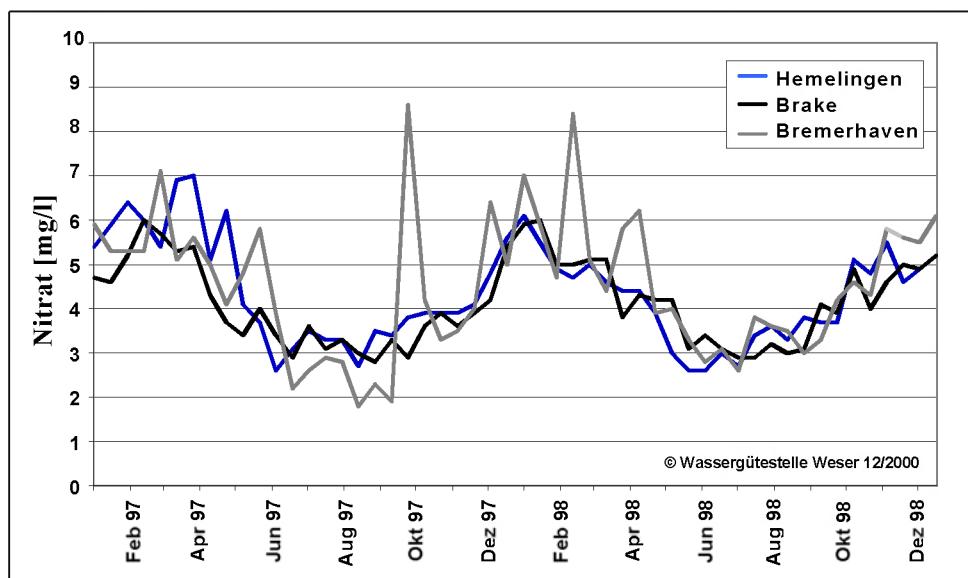


Abb.14: Nitrat-Konzentrationen in der Weser bei Hemelingen, Brake und Bremerhaven von Januar 1997 bis Dezember 1998

Die Gesamtphosphor-Konzentration lag in der Unterweser wegen der hohen Schwebstoffgehalte in der Größenordnung zwischen 0,3 und 1,4 mg/l. Hier war in den Jahren 1997/98 keine Änderung festzustellen. Die Schwankungen an der Messstelle Bremerhaven werden vermutlich durch die besondere Lage im Außenwe-

serbereich mit deutlichem Einfluss von Brackwasser und Schwebstoffen hervorgerufen (Abb. 15).

Für die Elbe wurden bis zum Zeitpunkt der Berichterstellung keine Ergebnisse über Nährstoffuntersuchungen mitgeteilt.

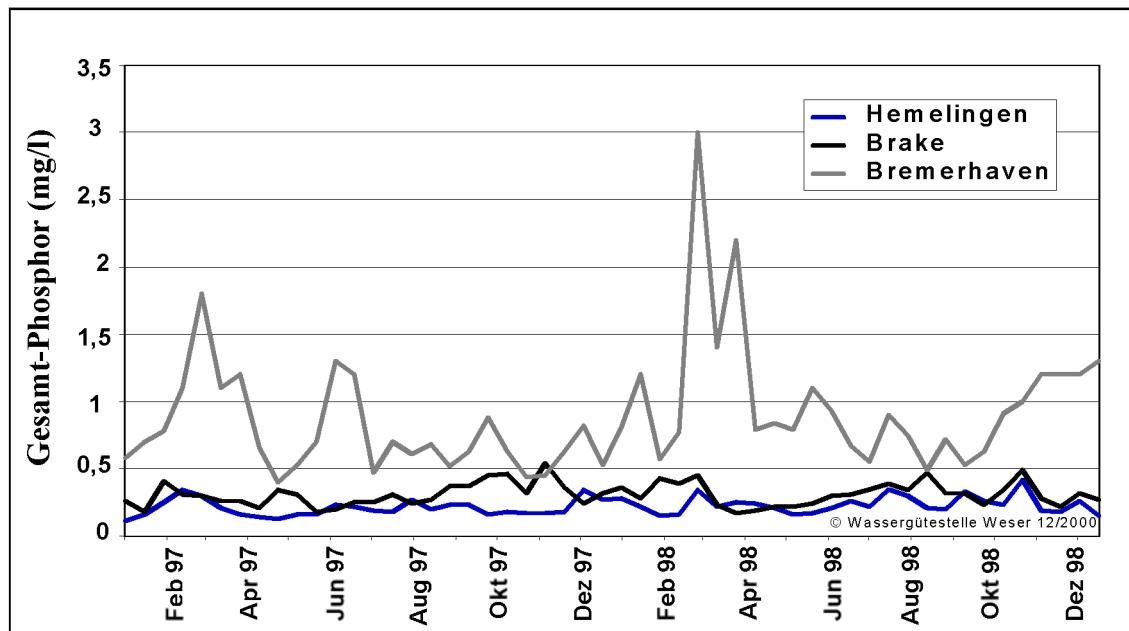


Abb. 15: Jahresgang des Gesamtphosphors in der Weser bei Hemelingen, Brake und Bremerhaven 1997 und 1998

Niedersächsisches Küstengewässer

Die Nährstoffgehalte im ostfriesischen Küstengewässer werden im Wesentlichen durch die Einträge aus Ems und Weser bestimmt. In diesem Bericht wird die Station vor Norderney exemplarisch für die niedersächsische Küste betrachtet, da Ergebnisse zu anderen Messstationen zur Zeit der Berichterstellung nicht mitgeteilt wurden. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Konzentrationen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor im Jahresverlauf für 1998 dargestellt. Deutlich ist Ab-

nahme des Stickstoffs im Frühjahr aufgrund des Verbrauchs durch die Pflanzen und das sommerliche Stickstoff-Minimum auszumachen (Abb. 16). Die Werte lagen in der filtrierten Probe im Januar/Februar 1998 zwischen 30 und 50 µmol/l.

Anders verläuft die Ganglinie beim Phosphor: im Gegensatz zum Stickstoff führt beim Phosphor die hohe Remineralisation im Wattboden zu einem Phosphat-Maximum im Spätsommer/Herbst (Abb. 17).

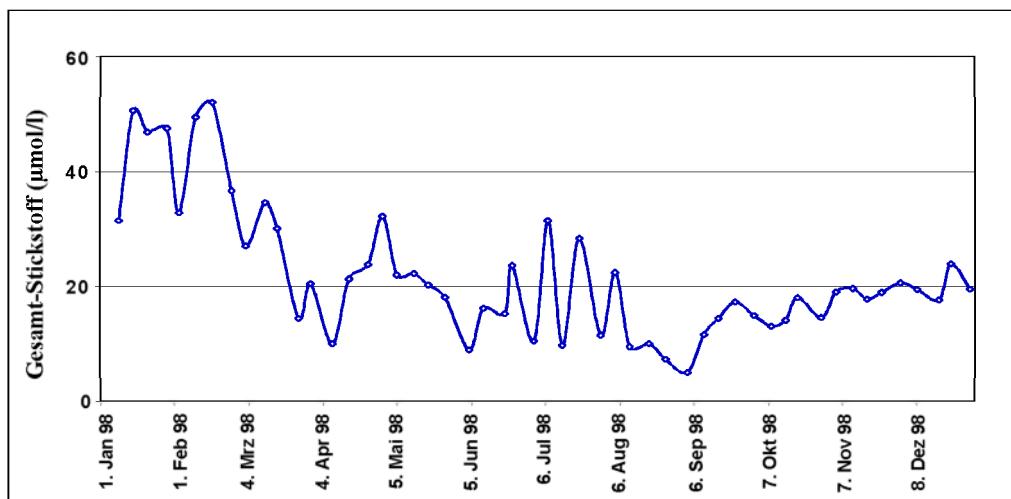


Abb. 16: Ganglinie des Gesamtstickstoffs für 1998 an der Station Norderney

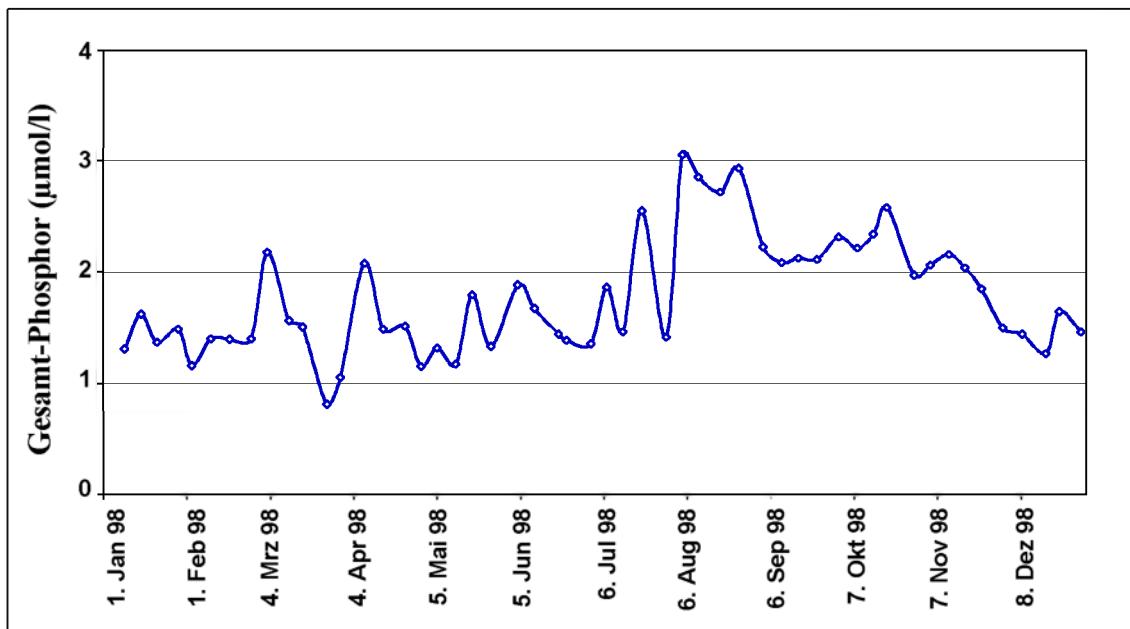


Abb. 17: Ganglinie des Gesamtphosphors für 1998 an der Station Norderney

Trend

Der Vergleich der normierten Winterwerte zeigt eindeutig, dass der Phosphatgehalt und der Gehalt an gelöstem anorganischen Stickstoff (Summe von Ammonium, Nitrit, Nitrat) in den 90er Jahren niedriger lag als in den 80er Jahren. Dies wird auch für die Jahre 1997 und 1998 bestätigt.

Deutsche Bucht

In der Deutschen Bucht ist die mittlere Phosphatkonzentration seit Aufnahme des regelmä-

ßigen Monitorings im Jahr 1978 von $1,27 \pm 0,13 \mu\text{mol/l}$ unter Schwankungen von Jahr zu Jahr bis auf $0,79 \pm 0,14 \mu\text{mol/l}$ im Jahr 1998 abgesunken. Damit liegt sie noch 25% über der Konzentration aus dem Jahr 1936 mit $0,53 \pm 0,13 \mu\text{mol/l}$. Es konnte gezeigt werden, dass die im Jahre 1936 gewonnenen Daten mit den heutigen Daten vergleichbar sind (Weichert, 1990). Die Daten des Jahres 1936 können weitgehend als Konzentration mit einem Zustand der Küstengewässer angesehen werden, als die Landwirtschaft noch ohne intensive Viehhaltung und mit geringem Einsatz an Mineraldünger betrieben wurde. Allerdings fehl-

ten damals Klärwerke, so dass kommunale Abwässer mit ihrer gesamten Nährstofffracht in die Flüsse geleitet wurden. Die heutigen Phosphat-Werte liegen bei $1,16 \pm 0,15 \mu\text{mol/l}$ für 1997 und $1,23 \pm 0,20 \mu\text{mol/l}$ für 1998. Im Jahre 1978 lag die salzgehaltsnormierte Phosphatkonzentration noch bei $2,4 \pm 0,5 \mu\text{mol/l}$ und war damit etwa viermal so hoch wie 1936 mit $0,56 \pm 0,14 \mu\text{mol/l}$. Die Silikatkonzentration von 1998 mit $10,9 \pm 5,0 \mu\text{mol/l}$ unterscheidet sich nicht signifikant von der des Jahres 1936 mit $10,0 \pm 2,8 \mu\text{mol/l}$. Die Konzentration des gebundenen Stickstoffs lag 1998 bei $19,9 \pm 6,2 \mu\text{mol/l}$. Hier fehlen Bezugsdaten, die zeitlich weit genug zurückreichen und heutigen Ansprüchen nach Zuverlässigkeit genügen.

Zusammenfassung

Die Einträge der Nährstoffe in die Gewässer der deutschen Nordseeküste erfolgen in erster Linie durch die Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider. Da die Nährstofffrachten von den Abflussmengen abhängig sind, waren auch die

Einträge von 1997 und 1998 entsprechend unterschiedlich. 1997 gab es niedrige und 1998 dagegen hohe Einträge. Die Nährstoffkonzentrationen zeigen im Küstenbereich eine deutlich Abhängigkeit vom Salzgehalt, das heißt vom Vermischungsgrad des Flusswassers mit dem Nordseewasser. So nehmen die Gehalte von den Flussmündungen hin zur offenen Deutschen Bucht ab. Im südlichen Teil des schleswig-holsteinischen Küstengewässers ist die Nährstoffbelastung durch die Eider und die Elbe erkennbar.

Langfristig betrachtet ist die Phosphatkonzentration in der Deutschen Bucht in den letzten Jahren stark zurückgegangen. Für den gebundenen Stickstoff fehlen entsprechende alte Vergleichsdaten. Erkennbar ist nur, dass die in den neunziger Jahren gemessenen Konzentrationen etwas niedriger sind als in den achtziger Jahren.

23 Anorganische Schadstoffe

Alle Spurenmetalle kommen natürlich in der Umwelt vor und viele sind teilweise als essenzielle Spurenstoffe unentbehrlich für die Existenz von Pflanzen und Tieren (Förstner & Wittmann, 1979; Kieffer, 1984; KERSTEN et al. 1988). Heute sind jedoch anthropogene Aktivitäten die Hauptquelle für viele Spurenmetalle in der Umwelt, so dass die natürlichen Konzentrationen, die sogenannte Hintergrundbelastung (SCHMIDT 1995), deutlich überschritten werden. Im Rahmen des BLMP werden eine Reihe von Schwermetallen (sog. anorganische Schadstoffe) im Wasser, im Sediment und in Meerestieren (Biota) bestimmt, wovon im Folgenden aber nur die Ergebnisse von Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink dargestellt werden.

Messprogramm

Meerwasser

Die Spurenmetalle im Wasser wurden nur für Quecksilber von allen Laboren auf die gleiche Art und Weise bestimmt. Die stark unter-

schiedlichen Schwebstoffgehalte des Wassers führten zu verschiedenen methodischen Verfahren (SCHMIDT 1997). Cadmium, Blei, Kupfer und Zink wurden teils aus filtrierten, teils aus unfiltrierten Gesamtproben bestimmt. Daraus sind diese Werte nicht direkt vergleichbar. Für die Berechnung des Medians wurde die halbe Bestimmungsgrenze als Wert eingesetzt, wenn der Messwert unterhalb der Bestimmungsgrenze lag.

Sediment

Für die Darstellung der Spurenmetalle im Sediment wurden die Daten aller messenden Institutionen einheitlich ausgewertet. Zur überregionalen Vergleichbarkeit der Spurenmetalle im Sediment werden hier nur die Ergebnisse aus der Feinkornfraktion ($<20\mu\text{m}$) behandelt. Der Feinkornanteil der im Berichtszeitraum untersuchten Sedimente variiert zwischen 0,1% und 72%. Die in der Tabelle 1 vorgenommene Gebietseinteilung wird auch für die Spurenmetalle beibehalten. Dabei wurden

nachfolgend angegebene Stationen zusammengefasst:

Weser I: Stationen Hemelingen, Brake und Bremerhaven

Weser II: Stationen Jadebusen, Hoher Weg und Tettens

Niedersächsische Küste: Alle Stationen des NLÖ bis auf die unter Weser,II genannten Stationen

Elbe I: Die Stationen von Glückstadt bis zum Müggendorfer Watt

Elbe II: Alle Stationen der ARGE-E bis auf die unter Elbe,I genannten Stationen

Schleswig-Holsteinisches Watt: Alle Stationen des LANU

Offene Nordsee, I: Die Stationen aus dem östlichen Teil des Schlickgebiets der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS)

Offene Nordsee, II: Das sandige Küstenvorfeld der Deutschen Bucht mit den Stationen ES (vor der Ems), Ti (das ehemalige Einbringsungsgebiet für Dünnsäure nordwestlich Helgolands) bis zu den Stationen L (vor Sylt)

Offene Nordsee, III: Die schlickigen Feinsande im äußeren Teil des ertrunkenen Elbe-Urstromtals, (Stationen WB)

Offene Nordsee, IV: Die Sande auf dem nördlichen Ausläufer der Dogger im Entenschnabel (Stationen UE67 bis UE70)

Die Lage der Stationen kann der Beschreibung des Messprogramms entnommen werden.

Tab.1: Feinkornanteil der untersuchten Sedimente (%). N bedeutet die Anzahl der vorliegenden Werte.

Gebiet, Labor	N	Minimum	Median	Maximum
<i>Weser</i>				
Weser, I, ARGE-Weser				
Weser, II, NLOE	7	14	55	69
Niedersächsische Küste, NLOE	26	0,9	24	69
<i>Elbe</i>				
Elbe, I, ARGE-Elbe	8	9,9	23	56
Elbe, II, ARGE-Elbe	8	3,2	12	31
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	1,4	2,2	13
<i>Offene Nordsee</i>				
Offene Nordsee, I, BSH	13	5,7	19	72
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,1	1,1	37
Offene Nordsee, III, BSH	16	3,6	15	41
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,3	0,5	2,7

Biota

Spurenmetalle in Biota wurden in Miesmuscheln (Nordfriesische Küste: Sylt-Römö-Watt, Ostfriesische Küste, Umweltdatenbank (UPB) und NLÖ), in Eiern von Silbermöwen (Nordfriesische Küste: Trischen, Ostfriesische Küste: Mellum, UPB), Austernfischern (*Hematopus ostralegus*) und Flussseeschwalben (*Sterna hirundo*) bestimmt (Ostfriesische Küste und Elbeästuar, Institut für Vogelforschung, "Vogelwarte Helgoland" in Wilhelms-

haven). Im Ei-Inhalt von 10 zufällig ausgewählten Eiern wurde jeweils der Gesamtquecksilbergehalt (anorganisches und organisch gebundenes Hg) bestimmt. Weiterhin wurden Fische auf Schwermetalle untersucht. Dabei handelte es sich um Aalmuttern (Nordfriesische Küste: Meldorf-Bucht, Ostfriesische Küste: Varel-Mellum-Transek, UPB), Flundern (Weserästuar und Ostfriesische Küste, NLÖ) und um Schollen aus der Deutschen Bucht (BFA-Fi).

231 Quecksilber

Quecksilber zählt zu den giftigsten Umweltgiften und findet daher aus ökotoxikologischer Sicht besonderes Interesse (Schmidt, 1992). Aus der Atmosphäre wird es in elementarer und in reaktiver Form durch Niederschläge in das Meer eingetragen. Haupteintragsquelle für die Nordsee sind jedoch die Flüsse (Schmidt et al. 1986, Schmidt 1990).

Quecksilber wird in der Industrie vor allem bei der Chloralkali-Elektrolyse, in der chemischen, holz- und metallverarbeitenden Industrie eingesetzt. Im Wasser und im Sediment entstehen durch mikrobielle Reaktionen Methylquecksilberverbindungen, die von biologischen Systemen leicht aufgenommen und angereichert werden.

Das im Wasser vorhandene Quecksilber wird vom Phytoplankton aufgenommen und unabhängig von der Bindungsform angereichert (Anreicherungsfaktor $> 3 \times 10^5$). Beim Durchlaufen der Nahrungskette vom Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu Fischen und Vögeln erhöht sich jedoch der Anteil des Monomethylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 % (Hill et al., 1996; Mason et al., 1995; Mason et al., 1996; Suedel et al., 1994).

Trotz seines lipophilen Charakters reichert es sich nicht wie manche organische Schadstoffe im Fettgewebe, sondern im Eiweiß der Muskeln und der inneren Organe an. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ des Monomethylquecksilbers (Von Burg & Greenwood, 1991; Bloom, 1992). Beim Menschen findet man die höchste Anreicherung in der Niere, dann folgen Leber, Milz und Gehirn (Greenwood & Von Burg, 1984). Durch Aufnahme von Quecksilber wird die Immunabwehr bei Mensch und Tieren verringert. Durch Quecksilber werden eine ganze Reihe von Krankheitssymptomen hervorgerufen, wobei die meisten neurologische Beeinträchtigungen hervorrufen. Schwere Quecksilbervergiftungen führen zum Tode, wofür der tragische Fall 1953 in der Minimata-Bucht in Japan ein Beispiel ist. Die Trinkwasserverord-

nung erlaubt derzeit einen Grenzwert von 1 µg/l.

Meerwasser

Da unfiltrierte Wasserproben in den Flüssen und Ästuaren untersucht wurden, ist eine vergleichbare Bewertung in den Flussmündungen nicht möglich. Die gemessene Quecksilberkonzentration wird hauptsächlich durch die Schwebstoffkonzentration bestimmt.

Deutsche Bucht

Die Verteilung des Quecksilbers in der Deutschen Bucht zeigte 1997/98, wie schon in früheren Jahren, hohe regionale Unterschiede (Tab. 2 und Abb. 18). Im Wasser der zentralen Nordsee (Stationen 2, 102, 4) waren die Gehalte sehr niedrig. Nur wenig höher lagen sie im Bereich des kontinentalen Küstenwassers vor der ostfriesischen Küste (Stationen 31, 32, 36), sowie westlich von Sylt (Stationen 7, 107). In der mittleren Deutschen Bucht (Stationen 11, 18, 26, 28, 19), wo sich das Elbwasser vermischt, fanden sich etwas höhere Werte von 1,2-1,8 ng/l. Dagegen weist das äußere Ästuar der Elbe (Stationen 42, 30, 29) und die "Elbwasserfahne" (Stationen 20, 9, 8) mit 7,7 ng/l höhere Quecksilberwerte auf, was jedoch auch auf die höhere Schwebstoffbelastung zurückgeführt werden kann.

Trend

Um Aussagen zur Langzeitentwicklung machen zu können, wurden umfangreiche Datensätze der letzten 20-25 Jahre aus einem gut untersuchten Gebiet der Deutschen Bucht westlich von Helgoland ausgewertet. Die Quecksilbergehalte zeigten von 1980 bis 1989 recht hohe Werte und auch große Varianz. Seit 1989 hingegen liegen die Werte für das Gesamtgebiet recht gleichmäßig mit schwach abnehmendem Trend bei einer Konzentration von etwa 1 ng/l. Ursache für dieses auffällige Verhalten ist der extrem hohe Eintrag des Quecksilbers durch die Elbe, der bis zur Wiedervereinigung Deutschlands überwiegend durch die Abwässer aus der Industrie der DDR verursacht wurde.

Tab.2: Quecksilberkonzentrationen (ng/l) in den Jahren 1997/984.

Aufgrund der Tatsache, dass fast nur unfiltrierte Proben analysiert wurden, sind die Daten nur schwer miteinander vergleichbar. Sie lässt sich daher nicht als Grundlage für eine Bewertung der Situation in den genannten Flussbereichen und Ästuaren heranziehen. Die erreichte Bestimmungsgrenze bei Hemelingen von 0,2 µg/l ist dem Problem nicht angemessen und lässt keine Bewertung der Daten zu.

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
Ems			
Außenems (NLÖ)	13	22	130
Weser			
Hemelingen (ARGE Weser)	<200	-	310
Außenweser (NLÖ)	<5	11	20
Elbe			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe)	1,3	4,75	18
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe)	2,1	16	18
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe)	19	37	68
Außenelbe (NLÖ)	5	14	24
Ostfriesische Küste			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	14	28	100
Jade (NLÖ)	5	12	33
Wurster Watt (NLÖ)	19	27	40
Nordfriesische Küste (LANU)	6	13	32
Deutsche Bucht			
Südlich Helgoland (NLÖ)	<5	7	13
Mischungsbereich Elbe (BSH)	2,0	7,7	40,8
Abstrombereich der Elbe (BSH)	0,4	1,8	20,2
Übergangswasser D Bucht (BSH)	0,3	1,2	5,9
Einstrombereich Kanal (BSH)	0,4	1,4	4,4
Zentrale Nordsee (BSH)	0,2	0,5	6,1

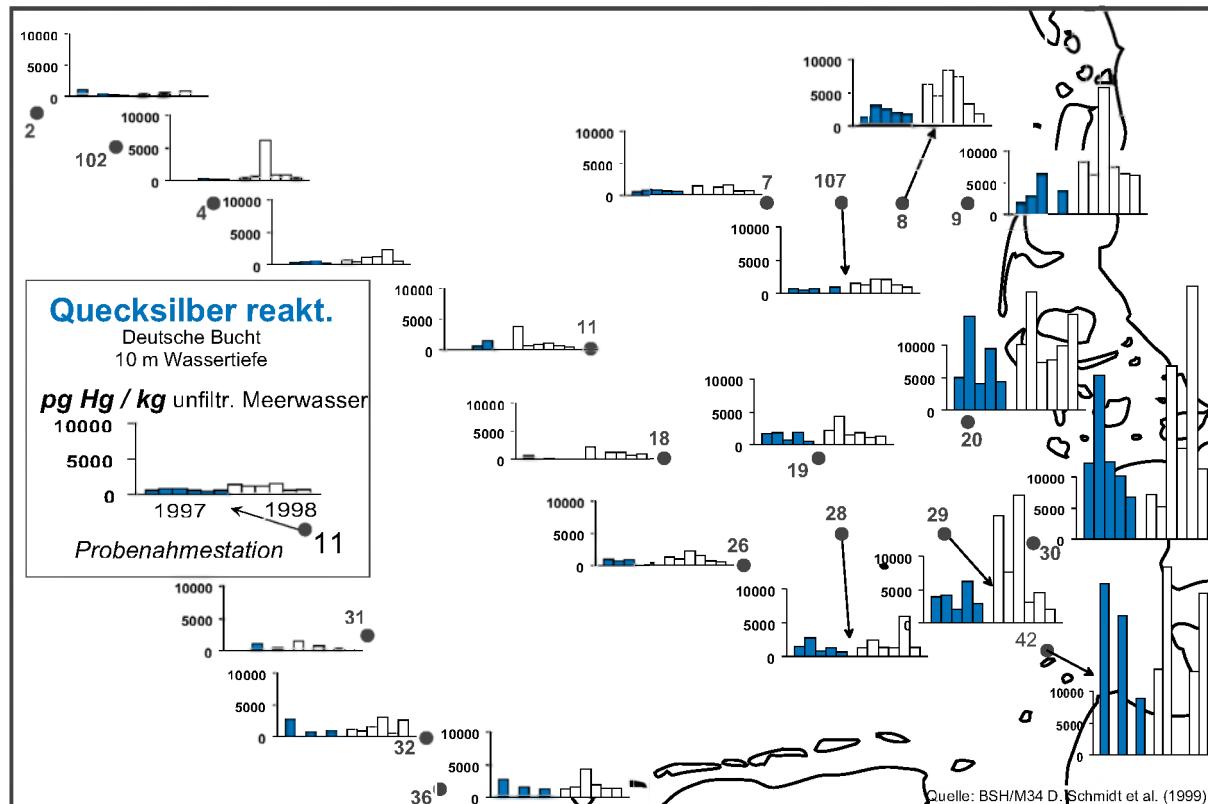


Abb. 18: Verteilung des reaktiven Quecksilbers in der Deutschen Bucht 97/98

Sediment

Die Bewertung der Spurenmetalle erfolgt durch den Vergleich mit geogener Hintergrundbelastung.

Nach Messungen des BSH liegt der Quecksilbergehalt in der Feinkornfraktion tieferer Sedimentschichten in Kernen aus der Deutschen Bucht zwischen 0,02 und 0,04 mg/kg.

Die Tabelle 3 zeigt die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte. Die Konzentrationen liegen in allen Teilgebieten noch deutlich über den Hintergrundwerten. Selbst für das küstenfernste Teilgebiet, offene „Nordsee, IV“, wurden noch Werte zwischen 0,08 und 0,12 mg/kg ermittelt. In den Watten und im Gebiet „Offene Nordsee, I“ sind die Gehalte um den Faktor 10

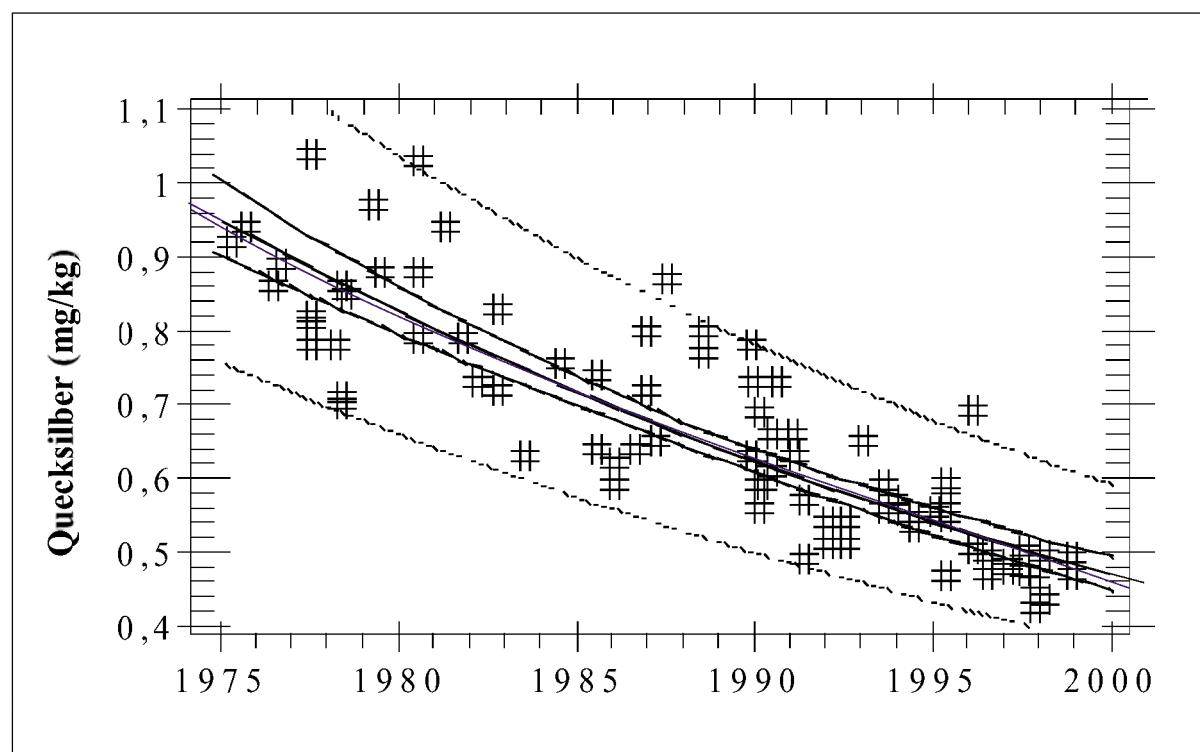
bis 20 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht. Der höchste Wert von 1,5 mg/kg wurde in der Elbe bei Glückstadt gefunden. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins unterscheiden sich kaum noch.

Trend

Zum Aufzeigen von Langzeitentwicklungen wurden Daten aus dem Ostteil des Schlickgebiets der inneren Deutschen Bucht (Gebiet „Offene Nordsee, I“), das schon seit 1975 beprobt wird, dargestellt. Hier, und auch in allen anderen Teilgebieten des Festlandsockels, haben die Gehalte von Quecksilber abgenommen

Tab. 3: Quecksilbergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	N	Minimum	Median	Maximum
Weser				
Weser, I, ARGEW	11	0,23	0,4	0,53
Weser, II, NLOE	7	0,23	0,34	0,42
Niedersächsische Küste, NLOE	25	0,27	0,35	0,51
Elbe				
Elbe, I, ARGEE	8	0,56	0,8	1,5
Elbe, II, ARGEE	8	0,27	0,39	0,52
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	0,28	0,41	0,46
Offene Nordsee				
Offene Nordsee, I, BSH	13	0,36	0,48	0,50
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,18	0,34	0,46
Offene Nordsee, III, BSH	16	0,15	0,19	0,21
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,08	0,09	0,12

**Abb. 19:** Quecksilber in der Feinkornfraktion von Sedimenten in der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee", 95%-Vertrauensbereich und Vorhersagebereich wurden mit eingezeichnet)

Biota

Zur Bewertung der Quecksilberbelastung in Biota wurden Miesmuscheln, Fische und Eier von Seevögeln (Silbermöwen, Austernfischer und Seeschwalben) aus verschiedenen Küstenbereichen auf ihre Quecksilber-Gehalte untersucht.

Miesmuscheln

Die Gehalte in Miesmuscheln der nord- und ostfriesischen Küste lagen im Mittel zwischen 20 und 29 µg/kg Frischgewicht (Tab. 4). Die Gehalte sind wesentlich niedriger als jene in Fischen und Seevogeleiern, da sich die Muscheln direkt vom Phytoplankton ernähren und damit am Anfang der Nahrungskette stehen.

Tab. 4: Quecksilber-Gehalte in Miesmuscheln in µg/kg Frischgewicht (die Werte von der Umweltpfprobenbank des Bundes (UPB) stammen aus einem Homogenat und entsprechen dem Mittelwert)

Messinstitut/ Jahr	UBP 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98
Herkunft	Sylt/Römö-Watt	Jadebusen	Ostfries. Küste
Minimum	-	-	10/20
Median	22	29	20
Maximum	-	-	30

Fische

An Aalmuttern, Flunden und Schollen aus verschiedenen Fanggebieten wurde der Quecksilbergehalt ermittelt. In der Muskulatur von allen untersuchten Fischen stieg die Konzentration sowohl im Küstenbereich als auch in der offenen Nordsee von 1997 nach 1998 um mehr als ein Drittel an. Bisher gibt es hierfür keine

Erklärung. Im Küstenbereich waren die Werte am höchsten. Die Quecksilberwerte in Schollen aus der Deutschen Bucht unterlagen 1997/98 relativ großen Schwankungen. Auch hier lag der Median von 25 untersuchten Individuen 1998 mit 42 µg/kg deutlich über dem von 1997 mit 30 µg/kg.

Tab. 5: Quecksilber-Gehalte in Fischen in µg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem Homogenat und entsprechen dem Mittelwert)

	Aalmutter Muskel	Aalmutter Muskel	Flunder Muskel	Flunder Muskel	Scholle Mus- kel
Messinstitut	UPB 1997/98	UPB 1997/98	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfries. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	20/50	30	22/17
Median	87/124	93/132	60/100	60/90	30/42
Maximum	-	-	120/210	150	48/56

Trotz der teilweise starken Streuungen der Messwerte ist seit 1994/1995 gegenüber den früheren Jahren ein Rückgang der gemessenen

Quecksilbergehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht zu verzeichnen (Abb. 20). Entsprechend den vorherrschenden Strömungs-

verhältnissen in der südlichen Nordsee wird das aus der Elbe in die Deutsche Bucht fließende Wasser in nordöstlicher Richtung verfrachtet. Wesentliche Ursache für die Ende der achtziger Jahre festgestellten verhältnismäßig hohen Quecksilbergehalte von Schollen war die hohe Quecksilberfracht der Elbe und deren weitreichender Transport bis in das Untersuchungsgebiet. Während von 1988 bis 1993 die geometrischen Mittelwerte zwischen 50 und 60

$\mu\text{g}/\text{kg}$ schwankten, fielen sie in den darauf folgenden Jahren in den Bereich von 25 bis 45 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Der 1999 ermittelte geometrische Mittelwert von 25,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ entspricht etwa dem für Nordseeschollen typischen "Hintergrundwert" (OSPAR/ICES, 1996). Der beobachtete abnehmende Trend wird als ein Signal auf die seit Beginn der neunziger Jahre rückläufige Quecksilberbelastung der Elbe gedeutet.

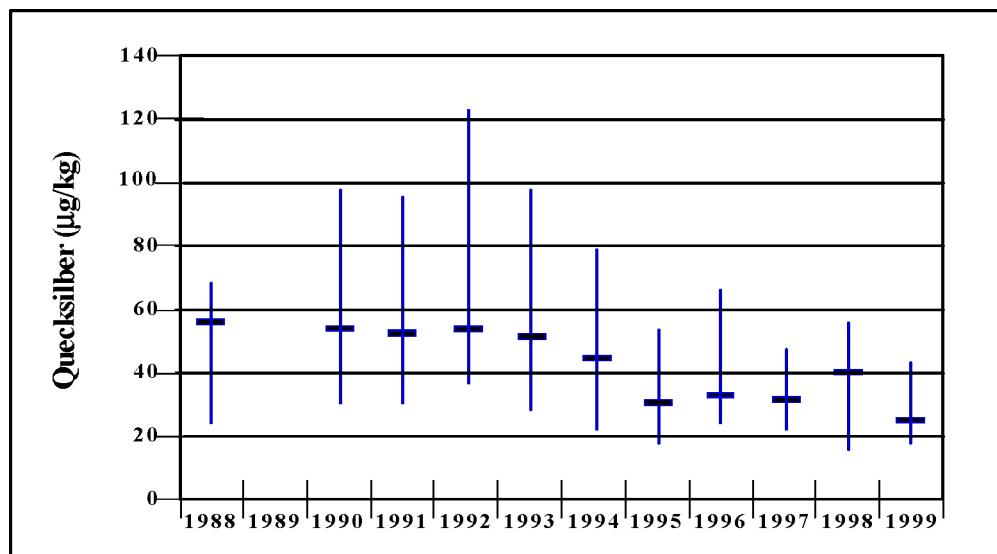


Abb. 20: Quecksilbergehalte in Schollen (*Pleuronectes platessa*) aus der Deutschen Bucht in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht: Geometrischer Mittelwert (waagerechte Balken) und Spannweite zwischen kleinstem und größtem Wert (senkrechte Balken) von jährlich jeweils 25 untersuchten Schollen.

Flussseeschwalbe und Austernfischer

Umweltchemikalien reichern sich häufig in Küstenvögeln aufgrund ihrer hohen Stellung im marinen Nahrungsnetz stärker an als in anderen Organismen. Neben der Mauser ist für die weiblichen Vögel die Eiablage ein wichtiger Mechanismus der Schwermetall-Entgiftung des Körpers, insbesondere für Quecksilber. An

der räumlichen Verteilung der Belastung der Eier der Flussseeschwalbe in den einzelnen Brutgebieten (Abb. 21) wird deutlich, dass an der deutschen Nordseeküste auch in den 90er Jahren die Elbe die ergiebigste Eintragsquelle von Quecksilber und dessen Verbindungen darstellte (Becker et al. 1985, Becker et al. 1998).

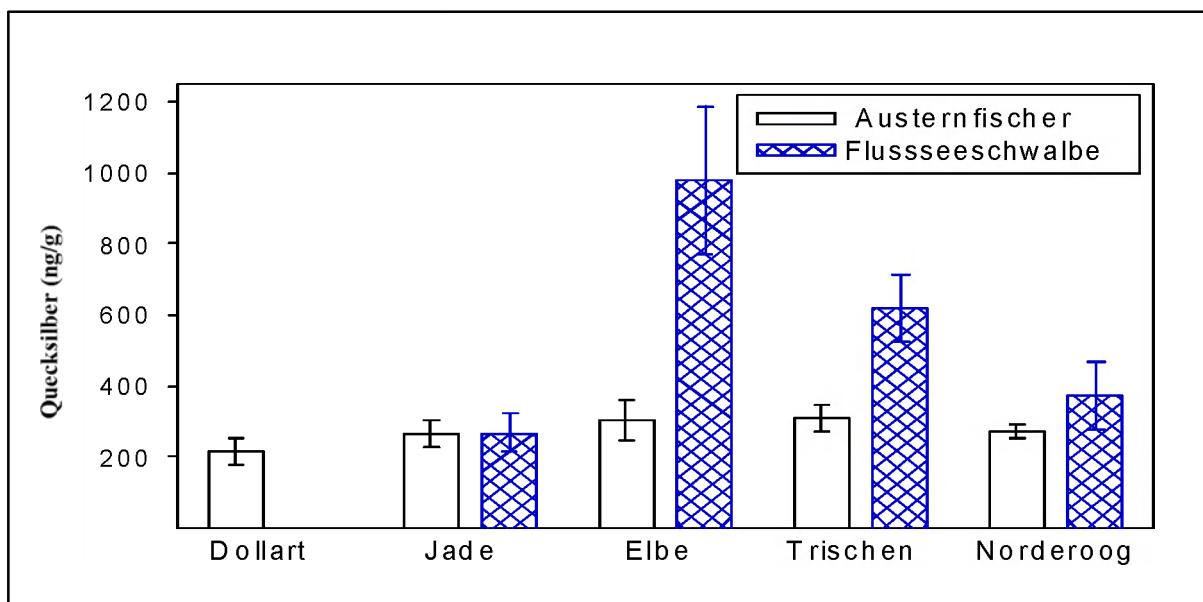


Abb. 21: Geographische Variation der Quecksilberbelastung von Austernfischer- und Flusseeschwalbeneiern im Jahre 1998 (Dollart nur Austernfischer) - arithmetische Mittelwerte in ng/g Frischmasse \pm 95 % Konfidenzintervalle

Neben der räumlichen Variabilität wurden 1997 bis 1998 auch unterschiedliche Quecksilberkonzentrationen in den beiden Arten gefunden: Die Seeschwalbeneier waren stärker kontaminiert als die des Austernfischers, wobei offenbar die Größe dieses Unterschiedes mit der räumlich variierenden Umweltbelastung schwankte (Abb. 21). Diese Ergebnisse stehen in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Ernährungsökologie der beiden Arten. Da den Flusseeschwalben nach einem langen Heimzug kaum Energiereserven zur Verfügung stehen, müssen sie unmittelbar nach ihrer Ankunft in den Brutgebieten Nahrung aufnehmen. Die Weibchen fressen dann große Mengen an Fisch, in dem Methylquecksilber stärker akkumuliert ist als in den Wirbellosen des Wattes, wie Würmer, Schnecken und Muscheln (Mattig et al. 1997).

Durch unterschiedliche Nahrung der Vogelarten ergeben sich daher unterschiedliche Quecksilber-Mengen in den Vogeleiern. Naturgemäß sind die Werte dort relativ hoch, wo die Belastung eines Lebensraumes groß ist, im Falle der hier untersuchten Flusseeschwalben und Austernfischer also in den Brutgebieten der inneren Deutschen Bucht. Beim Austernfischer tritt die räumliche Variabilität kaum in Erscheinung. So wurden an der Elbmündung keine erhöhten Quecksilbergehalte gefunden

(Abb. 21). Dieses Ergebnis dürfte weniger ein Indiz für eine geringe Belastung dieses Gebiets sein als vielmehr für die Ernährungsstrategie des Austernfischers. Da in Ästuaren ausgedehnte Wattflächen als Nahrungshabitate kaum zur Verfügung stehen, weicht der Austernfischer zur Nahrungssuche auf Binnenlandflächen aus und ernährt sich dort von Wirbellosen. Auf diese Weise kontaminieren sich Austernfischer im Vergleich zur Flusseeschwalbe in geringerem Maße mit Umweltchemikalien, die wie das Quecksilber hauptsächlich durch die Flüsse in die Nordsee eingetragen werden.

Die Quecksilberkonzentrationen in Eiern von Austernfischern und Flusseeschwalben haben sich in der letzten Dekade in allen untersuchten Brutgebieten (Abb. 22) parallel zur zurückgehenden Belastung von Rhein und Elbe (Haarich, 1996) deutlich verringert. Das Verbot der Anwendung quecksilberhaltiger Saatgutbeizmittel im Jahre 1982 in Westdeutschland und 1990 in den neuen Bundesländern, die teilweise verbesserte Behandlung industrieller Abwasser (Kluge & Vack 1996) sowie eine verbesserte Sonderabfallbehandlung dürften die Ursachen für abnehmende Quecksilberfrachten der Nordseezuflüsse und Rückstände in Eiern der Küstenvögel sein.

Dennoch sind insbesondere Flusseeschwalben auch heute noch so hoch mit Quecksilber belastet, dass ein bruterfolgmindernder Einfluss der Schwermetallkontamination nicht auszuschließen ist. Der von Scheuhammer (1987) angegebene Schwellen-

wert von 0,5 µg/g Ei-Frischgewicht wurde besonders von den im Bereich der inneren Deutschen Bucht brütenden Flusseeschwalben auch im Zeitraum 1997-98 weit überschritten (Becker et al. 1993).

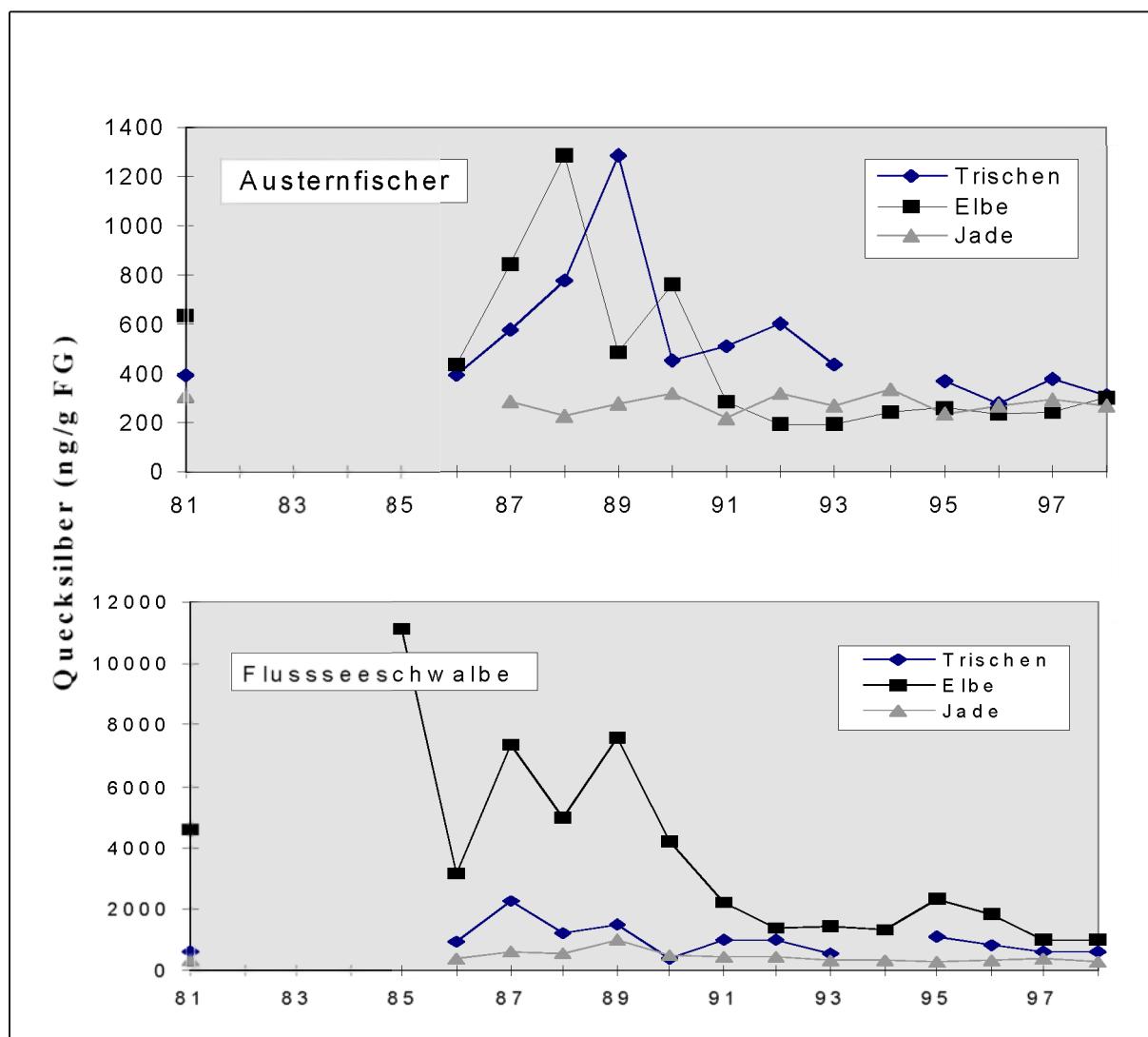


Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Quecksilberbelastung (ng/g Feuchtmasse) von Austernfischer- und Flusseeschwalbeniern 1981-1998 am Beispiel ausgewählter Brutgebiete der Nordseeküste.

Silbermöwen

Auch die Eier der Silbermöwen waren im Elbe-Ästuar auf Trischen 1997/98 mit 344 bzw. 299 µg/kg Einhalt doppelt so hoch mit Quecksilber belastet wie im Jadebusen auf Mellum (155 bzw. 181 µg/kg). Anhand der Zeitreihen der Quecksilberkonzentration in Silbermöweniern kann zwischen 1988 und 1995 ein deutlicher Rückgang der Belastung festgestellt werden (Abb. 23). Die Konzentrationen liegen in

der gleichen Größenordnung wie beim Austernfischer (vgl. Abb. 21 und 22), der sich wie die Silbermöwe hauptsächlich von Benthosorganismen ernährt.

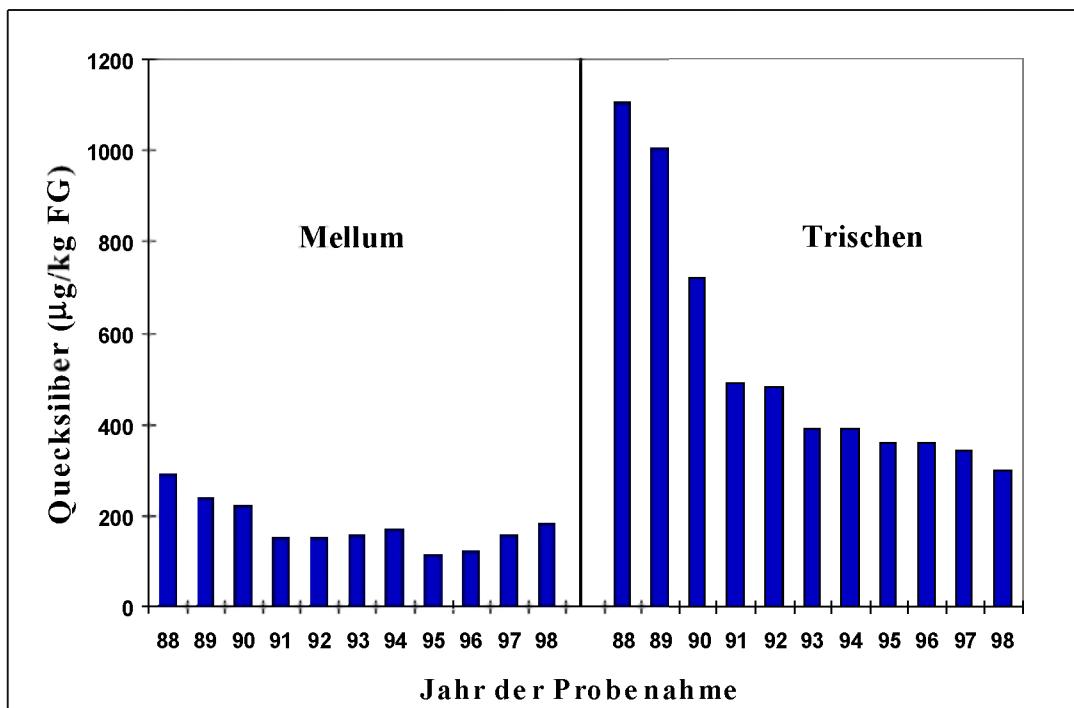


Abb. 23: Quecksilberkonzentration in Silbermöwen-Eihomogenaten, 1988 - 1998

Vergleichende Quecksilber - Betrachtung

Die räumliche Verteilung des Quecksilbers im Wasser der Deutschen Bucht wird vorwiegend durch die Vermischung des Elbwassers mit dem kontinentalen Küstenwasser der Nordsee gesteuert. Die daraus resultierende Verteilung spiegelt sich ebenfalls in der Feinkornfraktion der Sedimente wieder. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment betragen 10^4 bis 10^5 . Auch in den hier zusammengestellten Biota findet sich das Verteilungsmuster wieder. Fische und Seevogeleier sind in den vom Elbwasser beeinflussten Gebieten wesentlich höher belastet als in elbmündungsfernen. Die Quecksilbergehalte in Muscheln und Fischen waren um das 10^3 -fache, die Gehalte in Seevogeleiern um das 10^3 bis 10^5 -fache höher als jene im Wasser.

232 Cadmium

Cadmium zählt zu den giftigsten Spurenelementen. Es reichert sich in der Nahrungskette

an und kann Krebs, Missbildungen und Veränderungen des Genmaterials hervorrufen. Cadmium kommt in der Industrie vor allem beim Korrosionsschutz und bei der Herstellung von Batterien und Akkumulatoren zum Einsatz. Bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern gelangen große Mengen Cadmium in die Atmosphäre. In den Boden gelangt es häufig über Phosphatdünger. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und über Abwässer in die Nordsee.

Meerwasser

Eine Übersicht über die gemessenen Cadmium-Konzentrationen aus der Nordsee gibt Tab.1, wobei darauf zu achten ist, dass die Werte aus filtrierten Proben niedriger ausfallen, da der partikuläre Anteil fehlt. Die Daten sind daher untereinander nur schwer vergleichbar, wie dies bereits im Kapitel zum Quecksilber erwähnt wurde. Dies gilt auch für die nachfolgenden Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink.

Ems, Weser, Elbe

Die Cadmiumkonzentrationen in der Emsmündung lagen in den Jahren 1997/98 zwischen 50 und 290 ng/l (Tab. 6). In der Weser lagen sie bei Hemelingen und Brake meist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Dagegen wurden im unfiltrierten Wasser an der Station Bremerhaven während beider Jahre durchgängig scheinbar hohe Cadmium-Werte bestimmt. Hier überschreitet schon der Median von 710 ng/l alle anderen gemessenen Maximal-Werte. Es muss jedoch betont werden, dass die hier angegebenen Werte weitgehend vom Schwebstoffgehalt abhängen, der im Bereich der Trübungszone bei Bremerhaven besonders hoch ist. Die Da-

ten sind daher mit anderen Daten nicht vergleichbar. In der Elbmündung wurden Werte zwischen 20 und 270 ng/l in filtrierten Proben gemessen, wobei die höchsten Werte vor Brunsbüttel – im Bereich der Eltbetrübungszone – auftraten.

Nord- und ostfriesische Küste

Die Cadmiumkonzentrationen des ostfriesischen Wattenmeeres in unfiltrierten Proben entsprachen im Mittel mit 150-190 ng/l denen der Ästuare. Dagegen war der Wert vor der schleswig-holsteinischen Küste mit 30 ng/l (unfiltriert) deutlich niedriger.

Tab. 6: Cadmiumkonzentrationen (ng/l) in unfiltrierten und filtrierten Proben (**F**) in den Jahren 1997/98

Gebiet/ Station	Minimum	Median	Maximum
Ems			
Außenems (NLÖ)	50	150	290
Weser			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	-	380
Brake (ARGE Weser)	<BG	<BG	<BG
Bremerhaven (ARGE Weser)	<BG	710	2600
Außenweser (NLÖ)	90	160	290
Elbe			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<20	10	50
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	20	100	270
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	40	60	160
Außenelbe (NLÖ)	60	110	510
Ostfriesische Küste			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	<50	150	530
Jade (NLÖ)	<50	170	470
Wurster Watt (NLÖ)	100	190	340
Nordfriesische Küste (LANU)	<20	30	70
Deutsche Bucht			
südlich Helgoland (NLÖ)	<50	150	380
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	10	29	39
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	15	20	37
Übergangswasser D. Bucht (BSH) F	12	19	27
Einstrombereich Kanal (BSH) F	13	20	30
zentrale Nordsee (BSH) F	10	14	18

Deutsche Bucht

Die räumliche Verteilung des Cadmiums im Wasser der Deutschen Bucht zeigte - wie auch in früheren Jahren – eine gleichmäßig Verteilung (Freimann & Schmidt 1989). Die Gehalte lagen im Mittel zwischen 14 ng/l und 29 ng/l. Ein Gradient mit niedrigen Werten in der äußeren Deutschen Bucht und steigenden Werten in Richtung Elbmündung war deutlich zu beobachten (Tab. 6).

Trend

Cadmium wird in der Deutschen Bucht durch das BSH seit 1973 gemessen, seit 1985 aber zusätzlich mit einer zweiten Methode, der Invers-Voltammetrie (DPASV). Die mit dieser Methode erhobenen Daten für gelöstes Cadmium zeigen eine leicht abnehmende zeitliche Entwicklung.

Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 0,08 und 0,24 mg/kg, mit dem Medianwert 0,15 mg/kg.

Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tab. 7 aufgeführt.

Der Maximalwert von 4,4 mg/kg wurde an der Station Hemelingen in der Weser ermittelt. Bei Bremerhaven wurden keine herausragend hohen Werte gefunden. Der Medianwert lag im Berichtszeitraum bei 0,97 mg/kg.

Im Gebiet Offene „Nordsee, III“ lagen die Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion mit einem Medianwert von 0,18 mg/kg nur noch wenig über den Hintergrundwerten. In den Küstengewässern waren die Konzentrationen aber immer noch um den Faktor 3 bis 5 erhöht. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins liegen mit Medianwerten von 0,74 und 0,73 mg/kg dicht beieinander.

Tab. 7: Cadmium in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1987/98 (mg/kg)

Gebiet	N	Minimum	Median	Maximum
Weser				
Weser, I, ARGEW	11	0,92	1,3	4,4
Weser, II, NLOE	7	0,47	0,69	1,2
Niedersächsische Küste, NLOE	25	0,38	0,74	1,3
Elbe				
Elbe, I, ARGEE	8	0,37	0,56	1,2
Elbe, II, ARGEE	8	0,22	0,40	0,67
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	0,41	0,73	0,99
Offene Nordsee,				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	0,46	0,66	1,1
Offene Nordsee, II, BSH	49	0,40	0,89	2,0
Offene Nordsee, III, BSH	16	0,12	0,18	0,34
Offene Nordsee, IV, BSH	12	0,19	0,43	0,68

Die Verteilung des Cadmiums in der Feinkornfraktion von Sedimenten der Nordsee entspricht nicht den Vorstellungen der steten Abnahme von den Ästuaren zur offenen Nordsee, wie sie im filtrierten Wasser gefunden wird. Die Cadmiumkonzentrationen in der Feinkornfraktion sind oftmals dann besonders hoch, wenn der Feinkornanteil klein ist. Die hierzu führenden Mechanismen können noch nicht quantitativ beschrieben werden. Bei gleichem Feinkornanteil aber sind die Gehalte in der inneren Deutschen Bucht höher als im äußeren Teil des Festlandsockels.

Trend

Zur Abschätzung von Langzeitentwicklungen wurden Daten aus dem Ostteil des Schlickgebiets der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I"), das schon seit 1975 beprobt wird, herangezogen. Hier, und auch in anderen schlickigen Teilgebieten des Festlandsockels, haben die Gehalte von Cadmium abgenommen, was Abb. 24 deutlich belegt. In den Sandgebieten fluktuiert die Cadmiumkonzentration in der Feinkornfraktion mit fluktuierendem Feinkornanteil der Sedimente derart stark, dass keine Trendabschätzung möglich ist.

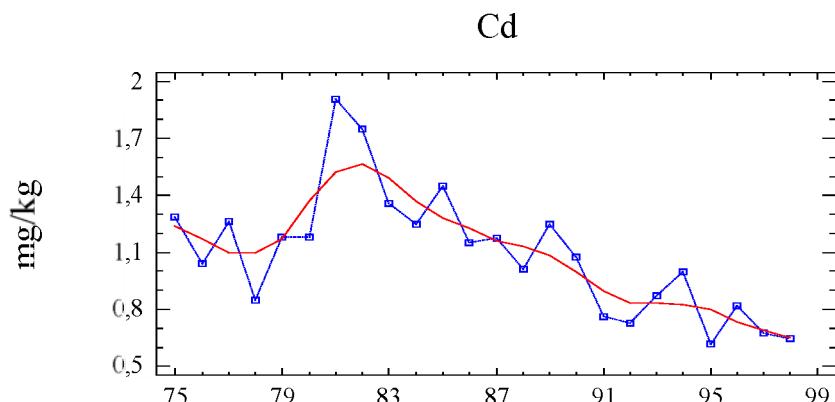


Abb. 24: Cadmium in der Feinkomfraktion von Sedimenten in der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I"). Hier wurden die jährlichen Medianwerte durch eine gestrichelte Linie verbunden. Die durchgezogene Linie wurde mit einem LOWESS-Glättter erzeugt.

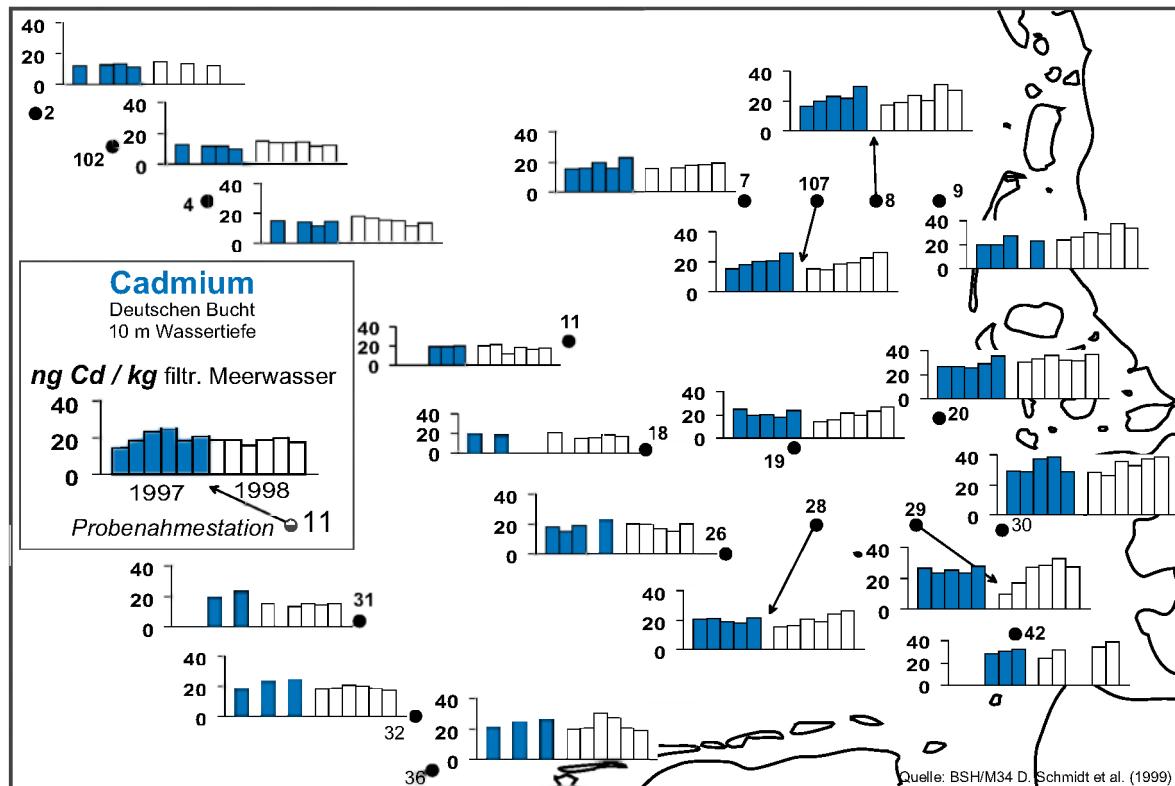


Abb. 25: Verteilung des Cadmiums im Wasser der Deutschen Bucht 1997/98

Tab. 8: Cadmium-Gehalte in Miesmuscheln in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat und sind dem Mittelwert vergleichbar)

Muschelherkunft	Sylt/Römö-Watt	Jadebusen	Ostfries. Küste
Messinstitut/ Jahr	UBP 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98
Minimum	-	-	40/80
Median	100	140	50/100
Maximum	-	-	60/180

Biota

Muscheln

Die gemessenen Cadmium-Gehalte in Miesmuscheln von der nord- und ostfriesischen Küste lagen 1997/98 zwischen 40 und 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht, wobei der höchste mittlere Wert im Jadebusen registriert wurde (Tab. 8).

Fische

Der Cadmium-Gehalt wurde in der Leber von Aalmuttern und Flundern aus Küstenbereichen und in Schollen aus der offenen Deutschen Bucht bestimmt. Die Cadmiumgehalte stiegen in allen Gebieten von 1997 nach 1998 an.

Im Küstenbereich waren sie 1997 mit 20 - 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$ relativ niedrig, die Schollen aus der Deutschen Bucht wiesen jedoch 82 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Leber auf. Im Weser-Ästuar, im Jadebusen und in der Deutschen Bucht stiegen die mittleren Werte 1998 um das doppelte bis dreifache an (Tab. 9).

Tab. 9: Cadmium-Gehalte in Nordsee-Fischen in µg/kg Frischgewicht 1997/98 (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat und sind dem Mittelwert vergleichbar)

	Aalmutter Leber	Aalmutter Leber	Flunder Leber	Flunder Leber	Scholle Leber
Messinstitut	UPB 1997/98	UPB 1997/98	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfries. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	20/60	<10/10	46/50
Median	20/28	27/56	30/100	30/40	82/161
Maximum	-	-	80/160	50/180	172/358

Abb. 26 zeigt den Verlauf der Cadmium-Gehalte in der Leber von Schollen von 1995 – 1999. Der auffällige Anstieg des durchschnittlichen Cadmiumgehaltes im Jahre 1998 wird von einer gegenüber den Vorjahren höheren Schwankungsbreite der Einzelmesswerte begleitet. Es wird angenommen, dass 1998 Schollen mit höheren Cadmiumgehalten in das Untersuchungsgebiet einwanderten.

Diese Hypothese wird gestützt durch die im Untersuchungsjahr 1999 ermittelten Befunde: Der durchschnittliche Cadmiumgehalt - gemessen als geometrischen Mittelwert - fiel auf 88,3 µg/kg und gleichzeitig verringerte sich wieder die Spannweite zwischen dem kleinsten und größten Messwert innerhalb des untersuchten Probenmaterials.

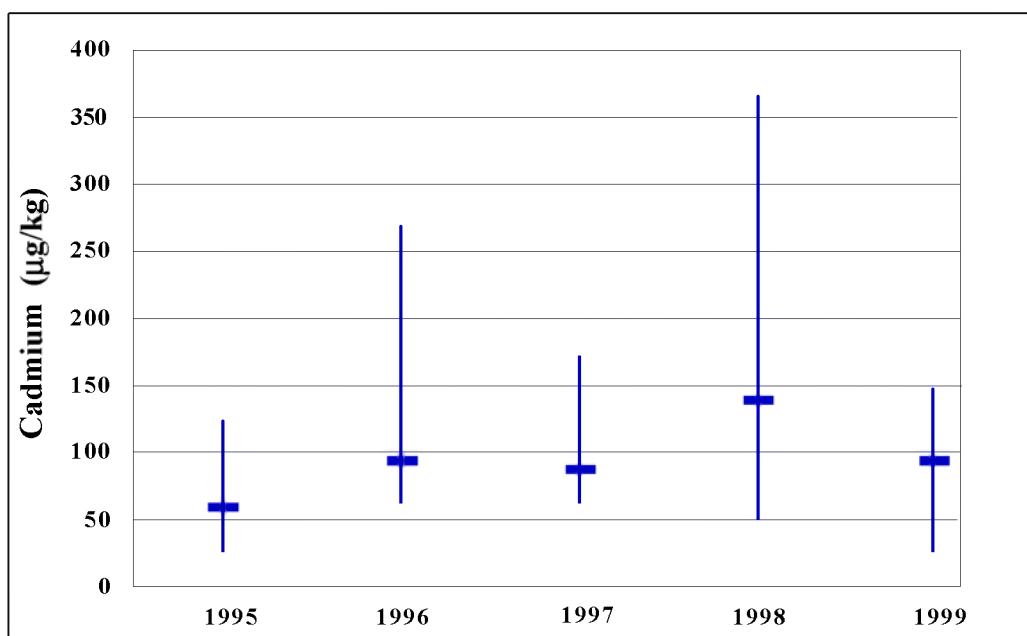


Abb. 26: Cadmiumgehalt von Schollen (*Pleuronectes platessa*) aus der Deutschen Bucht (Gehaltsangaben bezogen auf Lebergewebe Frischsubstanz, Geometrischer Mittelwert (waagerechte Balken) und Spannweite zwischen kleinstem und größtem Wert (senkrechte Balken) von jährlich 25 untersuchten Schollen)

Vergleichende Cadmium-Betrachtung

Die mittleren Cadmium-Konzentrationen im Wasser waren 1997/98 in der inneren Deutschen Bucht doppelt so hoch wie in der äußeren. Die Verteilung in der Feinkornfraktion des Sediments folgt nur in feinkörnigen Sedimenten derjenigen des Wassers. So ist die Belastung der Feinkornfraktion in der inneren Deutschen Bucht ebenfalls um den Faktor 2 bis 3 höher als in den äußeren Teilen des deutschen Festlandsockels. Der Anreicherungsfaktor vom Wasser zum Sediment betrug 10^3 bis 10^4 . Da Cadmium von den hier untersuchten Meeres-tieren unterschiedlich akkumuliert wird, lassen sich Aussagen über die Verteilung der Belastung für Biota nicht machen. Die Anreicherung ist in Biota wesentlich geringer als im Sediment. Die Gehalte in Muscheln und Fischen betrugen das 10^2 - bis 10^3 -fache des Gehaltes im Wasser.

233 Blei

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, aber nicht lebensnotwendiges Element. In der Atmosphäre stammt es aus einer Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Quellen. Es wird u.a. auch bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern in großen Mengen freigesetzt. Die Hauptmenge des in der Atmosphäre nachweisbaren Bleis stammt aus der Verbrennung von verbleitem Kraftstoff bzw. dem darin enthaltenen Bleitetraethyl. Diese Quelle hat jedoch in den letzten Jahren erheblich durch den Verzicht auf verbleites Benzin abgenommen. Der Haupteintragspfad von Blei in die Umwelt ist die atmosphärische Deposition in Form von Schwebstoffpartikeln (Puls et al. 1997).

Die akute Toxizität von Blei ist gering, jedoch kommt es zu chronischen Vergiftungen bei Aufnahme kleiner Mengen über einen längeren Zeitraum. Anorganische Bleiverbindungen reichern sich in den Knochen, Zähnen und den Haaren an; die Halbwertszeit im menschlichen Körper beträgt mehr als 20 Jahre. Vergiftungs-

erscheinungen betreffen hauptsächlich Nieren, Hoden, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Biosynthese des Hämoglobins. Die Trinkwasserverordnung gestattet in Deutschland eine Konzentration von $10 \mu\text{g/l}$.

Meerwasser

Ems, Weser, Elbe

Die Bleiwerte in der Emsmündung variierten in den Jahren 1997/98 von 1,6 bis $5,4 \mu\text{g/l}$ (Tab. 10). In der Weser scheint Bremerhaven ein Belastungsschwerpunkt zu bilden, wie auch die Cadmium-Werte zeigen. Hier wurden im unfiltrierten Wasser durchgängig hohe Bleikonzentrationen gemessen. Damit sind diese Daten für eine vergleichende Bewertung der Situation nicht heranzuziehen. Schon der Median von $37 \mu\text{g/l}$ überschreitet alle gemessenen Werte im Überwachungsgebiet. Dagegen waren die Werte aus der Elbmündung - allerdings in filtrierten Proben - relativ niedrig ($0,2$ - $12 \mu\text{g/l}$). Hier traten die höchsten Werte vor Brunsbüttel auf – in der Trübungszone der Elbe.

Nord- und ostfriesische Küste

Die Bleigehalte der ostfriesischen Küste lagen mit $2,7$ bis $5,8 \mu\text{g/l}$ in der Größenordnung der Fluss-Werte, dagegen war die nordfriesische Küste mit $0,4 \mu\text{g/l}$ kaum belastet.

Deutsche Bucht

Die Blei-Konzentrationen in der äußeren Deutschen Bucht waren extrem niedrig (Abb. 27). Zur Helgoländer Bucht hin und vor der Ems-Mündung stiegen die Konzentrationen langsam an. In der inneren Deutschen Bucht vor den Ästuaren von Weser und Elbe sowie in der Elbwasserfahne nördlich der Elbmündung bis zur Höhe von Sylt lagen deutlich erhöhte Blei-Konzentrationen vor, wobei einzelne Werte ("hot spots") erheblich über die mittleren Werte hinausragten.

Tab. 10: Bleikonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) aus unfiltrierten und filtrierten Proben (**F**) in den Jahren 1997/98¹

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
Ems			
Außenems (NLÖ)	1,6	3,2	5,4
Weser			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	4,9	15
Brake (ARGE Weser)	<BG	7,2	22
Bremerhaven (ARGE Weser)	10	37	88
Außenweser (NLÖ)	0,6	1,7	2,8
Elbe			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<0,2	<0,2	2,1
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	0,7	2,2	12
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	1,3	2	4,8
Außenelbe (NLÖ)	0,63	1,4	2,7
Ostfriesische Küste			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	1,4	4,9	10
Jade (NLÖ)	1,1	2,7	5,5
Wurster Watt (NLÖ)	2,6	5,8	7,1
Nordfriesische Küste (LANU)	<0,2	0,4	3,5
Deutsche Bucht			
Südlich Helgoland (NLÖ)	<0,3	0,77	1,1
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,004	0,023	0,360
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,007	0,017	1,032
Übergangswasser D.B. (BSH) F	0,005	0,023	0,073
Kontinentales Küstenwasser (BSH) F	0,007	0,024	0,069
Zentrale Nordsee (BSH) F	0,001	0,015	0,037

¹ Die unfiltrierten Proben sind für eine vergleichende Bewertung nicht zu verwenden.

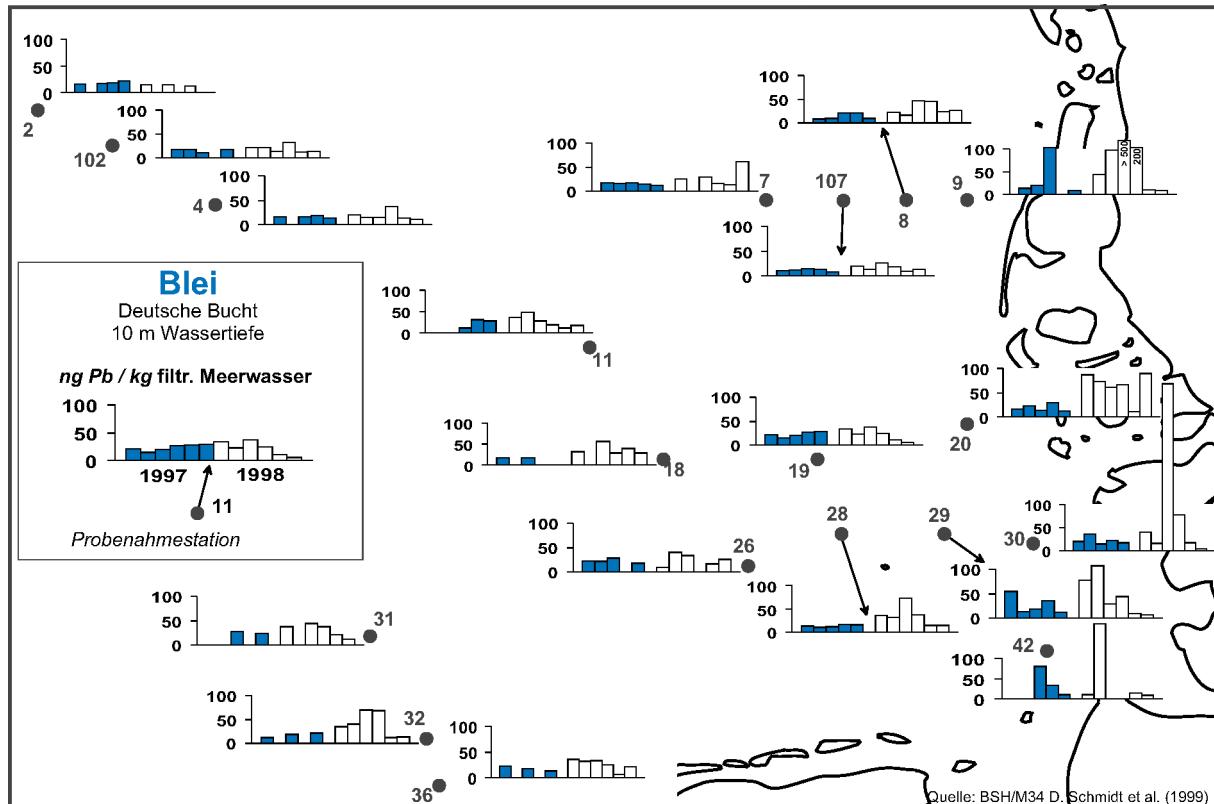


Abb. 27: Verteilung des Bleis im Wasser der Deutsche Bucht 1997/98

Trend

Das Metall Blei wird seit 1985 durchgehend mit der Invers-Voltammetrie (DPASV) gemessen. Der berechnete Trend zeigt eine deutliche Abnahme für das Gesamtgebiet.

Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 12 und 38 mg/kg, mit einem Medianwert von 27 mg/kg.

Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 11 angegeben. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins und der Gebiete I und III der offenen Nordsee liegen nahe beieinander, sind aber immer noch um den Faktor 2 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht.

Bei Bremerhaven wurden, anders als im Wasser, keine auffällig hohen Werte gefunden. Die Werte lagen hier zwischen 64 und 88 mg/kg.

Ähnlich wie beim Cadmium werden oftmals besonders hohe Bleigehalte in der Feinkornfraktion gefunden, wenn der Feinkornanteil klein ist. So haben die Sedimente mit dem kleinsten Feinkornanteil ("Offene Nordsee, IV") die höchsten Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Auch hier steht die quantitative Beschreibung der zugrunde liegenden Prozesse noch aus.

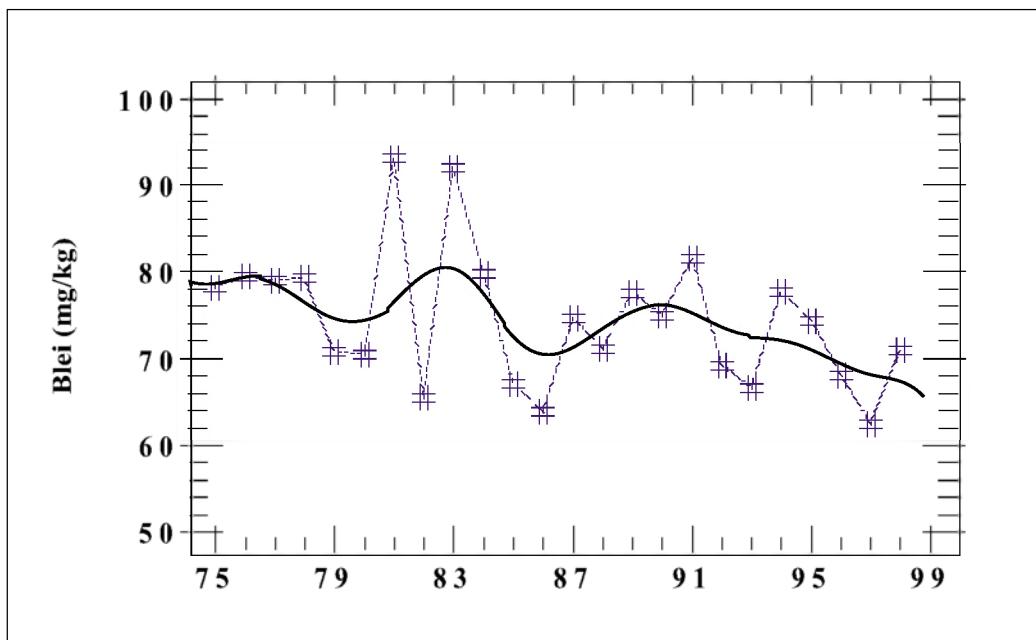
Trend

In den Sanden der Nordsee fluktuiert der Bleigehalt in der Feinkornfraktion mit fluktuerndem Feinkornanteil derart stark, dass nur in wenigen Fällen eine Trendabschätzung möglich ist. Wo dagegen eine Abschätzung möglich ist, wird eine Abnahme des Bleigehalts gefunden.

Die Abbildung zeigt die Entwicklung in dem schlickigen Gebiet Offene Nordsee, I.

Tab. 11: Bleigehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

Gebiet	N	Minimum	Median	Maximum
Weser				
Weser, I, ARGEW	11	58	88	150
Weser, II, NLOE	7	41	55	71
Niedersächsische Küste, NLOE	26	32	45	68
Elbe				
Elbe, I, ARGEE	8	33	52	82
Elbe, II, ARGEE	8	18	39	52
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	47	51	67
Offene Nordsee,				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	51	66	76
Offene Nordsee, II, BSH	49	57	138	216
Offene Nordsee, III, BSH	16	50	59	97
Offene Nordsee, IV, BSH	12	123	180	234

**Abb. 28:** Bleigehalte in der Feinkornfraktion von Sedimenten der inneren Deutschen Bucht (Gebiet Offene Nordsee, I) von 1975 bis 1998. Die Werte streuen erheblich. Dennoch ist der eingezeichnete Trend mit $p<0,05$ signifikant auf dem 95 % Niveau.

Biota

Die Bleigehalte in den Muscheln der deutschen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 90 und 290 µg/kg Frischgewicht (Tab. 12). Die mittle-

ren Werte waren damit um das zwei bis fünffache höher als jene der Fische. Die Bleigehalte in Schollen der Deutschen Bucht sind seit 1995 auf einem annähernd gleichbleibenden Niveau geblieben und lassen keinen Trend erkennen.

Tab. 12: Blei-Gehalt in Miesmuscheln und Nordsee-Plattfischen 1997/98 in µg/kg Frischgewicht

	Mies-muschel	Mies-muschel	Mies-muschel	Flunder Leber	Flunder Leber	Scholle Leber
Messinstitut	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	BFA 97/98
Herkunft	Sylt-Watt	Jadebusen	Ostfr. Küste	Weserästuar	Ostfr. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	90	<50	<50	27/31
Median	170	290	115	<50	<50/60	49/55
Maximum	-	-	190/140	60/<50	<50/70	150/107

Vergleichende Blei-Betrachtung

Die Verteilung der mittleren Blei-Konzentrationen im Wasser entsprach den Vorstellungen der steten Abnahme von den Ästuaren zu der offenen Nordsee. Die Gebiete vor den Mündungen von Ems/Elbe/Weser waren deutlich höher belastet als das schleswig-holsteinische Wattenmeer, die niedrigste Belastung fand sich in der äußeren Deutschen Bucht. Die Verteilung des Bleis in der Feinkornfraktion der Sedimente unterscheidet sich hiervon völlig. Im äußeren Teil des deutschen Festlandsockels sind die Bleiwerte um den Faktor 3 höher als im küstennahen Bereich der Deutschen Bucht. Die Blei-Konzentrationen im Sediment lagen um das 10^4 - bis 10^6 -fache über denen im Wasser. Für die Biota lassen sich keine regionalen Unterschiede aufzeigen, da entsprechendes Datenmaterial fehlt. Die Akkumulation des Bleis war in den untersuchten Fischen um den Faktor 2 bis 5 niedriger als in den Miesmuscheln.

234 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und spielt daher eine bedeutende Rolle im Stoffwechsel. Jedoch kann es genau so giftig wie nicht-essentielle Schwermetalle wie Blei oder Quecksilber wirken. Kupfer ist aber nur dann für Tiere toxisch, wenn die Kapazität der homeostatischen Regulierung im Körper überschritten wird, d.h. wenn das überschüssige Kupfer im Körper nicht mehr an die vorhandenen Kupferproteine gebunden werden kann. Es ist für viele Bakterien und Pflanzen ein toxisches Metall. Viele Pflanzen- und Tierorganismen haben jedoch Regulierungsmechanismen entwickelt, um seine Konzentration im Körper zu steuern.

Kupfer findet vor allem in der Elektro- und Metallindustrie Verwendung und ist Bestandteil von Farbstoffen und Pestiziden. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vor allem durch die metallverarbeitende Industrie, kommunale Abwässer und atmosphärische Deposition. Speziell in den Küstengewässern ist ein Eintrag durch den Einsatz von Kupfer in bewuchshemmenden Antifoulingfarben und Holzschutzimprägnierungen gegeben.

Meerwasser

Ems, Weser, Elbe

In den Jahren 1997/98 betrug der Kupfergehalt vor der Emsmündung 3,4 µg/l (Tab.13). In der Weser lagen die Werte zwischen 2,4 und 49 µg/l. Auch hier fallen die hohen Werte im unfiltrierten Wasser in dem Bereich der Wesertrübungszone vor Bremerhaven auf. Der Median von 18 µg/l ist der höchste Mittelwert im ganzen Überwachungsgebiet. In der Elbe scheint Brunsbüttel – auch hier die Trübungs-

zone der Elbe - ein Belastungsschwerpunkt zu bilden. Hier wurde der höchste aller Werte bestimmt (97 µg/l). Die mittleren Gehalte in Ems-, Weser- und Elbe-Ästuar variierten zwischen 2 und 3,4 µg/l.

Nord- und ostfriesische Küste

An der ostfriesischen Küste sind die Kupfer-Werte vergleichbar mit denen der Ästuare (2,6-4,9 µg/l), jedoch ist die Belastung an der nordfriesischen Küste mit 0,9 µg/l deutlich niedriger.

Tab. 13: Kupferkonzentrationen (µg/l) 1997/98 in filtrierten (**F**) und unfiltrierten Proben (nicht in die Bewertung eingegangen)

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
Ems			
Außenems (NLÖ)	2,4	3,4	5,4
Weser			
Hemelingen (ARGE Weser)	<BG	4,7	13
Brake (ARGE Weser)	2,4	5,5	33
Bremerhaven (ARGE Weser)	7,2	18	49
Außenweser (NLÖ)	1,8	2,8	4,0
Elbe			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	<0,5	1,9	6
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	1,4	5,1	97
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	1,2	1,8	4,2
Außenelbe (NLÖ)	1,3	2,0	3,5
Ostfriesische Küste			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	1,4	4,9	10
Jade (NLÖ)	2,1	2,6	4,7
Wurster Watt (NLÖ)	2,2	3,7	3,9
Nordfriesische Küste (LANU)	<0,5	0,9	2,2
Deutsche Bucht			
südlich Helgoland (NLÖ)	1,1	1,7	2,1
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,4	0,7	1,5
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,3	0,5	0,8
Übergangswasser D.Bucht (BSH) F	0,3	0,4	0,6
Einstrombereich Kanal (BSH) F	0,2	0,4	0,6
zentrale Nordsee (BSH) F	0,2	0,2	0,4

Deutsche Bucht

Wie Abb. 29 zeigt, waren die Gehalte von Kupfer, ähnlich wie die von Cadmium, sehr gleichförmig über die beiden Jahre

1997 und 1998 verteilt. Dagegen waren die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser der zentralen Nordsee und den Küstengewässern erheblich größer als beim Cadmium.

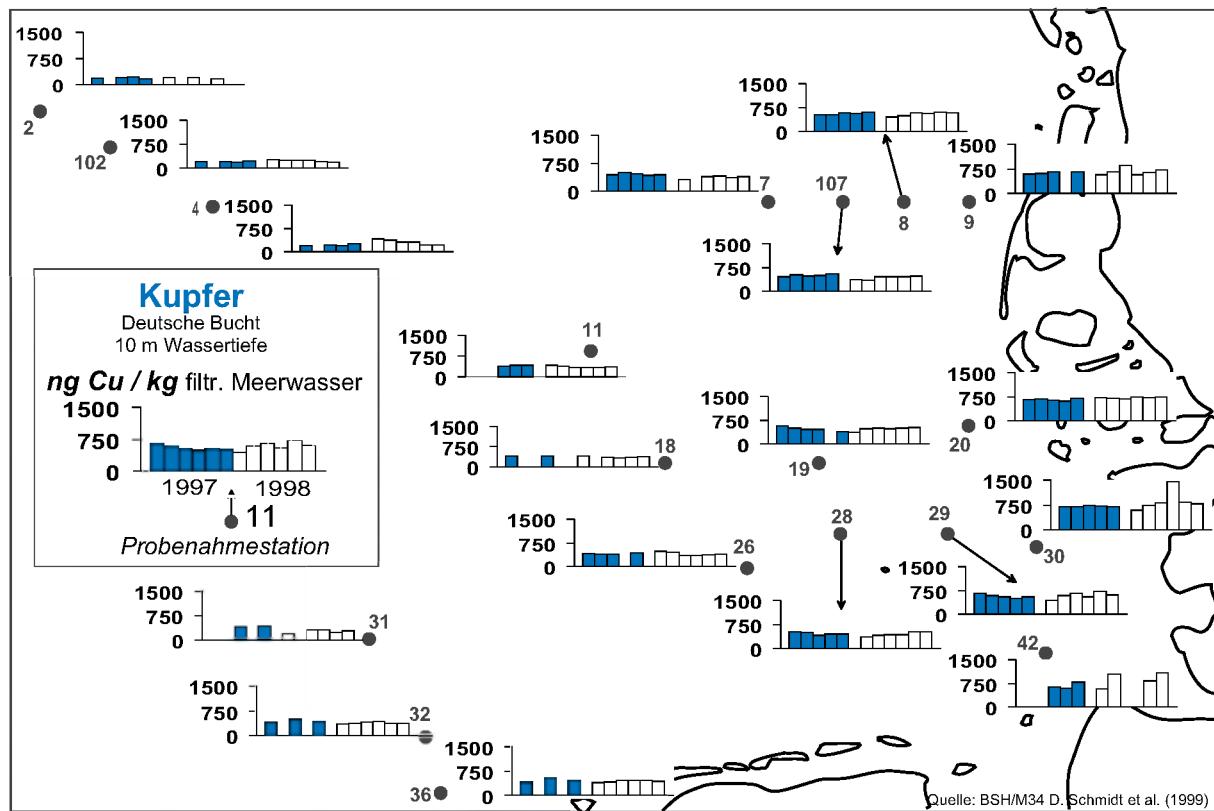


Abb. 29: Verteilung des Kupfers in der Deutschen Bucht 1997 - 1998

Trend

Der Kupfergehalt des Wassers der inneren Deutschen Bucht wird seit 25 Jahren bestimmt. Der Trend aus den reinen Konzentrationsdaten (Originaldaten) ist für die letzten acht Jahre zunehmend. Jedoch ergibt sich bei einer Normierung auf den Salzgehalt (Januardaten, Salzgehalt von 32) eine schwach abnehmende Tendenz. Dies gibt einen Hinweis auf die Wichtigkeit der Normierung. Der Anstieg bei den Originaldaten wird im Wesentlichen durch den stärkeren Einfluss der Probenahme im März bewirkt, da in diesem Monat direkt vor Beginn der Phytoplanktonblüte die Kupferkonzentration am höchsten ist.

Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 16 und 29 mg/kg, mit einem Medianwert von 20

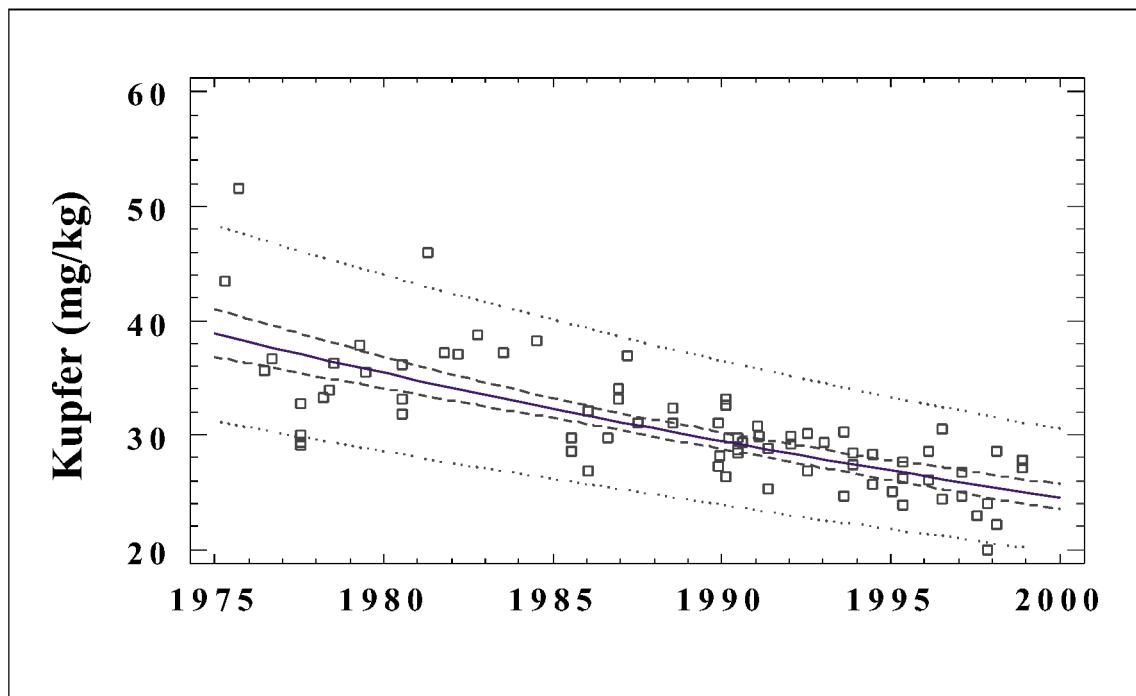
mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 14 angegeben. Von den inneren Gebieten "Weser, I" und "Elbe, I" abgesehen, liegen die Medianwerte in allen Teilgebieten nahe bei den Hintergrundwerten. Auch bei Bremerhaven fällt das Kupfer mit Werten zwischen 27 und 42 mg/kg nicht aus dem Rahmen. Der Maximalwert von 81 mg/kg wurde bei Hemelingen gemessen.

Trend

Durch die Betrachtung zeitlicher Veränderungen wird deutlich erkennbar, dass das Kupfer dennoch in den Sedimenten der Deutschen Bucht angereichert ist bzw. war. Für alle Stationen in den Gebieten "Offene Nordsee, I" bis "Offene Nordsee, III" konnte eine statistisch gesicherte Abnahme ($p < 0,05$) nachgewiesen werden.

Tab. 14: Kupfergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

Gebiet	N	Minimum	Median	Maximum
Weser				
Weser, I, ARGEW	11	27	36	81
Weser, II, NLOE	7	18	23	33
Niedersächsische Küste, NLOE	26	16	23	37
Elbe				
Elbe, I, ARGEE	8	19	29	60
Elbe, II, ARGEE	8	8,8	19	22
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	19	23	29
Offene Nordsee,				
Offene Nordsee, I, BSH	13	20	24	29
Offene Nordsee, II, BSH	49	20	30	47
Offene Nordsee, III, BSH	16	19	22	25
Offene Nordsee, IV, BSH	12	21	25	35

**Abb. 30:** Kupfergehalte im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Offene Nordsee, I) von 1975-98

Biota

Die Kupfergehalte in den Muscheln der deutschen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 0,6 und 1,2 mg/kg Frischgewicht (Tab. 15). Ebenso wie beim Blei waren die mittleren Konzentrationen in Muscheln damit um das 2-

bis 5-fache höher als jene in der Muskulatur von Fischen. Allerdings gilt das nicht für die Leber-Werte der Schollen aus der Deutschen Bucht, die mit 3 bis 4 mg/kg deutlich höher waren.

Tab. 15: Kupfer-Gehalt in Miesmuscheln und Nordsee-Plattfischen 1997/98 in mg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB aus einem jährlichen Proben-Homogenat sind dem Mittelwert vergleichbar)

	Mies-muschel	Mies-muschel	Mies-muschel	Flunder Muskel	Flunder Muskel	Scholle Leber
Messinstitut	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	NLÖ 97/98	BFA 97/98
Herkunft	Sylt-Watt	Jadebusen	Ostfr. Küste	Weserästuar	Ostfr. Küste	Dt. Bucht
Minimum	-	-	1,0	0,2/ 0,14	0,2/ 0,12	1,6/ 2,3
Median	0,58	0,73	1,1/ 1,2	0,27/ 0,19	0,28/ 0,17	3,1/ 4,1
Maximum	-	-	1,4/ 1,5	0,74/ 0,27	0,55/ 0,32	5,4/ 12,6

Vergleichende Kupfer-Betrachtung

Die mittleren Kupfer-Konzentrationen im Wasser der inneren Deutschen Bucht und der Küste waren 1997/98 dreimal so hoch wie im "Entenschnabel". Dagegen waren die Kupfer-Gehalte im Sediment sehr gleichmäßig verteilt und lagen nur wenig über den Hintergrundwerten. Die Belastung des Sediments war um den Faktor 10^3 bis 10^4 höher als jene des Wassers. Der Gehalt von Kupfer in den untersuchten Meerestieren ist biologisch geregelt und überschreitet erst bei extrem hoher Belastung den normalen Rahmen. Daher sind regionale Unterschiede nicht zu erkennen.

235 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Mangel an diesem Element hat bei Pflanzen, Tieren und Menschen gefährlichere Auswirkungen als Überdosierung. Der Tagesbedarf des Menschen liegt zwischen 5 und 40 mg. Die Giftigkeit anorganischer Zinkverbindungen ist gering. Einige Pflanzen-, Phytoplankton- und Fischarten reagieren empfind-

lich auf Zink. Eine übergroße Zinkkonzentration in Gewässern kann bei einigen Fischarten zu Problemen bei der Atmung führen. Zink findet hauptsächlich in der metallverarbeitenden Industrie als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten Anwendung. Der Eintrag von Zink ins Meer erfolgt vor allem über die Atmosphäre und die Flüsse.

Meerwasser

Ems, Weser, Elbe

In den Jahren 1997/98 wurden vor der Emsmündung Zinkkonzentrationen von 8,4 bis $20\mu\text{g/l}$ bestimmt (Tab. 16). In der Weser lagen sie im Mittel zwischen 23 und $91\mu\text{g/l}$. Auch hier fallen die hohen Werte im unfiltrierten Wasser vor Bremerhaven auf. Schon der Minimalwert von $48\mu\text{g/l}$ liegt über allen mittleren Zinkkonzentrationen anderer Stationen. In der Elbmündung fanden sich die höchsten Werte in der Elbtrübungszone bei Brunsbüttel (Median: $81,5\mu\text{g/l}$). Die Gehalte in Ems-, Weser- und Elbe-Ästuar variierten im Mittel zwischen 9,7 und $13\mu\text{g/l}$.

Tab. 16: Zinkkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) 1997/98 in filtrierten (F) und unfiltrierten Proben (in der Bewertung unberücksichtigt)

Gebiet/Station	Minimum	Median	Maximum
Ems			
Außenems (NLÖ)	8,4	13	20
Weser			
Hemelingen (ARGE Weser)	13	23	56
Brake (ARGE Weser)	12	33,5	71
Bremerhaven (ARGE Weser)	48	91	370
Außenweser (NLÖ)	4,0	9,7	13
Elbe			
Seemannshöft 98 (ARGE Elbe) F	1,4	5,2	16
Brunsbüttel 98 (ARGE Elbe) F	24	81,5	170
Cuxhaven 98 (ARGE Elbe) F	19	36,8	74,6
Außenelbe (NLÖ)	3,4	11	17
Ostfriesische Küste			
Ostfriesisches Watt (NLÖ)	7,9	15	22
Jade (NLÖ)	2,5	10	20
Wurster Watt (NLÖ)	16	19	29
Nordfriesische Küste (LANU)	2,4	5,1	13
Deutsche Bucht			
südlich Helgoland (NLÖ)	2,2	5,5	10
Mischungsbereich Elbe (BSH) F	0,95	1,7	2,3
Abstrombereich der Elbe (BSH) F	0,5	1,1	3,2
Übergangswasser D.Bucht (BSH) F	0,5	0,9	1,4
Einstrombereich Kanal (BSH) F	0,3	1,1	1,9
zentrale Nordsee (BSH) F	0,1	0,2	0,5

Nord- und ostfriesische Küste

Die Zinkbelastung im ostfriesischen Küstenwasser war ähnlich hoch wie in den Ästuaren, an der nordfriesischen Küste sind die Gehalte aber deutlich niedriger (Median: 5,1 $\mu\text{g/l}$).

Deutsche Bucht

Die Zink-Gehalte zeigen eine große Konstanz an den einzelnen Stationen, dagegen erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen der offenen Nordsee und den Küstengewässern (Abb. 31). Es lassen sich leicht einzelne Gebiete charakteristischer Gehalte erkennen: extrem niedrige Konzentrationen im Entenschnabel, erhöhte Werte im Übergangsgebiet zur Helgoländer Bucht, weiter ansteigende Daten

vor der Emsmündung und die höchsten Werte vor der Elbmündung sowie nördlich davon bis Sylt. Damit wird der Eintrag dieses Elements durch die Flüsse deutlich.

Trend

Zink wird seit 1986 im Meerwasser durch das BSH/DHI bestimmt (Freimann & Schmidt 1989). Der Trend der letzten 10 Jahre zeigt mit unveränderten Daten eine deutliche Abnahme, bei normierten Daten eine noch stärkere negative Steigung. Die hohe Variabilität der Einzelwerte ist vor allem durch natürliche biogeochemische Prozesse bedingt.

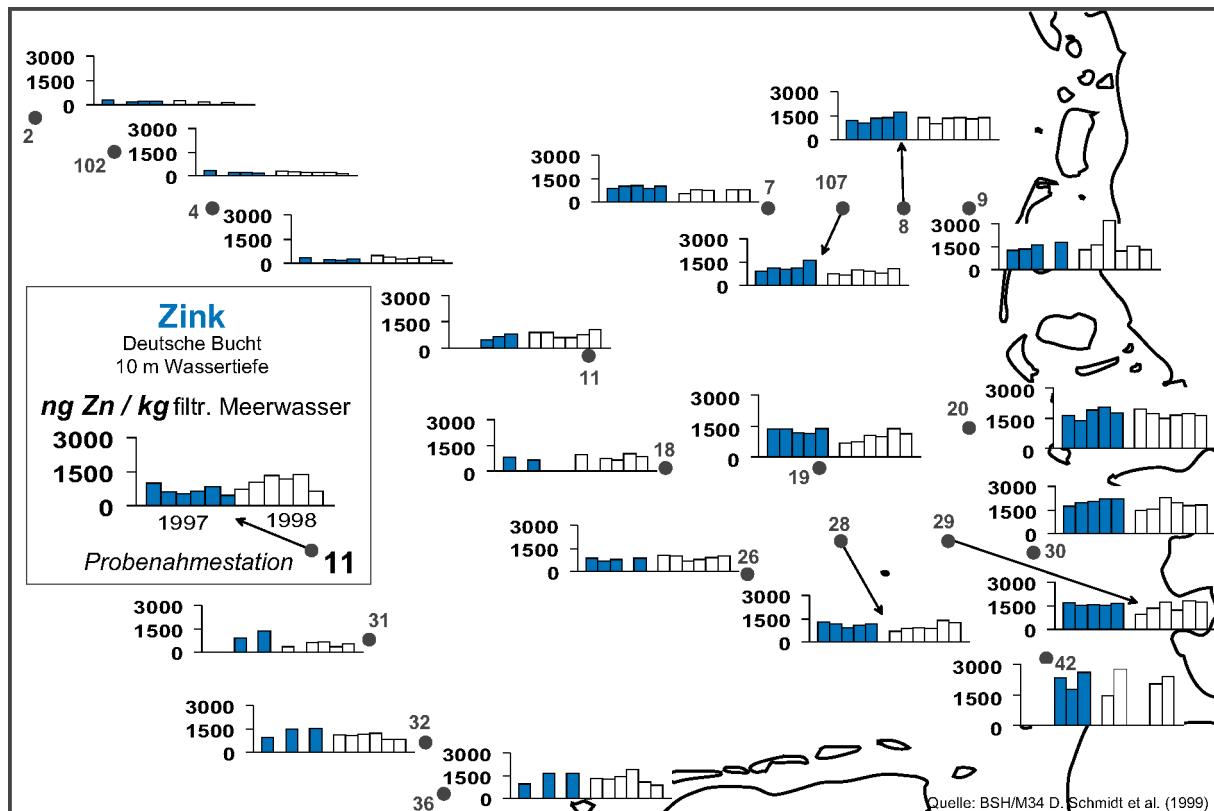


Abb. 31: Verteilung des Zinks in der Deutschen Bucht 1997/98.

Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte variieren zwischen 81 und 103 mg/kg, mit einem Medianwert von 116 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 17 angeführt. Der Maximalwert im inneren Bereich von 650 mg/kg wurde bei Hemelingen gefunden. Auch hier fällt die Station Bremerhaven mit Werten zwischen 240 und 330 mg/kg nicht aus dem Rahmen. In den Watten und im Gebiet "Offene Nordsee, I" liegen die Werte noch um etwa den Faktor zwei über den Hintergrundwerten. Die besonders hohen Werte im Gebiet "Offene Nordsee, II" sind im Zusammenhang mit der früher erfolgten Einbringung von Dünnsäure zu sehen. Die Einbringung führte hier zu einer Anreicherung von Eisen im Sediment. Damit verbunden war auch eine Anreicherung von

Zink. Auch knapp 10 Jahre nach dem Ende der Einbringung sind die Eisen- und Zinkgehalte hier immer noch recht hoch.

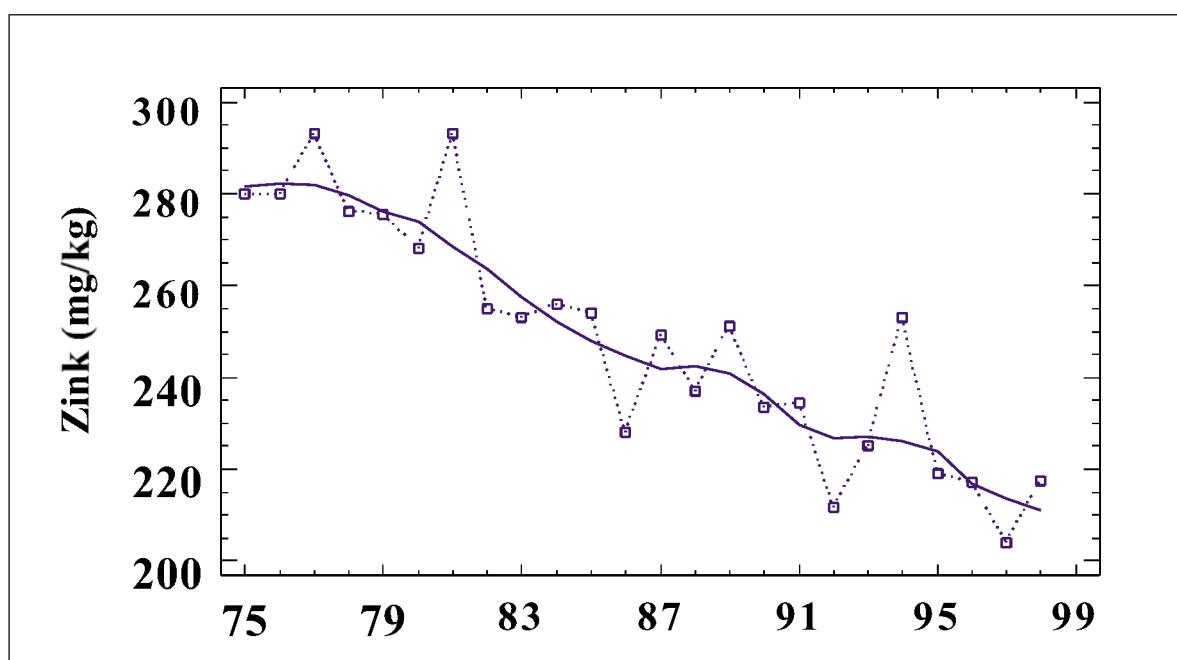
In den küstenfernenen schlickigen Feinsanden (Offene Nordsee, III) liegen die Gehalte nur noch um knapp den Faktor 1,5 über den Hintergrundwerten.

Trend

Die Zinkgehalte im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Abb. 32) haben seit 1975 abgenommen, sind aber auch dort noch etwa doppelt so hoch wie der Hintergrundwert für die Nordsee (100 mg/kg). Auch in den küstenfernenen schlickigen Feinsanden zeichnet sich eine Abnahme ab.

Tab. 17: Zinkgehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächensediments von 1997/98 (mg/kg)

Gebiet	N	Minimum	Median	Maximum
Weser				
Weser, I, ARGEW	11	240	330	650
Weser, II, NLOE	7	170	190	270
Niedersächsische Küste, NLOE	26	160	190	240
Elbe				
Elbe, I, ARGEE	8	150	230	480
Elbe, II, ARGEE	8	83	140	190
Schleswig-Holsteinische Küste, LANU	5	170	190	260
Offene Nordsee,				
Offene Nordsee, I, BSHI	13	190	214	315
Offene Nordsee, II, BSH	49	177	468	903
Offene Nordsee, III, BSH	16	128	146	238
Offene Nordsee, IV, BSH	12	151	175	199

**Abb. 32:** Zink im Sediment der inneren Deutschen Bucht (Gebiet "Offene Nordsee, I") von 1975 bis 1998

Biota

Die Zinkgehalte in den Muscheln der ostfriesischen Nordseeküste lagen 1997/98 zwischen 12 und 21 mg/kg Frischgewicht (Tab. 18). Ebenso wie beim Blei und beim Kupfer waren die mittleren Konzentrationen in Muscheln damit höher als jene in der Muskulatur von

Flundern und Aalmuttern. Allerdings gilt das nicht für die Leber-Werte der Schollen aus der Deutschen Bucht, die mit 24 und 34 mg/kg deutlich darüber lagen. Diese Zinkgehalte liegen jedoch im natürlichen Schwankungsbe reich und entsprechen Werten, wie sie üblicherweise in Schollen aus verschiedenen Regionen der Nordsee gefunden werden.

Tab. 18: Zink-Gehalt in Miesmuscheln und Nordseefischen 1997/98 in mg/kg Frischgewicht (die Werte von der UPB stammen aus einem jährlichen Proben-Homogenat sind dem Mittelwert vergleichbar)

	Mies-muschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Muskel	Flunder Muskel	Flunder Muskel	Scholle Leber
Messinstitut Jahr	NLÖ 1997/98	UPB 1997	UPB 1997	NLÖ 1997/98	NLÖ 1997/98	BFA 1997/98
Herkunft	Ostfr. Küste	NF-Küste	Jadebusen	Weserästuar	Ostfr.Küste	Dt. Bucht
Minimum	12/14	-	-	7,1/7,6	5,3/ 4,6	17/27
Median	13/18	12,2	12,6	8,6/8,4	8,2/6,8	24/34
Maximum	17/21	-	-	10/9,6	11/8,7	33/80

Vergleichende Zink-Betrachtung

Auch die Verteilung der Zink-Konzentrationen im Wasser zeigte 1997/98 den üblichen Gradienten mit fallenden Werten von den Flussmündungen in Richtung offene Nordsee. Im Wasser der Elb- und Weserfahne waren die Zink-Gehalte um den Faktor acht höher als in der äußeren Deutschen Bucht. Im Sediment hingegen variierten die Zink-Gehalte, wenn man vom eisenreichen sandigen Küstenvorfeld absieht, nur wenig. Die Zink-Belastung in der Deutschen Bucht war damit nur noch doppelt so hoch wie die Hintergrundbelastung. Daher sind regionale Unterschiede kaum zu erkennen.

früher von vielen Autoren (z. B. Schönfeld et al. 1990) aufgeführten hohen räumlichen und zeitlichen Variabilitäten der Schwermetall-Konzentrationen in einem komplexen Meeresgebiet wie der Deutschen Bucht waren wohl zu einem erheblichen Teil durch Probleme der Probenahme und Analytik hervorgerufen. Jetzt zeigt sich, dass die Schwermetall-Konzentrationen hauptsächlich durch den Vermischungsgrad des Nordseewassers mit Elbe, Weser und Ems bestimmt werden, da die Flüsse die Haupteintragsquelle der anorganischen Schadstoffe sind.

Die langjährigen Messreihen des BSH in der Deutschen Bucht zeigen, dass die Konzentrationen der Schwermetalle Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink langsam abnehmen. Dies ist überwiegend auf einen geringeren Eintrag aus den Flüssen Elbe und Weser zurückzuführen. Auch hier wirken sich deutlich die Bemühungen für einen besseren Gewässerschutz aus. Der Rückgang der Bleikonzentration in der Nordsee lässt vermuten, dass er im Zusammenhang mit dem Rückgang der Verwendung von verbleitem Kraftstoff steht. Die Cadmiumkonzentrationen, die überwiegend

236 Zusammenfassung und Bewertung

Meerwasser

Die vorliegenden Ergebnisse aus der Überwachung der Jahre 1997 und 1998 zeigen eine gute Übereinstimmung der von verschiedenen Laboren unabhängig gewonnenen Proben. Die

durch geochemische Prozesse gesteuert werden, änderten sich dagegen kaum.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass Schwermetalle auch 1997/98 aus den Flüssen in die Nordsee über dem geochemischen Hintergrundwert eingetragen wurden und damit die Küstengewässer belasten. Die Flüsse sind die Hauptquellen für die Schwermetalle in der Deutschen Bucht, wo deutlich geringere Konzentrationen aufgrund der Vermischung mit dem Meerwasser gemessen werden. Die vorgefundene Schwermetall-Konzentrationen stellen für Flora und Fauna im Meer keine unmittelbare Gefahr dar.

Sediment

Die in den Jahren 1997/98 ermittelte räumliche Verteilung der hier vorgestellten Elemente stimmt mit der in früheren Jahren gefundenen Verteilung recht gut überein.

Die Station Bremerhaven kann nach Ausweis der in den Sedimenten gefundenen Konzentrationen nicht als besonderer Belastungsschwerpunkt angesehen werden.

In der inneren Deutschen Bucht haben die Konzentrationen der fünf Elemente abgenommen.

Von den inneren Bereichen ("Weser, I", "Elbe, I") des Untersuchungsgebietes abgesehen, liegen die Medianwerte für das Kupfer nun innerhalb des Variationsbereiches der für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte. Die anderen Elemente sind immer noch angereichert. Die Anreicherungsfaktoren in den Sedimenten der Watten und der inneren Deut-

schen Bucht ("Offene Nordsee, I") betragen für

Quecksilber:	10 bis 20
Cadmium:	3 bis 5
Blei:	ca.. 2
Zink:	ca. 2.

Biota

Die in dem vorliegenden Bericht vorgestellten Ergebnisse geben ein annähernd realistisches Bild der Schwermetallgehalte von Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus der Nordsee wieder. Die ermittelten Daten zeigen charakteristische Unterschiede sowohl zwischen den Schwermetallgehalten generell als auch zwischen den untersuchten Materialien (Leber, Muskel, Eier) und zwischen den untersuchten Tierarten.

Besorgniserregend hohe Schwermetallgehalte wurden nicht festgestellt. Die Cadmium- und Bleigehalte bewegen sich seit 1995 auf einem annähernd gleichbleibenden Niveau. Die Kürze des Untersuchungszeitraums lässt keine Aussagen über Trendentwicklungen zu. Ähnliches gilt für Kupfer und Zink. Bei diesen beiden Elementen ist noch zu berücksichtigen, dass ihre Gehalte in den Organismen biologisch geregelt werden. Dieser Regelmechanismus wird erst bei extrem hoher Belastung außer Kraft gesetzt. Eine solche Ausnahmesituation ist nicht zu erkennen. Erfreulich ist der seit einigen Jahren erkennbare, abnehmende Trend von Quecksilber in Schollen der Deutschen Bucht. Auch die Quecksilbergehalte der Eier von Austernfischern, Flussseeschwalben und Silbermöwen haben sich in allen untersuchten Brutgebieten parallel zur zurückgehenden Belastung von Rhein und Elbe verringert.

24 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Zahl organischer Schadstoffe stammt aus industrieller Produktion und gelangt durch menschliche Aktivitäten in die Meeresumwelt. Viele dieser Verbindungen enthalten polyzyklische Strukturen und Halogenelemente (Chlor, Brom, Fluor), von denen die Organochlorverbindungen (CKW) bisher am intensivsten untersucht worden sind.

Die meisten Organochlorverbindungen sind ausgesprochen lipophil (mit Ausnahme der HCH-Isomeren) und damit nur gering wasserlöslich. Sie reichern sich daher besonders in Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen an. Da sie zum Teil sehr persistent sind (in der Natur nur langsam abbaubar), findet innerhalb der Nahrungskette eine Akkumulation statt. Je höher ein Organismus in der Nahrungskette steht, desto größer kann die Anreicherung und damit die Belastung für den Organismus sein. Neben der unmittelbaren toxischen Wirkung der aufgenommenen Substanzen können im Organismus erzeugte Abbauprodukte zu einer Verstärkung der Schadstoffwirkung führen.

Ebenso besitzen viele Schadstoffe auch hormonelle Wirkungen (z. B. DDE, Dieldrin). Diese als Umweltöstrogene oder Xenoöstrogene bezeichneten organischen Verbindungen sind hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung und Struktur - und damit auch in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften sehr heterogen. Sie stehen im Verdacht, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Dieses führt zu Funktionsstörungen mit negativen Folgen für Fortpflanzung und Entwicklung.

Messprogramm

Meerwasser

Messungen im Wasser wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ (Winter), dem BSH (Sommer) und dem LANU (Winter und Sommer) durchgeführt. Die untersuchten Einzelkomponenten sind allerdings unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen sind die Ergebnisse nur eingeschränkt ver-

gleichbar und können daher auch nur bedingt zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden. Durch die bei der ARGE Elbe ab 1998 eingeführten Bestimmungsgrenzen von 5 ng/l liegt ein höherer Anteil der Messungen unterhalb dieser Grenzkonzentration; dadurch hat sich die Anzahl verwertbarer Messdaten für die Elbe deutlich verringert.

Sedimente

Sedimente wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ, dem LANU, dem BSH und der BfG untersucht.

Im Gegensatz zur Bewertung von Schwermetallbelastungen gibt es für organische Schadstoffe immer noch keine allgemein akzeptierte Normierung. Der organische Anteil des Sediments (TOC = Total Organic Carbon) ist die wesentliche Trägersubstanz für organische Schadstoffe. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es aufgrund von Herkunft, Alter und Abbau des organischen Materials unterschiedliche TOC-Substrate gibt. Entsprechend können regionale und/oder saisonale Unterschiede im TOC-Gehalt sowie in dessen Zusammensetzung und Sorptionskapazität auftreten. Eine rechnerische Normierung auf TOC kann bei geringen TOC- und/oder Schadstoffgehalten zu Ergebnissen mit großer Ungenauigkeit führen. Hinzu kommen schadstoffspezifische Unterschiede im Bindungsverhalten gegenüber Sedimenten, so dass diese Art der Normierung nicht immer auf alle Schadstoffe anwendbar ist.

Eine andere Möglichkeit wäre der Bezug oder die Analytik in einer bestimmten Kornfraktion des Sediments. Es besteht bisher jedoch keine Einigung, welche der Fraktionen (< 20 µm oder < 63 µm) geeigneter ist. Daher wurden die organischen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe (<2mm) bestimmt. Da für die vorliegenden Daten aus dem Nordsee-Bereich TOC-Werte vorlagen, werden die Daten auch auf TOC normiert dargestellt und diskutiert.

Biota

Muscheln wurden an der Westküste von Schleswig-Holstein (LANU), an der ostfriesischen Küste (NLÖ) und im Elbe-Ästuar (Wassergütestelle Elbe) entnommen und untersucht, jedoch lagen die Ergebnisse zur Zeit der Berichterstellung noch nicht vor. Fische wurden aus den Ästuaren, den Wattgebieten und der offenen Nordsee auf organische Schadstoffe hin untersucht. Im Mai 1997 und 1998 wurden Aalmuttern aus dem niedersächsischen (Transekts Varel-Mellum) und aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Meldorf-Bucht) beprobt (UPB²). Das mittlere Alter der gefangenen Fische lag zwischen 1,5 und 2,3 Jahren. Die Muskulaturen und die Lebern der Aalmuttern wurden getrennt nach Jahrgang und Probenahmegebiet zu einem Homogenat zusammengeführt. Flundern und Klieschen wurden vor der niedersächsischen Küste in fünf Gebieten gefangen (NLÖ). Ergebnisse zu diesen Proben liegen noch nicht vor.

Für die Bestimmung der zeitlichen Veränderung der Belastung von Fischen der offenen See wurden im Zeitraum August-September Klieschen und Schollen im Untersuchungsgebiet nordwestlich bis nördlich von Helgoland gefangen (BFA-Fi³). Ergebnisse zu diesen Proben liegen zur Zeit noch nicht vor. Daneben wurden im Rahmen der biologischen Untersuchungen zum Gesundheitszustand von Klieschen in verschiedenen Nordseegebieten Proben für die Analyse organischer Schadstoffe genommen. Die Probennahme wurden allerdings hinsichtlich der Probenahmezeit nicht nach den Monitoring-Richtlinien durchgeführt, sondern seit 1987 zu Beginn des Winters (in der Regel im Januar) und im Frühsommer (seit 1991 im Juni, ab 1996 im Mai). Es wurden jeweils 25 weibliche Klieschen mit einer Körperlänge von 20-25 cm genommen und deren Lebern in fünf Poolproben auf chlorierte Kohlenwasserstoffe analysiert.

241 Hexachlorcyclohexan-Isomere (α -HCH, β -HCH und γ -HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) wird seit 1950 weltweit in großen Mengen als Insektizid eingesetzt. Ursprünglich wurde ein technisches HCH-Gemisch verwendet, das aus verschiedenen HCH-Isomeren besteht (α -HCH: ca. 65-70 %, β -HCH: ca. 7-20 %, γ -HCH: ca. 15 %, δ -HCH: ca. 6-10 %, ε -HCH: ca. 1-2 %). Seit Mitte der siebziger Jahre besteht in den meisten europäischen Ländern ein Anwendungsverbot für das technische Gemisch. In den Industrieländern wird inzwischen nur das reine γ -Isomer (Lindan) verwendet, während in einigen Entwicklungsländern weiterhin auch technisches HCH hergestellt und eingesetzt wird.

Meerwasser

Die Verteilung der Mittelwerte von α -, β - und γ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb. 33 wiedergegeben. Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 3-5 ng/l vorlagen, zeigten sie in der Deutschen Bucht und in den Küstengebieten unterschiedliche Verteilungen.

α -HCH

Die Konzentrationen von α -HCH befanden sich in den Flüssen Ems (Herbrum) und Weser (Farge) meist unterhalb der Nachweisgrenze von < 0,07 ng/l und erreichten 1998 maximale Werte von 0,4 ng/l und 0,6 ng/l. In der Elbe lagen die Konzentrationen zwischen < 0,7 und 9 ng/l (Mittelwert 5,6 ng/l). Damit trug nur die Elbe nennenswert zur Belastung der Deutschen Bucht bei.

An den Stationen der schleswig-holsteinischen Westküste variierten die α -HCH Werte zwischen nicht nachweisbar (< 0,7 ng/l) und 1,5 ng/l. Aus dem Gebiet der ostfriesischen Küste (Inseln, Ems- und Weser-Ästuar) lagen keine Werte für α -HCH vor.

In der Deutschen Bucht zeigte das α -HCH eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen um 0,2 ng/l, wobei höhere Werte nur

² Umweltprobenbank des Bundes

³ Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Fischereiökologie

in der Elbwasser-Fahne (Maximum: 0,36 ng/l) gemessen wurden.

β-HCH

Auch für β -HCH war in der **Deutschen Bucht** eine wesentlich geringere Belastung (<0,03 ng/l) als in den vom Elbwasser beeinflussten Bereichen (Mittelwerte bis 0,19 ng/l) zu beobachten. β -HCH wies in der **Elbe** mittlere Konzentrationen von 3,5 ng/l auf.

γ-HCH (Lindan)

Die Konzentrationen von γ -HCH variierten in den Flüssen Ems (Herbrum) und Weser (Farge) zwischen 0,3 ng/l und 3 ng/l (Median: 0,6 und 1,0 ng/l). Die Maximalwerte wurden im Juni beobachtet. In der Elbe lagen die Konzentrationen zwischen 0,3 und 5 ng/l (Mittelwert 4,3 ng/l). Durch die bei der ARGE Elbe ab 1998 eingeführten sehr hohen Bestimmungsgrenzen von 5 ng/l kann Lindan in der Elbe kaum noch nachgewiesen werden.

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen 1997 und 1998 zwischen 1,1 und 5,3 ng/l. Die höchsten Werte wurden auf der Station Süderpiep im Januar und Februar 1998 beobachtet (3,5 und 5,3 ng/l). Auch im Eiderästuar und südlich von Amrum wurden zu dieser Zeit Maximalwerte gefunden. Dies ist bemerkenswert, da in allen anderen Gebieten für Lindan die höchsten Konzentrationen im Sommer (Mai – Juli) beobachtet wurden. Im August wurden Werte zwischen 1,1 und 2,2 ng/l gemessen, die vergleichbar sind mit den im September in der Deutschen Bucht vom BSH gemessenen Werten (s.u.).

Im Ästuarbereich der Ems und Weser so wie der ganzen **ostfriesischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen auf einem relativ einheitlichen Niveau. Die Mittelwerte der Wintermessungen 1997/98 schwankten zwischen 1,1 und 1,3 ng/l, die Maximal-Konzentrationen lagen bei 3 ng/l. Diese Winter-Werte können aber nicht mit den Sommerwerten des BSH aus der Deutschen Bucht verglichen wer-

den, da beim Lindan ein starker saisonaler Einfluss vorhanden ist.

In der **Deutschen Bucht** waren in den Sommermonaten 1997/98 mittlere Gehalte von 0,82 bis 2,80 ng/l zu beobachten. Dabei zeigte sich ein deutliches Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch die Elbe beeinflusst wurde. Wie frühere großräumige Untersuchungen gezeigt haben, liegt die Ursache hierfür darin, dass das in die Nordsee einströmende Kanalwasser bereits relativ hoch mit Lindan belastet ist (THEOBALD, GAUL und ZIEBARTH, 1996).

Trend

Für die HCH-Isomeren liegen verlässliche Messwerte seit 1975 vor, so dass die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann. In den Jahren seit 1986 konnte für α -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang beobachtet werden (Abb. 34). Auch in den Jahren 1997 und 1998 setzte sich diese Abnahme fort, allerdings wird sie nur aufgrund der langfristigen Untersuchungen signifikant.

Beim Lindan ist eine große Schwankungsbreite festzustellen, die durch eine hohe saisonale Variabilität verstärkt wird. Hohe Werte waren oft im Frühsommer zu beobachten. Dennoch ist langfristig auch für γ -HCH eine Abnahme festzustellen, die allerdings geringer als beim α -HCH ausfällt und erst bei der Betrachtung des Zeitraums seit 1975 in Erscheinung tritt.

Dagegen wurden in den Jahren 1997 und 1998 auf einigen Stationen relativ hohe Maximal-Konzentrationen gefunden. Vor der ostfriesischen Küste (Station T36) wurden 1997 Werte bis 4 ng/l gemessen. Ferner wurden auch vor der schleswig-holsteinischen Küste im Winter 1998 sehr hohe Werte (3 bis 5 ng/l) beobachtet. Die Gründe für diese Spitzen sind zur Zeit noch nicht geklärt.

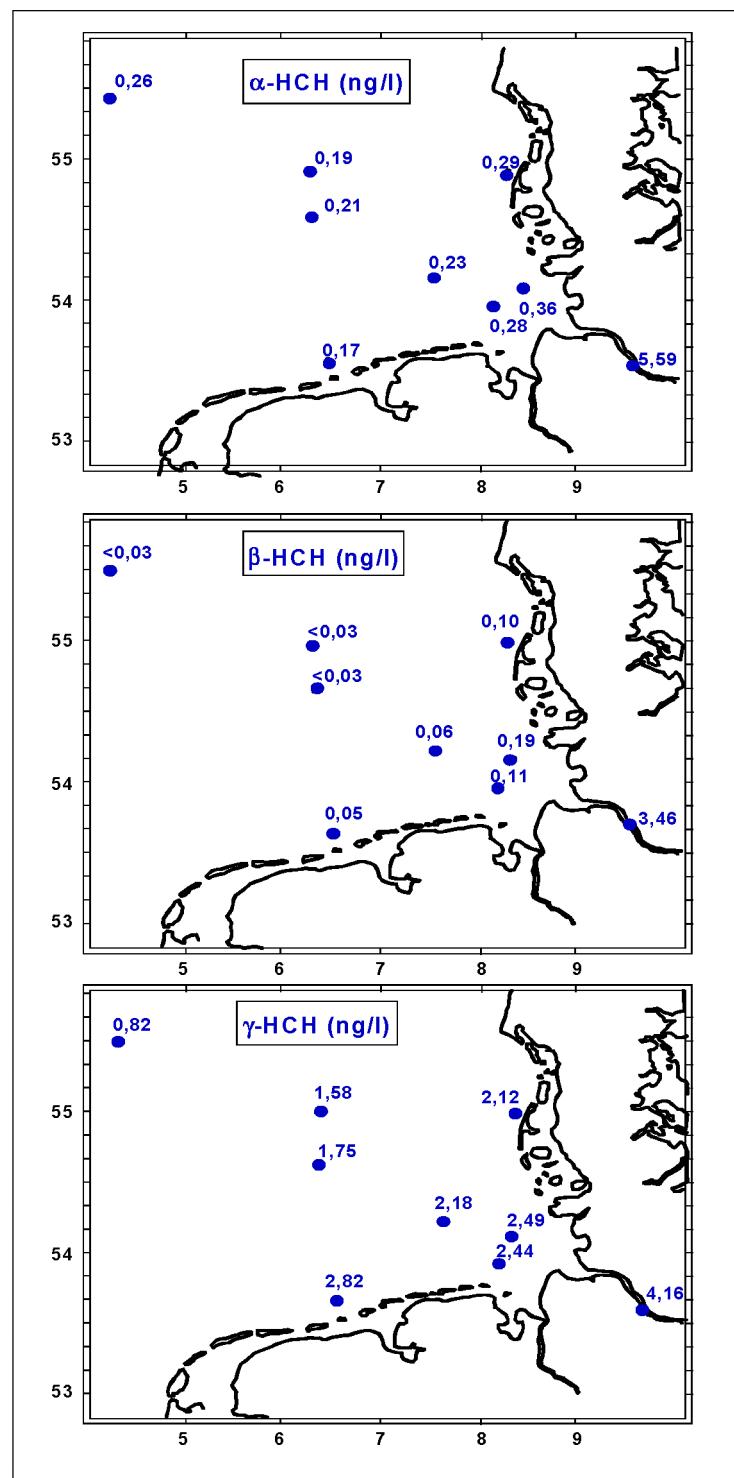


Abb. 33: Verteilung von α -, β - und γ -HCH in der Deutschen Bucht 1997/98 (Mittelwerte)

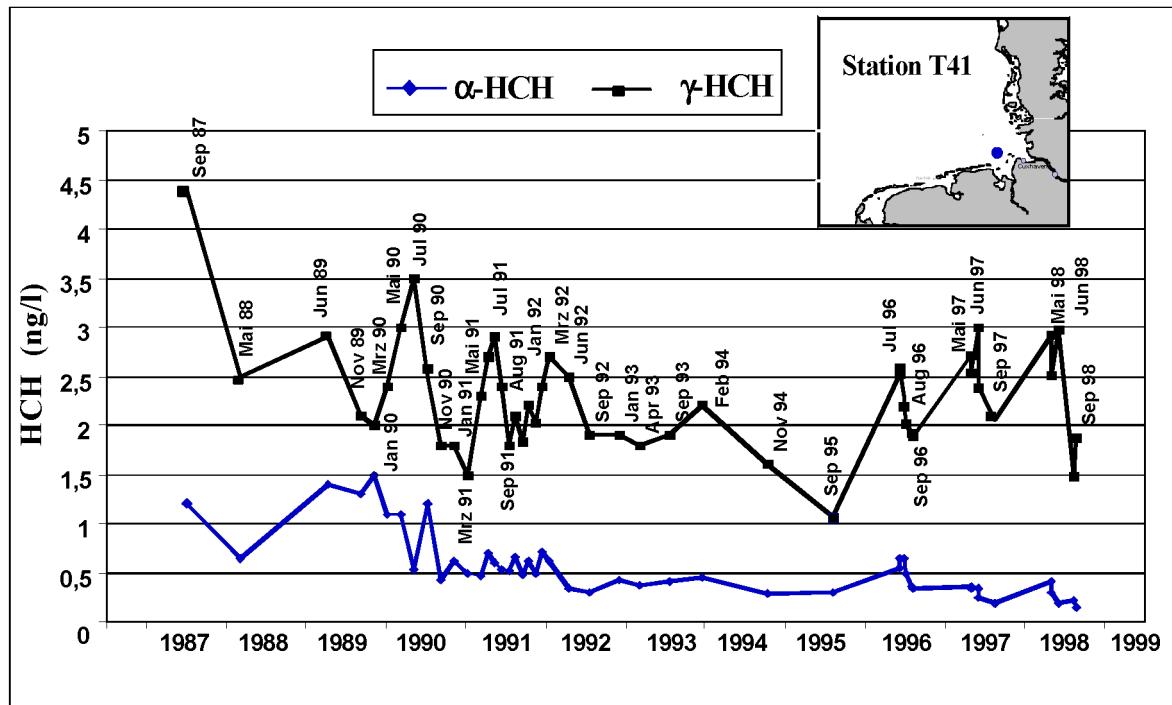


Abb. 34: Entwicklung der α - und γ -HCH-Konzentration im Wasser der Deutschen Bucht (Station T41) seit 1987

Sediment

Aufgrund der relativ polaren Eigenschaften der HCH-Verbindungen findet nur eine geringe Anreicherung im Sediment statt; die Konzentrationen lagen daher häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

In der Ems und Weser lagen die Mittelwerte für Lindan zwischen <0,1 und 0,4 µg/kg, in der Elbe zwischen 0,1 und 0,75 µg/kg.

Vor der ostfriesischen Küste wurden für γ -HCH mittlere Konzentrationen von 0,03 µg/kg (Spiekeroog) bis 0,5 µg/kg (Dollart, Jadebusen) gefunden. Vor der nordfriesischen Küste lagen die HCH-Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze.

In der Deutschen Bucht waren die höchsten Konzentrationen in Proben von der schlackreichen Station KS11 vor der Elbmündung zu beobachten (Mittelwerte: α -HCH: 0,1 µg/kg, γ -HCH: 0,16 µg/kg). Im übrigen Gebiet variierten die Mittelwerte zwischen 0,02 und 0,15 µg/kg.

Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

Biota

Fische

Die HCH-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern, in der offenen See an Klieschen gemessen.

Im Vergleich der beiden Probenahmegebiete an der Küste waren die Aalmuttern aus der Meldorfener Bucht etwa doppelt so hoch mit α - und β -HCH belastet wie die Fische aus dem Transekts Varel-Mellum (Tab 19). In der Leber wurden bis zu über zwanzigfach höhere Werte gemessen als im Muskel, wo die Konzentrationen mit <0,1 (Varel-Mellum) bis 0,5 µg/kg Frischgewicht (Meldorfener Bucht) relativ niedrig waren. Es gab in der Höhe der Belastung keine bemerkenswerten Unterschiede zwischen 1997 und 1998. Anders verhielt es sich mit dem γ -HCH (Lindan). Hier traten keine großen räumlichen Unterschiede auf, dafür zeigte sich zwischen den beiden Jahren eine Abnahme von

1997 nach 1998 (je nach Gebiet und untersuchtem Gewebe zwischen 17 und 47 %).

Für die Klieschen aus der Deutschen Bucht lagen die mittleren Gehalte von α -HCH im Winter 1998 unter denen von 1997, bei γ -HCH galt dieses nur für die auf den Fettgehalt bezogenen Werte. Die auf Frischgewicht bezogenen Konzentrationen in den Sommerproben lagen bei beiden Isomeren um mehr als die Hälfte niedriger als in den Winterproben. Mit zunehmendem Fettgehalt (1997: Sommer: 6,7%, Winter: 19,6%, 1998: Sommer: 6,0%, Winter: 27,8%) steigt parallel auch der HCH-Gehalt. Dementsprechend sind die Unterschiede bei den auf Fettgehalt bezogenen Werten durch die „Normierung“ deutlich geringer (α -HCH) bzw. nicht mehr vorhanden (γ -HCH 1997) oder gar

zwischen Sommer und Winter umgekehrt (γ -HCH 1998). Der niedrige Fettgehalt im Mai ist bedingt durch die vorangegangene Laichzeit. Bei γ -HCH bestand saisonbezogen kein großer Unterschied zwischen 1997 und 1998. Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küste waren die Lebern der Klieschen aus der offenen Nordsee deutlich geringer (Faktor 0,1-0,16) belastet.

In der langjährigen Betrachtung ergibt sich bei den Klieschen ein abnehmender Trend. Seit 1987 zeigten die Winterwerte von α -HCH eine durchschnittliche Abnahme von knapp 8% pro Jahr. Die γ -HCH-Gehalte nahmen durchschnittlich 12% pro Jahr ab, aber nur bis 1994, danach lässt sich kein Trend mehr berechnen. Die Sommerwerte von γ -HCH lassen seit 1995 sogar eine signifikante Zunahme erkennen.

Tab. 19: Mittlere HCH-Gehalte in Fischen (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht, in Klammern: $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fett. Hinsichtlich Matrix und Saison vergleichbare Werte zwischen Küstenbereich und offener See sind fettgedruckt)

	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
Fangzeit	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorf-Bucht	Deutsche Bucht	
α -HCH 1997	<0,1 / 1,9	0,3 / 3,8	1,5 (7,7)	0,6 (4,7)
α -HCH 1998	<0,1 / 1,7	0,5 / 3,8	1,2 (4,3)	n.d./ (-)
β -HCH 1997	<0,1 / 2,4	0,5 / 6,9		
β -HCH 1998	<0,1 / -	0,5 / 4,5		
γ -HCH 1997	2,1 / 27	2,2 / 30	8,6 (44)	2,8 (43)
γ -HCH 1998	1,4 / 23	1,8 / 16	9,2 (33)	2,5 (41)

Vergleichende HCH-Betrachtung

Für die HCH-Isomere scheint das Wasser als Untersuchungs-Matrix Vorteile aufzuweisen; es sind sowohl klare räumliche Strukturen als auch zeitliche Trends zu beobachten. Die Anreicherung vom Wasser zum Sediment (Faktor: 10 – 100) ist relativ gering und bringt für die analytischen Bestimmungen keine Vorteile. Durch den Einfluss der unterschiedlichen Sedimenteigenschaften wird die Interpretation räumlicher Strukturen erschwert; auch zeitliche Trendaussagen sind z. Z. nicht möglich. Die Anreicherung in den untersuchten Fischen beträgt ca. 1000 (Muskel) bis 10000 (Leber). Hier werden bei langjähriger Betrachtung (ab

1987) abnehmende Trends erkennbar. Bemerkenswert ist, dass sowohl im Wasser als auch in den Fischen in den Jahren seit 1995 eine leichte Zunahme der Lindan-Werte (γ -HCH) zu beobachten ist. In allen untersuchten Matrices lagen die α -HCH Werte deutlich unter denen des γ -HCH.

242 (HCB)

Hexachlorbenzol

Hexachlorbenzol (HCB) wurde als Weichmacher und Flammenschutzmittel für Kunststoffe und Schmiermittel, vor allem aber als Fungizid in Holzschutzmitteln angewandt; ferner gelangt es bei der Herstellung von Lösungsmitteln und beim Verbrennen chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Herstellung und Weiterverarbeitung wurden in Deutschland 1993 eingestellt, Emissionen fallen jedoch immer noch aus der Hausmüllverbrennung und anderen Verbrennungsprozessen sowie bei der CKW-Herstellung an.

Meerwasser

In der **Ems** (Herbrum) lagen die Mittelwerte der HCB-Konzentrationen im Bereich von 0,11 bis 0,15 ng/l, in der **Weser** (Farge) bei 0,09 bis 0,13 ng/l. Die Maximal-Werte lagen bei 1 und 0,5 ng/l. In der **Elbe** (Stade) wurde ein Median-Wert von 3,6 ng/l errechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen zwischen 1,19 bis 35,41 ng/l variierten.

An den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** lagen die HCB-Gehalte unter der analytischen Bestimmungsgrenze des für diesen Bereich zuständigen Laboratoriums von 0,5 ng/l. Im Ems- und Weser-Ästuar und an den Stationen der **ostfriesischen Inseln** wurden Mittelwerte der Wintermessungen zwischen <0,06 und 0,2 ng/l beobachtet. Der Grund für die höheren Konzentrationen vor der ostfriesischen Küste liegt wahrscheinlich in der Winterbeprobung und den damit einhergehenden höheren Schwebstoff-Gehalten. In dem Gebiet südlich von Helgoland wurden mittlere Konzentrationen bis 0,36 und ein Maximum von 2,0 ng/l ermittelt.

In der Elbe-Fahne waren Median-Werte im Sommer 1997 und 1998 bis zu 0,02 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen **Deutschen Bucht** liegen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze von 0,01 ng/l.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen, der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen **Trends** angegeben werden.

Sediment

HCB ist auf fast allen untersuchten Stationen in den Sedimenten nachweisbar (Abb. 35). In der **Ems** und **Weser** lagen die mittleren Konzentrationen für 1997/98 zwischen 0,3 und 0,7 µg/kg TM. Deutlich höher war die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente in der **Elbe**, in der mittlere Werte von 20 bis 70 µg/kg TM beobachtet wurden.

Vor der **ostfriesischen Küste** bewegten sich die Werte zwischen < 0,003 µg/kg (Spiekeroog) und 1,2 µg/kg (Dollart). Dagegen lagen die Konzentrationen vor der nordfriesischen Küste unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** variierten die Gehalte meist zwischen 0,01 und 0,16 µg/kg TM; die höchsten Werte wurden in der Elbfahne auf Station KS11 mit einem Mittelwert von 0,61 µg/kg TM gefunden.

Bei der Betrachtung der Konzentrationen bezogen auf den organischen Gehalt (TOC) ist – erwartungsgemäß – eine Nivellierung der Werte festzustellen: die meisten Konzentrationen lagen im Bereich von 3 bis 23 ng/g TOC (Abb. 35); dies gilt sowohl für die Fluss- und Küstensedimente als auch für die der offenen Nordsee. Deutlich höhere Konzentrationen wurden allerdings in den Sedimenten der Elbe (476 bis 2099 ng/g TOC) und der Elbmündung gemessen (Station KS11: 44 ng/g TOC). Diese hohen Konzentrationen in den Elbsedimenten und denen der Elbfahne fielen auch bezogen auf die Trockenmasse (TM) als stark erhöht auf. Dagegen ragten die Stationen vor Borkum mit den hohen Werten von 69 und 88 ng/g TOC in Bezug auf die Trockenmasse nicht so stark aus den Umgebungswerten heraus.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

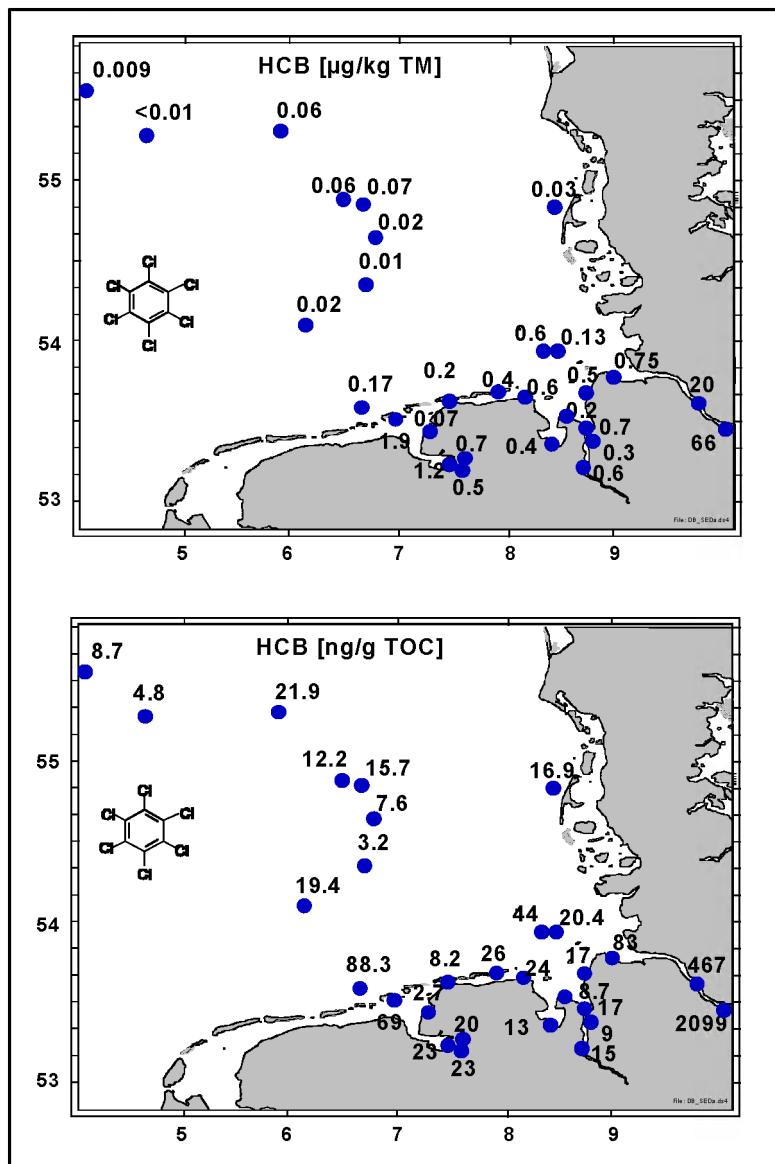


Abb. 35: HCB-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf den organischen Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

HCB in Biota

Fische

Die HCB-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern, in der offenen See an Klieschen gemessen.

Wie bei den HCH-Komponenten waren die Fische aus der Meldorf-Bucht höher mit HCB belastet als jene aus dem Transekt Varel-Mellum (Faktor 1,5 bis 3). In beiden Gebieten nahm der HCB-Gehalt von 1997 nach 1998 deutlich ab (Tab. 20).

Auch die Klieschen der Deutschen Bucht zeigten eine Abnahme der mittleren HCB-Gehalte von 1997 nach 1998. Die starke Abnahme bei den fettbezogenen Winterwerten (30%) war jedoch zum größten Teil durch einen hohen Fettgehalt der Fische im Januar 1998 bedingt (Verdünnungseffekt). Bei der Betrachtung der HCB-Gehalte seit 1987 lässt sich für die Winterproben ein signifikanter Trend mit einer durchschnittlichen Abnahme von 8% pro Jahr berechnen. Dagegen nahm die Belastung in den Fischen, die im Mai gefangen wurden, von 1991 bis 1998 zu.

Tab. 20: HCB-Gehalte in Fischen (in µg/kg Frischgewicht, in Klammern: µg/ kg Fett)

	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
Fangzeit	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorf-Bucht	Deutsche Bucht	
HCB 1997	0,4 / 4,6	1,2 / 14	4,5 (23)	2,4 (37)
HCB 1998	0,2 / 4,0	0,5 / 5,7	4,2 (16)	2 (34)

Vergleichende HCB-Betrachtung

Aufgrund der sehr großen Variabilität der HCB-Konzentrationen im Wasser und in den Sedimenten ist eine vergleichende Betrachtung der Matrices sehr schwierig. Die Anreicherungsfaktoren für die Sedimente liegen zwischen 10^3 und 10^4 , für die Fische zwischen 10^4 (Muskel) und 10^5 (Leber).

243 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Verbindungs-Klasse dar, die aus 209 isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. PCB werden seit Ende der 20er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwendet. PCB sind giftig und zeigten im Tierversuch krebserregende Wirkung. Im tierischen Organismus werden sie kaum abgebaut, sondern reichern sich zu hohen Konzentrationen an. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften wurden sie in den unterschiedlichsten Bereichen verwendet, z. B. als Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als Hydraulikflüssigkeiten und Wärmeüberträgeröle.

Der Einsatz der PCB ist seit 1976 durch verschiedene Gesetze und Richtlinien stark eingeschränkt. In Deutschland werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCB sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

Meerwasser

Die PCB Konzentrationen lagen in der Ems und Weser, in ihren Ästuaren und im Gebiet vor der ostfriesischen Küste (Inseln) in einem sehr ähnlichen Bereich; für das PCB 153 wurden Mittelwerte von <0,2 bis 0,3 ng/l beobachtet, für die Summe der PCB (sieben Kongenere) Mittelwerte von < 1,8 bis 2,8 ng/l. In der Elbe (Stade) wurde für das PCB 153 ein Median-Wert von 0,65 ng/l beobachtet, wobei die Konzentrationen zwischen 0,15 bis 1,36 ng/l variierten.

Im Gebiet vor der ostfriesischen Küste lagen die Werte im gleichen Bereich wie jene der Weser- und Ems-Ästuare (Summe 7: 1,8-2,8 ng/l). Dagegen blieben die Summengehalte der untersuchten acht PCB-Verbindungen an den Küstenstationen Schleswig-Holsteins unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l. Beim regionalen Vergleich muss allerdings die unterschiedliche Beprobungszeit berücksichtigt werden. Die Probennahme im Winter an der ostfriesischen Küste kann zu einer "Höherbelastung" durch den höheren Schwebstoffgehalt im Wasser geführt haben. In der Elbefahne in der Deutschen Bucht (Station 30) waren PCB153 Werte zwischen 0,01 und 0,15 ng/l (Median: 0,03 ng/l) zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 ng/l).

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen und der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen Trends beobachtet werden.

Sediment

Die Summe der PCB nehmen unter den CKW mengenmäßig eine dominierende Stellung ein. Von den 209 theoretisch möglichen Isomeren wurden 10 (bzw. 7) Komponenten von den Tris bis zu den Heptachlorbiphenylen (PCB 28,

(31), 52, 101, (105), 118, 138, 153, (156), 180) quantitativ ausgewertet. Die Gehalte aller untersuchten Komponenten lagen in der Regel über der Nachweisgrenze, wobei die PCB-Isomere 153 und 138 jeweils den größten Anteil ausmachten.

Tab. 21: Mittlere PCB-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	CB 153 µg/kg TM	PCB (S7) µg/kg TM	CB 153 ng/g TOC	PCB (S7) ng/g TOC
Elbe	3,9	16,4	113	469
Weser	4,0	15,2	104	387
Ems	2,5	11,6	99	455
Ostfriesische Küste	0,7	3,2	24	107
Deutsche Bucht	0,2	0,6	33	153

In **Elbe**, **Weser** und **Ems** lagen die Mittelwerte der Summe von sieben PCB zwischen 5,2 und 20,3 µg/kg TM; im Gegensatz zum HCB waren bei den PCB in allen drei Flüssen sehr ähnliche Konzentrationen zu finden, was auf diffusere Quellen hinweist.

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden mittlere Gehalte von 1,1 µg/kg (Spiekeroog) bis 6,1 µg/kg TM (Dollart) beobachtet. Die Konzentrationen vor der nordfriesischen Küste lagen unter der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** wurden bei der schlackigen Station KS 11 vor der Elbmündung bis zu 3,6 µg/kg TM im Sediment gefunden. Auf den übrigen Stationen variierten die Konzentrationen zwischen 0,04 und 1,1 µg/kg TM.

Die räumliche Verteilung (Abb. 36) ist recht schwierig zu interpretieren, da der Eintrag der PCB anscheinend einen hohen diffusen Anteil aufweist und die Konzentrationen im Sediment sehr stark vom Sediment-Typ beeinflusst werden. Betrachtet man die Konzentrationen bezogen auf TM und TOC zusammen, so fallen 3 Stationen in der Deutschen Bucht auf: KS11 vor der Elbmündung, WB5 in der Zentralen DB (hoher TOC Gehalt) und ES1 vor Borkum. Bezogen auf den organischen Gehalt wiesen diese Stationen mit PCB153-Konzentrationen von 80 ng/g TOC ähnlich hohe Werte auf, wie sie in den Flüssen zu beobachten waren.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

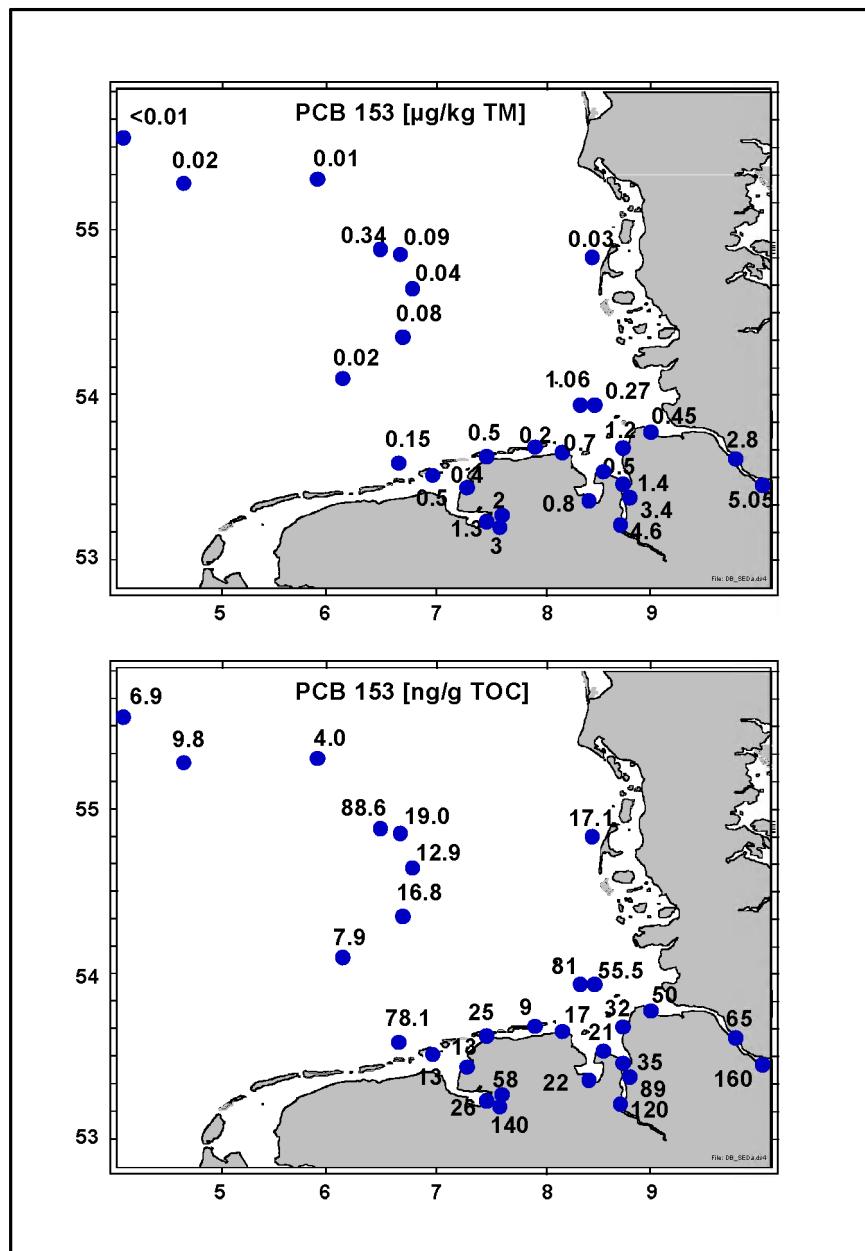


Abb. 36: PCB153-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TM) und auf den organischen Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

Biota

Fische

Die PCB-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern und in der offenen See an Klieschen gemessen.

In der Aalmuttermuskulatur lagen die Werte für die Summe der PCB in beiden Probenahmegebieten und in beiden Jahren bei 10 bis 11 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht. In den Leberproben zeigten sich keine lokalen Unterschiede, aber

ein Anstieg von 1997 nach 1998, vermutlich als Folge eines höheren Fettgehalts im Jahr 1998.

Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küstenregionen waren die Klieschen der offenen Nordsee weniger als halb so stark mit PCB belastet. Bedingt durch den biologischen Zyklus und verbunden mit der Abgabe von Schadstoffen beim Ablaichen im Frühjahr, sind die Winterwerte etwa doppelt so hoch wie die Sommerwerte. Auch in der offenen See war eine Zunahme der PCB-Konzentrationen zu beobach-

ten. Die Winterwerte von 1998 waren gegenüber dem Vorjahr erhöht, die Sommerwerte lagen etwa auf vergleichbarem Niveau. Damit setzte sich eine steigende Tendenz fort, die seit 1994 zu beobachten ist. In den Jahren davor

(Winter 1987-1994 und Sommer 1991-1994) konnte dagegen ein signifikanter Abwärtstrend von durchschnittlich etwa 10% pro Jahr bestimmt werden.

Tab. 22: PCB-Gehalte (Summe 7) in Fischen in µg/kg Frischgewicht (in Klammern: µg/kg Fett)

	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
Fangzeit	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorf-Bucht	Deutsche Bucht	
PCB (S7) 1997	11 / 117	9,8 / 125	93 (477)	53 (836)
PCB (S7) 1998	11 / 182	10 / 163	134 (494)	58 (931)

Seevögel

Der PCB-Gehalt in Silbermöweneiern schwankte 1997/98 im Mittel zwischen 354 und 594 µg/kg FG. Die Konzentrationen in den Eiern von Trischen waren deutlich höher als in

jenen von Mellum (Abb. 37), was auf den erhöhten Schadstoff-Eintrag der Elbe zurückzuführen ist. Die Belastung hat sich in den letzten 8 Jahren wenig verändert, seit 1996 ist sie in den Eiern von Mellum etwas zurückgegangen.

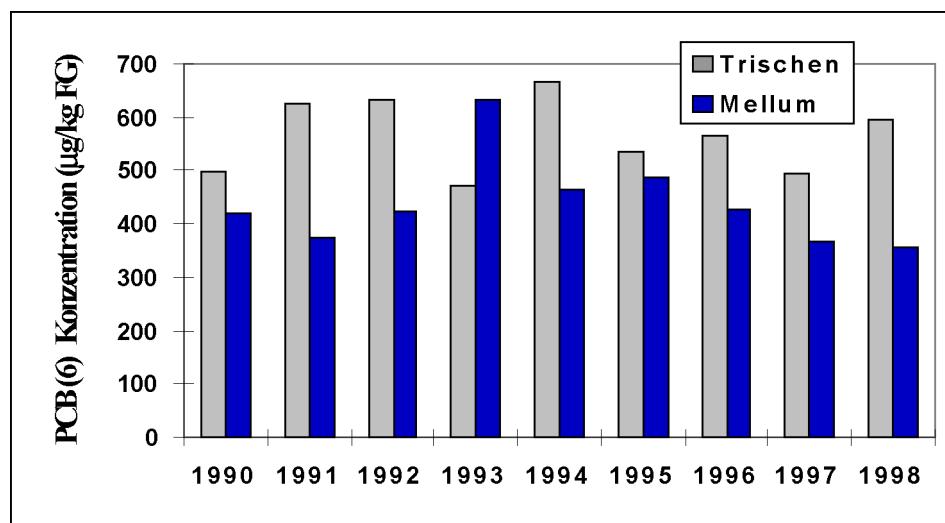


Abb.37: Entwicklung des PCB (6)-Gehaltes in Seemöweneiern von Trischen und Mellum seit 1990

Vergleichende PCB-Betrachtung

Die Zusammenfassung der PCB-Gehalte aus allen untersuchten Bereichen zeigte ein ähnliches Bild wie beim HCB, allerdings waren die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser und den übrigen Kompartimenten ca. um den Faktor 10 größer. Während die PCB-Konzentrationen im Wasser etwa in der gleichen Größenordnung vorlagen wie die des

HCB, wurden in den festen Matrices höhere Werte beobachtet. Dadurch liegen die Anreicherungsfaktoren zum Wasser zwischen 10^5 (Sediment) und 10^6 (Fische).

244 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist ein Insektizid, das seit den 30er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt wurde. Seine Anwendung wurde 1972 in der BRD und 1988 in der DDR verboten. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor zur Anwendung. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa. Neben dem Hauptisomeren p,p'-DDT werden meistens auch die Hauptabbauprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD bestimmt.

Meerwasser

Die Flüsse **Ems** und **Weser** waren nur sehr gering mit DDT und seine Metaboliten DDD und DDE belastet, es waren 1997 und 1998 keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ng/l zu beobachten. Eine Ausnahme stellt die Station bei Nordenham (Weser) dar, die deutlich belastet ist. Hier wurden für DDT Mittelwerte von 1,0 bis 1,1 ng/l und für DDD 1,3 ng/l gefunden. In der **Elbe** (Stade) wurde für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das p,p'-DDD, Konzentrationen von 0,74 bis 2,36 ng/l (Median: 1,13 ng/l) beobachtet.

An der **nordfriesischen Küste** lagen die Werte unter der Nachweisgrenze, zum Teil wurden sie nicht bestimmt. In den Ästuaren von Ems und Weser, sowie vor der **ostfriesischen Küste** wurden für das DDT und DDD Mittelwerte von <0,1 bis 0,18 ng/l beobachtet. Nur auf Stationen der Außenelbe und südlich von Helgoland wurden leicht erhöhte Mittelwerte im Bereich von bis zu 0,34 ng/l für das DDT bzw. bis zu 0,2 ng/l für DDD gefunden (Winterwerte). In der Elbfahne waren im Sommer Maximalwerte bis zu 0,07 ng/l (Median: 0,03 ng/l) zu finden. In der übrigen **Deutschen Bucht** lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 bis <0,03 ng/l).

Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

Sediment

Das p,p'-DDT konnte aus analytisch-technischen Gründen häufig nicht quantitativ ausgewertet werden, diese Probleme traten insbesondere bei sehr niedrigen Konzentrationen auf. p,p'-DDE und p,p'-DDD konnten in nahezu allen Proben nachgewiesen werden, mittlere Konzentrationen zeigt Tab. 23:

Tab. 23: Mittlere DDT-, DDD- und DDE- Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	DDDpp µg/kg TM	DDEpp µg/kg TM	DDTpP µg/kg TM	DDDpp ng/g TOC	DDEpp ng/g TOC	DDTpP ng/g TOC
Elbe	9,5	4,2	11,6	276	122	352
Weser	0,9	1,0	1,0	20,5	24	23
Ems	0,4	0,6	1,0	12	22	40
Ostfries. Küste	0,2	0,2	0,04	12,9	8,0	2,4
Deutsche Bucht	0,1	0,07		20	13,7	

In **Weser** und **Ems** lagen die Werte von DDE und DDD zwischen 0,2 und 1,3 µg/kg TM während in der **Elbe** deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten waren (2,8 bis 12,9 µg/kg TM).

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden Werte zwischen 0,01 und 0,6 µg/kg TM gefunden. Im Bereich der nordfriesischen Inseln lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte zwischen 0,01 und 0,91 µg/kg TM; wie bei den anderen Schadstoffen wurden die höchsten Werte auf der Station KS11 vor der Elbmündung beobachtet. Bezogen auf den organischen Gehalt liegen in der Deutschen Bucht relativ

gleichmäßige Gehalte mit ca. 10 bis 20 ng/g TOC vor, die sich kaum von den Werten in der Ems und Weser unterscheiden (Abb. 38). Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu festzustellen.

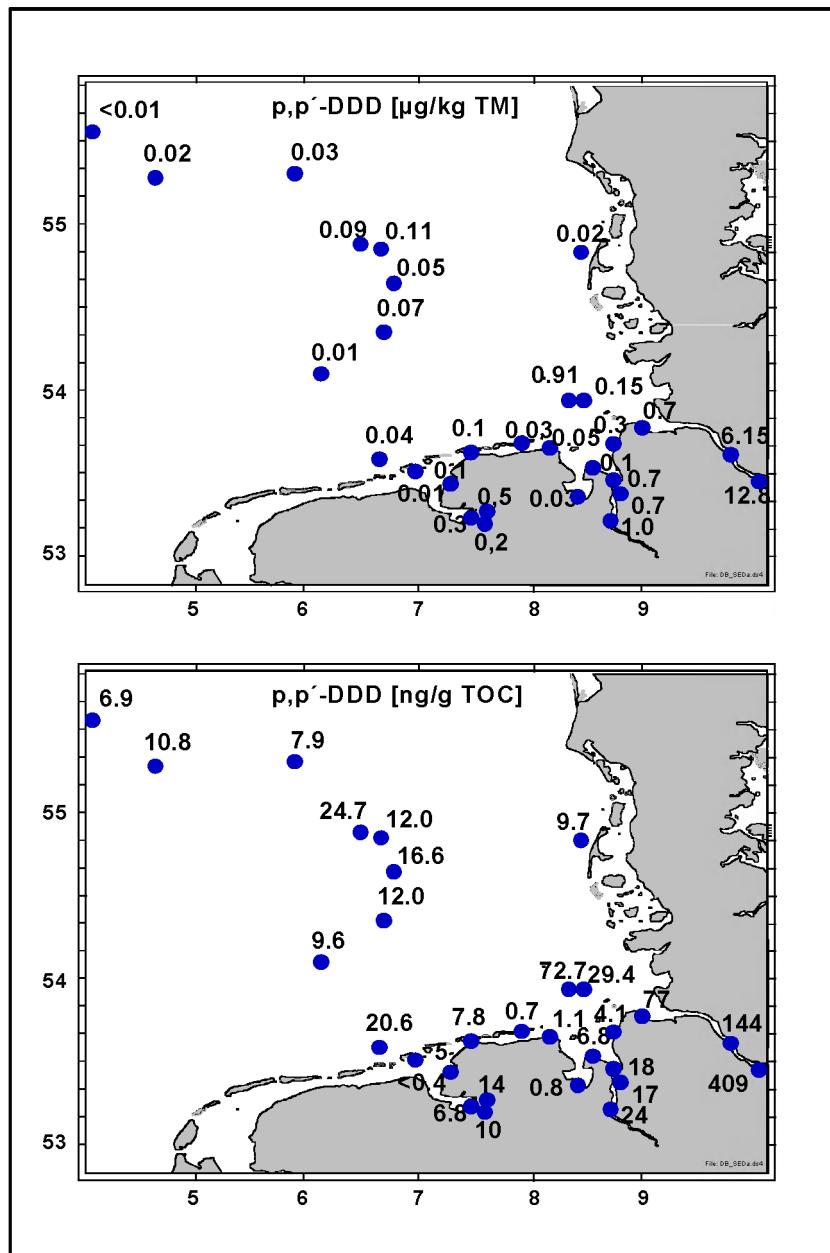


Abb. 38: p,p'-DDD-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

Biota

Fische

Die DDT-Belastung von Fischen wurde im Küstenbereich an Aalmuttern und in der offenen See an Klieschen gemessen.

Die Belastung der Fische mit DDT war an der deutschen Nordseeküste 2-3mal höher als in der offenen Nordsee.

Betrachtet man die Summe der DDT, finden sich seit 1995 kontinuierlich sinkende Gehalte bei Aalmuttern aus der Meldorfener Bucht.

DDT zeigt in Fischen der offenen Nordsee ein vergleichbares Verhalten wie die PCB-Verbindungen. Die DDT-Gehalte in Klieschen waren im Winter etwa doppelt so hoch wie im Sommer, und die Werte von 1998 lagen etwa

ein Drittel höher als 1997. Auch bei der langjährigen Betrachtung zeigt sich, dass die Konzentrationen seit 1994 im Winter bzw. 1996 im Sommer nicht mehr abnehmen.

Tab.24: Summen-DDT-Gehalte in Fischen in µg/kg Frischgewicht (in Klammern: µg/kg Fett)

	Aalmutter Muskel / Leber		Kliesche Leber	
Fangzeit	Mai	Mai	Dez.-Januar	Mai
Fanggebiet	Varel-Mellum	Meldorf-Bucht	Deutsche Bucht	
S-pp-DDX 1997	1,2 / 21	2,9 / 53	12 (63)	5,8 (92)
S-pp-DDX 1998	1,2 / 21	3,0 / 42	22 (81)	8 (131)

Vergleichende DDT-Betrachtung

Die übergreifende Betrachtung der DDT-Konzentrationen in allen untersuchten Bereichen zeigt ein sehr ähnliches Bild wie das der anderen organischen Schadstoffe. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment (zwischen 10^3 und 10^4) und zu den Fischen (zwischen 10^4 und 10^5) sind ähnlich wie beim HCB.

245 Kohlenwasserstoffe

Erdöl-Kohlenwasserstoffe (EKW) sind die Hauptbestandteile des Erdöls, das aus einem Gemisch aus Tausenden verschiedener Kohlenwasserstoffe besteht. Mengenmäßig ist die Gruppe der Aliphaten (n-Alkane) am bedeutendsten, während aus toxikologischer Sicht die Aromaten am wichtigsten sind. EKW sind wenig wasserlöslich und werden an Schwebestoffen und Sedimenten stark angereichert. Erdölkohlenwasserstoffe sind sehr stabil, jedoch werden einige Alkane relativ leicht biochemisch abgebaut.

Erdöl wird weltweit in großen Mengen gefördert, transportiert und verarbeitet, so dass eine besondere Umweltbeobachtung vor allem aufgrund der großen Mengen angezeigt ist. Kohlenwasserstoffe werden aus der Luft, durch die

Flüsse, von Schiffen und Offshore-Förderanlagen ins Meer eingetragen.

Zur Untersuchung der Umweltbelastung werden die EKW sowohl als Summe ("Gesamtkohlenwasserstoff") als auch anhand ausgewählter Einzelkomponenten, wie n-Alkane und Aromaten, erfasst.

Einige der im Erdöl vorkommenden Kohlenwasserstoffe (z. B. n-Alkane) können auch durch pflanzliche oder tierische Organismen gebildet werden.

Eine Unterscheidung zwischen biogenen und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahliger Kettenlängen auf Landpflanzen als Ursprung hin.

Aber auch Algen sind Produzenten bestimmter n-Alkane. Als Maß für den Anteil an biogenen Alkanen wird der "Carbon Preference Index" (CPI) verwendet, der für petrogene Muster etwa 1 und für biogene Muster > 4 ist.

"Gesamtkohlenwasserstoff"- Konzentrationen ("Erdölkohlenwasserstoffe")

Der Gehalt an "Gesamtkohlenwasserstoff" ist ein halbquantitatives Maß für die Belastung

eines Wasserkörpers durch aromatische Erdölkohlenwasserstoffe. In der **Deutschen Bucht** lagen die Gesamtkohlenwasserstoffgehalte 1997 - 1998 zwischen 0,24 µg/l in der **zentralen Nordsee** und 1,4 µg/l in der **inneren Deutschen Bucht**. Mit bis zu 56 µg/l wiesen die Werte bei Cuxhaven und Stade deutlich den besonderen Eintrag auf, der aus der Elbe in die Deutsche Bucht kommt. Die Verteilung in der Deutschen Bucht ist nicht immer gleich und kann von Monat zu Monat unterschiedlich sein, da die Lage der Elbe-Fahne windabhängig ist.

Hintergrundwerte, wie sie z. B. im Atlantik gemessen werden, sind um den Faktor 10 niedriger. Während in der Deutschen Bucht und in der südlichen Nordsee die "Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration" zwischen 0,5 und 1,4 µg/l liegt, sinkt sie im offenen Atlantik auf 0,1 bis 0,05 µg/l ab. Neben quantitativen Unterschieden bestehen allerdings auch große qualitative Unterschiede in der Zusammensetzung, so dass erst die Untersuchungen der Einzelkomponenten genauere Aussagen erlauben.

Für Ems und Weser, nord- und ostfriesische Küstengebiete lagen 1997/98 keine EKW-Messungen vor.

Auf allen Stationen war eine hohe zeitliche Variabilität zu beobachten, besonders an den küstennahen Stationen, die in der Elbfahne liegen. Der Grund für die beobachtete hohe Variabilität liegt darin, dass die Konzentrationen nicht nur durch die Temperatur (Abbauprozesse), sondern auch durch den Süßwasseranteil und den Schwefelstoffgehalt der Wasserproben (hohe Anreicherung der Kohlenwasserstoffe) beeinflusst wird. So ist der Gehalt an EKW im Wasser an saisonale und kurzzeitig veränderliche (meteorologische und hydrographische) Prozesse gebunden. Aufgrund der hohen Variabilität ist derzeit keine Beurteilung der zeitlichen Entwicklung möglich. Die 1997/98 beobachteten Werte lagen im gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe – Alkane

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aliphaten lag 1997 - 1998 zwischen 40 ng/l in der äußeren **Deutschen Bucht** und 400 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gra-

dienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. Die Konzentrationen einzelner n-Alkane (C_{19} bis C_{30}) lagen in der Deutschen Bucht zwischen 0,7 und 5 ng/l, mit vereinzelten Spitzenwerten bis zu 10 ng/l.

In Küstennähe stiegen die Werte bis auf 25 ng/l und im Mündungsbereich der **Elbe** bis auf 100 ng/l an. Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahliger Kettenlängen (Maximum meist bei C_{29}) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der "Carbon Preference Index" von 1,2 bis 2 auch auf einen hohen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) überragte C_{17} (bis 300 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt waren auch C_{15} und C_{19} stark gegenüber den übrigen Kohlenwasserstoffen erhöht (15 bis 75 ng/l). Alle drei Alkane sind bekannte Stoffwechselprodukte von Algen. Besonders hohe Konzentrationen wurden auf Station 36 vor der **ostfriesischen Küste** beobachtet.

Aufgrund der hohen Variabilität waren keine zeitlichen Entwicklungen zu beobachten.

246 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. Von den Hunderten von PAK, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, wird nur eine begrenzte Auswahl für Monitoring-Untersuchungen herangezogen.

PAK sind als reine Kohlenwasserstoffe wenig wasserlöslich, zeigen eine hohe Affinität zu festen Oberflächen und werden an Schwefelstoffen, Sedimenten und in Biota stark angereichert. Sie entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl). PAK sind ferner im Steinkohlenteer und im Erdöl vorhanden.

Einige PAK lösen Haut- und Lungenkrebs aus. Wegen der hohen Expositionswahrscheinlichkeit

keit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten sie als prioritär zu berücksichtigende Umweltkanzerogene.

In die Meeresumwelt werden sie hauptsächlich direkt aus der Luft und durch die Flüsse einge-tragen. Aufgrund ihrer hohen Affinität zu Schwebstoffen sind sehr starke Gradienten von den Fluss-Ästuaren und der Küste (hohe Schwebstoffgehalte) zur offenen See (geringe Schwebstoffgehalte) zu beobachten.

Meerwasser

Die mittleren Konzentrationen (Mediane) der Summe von sechs Aromaten (TrinkwasserVO) in der **Deutschen Bucht** lagen 1997 - 1998 zwischen 0,34 ng/l (Station 1) und 3,96 ng/l (Station 30); in der **Elbe** bei Stade wurden 44,56 ng/l gefunden. Die Konzentrationen der Einzel-PAK variierten in der Elbe und der Deutschen Bucht - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 14 ng/l bis unter 0,01 ng/l. Bei den hochkondensierten 5- und 6-Ring-Aromaten ist zur Küste hin ein sehr starker Gradient zu beobachten, während bei den 2- und 3-Ring Aromaten der Gradient weniger steil ausfällt. Während 2-bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthen, Pyren) in der offenen See im Bereich von 0,01 bis 0,5 ng/l vorlagen, wiesen 5- und 6-Ring-Aromaten

hier nur noch Konzentrationen von <0,01 bis 0,05 ng/l auf. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass die hochkondensierten polzyklischen Aromaten eine sehr große Affinität zu Schwebstoffen zeigen, so dass ihre Konzentrationen besonders stark vom Schwebstoffgehalt abhängen und einen steileren Gradienten von der Küste zur offenen See aufweisen als die besser wasserlöslichen, niedrig kondensierten 2-und 3-Ring-Aromaten.

Die zeitliche Abhängigkeit der Einzelkomponenten-Konzentrationen ist ähnlich komplex wie die der "Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration" und erlaubt momentan keine Aussagen zu einem eindeutigen Trend.

Sediment

Die Konzentrationen der PAK im Sediment waren ca. 100 bis 1000 mal höher als die der chlorierten Kohlenwasserstoffe, daher konnten sie auf allen Stationen nachgewiesen werden. Die Muster der Einzelverbindungen sind relativ ähnlich, daher kann stellvertretend für alle PAK das Benzo[a]pyren (BaP) als ein typischer Vertreter für die Diskussion der Überwachungsergebnisse herangezogen werden (Abb. 39 und Tab. 25).

Tab. 25: Mittlere Gehalte von Benzo[a]pyren und der Summe von 6 Aromaten (ARO-TVO) in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

	BaP	ARO-TVO	BaP	ARO-TVO
	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/g TOC	µg/g TOC
Elbe	150		4,2	
Weser	137	1155	3,5	30,6
Ems	90	741	3,6	29,3
Ostfriesische Küste	33,5	296	1,1	9,3
Deutsche Bucht	11,3	147	2,6	30,8

Die mittleren Konzentrationen des Benzo[a]pyren waren in den drei Flüssen Ems, Weser und Elbe sehr ähnlich und variierten von 60 bis 200 µg/kg TM.

Vor der ostfriesischen Küste wurden Werte zwischen 27 und 65 µg/kg TM beobachtet.

Im der nordfriesischen Küstebereich wurden keine PAK bestimmt.

In der Deutschen Bucht lagen die Mittelwerte des BaP zwischen 0,3 und 37 µg/kg TM; die höchsten Werte wurden wie bei den CKW vor der Elbmündung (KS11) und an einer Station mit relativ hohen TOC-Gehalten in der zentralen Deutschen Bucht (WB 5) beobachtet.

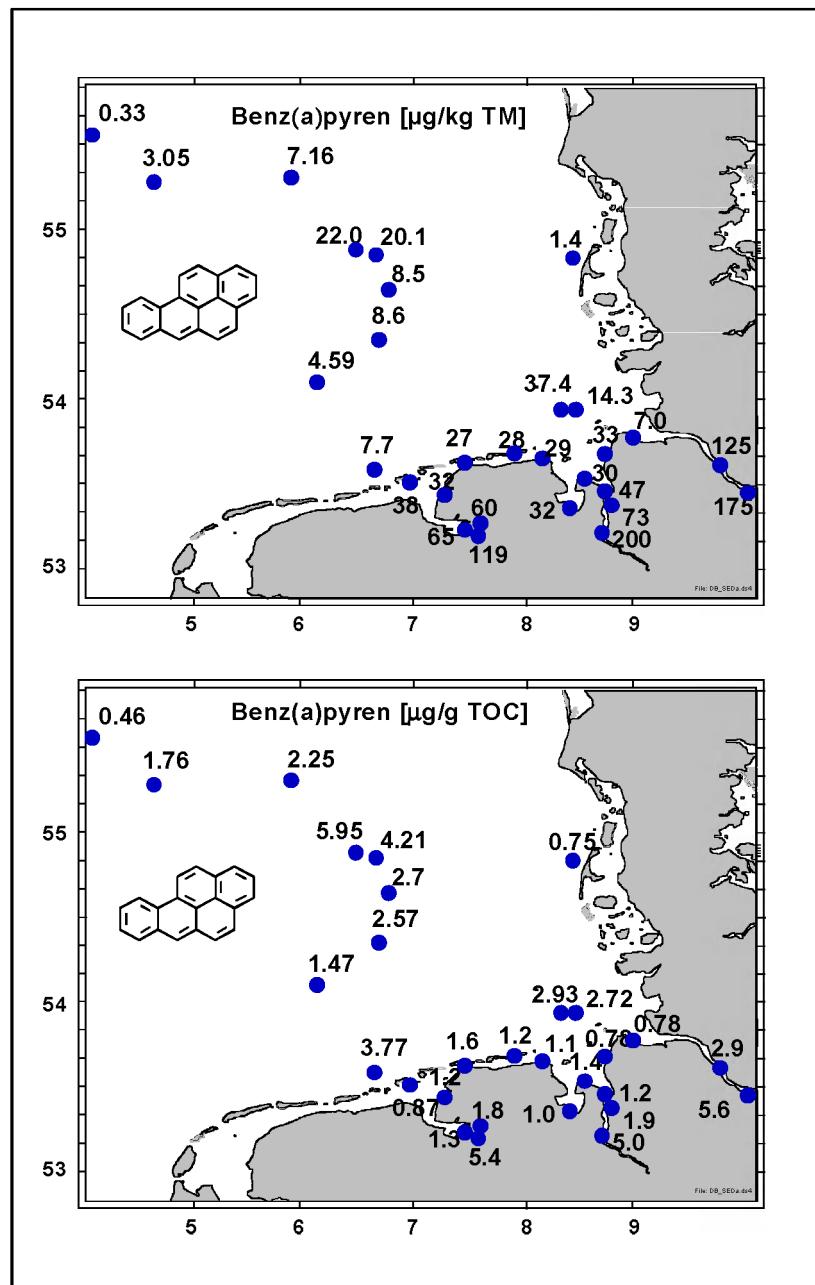


Abb. 39: Benzo[a]Pyren-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1997-98)

Die PAK weisen die gleichmäßigste Verteilung aller Schadstoffe im Sediment auf; dies wird insbesondere deutlich, wenn die Konzentrationen bezogen auf TOC betrachtet werden. Hier variierten die Werte nur noch in dem Bereich von 0.5 bis 6 µg/g TOC, wobei zwischen Sedimenten der offenen See und der Flüsse praktisch kein Unterschied mehr vorhanden ist. Der Grund für eine fehlende Struktur ist höchstwahrscheinlich der sehr diffuse Eintrag der PAK und das ubiquitäre Vorkommen in der Umwelt.

Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

247 Zinnorganische Schadstoffe

Organozinnverbindungen werden in unterschiedlichen Bereichen großtechnisch eingesetzt. Neben der Verwendung von Mono- und Dialkylzinnverbindungen als Stabilisatoren und Katalysatoren in der Kunststoffverarbeitenden Industrie werden Tributylzinnverbindungen (TBT) in Antifouling-Farben zur Verhinderung von Bewuchs auf Schiffsrümpfen eingesetzt.

Durch seine hormonähnliche Wirkung hat es bereits in extrem niedrigen Konzentrationen (wenige ng/l) Einfluss auf das Reproduktionssystem mariner Schneckenarten, was zur Vermännlichung der weiblichen Tiere (Imposex- und Intersexphänomen) und damit zum Verlust der Fortpflanzungsfähigkeit führen kann.

Sediment

In schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe und einiger Nebenflüsse werden seit 1991 Organozinnverbindungen analysiert (ARGE Elbe, 1999). Die Ergebnisse dieser langjährigen Untersuchungen sind in Tab. 26 dargestellt.

Daraus wird ersichtlich, dass die Mulde, in die Abwässer eines organozinnproduzierenden Betriebes im Raum Bitterfeld eingeleitet werden, eine relevante Eintragsquelle ist. Hohe Werte wurden auch in der Elbe bei Bunthaus, Schnackenburg und Magdeburg gemessen, diese haben aber seit 1995 abgenommen.

An der Messstelle Seemannshöft ist seit 1996 ein TBT-Anstieg zu verzeichnen, der auf einen erheblichen Einfluss des Werftbetriebs und Schiffsverkehrs im Hamburger Hafen und in der Tideelbe zurückzuführen ist.

Als weiterer Eintragspfad für TBT kommt die Remobilisierung aus Sedimenten in Betracht, die bei Unterhaltungsmaßnahmen zur Fahrrinnenanpassung und der Freihaltung von Hafen-einfahrten anfallen. Sedimentproben aus der Glückstädter Nebenelbe bzw. an der Brunsbüttler Schleuse wiesen TBT-Gehalte von 52 µg Sn/kg TM und 30 µg Sn/kg TM auf.

Aus der Weser und Ems liegen keine Werte vor.

Im ostfriesischen Küstengebiet wurden mittlere Konzentrationen von 4,6 µg Sn/kg TM beobachtet.

Tab. 26: Butylzinnspezies in schwebstoffbürtigen Sedimenten der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse von 1991 bis 1997, dargestellt als 90%-Quantil- bzw. zweifache Medianwerte (fett/kursiv), in µg Sn/kg TM. BG= Bestimmungsgrenze= 1 µg Sn/kg TM

	Cuxhaven	Grauerort	Blankenese	Seemannshöft	Bunthaus	Schnackenburg	Magdeburg	Rosenburg (Saale)	Dessau (Mulde)	Schmilka
Monobutylzinn										
1991	20	20	<BG	-	140	520	-	-	-	-
1992	15	130	350	-	1210	1750	-	-	-	-
1993	15	20	<BG	30	360	940	590	-	-	60
1994	-	-	-	160	-	1150	360	-	3580	26
1995	-	34	-	33	-	66	81	21	1520	12
1996	-	50	-	152	-	201	175	-	2070	47
1997	-	48	-	91	-	240	207	150	2020	85
Dibutylzinn										
1991	<BG	20	60	-	360	2400	-	-	-	-
1992	25	80	140	-	810	1890	-	-	-	-
1993	<BG	30	40	70	760	1360	800	-	-	230
1994	-	-	-	75	-	590	232	-	5480	32
1995	-	24	-	27	-	89	61	70	1380	18
1996	-	17	-	41	-	88	115	-	820	25
1997	-	16	-	31	-	107	82	142	671	19
Tributylzinn										
1991	20	120	280	-	600	1160	-	-	-	-
1992	60	190	630	-	690	1010	-	-	-	-
1993	<BG	60	120	190	460	480	320	-	-	85
1994	-	-	-	128	-	102	58	-	1440	25
1995	-	68	-	129	-	49	42	46	463	21
1996	-	101	-	407	-	72	56	-	408	44
1997	-	78	-	359	-	33	26	62	186	14
Tetrabutylzinn										
1991	<BG	80	60	-	320	1880	-	-	-	-
1992	<BG	25	30	-	260	630	-	-	-	-
1993	<BG	15	<BG	40	140	230	150	-	-	<BG
1994	-	-	-	144	-	616	710	-	39400	<BG
1995	-	22	-	79	-	256	220	44	5980	<BG
1996	-	6	-	23	-	38	20	-	990	<BG
1997	-	8	-	15	-	25	16	<BG	587	<BG

248 Sonstige Organische Schadstoffe

Das Spektrum der Stoffe, die von den einzelnen im BLMP mitarbeitenden Laboren gemessen werden, ist sehr unterschiedlich. Aus diesem Grund wird auf eine Darstellung dieser Ergebnisse hier verzichtet und auf die speziellen Veröffentlichungen der einzelnen Institutionen verwiesen (J. LÖFFLER et al. 1999,

C.FOOKEN et al. 2000, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie 1999).

249 Zusammenfassung und Bewertung

Wasser

Die Verteilung der α -HCH Konzentrationen in der Deutschen Bucht war 1997/98 recht gleichmäßig und wies eine niedrige Grundbelastung auf, allerdings zeigte sich die Elbe weiterhin als Eintragsquelle. Lindan wurde in allen Flüssen und im Küstenbereich in erhöhten Konzentrationen gefunden. In der Deutschen Bucht war ein abnehmender Gradient von den Küsten zur offenen See und vom Süden nach Norden zu beobachten. Beim α -HCH konnte der abnehmende Trend, der seit 1986 beobachtet wurde, weiter bestätigt werden. Beim Lindan ist aufgrund der sehr hohen Variabilität in den letzten Jahren kein Trend zu beobachten.

Im Wasser der Deutschen Bucht ähnelt die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe HCB, PCB und DDT jener der hochkondensierten PAK: es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Außerdem sind die Konzentrationen stark von den Schwebstoffgehalten der Proben abhängig. Aussagen über Trends können aufgrund der kleinen Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen nicht gemacht werden.

Sediment

Durch die Anreicherung der meist lipophilen Stoffe im Sediment ist die Datenlage der meisten Schadstoffe in den Sedimentproben besser als im Wasser; eine Ausnahme bilden die polareren HCH, bei denen sich die Lage umgekehrt darstellt. Trotz der höheren Konzentrationen ist die Interpretation der Sedimentdaten schwierig, da eventuell vorhandene regionale Unterschiede durch die Charakteristik unterschiedlicher Sediment-Typen überlagert werden. Der Bezug auf organischen Kohlenstoff (TOC) ergibt nur zum Teil ein leichter

bewertbares Bild. Die PAK weisen die homogenste Verteilung aller untersuchten Stoffe auf, gefolgt von den PCB; bei beiden Substanzklassen sind in den Flüssen Ems, Weser und Elbe jeweils ähnliche Konzentrationen (bezogen auf die Trockenmasse) zu beobachten, die in der Deutschen Bucht abnehmen. Die Abnahme ist bei den PCB etwas größer als bei den PAK. Bei der DDT-Gruppe und dem HCB sind in der Elbe weitaus höhere Konzentrationen zu beobachten als in der Ems und Weser. In der Deutschen Bucht nehmen die Konzentrationen ab, sind auf einigen Stationen jedoch auf einem ähnlich hohen Niveau wie in der Ems und Weser. Bezogen auf TOC gibt es sogar einige Stationen in der Deutschen Bucht, die höhere Konzentrationen aufweisen als die Sedimente der Flüsse.

Aufgrund der noch relativ kurzen Zeitreihen und der hohen Variabilität der Messwerte können derzeit für keinen der untersuchten Parameter zeitliche Trends beobachtet werden. Auch nach Normierung auf TOC konnte keine Verbesserung diesbezüglich erreicht werden. Die Konzentrationen liegen alle auf dem Niveau der Vorjahre.

Biota

Im Vergleich zu den Aalmuttern der Küste waren die Klieschen aus der offenen Nordsee – analog zur Verteilung der Schadstoffe im Wasser – deutlich geringer mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCH, HCB, PCB und DDT) belastet.

Die Entwicklung der Belastung von 1997 nach 1998 zeigte für die PCB und die DDT-Gruppe gleichbleibende bis ansteigende Tendenzen. Für HCH und HCB waren leicht abnehmende Tendenzen festzustellen, nur das α -HCH in Fischen der offenen See nahm deutlich ab.

Die Belastung von Silbermöweneiern mit PCB war auch 1997/98 hoch und hat sich seit 1990 kaum geändert.

25 Marine Lebensgemeinschaften

25.1 Phytoplankton

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten durch anthropogene Einflüsse, besonders durch Überdüngung (Eutrophierung) deutlich verändert werden können. Die Algen nehmen die im Seewasser enthaltenen Nährstoffe auf und wandeln sie mit Hilfe des Sonnenlichts in organische Substanz um. Nach einer Algenblüte gelangt diese organische Substanz in tiefere Wasserschichten oder auf den Meeresboden und wird dort abgebaut. Ist die Abbaurate größer als die Zufuhr von Sauerstoff, kann es zu anoxischen Bedingungen kommen, was zu Massensterben von benthischen Organismen führt. Bekannte Beispiele waren die „Schwarzen Flecken“ im ostfriesischen Wattenmeer 1996, die vor allen Dingen durch den strengen Winter und dessen Folgen bedingt waren, und das sauerstofflose Bodenwasser in tieferen, geschichteten Teilen der Deutschen Bucht in den Jahren 1981-1983. Auch kann es unter bestimmten Umständen zu Massenentwicklungen toxischer Algen kommen, wie die Blüte des kleinen Flagellaten *Chrysochromulina polylepis*, die im Frühjahr 1988 verheerende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Skagerrak und im Kattegat hatte.

Messprogramm

Im Rahmen des Messprogramms wird die zeitliche Entwicklung der Artenzusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons in den Küstengewässern der Deutschen Nordseeküste erfasst. Besondere Aufmerksamkeit gilt der Verbreitung von Massenblüten und der Ent-

wicklung toxischer Algen. Die in diesem Kapitel dargestellten Ergebnisse basieren auf hoch auflösenden Zeitreihen der NLÖ-Forschungsstelle Küste auf Norderney, des Landesamtes für Natur und Umwelt (LANU) in Flintbek durch das Algenfrüherkennungssystem (ALGFES), der Biologischen Anstalt Helgoland und der Wattenmeerstation Sylt. Die letztgenannten Institute sind seit 1998 Teil der „Stiftung Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung“ und stellen ihre Daten zur Langzeitforschung dem BLMP zu Verfügung.

Vergleich der Biomasse im Jahresgang

Als Maß für die Phytoplanktonbiomasse dient das Chlorophyll a, dessen Jahresgänge in Abb. 40 und 41 dargestellt werden. Beim Vergleich der mittleren Jahresgänge in den verschiedenen Regionen des Wattenmeeres (1990-96) fällt auf, dass die höchsten Biomassen im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein angetroffen werden. Sie sind fast doppelt so hoch wie die Werte der übrigen Gebiete, was auf die Elbwasserfahne und ihre Nährstofffracht zurückzuführen ist. Eine weitere Auffälligkeit ist das um einen Monat frühere Einsetzen der Frühjahrsblüte im Nordsylter Wattenmeer. In den übrigen Gebieten ist ihr Maximum erst im Mai zu beobachten.

Ein Vergleich der Jahresgänge 1997 (Abb. 40) und 1998 (Abb. 41) zeigt ähnliche Biomassen wie in den vorangegangenen Jahren. Auffällig ist, dass 1997 sowohl bei Norderney als auch im Nordsylter Wattenmeer die Frühjahrsblüte etwa einen Monat später als üblich sein Maximum erreichte. Das Frühjahrsmaximum war etwas ausgeprägter als im Durchschnitt.

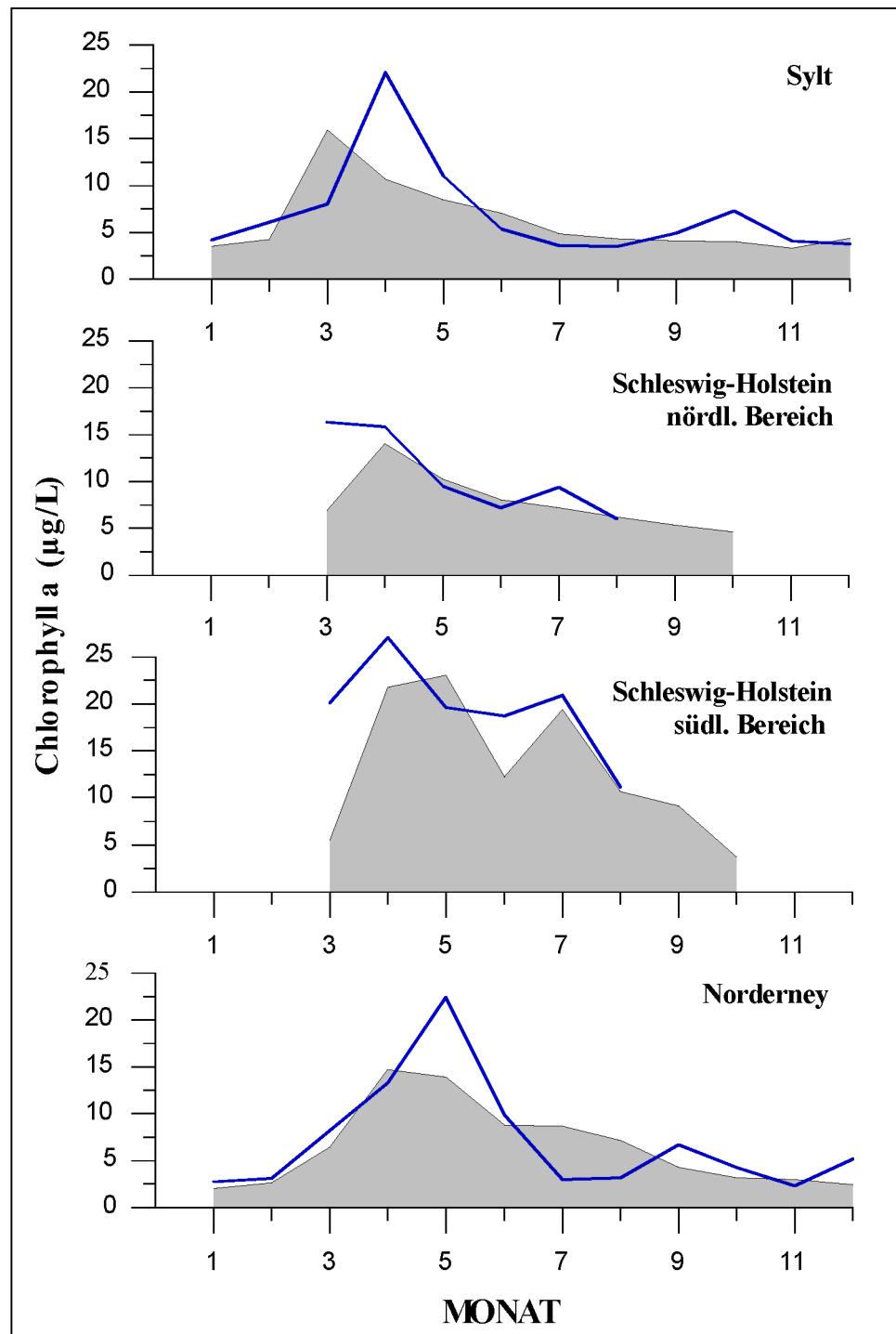


Abb. 40: Vergleich der Chlorophyll a -Jahresgänge 1997 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste mit dem mittleren Jahresgang von 1990 bis 1996 (schraffierte Fläche)

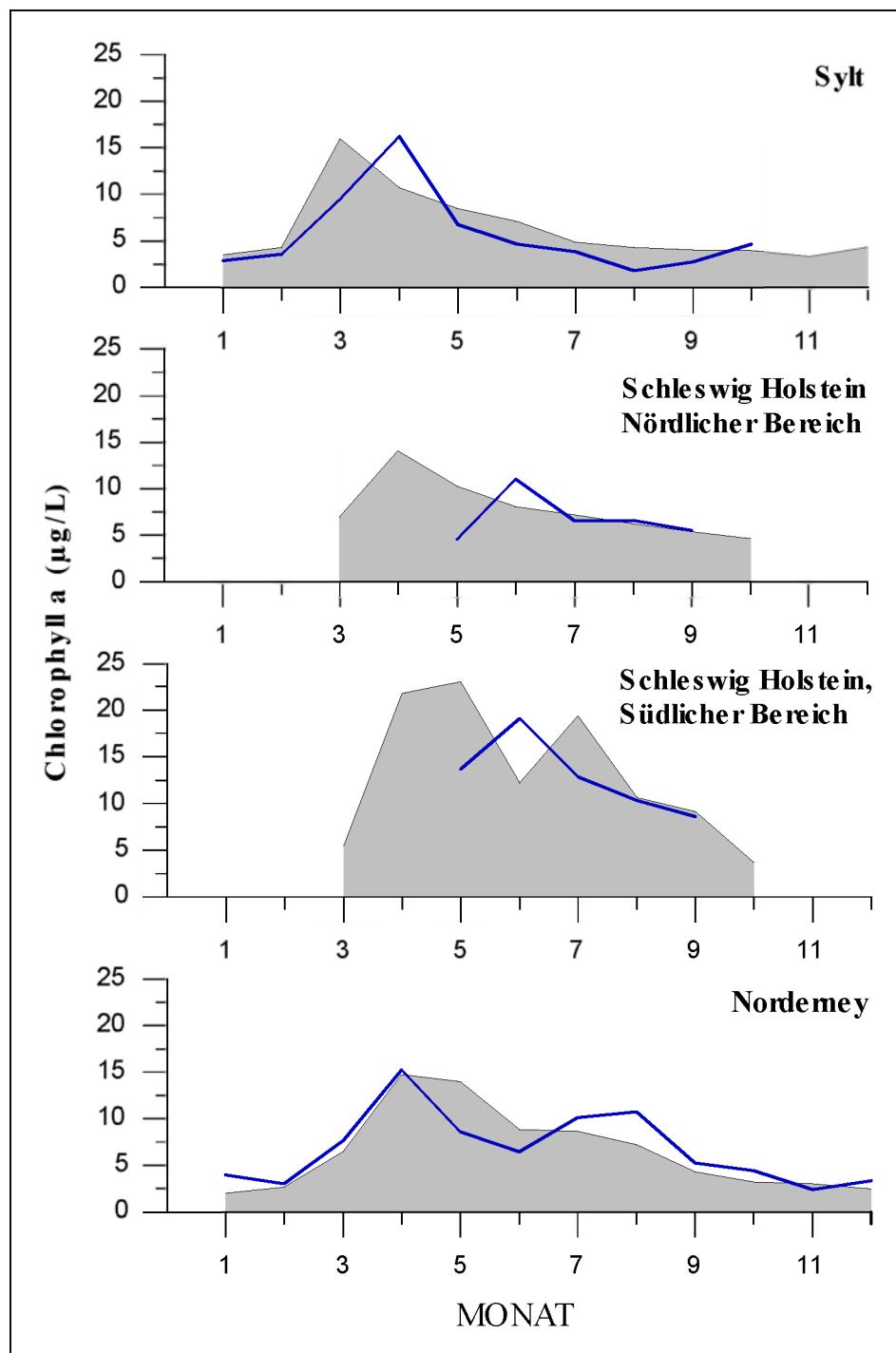


Abb. 41: Vergleich der Chlorophyll a -Jahresgänge 1998 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste mit dem mittleren Jahresgang von 1990 bis 1996 (schraffierte Fläche)

„Normale“ Phytoplanktonzusammensetzung und Artensukzession

In unseren Gewässern wird die Frühjahrsblüte dann ausgelöst, wenn den Algen genügend Licht und damit genügend Energie zur Verfügung steht, um sich vermehren zu können. Dieser Zeitpunkt trifft in unseren Breiten

meistens im März oder im April ein. Ab dem Moment kann sich das Phytoplankton massenhaft vermehren. Das Wachstumspotential wird in erster Linie von den vorhandenen gelösten Nährstoffen bestimmt. Zunächst sind Kieselalgen bestandsbildend. Typische Vertreter des Frühjahrsplanktons sind Vertreter der Gattungen *Odontella*, *Coscinodiscus* und *Thalassiosi-*

ra. Wenn das für das Wachstum der Kieselalgen essentielle Silikat erschöpft ist, können andere Algen das Phytoplankton dominieren. *Phaeocystis globosa* ist die wohl wichtigste Alge, die nach der Frühjahrsblüte der Kieselalgen bestandsbildend ist. Diese Alge - auch Schaumalge genannt - wurde durch ihren sprunghaften Anstieg im niederländischen Küstenwasser während der achtziger Jahren mit der Eutrophierung in Verbindung gebracht. Ihren schlechten Ruf verdankt die Alge den auffälligen Schaummengen auf den Stränden, die entstehen, wenn Wellen die Kolonien zerstören. Die Blüten von *Phaeocystis* werden meistens begleitet durch eine parallelen Beginn der Entwicklung des Dinoflagellaten *Noctiluca*. Dieser Dinoflagellat betreibt selbst keine Photosynthese und deckt seinen Energiebedarf mit dem Verzehr kleinerer Algen und Bakterien. *Noctiluca* ist allein schon durch seine Größe (0,5 - 1 mm Durchmesser) eine auffällige Erscheinung im Plankton, da sich die Zellen an der Wasseroberfläche anreichern und diese hellrot färben („Rote Tide“). Darüber hinaus ist die Art für das Meeresleuchten verantwortlich.

Das Sommerplankton ist vor allem auf Nährstoffe angewiesen, die durch den Abbau der Frühjahrsblüte freigesetzt werden. Im Wattenmeer werden meistens soviel Silikat und andere Nährstoffe freigesetzt, dass Kieselalgen den ganzen Sommer hindurch das Phytoplankton dominieren. Typische Vertreter sind die Gattung *Rhizosolenia* („Stäbchenplankton“), *Chaetoceros* („Borstenplankton“) und *Guinardia*. Aber im Sommerplankton befinden sich auch viele Phytoplanktonarten, die sich mit Hilfe einer oder mehrerer Geißeln aktiv fortbewegen können und die nicht auf Silikat angewiesen sind. Prominente Vertreter dieser Gruppe sind die Dinoflagellaten. Die formenreichsten Gattungen *Ceratium* (bis zu 6 Arten) und *Protoperdinium* (bis zu 10 Arten) erreichen ihr jährliches Maximum etwa im August. Einige Dinoflagellaten wie *Dinophysis* oder *Alexandrium* können toxisch wirken. Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* können im Sommer vor allem in küstenfernen Teilen der Deutschen Bucht sehr hohe Zeldichten erreichen, und nach ihrem Absterben zu „Sauerstofflöchern“, sauerstofflosen, bodennahen Wasserkörpern führen. Eine weitere wichtige Gruppe der Flagellaten sind die Raphidiophyceae, zu denen toxische Algen wie *Chattonel-*

la, *Heterosigma* oder *Fibrocapsa* gehören. Als letzte Gruppe sind die Prymnesiophyceae zu nennen mit den bedeutenden Gattungen *Phaeocystis* und *Chrysochromulina*. Flagellaten spielen im Sommer in den küstenfernen Regionen meistens eine größere Rolle als im Wattenmeer. Mehrere Faktoren, wie Turbulenz, Nährstoffangebot und Schichtung der Wassersäule tragen dazu bei. Im Allgemeinen sind Flagellaten besser an wenig turbulente und nährstoffarme Bedingungen angepasst, Kieselalgen dagegen besser an turbulente, nährstoffreiche Bedingungen.

Im Herbst geht, bedingt durch die sich rapide verschlechternden Lichtverhältnisse, die Biomasse des Phytoplankton und auch der Artenreichtum vor allem der Flagellaten stark zurück. Bei den Kieselalgen gibt es nun einen Wechsel von typischen Sommerarten, deren Lebenszyklus stark an die Wassersäule gebunden ist, zu Arten, deren Großteil ihrem Lebenszyklus am Boden verbringen. Vor allem nach den ersten Herbststürmen findet man solche Kieselalgen, wie z.B. *Odontella rhombus* oder *Coscinodiscus radiatus*, des öfteren im Plankton.

Besonderheiten im Phytoplankton des nordfriesischen Wattenmeeres 1997/98

Im Jahr 1997 trat die Frühjahrsblüte etwas verzögert ein. Während im ostfriesischen Wattenmeer (Norderney) und auch in großen Teilen des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres die massenhafte Vermehrung der Schaumalge *Phaeocystis* ausblieb, wurde im Nordsylter Wattengebiet eine starke *Phaeocystis*-Blüte beobachtet. Frühere Untersuchungen wiesen schon auf den fleckenhaften Charakter der Massenvorkommen dieser Alge hin. Ein sowohl zeitlich wie auch räumlich zu großes Beobachtungsnetz kann demzufolge Trends in der langjährigen Phytoplanktonentwicklung nur bedingt erkennen.

Ab Ende Juni wurden im ganzen Gebiet besonders großflächige Verfärbungen der Wasseroberfläche beobachtet, die durch Akkumulationen von *Noctiluca* verursacht wurden. Im Verlauf der sommerlichen Entwicklung fiel vor allem die lange bis in den Herbst andauernde Dominanz von *Rhizosolenia imbricata* auf. Im Juli/August wurden im Küstenwasser des nordfriesischen Wattenmeers bis zu 6000

Zellen pro Liter des toxischen Dinoflagellaten *Dinophysis* beobachtet.

Im Jahr 1998 entwickelte sich die Frühjahrsblüte im nordfriesischen Wattenmeer eher normal. Die Schaumalge *Phaeocystis* war wieder Bestandteil der Frühjahrsblüte und erreichte große Zelldichten. Auffälligstes Ereignis des Jahres war die fisch-toxische Algenblüte des Flagellaten *Chattonella verrucosa*. Die Blüte wucherte in den dänischen und südnorwegischen Gewässern mit bis zu 23 Mio. Zellen/Liter. Sie wurde verantwortlich für den Tod von vielen freilebenden und in Aquakultur gehaltenen Fischen gemacht. Die südliche Grenze der Blüte verlief nordwestlich Sylts, wo immerhin noch 0,17 Mio. Zellen/Liter gefunden wurden. *Chattonella* wurde auch in unseren Gewässern wahrgenommen, erreichte aber keine großen Zelldichten und führte zu keinem Fischsterben. Im August traten im Nordsylter Wattenmeer Arten aus der Gattung *Dinophysis* auf, die DSP-Toxine produzieren. Diese Toxine reichern sich in Muscheln an und können beim Verzehr durch den Menschen zu diarrhöischen Vergiftungen führen. Tatsächlich musste im Süden von Sylt die Muschelernte vorübergehend eingestellt werden.

Besonderheiten im Phytoplankton des ostfriesischen Wattenmeeres 1997/98

Bei Norderney trat im Jahr 1997 die Frühjahrsblüte etwas verzögert ein. Hier war die Kieselalge *Coscinodiscus concinnus* bestandsbildend. Ein Massenvorkommen dieser Kieselalge wurde im Jahr 1996 mit dem Entstehen schwarzer Flecken assoziiert. Obwohl bei Norderney höhere Zelldichten als im Vorjahr beobachtet wurden, blieben negative Folgen aus. Bei Norderney kam es nicht zur massenhaften Vermehrung der Schaumalge *Phaeocystis* wie an der nordfriesischen Küste. Ab Ende Juni wurden im ganzen Gebiet besonders großflächige Verfärbungen der Wasseroberfläche beobachtet, die durch Ansammlungen von *Noctiluca* verursacht wurden. Der toxische Dinoflagellat *Dinophysis* trat im Juli/August im Küstenwasser bei Norderney mit bis zu 2100 Zellen pro Liter auf.

Im Frühjahr 1998 entwickelte sich das Phytoplankton des ostfriesischen Wattenmeeres eher normal. Bei Norderney war im Gegensatz zu den beiden Vorjahren auch die Schaumalge

Phaeocystis wieder Bestandteil der Frühjahrsblüte, erreichte aber wie an der schleswig-holsteinischen Küste keine übermäßigen Zelldichten. Der sich meistens parallel zur *Phaeocystis*-Blüte entwickelnde heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca* brachte es ungewöhnlich früh im Jahr zu hohen Zellzahlen. Die rote Verfärbung wurde von Mitte April bis Ende Juli beobachtet. Im September und Oktober tauchten auch an der ostfriesischen Küste toxische *Dinophysis*-Arten auf, blieben aber in sehr geringen Zelldichten (100-200/Liter), sodass keine Maßnahmen für die Muschelernte getroffen werden mussten.

Besonderheiten im Phytoplankton der Deutschen Bucht 1997/98.

Im Jahr 1997 erreichte die Frühjahrsblüte bei Helgoland ihr Maximum Mitte April. Die Blüte wurde wie im Vorjahr durch die Kieselalge *Coscinodiscus concinnus* dominiert. Die maximalen Biomassen von etwa 200 µg Kohlenstoff (C) pro Liter sind als normal zu betrachten. Nach der Frühjahrsblüte der Kieselalgen wurde in Mai eine Massenentwicklung eines bis jetzt unbekannten, etwa 20 µm großen Flagellaten beobachtet, der mit Biomassen bis zu fast 50 µg C pro Liter eine braune Wasserfärbung verursachte. Im Sommerplankton traten die Kieselalgen *Rhizosolenia imbricata*, *Guinardia flaccida* und *Lauderia annulata* besonders hervor. Anfang August entwickelte sich eine Blüte des Dinoflagellaten *Ceratium furca* mit einer Biomasse von bis zu 120 µg C pro Liter. Der potentiell toxische Dinoflagellat *Dinophysis acuminata* wurde mit Zelldichten von etwa 1000 bis 5000 Zellen pro Liter relativ häufig beobachtet.

Im Frühjahr 1998 entwickelte sich das Phytoplankton bei Helgoland nur sehr schwach (Biomasse kleiner als 50 µg C pro Liter). In Gegensatz zu den Vorjahren trat jetzt die importierte Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* in Erscheinung. Nach der Frühjahrsblüte kam es diesmal zu keiner Flagellatenblüte. Jedoch wurde der heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca* auch in Teilen der offenen Nordsee ungewöhnlich früh ab Mitte April beobachtet. Im Mai und im Juni dominierten die Kieselalgen *Rhizosolenia setigera*, *Rhizosolenia imbricata*, *Guinardia delicatula* und *Lauderia annulata* das Phytoplankton. Im Juli wurden größere Mengen des Ciliaten *Micronecta rubra* wahr-

genommen. Dieser Einzeller gehört streng genommen nicht zum Phytoplankton, kann aber wie manche Phytoplankton-Arten rote Wasserverfärbungen verursachen. Ende Juli erreichte eine intensive Blüte der Kieselalge *Lauderia annulata* eine Biomasse von etwa 180 µg C pro Liter. Im August waren wie üblich die Dinoflagellaten bestandsbildend. *Ceratium furca* erreicht eine maximale Biomasse von mehr als 50 µg C pro Liter. Wie im Vorjahr kam der potentiell giftige Dinoflagellat *Dinophysis acuminata* mit Zelldichten von etwa 1000 bis 5000 Zellen pro Liter relativ häufig vor.

Zusammenfassung

Die Phytoplanktonzusammensetzung und Artenzukzession (saisonale Artenabfolge) in den Jahren 1997 und 1998 verlief in der Deutschen Bucht und im angrenzenden Wattenmeer weitgehend normal. Es wurden keine ungewöhnlichen Blüten beobachtet, die zu unerwünschten Effekten auf die Meeresumwelt führten. Große Massenentwicklung der Schaumalge *Phaeocystis* blieben aus. Hin und wieder wurden giftige Algen beobachtet und es kam lokal zu erhöhten Toxinwerten im Muschelfleisch (August 1998), sodass im Süden von Sylt die Muschelernte kurzfristig eingestellt werden musste. Im Jahr 1998 war die Blüte des fischtoxischen Flagellaten *Chattonella verrucosa*, die in dänischen und norwegischen Gewässern zu Fischsterben führte, das wichtigste Ereignis im Phytoplankton. In deutschen Gewässern wurde die Alge zwar beobachtet, Massenentwicklungen und damit einhergehende negative Folgen blieben jedoch glücklicherweise aus.

252 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit der Strömung ausgesetzt sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die relativ großen Quallen. Das Mesozooplankton (150 µm Maschenweite) und das Makrozooplankton (500 µm Maschenweite) werden hier behandelt. Beide Größengruppen enthalten sowohl Vertreter des Holozooplanktons, die immer im Pelagial leben, als auch des Meroplanktons, das sich aus Larven der bodenlebenden Organismen und der Fische zusammensetzt. Auch die Medusenstadien der Copepteriden (Quallen), deren Polypenstadien auf dem Meeresboden leben, gehören zum Meroplankton. In flachen Schelfmeeren wie der Nordsee sind Meroplankter von besonderer Bedeutung.

Messprogramm

Das Biodiversitätsmonitoring an der Station „Helgoland Reede“ wurde in den Jahren 1997 und 1998 fortgeführt. Da die Proben bisher nur teilweise ausgewertet sind, ist die vergleichende Betrachtung der Zooplanktonodynamik nur für 1998 möglich.

Mesozooplankton

Das Mesozooplankton wird geprägt durch Copepoden (Ruderfußkrebse), Cladoceren (Wasserflöhe), Appendicularien und vielfältige Larvenformen der benthischen Wirbellosen. Mengenmäßig ist bei Helgoland der heterotrophe Dinoflagellat *Noctiluca scintillans* die dominante Art des Mesozooplanktons. Zum Holoplankton und zum Meroplankton werden jeweils 30 Arten gezählt. Das Holoplankton dominiert in der Regel die Zusammensetzung des Mesozooplanktons. Nur zu Saisonbeginn können die Larven des Zoobenthos bis zu 60% des Bestandes ausmachen (Abb. 42).

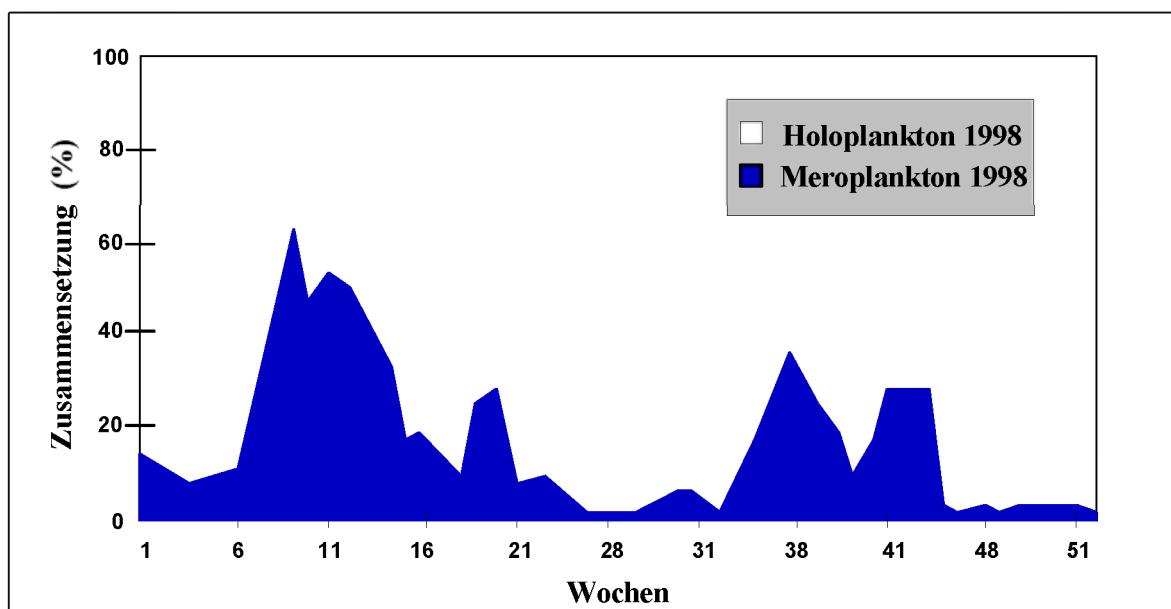


Abb. 42: Zusammensetzung des Mesozooplanktons 1998

Die Mesozooplanktonentwicklung des Jahres 1998 unterschied sich von der mittleren Dynamik der letzten 20 Jahre (1975-94) durch die Vorverlagerung des Saisonbeginns bei 19 von 34 langfristig registrierten Arten bzw. Artengruppen. Als Kriterium für den Saisonbeginn wird der Zeitpunkt der 15% Schwellenwert-überschreitung der Abundanz benutzt. Bei 11 der 34 Populationen war der Saisonbeginn verzögert (Tab. 27). Das Extrem war der um 19 Wochen vorverlagerte Saisonbeginn bei dem Turbellar *Alaurina composita*, der erstmalig eine erhöhte Winterabundanz zeigte (Abb. 43), die von der Reduktion des calanoiden Copepoden *Acartia clausi (+longiremis)* begleitet war, da dieser von *A. composita* gefressen wird.

Vierzehn der vierunddreißig Taxa waren 1998 häufiger als in früheren Jahren. Bei dem har-

pacticoiden Copepoden *Corycaeus* sp. wurde einer Erhöhung der mittleren Jahresabundanz auf 222 % des langjährigen Mittelwertes gemessen (Abb. 43). Noch stärkere Abweichungen vom Mittelwert zeigte die Appendicularie *Fritillaria borealis*, die 280% des bisher beobachteten Mittels erreichte (Tab. 27 und Abb. 43).

Negative Abweichungen vom langjährigen Mittel der Abundanz wiesen 20 der 34 Arten bzw. Artengruppen auf. Dabei fiel insbesondere das seltener Vorkommen der marin Cladoceren der Gattungen *Evdne* und *Podon* auf, die nur 18% bzw. 19% des langjährigen mittleren Vorkommens erreichten (Tab. 27). Die Actinotrocha-Larven des tentaculaten Röhrenwurms *Phoronis* sp. erreichten nur 9% des mittleren Vorkommens (Abb. 43).

Tab.27: Abweichung einzelner Arten bzw. Artengruppen des Mesozooplanktons 1998 von der mittleren Jahressumme der Abundanz und vom mittleren Saisonanfang (positiv: früher, negativ: später)

Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme		Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen
<i>Fritillaria borealis</i>	280	<i>Alaurina</i> 19
<i>Corycaeus</i>	222	<i>Ophiuridea</i> 6
<i>Cyphonautes</i>	208	<i>Oikopleura dioica</i> 4
<i>Penilia avirostris</i>	161	<i>Beroe</i> spp. juv. 4
<i>Ophiuridea</i>	137	<i>Noctiluca</i> 3
<i>Pleurobrachia</i> juv.	124	Spioniden Metatroch. 3
Nauplien	58	<i>Temora</i> 3
<i>Sagitta</i> spp.	43	<i>Asterias</i> 2
<i>Oikopleura dioica</i>	38	<i>Evadne</i> spp. 2
<i>Oithona</i>	34	Lamellibranchia 2
Lamellibranchia	28	<i>Lanice</i> 2
<i>Noctiluca</i>	8	Spatangoidea 2
Gastropoda	5	Trochophora unbest. 2
Fischlarven	1	<i>Penilia avirostris</i> 2
<i>Para-/Pseudocalanus</i>	-2	Gastropoda 1
<i>Lanice</i>	-20	<i>Pleurobrachia</i> juv. 1
<i>Centropages</i>	-34	<i>Podon</i> spp. 1
<i>Acartia</i>	-38	<i>Sagitta</i> spp. 1
<i>Calanus</i> spp.	-40	<i>Obelia</i> 1
<i>Alaurina</i>	-41	Fischlarven 0
Spioniden Metatroch.	-41	<i>Fritillaria borealis</i> 0
Cirripedier	-45	Nauplien 0
Fischeier	-49	<i>Centropages</i> 0
Spatangoidea	-51	Cirripedier -1
<i>Asterias</i>	-52	<i>Magelona</i> spp. -1
Trochophora unbest.	-63	<i>Acartia</i> -2
<i>Magelona</i> spp.	-69	Actinotrocha -3
<i>Temora</i>	-77	<i>Para- Pseudocalanus</i> -3
<i>Rathkeia + Lizzia</i>	-77	Fischeier -5
<i>Obelia</i>	-78	<i>Cyphonautes</i> -8
<i>Beroe</i> spp. juv.	-80	<i>Calanus</i> spp. -11
<i>Podon</i> spp.	-81	<i>Rathkeia +Lizzia</i> -11
<i>Evadne</i> spp.	-82	<i>Oithona</i> -26
Actinotrocha	-91	<i>Corycaeus</i> -31

Makrozooplankton

Im Makrozooplankton werden seit 1974 33 Arten bzw. Artengruppen erfasst. Diese Taxa wurden bis 1998 auf 249 unterschiedene Einheiten erweitert, die allerdings zum langjährigen Vergleich noch nicht herangezogen werden können.

Das Makrozooplankton wird vom Meroplankton dominiert. Nur 5 der 33 Standardarten sind Holoplankter. 14 Arten bzw. Artengruppen zeigten einen verfrühten Saisonbeginn (Tab.

28). Dazu gehörten auch die Larven der Crangoniden, die die Reproduktionsaktivität der Nordseegarnele wiedergeben. Der Saisonbeginn trat früher als im langjährigen Mittel ein (Abb. 43).

Bei 15 der 33 Makrozooplankton-Taxa wurde diese Abundanzschwelle später überschritten. Der Extremfall war hier das Vorkommen der Mysidacee *Gastrosaccus* sp., deren Auftreten sich um 45 Wochen verzögerte (Tab. und Abb. 43). Die Abweichungen von der mittleren Jahresabundanz waren zum Teil extrem groß. Nur

6 Arten bzw. Artengruppen waren häufiger als im langjährigen Mittel (Tab. 28). So kam der Copepode *Labidocera sp.* im Jahresmittel auf 175 % der mittleren Abundanz (Abb. 43).

Häufiger waren die negativen Abweichungen vom langfristigen Vorkommen: 27 von 33 Arten bzw. Artengruppen kamen 1998 in ge-

ringeren Abundanzen vor. Besonders deutlich war das bei den Larven der dekapoden Krebse *Pinnotheres pisum* und *Pisidia longicornis*. Beide Arten kamen ganzjährig nicht in der gewohnten Anzahl im Plankton vor. *Pinnotheres pisum* fehlte ganz. *Pisidia longicornis* wurde nur an einem Tag des Jahres in geringer Abundanz registriert (Abb. 43).

Tab.28: Abweichung einzelner Arten bzw. Artengruppen des Makrozooplanktons 1998 von der mittleren Jahressumme der Abundanz und vom mittleren Saisonanfang (positiv: früher, negativ: später)

Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme		Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen	
<i>Labidocera</i>	175	<i>Phialidium + Phialella</i>	32
<i>Anomalocera</i>	88	Leptomedusen	26
<i>Sagitta</i>	64	<i>Leuckartiara</i>	25
<i>Calanus</i>	52	Cumacea	18
<i>Phialidium + Phialella</i>	51	Crangonidae	16
Fischlarven	13	<i>Pleurobrachia</i>	7
<i>Pleurobrachia</i>	-3	<i>Anomalocera</i>	5
Crangonidae	-10	Anthomedusen	4
Fischeier	-19	<i>Lizzia + Rathkea</i>	4
<i>Mesopodopsis</i>	-20	Anomura Zoea	3
<i>Bougainvillia</i>	-21	<i>Carcinus Zoea</i>	3
Leptomedusen	-21	<i>Galathea Zoea</i>	3
Amphipoda	-38	<i>Steenstrupia</i>	2
<i>Galathea Zoea</i>	-39	<i>Callianassa Zoea</i>	1
Cumacea	-43	Brachyura Zoea	0
<i>Carcinus Zoea</i>	-54	Fischlarven	0
Paguridae Zoea	-54	<i>Sagitta</i>	0
<i>Paramysis</i>	-54	Arachnactis	-1
Brachyura Zoea	-58	<i>Liocarcinus Zoea</i>	-1
<i>Steenstrupia</i>	-59	<i>Mesopodopsis</i>	-1
Anomura Zoea	-60	<i>Aglantha</i>	-3
<i>Liocarcinus Zoea</i>	-60	<i>Labidocera</i>	-3
<i>Callianassa Zoea</i>	-70	Paguridae Zoea	-4
<i>Obelia</i>	-76	<i>Beroe gracilis</i>	-5
Anthomedusen	-78	Fischeier	-6
<i>Leuckartiara</i>	-79	<i>Obelia</i>	-8
<i>Aglantha</i>	-84	<i>Pisidia Zoea</i>	-8
<i>Lizzia + Rathkea</i>	-88	<i>Bougainvillia</i>	-12
<i>Beroe gracilis</i>	-91	<i>Calanus</i>	-13
Arachnactis	-93	Amphipoda	-23
<i>Gastrosaccus</i>	-95	<i>Paramysis</i>	-32
<i>Pinnotheres Zoea</i>	-100	<i>Gastrosaccus</i>	-45
<i>Pisidia Zoea</i>	-100		

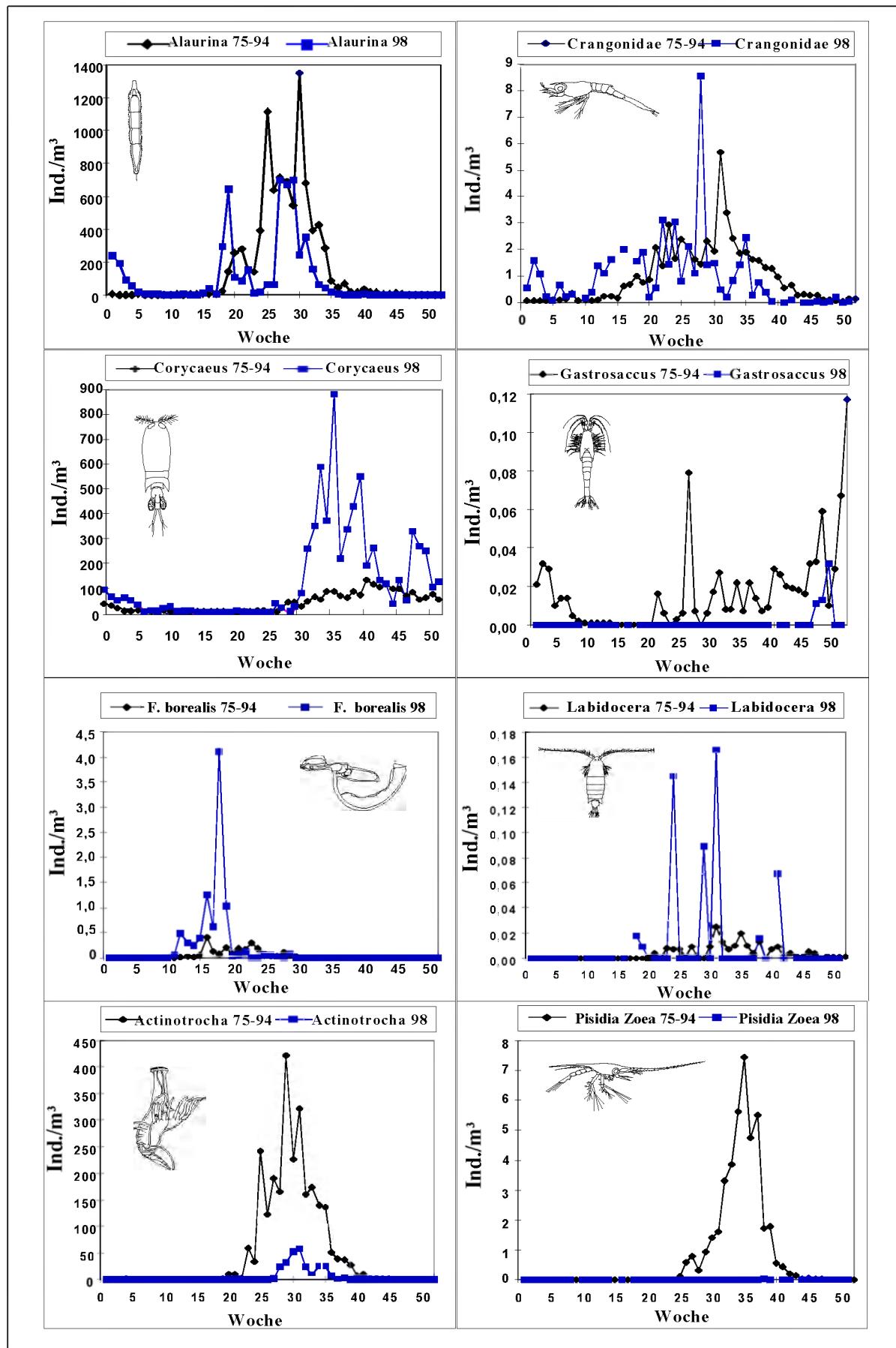


Abb. 43: Saisonales Auftreten einiger Zooplanktonarten 1998 im Vergleich zum mittleren Vorkommen 1975-94

Zusammenfassung und Bewertung

Für das Zooplankton von Helgoland war 1998 ein besonderes Jahr: Wahrscheinlich bedingt durch die relativ hohen Winterwassertemperaturen (siehe Kapitel 2.1) zeigten einige Arten im Januar noch Dichten, die über den langjährigen Mitteln lagen. Außerdem kam es bei fast jeder zweiten Art zur Vorverlegung des Saisonbeginns. Dabei handelte es sich meist um carnivore (räuberische) Arten, die wohl bis in den Winter gute Nahrungsbedingungen vorfanden und daher sowohl zahlenmäßig als auch was die Anlage der Reproduktionsprodukte angeht im Frühjahr im Vorteil waren. Ein gutes Drittel der Arten trat 1998 verspätet auf, was in der Regel auch mit geringeren Dichten als in den Vorjahren einherging. Insgesamt waren sogar 70% der Arten bzw. Artengruppen 1998 weniger häufig. Auffällig viele davon sind Krebse bzw. deren Larven (Amphipoden, Copepoden, Cumaceen, Mysidaceen, Cladoceren, Cirripedier- und Dekapodenlarven), aber es sind auch Quallen, Wurm- und Seesternlarven, die in geringeren Zahlen als in den Vorjahren auftraten. Über die Gründe dafür kann nur spekuliert werden. So kommen eine Dezimierung der Bestände durch carnivore Arten, ein Verpassen der Frühjahrsblüte und die kühlen Wassertemperaturen im Sommer als Ursachen in Frage.

253 Seegraswiesen und Makroalgen

Die Zunahme der Makroalgen im Flachwasser und die Abnahme der Seegraswiesen werden als mögliche Effekte der Eutrophierung angesehen. Daher werden Vorkommen und Ausdehnung von Seegraswiesen und Grünalgenmatten seit 1994 regelmäßig im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer erfasst. Die Daten wurden während dreier Befliegungen der Wattflächen gewonnen und in einem Geoinformationssystem digital aufgenommen. Im Bedarfsfall wurden Begehungen von Standorten durchgeführt, um einzelne Befunde zu verifizieren.

Seegras

Nahezu alle Seegraswiesen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer befinden sich auf den vor Seegang geschützten Seiten von Inseln und hohen Sänden und wachsen auf Watten, wo sich unter einer dünnen Sedimentschicht feste Klei- oder Torfböden ehemaliger Marschländer befinden. Nur wenige Seegraswiesen kommen entlang der festländischen Küste vor, wo die Aufschlickungsraten im Sommer hoch sind und wo die Landgewinnung zu einer stufenweisen Vorverlegung der Küstenlinie führte. Diese räumliche Verteilung lässt den Schluss zu, dass eine langfristige Substratstabilität der Schlüsselfaktor für das Seegrasvorkommen in diesem Wattgebiet ist. Wo diese abnimmt, ist auch mit einem Zurückweichen der Seegrasbestände zu rechnen. Für das frühere Vorkommen der langen Wuchsform des Großen Seegrases *Zostera marina* in den ständig wasserbedeckten Bereichen gilt auch der umgekehrte Schluss. Als diese Seegraswiesen im Zuge einer epidemischen Krankheit 1933-34 abstarben, erodierte das Sediment und das Seegras kehrte bis heute nicht wieder zurück (REISE 1994).

Während im südlichen Wattenmeer dramatische Flächenverluste in den Seegrasbeständen auftraten (JONGE et al. 1993, KASTLER & MICHAELIS 1997), unterlagen die großen Vorkommen im nordfriesischen Wattenmeer ausgeprägten Schwankungen, die einen möglichen Rückgang (noch) nicht erkennen lassen. Für das Wattengebiet südlich Eiderstedt fehlt es an guten Aufzeichnungen früherer Jahre. Gegenwärtig kommt dort Seegras nur bei Blauortsand und auf der Südseite von Eiderstedt vor. Im Gegensatz dazu sind Seegraswiesen in Nordfriesland auf etwa 30 km² vorhanden. Diese Ausdehnung wurde schon bei einer Befliegung 1978 ermittelt und seit Beginn regelmäßiger Erfassungen ab 1994 ist es bei dieser Fläche geblieben. Eine Befliegung im Sommer 1991 ergab allerdings eine doppelt so große Fläche. Da gleichzeitig Grünalgen in diesem Jahr ihre maximale Entfaltung hatten und diese zum Teil mit Seegräsern durchmischt vorkamen, könnte es vom Flugzeug aus zu einer Überschätzung der Seegrasflächen gekommen sein. Begehungen einzelner Gebiete in den 80er Jahren und Anfang der 90er stützen aber die Annahme, dass sich vorübergehend die Seegräser in Nordfriesland ausdehnen konnten und seit

1994 wieder auf das Niveau der 70er Jahre zurückgefallen sind.

Dafür spricht auch eine genauere Betrachtung langfristiger Bestandsveränderungen in einem ausgewählten Referenzgebiet, dem Königshafen am nördlichen Ende der Insel Sylt. Die Entwicklung im Königshafen spricht für das Auftreten langfristiger Zyklen. Möglicherweise könnten sehr strenge Winter dabei Auslöser für eine vorübergehende Ausbreitung sein. So waren die Winter 1923/24 und 1978/79 sehr streng und in beiden Fällen waren danach die Seegraswiesen sehr ausgedehnt und von *Z. marina* dominiert. Allerdings scheint dies keine regelmäßige Folge strenger Winter zu sein: nach dem ebenfalls harten Winter 1995/96 blieb eine erneute Ausdehnung der Seegrasbestände aus.

Grünalgen

Grünalgenmatten werden hauptsächlich von fädigen Grünalgen der Gattung *Enteromorpha* gebildet. Nur zeit- und stellenweise erlangen auch die Gattungen *Ulva* und *Chaetomorpha* eine Bedeutung. Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer konzentrierte sich Anfang der 90er Jahre das Vorkommen der Grünalgenmatten auf seeseitige Wattflächen mit nur geringem Auftreten in schlickreichen, geschützten Buchten und Flussmündungen. Dieses Muster deutet darauf hin, dass der Zusammenhang von Grünalgenentwicklung und erhöhten Stickstoffeinträgen allein das Massenvorkommen nicht erklären kann, denn dann wäre die stärkste Ausprägung der Algenmatten in den geschützten Buchten und Flussmündungen zu erwarten gewesen. Modifizierend können Lichtangebot, Keimungsubstrat, Algenfresser und weitere Faktoren bedeutsam werden (SCHORIES 1995, SCHORIES & REISE 1993, WILHELMSEN & REISE 1994). Die lockere Verbindung der Grünalgen mit dem Wattboden erklärt die häufig beobachteten Umverteilungen und Abnahmen der Grünalgenmatten nach stürmischem Wetterlagen.

Massenentwicklungen von Grünalgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer wurden erstmals zu Beginn der 80er Jahre registriert (REISE 1983, REISE et al. 1989, REISE & SIEBERT 1994). Nach Wattbefliegungen, die regelmäßig seit 1989 erfolgten, war das Maximum der Grünalgenentwicklung im August

1991 erreicht. Rund 20% der Wattflächen wiesen Grünalgenbewuchs auf. Seit 1994 ist ein Wiederabklingen der Massenvermehrung deutlich. Zwar treten immer noch ausgedehnte Grünalgenmatten auf, der Bewuchs ist aber auf weniger als 20 km² (1-2% der Wattflächen) zurückgegangen (1997-98). Diese Entwicklung lässt vermuten, dass es sich bei der Massenvermehrung der Grünalgen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer um eine mehrjährige Episode im Eutrophierungsgeschehen handelt, die noch nicht ganz wieder abgeklungen ist. Mit der Nährstoffdynamik in der Deutschen Bucht ist dieses episodische Auftreten nicht korreliert (HICKEL et al. 1995). Möglich wäre, dass die erhöhten Stickstoffeinträge in das Küstenwasser in Kombination mit günstigen Witterungsbedingungen zu einer Anreicherung von Algensporen im Wattboden führten, die in den Folgejahren auch unter weniger günstigen Bedingungen noch sommerlichen Massenwuchs ermöglichte, da sich diese "Sporenbank" im Wattboden erst langsam wieder abbaute.

Zusammenfassende Bewertung

Der alarmierende Rückgang der Seegrasbestände im südlichen Wattenmeer erfordert höchste Wachsamkeit auch für das schleswig-holsteinische Watt. Wegen der starken Bestandsschwankungen im Verlauf des 20. Jahrhunderts kann für diesen Bereich eine statistisch signifikante Abnahme erst konstatiert werden, wenn der gegenwärtige Bestand sich noch weiter reduziert. Als Ursachen für die Bestandsabnahme werden in den Niederlanden indirekte Eutrophierungseffekte angenommen (PHILIPPART 1994). Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zeigten die Seegraswiesen 1991 ein gleichzeitiges Ausdehnungs-Maximum mit der Grünalgenbedeckung, was auf andere wirksame Faktoren hindeutet. Die mehrjährige Episode der Massenentwicklung von Grünalgen zeigt, dass der Eintrag von Nährstoffen allein genommen nur wenig von der Algendiffusionsdynamik zu erklären vermag. Das Zusammentreffen mit günstiger Witterung und weiteren Faktoren führt erst zum Massenvorkommen.

254 Makrozoobenthos

Ziel der langjährigen Untersuchungen des Zoobenthos ist das Erkennen langfristiger Trends in der Struktur, Zusammensetzung, Produktion und Biomasse, um Hinweise auf den Zustand der Küstengewässer zu erhalten. Dies erfolgt über die dauerhafte, jährliche Aufnahme der Bestände. Das Makrozoobenthos als meist ortsgebundene und mehrjährige Artengemeinschaft eignet sich als Indikator zur Beurteilung des Zustandes, da es Rückschlüsse auf besondere Ereignisse (auch nach Monaten) oder Veränderungen (über Jahre) in der Meeresumwelt zuläßt.

Messprogramm

Die Ergebnisse der Zoobenthos-Bestände der schleswig-holsteinischen Küste (LANU) werden derzeit für einen 10-jahres-Zeitraum intensiv ausgewertet. Nach Abschluß der Auswertung dieser Zeitreihe werden die Resultate präsentiert. Nur die zwei Stationen vor Sylt (BAH) und die Ergebnisse aus dem Eiderästuar (BfG) können hier dargestellt werden. Die Beprobung der Makrofauna vor Sylt erfolgte plangemäß im September. Zur Abschätzung der kurzzeitigen Variabilität wurde zusätzlich im August 1998 ein Probensatz gleichen Umfangs genommen.

Daten zum Makrozoobenthos der niedersächsischen Küste (NLÖ) lagen ebenfalls zur Zeit der Berichterstellung nicht vor. Dargestellt werden Daten aus den Ästuaren Ems, Weser, Elbe und aus der Jade (BfG).

Schleswig-Holsteinische Küste

Nach dem Eiswinter 1995/96 war die Arten-dichte an der westlich von Sylt gelegenen Station (Station WEST) von 330 auf 210/m² gesunken. 1997 sank sie weiter auf 19 und erholtete sich erst 1998 wieder auf 250/m². Im Lister Tief (Station LT) sank die Artendichte seit 1993 kontinuierlich, von 290 auf 120/m² im September 1998. Seit 1993 veränderte sich auch die Sedimentzusammensetzung; die mittlere Korngröße sank von 200 µm auf 70-80 µm. 1993, im Jahr mit der höchsten Artenzahl, waren auch die Sedimentunterschiede zwis-

schen den Parallelproben am größten (170 bis 450 µm).

Die Verschiebungen im Artenspektrum nach dem Eiswinter 1995/96 (geringere Abundanzen bei „temperatursensiblen“ Arten und hohe Abundanzen bei anderen Arten) waren auch 1997 noch ersichtlich. 1998 zeigten sich demgegenüber wieder „normale“ Verhältnisse. An Station WEST entspricht die Dominanzfolge der Arten 1998 weitgehend der von 1992/93. Nur *Lanice conchilega* und *Urothoe poseidonis* waren noch deutlich seltener als zuvor, wohingegen *Fabulina fabula* und *Magelona mirabilis* durch erfolgreiche Rekrutierung 1998 deutlich häufiger waren. Mit 5000 Individuen/m² lag die Gesamtabundanz an Station WEST im August 1998 in der gleichen Größenordnung wie 1992 bis 95 (ohne *Phoronis muelleri*). Durch den Rekrutierungserfolg einer einzigen Art, *Magelona mirabilis*, erhöhte sich die Dichte aber binnen eines Monats auf 15.000 Individuen/m². Deutlich höhere Gesamtabundanzen des Zoobenthos gab es nur 1994 und 1995, als *Phoronis muelleri* mit 12.000 bzw. 30.000 Individuen/m² eine Massenentfaltung zeigte. Diese Art konnte sich bisher nicht vom Eiswinter 1995/96 erholen.

An Station Lister Tief variierte die Faunenzusammensetzung stark von Jahr zu Jahr. Neben dem Eiswinter 1995/96 wirkten sich hier die Änderungen der Sedimentzusammensetzung aus. Wie die Artenzahl so erreichte auch die Individuenzahl 1998 mit unter 1000/m² den Tiefstand seit 1992. Dies betraf alle Taxa gleichermaßen.

Weitergehende Untersuchungen zeigen, dass sich das Benthos dieser küstennahen Stationen kurzfristig stark verändert. Neben lokalen Mortalitätsunterschieden wird dies besonders durch großräumige Umverteilungen durch die Strömungen (aktive Wanderungen oder passiver bedload-transport infolge Sedimentumlagerungen) verursacht. Die beiden Stationen alleine können daher das Geschehen an der nordfriesischen Küste nicht ausreichend beschreiben.

Im Eider-Ästuar wurden 1998 42 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur im Greif-fer: 32). Die Polychaeten (vielborstige Würmer) waren mit 14 Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Crustaceen

(Krebse) mit 13 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Bivalvia (Muscheln), Hexapoda (Insekten), Hydrozoa (Polypen von Nesseltieren), Oligochaeta (wenigborstige Würmer), Gastropoda (Schnecken) und Porifera (Schwämme). 1997 wurden 54 Arten gefunden, die von Crustaceen (13 Arten), Polychaeten (11 Arten) und Oligochaeten (11 Arten) dominiert wurden.

Von der limnischen (Süßwasser-) Station in der Eider nahm die Artenzahl in Greifern je Station von 4 bis zu 26 Arten in der Außen-Eider entlang des Salinitätsgradienten zu. 1997 wurden an den inneren Stationen mehr Arten gefunden als 1998. Auch hier stieg die Artenzahl vom limnischen zum marin Abschnitt des Ästuars. Derselbe Trend wurde 1996 verzeichnet.

Das Makrozoobenthos der Eider kann über die Untersuchungsjahre hinweg als stabil bezeichnet werden. Acht Arten (*Bathyporeia pilosa*, *Capitella capitata*, *Eteone longa*, *Heteromastus filiformis*, *Hydrobia ulvae*, *Macoma*

balthica, *Scolelepis squamata*, *Tubificoides benedii*) kamen in jedem Jahr vor.

Die mittlere Individuenzahl pro Station (Abb. 44) war 1998 an der limnischen Station (3637 Ind./m²) etwa gleich wie an der polyhalinen Station (3650 Ind./m²). Die mesohaline Station zeigt mit 2505 Ind./m² etwas geringere Werte. Dabei dominierte *Limnodrilus spp.* im limnischen Bereich, *Marenzelleria spp.* im mesohalinen Bereich und *Hydrobia ulvae* im polyhalinen Bereich. Im Vorjahr fand man in der Eider die höchste Individuendichte mit 9508 Ind./m², zu der vor allem *Limnodrilus spp.* und *Chironomidenlarven* beitrugen. Die beiden anderen Stationen zeigten sehr viel kleinere Abundanzen von 145 bzw. 807 Ind./m².

1998 war die mittlere Biomasse (Abb. 44) an der mesohalinen Station mit 6460 mg/m² durch hohe Dichten von *Marenzelleria spp.* am größten. An der marin Station stellten *Ensis sp.*, *Macoma balthica* und *Hydrobia ulvae* den Hauptanteil der Biomasse (1470 mg/m²). Diese Werte entsprachen denen der Vorjahre.

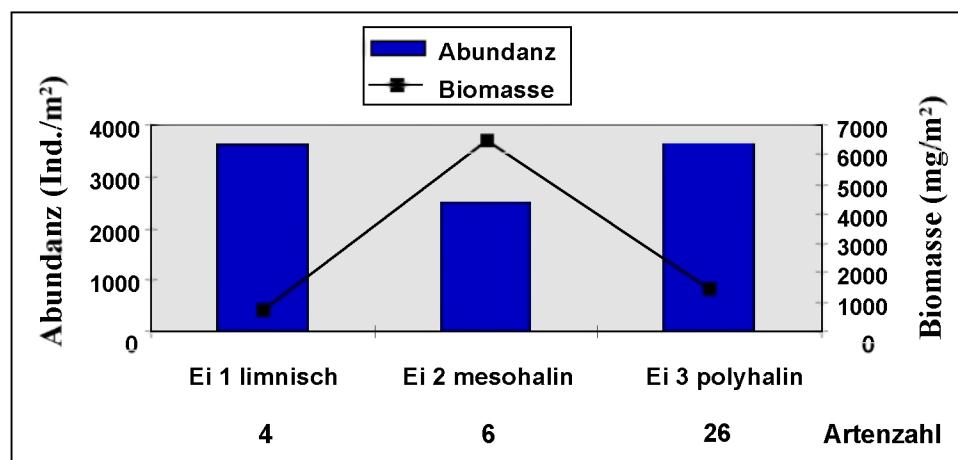


Abb. 44: Artenzahl, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos' im Eider-Ästuar

Ostfriesische Küste

1998 wurden in der Ems insgesamt 54 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur in Greifer: 43). Die Crustaceen bildeten mit 20 vertretenen Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Polychaeten mit 15 Arten und den Oligochaeten mit 7 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Anthozoa (Blumentiere), Bryozoa (Moostierchen), Bi-

valvia, Hydrozoa und Asteroidea (Seesterne). Wie 1998 wurden auch 1997 54 Makrozoobenthosarten gefunden. Polychaeten und Crustaceen dominierten mit je 20 Arten, von den Oligochaeten wurden jedoch nur 3 Arten gefunden. In den Vorjahren wurden deutlich weniger Arten nachgewiesen, was auf eine geringere Stations- und Probenahmezah zurückzuführen ist, jedoch bildeten auch hier

Crustaceen und Polychaeten die dominierenden Gruppen.

An den einzelnen Stationen des Ästuars nahm die Artenzahl in Greifern je Station von 6 Arten im limnisch-oligohalinen Bereich auf 10 bis 20 Arten im marin Bereich zu. Station Em1 zeigte in den Jahren 1995 bis 1998 eine zunehmende Verarmung der Artenzahlen. 1998 konnte nur noch der limnische Tubificide *Tubifex tubifex* nachgewiesen werden. Die Fauna im marin Ems-Ästuar war im Laufe der Untersuchungsjahre am artenreichsten, zeigte aber auch hohe Fluktuationen im Artenvorkommen. Nur 2 Arten wurden in jedem Jahr gefunden: *Capitella capitata* und *Tubificoides benedii*.

Die Individuendichten auf den Stationen entlang des Ems-Ästuars (Abb. 45) reichten 1998 von 10 Ind./m² an der oligohalinen Station bis zu 3530 Ind./m² an der polyhalinen Station. Insgesamt fand man die geringsten Dichten im limnischen und oligohalinen Bereich, die

höchsten Dichten im meso-/polyhalinen Bereich und mittlere Dichten im poly-/euhalinen Bereich. Damit ergab sich eine ähnliche Rangfolge der Stationen wie bei den Artenzahlen. Im Vergleich zu den Vorjahren ergaben sich jedoch auch erhebliche Schwankungen.

1998 wurden mittlere Biomassen von < 3 mg/m² an den limnisch-oligohalinen Stationen und 7 bis 52 mg/m² an polyhalinen Standorten gemessen (Abb. 45). 1997 stiegen die mittleren Biomassen von <10mg/m² an der limnischen Station auf 355 mg/m² an der euhalinen Station an. Extrem hohe Biomassen von 18000 mg/m² fanden sich im polyhalinen Bereich, die vor allem auf die biomassereichen Muschel-Arten *Mytilus edulis* und *Ensis americanus*, auf die Strandkrabbe *Carcinus maenas* und den Seestern *Asterias rubens* zurückzuführen waren. Auch 1996 fand man hier die höchsten Biomassewerte (über 1000 mg/m², v.a. *Mytilus edulis*), die Biomassen der übrigen Stationen lagen weit unter 100 mg/m².

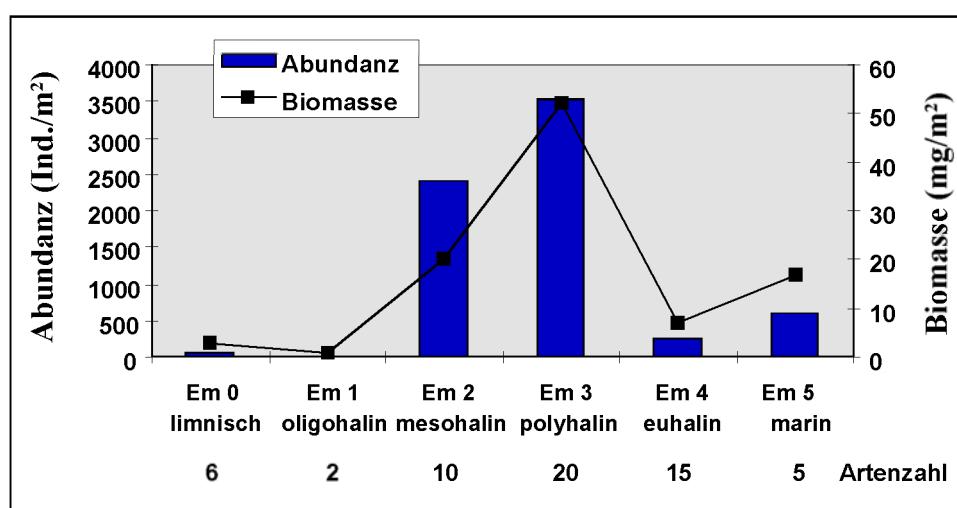


Abb. 45: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos' im Ems-Ästuar

1998 wurden bei der Beprobung des Jadebusens insgesamt 72 Taxa des Makrozoobenthos mit Greifer und Dredge nachgewiesen (nur in Greifer: 61). Die Polychaeten bildeten mit 32 Arten die größte taxonomische Gruppe, gefolgt von den Crustaceen mit 16 Arten und den Bivalvia mit 8 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Hydrozoa, Bryozoa, Gastropoda, Oligochaeta, Asteroidea, Echinoidea (Seestigel), Nemertini (Schnurwürmer), Ophiuridea (Schlangensterne) und Porifera (Schwämme).

1997 wurden insgesamt 58 Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen. Auch hier bildeten die Polychaeten mit 23 Arten die stärkste Gruppe und die Crustaceen mit 15 Arten die zweitstärkste, gefolgt von den Hydrozoa mit 7 Arten und den Bivalvia mit 5 Arten. Wie 1998 und 1997 waren auch in den Vorjahren die Polychaeten und die Crustaceen die dominierenden taxonomischen Gruppen. 1995 wurden deutlich weniger Arten gefunden, was durch

methodische Unterschiede (kein Dredgezug, veränderte Stationen) zu erklären ist.

An den einzelnen Stationen der Jade lagen die Artenzahlen greiferbezogen 1998 zwischen 10 und 18, an der äußeren Station wurden 30 Arten angetroffen. Die Besiedlung der Jade kann

als ausgesprochen stabil gewertet werden, mit Ausnahme der Station Ja3, an der vermutlich starke Strömungen Fluktuationen der Besiedlung verursachten. Nur zwei Arten, nämlich *Gastrosaccus spinifer* und *Microphthalmus similis* kamen hier in 2 von 4 Jahren vor. Alle anderen Arten waren weniger stetig.

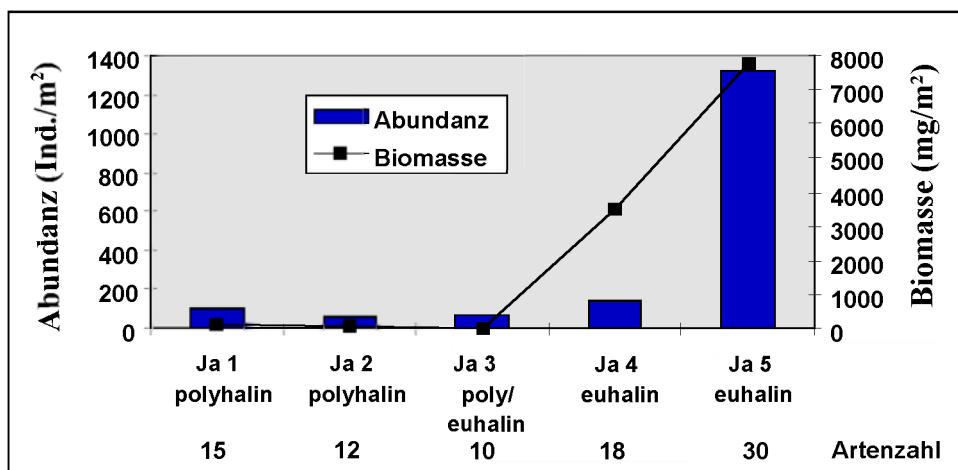


Abb. 46: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos der Jade (die Stationen sind von links=Innenjade nach rechts= Außenjade geordnet)

Geringe Individuenzahlen von 60 bis 140 Ind./m² wurden in der Jade gefunden mit Ausnahme von hohen Dichten von 1320 Ind./m² an der Außenjadestation (Abb. 46). In der Regel entsprachen die Werte von 1998 dem langjährigen Mittel.

Die mittleren Biomassen variierten 1998 von < 100 mg/m² an Stationen Ja 1-3 und stiegen auf 3840 bis 7789 mg/m² in der Außenjade an. Damit ergab sich für die Biomasse die gleiche Rangfolge der Stationen wie bei den Individuenzahlen. Die hohen Biomassewerte waren auf die Anwesenheit von *Echinocardium cordatum* und *Nephtys hombergii* zurückzuführen und überschritten damit die Werte des Vorjahres.

1998 wurden im Weser-Ästuar insgesamt 65 Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen (nur in Greifer: 57). Mit 29 Arten war die Gruppe der Crustaceen am artenreichsten, gefolgt von den Polychaeten mit 19 Arten und den Bivalvia mit 5 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Bryozoa, Echinoidea, Hydrozoa, Oligochaeta, Asteroidea, Insecta, Nemertini und Ophiuridea. 1997 wurden nur 55 Taxa gefunden. Auch 1997 und 1996 bildeten die Crustaceen mit 23 bzw. 21 Arten und die Polychaeten

mit 15 bzw. 13 Arten die stärksten Gruppen. Es folgten die Bivalvia mit 4 bzw. 5 Arten. 1997 wurden etwa die gleiche Anzahl Taxa gefunden wie 1996, jedoch deutlich mehr als 1995. Dies ist wie bei den Ergebnissen aus den anderen Ästuaren wahrscheinlich auf die unterschiedliche Probenzahl zurückzuführen. Im Gegensatz zu 1996-98 fanden sich 1995 jedoch mehr Polychaetenarten als Crustaceenarten.

An den einzelnen Stationen erhöhte sich die Gesamtartenzahl in Greifern je Station von 8 im limnischen auf 24 im marinem Bereich. Dieser Trend war auch 1997, wenn auch nicht so deutlich zu erkennen. In den Vorjahren 1996 und 1995 war kein Trend zu erkennen und die Artenzahlen variierten zwischen 6 und 17. Der Artenbestand an den mittleren und oberen Abschnitten des Weserästuars war 1998 und 1997 relativ stabil. Die äußeren Bereiche verzeichneten im Vergleich zu den Vorjahren einen Anstieg.

1998 nahmen die mittleren Individuenzahlen von 2080 Ind./m² an der oligohalinen Station (vor allem *Marenzelleria spp.*) auf 480 Ind./m² an der euhalinen Station ab, im Gegensatz zu dem Trend der Artenzahl (Abb. 47). Die Be-

stände von *Balanus improvisus* (We2), *Marenzelleria spp.* (We3) und *Bathyporeia elegans* (Außenweser) hatten im Vergleich zu den Vorjahren abgenommen. In der Außenweser fehlten *Pisidium remota*, *Gonadiella bobretzki* und *Polygordius sp.* vollständig, die in den Vorjahren zu hohen Dichten beigetragen hatten.

Die mittleren Biomassen (Abb. 47) reichten von 793 mg/m² bis 5200 mg/m². Die hohen Werte an der inneren Station sind v.a. *Marenzelleria spp.* zuzuschreiben. Ähnlich wie bei den Individuenzahlen war auch für die Biomasse kein Trend in Richtung mariner Verhältnisse zu erkennen. In den Vorjahren waren z.T. höhere Biomassen ermittelt worden, die durch *Balanus improvisus* und *Marenzelleria spp.* bedingt waren.

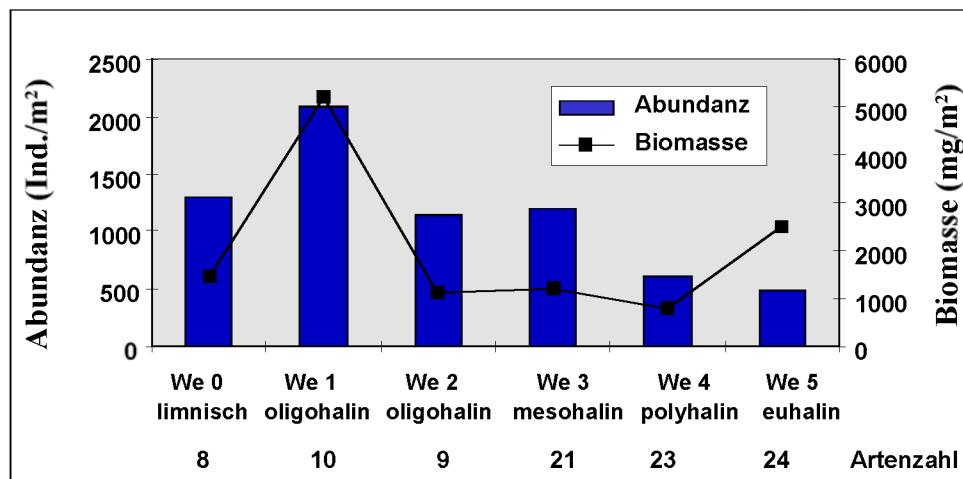


Abb. 47: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Weser-Ästuar

Im Elbe-Ästuar wurden 1998 insgesamt 45 Taxa des Makrozoobenthos mit Greifer und Dredge nachgewiesen (nur in Greifer: 27). Mit den meisten Arten vertreten waren die Crustaceen mit 22 Arten und die Polychaeten mit 11 Arten. Die restlichen Taxa verteilten sich auf Hydrozoa, Bryozoa, Hexapoda, Bivalvia, Gastropoda, Nemertini und Oligochaeta. Ähnlich wie 1998 wurden 1997 44 Arten gefunden. Auch hier waren die Crustaceen mit 24 Arten die größte Gruppe, gefolgt von den Polychaeten mit 12 Arten. 1998 und 1997 wurden wesentlich mehr Arten nachgewiesen als in den Vorjahren, was wahrscheinlich durch methodische Unterschiede zu erklären ist, jedoch bildeten Crustaceen und Polychaeten auch hier die dominierenden Gruppen.

Die Artenzahl in Greifern pro Station stieg vom limnischen Bereich der Elbe mit vier Arten auf 15 Arten an der meso-/polyhalinen Station (El 4) entlang des Salinitätsgradienten an. An der polyhalinen Station El 5 fanden sich allerdings nur neun Arten. 1997 fand sich mit

Ausnahme von El 4 derselbe Trend. Hier stieg die Artenzahl von 5 auf 19 Taxa.

Die Besiedlung der oberen Stationen El 0-2 war stabil, an El 3 nahmen die Dichten der Krebse ab, die äußerste Station zeigte sich sehr variabel.

Die mittlere Individuendichte war 1998 an der limnischen und den polyhalinen Stationen mit Werten um 500 Ind./m² am niedrigsten (Abb. 48). Die oligo-mesohalinen Stationen erreichten höhere Werte, die von einzelnen Arten geprägt wurden: *Bathyporeia pilosa* an Station El 1 (1570 Ind./m²), *Boccardiella ligerica* an Station El 2 (17690 Ind./m²) und *Marenzelleria* an Station El 3 (2600 Ind./m²).

Die mittlere Biomasse (Abb. 48) stieg entlang des Salinitätsgradienten von 74 mg/m² an El 0 auf 1640 mg/m² an El 3. Die Werte an Station El 4 (1105 mg/m²) und El 5 (243 mg/m²) lagen wieder niedriger. Dabei trug v.a. *Boccardiella ligerica* zu El 2, *Marenzelleria spp.* zu El 3 und

Nephtys longosetosa und *Haustorius arenarius* zu El4 bei. Diese Werte lagen bis auf El5 im

langjährigen Mittel.

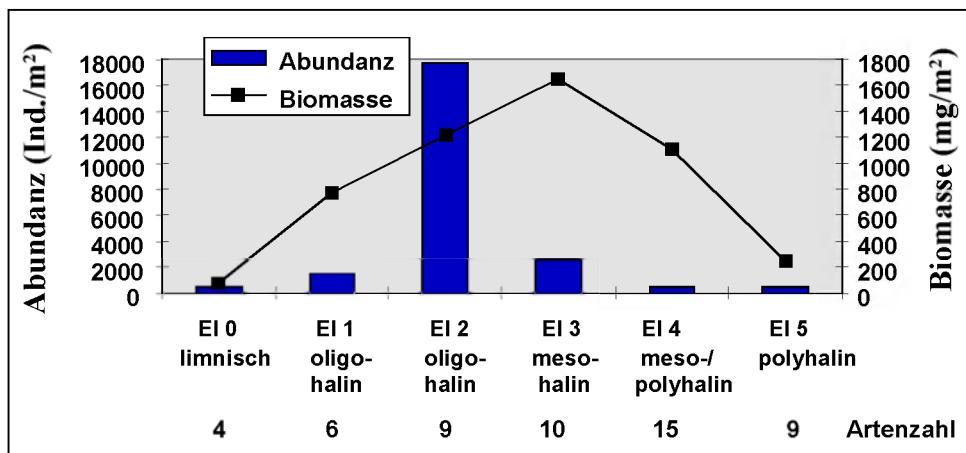


Abb. 48: Artenzahlen, Abundanz und Biomasse des Makrozoobenthos im Elbe-Ästuar

Zusammenfassung

Die Untersuchungen vor Sylt zeigten, dass sich das Benthos dieser küstennahen Stationen kurzfristig stark verändert hat. Neben lokalen Mortalitätsunterschieden wurde dies besonders durch großräumige Umverteilungen durch die Strömungen (aktive Wanderungen und/oder Begrabenwerden infolge Sedimentumlagerungen) verursacht. So wurden im Lister Tief die niedrigsten Arten- und Individuenanzahlen seit 1992 gefunden. Auch hatte der Eiswinter von 1995/96 seine Spuren hinterlassen, die aber 1998 zum größten Teil wieder verwischt waren.

In den untersuchten Ästuaren und der Jade bildeten über die Jahre hinweg Crustaceen und Polychaeten die größten Gruppen. Das Arteninventar war sehr heterogen. Nur sieben Taxa wurden in allen Ästuaren und der Jade gefunden (*Carcinus maenas*, *Crangon crangon*, *Mesodopsis slabberi*, *Eteone longa*, *Magelona mirabilis*, *Nephtys longosetosa*, *Scoloplos armiger*). Bis auf *Crangon*, *Mesodopsis* und *Eteone*, die sich auch im Mesohalinikum fanden, besiedelten sie den poly- bis euhalinen Bereich des Untersuchungsgebietes.

Vornehmlich die in den Ästuaren ermittelte Artenzahl nahm tendenziell mit steigendem Salzgehalt zu, jedoch waren die Beziehungen nicht linear. Dabei ist zu beachten, dass der Salzgehalt nicht die einzige, die Besiedlung

beeinflussende Größe ist. So prägen z.B. auch Wassertiefe, Sedimentmobilität und -körnung die Artenzusammensetzung. Die meisten Arten fanden sich in den Außenbereichen von Jade, Weser und Elbe (12-30 Arten/Station), die wenigsten in den innersten Stationen von Ems, Elbe und Eider (ein bis vier Arten/Station). Die Besiedlungsdichten reichten von Werten <50 Ind./m² an den limnisch-oligohalinen Stationen der Ems bis zu 17000 Ind./m² an der oligohalinen Station der Elbe, bedingt durch ein Massenvorkommen von *Boccardiella ligericia*. Die Jade mit Ausnahme der äußersten Station war mit Werten unter 150 Ind./m² relativ dünn besiedelt.

Höchste Biomassewerte fanden sich in allen Ästuaren außer der Jade in den mittleren, polyhalinen Abschnitten. Die Biomassewerte lagen zwischen 0,008 und 6,4 g ATG/m². An den Stationen von Ems und Innenjade zeigten sich die niedrigsten Werte, an denen von Außenjade und Unterweser, sowie an der mesohalinen Station der Eider die höchsten Werte.

Das Makrozoobenthos von Eider und Jade war über die Untersuchungsjahre hinweg stabil. Während die oligo- und mesohaline Besiedlung des Elb- und Weser-Ästuars ebenfalls als relativ stabil war, galt dies nicht für Stationen im Außenbereich. Die Emsbesiedlung unterlag deutlichen Schwankungen, die möglicherweise auch durch Sauerstoffmangel oder Schwebstoffeinfluss bedingt waren.

26 Schadstoff-Effektmonitoring

261 Fischkrankheiten

Das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten muss in erster Linie als Resultat einer Beeinträchtigung des Immunsystems angesehen werden. Für eine solche Beeinträchtigung können eine Vielzahl von Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein, und zwar nicht nur Schadstoffe, sondern auch natürliche Faktoren wie Salzgehalt, Temperatur, Nahrungsbedingungen, Populationsdichte und andere. Eine oder mehrere dieser Faktoren sind für die Fische nicht optimal. Das Resultat ist eine Suppression der Immunkompetenz mit der Konsequenz des Ausbruchs von Krankheiten. Das Auftreten erhöhter Prozentsätze befallener Fische in bestimmten Regionen deutet immer auf eine Störung hin.

Krankheiten der Kliesche (*Limanda limanda*)

Die quantitativ bedeutendsten äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche sind:

Lymphocystis ist eine durch Iridoviren hervorgerufene, weltweit verbreitete Infektionskrankheit, die bei vielen schollen- und barschartigen Fischarten auftritt. In der Nordsee lagen Befallszentren in den vergangenen Jahren auf der Fischerbank, der Doggerbank und in den Außenbezirken des Firth of Forth, wo teilweise Befallsraten von 30 % ermittelt wurden. Die niedrigsten Befallsraten fanden sich durchgehend in der östlichen Nordsee vor Horns Riff.

Epidermale Hyperplasien und Papillome sind Hauttumore und deren Vorstadien, deren Ursache nicht endgültig geklärt ist. Bei der Entstehung scheinen aber ebenfalls Viren beteiligt zu sein. Die Befallsraten waren in den vergangenen Jahren stets deutlich niedriger als die von Lymphocystis. Regionen mit erhöhten

Befallsraten (maximal 10 %) waren die Deutsche Bucht, Außenbezirke des Firth of Forth und das Untersuchungsgebiet vor Horns Riff vor der dänischen Küste.

Hautulcerationen werden durch bakterielle Mischinfektionen hervorgerufen. Ein wesentlicher Erreger scheint eine atypische Form von *Aeromonas salmonicida* zu sein. Bei Ulcerationen waren höchste Befallsraten in der zentralen mittleren Nordsee (Doggerbank und Fischerbank) anzutreffen. Es zeigten sich ausgeprägte und konsistente saisonale Effekte mit gegenüber den Winterwerten erhöhten Befallsraten im Frühjahr/Sommer, wo auf der Doggerbank Maximalwerte von bis zu 25 % erreicht wurden.

Die zeitlichen Fluktuationen der Befallsraten bei Klieschen der Deutschen Bucht sind in Abbildung 49 dargestellt. Für *Lymphocystis* (Abb. 49 oben) ergaben sich während des gesamten Untersuchungszeitraumes Schwankungen der Mediane zwischen 5 % und 25 % mit einer Auf- und Abwärtsbewegung der Krankheitshäufigkeiten in einem Rhythmus von sieben Jahren. Maxima des Befalls waren 1988 und 1989 festzustellen. Danach nahmen die Befallsraten bis 1993 deutlich ab und stiegen von 1993 bis 1998 bis zu einem Medianwert von 15 % an.

Auch für epidermale Hyperplasien und Papillome (Abb. 49 Mitte) scheinen zyklische Veränderungen der Krankheitshäufigkeiten vorzuliegen, wenngleich hier der Rhythmus von sieben Jahren nicht so ausgeprägt zu erkennen ist. Auf die zunächst niedrigen Befallsraten in den Jahren 1981 bis 1983 folgte ein Anstieg bis 1985. Nach 1987 wurde ein stetiger Rückgang der Befallshäufigkeiten registriert und nach 1993 erfolgte ähnlich wie für *Lymphocystis* ein Anstieg allerdings mit stärkeren Fluktuationen.

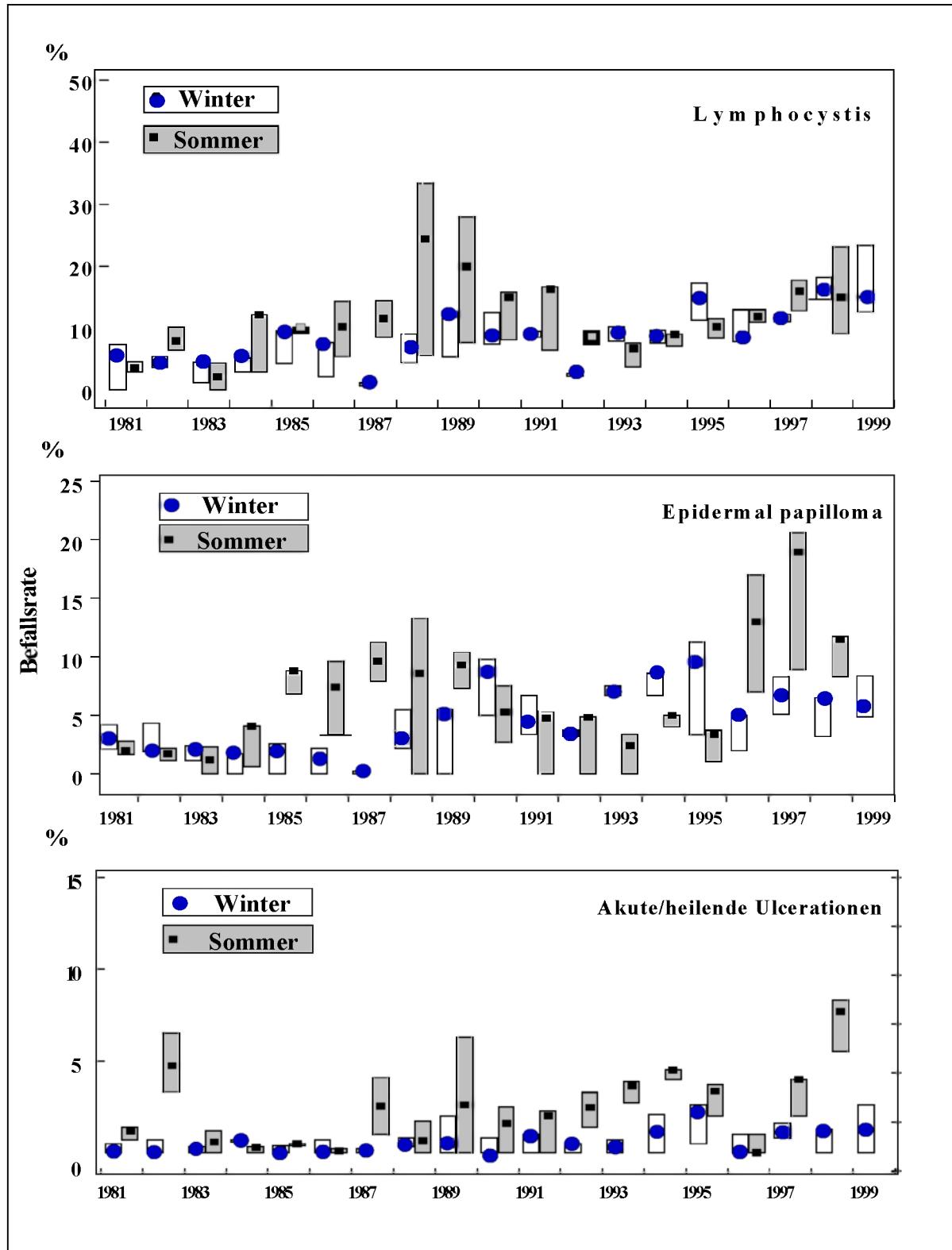


Abb. 49: Anteil von Klieschen (*Limanda limanda*) mit äußerlich sichtbaren Krankheiten in der Deutschen Bucht. Männchen und Weibchen, alle Längen. Lymphocystis (oben), epidermale Hyperplasien/Papillome (Mitte), akute und heilende Stadien von Hautulcerationen (unten)

Ein anderes Bild ergab sich für akute und heilende Stadien von Ulcerationen (Abb. 49 unten). Jedoch ist auch hier nach 1996 ein Anstieg der Befallshäufigkeiten zu registrieren.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass ein einheitlicher Satz von Faktoren in allen Gebieten und zu allen Zeiten für das Auftreten der

drei genannten Krankheiten verantwortlich zu machen ist. Weiter ist zu erkennen, dass es keine einfachen Korrelationen gibt zwischen den genannten Krankheiten und denjenigen Schadstoffen, für die abnehmende Trends sowohl in den Eintragsmengen als auch in den Konzentrationen im Seewasser und im Sediment festgestellt wurden.

Zusammenfassung:

Die Befallsraten der Klieschen mit Lymphocystis, epidermalen Hyperplasien und Papillomen, die ihren Höhepunkt in den späten 80er Jahren hatten und danach gesunken waren, sind seit 1993 wieder ansteigend und lagen 1997/98 bei 15 % für Lymphocystis.

262 Leberknoten und –tumore bei Fischen

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als ein Indikator für Effekte krebsfördernder Umweltchemikalien (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), und daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Seit 1988 werden im Rahmen der Überwachung von Fischkrankheiten zweimal jährlich Leberanomalien der Kliesche (*Limanda limanda*) in der Nordsee erfasst.

Gebiete mit erhöhten Prävalenzen von Leberknoten > 2 mm lagen seit 1988 überwiegend im südlichen Teil der Nordsee (südlich von 55 ° N) und dort besonders auf der Doggerbank, vor der Humbermündung und, vor allem zu Beginn der Untersuchungen, in der Deutschen Bucht. Im Gegensatz dazu waren die nördlicher gelegenen Untersuchungsgebiete (Firth of Forth, Fischer Bank, Fladengrund) durch konstant niedrige Befallsraten gekennzeichnet.

Abb. 50 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Befallsraten bei Klieschen der beiden Längengruppen 20-24 cm und ≥ 25 cm aus der Deutschen Bucht über den Zeitraum 1988-1999. Die Befallsrate nahm signifikant ab, wobei dieser Effekt besonders deutlich innerhalb der ersten fünf Jahre auftrat. In den letzten Jahren waren die beobachteten Veränderungen nur noch gering. Auch in den anderen Nordseegebieten mit ehemals erhöhten Befallsraten konnten ähnliche Trends nachgewiesen werden, so dass derzeit nur noch geringfügige Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zu beobachten sind.

Die routinemäßig durchgeführte histologische Untersuchung der fixierten Gewebsproben zeigt, dass es sich bei den makroskopisch erkennbaren Leberknoten größtenteils um gutartige Tumore (zumeist Adenome) und deren Vorstadien (in erster Linie basophile Foci) handelt. Andere Arten gutartiger Tumore (z. B. Cholangiome, Hämagangiome) und bösartige Tumore (z. B. Adenocarcinome, Cholangiosarcome) sind sehr selten.

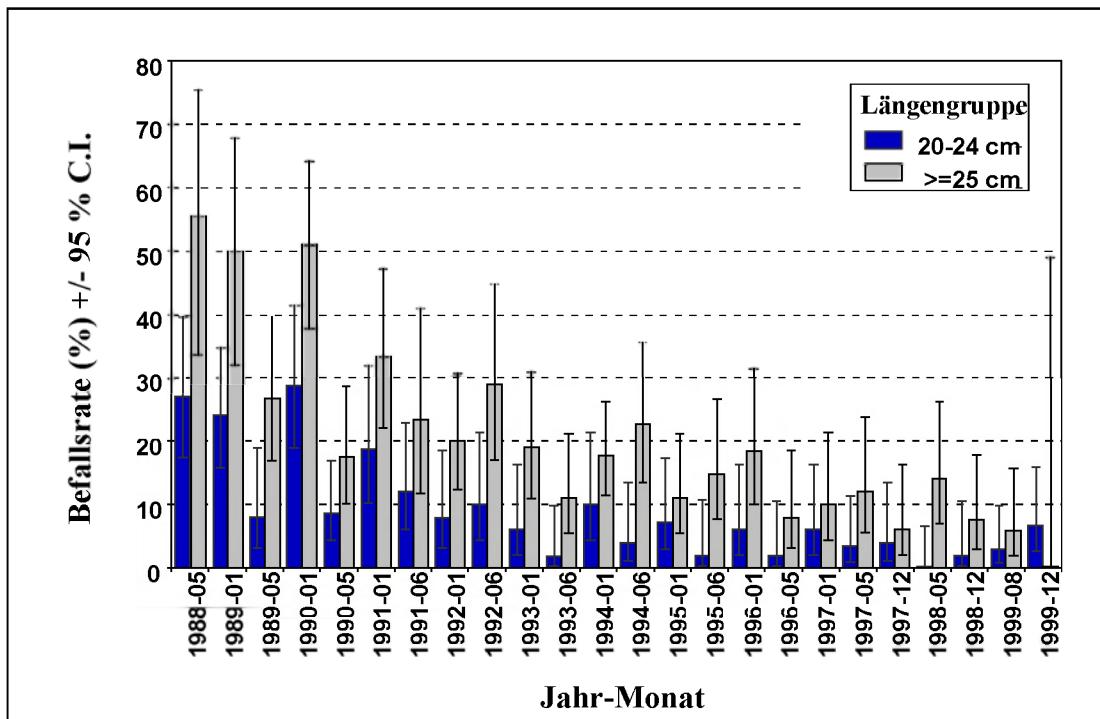


Abb. 50: Veränderungen der Befallsraten (mit 95% Vertrauensbereich) mit Leberknoten > 2 mm bei Klieschen der Längengruppen 20-24 cm und ≥ 25 cm Totallänge aus der Deutschen Bucht im Zeitraum 1988-1998.

Zusammenfassung

Die abnehmenden Befallsraten von Leberknoten und -tumoren korrespondieren mit den Informationen über rückläufige Schadstoffeinträge in die Nordsee und ihre Konzentrationen in Nordseefischen, Wasser und Sedimenten. Es lassen sich allerdings nicht in allen Fällen regionale und zeitliche Korrelationen nachweisen, was auch bei dieser Krankheit auf die Komplexität der krankheitsauslösenden Faktoren hinweist. Die Befallsraten der Klieschen mit Lebertumoren haben seit Ende der 80er Jahre abgenommen und lagen 1997/98 bei ca. 10%.

263 Entgiftungsstoff-wechsel der Kliesche

Ein zentraler Forschungsschwerpunkt in der Ökotoxikologie ist die Erkennung und Interpretation subletaler physiologischer Effekte, die zur Früherkennung gefährlicher Schadstoffexpositionen beitragen können. Als geeigneter „Endpunkt“ zur Erkennung von Gefähr-

dungspotentialen eignet sich die Aktivität der MFO (Mischfunktionelle Oxigenasen) in den Entgiftungsorganen (Leber) der Organismen. Mit der quantitativen Messung des Anstiegs oder der Aktivierung der Entgiftungsaktivität werden wichtige Informationen zur Biotransformation anthropogener Schadstoffe (Xenobiotika) gewonnen. Zur Erfassung der Entgiftungsaktivität in den Entgiftungsorganen der Fische wird die Aktivität der mischfunktionellen Oxygenasen bei der Umsetzung verschiedener Substrate gemessen. Die MFO werden als substratunspezifisch bezeichnet, so dass die Messung anhand von Modellsubstanzen möglich ist. Für das biologische Effekt-Monitoring mit Fischen ist das Substrat 7-Ethoxyresorufin von Interesse. Bestimmt wird die Aktivität der MFO als 7-Ethoxyresorufin-O-des-Ethylase (EROD).

Wie unsere annähernd monatlichen Untersuchungen in den Jahren 1997 und 1998 an Klieschen (*Limanda limanda*) aus der Deutschen Bucht gezeigt haben, unterliegt die EROD-Aktivität in ihren Lebern einer ausgeprägten natürlichen saisonalen Variabilität. Während im Herbst und im Winter an beiden Geschlechtern EROD-Aktivitäten um 200 pmol

Resorufin/mg Protein/Min. gemessen wurden, stieg die Aktivität für männliche Tiere im Mai auf den Maximalwert von knapp 2000 und für weibliche Tiere im Juni auf etwa 1000 an. Im Jahre 1998 traten diese Maxima früher auf als 1997. Der aktuelle Temperaturverlauf ist eine Größe, welche die EROD-Aktivität und damit das Erreichen des jahreszeitlichen Maximums direkt steuert. Im Winter 1997/1998 war das Wasser in 30 Metern Tiefe wärmer als im Winter davor. Das hatte Auswirkung auf die Entwicklung der Fische und damit auf den Zeitpunkt des EROD-Aktivitätsmaximums. Im Jahre 1998 traten diese Maxima daher früher auf als 1997. Betrachtet man die EROD-Aktivität in Relation zur Temperatur und nicht zum Fangdatum, so werden die zeitlichen Verschiebungen bis zum Erreichen bestimmter Aktivitäten kompensiert. Für ein biologisches Schadstoffmonitoring scheint nach unseren bisherigen Erfahrungen der Herbst die am besten geeignete Zeit zu sein, da die EROD-Aktivität in Klieschenlebern in beiden Jahren dann auf einem konstanten Niveau mit relativ geringer Variabilität lag. Zu dieser Zeit waren

anthropogene Schadstoffbelastungen mit diesem Biomarker am besten erkennbar.

Erste vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung (August 1999) zu biologischen Schadstoffeffekten bei Klieschen in der Nordsee liegen vor. Die EROD-Aktivitäten in Klieschenlebern in der Nähe zweier Regionen mit Öl-/Gasplattformen (Dan Oil Field und Eko-fisk Komplex) liegen um das 6,4- bzw. 7,7-fache über dem Wert der EROD-Aktivität in einem „unbelasteten Gebiet“ nordwestlich von Helgoland (200 pmol Res./mg Prot./Min.).

Zusammenfassung

Untersuchungen seit 1993 haben ergeben, dass sich vergleichbare EROD-Aktivitäten am besten im Spätsommer/Herbst messen lassen. Diese lagen im August 1999 bei Klieschen aus der Nähe von Öl/Gas-Plattformen um das 7-fache höher als bei "unbelasteten" Klieschen aus der Region nordwestlich von Helgoland.

Meer Lesen

21 Ozeanographie

Körner D. und Weichert G. (1991): Nährstoffe in der Deutschen Bucht. Konzentrationsverteilung und Trends 1987 – 1990. Dt. hydrogr. Z., Erg.-H., A, Nr. 17.

Rahmel J., M. Bätje, R. Jakobs & H. Michaelis (1999): Nutrient trends in the East Frisian Wadden Sea (Germany). Senckenbergiana maritima, 29 (Suppl.), 119-123

Weichert, G. (1990): The Quality of „Old“ Oceanographic Data. Dt. hydrogr. Z., **43**, 285-287.

23 Anorganische Schadstoffe

Becker, P.H., S. Schuhmann & C. Koepff (1993): Hatching failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in relation to environmental chemicals. Environ. Pollut. 79: 207-213.

Becker, P.H., W. Ternes & H.A. Rüssel (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. J. Ornithol. 126: 253-262.

Becker, P.H., S. Thyen, S. Mickstein, U. Sommer & K.R. Schmieder (1998): Monitoring pollutants in coastal bird eggs in the Wadden Sea. Wadden Sea Ecosystem No. 8, CWSS und TMAG, Wilhelmshaven: 59-101.

Bloom, N.S., (1992): On the Chemical Form of Mercury in Edible Fish and Marine Invertebrate Tissue. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49, 1010-1017.

Burg von, R. and Greenwood, M.R., (1991): Mercury. In: Metals and their Compounds in the Environment. Ernest Merian (Ed.), VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, pp 1045-1088.

Greenwood, M.R. & Von Burg, R., (1984): Quecksilber. In: Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. S. 511-539. Hrsg.: Merian et al., Verlag Chemie, Weinheim.

Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. (1979): Metals Pollution in the Aquatic Environment. S. 8-26. Springer-Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.

Freimann, P & D. Schmidt (1989): Application of total reflection X-ray fluorescence analysis for the determination of trace metals in the North Sea. Spectrochimica Acta **44B**, 505-510

Haarich, M. (1996): Schadstoff-Frachten durch die Flüsse. In: J.L. Lozán & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 144-148.

Hill, W.R., Stewart, A.J., and Napolitano, G. E., (1996): Mercury Speciation and Bioaccumulation in Lotic Primary Producers and Primary Consumers. Ca. J. Fish. Aquat. Sci., 53, 812-819.

Kersten, M., M. Dicke, M. Kriewa, K. Naumann, D. Schmidt, M. Schulz, M. Schwikowski, M. Steiger (1988): Distribution and fate of heavy metals in the North Sea. In: W. Salomons, B.L. Bayne, E.K. Duursma, U. Förstner (eds.): "Pollution of the North Sea. An Assessment", Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York: 300-347.

Kieffer, F. (1984): Metalle als lebensnotwendige Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen. In: Metalle in der Umwelt – Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Hrsg. E. Merian et al.. S. 117-123. Verlag Chemie, Weinheim.

Kluge, T., & A. Vack (1996): Industrielle Abwässer: Verbesserung der Abwasserbehandlung. In: J.L. Lozán & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 314-318.

Mason, R.P., Reinfelder, J.R., and Morel, F.M.M. (1995): Bioaccumulation of Mercury and Methylmercury. Water, Air and Soil Pollution, **80**, 915-921.

Mason, R.P., Reinfelder, J.R., and Morel, F.M.M., (1996): Uptake, Toxicity, and Trophic Transfer of Mercury in a Coastal Diatom. *Envir. Sci. Technol.* **30**, 1835-1845.

Mattig, F.R., U. Ballin, H. Bietz, K. Gießing, R. Kruse & P.H. Becker (1997): Organochlorines and heavy metals in benthic invertebrates and fish from the back barrier of Spiekeroog. *Arch. Fish. Mar. Res.* **45**, 113-133.

OSPAR/ICES (1996): Report on the OSPAR/ICES Workshop on the overall evaluation and update of Background/Reference concentrations of nutrients and contaminants in sea water, biota and sediments, 22-25 October, 1996, Hamburg, 60 pp.

Puls,W., W. Gerwinski, M. Haarich, M. Schirmacher und D. Schmidt (1997): Lead Budget for the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 410-418.

Scheuhammer, A.M. (1987): The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* **46**: 263-295.

Schmidt, D. (1990): Gradients of trace heavy metal concentrations in the Elbe estuary In: W. Michaelis (Ed.): Estuarine Water Quality Management. Monitoring, Modelling, and Research, Coastal and Estuarine Studies **36**, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg/New York: 443-448.

Schmidt, D. (1992): Mercury in Baltic and North Sea waters. *Water, Air, and Soil Pollution* **62**, 43-55.

Schmidt, D. (1995): Background Concentrations of Trace Metals in Sea Water: A Critical Approach. Proceedings of International Conference "Heavy Metals in the Environment", Hamburg, Sept. 1995, Vol. 2, 141-144, Edinburgh.

Schmidt, D. (1997): Sampling and Analysis for the Monitoring of Trace Heavy Metals in Sea Water: Achievements in Analytical Quality Assurance. In: C. S. P. Iyer (Ed.): Advances in Environmental Science, Educational Publishers and Distributors, New Delhi and Ernakulam: 7-29.

Schmidt, D. & M. Dicke (1990): Schwermetalle im Wasser. In: J. L. LOZÁN, W. LENZ, E. Rachor, B. Watermann, H. von Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. S. 30-41.

Schmidt, D., P. Freimann, H. Zehle (1986): Changes in trace metal levels in the coastal zone of the German Bight. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **186**, 321-328.

Schönenfeld, W., D. Schmidt & G. Radach (1992): Spatial and temporal variability of heavy metal concentrations in the water of the German Bight. *Dt. hydrogr. Z.* **43**, 209-252..

Suedel, B.C., Boraczek, J.A., Peddicord, R.K., Clifford, P.A., and Dillon, T.M., (1994): Trophic Transfer and Biomagnification Potential of Contaminants in Aquatic Ecosystems. *Rev. Envir. Contam. Toxicol.*, **136**, 21-89.

24 Organische Schadstoffe

ANON. (1982) Proceedings of a workshop on the analysis of hydrocarbons in seawater, March 23 - April 3, 1981. Baltic Sea Environment Proceedings No. 6. Helsinki Commission.

Anon. (1984) Manual for monitoring oil and dissolved/ dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches, International Oceanographic Commission IOC/UNEP, Paris, Manuals and Guides No. 13

ANON. Bericht der ARGE ELBE (1999): "Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen".

Löffler, J., Wolff, S., Bergemann, M., und Reincke, H., ARGE-Elbe, (1999): Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1997.

Löffler, J., Wolff, S., M.Bergemann und Reincke, H., ARGE-Elbe, (1999a): Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1998.

Fooken, C., Stachel, B., und Reincke, H., ARGE-Elbe, (2000): Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1004 - 1999.

Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1999): Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer – Routineuntersuchungen 1998.

Stadler, D. and Schomaker, K. (1977). Ein Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser unter der Oberfläche für die Analyse von Kohlenwasserstoffen und halogenierten Kohlenwasserstoffen. Dt. Hydrogr. Z. 30, 20-25.

Theobald, N. W. Lange, A. Rave, U. Pohle und P. Koennecke, Dt. Hydrogr. Z., 43, 311 (1990): Ein 100-l Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser für die Analyse lipphiler organischer Stoffe

Theobald, N. W. Lange, K. Jerzycki-Brandes, Dt. Hydrogr. Z., 44, 17 (1991/92): Basiswerte fossiler Kohlenwasserstoffe im Nordost-Atlantik

Theobald, N., Gaul, H., Ziebarth, U., Dt. Hydrogr. Z, Suppl. 6, 81 (1996): Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten.

253 Seegraswiesen und Makroalgen

Hickel, W., Eickhoff, M., Spindler, H. (1995) Langzeit-Untersuchungen von Nährstoffen und Phytoplankton in der Deutschen Bucht. Dt Hydrogr Z Suppl 5: 197-211

Jonge, V., de, Essink, K., Boddeke, R. (1993) The Dutch Wadden Sea: a changed ecosystem. Hydrobiologia 265: 45-71

Kastler, T., Michaelis, H. (1997) Der Rückgang der Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Forschungsstelle Küste: 24 S.

Nienburg, W. (1927) Zur Ökologie der Flora des Wattenmeeres. I. Der Königshafen bei List auf Sylt. Wiss Meeresunters (Abt Kiel) 20: 146-196

Philippart, C.J.M. (1994) Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea. Koninklijke Bibliotheek, Den Haag: 157 S.

Reise, K. (1983) Sewage, green algal mats anchored by lugworms and the effects on Turnellaria and small Polychaeta. Helgoländer Meeresunters 36: 151-162

Reise, K., Herre, E., Sturm, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresunters 43: 417-433.

Reise, K. (1994) Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20th century. Ophelia Suppl 6: 117-125

Reise, K. (2000) Seegraswiesen und Grünalgenmatten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Verteilung und langfristige Bestandsveränderungen. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. - Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning, S. 5-7

Reise, K., Siebert, I. (1994) Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. Dt Hydrogr Z Suppl 1: 171-180

Schories, D. (1995) Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer. Ber Inst Meereskunde Kiel 271: 145 S.

Schories, D., Reise, K. (1993) Germination and anchorage of *Enteromorpha* spp. in sediments of the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 47: 275-285

Wilhelmsen, U., Reise, K. (1994) Grazing on green algae by the periwinkle *Littorina littorea* in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 233-242

Wohlenberg, E. (1935) Beobachtungen über das Seegras, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. Nordelbingen 11: 1-19

Wohlenberg, E. (1937) Die Wattenmeer-Lebensgemeinschaften im Königshafen von Sylt. Helgoländer wiss. Meeresunters. 1: 1-92

26 Schadstoff- Effektmonitoring

Bucke, D., Vethaaak, A.D., Lang, T., and Mellergaard, S. (1996) Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, 19, 27 pp.

Bucke, D., Vethaaak, A.D., Lang, T., and Mellergaard, S. (1996) Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, 19, 27 pp.

Dethlefsen, V., Egidius, E., and McVicar, A. (1986) Methodology of fish disease surveys. Report of the 1984 Workshop. ICES Cooperative Research Report 140, 33 pp.

ICES (1989) Methodology of fish disease surveys. Report of an ICES Sea-going Workshop held on RV U/F 'Argos' 16-23 April 1988 ICES Cooperative Research Report, 166, 33 pp.

ICES (1997) Report of the Special Meeting on the Use of Liver Pathology of Flatfish for Monitoring Biological Effects of Contaminants. ICES CM 1997/F:2, 75 pp.

ICES (1989) Methodology of fish disease surveys. Report of an ICES Sea-going Workshop held on RV U/F 'Argos' 16-23 April 1988. ICES Cooperative Research Report, 166, 33 pp.

Autorenliste

Ozeanographie, Meteorologie

Gerd-Axel Becker
Achim Schulz

Nährstoffe

Thorkild Petenati
Michael Hanslik
Simon Henneberg
Horst Gaul
Justus van Beusekom

Spurenmetalle

Horst Albrecht
Thorkild Petenati
Dieter Steffen
Birgit Schubert
Diether Schmidt
Uwe Harms
Peter Becker
Christa Schröter-Kermani
Simon Henneberg

Organische Schadstoffe

Norbert Theobald
Thorkild Petenati
Dieter Steffen
Michael Haarich
Peter Becker
Birgit Schubert
Christa Schröter-Kermani
Burkhard Stachel
Simon Henneberg

Qualitätssicherung Chemie

Peter Woitke

Plankton

Justus van Beusekom
Michael Hanslik
Jeanette Göbel
Wulf Greve

Benthos

Heiko Leuchs
Jochen Voss
Herrmann Michaelis
Michael Hanslik
Werner Armonies
Wilfried Heiber

Fischkrankheiten

Thomas Lang
Volkert Dethlefsen

Qualitätssicherung Biologie

Petra Schilling
Marina Carstens

Redaktion

Elisabeth Boysen-Ennen
Hartmut Nies
Helgart Cammann-Oehne
Hartmut Heinrich

Messprogramm Meeresumwelt

Berichte aus dem Bund-Länder Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee

Heft 1:
Messprogramm ab 1999

Heft 2:
Meeresumwelt 1994 – 1996

Heft 3:
Meeresumwelt 1997 – 1998

3 Ostsee

3.1 Ozeanographie

Als Brackwassermeer lebt die Ostsee und ihre Organismen vom Wasseraustausch mit der Nordsee. Der Einstrom von salz- und sauerstoffreichem Nordseewasser ist aber kein kontinuierlicher Prozess, sondern von metereologischen und ozeanographischen Bedingungen abhängig.

3.1.1 Meteorologische Bedingungen

Der Winter 1996/97 kann in der westlichen und zentralen Ostsee als mäßig charakterisiert werden (STRÜBING 1996). Lediglich die Starkfrostperiode von Mitte Dezember 1996 bis Mitte Januar 1997 führte im Küstenbereich der westlichen Ostsee zu Eisbildung. Generell lagen die Temperaturen im winterlichen Oberflächenwasser im normalen Bereich. Der

Sommer 1997, insbesondere der August, war dagegen außergewöhnlich warm und muss als der wärmste seit 1890 angesehen werden (Abb. 1). Das Wasser in der Deckschicht erwärmt sich bis auf 23 °C, was 4-5 °K über dem langjährigen Mittel liegt.

Der Winter 1997/98 war in der südlichen Ostsee sehr mild (Abb. 1) und wird als einer der wärmsten Winter des Jahrhunderts eingestuft (STRÜBING 1998). Der gesamte Sommer 1998 blieb dagegen kühl und die Temperaturen lagen unter den langjährigen Erwartungswerten. Infolge des milden Winters blieben die Oberflächentemperaturen im Winter und zeitigen Frühjahr um 1 – 1.5 °C über den langjährigen Mittelwerten. Durch den kühlen Sommer wießen die Oberflächentemperaturen in der westlichen und zentralen Ostsee nur geringfügige Abweichungen vom Langjahresmittel auf.

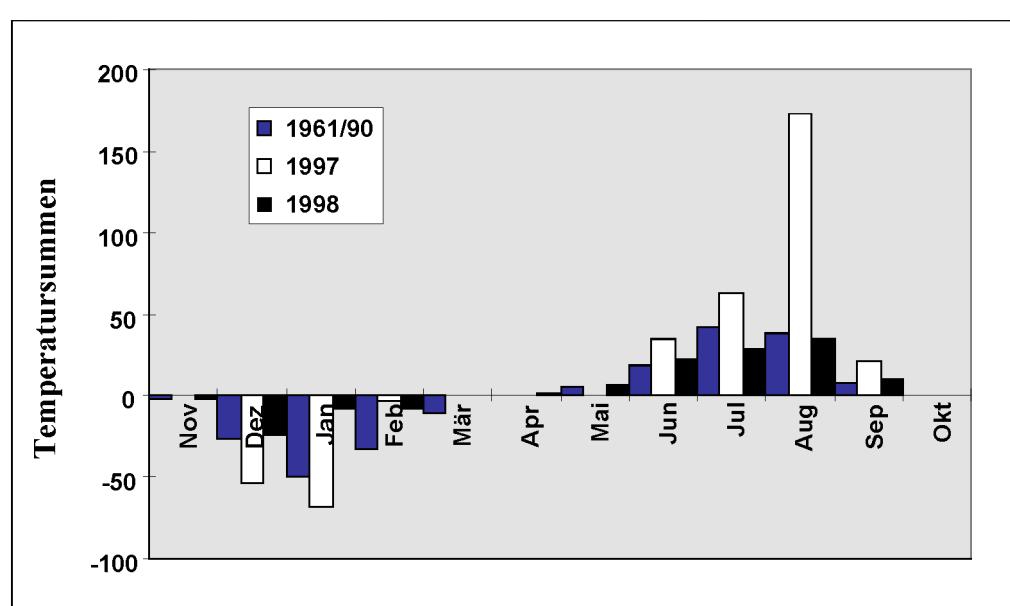


Abb. 1: Temperatursummen der Lufttemperatur an der Wetterstation Warnemünde 1997 und 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel (TIESEL 1999) Kältesumme: Summe der negativen Tagesmitteltemperaturen, Wärmesumme: Summe der Tagesmitteltemperaturen minus 16 für alle Tage mit Mitteltemperaturen über 16°C

Das Jahr 1997 war im Mittel zu trocken, lediglich im Mai und Oktober fielen hohe Niederschlagsmengen. Jedoch war der Einzugsbereich der Oder von starken Regenfällen betrof-

fen, so dass sich im Juli/August 6,5 km³ Süßwasser zusätzlich in das Oderhaff und die Pommersche Bucht ergossen. Dagegen war das Jahr 1998 durch überdurchschnittlich hohe

Niederschläge gekennzeichnet. Vor allem im Juni wurde das doppelte des normalen Niederschlags gemessen.

312 Hydrographie

Bis Mitte März bestand in den flachen Küstengewässern eine gute vertikale Durchmischung. Danach erfolgte die Ausbildung einer stabilen Sprungschicht. In den Jahren 1997 und 1998 erfolgte kein Salzwassereinbruch aus der Nord- in die Ostsee. Jedoch herrschte von Ende Mai bis Anfang Oktober 1997 in der grundnahen Schicht im Bereich der Darßer Schwelle kontinuierlich Einstrom.

Während der Sturmereignisse im September und Anfang Oktober wurden größere Wassermengen über die Schwellen transportiert. Dadurch gelangte sehr warmes und salziges Wasser in das Bornholmbecken, wo Ende Oktober Temperaturen von 11,5 bis 13 °C und Salzgehalte bis 18 g Salz/dm³ Meerwasser im Tiefenwasser beobachtet wurden. Derartig hohe Temperaturen, die um 3 bis 4 °C über den langjährigen Mittelwerten des Tiefenwassers lagen wurden im Bornholmbecken in diesem Jahrhundert nur selten erreicht.

Die Füllung des Bornholmbeckens mit salzigem Wasser ermöglichte das ungehinderte Abfließen des warmen, salz- und sauerstofffreien

Wassers über die Stolper Rinne in die zentrale Ostsee. Das führte 1998 zu einem außergewöhnlichen Anstieg der Temperaturen im Tiefenwasser, wie er bisher lediglich 1977 beobachtet wurde.

Kleinere Einströme, die im Verlauf des Jahres 1998 salziges Wasser in die Ostsee transportierten, hatten keine Auswirkungen in der zentralen Ostsee, so dass Temperatur und Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser des Gotlandbeckens wieder rückläufig waren. So unterbrach der Einstrom salz- und sauerstofffreien Wassers im Herbst 1997 die anoxischen Verhältnisse im östlichen Gotlandbecken auch nur kurzzeitig.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass der Sommer 1997 als der wärmste und der Winter 97/98 als einer der mildesten seit 1890 zu betrachten sind. Daher lagen die Wassertemperaturen in der Oberflächenschicht in dieser Jahreszeit deutlich über dem langjährigen Mittel. In beiden Jahren erfolgte kein Salzwassereinbruch in die Ostsee, jedoch gelangte 1997 sehr warmes, salziges Tiefenwasser über die Darßer und Drogden Schwelle in das Bornholmbecken und führte 1998 auch zu einem außergewöhnlichen Anstieg der Temperaturen im Tiefenwasser der zentralen Ostsee.

32 Sauerstoff

Sauerstoffdefizite sind ein Indikator für Eutrophierung, da sie durch mikrobiellen Abbau von Algen in Bodennähe hervorgerufen werden. In der Ostsee tragen die Bodenmorphologie und der durch die starke Schichtung begrenzte Austausch erheblich dazu bei, dass sich Sauerstoffmangel und erhöhte Schwefelwasserstoffkonzentrationen am Boden zeigen.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

In den inneren Fördern und Buchten der schleswig-holsteinischen Küste tritt nahezu

alljährlich im Spätsommer Sauerstoffmangel im Tiefenwasser auf. Besonders ausgeprägt sind diese Verhältnisse zwischen Juni und September, wenn eine stabile Schichtung des Wasserkörpers vorliegt. 1998 wurden bereits im Juni in der Flensburger Förde, der Eckernförder Bucht und der Neustädter Bucht Sauerstoffgehalte zwischen 1,4 und 2,1 ml/l gemessen. Die Gehalte nahmen trotz des relativ kühlen Sommers noch weiter ab und lagen im September nur noch zwischen 0,2 und 1,1 ml/l. In der Flensburger Innenförde und der Kieler Außenförde (Abb. 2) trat im September 1998 in Bodennähe Schwefelwasserstoff auf.

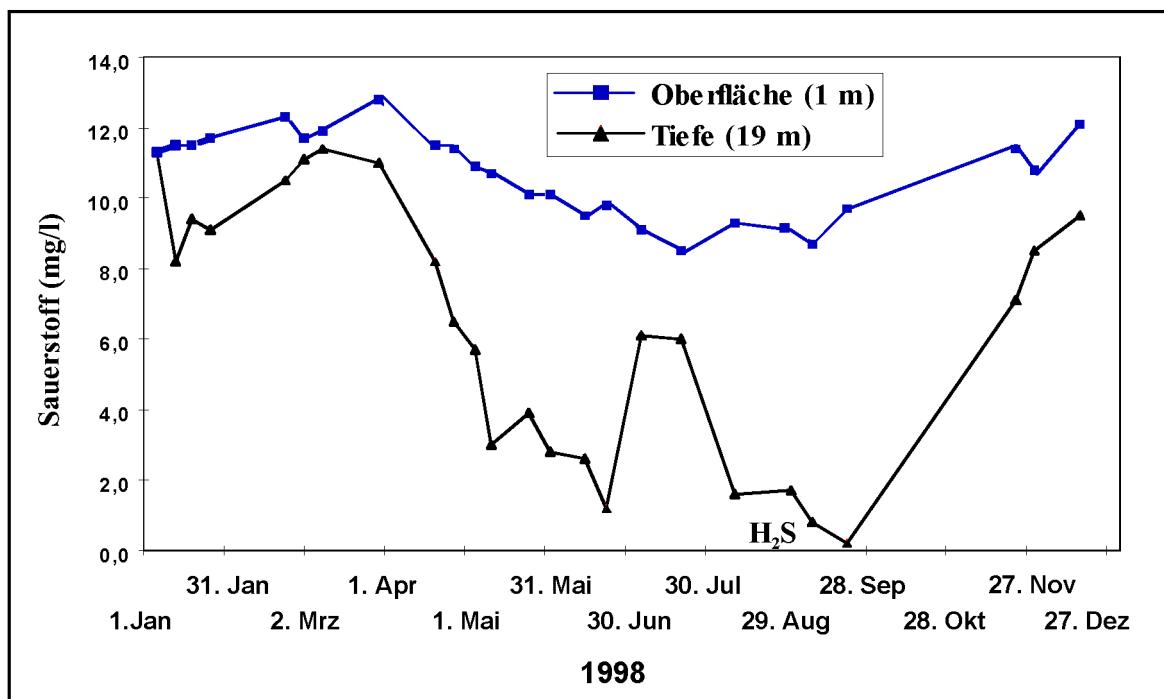


Abb. 2: Sauerstoffgehalt im Oberflächen- und im Tiefenwasser der Kieler Außenförde 1998

Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommern

Auch in den Gewässern vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns kam es im Sommer 1998 zu Sauerstoffdefiziten im Bodenwasser. Andererseits konnten in der Oberflächenschicht auf Grund von intensivem Algenwachstum von April bis November Sättigungen bis 140% nachgewiesen werden. Mit der Ausbildung einer stabilen thermohalinen Schichtung wurde der vertikale Gasaustausch in der **Lübecker - und Mecklenburger Bucht** eingeschränkt. Mikrobiologische Zehrungsprozesse hatten ab Juni, mit einer Unterbrechung im Juli, geringe Sauerstoffgehalte im Bodenwasser zur Folge. Die geringsten Sauerstoffgehalte wurden mit 0,4 – 1,0 ml/l (= 6-15% Sättigung) im September gemessen. In der inneren **Pommerschen Bucht** wurden im August 1997 als Folge der Oderflut sehr geringe Sauerstoffgehalte zwischen 0,5 und 2,0 ml/l (= 7 - 32% Sättigung) nachgewiesen (Gewässergütebericht 1996/1997). 1998 waren die Sauerstoffverhältnisse in der Pommerschen Bucht relativ ausgeglichen.

Infolge hoch eutropher Bedingungen in den inneren Küstengewässern wurden in den Frühjahrs- und Sommermonaten 1998 starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes registriert. Die Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung lag zwischen 50 und 160%. Sauer-

stoffgehalte zwischen 2,8 und 3,5 ml/l waren, jedoch nur kurzzeitig, in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow nachzuweisen.

Zentrale Ostsee

Die gegenwärtige Situation im Tiefenbereich der zentralen Ostsee ist durch einige Besonderheiten gekennzeichnet. Nach dem Salzwassereinbruch 1993 und den kleineren Einströmen 1993 und 1994 (NEHRING et al. 1995a) wurde im März 1996 erstmals wieder Schwefelwasserstoff registriert (MATTHÄUS et al. 1996). In der zweiten Hälfte der Jahre 1996, 1997 und auch 1998 hatte sich der anoxische Horizont jeweils zwischen Meeresgrund und Sprungschicht auf etwa 150 m ausgeweitet. Die Füllung des Bornholmbeckens mit warmen, salz- und sauerstoffreichem Tiefenwasser ermöglichte 1997 das ungehinderte Abfließen dieses Wassers über die Stolper Rinne in die zentrale Ostsee, was die anoxischen Verhältnisse im östlichen Gotlandbecken aber nur kurzzeitig unterbrach. Bereits ab Mai 1998 wurde im Bornholmbecken und im östlichen Gotlandbecken (Abb. 3) wieder Schwefelwasserstoff gemessen, wobei sich die Mächtigkeit der anoxischen Tiefenschicht 1998 verstärkte und weiter nach Süden ausbreitete.

Das Sauerstoffdefizit vergrößerte sich auch im Tiefenwasser des westlichen Gotlandbeckens, wo 1998 die niedrigsten Jahresmittel der Sauerstoffkonzentration seit Mitte der 80er Jahre

gefunden wurde (MATTHÄUS et al. 1999). Insgesamt setzt sich die Stagnationsperiode in den

Tiefenbecken der Ostsee fort.

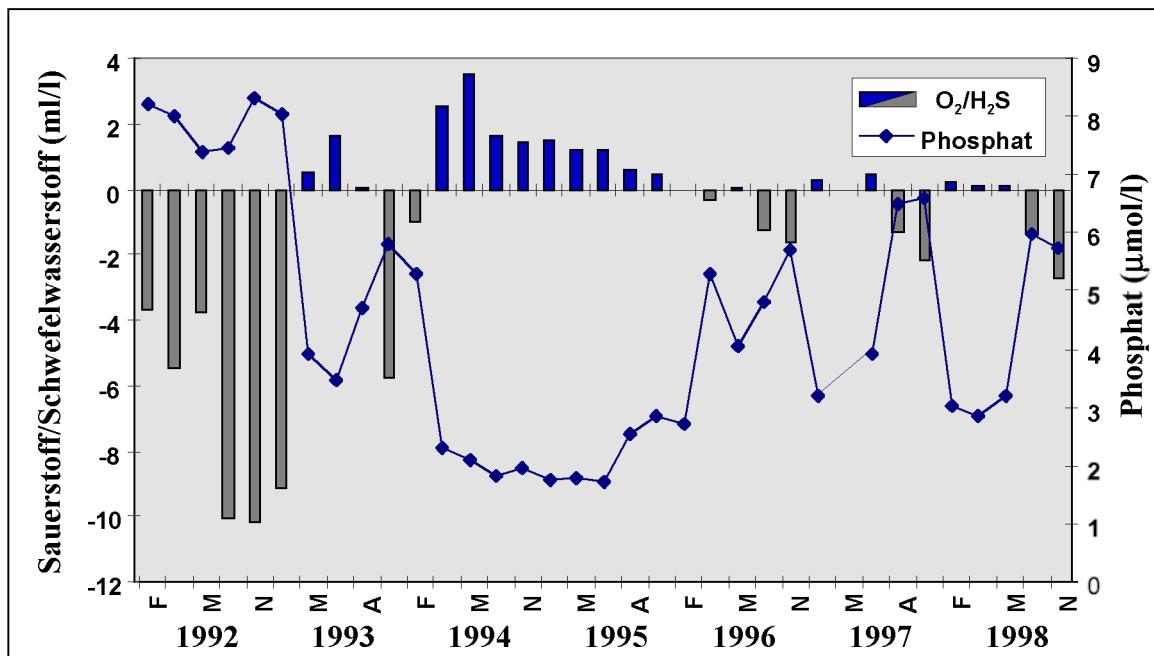


Abb.3: Die Entwicklung des Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehaltes im Gotlandtief (Stat. 271; 230 – 240 m Tiefe) zwischen 1992 und 1998 und ihr Einfluss auf die Phosphatverteilung (Schwefelwasserstoff als negative Sauerstoffäquivalente)

Zusammenfassung

In den eutrophierten Küstenbereichen kam es im Sommer auf Grund von thermohaliner Schichtung und ruhiger Wetterlagen zu Sauerstoffverarmung am Boden. In den inneren Fördern der schleswig-holsteinischen Küste trat bereits im Frühsommer im Tiefenwasser eine ausgeprägte und anhaltende Sauerstoffmangelsituation auf. Schwefelwasserstoff, der sich bei völligem Fehlen von Sauerstoff bildet, trat in der Flensburger Förde und in der Kieler Bucht

auf. Im September gingen auch in der Mecklenburger Bucht die Sauerstoffgehalte am Boden auf Minimalwerte zurück. Die Sauerstoffversorgung der zentralen Ostsee verbesserte sich nur kurzfristig. Sauerstoffreiches Tiefenwasser gelangte 1997 ins Bornholm- und ins Gotlandbecken, aber schon im Mai 1998 wurde auch dort wieder Schwefelwasserstoff gemessen. Insgesamt verstärkte sich 1998 die Mächtigkeit der anoxischen Tiefenschicht und breitete sich weiter nach Süden aus.

33 Nährstoffe

Unter dem Begriff Nährstoffe werden im Allgemeinen solche Verbindungen zusammengefasst, die für das Wachstum des Phytoplanktons unerlässlich sind. Ein Überangebot an Nährstoffen im Wasser ist ein Indikator für Eutrophierung. Zu den wichtigsten Nährstoffen gehören Phosphat, sowie die verschiedenen anorganischen Komponenten des Stickstoffkreislaufes Ammonium, Nitrit und Nitrat. In den Monaten geringer biologischer Aktivität, also im Winter, werden die höchsten Nährstoffkonzentrationen gemessen. Daher werden die Winterwerte für zeitliche und räumliche Vergleiche genutzt. Nach dem Verbrauch der Nährstoffe durch die Algen kann es vom Frühjahr bis zum späten Herbst zu einer Nährstofflimitation kommen.

Die Haupteintragsquellen für Phosphor in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind zu ca. zwei Dritteln diffuse Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen und zu ca. einem Drittel Punktquellen, wie Kläranlagen (BEHRENDT 1996). Durch den fortschreitenden Sanierungsgrad der Kläranlagen wird der Anteil aus der Landwirtschaft noch ansteigen, vor allem drainierte Flächen verfügen über ein hohes Austragspotential. Neben den externen Quellen haben die nährstoffreichen Sedimente der flachen inneren Küstengewässer einen erheblichen Anteil an der Eutrophierung. Durch die ständige Remobilisierung von Phosphat wirken sie gewissermaßen als gewässerinternes Phosphordepot.

Haupteintragsquelle für die gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen ist ebenfalls der diffuse Eintrag (ca. 80%) von landwirtschaftlich genutzten Flächen (BEHRENDT 1996). Dadurch haben die meteorologischen Bedingungen einen wesentlichen Einfluss auf den

Stickstoffeintrag über die Flüsse in die Küstengewässer.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

Die Nährstoffkonzentrationen der schleswig-holsteinischen Küstengewässer folgen einem ausgeprägten Jahresgang. Ihre Maxima liegen in der Regel im Januar. Abbildung 4 zeigt die Abhängigkeit der Nitrat- und Phosphatkonzentrationen vom Algenwachstum. In der Kieler Außenförde tritt bereits Mitte Februar die erste Planktonblüte auf, erkennbar an der einsetzenden Nitrat- und Phosphatabnahme und dem steilen Anstieg der Chlorophyll a-Konzentrationen. Im Sommer liegen die Gehalte häufig im Bereich bzw. unter der Nachweisgrenze von 0,001 mg/l Nitrat-N. Im Spätherbst erfolgt dann wieder ein Anstieg der Nitratkonzentration.

Die Phosphatkonzentrationen im Oberflächenwasser nahmen ebenfalls im Frühjahr ab, minimale Werte wurden ab Mai beobachtet. Im Herbst stiegen die Konzentrationen als Folge der Durchmischung des Wasserkörpers wieder auf ein Maximum an, das bis in den Spätwinter anhält. Die Schlei zeigte einen davon abweichenden Jahresgang, hier traten die Maxima im Spätsommer auf. Im Unterschied zu den Verhältnissen im küstennahen Bereich besteht das Sediment der inneren Schlei überwiegend aus Faulschlamm, da die Wassertiefe an der Station in der inneren Schlei nur 3,3 Meter beträgt. Dies führt alljährlich wiederkehrend zur Freisetzung von Stickstoff und Phosphor. Auch im regionalen Vergleich zeigte die Schlei sehr viel höhere Nitrat- (3-fach) und Phosphat-Werte (40-fach) als die anderen schleswig-holsteinischen Küstenabschnitte (Tab.1).

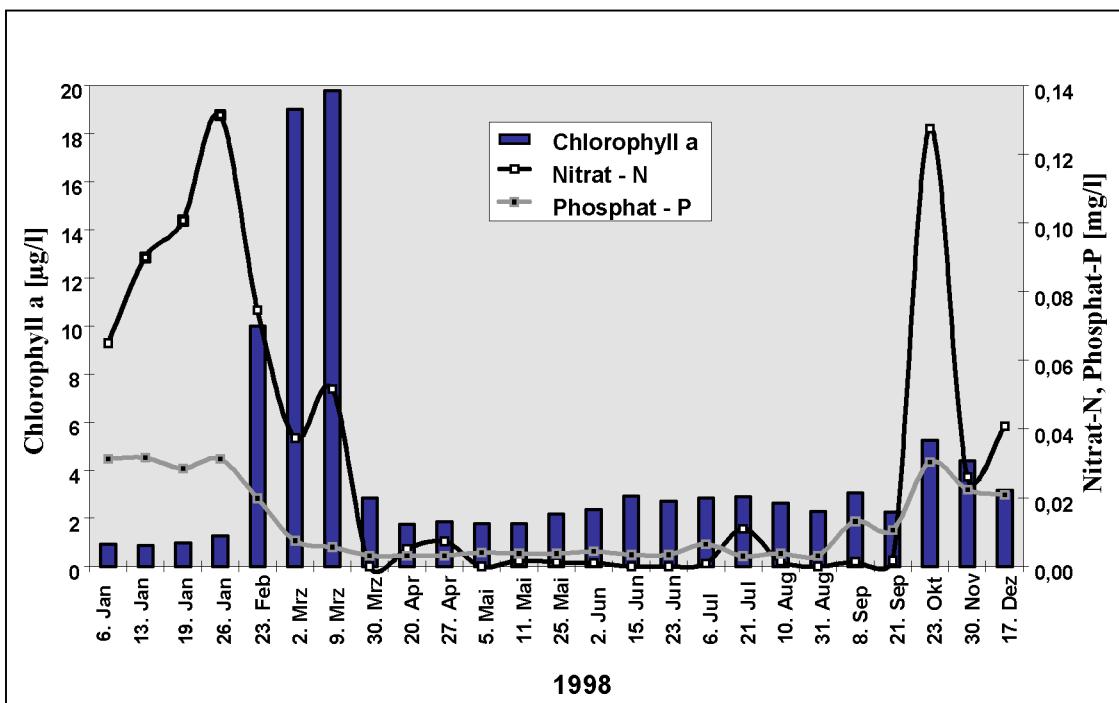


Abb. 4: Jahresgang der Nitrat- und Phosphatkonzentration in Abhängigkeit von Chlorophyll-a-Konzentration in der Kieler Außenförde 1998

Tab. 1: Winterwerte von Nitrat und Phosphat 1998 im Vergleich zum 5-Jahres-Median des Zeitraums 1993-1997

Station/Gebiet	Nitrat mg/l N		Phosphat mg/l P	
	Median 93-97	Januar 1998	Median 93-97	Januar 1998
Flensb. Förde innen	0,21	0,17	0,048	0,070
Flensb. Förde außen	0,14	0,059	0,034	0,022
Schlei, Große Breite	3,9	4,3	0,080	0,076
Eckernförder Bucht	0,10	0,067	0,025	0,028
Kieler Außenförde	0,083	0,095	0,019	0,030
Lübecker Bucht	0,12	0,10	0,023	0,031

Mecklenburger- und Pommersche Bucht

Im Jahr 1998 entsprachen die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe in den äußeren Küstengewässern den Werten der beiden Vorjahre (Tab. 2). Die winterlichen Phosphatwerte lagen um ca. 50 % unter dem langjährigen Mittel, die Nitratwerte waren annähernd normal. Die planktische Primärproduktion hatte ab März/April eine schnelle Abnahme der Nährstoffkonzentrationen zur Folge. Im Seengebiet zwischen Warnemünde und Darßer Ort wurde schon im Januar eine Phosphatverarmung beo-

bachtet. Ursache war vermutlich eine frühe Planktonentwicklung, die sich infolge guter klimatischer Bedingungen ausbildete. Die Nährstoffverarmung setzte im April zuerst in den westlichen Seengebieten ein. Ab Mai waren Phosphat und Nitrat im gesamten Küstenbereich kaum noch nachzuweisen. Ab September stiegen die Phosphatwerte und erst ab November hatten die Nitratkonzentrationen wieder ein nachweisbares Niveau erreicht. Insgesamt war die Phosphatverarmung zeitlich und räumlich ausgeprägter als in den Vorjahren.

Tab. 2: Phosphat und Nitrat ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Vergleich der Perioden 1987-1996 und 1997-1998

	Phosphat						Nitrat					
	Minimum		Mittelwert		Maximum		Minimum		Mittelwert		Maximum	
Station	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98
äußere Küstengewässer												
Lübecker-Bucht O22	<0,1	<0,1	0,71	0,20	2,25	0,63	<0,7	<0,7	2,2	1,6	19	9
Mecklenb.-Bucht O5	<0,1	<0,1	0,71	0,23	2,87	0,63	<0,7	<0,7	2,8	1,3	32	7
Pommersche-Bucht 011	<0,1	<0,1	0,56	0,23	5,32	0,56	<0,7	<0,7	2,4	2,3	21	15
Pommersche-Bucht OB4	<0,1	<0,1	1,16	0,78	7,40	2,53	<0,7	<0,7	1,5	15,3	176	116
innere Küstengewässer												
Wismar-Bucht WB3	<0,1	<0,1	1,21	0,53	4,27	1,39	<0,7	<0,7	5,9	6,8	48	23
Unterwarnow UW4	<0,1	<0,1	3,61	0,60	12,2 6	1,71	<0,7	<0,7	50,4	47,5	339	215
Greifsw. Bodden GB19	0,07	<0,1	1,07	0,51	4,74	2,08	<0,7	<0,7	7,5	4,8	65	19
Kleines Haff KHM	<0,1	<0,1	4,64	2,64	24,2 3	7,51	<0,7	<0,7	56,8	36,0	447	177

Innere Küstengewässer

Die Konzentrationen in den inneren Gewässern liegen in der Regel um ein Vielfaches über denen der Außenküste (BACHOR et al. 1996, WEBER & GOSSELCK 1997). Für die Periode 1987 bis 1996 lagen die mittleren Konzentrationen der inneren Gewässer für Phosphat um das 2- bis 5fache und für Nitrat um das 3fache höher als in der vorgelagerten Ostsee (Tab. 2).

Jedoch waren 1998 die winterlichen Phosphatkonzentrationen im Vergleich zu den langjährigen Werten niedrig (Tab. 2). Durch den Zustrom nährstoffreichen Flusswassers wurden im März und November z.T. sehr hohe Nitratkonzentrationen gemessen. Ab April war in der Mehrzahl der Gewässer das Phosphat aufgezehrt.

Die Nitratverarmung begann im Mai in den östlichen Bodden. Insgesamt war in den inneren Küstengewässern jedoch nicht die flächendeckende und langanhaltende Nährstoffverarmung wie an der Außenküste zu beobachten.

Ab September begannen die Nährstoffkonzentrationen wieder anzusteigen.

Der seit Anfang der 90er Jahre zu beobachtende Trend der Verringerung der Phosphatkonzentrationen bzw. einer Stabilisierung auf niedrigem Niveau, setzte sich im Zeitraum 1997/98 fort. Im Vergleich lagen die mittleren Phosphatkonzentrationen des Zeitraumes 1997/98 deutlich unter 50 % des zehnjährigen Mittels von 1987 bis 1996 (Abb. 5, Tab. 2). Als Hauptursachen für diese positive Entwicklung sind die Anwendung phosphatfreier Waschmittel sowie der Einsatz einer Phosphatfällung in den Kläranlagen nach 1990 und die schrittweise Modernisierung der großen kommunalen Kläranlagen im Küstenbereich bis 1996 zu nennen.

Die zeitliche Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen der vergangenen Jahre zeigt eine deutliche Abhängigkeit vom meteorologischen und hydrologischen Regime im Einzugsgebiet der Küstengewässer. In nassen Jahren mit hohen Auswaschungsraten aus den landwirt-

schaftlichen Böden, wie 1980/81, 1987/88, 1994 und 1998, steigen die Konzentrationen in den Küstengewässern sprunghaft an, in trockenen Jahren sind die Konzentrationen entspre-

chend niedrig. Trotz der abnehmenden Tendenz ist die Verringerung der Stickstoffkonzentrationen derzeit nicht signifikant.

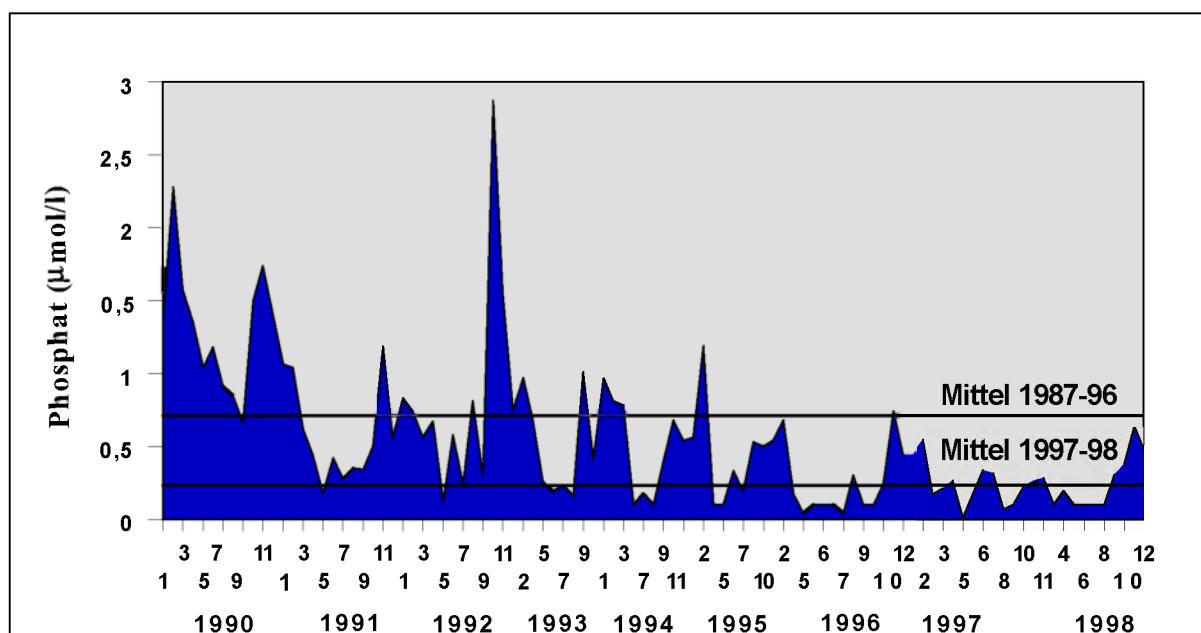


Abb. 5: Entwicklung des Phosphatgehaltes in der Mecklenburger Bucht nördlich von Warnemünde – Station O5

Offene Ostsee

In den Tabellen 3 und 4 sind die Konzentrationen von Phosphat und Nitrat in der winterlich durchmischten Deckschicht für die Jahresreihe 1994 – 1998 zusammengefasst. Generell sind die Konzentrationen in der zentralen Ostsee niedriger als in den flachen westlichen Teilgebieten der Ostsee sowie in den küstenbeeinflussten Buchten. Die in den zurückliegenden Jahren beschriebene leichte Abnahme der Phosphatkonzentrationen in allen untersuchten Seengebieten (NEHRING et al. 1995b, MATTHÄUS et al. 1998b) setzt sich 1998 nicht in gleicher Eindeutigkeit fort (MATTHÄUS et al. 1999). Die niedrigsten Werte finden sich teils 1997 (Arkonasee, östliches Gotlandbecken), teils 1998 (westliches Gotlandbecken). Dagegen scheint sich die 1997 erstmals beobachtete Abnahme der winterlichen Konzentrationen von Nitrat (MATTHÄUS et al. 1998a) fortzusetzen (Tab. 4), wobei die Veränderungen nicht signifikant sind. Da die offene Ostsee im Gegensatz zu den küstennahen Bereichen

wesentlich langsamer auf Reduzierungen von Einträgen reagiert, kann man aber erwarten, dass es sich um einen Trend handelt, der sich fortsetzen wird.

Das Auftreten der Nährstoffe im Tiefenbereich der zentralen Ostsee ist an die Sauerstoffverteilung geknüpft. Der Wechsel zwischen oxischen und anoxischen Verhältnissen, der durch verschiedene Einstromereignisse hervorgerufen wurde (siehe Kapitel 3.2), spiegelte sich deutlich im Nährstoffregime wider. Mit dem Übergang zu anoxischen Bedingungen kann kein Nitrat mehr nachgewiesen werden (Abb. 6). Phosphat geht durch Remobilisation in Lösung (siehe auch Abb. 3) und das durch Mineralisation entstehende Ammonium kann nicht nitrifiziert werden und reichert sich an. Unter oxischen Bedingungen liegen die anorganischen Stickstoffverbindungen fast ausschließlich als Nitrat vor, die Phosphatkonzentrationen sind vergleichsweise gering, da Phosphat teilweise ausgefällt wird.

Tab. 3: Gemittelte Phosphatkonzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht (0 – 10m) der westlichen und zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Station/ Phosphat(µmol/l)	1994	1995	1996	1997	1998
Lübecker Bucht 023	0,73	0,84	-	0,60	0,64
Meckl.Bucht 012	0,64	0,68	0,59	0,56	0,66
Arkonasee 113	0,56	0,46	0,51	0,38	0,40
Bornholmtief 213	0,53	0,44	0,49	0,50	0,46
Gotlandtief 271	0,48	0,56	0,46	0,43	0,49
Farötief 286	0,43	0,55	0,52	0,37	0,49
Landsorttief 284	-	0,56	0,54	0,50	0,42
Karlsötief 45	0,61	0,67	0,58	0,57	0,47

Tab. 4: Gemittelte Nitratkonzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht (0 – 10m) der westlichen und zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Station/ Nitrat (µmol/l)	1994	1995	1996	1997	1998
Lübecker Bucht 023	16,1	11,5	-	8,1	12,0
Meckl.Bucht 012	6,6	7,2	5,0	5,7	6,6
Arkonasee 113	4,9	4,2	5,8	4,2	3,1
Bornholmtief 213	4,1	4,2	4,1	4,2	3,1
Gotlandtief 271	3,8	4,2	4,1	3,6	3,7
Farötief 286	3,7	4,6	3,8	3,6	3,7
Landsorttief 284		5,2	4,0	4,2	4,2
Karlsötief 245	4,8	4,6	4,3	3,7	3,1

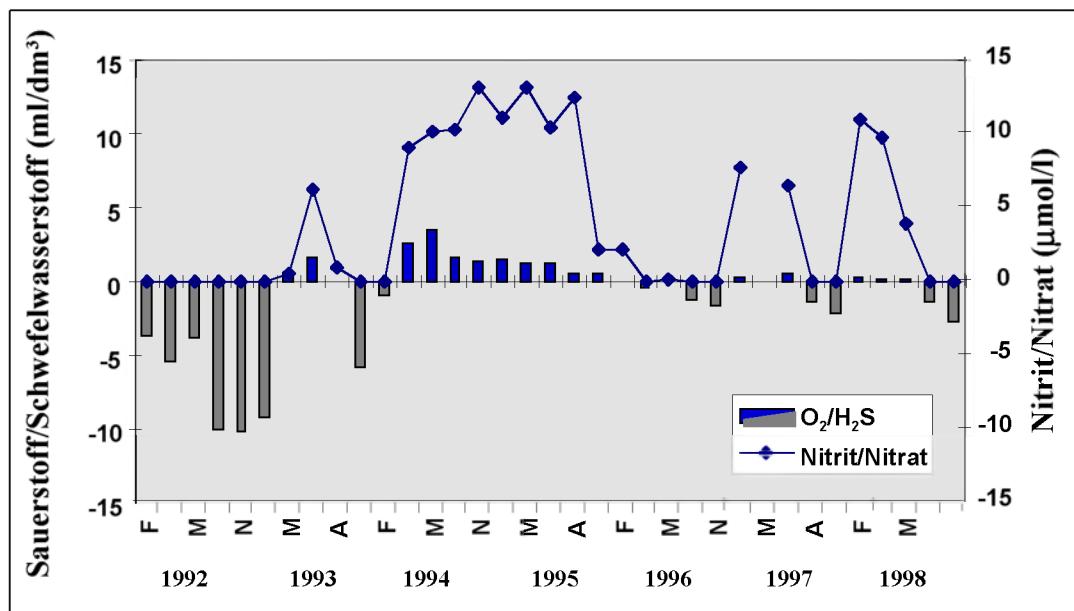


Abb. 6: Die Entwicklung des Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehaltes im Gotlandtief (Stat. 271; 230 – 240 m Tiefe) zwischen 1992 und 1998 und ihr Einfluss auf die Verteilung von Nitrat (Schwefelwasserstoff als negative Sauerstoffäquivalente)

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die Phosphatgehalte in den Küstengewässern 1997/98 weiter abnahmen. Besonders deutlich war das vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, wo die Werte weniger als 50% des zehnjährigen Mittels betragen. Dieser Rückgang ist auf phosphatfreie Waschmittel und modernisierte Kläranlagen zurückzuführen. Die Nitratwerte schwankten in Abhängig-

keit von den Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet der Flüsse. In der Schlei lagen die Nitrat-Winterkonzentrationen 1998 über dem 5-Jahresmedian. In den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und in der Schlei lagen die Nitrat-Werte um ein Vielfaches über denen der übrigen Küstengewässer. In der zentralen Ostsee sind die Phosphat- und Nitratwerte naturgemäß niedriger als im Küstenbereich, zeigten aber nur eine leicht abnehmende Tendenz.

34 Anorganische Schadstoffe

So gut wie alle Spurenmetalle kommen natürlich in der Umwelt vor. Einige sind als essentielle Spurenstoffe sogar unentbehrlich für die Existenz von Pflanzen und Tieren. Heute sind jedoch anthropogene Aktivitäten die Hauptquelle für viele Spurenelemente, so dass die natürlichen Konzentrationen, die sogenannte Hintergrundbelastung deutlich überschritten wird. Den Elementen Blei, Cadmium und Quecksilber gilt eine erhöhte Aufmerksamkeit bei der Überwachung, da diese Elemente ökotoxikologisch besonders relevant sind und schon in relativ geringen Konzentrationen Langzeitwirkungen bei Organismen hervorrufen können (GERCKEN, 1996).

Messprogramm

Meerwasser

Das geplante Monitoringprogramm für die schleswig-holsteinischen Küstengewässer (LANU) konnte 1997 nicht für alle Stationen eingehalten werden. Die Schwermetallkonzentrationen wurden in der unfiltrierten, vor Ort angesäuerten Probe bestimmt. Bei der Medianberechnung wurden Ergebnisse unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze mit dem halben Zahlenwert der jeweiligen Bestimmungsgrenze einzubezogen.

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste erfolgte die Bestimmung der Spurenmetalle durch das LUNG ebenfalls in unfiltrierten

Wasserproben. Die gewählten Stationen sind potentiell durch Einträge aus Flüssen, Kläranlagen und Werften belastet.

Bei den Proben aus der offenen Ostsee (IOW) wurde zwischen den gelösten und den partikular gebundenen Metallen differenziert. Die gelösten Metallkonzentrationen sind nicht mit den Werten der Küstengewässer zu vergleichen, da sie aus filtrierten Proben bestimmt wurden.

Sediment

Die Sediment-Daten der schleswig-holsteinischen Küstengewässer und die der offenen Ostsee lagen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht vor. An der mecklenburg-vorpommerschen Küste werden die Oberflächensedimente der Bodden (Greifswalder, Kubitzer, Rügenscher, Darß-Zingster und Barther Bodden) und der Mündungsbereich der Warnow auf Schwermetalle untersucht. Die Feinkorngehalte (<20µm) lagen 1997/98 an den Stationen der Außenküste zwischen 1 und 8%, an denen der inneren Küstengewässer zwischen 12 und 67%. Die Schlicksedimente der Darß-Zingster Bodden und der Unterwarnow wiesen einen noch höheren Feinkornanteil von meist über 50% auf. Um die Stationen vergleichen zu können, werden nur die Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion dargestellt.

Biota

Die Schwermetall-Daten von Miesmuscheln der schleswig-holsteinischen Küste lagen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht vor. An der mecklenburg-vorpommerschen Küste wurde die Belastung der Muscheln an sieben unterschiedlichen Standorten gemessen (LUNG und UPB).

Fische wurden aus dem Nationalpark (NP) Vorpommersche Boddenlandschaft (Aalmuttern) und der südlichen zentralen Ostsee (Hering und Dorsch) untersucht. In der Muskulatur der Aalmuttern wurde Kupfer, Blei, Arsen und Quecksilber bestimmt, in der Leber Cadmium (UPB). Heringe und Dorsche werden seit 1995 auf anorganische Schadstoffe untersucht (BFA-Fi). In der Leber wurden Cadmium, Blei, Kupfer und Zink, im Muskel Quecksilber bestimmt.

Außerdem wurden 1998 aus dem Probenahmegebiet Heuwiese im Nationalpark Vor-

pommersche Boddenlandschaft 120 Silbermöweneier gesammelt, die auf Kupfer, Arsen und Quecksilber untersucht wurden. 1997 fand für Aalmuttern und Möweneier keine Probenahme statt.

341 Quecksilber

Quecksilber wird in der Industrie vor allem bei der Chloralkali-Elektrolyse eingesetzt. Weitere Industriezweige in denen Quecksilber zur Anwendung kommt, sind die chemische, holz- und metallverarbeitende Industrie. Organooqueksilberverbindungen werden auch als Fungizide eingesetzt, was in Deutschland aber verboten ist. Im Meerwasser ist Quecksilber in einer Vielzahl von gelösten Formen zu finden, wobei die rein anorganischen Verbindungen überwiegen. Alle Quecksilberverbindungen besitzen ein hohes toxisches Potential, wobei organische Verbindungen akut toxischer sind als die anorganischen Salze.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Die Quecksilberkonzentrationen variierten zwischen <1 ng/l (Kieler Außenförde, April 1997) und maximal 9 ng/l (Kieler Bucht, Kieler Außenförde und Mecklenburger Bucht). Der Median lag bei 3 ng/l (Tab. 5).

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Quecksilber kommt in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nur selten in Konzentrationen über 100 ng/l vor. Recht häufig lagen die Konzentrationen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze oder wenig darüber. Im Mittel bewegten sich die Konzentrationen zwischen 14 und 38 ng/l (Tab. 5). Die höchsten bisher gemessenen Quecksilber-Konzentrationen waren im Kleinen Haff mit 264 ng/l (Mai 1998) und 210 ng/l (August 1997) zu verzeichnen. Nach solchen Belastungsspitzen wurden erst vier bis acht Wochen später wieder "normale" Werte erreicht. Die Höchstwerte in den übrigen Gewässern betrugen 230 ng/l in der Unterwarnow, 161 ng/l in der Wismar-Bucht und 130 ng/l in der Pommerschen Bucht.

Offene Ostsee

In der offenen Ostsee wurde Quecksilber am häufigsten im Konzentrationsbereich bis 2,5 ng/l angetroffen (Abb. 7), in Küstennähe lagen die Werte etwas darüber (2,5-5 ng/l). Einzelne

erhöhte Konzentrationen im Frühjahr, die im Küstenbereich vor Mecklenburg-Vorpommern und im Einflussbereich der Oder angetroffen wurden, sind wahrscheinlich auf die durch Schmelzwassereinträge erhöhten Schwermetallfrachten der Flüsse zurückzuführen.

Tab. 5: Quecksilbergehalte aus unfiltrierten Proben in ng/l Wasser von 1997/98 (die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)	<1	3	9
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)			
Wismar-Bucht	10	31	79
Unterwarnow	10	38	51
Pommersche Bucht	10	14	48
Kleines Haff	10	19	73
Offene Ostsee (IOW)	1997	0,3	12
	1998	0,9	9,1

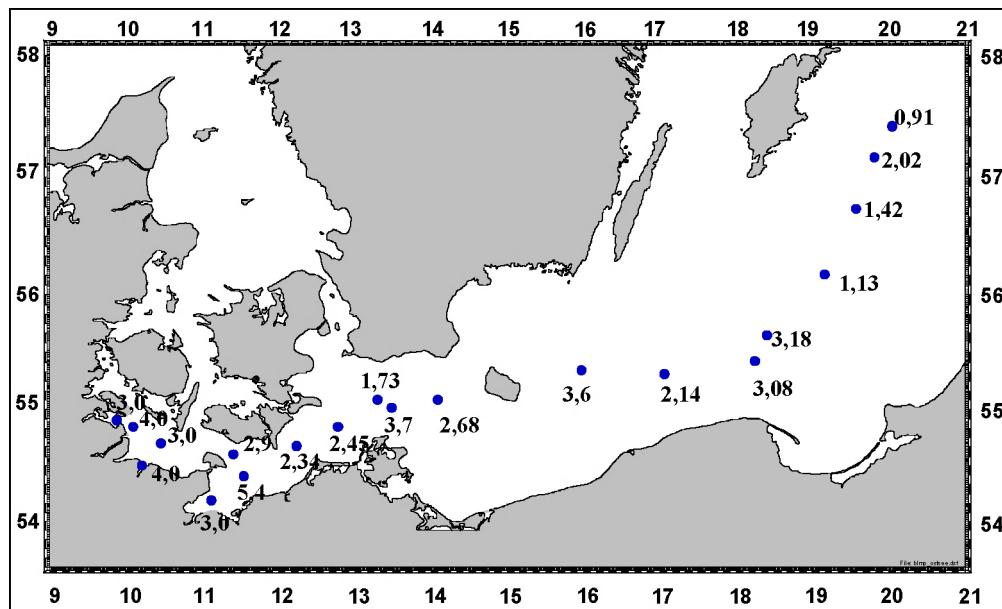


Abb. 7: Quecksilberkonzentrationen (ng/l) im Oberflächenwasser der Ostsee 1998

Sediment

Die Bewertung der Schwermetallgehalte erfolgt durch den Vergleich mit geogener Hintergrundbelastung, wie sie in verschiedenen Arbeiten zumindest für einige Elemente in Sedimenten des Arkonabekens hergeleitet wurden (BRÜGMANN UND LANGE, 1990; LEIPE et al., 1995).

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Im Untersuchungszeitraum wurden an den äußeren Küstenstationen Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,4 mg/kg Trockenmasse (TM) vorgefunden. An den inneren Stationen lagen die Gehalte zwischen 0,13 und 0,6 mg/kg (Werftstandort Warnemünde). Die Sedimente in der Unterwarnow weisen insgesamt etwas

höhere Gehalte auf als die der vorpommerschen Bodden. Der Median von 0,3 mg/kg ist

mit dem im Untersuchungszeitraum 1994 bis 1996 festgestellten vergleichbar.

Tab. 6: Quecksilbergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	0,11	0,27	0,84
Warnow-Mündung	0,2	0,305	0,62

Biota

Miesmuscheln

Die gemittelten Quecksilbergehalte in Miesmuscheln variierten 1997 und 1998 zwischen 0,05 und 0,54 mg/kg TM. 1998 wurden die

geringsten Quecksilbergehalte in Muscheln nördlich Zingst, die höchsten nördlich Usedom gemessen. Die Quecksilbergehalte in Miesmuschelhomogenaten von Darßer Ort weisen seit Mitte der 90er Jahre eine steigende Tendenz auf und lagen 1998 bei 0,1 mg/kg TM (Abb. 8).

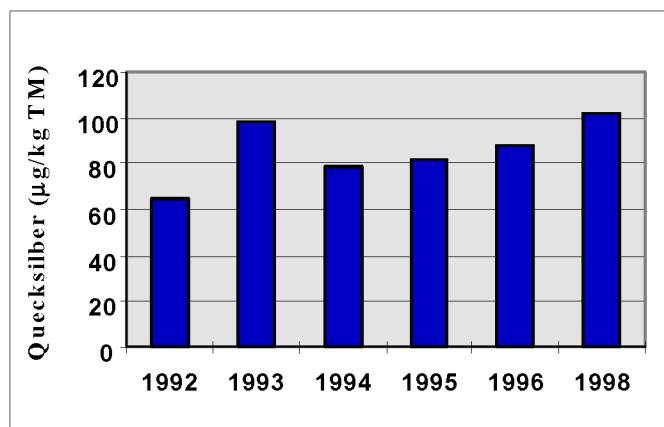


Abb. 8: Quecksilbergehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Der Quecksilbergehalt in der Aalmuttermuskulatur von 1998 betrug 153 µg/kg TM (entspricht 33,7 µg/kg FG). Dagegen waren die ermittelten Quecksilbergehalte in Hering und Dorsch aus der südlichen zentralen Ostsee (Tab. 7) etwas niedriger und bewegten sich in Bereichen, die für nicht besorgniserregend gehalten werden. Seit Beginn der Untersuchungen ergaben sich keine signifikanten Ver-

änderungen, auch Trends waren nicht zu erkennen.

Möweneier

Die Anreicherung des Quecksilbers in Silbermöweneiern ist besonders groß. Der Gehalt lag 1998 mit 676 µg/kg TM um das 5-7 fache über dem der Miesmuscheln (entspricht 155,5 µg/kg FG).

Tab. 7: Quecksilber-Gehalte in Biota von 1998, bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies-muschel	Mies-muschel	Aalmutter Muskel	Hering Muskel	Dorsch Muskel	Silbermöwe Eier
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98	UPB 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See	Heuwiese
Bezugsgröße	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg FG	µg/kg FG	µg/kg TM
Minimum	50	-	-	10,7	17,2	-
Median	140	100	153	19,1	24,3	676
Maximum	540	-	-	48,5	33,8	-

342 Cadmium

Cadmium zählt zu den giftigsten Spurenelementen überhaupt. Es reichert sich in der Nahrungskette an und kann Missbildungen, Krebs und Veränderungen des genetischen Materials hervorrufen. Cadmium kommt in der Industrie vor allem beim Korrosionsschutz und bei der Herstellung von Batterien und Akkumulatoren zum Einsatz. Bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern gelangen große Mengen Cadmium in die Atmosphäre. In den Boden gelangt Cadmium häufig über Phosphatdünger. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und über Abwässer ins Meer.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Für Cadmium lagen 63% aller Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l, deshalb kann kein Median angegeben werden (Tab. 8). Höchste Konzentrationen von 40 ng/l wurden in der Geltinger Bucht, der Kieler Bucht und der Kieler Außenförde gemessen.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Cadmium kam 1997/98 in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns oft nur in Spuren vor. Nicht selten lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, meist zwischen 10 und 100 ng/l (Tab. 8). Es wurden aber auch um ein Vielfaches höhere Konzentrationen bestimmt. So wurde im Mai 1998 in der Wismar-Bucht eine Cadmium-Konzentration von 980 ng/l (gleichzeitig mit dem ho-

hen Quecksilber-Wert) gemessen. In den nachfolgenden Monaten wurden immer noch erhöhte Werte beobachtet, die erst langsam zurückgingen (290 ng/l im Juni, 257 ng/l im Juli, 175 ng/l im August und 32 ng/l im September). Als mögliche Quelle kommen die Abwässer aus der Kläranlage Wismar-Wendorf in Betracht. Im Ablauf dieser Kläranlage wurden immerhin bereits Cadmium-Konzentrationen bis 3.800 ng/l festgestellt. Ähnlich hohe Werte wurden im Ablauf der Kläranlage Rostock ermittelt. In der Unterwarnow betrug der bisherige Höchstwert 372 ng/l. Im Haff und in der Pommerschen Bucht wurden Höchstwerte von 890 ng/l bzw. 583 ng/l registriert. Diese sehr hohen Werte weisen auf zeitweise sehr starke Belastungen mit Cadmium hin.

Offene Ostsee

Die Cadmiumkonzentrationen in der gelösten Phase variierten wie in den Vorjahren in der westlichen Ostsee zwischen 15 und 20 ng/l und in der zentralen Ostsee zwischen 10 und 15 ng/l. Der Konzentrationsbereich <10 ng/l wurde im sauerstoffarmen Tiefenwasser des Landsortiefs und des Gotlandtiefs angetroffen. Im bodennahen Bereich des Bornholmbeckens wurden 12 ng/l gemessen.

Generell stellt sich hier die Frage, warum die Cd-Konzentrationen in der zentralen Ostsee tendenziell niedriger sind als in der westlichen Ostsee. Dafür können zwei Prozesse unabhängig voneinander verantwortlich sein: Mit steigendem Salzgehalt bilden sich lösliche Cadmium-Hexachloro-komplexe, was zu höheren Cadmium-Gehalten in der westlichen Ostsee führen würde. Außerdem ergibt sich durch die Primärproduktion eine Cadmium-Fixierung an

die partikuläre Phase, was zu einer Eliminierung des Cadmiums aus dem Oberflächenwasserkörper in das Tiefenwasser der Ostseebecken führen kann. Entsprechend den Redox-Verhältnissen wird es hier von der partikulären Mangan-Phase adsorbiert oder unter anoxischen Bedingungen als Sulfid ausgefällt und damit dem Oberflächenwasser entzogen. In

welchen Zeitskalen sich diese Prozesse abspielen ist nicht bekannt.

Letzte These wird durch den Anstieg der Cadmium-Konzentrationen in der partikulären Phase an einigen Tiefenwasser-Stationen gestützt.

Tab. 8: Cadmiumgehalte in ng/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)	<20	<20	40
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)			
Wismar-Bucht	10	55	367
Unterwarnow	10	26	264
Pommersche Bucht	17	47	175
Kleines Haff	17	50	353
Offene Ostsee (IOW) F	1997	6	13
	1998	5	21

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Die vorgefundenen Cadmium-Konzentrationen variierten zwischen 0,5 und 2,3 mg/kg TM, wobei die Konzentrationen im Greifswalder

Bodden insgesamt höher sind. Die mit 0,3 mg/kg angegebene geogene Hintergrundbelastung wird um das 2-8-fache überschritten. Die Mediane für die Jahre 1994-1996 und 1997/1998 liegen in gleichen Größenordnungen.

Tab. 9: Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	0,67	1,15	2,3
Warnow-Mündung	0,5	0,825	1,3

Noch höhere Konzentrationen wurden in den Sedimenten des Peenestromes und besonders des Kleinen Haffs registriert, was darauf

schließen lässt, dass der Haupteintrag aus der Oder stammt (Abb. 9).

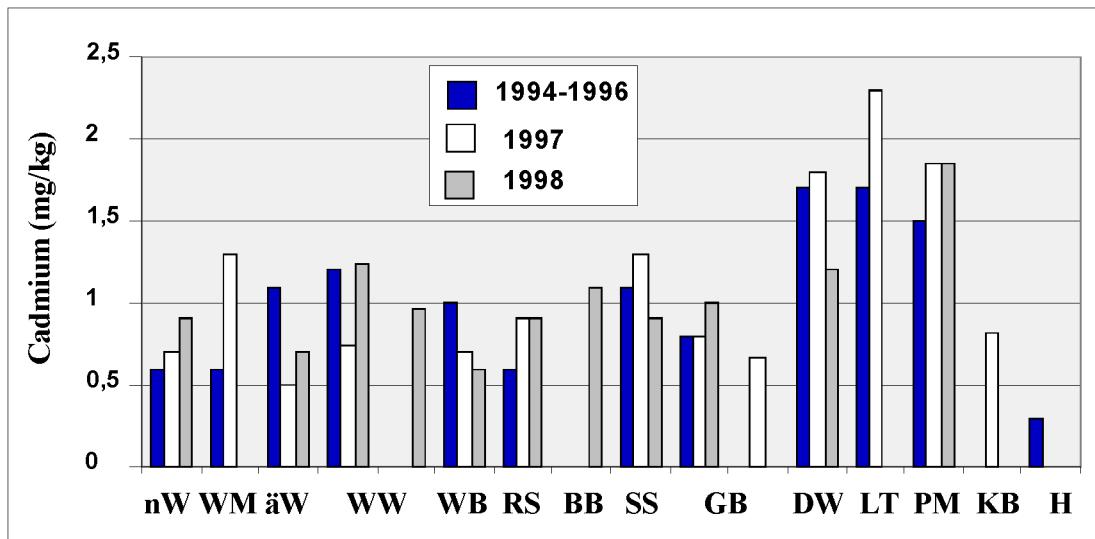


Abb. 9: Cadmiumgehalte in Oberflächensedimenten (<20µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wiek, LT=Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden, H= Hintergrundwert, Arkonabecken)

Biota

Miesmuscheln

Die Belastung von Miesmuscheln mit Cadmium ist im Vergleich zu den anderen untersuchten Biota relativ hoch (Tab. 10). Die mittleren Gehalte bewegten sich im Zeitraum 1997 bis 1998 zwischen 0,75 und 5,7 mg/kg TM. 1998 wurden die geringsten Cadmiumgehalte

in Muscheln aus der Wismar-Bucht und der Unterwarnow, die höchsten nördlich von Zingst und nördlich von Usedom registriert. Die Gehalte in Miesmuschelhomogenaten von Darßer Ort schwankten in den letzten sechs Jahren zwischen 2,3 und 3,1 mg/kg TM und lagen 1998 bei 2,5 mg/kg TM. Seit 1992 ist kein Trend zu verzeichnen (Abb. 10).

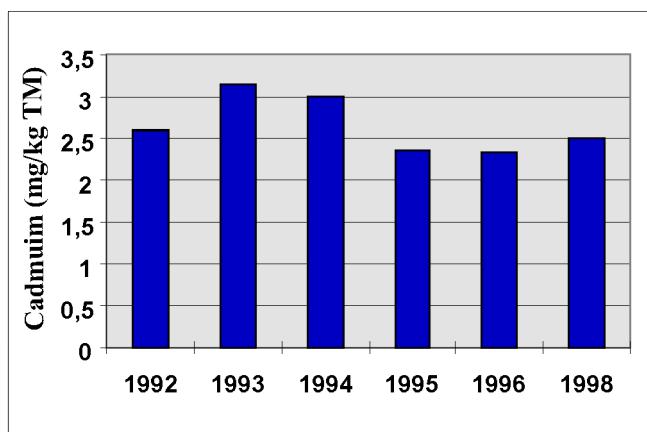


Abb.10: Cadmiumgehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die in Heringslebern gemessenen Cadmium-Gehalte sind auffallend hoch im Vergleich zu denen der Dorsch- und Aalmautterlebern (Tab. 10). Ähnliche Werte wurden auch in der zentralen Ostsee und im bothnischen Meerbusen in

schwedischen Untersuchungen ermittelt. Dort wurden unter Berücksichtigung älterer, bis auf das Jahr 1981 zurückgehender Untersuchungen signifikante Zunahmen der Cadmium-Gehalte um 5 bis 8% pro Jahr errechnet. Der Grund für diese sehr auffälligen Trends konnten noch nicht befriedigend ermittelt werden (HARMS

1996). Ob auch in der Arkona-See die Cadmium-Gehalte in Heringen zunahmen, kann aus den vorliegenden Ergebnissen seit 1995 noch nicht abgeleitet werden. Der Cadmiumgehalt

der Aalmutterleber betrug 1998 161 µg/kg TM, was 69,2 µg/kg FG entspricht und damit in der gleichen Größenordnung liegt wie der Gehalt der Dorschleber.

Tab. 10: Cadmium-Gehalte in Biota von 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies-muschel	Mies-muschel	Aalmutter Leber	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Minimum	0,75	-	-	0,268	0,0262
Median	2,45	2,5	0,161	0,644	0,0557
Maximum	5,7	-	-	1,2	0,0865

343 Blei

Blei wird bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern in großen Mengen freigesetzt. Die Hauptmenge des in der Atmosphäre nachweisbaren Bleis stammt aus dem bei der Verbrennung von verbleitem Kraftstoff freigesetztem Bleitetraethyl. Der Haupteintragspfad von Blei in die Umwelt ist die atmosphärische Deposition in Form von Schwebstoffpartikeln.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Für Blei lagen 93% aller Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l (Tab. 11). Die Maximumkonzentration von 0,6 µg/l wurde in der Schlei bei Lindholm gemessen.

Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Die in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gemessenen Blei-Konzentrationen lagen überwiegend zwischen 0,15 und 1,5 µg/l (Tab. 11). Im Zeitraum 1997-98 wurden in allen untersuchten Küstengewässerregionen höhere Mittelwert-Konzentrationen als in den Jahren 1994-96 ermittelt. Deutlich erhöhte Werte traten während des Sommerhochwassers der Oder Ende Juli/Anfang August 1997 in der Pommerschen Bucht (4,57 µg/l am 30.07.) und im Kleinen Haff (3,28 µg/l am 31.07.) auf. Aber auch in der Wismar-Bucht (4,4 µg/l am 18.03.1998)

und in der Unterwarnow (16,3 µg/l am 07.04.1998) wurden sehr hohe Einzelwerte gemessen. In beiden Gewässern traten diese Höchstwerte zusammen mit den Höchstwerten für Kupfer auf.

Verantwortlich dafür könnten Abwassereinfüsse gewesen sein. Beide Messstellen liegen im Einflussbereich großer Kläranlagen, und zwar der von Wismar bzw. Rostock. Im Ablauf der Kläranlage Wismar wurden zeitweise Blei-Konzentrationen bis zu 33 µg/l nachgewiesen. Ähnlich hohe Werte waren auch im Ablauf der Kläranlage Rostock zu verzeichnen. Die sehr hohen Blei- und Kupferwerte, die am 07.04.1998 in der Unterwarnow gemessen wurden, könnten mit erhöhten Niederschlägen in der ersten Aprildekade in Zusammenhang stehen, die auf eine sehr trockene Periode folgte. Es ist bekannt, dass über die Regenentwässerung stoßweise hohe Schwermetallbelastungen auftreten können.

Offene Ostsee

Die Bleikonzentrationen in der gelösten Phase variierten im Februar 1998 hauptsächlich zwischen 5-50 ng/l. Nur vereinzelt traten Konzentrationen zwischen 50-75 ng/l an Stationen in der Mecklenburger Bucht sowie in der Pommerschen Bucht im Einflussbereich der Oder auf. Die niedrigsten Konzentrationen wurden im Tiefenwasser mit Werten <5 ng/l gemessen. Die Bleanteile im partikulären Material sind am häufigsten im Konzentrationsbereich zwischen 50-100 µg/g anzutreffen, was einem durchschnittlichen prozentualen

Anteil von 50-60% am gesamten Blei entspricht. Überdurchschnittlich hohe Werte des partikulär gebundenen Bleis wurden im Tie-

fenwasser des Landorttiefs beobachtet. Hier ist das partikelreaktive Element Blei eng mit der partikulären Manganphase assoziiert.

Tab. 11: Bleigehalte in Wasser ($\mu\text{g/l}$) von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)	<0,2	<0,2	0,6
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)			
Wismar-Bucht	0,15	0,61	1,54
Unterwarnow	0,1	1,0	1,6
Pommersche Bucht	0,13	0,8	1,49
Kleines Haff	0,2	1,23	2,56
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,004	0,232
	1998	0,002	0,074

Sediment

Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Der geogene Hintergrundwert für Blei wird mit 30 mg/kg TM angegeben. Die in den Jahren 1997/1998 nachgewiesenen Konzentrationen lagen zwischen der doppelten bis 4-fachen

Hintergrundbelastung. Maximalbelastungen wurden vor der Küste von Warnemünde (122 mg/kg TM) bzw. im Zentralbereich des Greifswalder Bodden (81 mg/kg TM) registriert. Die Mediane von 1994 bis 1996 und 1997/1998 lagen in ähnlichen Größenordnungen.

Tab. 12: Bleigehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

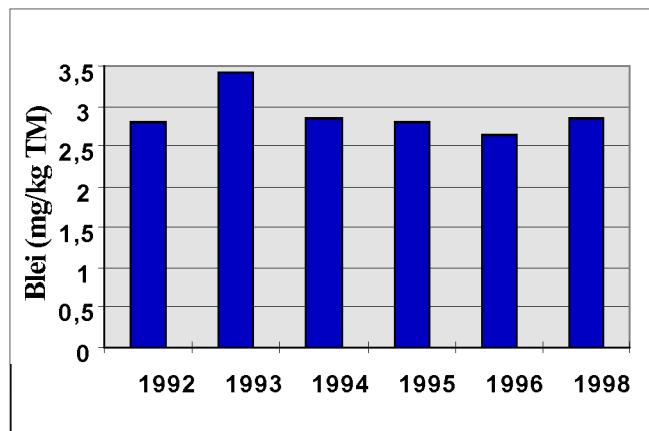
	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	27	61,5	81
Warnow-Mündung	25	49,5	122

Biota

Muscheln

Die Schwankungsbreite der mittleren Bleigehalte in Miesmuscheln lag an den 6 Stationen der mecklenburg-vorpommerschen Küste im Zeitraum 1997/98 zwischen 1,1 und

3,2 mg/kg TM (Tab. 13). 1998 wurden die niedrigsten Bleigehalte in den Muscheln nordöstlich von Poel und die höchsten nördlich von Zingst gefunden. Im Verlauf des Beobachtungszeitraums seit 1992 haben sich die Bleigehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort kaum verändert, 1998 wurden 2,9 mg/kg TM nachgewiesen (Abb. 11).

**Abb. 11:** Bleigehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die ermittelten Bleigehalte in Hering- und Dorschlebern aus der südlichen zentralen

Ostsee (Tab. 13) betragen im Mittel 33 bzw. 39 µg/kg Frischgewicht, was für nicht besorgniserregend gehalten wird.

Tab. 13: Blei-Gehalte in Biota 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies-muschel	Mies-muschel	Aalmutter Muskel	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Minimum	1,1	-	-	0,023	0,02
Median	2,35	2,9	0,029	0,033	0,039
Maximum	3,2	-	-	0,05	0,088

344 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und spielt daher eine bedeutende Rolle im Stoffwechsel. Kupfer findet vor allem in der Elektro- und Metallindustrie Verwendung und ist Bestandteil von Farbstoffen und Pestiziden. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vor allem durch die metallverarbeitende Industrie, kommunale Abwässer und atmosphärische Deposition. Speziell in den Küstengewässern ist ein Eintrag durch den Einsatz von Kupfer in bewuchshemmenden

Antifoulingfarben und Holzschutzimprägnierungen gegeben.

Wasser

Schleswig-Holsteinische Küste

An der schleswig-holsteinischen Küste lagen 23% aller Kupfer-Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Der Kupfer-Median betrug 0,6 µg/l, die maximale Konzentration wurde in der Kieler Außenförde gemessen.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste wiesen die Konzentrationen von Kupfer eine große Spannweite auf. Meist lagen die Messwerte zwischen 1 und 5 µg/l (Tab. 15). Im Vergleich zu 1994-96 wurden im Betrachtungszeitraum niedrigere mittlere Konzentrationen festgestellt. Außergewöhnlich hohe Konzentrationen von 13,6 bzw. 13,2 µg/l traten im März und April 1998 in der Wismar-Bucht auf. Zeitgleich waren auch erhöhte Blei- und Zinkkonzentrationen zu verzeichnen. In der Unterwarnow wurde im April 1998 parallel zu dem extrem hohen Bleiwert ein sehr hoher Kupferwert von 11,4 µg/l nachgewiesen. Auch in der Pommerschen Bucht (11,4 µg/l am 16.04.1996) und im Kleinen Haff (10,1 µg/l am 07.04.1994) traten schon ähnlich hohe Werte auf.

Offene Ostsee

In der offenen Ostsee war die Kupferbelastung des Wassers mit mittleren Werten von 0,6 µg/l wesentlich geringer als im ostdeutschen Küstenbereich. Im Tiefenwasser wiesen die Kupferkonzentrationen 1997/98 eine geringe Zunahme gegenüber dem Vorjahr auf. In den Jahren 1995/96 wurden in den Ostseebenken nach einem Salzwassereinbruch niedrige Konzentrationen, die durch die Verdünnung mit kupferärmerem Nordseewasser erreicht wurden, zwischen 0,1-0,3 µg/l ange troffen. Jetzt war ein steigender Anteil im Konzentrationsbereich von 0,2-0,4 µg/l zu beobachten.

Der prozentuale Anteil von partikulär gebundenem Kupfer am gesamten Kupfer-Gehalt lag an den meisten Stationen mit <3% im Normbereich der Vorjahre. Ausnahmen wurden an den Stationen in der Beltsee (5%) und an der Station 10 mit direktem Odereinfluss (17%), in der Pommerschen Bucht sowie im Gotlandtief (5-10%) und im Landsorttief beobachtet.

Tab. 14: Kupfergehalte im µg/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)	<0,5	0,6	1,8
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)			
Wismar-Bucht	0,31	1,54	10,5
Unterwarnow	0,2	1,45	3,94
Pommersche Bucht	0,37	1,24	3,22
Kleines Haff	0,22	1,75	2,64
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,206	0,844
F	1998	0,177	0,810

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Für Kupfer wird eine natürliche Hintergrundbelastung von 20 mg/kg TM angegeben. Diese

wurde an allen untersuchten Stationen im Zeitraum 1997/1998 überschritten (Tab. 15). Der Maximalwert von 64 mg/kg TM wurde am Werftstandort Warnemünde gemessen. Die Gehalte lagen in den Größenordnungen, wie sie auch 1994-1996 nachgewiesen wurden.

Tab. 15: Kupfergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

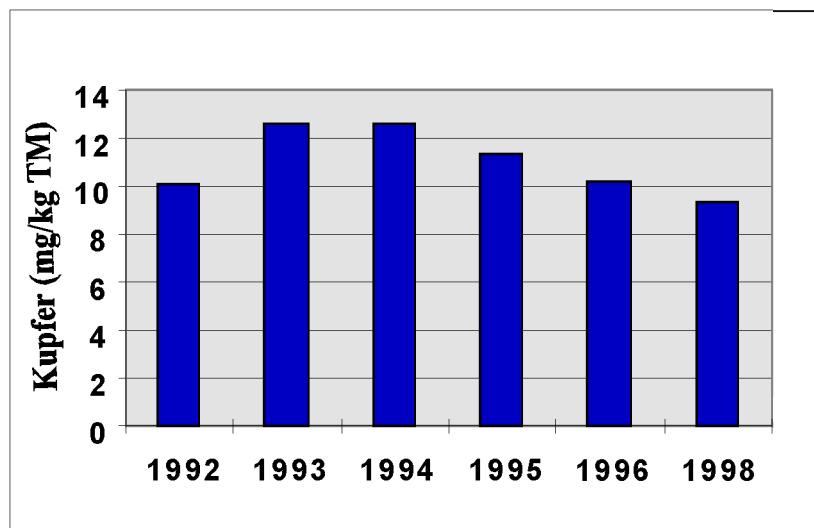
	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	31	33	62
Warnow-Mündung	32	43,5	64

Biota

Miesmuscheln

Die Spannweite der durchschnittlichen Kupfergehalte lag an der mecklenburg-vorpommerschen Küste 1997/98 zwischen 8,6 und 16,7 mg/kg TM (Tab. 16). 1998 wurden die niedrigsten Kupferwerte in Muscheln

nördlich der Insel Poel und die höchsten nördlich von Zingst nachgewiesen. Miesmuschelhomogenate von Darßer Ort wiesen 1998 mit 9,4 mg/kg TM die niedrigsten Kupfergehalte seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 1992 auf (Abb. 12).

**Abb. 12:** Kupfergehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die ermittelten Kupfergehalte in der Leber von Hering und Dorsch aus der südlichen zentralen Ostsee (Tab. 16) waren sehr viel höher als die Werte aus der Muskulatur der Aalmuttern. Erstere betrugen im Mittel 4,1 bzw. 8 mg/kg Frischgewicht, was kaum von den Werten der letzten 4 Jahre abweicht.

Seemöweneier

Die Seemöweneier waren mit 2,7 mg Kupfer/kg TM im Verhältnis zu den anderen untersuchten Biota relativ gering belastet

Tab. 16: Kupfer-Gehalte in Biota von 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Miesmuschel	Miesmuschel	Aalmutter Muskel	Hering Leber	Dorsch Leber	Silbermöwe Eier
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98	UPB 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See	Heuwiese
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG	mg/kg TM
Minimum	8,6	-	-	2,0	4,3	-
Median	12,0	9,4	0,88	4,1	8,0	2,66
Maximum	16,7	-	-	6,9	12,8	-

345 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Zink findet hauptsächlich in der metallverarbeitenden Industrie als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten Anwendung. Der Eintrag von Zink ins Meer erfolgt vor allem über die Atmosphäre und die Flüsse. Im Wasser erreicht die Zinkbelastung die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle. Die akute Toxizität ist aber gering, da es im tierischen Organismus kaum angereichert und leicht wieder ausgeschieden wird.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Die Zinkkonzentrationen variierten an der schleswig-holsteinischen Küste zwischen < 1 und maximal 4,6 µg/l (Kieler Bucht). Der Median lag bei 1,4 µg/l.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

In den untersuchten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns trat Zink meist in Konzentrationen zwischen 1 und 12 µg/l auf (Tab. 17). In der Pommerschen Bucht wurden auch schon höhere Werte registriert, so im April und im Juni 1996 (22,7 und 26,6 µg/l). Ein ähnlich hoher Wert wurde 1997/98 in der Wismar-Bucht mit 20,2 µg/l gemessen. Insgesamt waren räumliche und zeitliche Tendenzen kaum erkennbar, die Grundbelastung scheint aber im Kleinen Haff am größten zu sein.

Offene Ostsee

Bei den Zinkgehalten im Wasser der offenen Ostsee fielen im Vergleich zum Vorjahr höhere Werte im Landsorttief und in der Beltsee auf (2-3 µg/l). Das galt auch für das partikular gebundene Zink (500-1000 µg/g). Eine Erklärung wurde bisher noch nicht gefunden. An den anderen Stationen wurden wie in den Vorjahren Konzentrationen um 1 µg/l ange troffen. Wie Kupfer und Cadmium gehört Zink zu den weniger partikelreaktiven Elementen, sodass der prozentuale Anteil von partikular gebundenem Zink am gesamten Zink-Gehalt an den meisten Stationen weniger als 10% betrug.

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Als natürlicher Hintergrundwert für Zinkgehalte im Arkonabecken werden 70 mg/kg TM angenommen. Die 1997/98 gemessenen Zinkgehalte schwankten zwischen 156 und 382 mg/kg TM (Median: 230 mg/kg TM) an den äußeren Stationen vor Warnemünde bzw. dem Landtief (Abb. 13). Hier wurden an der am weitesten von der Küste entfernten Station die höchsten Zinkgehalte gemessen, ebenso wie im Zeitraum 1994 bis 1996. Die Ursache hierfür ist bislang nicht bekannt. An den Stationen der inneren Küstengewässer wurden im Mittel 203 mg/kg TM gemessen (Tab. 18). Der Maximalwert von 1890 mg/kg TM wurde im Herbst 1998 im Zentralbereich des Greifswalder Boddens nachgewiesen, daneben bildet die Station Unterwarnow mit Konzentrationen um 450 mg/kg einen weiteren Belastungsschwerpunkt. Insgesamt sind die Zink-Konzentrationen an allen Stationen vergleichbar mit den seit 1994 gemessenen.

Tab. 17: Zinkgehalte in µg/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)	<1	1,4	4,6
Meckl-Vorpomm. Küste (LUNG)			
Wismar-Bucht	0,63	3,53	12,13
Unterwarnow	0,32	4,96	12,95
Pommersche Bucht	0,28	5,73	16,7
Kleines Haff	2,01	4,1	12,77
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,496	0,890
	1998	0,422	5,573

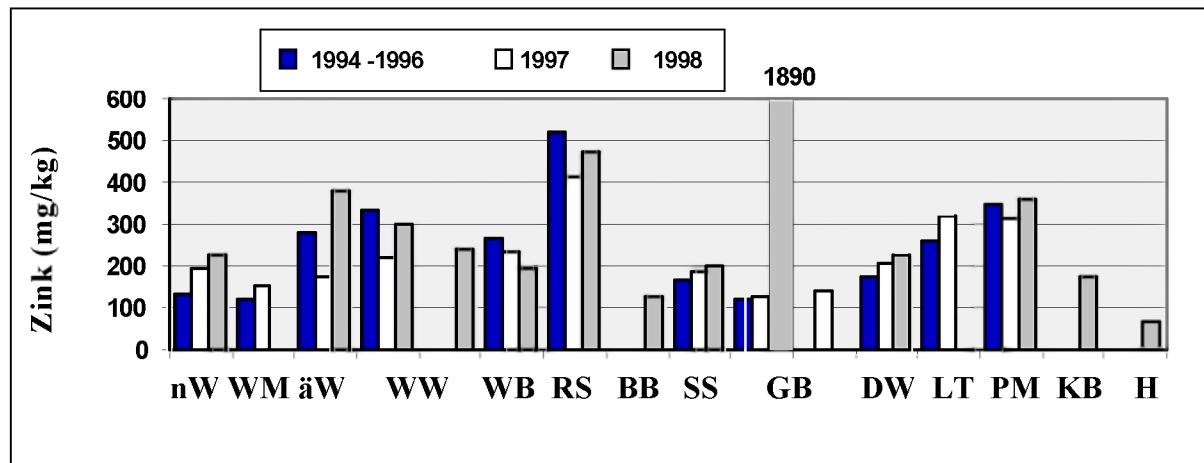


Abb. 13: Zinkgehalte in Oberflächensedimenten (< 20 µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wiek, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden, H= Hintergrundwert, Arkonabecken)

Biota

Miesmuscheln

Die Schwankungsbreite der Zinkgehalte betrug an der mecklenburg-vorpommerschen Küste 135 bis 337 mg/kg TM (Tab. 18). Die geringsten Zinkwerte wurden 1998 in Muscheln nördlich von Warnemünde, die höchsten in der

Unterwarnow am Werftstandort Warnemünde gemessen.

Fische

Die Belastung von Fischen aus der offenen Ostsee mit Zink lag 1998 im Mittel bei 23,4 (Dorschleber) bzw. bei 27,5 mg/kg Frischgewicht (Heringsleber) und wird als nicht besorgniserregend angesehen.

Tab. 18: Zink-Gehalte in Biota 1998 (Hering- und Dorsch-Werte bezogen auf Frischgewicht FG)

	Mies-muschel	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Herkunft	MV-Küste	Arkona-See	Arkona-See
Minimum	135	20,3	13,3
Median	180	27,5	23,4
Maximum	337	32,4	39

346 Arsen

Meerwasser

Das Halbmetall Arsen ist ubiquitär verbreitet. In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns kam es meist in Konzentrationen zwischen 0,5 und 5 µg/l vor. Vereinzelt können aber auch Konzentrationen über 10 µg/l auftreten, wie dies im August und September 1998 im Kleinen Haff der Fall war (19,2 und 18,0 µg/l). Zur gleichen Zeit traten auch in der Pommerschen Bucht deutlich erhöhte Arsenkonzentrationen von 7,3 bzw. 9,7 µg/l auf. Dies deutet darauf hin, dass die Oder hier als Haupteintragsquelle zu betrachten ist. Die Belastung im Kleinen Haff war deutlich höher in den übrigen Küstengewässern.

Sediment

In den untersuchten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns lagen die Arsengehalte im Feinkornanteil der Oberflächensedimente bei Werten zwischen 4 und 22 mg/kg TM (Abb. 14). Maximale Werte wurden an der Station im Peenestrom nachgewiesen. Möglicherweise ist das auf den Eintrag der Oder zurückzuführen. Hohe Konzentrationen um 18 mg/kg TM wurden aber auch an der Station vor Warnemünde (küstenfern) nachgewiesen und zwar über den gesamten Zeitraum von 1994 bis 1998. Auch hier lässt sich die Herkunft derzeit nicht erklären. Insgesamt haben sich die Konzentrationen seit 1994 nicht verändert.

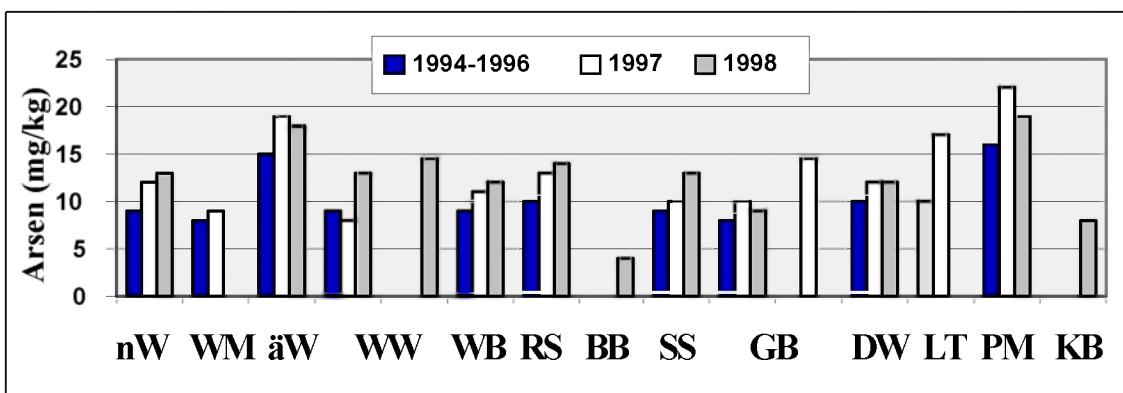


Abb. 14: Arsengehalte in Oberflächensedimenten (<20 µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wiek, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden)

347 Zusammenfassung und Bewertung

Meerwasser

Die Ergebnisse zu den anorganischen Schadstoffen an der **schleswig-holsteinischen Küste** ließen 1997 und 1998 keine regionalen Belastungsschwerpunkte erkennen, sie stimmten mit den Ergebnissen des Berichtszeitraums 1994 – 1996 überein.

In den Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** wurden höhere mittlere Blei-Konzentrationen als in den Jahren 1994-96 ermittelt. Dagegen waren die Kupfer-Konzentrationen im Vergleich zu 1994-96 niedriger. Räumliche Unterschiede waren nicht erkennbar.

Bei der Zinkverteilung waren kaum räumliche und zeitliche Tendenzen erkennbar, die Grundbelastung scheint aber im Kleinen Haff am größten zu sein. Cadmium kam oft nur in Spuren vor, jedoch wurden auch sehr hohe Konzentrationen in der Wismarbucht und der Unterwarnow gemessen, was wahrscheinlich auf die Kläranlagen Wismar-Wendorf und Rostock zurückzuführen ist.

Quecksilber kam nur in geringen Konzentrationen vor. Die höchsten bisher gemessenen Quecksilber-Konzentrationen waren im Kleinen Haff zu verzeichnen.

Deutlich erhöhte Arsenkonzentrationen traten in der Pommerschen Bucht und im Kleinen Haff auf. Dies deutet darauf hin, dass die Oder in dieser Küstenregion als Hauptquelle des Arseneintrages zu betrachten ist. Die Belastung des Kleinen Haffs ist deutlich höher als die der übrigen Küstengewässer.

Wie in den Vorjahren wiesen die Schwermetallgehalte im Wasser der **offenen Ostsee** 1997/1998 keine drastischen Veränderungen oder gesundheitsgefährdende Konzentrationen auf. Im Februar wurden erhöhte Konzentrationen für Blei, Zink und Quecksilber an einigen Stationen im Küstenbereich vor Mecklenburg-Vorpommern bzw. im Vermischungsbereich der Oder angetroffen. Diese sind wahrscheinlich auf die im Frühjahr erhöhte Schwermetall-

fracht der Oder und ihrer Zuflüsse zurückzuführen

Die geringfügigen Änderungen der Konzentrationen im Tiefenwasser der zentralen Ostsee gegenüber den Vorjahren sind auf eine beginnende Stagnationsperiode zurückzuführen, nachdem 1995/96 Wasser aus der Nordsee die Metallkonzentrationen verdünnt hatte. Diese Stagnationsperiode war durch den Einstrom von salz- und sauerstoffreichem, warmen Wasser im Herbst 1997 kurzfristig unterbrochen worden (MATTHÄUS et al. 1999). Für die Schwermetallverteilung im Gotlandbecken wurde daher im Februar 1998 eine besondere Situation angetroffen, die durch die Nitratreduktion im 150 m Tiefenhorizont geprägt wurde.

Sediment

Die bisher gewonnenen Daten zur Schwermetallbelastung in Sedimenten verschiedener Küstenregionen Mecklenburg-Vorpommerns lassen keine signifikanten Änderungen im Zeitraum zwischen 1994 und 1998 erkennen. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung einzelner Spurenmetalle ergab sich folgendes Bild:

Für Quecksilber, Kupfer und Zink wurden an den inneren Stationen des Warnow-Ästuars erhöhte Konzentrationen festgestellt, wobei der Werft- und Hafeneinfluss hier die Hauptursache sein dürfte.

Für Blei waren keine signifikanten Unterschiede im Belastungsniveau erkennbar.

Sowohl für Cadmium als auch für Arsen wurden im Greifswalder Bodden die höchsten Konzentrationen nachgewiesen, was auf Einträge aus der Oder hindeutet. Dies wird zumindest für Arsen durch die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen untermauert.

Die hohen Zink-Gehalte im Zentralbereich des Greifswalder Boddens bleiben weiterhin ungeklärt

Biota

Ein Vergleich der mittleren Spurenmetallgehalte in **Miesmuscheln** in den Jahren 1992 bis 1998 lässt erkennen, dass sich in diesem Zeitraum keine signifikante Änderung im Belastungsniveau der Muscheln vollzogen hat. Eine

Ausnahme bildet Quecksilber, für das 1998 höhere Gehalte als in den Vorjahren gemessen wurden.

Dagegen nahm die Belastung der Muscheln mit Kupfer am Darßer Ort seit 1992 kontinuierlich ab. Die Schwankungsbreite der durchschnittlichen Konzentrationen war 1997/98 bei den meisten Metallen relativ gering (<Faktor 2), außer beim Cadmium und Quecksilber.

Die regionalen Belastungsunterschiede an der mecklenburg-vorpommerschen Küste sind insgesamt gering, zeigen aber im Untersuchungszeitraum für fast alle untersuchten Spurenmetalle ein interessantes Phänomen: die Muscheln in den weniger belasteten äußeren Küstengewässern sind höher kontaminiert als die der inneren.

Nimmt man die gemittelten Konzentrationen von 1998 als Grundlage, so zeigt sich, dass die höchsten Spurenmetallgehalte überwiegend in Muscheln aus den Bereichen nördlich von

Zingst und nördlich von Usedom/Oderbank zu finden sind. Das ist überraschend, da in der Region nördlich der Halbinsel Darß-Zingst im allgemeinen die beste Wasserqualität anzutreffen ist.

Die ermittelten Zink-, Kupfer-, Blei- und Quecksilber-Gehalte in **Fischen** sind nach hiesiger Einschätzung typisch für Dorsch und Hering aus der südlichen zentralen Ostsee und bewegen sich in Bereichen, die für nicht besorgniserregend gehalten werden. Dagegen sind die Cadmium-Gehalte in Heringslebern auffallend hoch, was auch in schwedischen Untersuchungen aus der zentralen Ostsee ermittelt wurde. Dort fand man eine signifikante Zunahme des Cadmiums in Fischen um 5-8% pro Jahr.

In **Seemöweneiern** reichert sich Quecksilber stark an. Die Belastung war um das 5-7fache höher als bei den Miesmuscheln.

35 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Anzahl der organischen Schadstoffe sind in der Umwelt natürlicherweise nicht präsent; ihre Existenz ist ausschließlich anthropogen bedingt. Sie gehören zu den potentiell gefährlichsten Schadstoffen, mit besonderer ökotoxikologischer Relevanz in der marinen Umwelt.

Die Gefährlichkeit, vor allem der Organochlorverbindungen, liegt in ihrem Verhalten in der Umwelt. Die meisten Organochlorverbindungen (mit Ausnahme der HCH-Isomeren) sind ausgesprochen lipophil und damit nur gering wasserlöslich. Daraus folgt, dass sie sich besonders in Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen anreichern. Viele der Verbindungen sind hochgradig persistent, d.h. sie werden in der Umwelt kaum oder gar nicht abgebaut.

Innerhalb der Nahrungskette findet eine Akkumulation von schwer abbaubaren Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) statt. Das bedeutet, je höher ein Organismus in der Nahrungskette angesiedelt ist, desto höher und problematischer ist die Belastung mit CKW. So wurden in der Ostsee im Fett von Robben und Schweinswalen und in den Eiern fischfressender Meeresvögel die höchsten CKW-Gehalte in der Ostsee gefunden. Die Ostsee gilt nach wie vor als eines der am höchsten mit CKW belasteten Meere überhaupt.

Aktuell diskutiert wird auch die hormonelle Wirkung vieler Schadstoffe. Diese als Umweltöstrogene oder Xenoöstrogene bezeichneten organischen Verbindungen stellen eine heterogene Klasse von Substanzen dar, die im Verdacht stehen, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Die Folgen sind Störungen der Entwicklung und der Fortpflanzung.

Messprogramm

Meerwasser

Messungen im Wasser wurden vom IOW (Februar), BSH (August) und LANU (Sommer) durchgeführt. Die untersuchten Einzelkomponenten waren allerdings z.T. unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen waren die Er-

gebnisse gut vergleichbar und konnten daher zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden.

Sedimente

Untersuchungen im Sediment wurden an der schleswig-holsteinischen (LANU) und der mecklenburg-vorpommerschen Küste (LUNG und BfG-Berlin) vorgenommen. Neben den routinemäßig untersuchten Parametern wurden von der BfG auch zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT) bestimmt.

Im Gegensatz zur Bewertung von Schwermetallbelastungen gibt es für organische Schadstoffe immer noch keine allgemein akzeptierte Normierung. Der organische Anteil des Sediments (TOC = total organic content) ist die wesentliche Trägersubstanz für organische Schadstoffe. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es aufgrund von Herkunft, Alter und Abbau des organischen Materials unterschiedliche TOC-Substrate gibt. Entsprechend können regionale und/oder saisonale Unterschiede im TOC-Gehalt sowie in dessen Zusammensetzung und Sorptionskapazität auftreten. Eine rechnerische Normierung auf TOC kann bei geringen TOC- und/oder Schadstoffgehalten zu Ergebnissen mit großer Ungenauigkeit führen. Hinzu kommen schadstoffspezifische Unterschiede im Bindungsverhalten gegenüber Sedimenten, so dass diese Art der Normierung nicht immer auf alle Schadstoffe anwendbar ist.

Eine andere Möglichkeit wäre der Bezug oder die Analytik in einer bestimmten Kornfraktion des Sediments. Es besteht bisher jedoch keine Einigung unter den Laboren, welche der Fraktionen ($< 20 \mu\text{m}$ oder $< 63 \mu\text{m}$) geeigneter ist.

Daher wurden die organischen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe ($< 2 \text{ mm}$) bestimmt. Da für die vorliegenden Daten keine vollständigen Angaben für Feinkorngehalte und TOC vorliegen, musste im Rahmen dieses Berichtes auf eine Normierung verzichtet werden.

Biota

Untersuchungen an Biota wurden an Muscheln, Fischen und Möweneiern durchgeführt. Die Ergebnisse der Miesmuschelpolen aus der Flensburger Förde und der Eckernförder Bucht (LANU) liegen derzeit noch nicht vor. Die Untersuchungen erfolgen im Lebensmittel- und Veterinäramt Neumünster (LVUA). Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerschen Küste (LUNG) wurden aus unterschiedlich belasteten Regionen untersucht (Gercken, 1998, 1999). Fische wurden aus dem Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft (UBP, Aalmuttern) und der südlichen zentralen Ostsee (Hering und Dorsch) untersucht (BFA-Fi). Die Kabeljau- und Heringsanalysen sind zur Zeit noch nicht ausgewertet.

Außerdem wurden 1998 aus dem Probenahmegebiet Insel Heuwiese im Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft 120 Silbermöweneier gesammelt und untersucht. Im Jahr 1997 fand für Aalmuttern und Möweneier keine Probenahme statt.

351 Hexachlorcyclohexan-Isomere (γ -HCH und α -HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) wird seit 1950 weltweit in großen Mengen als Insektizid eingesetzt. Ursprünglich wurde ein technisches HCH-Gemisch verwendet, das aus verschiedenen HCH-Isomeren besteht (α -HCH: ca. 65-70%, β -HCH: ca. 7-20%, γ -HCH: ca. 15%, δ -HCH: ca. 6-10%, ϵ -HCH: ca. 1-2%). Seit Mitte der siebziger Jahre besteht in den meisten europäischen Ländern ein Anwendungsverbot für das technische Gemisch. In den Industrieländern wird inzwischen nur das reine γ -Isomer (Lindan) verwendet, während in einigen Entwicklungsländern weiterhin auch technisches HCH hergestellt und eingesetzt wird.

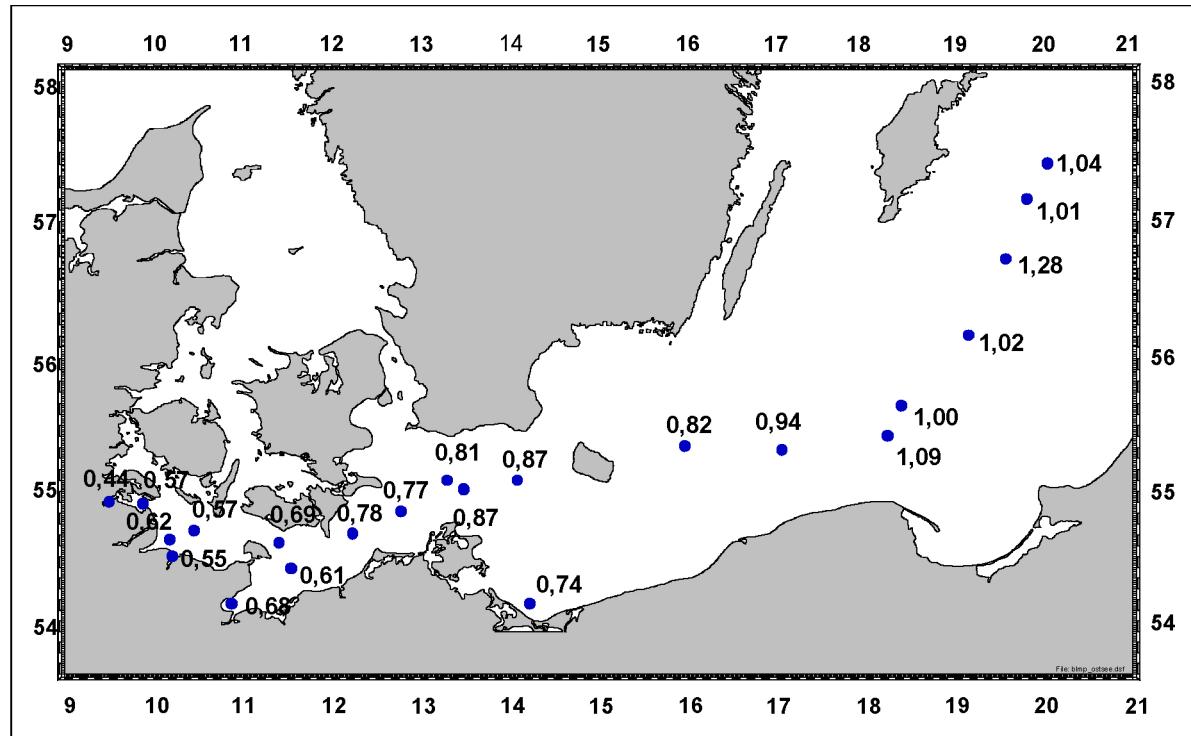
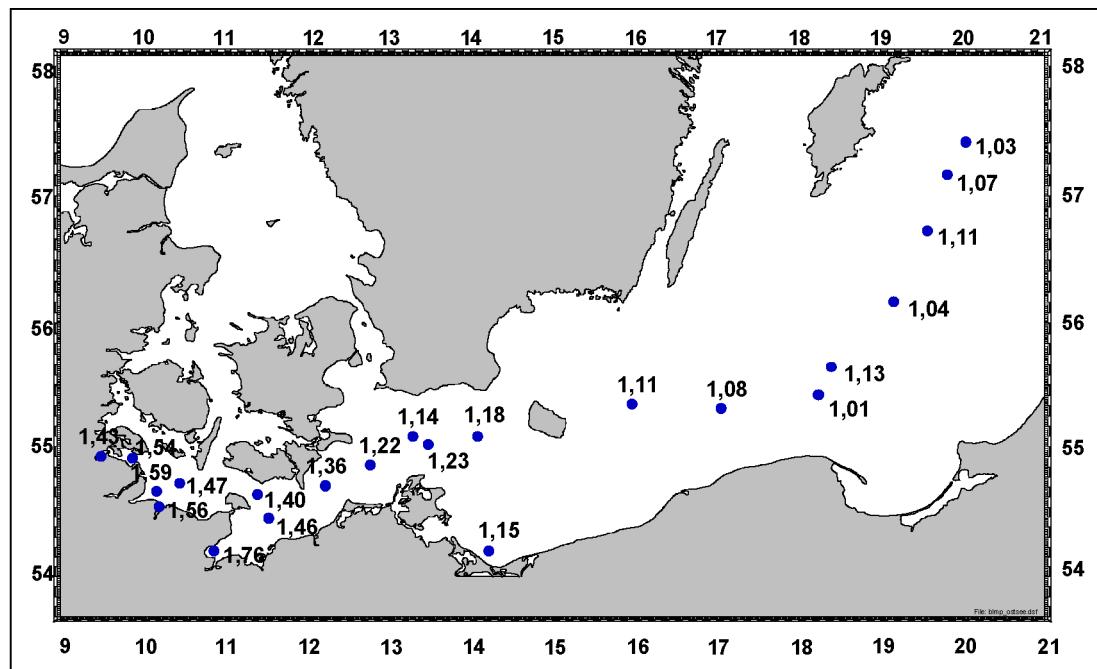
Meerwasser

Die HCH-Isomeren wurden von den verschiedenen Institutionen zu unterschiedlichen Zeiten gemessen. Obwohl dabei verschiedene Analysemethoden verwendet wurden, sind die Werte sehr gut vergleichbar und ergeben ein kongruentes Gesamtbild.

Die Konzentrationen von α -HCH im Oberflächenwasser lagen 1997 und 1998 zwischen 0,43 ng/l (Kieler Bucht und Flensburger Förde) und 1,1 ng/l (zentrale Ostsee). Damit war eine deutliche Abnahme der α -HCH-Gehalte von der zentralen Ostsee im Osten des Untersuchungsgebiets bis zu den westlichen Stationen zu beobachten (Abb. 15). Die Verteilung kann zum einen durch das vom Land eingetragene Oberflächenwasser erklärt werden, das inzwischen geringer belastet zu sein scheint als das Ostseewasser. Außerdem ist die beobachtete Verteilung durch die Vermischung von relativ unbelasteten Nordsee-Wasser über das Kattegat mit der Altlast in der Ostsee zu erklären, die durch den langsamen Wasseraustausch in der Ostsee noch vorhanden ist (THEOBALD, GAUL UND ZIEBARTH, 1996). Diese unterschiedliche Belastung der beiden Wassermassen ist auch im Kattegat besonders deutlich zu beobachten: während das salzärmere Ostseewasser in der Oberfläche Konzentrationen von 0,54 bis 0,75 ng/l aufwies, waren im einströmenden Tiefenwasser (Nordseewasser) Werte im Bereich von 0,25 bis 0,31 ng/l zu finden.

Die α -HCH-Gehalte in der Ostsee waren 1997 und 1998 etwa 1,5 bis 6,7 mal so hoch wie in der Deutschen Bucht. Zwischen den Jahren 1997 und 1998 waren keine signifikanten Unterschiede in der räumlichen Verteilung der α -HCH-Konzentrationen zu erkennen. Auch die Messungen zwischen Februar und August ergaben kaum Unterschiede.

Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen 1997 und 1998 zwischen 0,9 und 2,6 ng/l (Abb. 16). Höchste Konzentrationen von 2,4 bis 2,6 ng/l wurden im Frühsommer vor der schleswig-holsteinischen Küste gemessen; aufgrund der dort erkennbaren saisonalen Beeinflussung (s.u.) wurden diese Werte nicht bei der räumlichen Betrachtung berücksichtigt. Innerhalb der mittleren Ostsee wurde kein Konzentrationsgefälle von Westen nach Osten erkennbar, es wurden im Februar und im August/September recht gleichmäßige Konzentration von 0,88 bis 1,3 ng/l gemessen. In der westlichen Ostsee liegen die Lindan-Konzentrationen allerdings zwischen 1,4 bis 2,1 ng/l, so dass in dem Gesamt-Überwachungsgebiet ein deutlicher räumlicher Gradient zu beobachten ist.

Abb. 15: α -HCH-Gehalte im Oberflächenwasser (3-5m) der Ostsee 1997/98 in ng/lAbb. 16: γ -HCH im Oberflächenwasser (3 – 5 m) der Ostsee 1997/98 in ng/l

Trend

Die HCH-Konzentrationen lagen im Februar und August 1997/98 auf einem ähnlichen Niveau wie im letzten Berichtszeitraum (1994 bis 1996). In der zentralen Ostsee waren 1997

geringfügig niedrigere Werte als 1998 zu beobachten, während es auf den westlicheren Stationen umgekehrt war. Die 4-malige Beprobung im Frühsommer 1998 ermöglichte erstmals eine genauere Untersuchung der saisonalen Entwicklung der γ -HCH-Konzentrationen.

Wie Abb. 17 zeigt, ist auf allen Stationen ein Maximum im Frühsommer (Mai bis Juni) zu beobachten. Die Konzentrationen liegen bis zu 70% höher als im September. Ein ähnlicher Anstieg ist auch aus der Nordsee bekannt und

erklärt sich mit dem Einsatz des Insektizids im Frühjahr. Die Messungen im Februar und im August/September sind kaum unterschiedlich, da die Beprobungen jeweils vor und nach dem sommerlichen Maximum stattfinden.

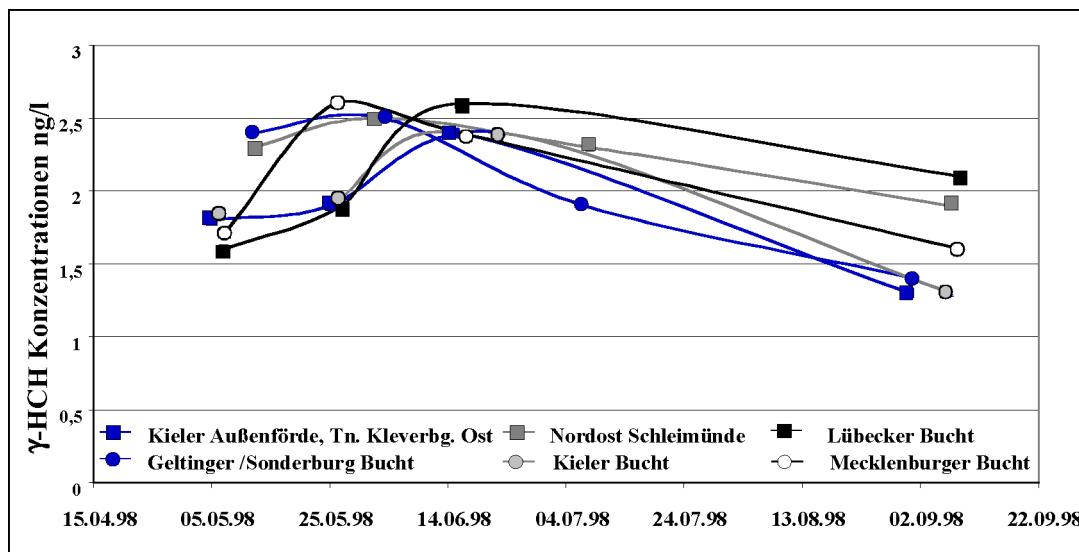


Abb.17: Saisonale Entwicklung des γ -HCH-Gehaltes im Oberflächenwasser der westlichen Ostsee (ng/l) 1998

Für die HCH liegen seit 1975 verlässliche Messwerte aus der Ostsee vor, so dass die langfristige zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann (Gaul 1991; Brügmann et al. 1992). Spätestens seit Mitte der achtziger Jahre zeigte sich für α -HCH ein deutlicher Rückgang in den Konzentrationen. Für γ -HCH ist ebenfalls eine langfristige Verringerung festzustellen, sie setzte allerdings erst gegen Ende der achtziger Jahre ein und war geringer als beim α -HCH. In Abb. 18 ist der zeitliche Verlauf der beiden HCH-Isomere im Arkonabecken (Station K4) wiedergegeben. Die Fortschreibung der Zeitserie zeigt, dass die Abnahme der Konzentrationen sich seit 1994 stark verlangsamt hat. In den letzten beiden Jahren war kaum noch ein Rückgang der Werte festzustellen. Der α -HCH-Gehalt liegt inzwischen bei ca. 0,9 ng/l und der γ -HCH-Gehalt bei ca. 1,1 ng/l.

Die Gehalte an α -HCH in Oberflächensedimenten lagen im Berichtszeitraum für die Mehrzahl aller Stationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/kg bzw. 0,5 µg/kg Trockenmasse (TM). Lediglich am Werftstandort Warnemünde und an der Station Unterwarnow wurden mit 0,5 bzw. 1 µg/kg TM leicht erhöhte Gehalte nachgewiesen. Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen für die Mehrzahl der untersuchten Stationen bei 0,5 µg/kg TM, in der Flensburger Förde wurde mit 5,9 µg/kg TM der höchste Wert nachgewiesen. Relativ hohe Konzentrationen traten ebenso in der Kieler Außenförde (1,2 µg/kg TM) und an der Station Unterwarnow (2,49 µg/kg TM) auf. Im Warnowästuar und im Greifswalder Bodden ist im Berichtszeitraum ein leicht abnehmender Trend gegenüber dem Zeitraum 1994-1996 zu verzeichnen.

Sediment

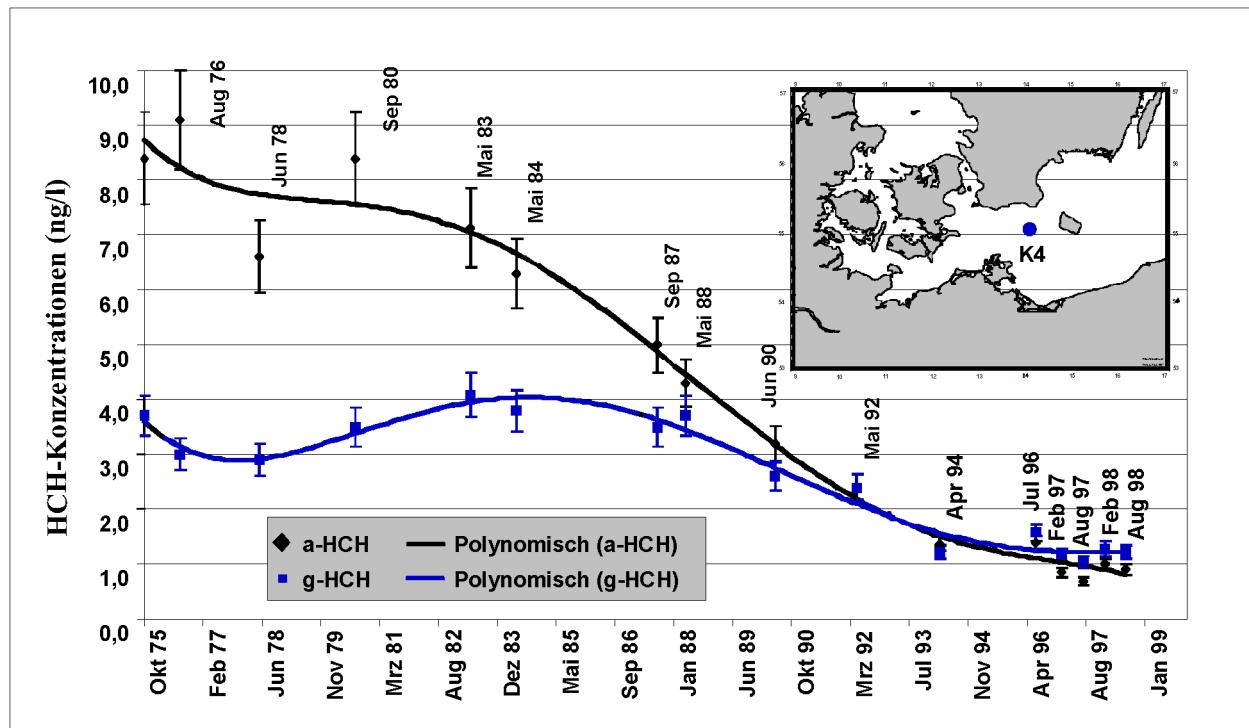


Abb. 18: HCH-Konzentrationen im Arkona-Becken an der Station K4 (3-5m) seit 1975

Tab. 19: HCH-Gehalte in Oberflächensedimenten der Ostseeküste 1997/98 in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM

$\mu\text{g}/\text{kg}$ TM	α -HCH			γ -HCH		
	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holstein. Küste	<0,5	<0,5	<0,5	<0,8	<0,8	5,9
Meckl-Vorpomm. Küste						
Warnow-Mündung	<0,2	<0,2	1,03	0,08	0,49	2,49
Vorpommersche Bodden	<0,01	<0,2	<0,2	<0,01	0,44	0,67

Biota

Muscheln

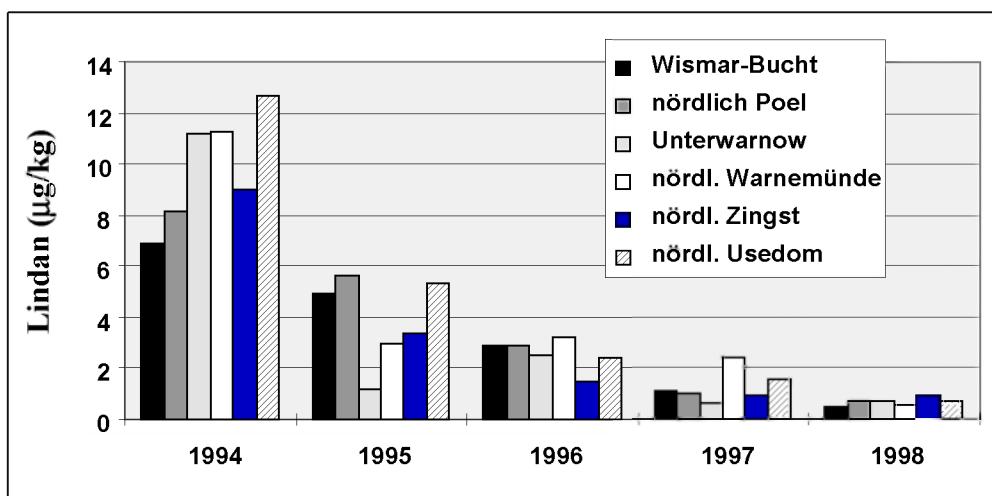
Die in Miesmuscheln an der mecklenburg-vorpommerschen Küste in den Jahren 1997 und 1998 vorgefundenen mittleren γ -HCH-Gehalte (Lindan) liegen im Bereich der Bestimmungsgrenze von <0,5 bis 2,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockengewicht (TG) (Tab. 20). Die räumliche Variabilität der HCH-Gehalte ist gering. 1998 wurden die höchsten Gehalte in Muscheln nördlich Zingst, die geringsten in der inneren Wismar-Bucht beobachtet. Die Gehalte des Isomers β -HCH lagen 1998 zum ersten Mal an allen Probenahmestellen unterhalb der analyti-

schen Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG. Die Messungen der Isomere α - und δ -HCH wurden seit 1997 nicht mehr durchgeführt, da sich die Gehalte durchweg an allen Probenahmestellen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG befanden.

Der Vergleich mit den letzten Jahren lässt einen abnehmenden Trend erkennen. Die Gehalte an β - und γ -HCH sind seit 1994 kontinuierlich rückläufig (Abb. 19). 1998 wurden die geringsten Werte seit Beginn der Messungen registriert.

Tab. 20: Mittlere HCH-Gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TG) in Biota der Ostseeküste 1997 und 1998

Matrix	Mies-muschel	Mies-muschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
Ort	Küste MV	Küste MV	Darßer Ort	Darßer Ort	Heuwiese
Jahr	1997	1998	1998	1998	1998
α -HCH	-	-	1,3	7,2	<0,5
β -HCH	0,57-1,3	<0,5	2,4	17,0	36,1
γ -HCH	0,63-2,4	<0,5-0,96	3,7	23,2	1,2

**Abb. 19:** Mittlere Lindan-Konzentrationen in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1994 bis 1998

Fische

HCH wurde in Leber und Muskulatur von Aalmuttern vom Darßer Ort gemessen. Die Lindan-Gehalte waren um das 4 bis >20fache höher als in den Muscheln von Zingst (Tab. 20). Im Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998

ist die Belastung von Aalmuttern mit β -HCH auf die Hälfte gesunken, die α -HCH Konzentrationen betrugen 1998 sogar nur noch ca. ein Viertel von 1994. Die Lindangehalte nahmen dagegen in den beiden Matrices nur um ca. 30% ab.

Tab. 21: Gehalte an HCH-Isomeren in Aalmuttermuskulatur und Aalmutterleber (Mittelwerte in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG) 1994-98

Jahr	Aalmutter Muskulatur				Aalmutter Leber			
	1994	1995	1996	1998	1994	1995	1996	1998
α -HCH	4,5	5,7	1,8	1,3	34,6	27,8	16,0	7,2
β -HCH	4,5	7,1	2,9	2,4	32,8	35,6	19,1	17,0
γ -HCH	5,4	6,7	5,1	3,7	35,3	27,3	38,4	23,2

Silbermöweneier

Von den drei untersuchten HCH-Isomeren reichert sich nur β -HCH in Vogeleiern an. Die Silbermöweneier zeigten von allen biologi-

schen Matrices die höchste Belastung mit β -HCH (Tab. 20).

Vergleichende HCH-Betrachtung

In Abb. 20 sind die Konzentrationen des γ -HCH für die betrachteten Kompartimente zusammenfassend dargestellt, wobei die Werte der Seemöweneier β -HCH-Gehalte darstellen. Die Übersicht verdeutlicht die großen Konzentrationsunterschiede und die Anreicherung

vom Wasser zum Sediment (Faktor: 3000) und zu den Biota (Faktor: 1000 bis >30.000). Relativ nah beieinander liegen die Konzentrationen in den Sedimenten, Muscheln und der Muskulatur der Aalmuttern, deutlich darüber die Konzentrationen in den Lebern und den Vogeleiern.

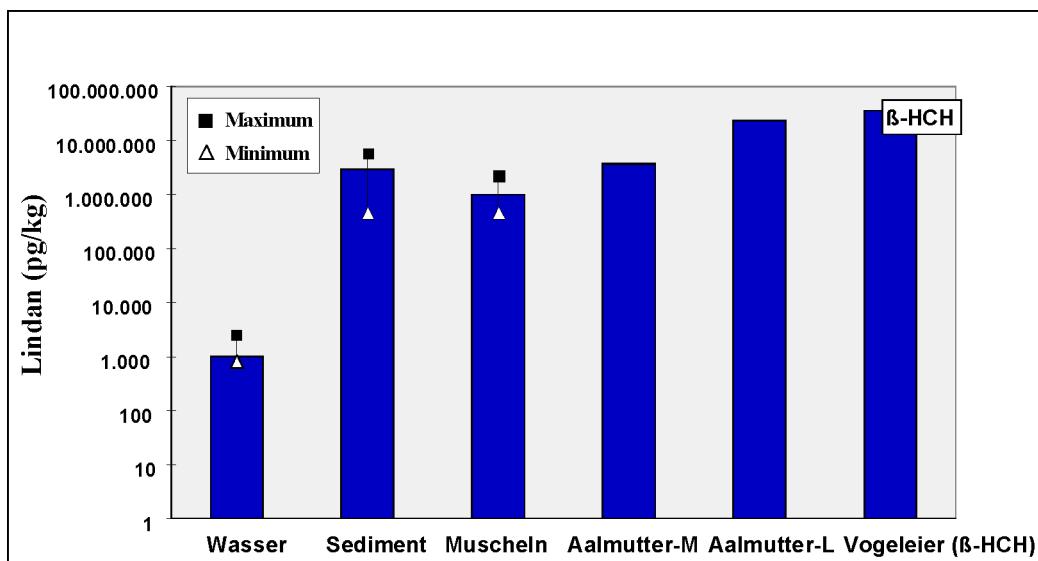


Abb. 20: Vergleichende Betrachtung der γ -HCH-Gehalte (für Seemöweneier β -HCH) in Wasser, Sediment und Biota

352 Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol (HCB) wurde als Weichmacher und Flammschutzmittel für Kunststoffe und Schmiermittel, vor allem aber als Fungizid in Holzschutzmitteln angewandt; ferner gelangt es bei der Herstellung von Lösungsmitteln und beim Verbrennen chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Herstellung und Weiterverarbeitung wurden in Deutschland 1993 eingestellt. Emissionen fallen jedoch immer noch aus der Hausmüllverbrennung und anderen Verbrennungsprozessen sowie bei der CKW-Herstellung an.

Meerwasser

Die HCB-Konzentrationen im Wasser liegen im Bereich von 1 bis 10 pg/l. Meist lagen sie

unter den Bestimmungsgrenzen der Labore (LANU: < 500, BSH: < 5 bis 10, IOW: < 2 pg/l). Aufgrund der niedrigen Konzentrationen, der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen Trends beobachtet werden. Auch räumliche Strukturen konnten nicht festgestellt werden.

Sediment

Die HCB-Konzentrationen variierten an den schleswig-holsteinischen Stationen zwischen 0,1 und 0,2 μ g/kg TM. Die Gehalte an den Außenstationen vor Warnemünde und im Greifswalder Bodden (Landtief und Ausgang Peenestrom) waren ebenfalls sehr gering. Die höchsten Kontaminationen (8,5 μ g/kg TM) wiesen die Sedimente an der Station der Unterwarnow auf. Die Konzentrationen sind mit denen im Zeitraum 1994-1996 vorgefundenen vergleichbar.

Tab. 22: HCB-Gehalte in Oberflächensedimenten der Ostseeküste 1997/98 in µg/kg TM

HCB in µg/kg TM	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holstein. Küste	0,09	0,15	0,21
Meckl-Vorpomm. Küste			
Warnow-Mündung	0,1	0,43	8,54
Vorpommersche Bodden	0,09	0,4	1,06

Biota

In den Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerschen Küste wurde 1997 und 1998, wie auch in den Vorjahren, kein HCB in messbaren Konzentrationen nachgewiesen (Tab. 23).

Das Muskulatur- und Leberhomogenat der Aalmutter vom Darßer Ort zeigte im Vergleich

mit den Muscheln nördlich Zingst um ein Vielfaches höhere HCB-Gehalte. Für den Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998 werden schwankende Gehalte mit leicht zunehmender Tendenz nachgewiesen.

Die Silbermöweneier zeigten von den untersuchten biologischen Matrices die höchsten HCB-Gehalte, was auch Abb. 21 verdeutlicht.

Tab. 23: HCB-Gehalte (µg/kg TG) in Biota der Ostseeküste 1997 und 1998

Matrix	Mies-muschel	Mies-muschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
Ort	Küste MV	Küste MV	Darßer Ort	Darßer Ort	Heuwiese
Jahr	1997	1998	1998	1998	1998
HCB	<0,5	<0,5	3,2	21,6	83,5

Vergleichende HCB-Betrachtung

Der Vergleich der HCB-Konzentrationen aus allen untersuchten Bereichen (Abb. 21) ergibt ein ähnliches Bild wie jenes der HCH, allerdings sind die Konzentrationsunterschiede

zwischen den Kompartimenten noch größer. Dies liegt insbesondere an den mehr als 100-mal niedrigeren HCB-Konzentrationen im Wasser. Die Anreicherungsfaktoren liegen zwischen 10^4 (Sediment) und 10^7 (Vogeleier).

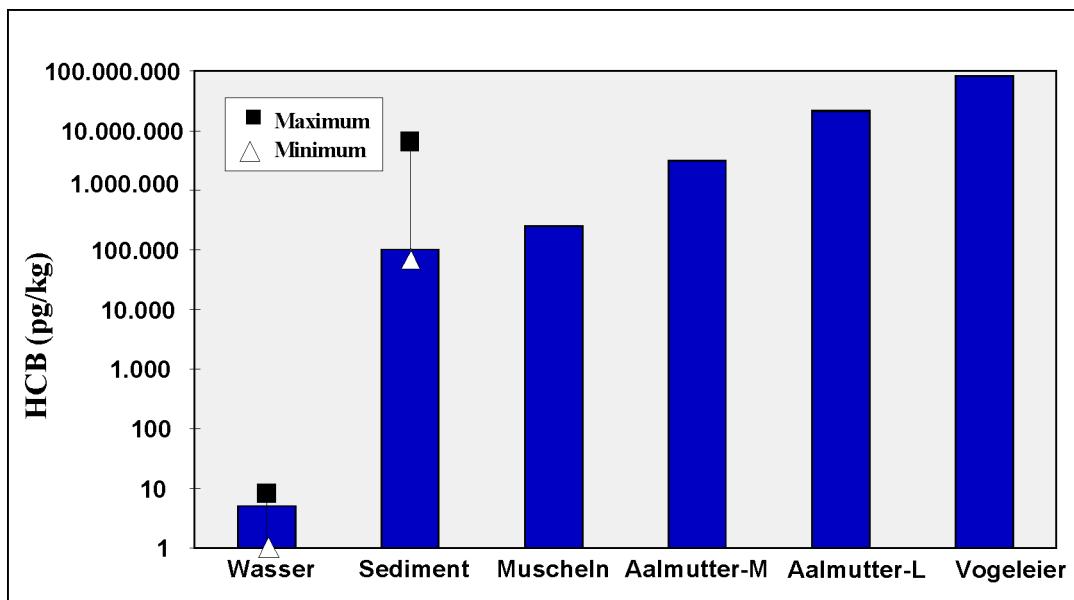


Abb. 21: Vergleichende Betrachtung der HCB-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota

353 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Verbindungs-Klasse dar, die aus 209 isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. PCB werden seit Ende der 20er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwendet. PCB sind giftig und zeigten im Tierversuch krebserregende Wirkung. Im tierischen Organismus werden sie kaum abgebaut, sondern reichern sich zu hohen Konzentrationen an. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften wurden sie in den unterschiedlichsten Bereichen verwendet, z.B. als Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als Hydraulikflüssigkeiten und Wärmeüberträgeröle. Der Einsatz der PCB ist seit 1976 durch verschiedene Gesetze und Richtlinien stark eingeschränkt. In Deutschland werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCBs sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

Meerwasser

Für die Auswertung stand nur ein reduzierter Datensatz mit hoher Variabilität zur Verfügung. Die Konzentrationen der PCB lagen im unteren pg/l-Bereich. Für das PCB 153 wur-

den Konzentrationen zwischen < 10 und 34 pg/l gemessen. Räumliche Strukturen waren nicht erkennbar.

Sediment

Die PCB-Summengehalte (Summe aus 7 PCB-Kongeneren) lassen an der schleswig-holsteinischen Küste Belastungsschwerpunkte in der Flensburger Förde bei Glücksburg (ca. 40 µg/kg Trockenmasse) und in der Kieler Innenförde (Maximalwert: 185 µg/kg TM) erkennen (Abb. 22). In Mecklenburg ist besonders der Werftbereich vor Warnemünde mit PCBs kontaminiert, hier liegen die Gehalte zwischen 80 und 100 µg/kg TM. In den übrigen Gebieten wurden Summen-Gehalte zwischen 1 und 20 µg/kg TM nachgewiesen. Die PCB-Mediane lagen 1998 an der Schleswig-Holsteinischen Küste bei 7, in der Warnow-Mündung bei 22 und in den Vorpommerschen Bodden bei 3,8 µg/kg TM. Von den PCB-Einzelkomponenten dominieren in allen Sedimentproben stets die höherchlorierten Kongeneren (Nr. 138 und 153).

Ein einheitlicher Trend lässt sich aus den Jahren 1994 bis 1998 bisher nicht ableiten. Während die Konzentrationen in der Schlei und der Eckernförder Bucht sowie im Zentralbereich des Greifswalder Boddens zum Teil deutlich abnahmen, war für die anderen Belastungsschwerpunkte (Werftstandorte) eine Zunahme zu verzeichnen.

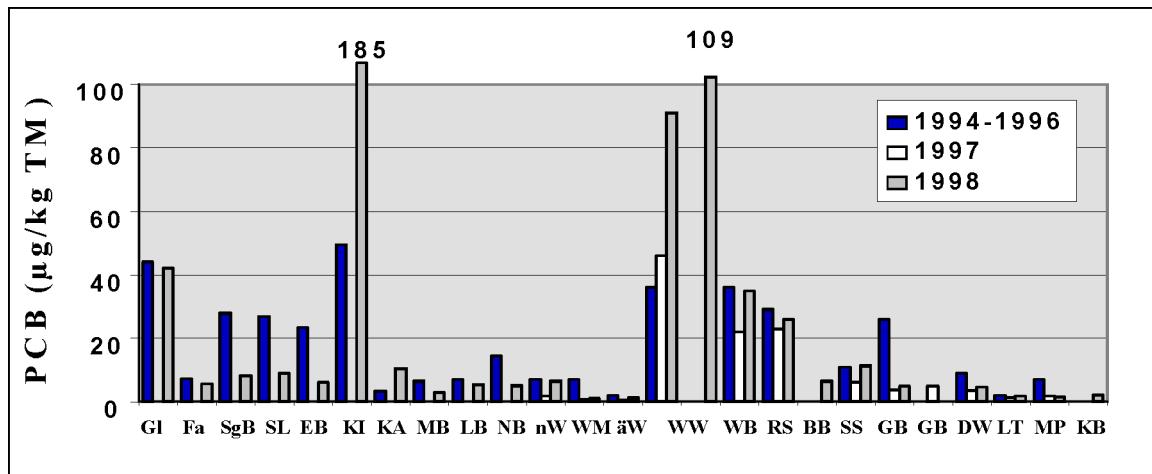


Abb. 22: PCB-Gehalte (Summe 7) in Oberflächensedimenten entlang der Ostseeküste 1994 bis 1998 in µg/kg TM (Gl= Glücksburg, Fa= Falshöft, SgB= Schlei, große Breite, SL= Schlei, Lindholm, EB= Eckernförder Bucht, KI= Kieler Innenförde, KA= Kieler Außenförde, MB= Mecklenburger Bucht, LB= Lübecker Bucht, nW= nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wiek, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden

Biota

Die 1997 und 1998 an der mecklenburg-vorpommerschen Küste vorgefundene durchschnittlichen PCB-Gehalte in Miesmuscheln zeigten eine große räumliche und zwischenjährliche Variabilität (Tab. 24 und Abb. 23).

Die höchsten Gehalte wurden in der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde und in der inneren Wismar-Bucht gemessen. Eine vergleichsweise geringe Belastung liegt in den äußeren Revieren vor. Die hohen zwischenjährlichen Schwankungen der Konzentrationswerte lassen derzeit keinen Trend erkennen.

Tab. 24: Mittlere PCB-Gehalte (µg/kg TG) in Biota 1997 und 1998

	Miesmuschel		Aalmuttermuskel	Aalmutterleber	Silbermöwe Eier
	1997	1998	1998	1998	1998
PCB-153	3,5-96,8	4,1-29,6	13,2	112	895
Σ -PCB (7)	11,3-237,6	9,5-85,8			
Σ -PCB (6)			30,9	251	2135

Im Jahr 1998 zeigte die Aalmuttermuskulatur für die Summe der PCB eine um den Faktor 3 und die Leber der Aalmutter eine um den Faktor >20 höhere Belastung im Vergleich zu den Miesmuscheln vom Standort nördlich Zingst (Tab. 24 und Abb. 23). Für den Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998 sind keine

deutlichen Veränderungen in den PCB-Gehalten erkennbar.

Von allen untersuchten Biota war der PCB-Gehalt in Silbermöweneiern mit Abstand am höchsten. Er lag 1998 um das 122-fache über dem mittleren Miesmuschelgehalt.

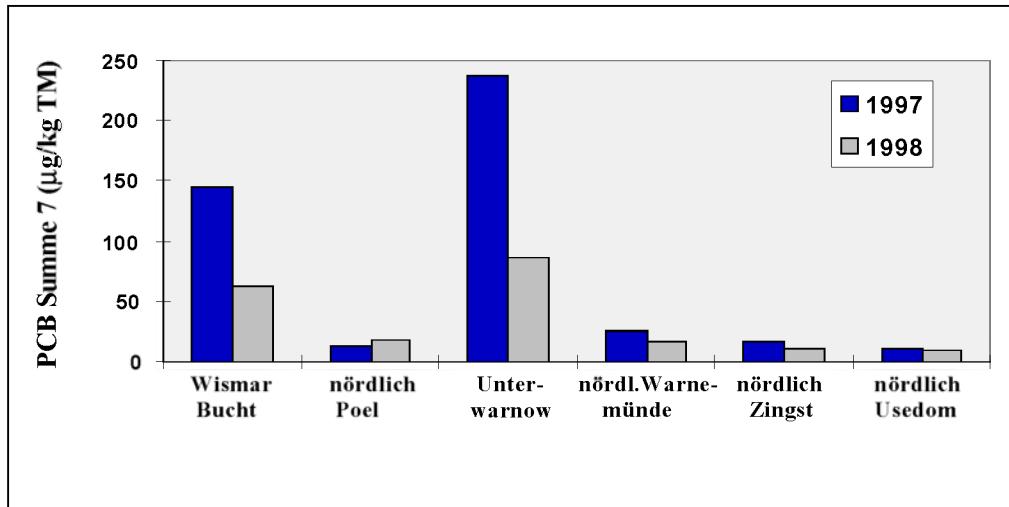


Abb. 23: Mittlere PCB-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1997 und 1998

Vergleichende PCB-Betrachtung

Die Zusammenfassung der PCB-Gehalte aus allen untersuchten Bereichen (Abb. 24) zeigt ein ähnliches Bild wie beim HCB, allerdings sind die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser und den übrigen Kompartimenten noch größer. Während die PCB-Konzen-

tionen im Wasser in der gleichen Größenordnung liegen wie die des HCB, werden in den festen Matrices höhere Werte beobachtet. Dadurch liegen die Anreicherungsfaktoren zum Wasser zwischen 10^6 (Sediment) und 10^8 (Vogeleier). Die relativen Abstufungen innerhalb der festen Matrices bleiben ähnlich wie beim HCB.

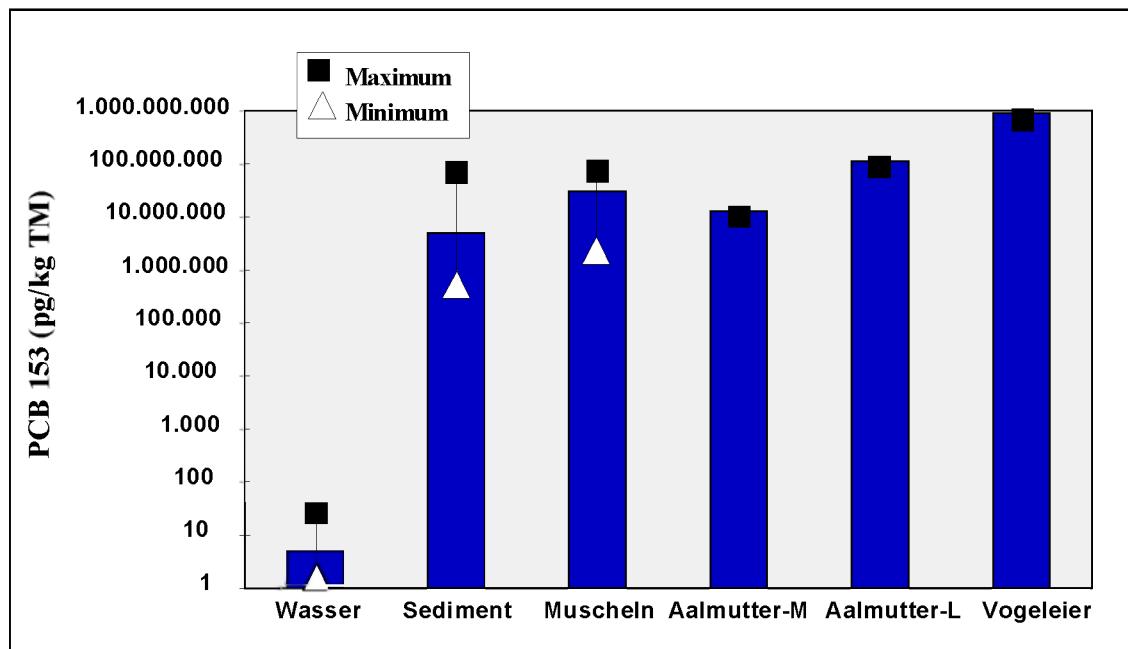


Abb. 24: Vergleichende Betrachtung der PCB 153-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota in pg/kg TM

354 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichloethan (DDT) ist die Bezeichnung für ein technisches Gemisch aus verschiedenen Chlorkohlenwasserstoffen, wobei das p,p'-DDT das eigentlich wirksame Insektizid darstellt. Seit den 30er Jahren wird DDT in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt. Seine Anwendung wurde in der BRD 1972 und in der ehemaligen DDR 1988 verboten. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor zur Anwendung. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa.

Meerwasser

Die Konzentrationen von p,p'-DDT, p,p'-DDD und p,p'-DDE lagen nahe oder unter den Bestimmungsgrenzen der Labore. Die höchsten Werte wurden in der Pommerschen Bucht vor der Oder-Mündung beobachtet. Hier lagen die Konzentrationen von p,p'-DDD und p,p'-DDE zwischen 30 und 77 pg/l. Im übrigen Untersuchungsgebiet wurden Werte zwischen 2 und 30 pg/l gemessen.

Für eine weitergehende Bewertung der Daten bezüglich räumlicher Verteilung und zeitlicher Trends ist die Datenlage nicht ausreichend.

Sediment

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste wurden die geringsten Gehalte an p,p'-Verbindungen des DDT an den äußeren Stationen vor Warnemünde gefunden. Sie lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze oder wenig darüber. Erwartungsgemäß waren die Sedimente der Warnow-Mündung stärker kontaminiert, hier wurde die höchste Belastung in der Unterwarnow gefunden (19,5 µg/kg TM). Die Sedimente des Greifswalder Boddens wiesen insgesamt eine niedrigere Grundbelastung auf als die der Warnowmündung (Tab. 25), waren aber höher belastet als die der äußeren Stationen vor Warnemünde. Herausragende Belastungsschwerpunkte gibt es hier aufgrund der vorwiegend diffusen Einträge nicht. Der höchste gemessene Wert in den Bodden betrug 14,8 µg p,p'-DDT/kg TM und wurde im Darß-Zingster Bodden gemessen.

Insgesamt sind die Kontaminationen mit denen zwischen 1994 und 1996 vorgefundenen vergleichbar.

Tab. 25: DDT-Gehalte im Oberflächen-Sediment der Mecklenburg-Vorpommerschen Küste 1997/98 in µg/kg TM

µg/kg	p,p'-DDT			p,p'-DDD			p,p'-DDE		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
Vorpomm. Bodden	<0,01	0,78	14,8	0,2	1,19	65,8	0,36	1,19	20,9
Warnow- mündung	<0,2	1,15	19,5	<0,2	5,43	44,9	0,25	3,18	26,3

Biota

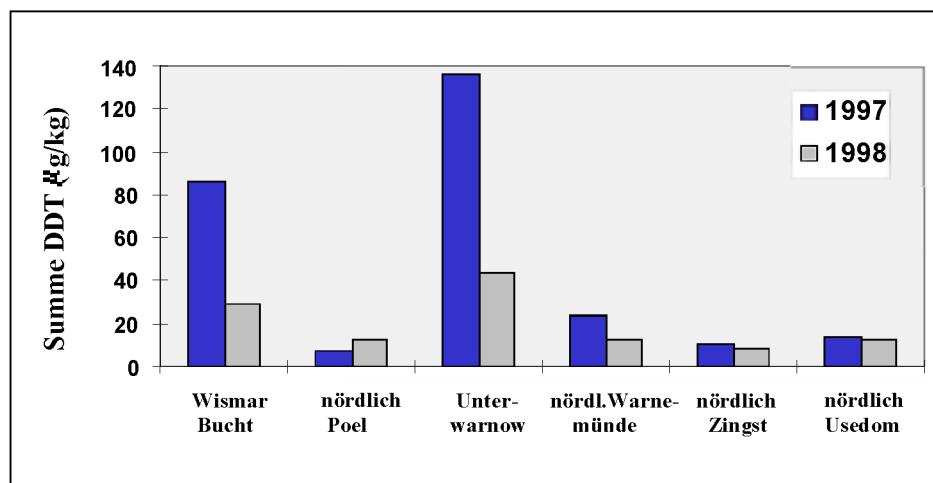
Die 1997 und 1998 an der mecklenburg-vorpommerschen Küste vorgefundenen durchschnittlichen DDT-Gehalte in Miesmuscheln wiesen wie die PCB-Gehalte eine hohe räumliche und zwischenjährliche Variabilität auf (Tab. 26).

Die mit Abstand höchsten DDT-Werte wurden in Muscheln aus der Unterwarnow am Werft-

standort/Warnemünde und der inneren Wismar-Bucht vorgefunden. Sie lagen um ein Vielfaches über den Gehalten der äußeren Reviere (Abb. 25). Die geringsten DDT-Gehalte wurden 1997 in den Muschelproben nördlich Poel und 1998 nördlich Zingst gemessen. Für die Verbindungen p,p'-DDT und p,p'-DDD wurden 1998 die niedrigsten Werte seit Beginn der Messungen 1994 registriert. Ein Trend ist für diesen relativ kurzen Zeitraum nicht zu erkennen.

Tab. 26: Mittlere DDT-Gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TG) in Biota 1997 und 1998 von der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

	Miesmuschel 1997	Miesmuschel 1998	Aalmutter Muskel 1998	Aalmutter Leber 1998	Silbermöwe Eier 1998
	1997	1998	1998	1998	1998
p,p'-DDT	1,1-20,5	1,0-5,8	7,3	48,0	
p,p'-DDD	1,2-53,4	0,54-14,6	5,0	37,4	
p,p'-DDE	3,5-35,9	6,3-19,7	15,9	121,6	1352
Σ -DDT	7,1-136	7,8-43,1	28,2	207	

**Abb. 25:** DDT- Konzentrationen in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1997 und 1998**Tab. 27:** Gehalte an DDT und Metaboliten in Aalmuttermuskulatur und Aalmutterleber in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG von 1994-98

Jahr	Aalmuttermuskulatur				Aalmutterleber			
	1994	1995	1996	1998	1994	1995	1996	1998
p,p'-DDT	15,0	17,6	9,1	7,3	120,7	81,7	87,3	48,0
p,p'-DDD	10,4	14,7	5,0	5,0	92,3	67,3	69,1	37,4
p,p'-DDE	20,0	30,5	12,7	15,9	172,8	145,1	153,3	121,6

Die DDT-Belastung in Fischen wurde in der Muskulatur und in der Leber von Aalmuttern bestimmt (Tab. 26). Der Gehalt der Muskulatur war um das 4fache und der Leber um mehr als das 20fache höher als bei den Miesmuscheln nördlich Zingst. Innerhalb des Beobachtungszeitraums 1994 bis 1998 nahm die Belastung von Aalmuttern aus dem NP Vorpommersche Boddenlandschaft aber deutlich ab (Tab. 27).

In Vogeleiern reichert sich von den Verbindungen der DDT-Gruppe nur p,p'-DDE er-

kennbar an. Der p,p'-DDE-Gehalt lag 1998 um das 200fache über dem DDE-Gehalt der Miesmuscheln nördlich Zingst (Tab. 26).

Vergleichende DDT-Betrachtung

Die übergreifende Betrachtung der DDT-Konzentrationen in allen untersuchten Bereichen (Abb. 26) zeigt ein sehr ähnliches Bild wie das der anderen organischen Schadstoffe. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment liegen bei 10^6 , zu den Vogeleiern bei

10^8 . Die relativen Abstufungen innerhalb der festen Matrices bleiben ähnlich wie beim HCB

und den PCB.

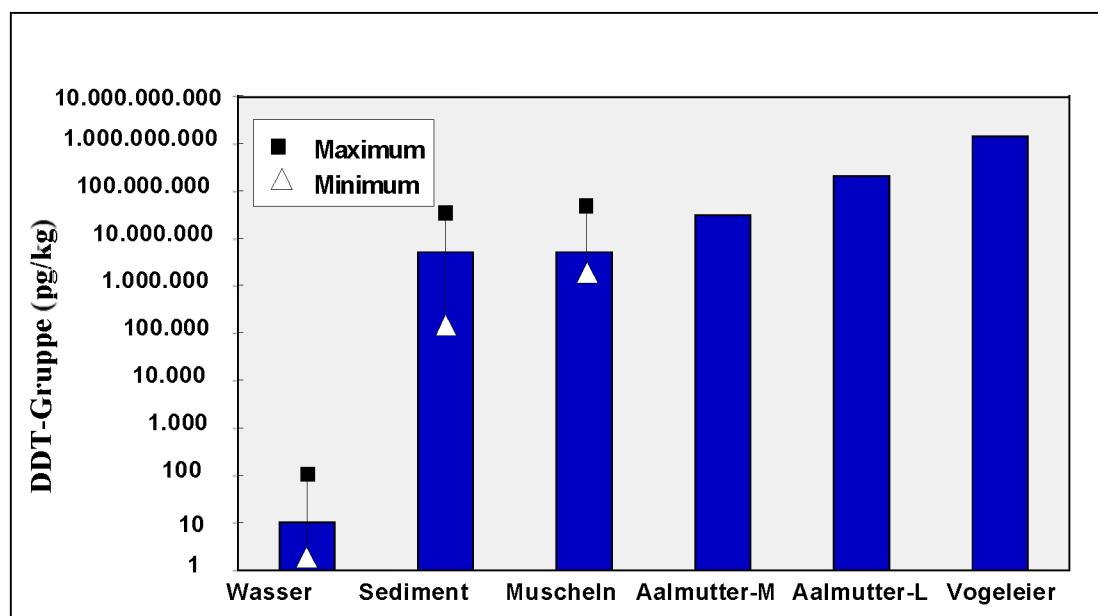


Abb. 26: Vergleichende Betrachtung der DDT-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota in pg/kg TM

355 Kohlenwasserstoffe

Erdöl-Kohlenwasserstoffe (EKW) sind die Hauptbestandteile des Erdöls, das aus einem Gemisch aus Tausenden verschiedener Kohlenwasserstoffe besteht. Mengenmäßig ist die Gruppe der Aliphaten (n-Alkane) am bedeutendsten, während aus toxikologischer Sicht die Aromaten am wichtigsten sind. EKW sind wenig wasserlöslich und werden an Schwebestoffen und Sedimenten stark angereichert. Erdölkohlenwasserstoffe sind sehr stabil, jedoch werden einige Alkane relativ leicht biochemisch abgebaut.

Erdöl wird weltweit in großen Mengen gefördert, transportiert und verarbeitet, so dass eine besondere Umweltbeobachtung vor allem aufgrund der großen Mengen angezeigt ist. Kohlenwasserstoffe werden aus der Luft, durch die Flüsse, von Schiffen und Offshore-Förderanlagen ins Meer eingetragen.

Zur Untersuchung der Umweltbelastung werden die EKW sowohl als Summe ("Gesamtkohlenwasserstoff") als auch anhand ausgewählter Einzelkomponenten, wie n-Alkane und Aromaten, erfasst.

Einige der im Erdöl vorkommenden Kohlenwasserstoffe (z.B. n-Alkane) können auch durch pflanzliche oder tierische Organismen gebildet werden. Eine Unterscheidung zwischen biogenen und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahliger Kettenlängen auf Landpflanzen als Ursprung hin. Aber auch Algen sind Produzenten bestimmter n-Alkane. Als Maß für den Anteil an biogenen Alkanen wird der "Carbon Preference Index" (CPI) verwendet, der für petrogene Muster etwa 1 und für biogene Muster > 4 ist.

Meerwasser

Die Verteilung der "Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen" in der Oberflächenschicht der westlichen und zentralen Ostsee ist überwiegend homogen. Die meisten Werte lagen im Zeitraum von August 1997 bis August 1998 zwischen 0,5 µg/l und 1,6 µg/l, mit einem Median um 0,6 µg/l. Damit lagen sie im gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren. Im unmittelbaren Küstenbereich, wie in den inneren Fördern und der Oder-Mündung, fanden sich mit 1 – 1,6 µg/l höhere Werte als

an den küstennahen Stationen. $\mu\text{g/l}$ höhere Werte als an den küstenfernen Stationen.

Im Winter (Feb 1997) lagen die Werte in der offenen See im Mittel bei $2,1 \mu\text{g/l}$ und damit deutlich über den Sommerwerten; dies kann mit einem höheren Schwebstoffgehalt, geringeren Abbauraten und z.T. mit methodischen Unterschieden (max. 30 %) erklärt werden.

Der Konzentrationsbereich der Summe der **Aliphaten** lag im Aug. 1997 und 1998 in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 16 ng/l und 256 ng/l (Medianwert: 70 ng/l). Die Konzentrationsmittelwerte einzelner n-Alkane (C19 bis C30) variierten zwischen 1 und 4 ng/l , vereinzelt traten Spitzenwerte bis zu 10 ng/l auf.

Eine Aussage, woher die in einer Umweltprobe bestimmten n-Alkane stammen, ist anhand der verschiedenen Verteilungsmuster möglich. In der westlichen und zentralen Ostsee bewegte sich der "Carbon Preference Index" im Bereich von 0,9 bis 3,2. Im Mittel lag er bei 1,8 und weist damit auf einen mittleren Anteil petrogener Alkane hin. Die größten Einzelkonzentrationen wurden für C17 (max. 178 ng/l) gefolgt von C15 (max. 28 $\mu\text{g/l}$) gemessen. Beide Substanzen sind bekannte Stoffwechselprodukte von marinischen Algen. Der mengenmäßig größte Anteil der Alkane stammt somit aus biogenen Quellen, nämlich aus Algen und terrestrischen Pflanzen.

Aufgrund der hohen Variabilität sind keine Trends zu beobachten.

356 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. Von den Hunderten von PAK, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, wird nur eine begrenzte Auswahl für Monitoring-Untersuchungen herangezogen. PAK sind als reine Kohlenwasserstoffe wenig wasserlöslich, zeigen eine hohe Affinität zu festen Oberflächen und werden an Schwebstoffen, Sedimenten und in Biota stark angereichert. PAK entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem

Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl). PAK sind ferner im Steinkohlenteer und im Erdöl vorhanden. Einige PAK lösen Haut- und Lungenkrebs aus. Wegen der hohen Expositionswahrscheinlichkeit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten sie als prioritär zu berücksichtigende Umweltcancerogene. In die Meeresumwelt werden sie direkt aus der Luft und durch die Flüsse eingetragen. Aufgrund ihrer hohen Affinität zu Schwebstoffen sind sehr starke Gradienten von den Ästuaren und der Küste (hohe Schwebstoffgehalte) zur offenen See (geringe Schwebstoffgehalte) zu beobachten.

Meerwasser

Die Belastung mit PAK lässt sich anhand der Summe von 6 Verbindungen (nach Trinkwasserverordnung TVO) gut vergleichen. Diese Summen-Gehalte lagen im Aug. 1997 – 1998 auf den Stationen des BSH der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 0,14 ng/l und 2,74 ng/l , mit einem Medianwert von 0,55 ng/l . Die IOW Messungen erreichten im Feb. 1997 Werte bis zu 5,6 ng/l , bei einem Median von 2,7 ng/l .

In der offenen See war kein eindeutiger Gradient zu beobachten. In Küstennähe traten jedoch zumeist höhere Konzentrationen auf als in der offenen Ostsee. So fanden sich die höchsten PAK-Konzentrationen vor allem in der Kieler und Flensburger Förde und der Pommerschen Bucht vor der Oder-Mündung.

Die Konzentrationen der einzelnen PAK-Verbindungen lagen in der westlichen und zentralen Ostsee - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 4,5 ng/l bis unter 2 pg/l . Wie die Medianwerte in Tab. 28 zeigen, variieren die Konzentrationen der einzelnen Aromaten sehr stark. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) in der offenen See mit Medianwerten im Bereich von 0,02 bis 2,1 ng/l vorgelagen, wiesen dort 5- und 6-Ring-Aromaten nur noch mittlere Konzentrationen von < 0,005 ng/l bis 0,15 ng/l auf.

Der Vergleich der beiden Untersuchungsjahre ergab z.T. sehr starke Schwankungen: so lagen einzelne PAK-Konzentrationen im Sommer 1998 um den Faktor 2 bis 5 über den Werten von 1997. Bei den gut wasserlöslichen Verbindungen Naphthalin bis Fluoren lagen die Medianwerte sehr nah beieinander.

Tab. 28: PAK im Ostseewasser (Mediane in ng/l) von 1997/98

	Feb. 97 (IOW)	Aug. 97 (BSH)	Aug. 98 (BSH)
Total HydroCarbons	2170	610	565
Naphthalin	0,317	1,211	1,021
2-Methyl-Naphthalin		0,670	0,801
1-Methylnaphthalin		0,561	0,555
Acenaphthen	0,123	0,084	0,101
Acenaphthylen		0,045	0,032
Fluoren	0,403	0,431	0,462
Anthracen	0,032	0,011	0,036
Phenanthren	0,519	0,567	0,883
Fluoranthen	2,125	0,252	0,5
Pyren	0,634	0,153	0,128
Benz[a]anthracen	0,165	0,015	0,013
Chrysen-triphenylen	0,257	0,062	0,070
Benzol[b]flouranthen	0,151	0,052	0,032
Benzo[e]pyren		0,037	0,034
Benzo[a]pyren	0,041	0,027	0,012
Perylen		0,006	0,002
Dibenz[a,c]anthracen	0,009	0	0
Indeno[1,2,3]pyren	0,083	0,044	0,024
Benzo[g,h,i]perylen	0,066	0,061	0,042
Dibenzothiophen		0,088	0,114
Summe 6 TVO	2,742	0,49	0,615

Beim Vergleich der Februar-Messungen mit denen des Augusts (Tab. 28) ist ein deutlicher saisonaler Einfluss festzustellen: die Winter-Werte sind höher als die Sommer-Werte. Der Median für die Summe der 6 TVO-Aromaten lag im August 1997 bei 0,5 ng/l, während er im Februar 1997 2,7 ng/l betrug. Auch bei diesem Vergleich sind die Unterschiede bei den besser wasserlöslichen Komponenten wesentlich geringer als bei den höher kondensierten Aromaten (ab Fluoranthen).

Da die PAK-Konzentrationen hoch variabel sind und bisher keine ausreichend langen Zeitreihen in der Ostsee vorliegen, kann keine Aussage über einen Trend getroffen werden. Die Belastung mit toxisch relevanten PAK lagen in diesem Untersuchungszeitraum um

zwei bis drei Zehnerpotenzen unter jenen Konzentrationen, bei denen in Tierversuchen erste Anzeichen für kanzerogene Effekte auftraten (VARANASI, 1989).

Sediment

Die Konzentrationen an PAK (Summe 6 nach TVO) sind an den Küstenstationen vor Warnemünde und auch im Greifswalder Bodden unauffällig und liegen im Bereich der Bestimmungsgrenzen. Deutliche Einträge sind an der Station Unterwarnow nachzuweisen, die in der Nähe einer ehemaligen Dachpappenfabrik liegt und damit als wichtige Eintragsquelle in Frage kommt. Am Werftstandort und auch im östlichen Breitling sind leicht erhöhte Konzentrationen um 1 mg/kg TM erkennbar.

Die Daten von 1997/98 liegen im gleichen Bereich wie die 1994-96 erhobenen Werte, es zeichnet sich also kein Trend ab.

Der Anreicherungsfaktor der hochkondensierten PAK (5- und 6-Ring Aromaten) vom Wasser zum Sediment liegt mit bis zu 10^6 in einer Größenordnung wie sie auch bei HCB, DDT und PCB beobachtet wurde.

357 Zinnorganische Verbindungen

Zinnorganische Verbindungen sind aufgrund ihrer hormonähnlichen Wirkung und ihren extrem niedrigen Wirkschwellen von besonderer Umweltrelevanz. Bei den getrenntgeschlechtlich vorkommenden Meeresschnecken führt eine Belastung durch Tributylzinn (TBT) zum sog. Imposex-Phänomen, d.h. es tritt eine Vermännlichung der weiblichen Tiere auf. Die weltweite Anwendung zinnorganischer Verbindungen für Antifoulinganstriche an Schiffen hat erhöhte Belastungen in Schifffahrtsstraßen, Häfen und Werften, aber auch in weniger ge-

nutzten Gewässern zur Folge. Die Belastungen liegen oft über den biologischen Wirkgrenzen: Schäden an Organismen sind bereits bekannt. Aufgrund nachgewiesener toxischer Wirkungen des TBT sind Untersuchungen dieser Verbindung und seiner Abbauprodukte Monobutylzinn (MBT) und Dibutylzinn (DBT) für ein Monitoring notwendig.

Sediment

Abb. 27 zeigt die TBT-Belastung an ausgewählten Stationen der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Die mit Abstand höchsten Konzentrationen an TBT wiesen erwartungsgemäß die Station am Werftstandort Warnemünde auf. 1997 wurde diese Station insgesamt 5 mal beprobt: der Höchstwert von 4030 µg Sn/kg TM wurde im Frühjahr gemessen.

Aber auch die anderen Stationen wiesen insbesondere 1998 TBT-Konzentrationen auf, die den derzeit als Wirkchwelle für marine Vorderkiemschnecken angesehenen Wert von 50 µg Sn/kg TM um das Fünffache übersteigen. Die Gehalte waren gegenüber 1997 deutlich erhöht.

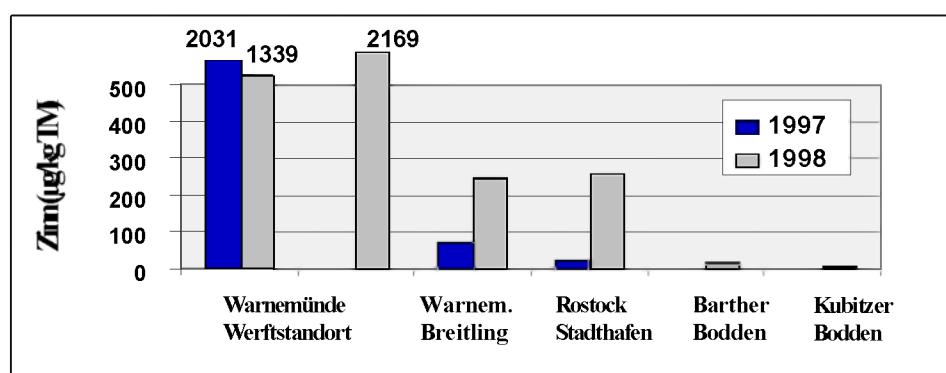


Abb. 27: Mittlere TBT-Gehalte in Oberflächensedimenten (<2mm) der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern

358 Zusammenfassung und Bewertung

Meerwasser

Die polareren Verbindungen wie die HCH-Isomere liegen im Wasser in deutlich höheren Konzentrationen vor als die lipophileren HCB, DDT, PCB und PAK.

Die α - und γ -HCH Konzentrationen im Wasser sind im Beobachtungszeitraum weiter zurückgegangen. Die Konzentrationen von γ -HCH waren 1997/98 vergleichbar mit denen in der südlichen Nordsee, während die α -HCH-Konzentrationen ca. 4-mal höher waren als in der Deutschen Bucht. Bei beiden Verbindungen ist eine räumliches Gefälle zu beobachten, allerdings sind die Verteilungen gegenläufig: die Gehalte von α -HCH nahmen in der Ostsee von West nach Ost zu, die von γ -HCH ab.

Die lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe (HCB, DDT und PCB) wurden im Wasser in sehr geringen Konzentrationen angetroffen. Die Belastung war aber in Küstennähe generell höher als in der offenen Ostsee, insbesondere im Gebiet der Odermündung. Zeitliche Trends konnten aufgrund der hohen Variabilität und der eingeschränkten Datenlage nicht beobachtet werden.

Die Belastung des Ostsee-Wassers mit Erdölkohlenwasserstoffen war gering. Die Bestimmung der Einzelkomponenten zeigt, dass die aliphatischen Kohlenwasserstoffe hauptsächlich aus biogenen Quellen stammen. Die Konzentrationen der PAK waren ebenfalls relativ gering und zeigten keine besondere räumliche Verteilung. Die Gehalte an höher kondensierten PAK (4-6 Ring Aromaten) nahmen in Küstennähe zu, was aber zum größten Teil auf höhere Schwebstoffgehalte zurückzuführen ist. Aufgrund der hohen Variabilität sind bei keiner der verschiedenen Kohlenwasserstoff-Klassen zeitliche Trends festzustellen, dagegen gab es saisonale Unterschiede mit höchsten Werten im Winter.

Sediment

Die organischen Schadstoff-Konzentrationen im Sediment waren sehr gering und lagen zum Teil unterhalb der Nachweisgrenzen. Insgesamt nahmen sie gegenüber den Vorjahren leicht ab oder blieben gleich. Nur die PCB-Gehalte waren im Vergleich zu den letzten Jahren in der Kieler Innenförde und am Werftstandort Warnemünde erhöht. Belastungsschwerpunkte waren an der Schleswig-Holsteinischen Küste die Flensburger Förde bei Glücksburg (erhöhte Lindan-Gehalte) und die Kieler Innenförde (erhöhte PCB-Gehalte). An der mecklenburg-vorpommerschen Küste waren die Unterwarnow (erhöhte Lindan-, HCB- und PAK -Gehalte) und der Werftstandort Warnemünde (erhöhte PCB-, PAK- und TBT -Gehalte) belastet. Die höchsten DDT-Gehalte wiesen die inneren Stationen des Warnowästuars und die Station in der Darß-Zingster-Boddenkette auf. Die zinnorganischen Verbindungen lagen an allen untersuchten Stationen über dem Grenzwert von 50 µgSn/kg TM, was zur Unfruchtbarkeit von marin Schnecken führen kann.

Im Vergleich zum Wasser sind die Gehalte der organischen Schadstoffe im Sediment um den Faktor 10⁴ (HCH, HCB) bis 10⁶ (PCB, DDT, PAK) angereichert.

Biota

Die β- und γ-HCH-Gehalte in Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerschen Küste sind zwischen 1994 und 1998 kontinuierlich zurückgegangen. Auch die Belastung von Aalmuttern mit HCH ist deutlich zurückgegangen. Damit bestätigt sich der ostseeweite Trend des Rückgangs der HCH-Belastung in Biota (Helcom, 1996) auch in den Küstengewässern. Die HCB-Gehalte in Miesmuscheln sind an allen Standorten gering und liegen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TG. In Aalmuttern wurden schwankende HCB-Gehalte mit leicht zunehmender Tendenz nachgewiesen.

Die seit 1994 in Muscheln und Aalmutter gemessenen PCB-Gehalte zeigten keine abnehmende Tendenz. Die Anreicherung mit PCB ist bei Muscheln aus belasteten inneren Küstengewässern um ein Vielfaches höher und variieren stärker als bei Tieren der äußeren Probennahmestandorte.

Dagegen nahm die Belastung von Aalmuttern mit DDT seit 1994 merklich ab. Für die Muscheln ist kein abnehmender Trend abzuleiten, da die Gehalte z.T. stark schwanken oder auf einem Niveau verharren. Die DDT-Gehalte der Muscheln innerer Küstengewässer, die durch Flüsse, Kläranlagen, Hafen- und Werftindustrie belastet sind, waren um den Faktor 2-3 höher als die von Tieren der Außenküste.

Miesmuscheln, Aalmuttern und Silbermöwe- neier zeigten deutliche Unterschiede in Bezug auf die Akkumulation von HCH, PCB und DDT. Im Vergleich zu den filtrierenden Miesmuscheln war in der Fischmuskulatur und deutlicher noch in der Leber, die für die Metabolisierung und Entgiftung von körperfremden Schadstoffen zuständig ist, aber vor allem in den Eiern der fischfressenden Silbermöwe eine deutlich höhere Anreicherung festzustellen. Die Kontamination von Silbermöweneiern war im Vergleich zu den Miesmuscheln bis zu 200 Mal höher.

36 Marine Lebensgemeinschaften

361 Phytoplankton

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten durch anthropogene Einflüsse deutlich verändert werden können. Beispielsweise verstärkt erhöhter Nährstoffeintrag (Eutrophierung) das Algenwachstum und schließlich die Sauerstoffzehrung am Boden. Veränderungen der Umweltbedingungen können zur Ausbreitung neuer Arten und zur Vermehrung von

giftigen Algen führen, was weitreichende Folgen für das Ökosystem haben kann.

Die Biomasse des Phytoplanktons (Chl a – Konzentration) zeigte zwischen den beiden untersuchten Jahren nur geringe Unterschiede (Abb. 28). Dagegen waren die jahreszeitlichen und regionalen Schwankungen groß. Besonders deutlich ist die hohe Biomasse der Pommerschen Bucht und des Kleinen Haffs im Vergleich zu den übrigen Küstengewässern, was auf die Nährstofffracht der Oder zurückzuführen ist.

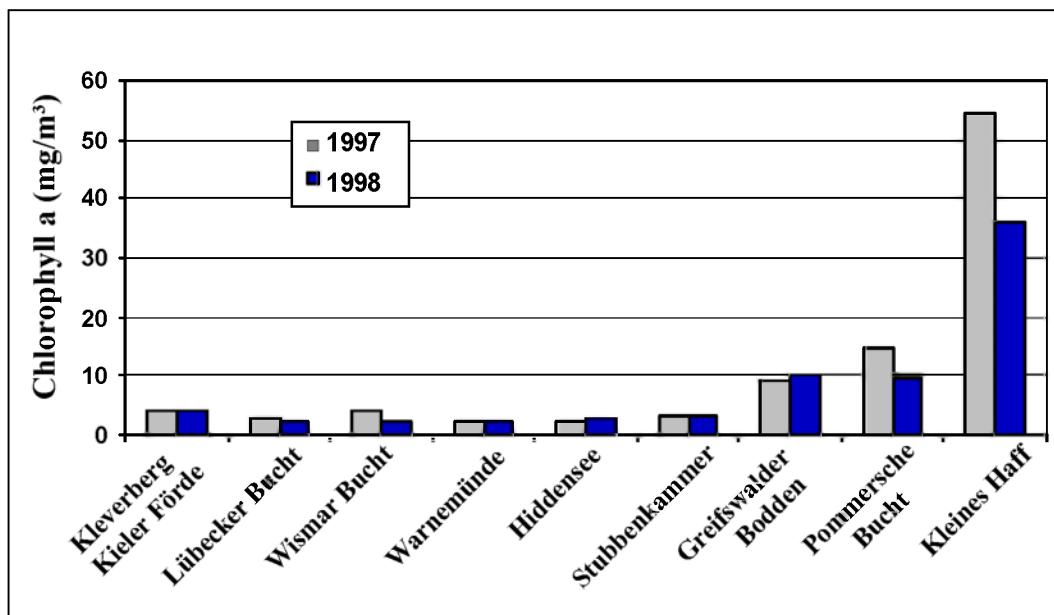


Abb. 28: Chlorophyll a – Konzentrationen im Oberflächenwasser entlang der deutschen Ostseeküste (Jahresmittel von 1997 und 1998).

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

Die Frühjahrsblüte setzte in der Kieler Bucht (Station Kleverberg, Abb. 29) in beiden Jahren Ende Februar ein, hatte ihr Maximum in der ersten März-Hälfte (bis zu 20 mg/m³ Chlorophyll a), und bestand 1998 aus verschiedenen *Chaetoceros*-Arten (darunter besonders *Chaetoceros borealis*), *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira anguste-lineata*, *Ceratium tripos* und *Gymnodinium* sp. Bis Mitte Mai 1998 wurden *Guinardia delicatula*, *Proboscia alata*, *Rhizosolenia setigera*, *Protoperidinium*

sp. bedeutsam, aber auch weiterhin *Chaetoceros borealis*, *Thalassionema nitzschioides* und *Ceratium tripos*. Mitte Mai wurden küstennah vermehrt Flagellaten der Gattung *Chrysochromulina* und die Flagellatform von *Dictyocha speculum* entdeckt.

Während des Sommers lagen die Chlorophyll a-Konzentrationen in der Kieler Bucht bei 2-3 mg/m³. Von Juli bis August 1997 kam es in der Flensburger Förde zu einer Sukzession von *Skeletonema costatum* / *Dactyliosolen fragilissimus* zu *Prorocentrum minimum* var. *trian-*

gulatum / Dactyliosolen fragilissimus. Waren im Juni 1998 noch *Dactyliosolen fragilissimus*, *Thalassionema nitzschiooides*, *Chaetoceros curvisetus* und verschiedene Cryptophyceen in der Kieler Bucht dominant, so änderte sich das Artenspektrum während der Monate Juli und August 1998. *Proboscia alata* nahm im Verlauf dieser Zeit deutlich zu, *Ceratium tripos* und *Prorocentrum minimum* wurden zu den vorherrschenden Arten. Ende Juli waren die Zellzahlen von *Chrysochromulina* spp., *C. parkeae* und *Emiliana huxleyi* kurzfristig erhöht.

Im September 1998 traten in der Kieler Bucht vermehrt *Guinardia flaccida* und *Pseudonitzschia* sp. auf. Im November und Dezember 1998 waren vorwiegend Kieselalgen vertreten, darunter *Thalassiosira baltica*, *T. nordenskiöldii*, *Ditylum brightwellii*, *Cerataulina pelagica*, *Guinardia delicatula*, *Odontella aurita* und als Dinoflagellaten *Ceratium lineatum*, *C. tripos* und kleine Flagellaten (vorwiegend Cryptophyceen).

Mecklenburger Bucht

Auch in der Mecklenburger Bucht (z.B. Station O22 in der Lübecker Bucht, Abb. 29) konnte im März das Chlorophyll a-Maximum gefunden werden. Es dominierten Kieselalgen (März 1997: *Thalassiosira levanderi*, *T. baltica*, *Rhizosolenia setigera*, *Detomula confervacea* und *Skeletonema costatum*; März 1998: *Chaetoceros impressus*, *Ch. decipiens*), begleitet von *Teleaulax* spp., *Heterocapsa rotundata*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschiooides*, *Thalassiosira* spp. Im April schloss sich eine Phase mit Dinophyceen-Dominanz (*Gymnodinium* spp.) an.

Das sommerliche Phytoplankton der Mecklenburger Bucht war insbesondere im Jahre 1997 geprägt durch Blüten von Blaualgen (Cyanobakterien, insbesondere *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* spp.). In der blütenbildenden Art *Nodularia spumigena* wurden Hepatotoxine (Lebergifte) nachgewiesen.

Im September und Oktober dominierte der Dinoflagellat *Ceratium tripos*.

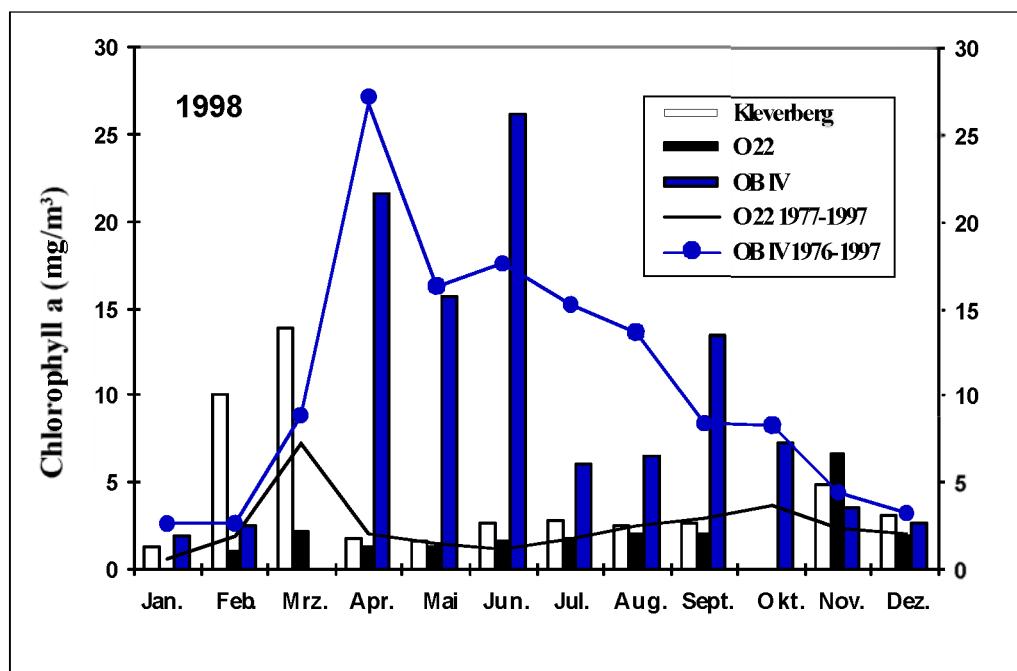


Abb. 29: Jahresgang der Chlorophyll a – Konzentrationen (Monatsmittel) im Oberflächenwasser der Kieler Bucht (Station Kleverberg), der Lübecker Bucht (Station O22) und der Pommerschen Bucht (Station OB IV) im Jahre 1998. Für die Stationen O22 und OB IV sind auch die langjährigen Mittel (Liniendiagramm) angegeben.

Pommersche Bucht

In der Pommerschen Bucht wurden im April 1998 eine Chlorophyll a - Konzentration von $21,6 \text{ mg/m}^3$ bzw. eine Phytoplankton-Biomasse von $7,0 \text{ g/m}^3$ registriert. Träger der Frühjahrsblüte waren Diatomeen wie *Asterionella formosa*, *Diatoma elongatum*, *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Stephanodiscus spp.* sowie Cryptoflagellaten (*Teleaulax spp.*) und Euglenophyceen (*Eutreptiella sp.*).

Im Sommer 1997 und 1998 wurde das Phytoplankton auch in der Pommerschen Bucht durch Blüten von Blaualgen geprägt.

Im Herbst 1998 entwickelte sich in der Pommerschen Bucht die potentiell giftige Alge *Prorocentrum minimum*. Zahlen bis zu $2,5 \times 10^6$ Zellen/l wurden (Station OB IV) gemessen, was 70 % der Phytoplankton-Biomasse ($6,6 \text{ g/m}^3$ im Oktober 1998) ausmachte.

Innere Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Die inneren Küstengewässer zeigten im Februar und März 1997 hinsichtlich der produktionsbiologischen Parameter keine Besonderheiten im Vergleich zu den langjährig ermittelten Konzentrationen. Im Greifswalder Bodden brachte der Wechsel von Kaltwasserformen wie *Achnanthes taeniata* und *Melosira nummuloides* zur typischen Frühjahrsart *Diatoma elongatum* im März einen starken Anstieg der Chlorophyll a - Werte von $6,3 \text{ mg/m}^3$ auf $16,2 \text{ mg/m}^3$. Im April und Mai 1997 bewegten sich die Phytoplankton-Werte in fast allen inneren Seegebieten mehr oder weniger deutlich unter dem langjährig ermittelten Konzentrationsniveau. Auffallend war die massive Entwicklung kleiner zentrischer Diatomeen (20×10^6 Zellen/l) und unbestimmter μ - Algen (ca. 40×10^6 Zellen/l) im Kleinen Haff. Im Januar 1998 lagen die Chlorophyll a - Konzentrationen der inneren Küstengewässer (zwischen 0,7 und 80 mg/m^3) über dem langjährigen Monatsmittelwert, im März dagegen meist deutlich darunter. Auch die inneren Küstengewässer waren in beiden Sommern geprägt durch Blüten von Blaualgen. Im Jahre 1998

war bereits im Mai eine für diese Jahreszeit völlig ungewöhnliche Massenentwicklung von *Aphanizomenon* sp. und *Planktothrix agardhii* im Stettiner Haff zu beobachten, die 90 % der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons ausmachten. Die Phytoplankton-Biomasse von $40,4 \text{ g/m}^3$ im Mai 1998 stellte ein neues Maximum in der langjährigen Messreihe seit 1988 dar. Die potentiell toxische Blaualge *Microcystis aeruginosa* wurde im Stettiner Haff in hohen Abundanzen (1997 bis zu 260×10^6 Zellen/l bzw. 15 g/m^3) gefunden. Auch im Juli 1998 wurde das Phytoplankton von dieser Art dominiert, im August 1998 von *Coscinodiscus rothii* (55 % der Gesamtbiomasse). Im Greifswalder Bodden und im Strelasund ist die große Anzahl von μ - Algen erwähnenswert. Hier scheint sich eine zunehmende Tendenz abzuzeichnen.

Der Sommer 1997 war geprägt von Auswirkungen des Oderhochwassers. Ausstromsituationen führten zunächst im Oderhaff, später in der Pommerschen Bucht zu weit überdurchschnittlichen Phytoplanktonkonzentrationen. (siehe Kapitel 3.8.)

Anfang Oktober 1998 war im Greifswalder Bodden eine Kieselalgenblüte von *Dactyliosolen fragilissimum* ($1,9 \text{ mm}^3/\text{l}$) zu beobachten.

Offene Ostsee

In der Arkonasee begann 1997 die Blütenentwicklung nach einem milden Winter bereits in der ersten, im Jahre 1998 in der zweiten Märzhälfte (Abb. 30). Auch hier fanden wir zuerst eine Kieselalgenblüte (1997: *Thalassiosira levanderi*, *Achnanthes taeniata*; 1998: *Chaetoceros* sp., *Skeletonema costatum*) und eine sich Anfang April anschließende Dinoflagellatenblüte (*Gymnodinium* spp., *Peridiniella catenata*, *Heterocapsa rotundata*).

In der Bornholmsee fand die Frühjahrsblüte Ende März/Anfang April statt, doch war diese im Gegensatz zur Arkonasee von Anfang an von Dinoflagellaten (1997: *Peridiniella catenata*; 1998: *Gymnodinium cf. lohmannii*) dominiert.

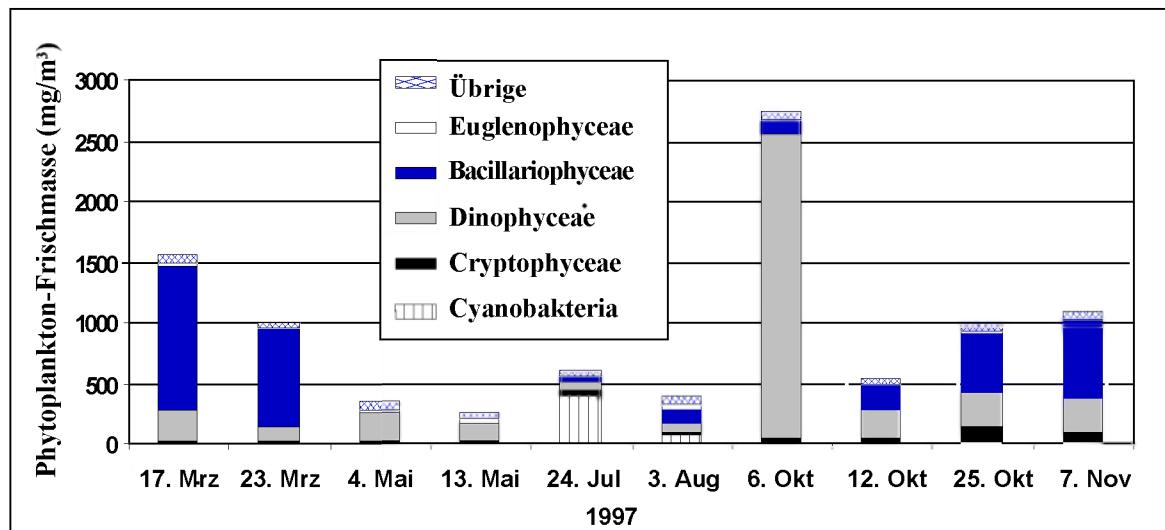


Abb. 30: Jahresgang der Phytoplankton-Zusammensetzung in der zentralen Arkonasee im Jahre 1997 (Mischprobe aus 0-10 m Wassertiefe)

Das sommerliche Phytoplankton war von der Mecklenburger Bucht bis zur östlichen Gotlandsee besonders im Jahre 1997 geprägt durch Blüten von Blaualgen.

Anfang Oktober 1997 bildete *Ceratium tripos* gemeinsam mit den Dinoflagellaten *Gymnodinium cf. lohmannii* und *Prorocentrum minimum* eine Blüte in der Arkonasee (Abb.30). Die Situation in der offenen See von Oktober/November ist aufgrund der traditionell zu dieser Zeit stattfindenden Monitoringfahrt gut bekannt: Es ist mit einer Blüte von *Coscinodiscus granii* zu rechnen. In der Mecklenburger Bucht trat im Herbst 1998 aber nicht diese Art, sondern verschiedene andere Kieselalgenarten (z.B. *Guinardia flaccida*) in Erscheinung. In der Arkonasee, der Bornholmsee und der östlichen Gotlandsee dominierte aber wie üblich *Coscinodiscus granii*. In der Arkonasee war daneben auch *Ceratium tripos* bedeutsam.

Zusammenfassung

Die Phytoplanktonbiomassen bzw. Chlorophyll a-Konzentrationen lagen im Berichtszeitraum, abgesehen von dem besonderen Ereignis der Oderflut im Juli/August 1997, im Bereich der bisherigen langjährigen Schwankungsbreite. Im Einflussbereich der Oder waren die Phytoplankton-Biomassen wegen der Nährstoffeinträge jedoch deutlich erhöht. Auch die Artenzusammensetzung und die saisonale Abfolge der Phytoplanktonblüten entsprachen im allgemeinen den langjährigen Erfahrungen. Neue Arten sind nicht hinzugekommen.

362 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit der Strömung ausgesetzt sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die relativ großen Quallen. Eine wichtige Gruppe ist das Mesozooplankton (200µm bis 2mm), das im Folgenden behandelt wird. Sie beherbergt die Ruderfußkrebse (Copepoda), eine in allen Meeren dominante Gruppe, die die Hauptnahrung vieler Fischlarven und Jungfische darstellt und daher eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz innehat. Im Mesozooplankton der Küstengewässern können im Sommer auch Larven von bodenlebenden Tieren (meroplanktische Larven) dominieren.

Mecklenburger Bucht

Die Copepoden waren in der Mecklenburger Bucht über beide Jahre hinweg die dominante Gruppe. 1997 lagen die Bestandsdichten der Copepoden von Ende März bis Oktober zwischen 14 653 und 31 129 Individuen/m³, wobei die Höchstwerte im August festgestellt wurden. Dominant waren im März, Anfang Mai und im August *Pseudocalanus elongatus*, Mitte Mai *Acartia sp.* und im Oktober *Oithona similis*. Die zweitwichtigste Gruppe waren meroplanktische Larven mit Individuendichten zwischen 53 und 4 600 pro m³, wobei meistens Muschel-Larven dominierten. Rotatorien (Rädertierchen) traten in geringer Anzahl zwi-

schen März und Oktober auf, während die Cladoceren (Blattfußkrebse) ihr Maximum im August hatten, zu dem *Evadne sp.*, *Podon sp.* und *Bosmina sp.* zu etwa gleichen Teilen beitrugen.

1998 lagen die Bestandsdichten von Ende März bis Oktober zwischen 4 400 bis 25 300 Individuen/m³, wobei die Höchstwerte im Mai festgestellt wurden. Die höchsten Abundanzwerte hatten Anfang Februar, Ende März, Ende Juli und Ende Oktober *O. similis*, Anfang Mai *P. elongatus*. Rotatorien der Gattung *Synchaeta* traten im Mai mit höchsten Werten von 33 400 Individuen/m³ auf und Cladoceren, hauptsächlich *Evadne nordmanni*, wiesen Maxima in Mai und Juli auf.

Offene Ostsee

Es lassen sich in der Arkona-See, der Bornholm-See und der Gotland-See Zooplankton-Gemeinschaften unterscheiden, die auf unterschiedliche hydrographische Bedingungen, zurückzuführen sind. Außerdem gibt es Unterschiede zwischen Deckschicht und Tiefenschicht. Diese Unterschiede in der Planktonzusammensetzung beruhen im Wesentlichen auf der unterschiedlichen Salzgehaltstoleranz der einzelnen Arten, aber auch auf der artspezifischen Vertikalverteilung und Ernährungsweise.

Die Copepoden-Abundanzen und die dominanten Copepoden-Arten sind in Tab. 29 zusammengefasst. Insgesamt nahmen die Abundanzen von der Arkona-See bis zur Gotland-See ab, in der Deckschicht waren sie höher als in der Tiefenschicht. In der Arkona-See und im Bornholmbecken war im Frühjahr und Sommer im Oberflächenwasser meist die Art *Acartia sp.* dominant. Im Herbst waren es *Temora longicornis* und *Oithona similis*. In der Bornholm-See und deutlicher in der Gotland-See war 1997 auch *Pseudocalanus elongatus* neben den anderen Arten häufig. Die Bestände dieser Art, die ehemals in vielen Bereichen der Ostsee dominant waren, gehen deutlich zurück. Die Ursachen dafür liegen wahrscheinlich im sinkenden Salzgehalt und der steigenden Temperatur (BEHRENDTS 1994). Im Frühjahr und Sommer 1998 dominierte in allen drei Seegebieten *Acartia sp.*.

Copepoden zeigen auch eine unterschiedliche Tiefenverteilung. So waren in der Tiefenschicht die räuberischen Arten *Oithona similis*

und *Temora longicornis* häufiger dominant. In der Gotland-See sind eher die niedrigen Salzgehalte im Oberflächenwasser dafür verantwortlich, dass der algenfressende Copepode *Pseudocalanus elongatus* sich im Tiefenbereich konzentrierte.

Die Copepoden waren im Allgemeinen in der Arkona-See, der Bornholm- und der Gotland-See über beide Jahre hinweg die dominante Gruppe. Im Vergleich zu 1997 hat die Abundanz der Copepoden 1998 abgenommen. Auffällig ist die jahreszeitliche Verschiebung der Maxima. Im August 1997 wurden auf allen Stationen die höchsten Individuendichten angetroffen (Abb. 31). Dagegen waren 1998 die Abundanzmaxima schon im Mai (Abb. 32) zu finden (Ausnahme: die Tiefenschichten im Bornholm- und Gotlandbecken). Da nicht immer nach Arten differenziert werden konnte, ist es möglich, dass die Abundanzmaxima verschiedenen Arten zuzuordnen sind. Aufgrund der exponierten Stellung der Copepoden im Nahrungsnetz der Ostsee hat die zeitliche Verschiebung der Abundanzmaxima auch Auswirkungen auf ihre Räuber- und Beutepopulationen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass weitere Abundanzmaxima durch das zeitliche Beprobungsraster gefallen sind.

Im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte zeigte sich, dass Rotatorien im Frühjahr stark zunahmen. Besonders im Mai traten sie seit 1989 so zahlreich auf, dass sie die Dominanz der Copepoden ablösten. Im Mai 1998 erreichte die Individuendichte der Räder Tierchen in der Deckschicht der Arkona-See über 75 000, in der Tiefenschicht sogar 177 000 Individuen/m³. In der Bornholmsee und der Gotlandsee waren die Abundanzen nur wenig niedriger. Im Untersuchungsjahr 1997 waren sie dagegen nur schwach vertreten und es schien der Trend ihrer starken Zunahme gebrochen zu sein. Falls die Rotatorien jedoch relativ kurzzeitige Abundanzmaxima haben, kann natürlich nicht ausgeschlossen werden, dass diese 1997 durch das zeitliche Beprobungsraster fielen. Die Zunahme der Rotatorien in der Ostsee deutet auf gute Ernährungsbedingungen, also eine Zunahme der Phytoplanktonkonzentrationen und damit auf Eutrophierung hin (BEHRENDTS 1996).

Tab. 29: Dominante Copepoden-Arten in der Zentralen Ostsee 1997 und 1998

1997	Arkona-See		Bornholm -See		Gotland-See	
	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe
Feb.						
März	<i>Acartia sp.</i>		<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Mai	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
Aug.	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
Okt.	<i>T. longicornis</i>		<i>Acartia sp.</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>T. longicornis</i>
Nov.	<i>T. longicornis</i>		<i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i>	
n/m ³	2 000-34 000	6 000-20 000	2 000-13 000	1 000-8 000	1 000-11 000	300-900
1998	Arkona-See		Bornholm -See		Gotland-See	
	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe
Feb.	<i>Acartia sp</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
März	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Mai	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i> <i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Aug	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Okt.	<i>Acartia. sp</i>	<i>O. similis</i>				
Nov.	<i>O. similis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i> <i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i> <i>O. similis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>P. elongatus</i>
n /m ³	3 000-39 000	1000-16 000	1 000-23 000	700-45 000	1 000-8 000	600-3 700

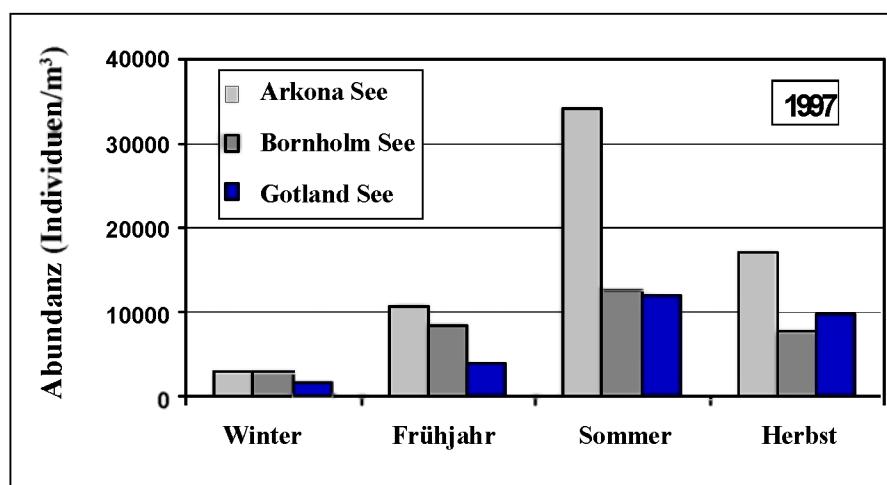


Abb. 31: Copepoden-Abundanz in der zentralen Ostsee im Verlauf des Jahres 1997

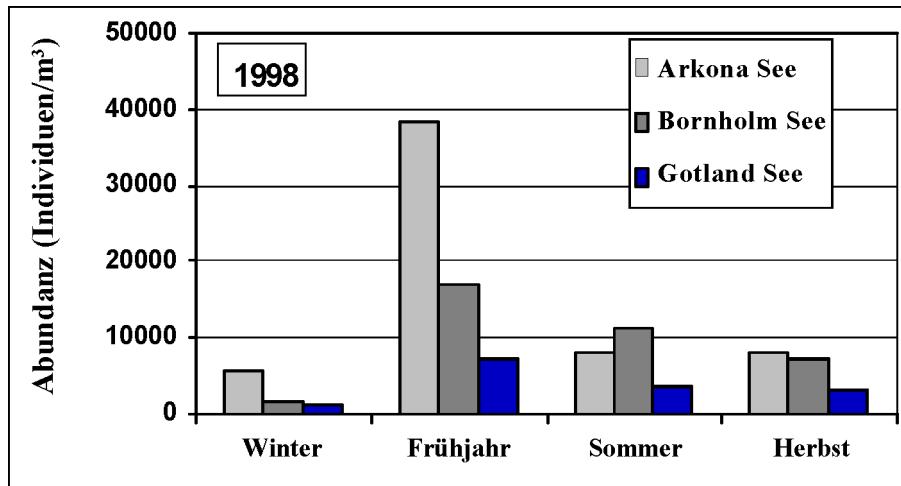


Abb. 32: Copepoden-Abundanz in der zentralen Ostsee im Verlauf des Jahres 1998

Bereits 1997 wurde festgestellt, dass die Wasserflöhe (Cladocera), die bis dahin besonders im August dominant waren, im Vergleich zu den Copepoden deutlich zurückgegangen waren. 1998 war die Abundanz der Cladoceren noch geringer als 1997, insbesondere im August. Wegen der extrem kurzen "Blütezeit" der Cladoceren könnten die Maxima jedoch bei der geringen Probenahmefrequenz verpasst worden sein.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass Dichte und Zusammensetzung des Zooplanktons der Jahre 1997 und 1998 im Rahmen der normalen Schwankungen lagen und Trends schwer auszumachen sind. Die individuenreiche Gruppe waren in beiden Jahren die Copepoden, es dominierten *Acartia sp.*, *Pseudocalanus elongatus*, *Oithona similis* und *Temora longicornis*. Im Mai 1998 kam es, wie schon in früheren Jahren, zu einer Massenentwicklung von Rotatorien, die die Copepoden-Dichten weit übertrafen. Die Ergebnisse von 1998 unterstützen eine seit 1989 zu beobachtende Tendenz der Zunahme der Rotatorien, was auf Eutrophierung hindeuten kann.

363 Makrozoobenthos

Zum Makrozoobenthos gehören alle Tiere, die am Meeresboden leben und mindestens so groß sind, dass man sie mit bloßem Auge sieht. Es handelt sich im Wesentlichen um Vertreter der Meeresborstenwürmer (Polychaeta), We-nigborster (Oligochaeta), Muscheln (Bivalvia),

Schnecken (Gastropoda) und Krebse (Crustacea). In den deutschen Küstengewässern der Ostsee dominieren zahlenmäßig Meeresborstenwürmer, Muscheln und Schnecken, wobei die Biomasse hauptsächlich von den Muscheln gestellt wird. Von den über 150 Arten werden die meisten in geringer Anzahl angetroffen, nur wenige Arten dominieren in Anzahl und Biomasse. Mit einer kontinuierlichen Verfolgung der Bestandsentwicklung einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften können Veränderungen des Meeresökosystems erfasst werden. Dabei ist die Verteilung des Benthos in der Ostsee ganz entscheidend von den Sauerstoff- und Salzgehaltsbedingungen am Boden abhängig.

Abweichungen vom Mess-Programm ergaben sich nur im Frühjahr 1998 in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins durch den Verlust des 70-kg-Greifers. Die sandigen Stationen konnten nur unzureichend oder gar nicht beprobt werden.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

In den Küstengewässern Schleswig-Holsteins bewegten sich 1998 die Artenzahlen im Bereich der Vorjahre, wobei sich eine leicht zunehmende Tendenz fortsetzte. Es wurden auf den einzelnen Stationen bis zu 64 Taxa gefunden. Die seit 1994 beobachtete Wiederbesiedlung durch den Polychaeten *Euchone papillosa* setzte sich 1997 und 1998 verstärkt fort. Die 1997 erstmals seit Beginn unserer Messungen im Jahre 1987 aufgetretenen Polychaeten *Polydora caeca* und *Spio armata* waren auch 1998 wieder vertreten.

Mecklenburger Bucht

Im Jahr 1998 wurden insgesamt 115 makrozoobenthische Taxa nachgewiesen (GOSSELCK et al. 1999), das sind 17 bzw. 14 Arten mehr als in den beiden Vorjahren (Abb. 33). 18 Arten waren 1998 erstmalig vertreten. Wie in den Vorjahren handelte es sich dabei überwiegend um marine Einwanderer, die als einzelne Exemplare in der Lübecker und Mecklenburger Bucht in mindestens 15 m Tiefe bzw. in der Kadetrinne vorkamen. Zwischen 1996 und 1998 entwickelte sich die Benthosgemeinschaft der tieferen Zonen der südlichen Mecklenburger Bucht offenbar relativ ungestört, obwohl die Bodenbereiche ab 20 m Wassertiefe fast jährlich im August und September durch episodischen Sauerstoffmangel bedroht sind. In 15 m Tiefe wurden stabile Benthosgemeinschaften ohne Anzeichen von Störungen festgestellt.

Die Individuendominanzen verschoben sich von opportunistischen Arten wie *Polydora ciliata* (Polychaeta) und *Diastylis rathkei* (Ciliatae) zu langlebigen Muschelarten (*Macoma balthica*, *Arctica islandica*, *Astarte* spp.). Auch Biomasse und Abundanz waren in der Mecklenburger bzw. Lübecker Bucht hoch: die maximale Besiedlungsdichte betrug 1998 31360 Ind./m² (Lübecker Bucht, Klützhöved, 10 m), die höchste Biomasse wurde mit 646 g/m² in der Mecklenburger Bucht bei Poel angetroffen.

In den tieferen und verschlickten Bereichen unterhalb von 20 m Wassertiefe ist in der Lübecker und Mecklenburger Bucht durch die episodisch auftretenden Sauerstoffmangelperioden eine Arten-, Individuen- und Biomasse-reduktion zu beobachten (Tab. 30 und Tab. 31). Nur ganz wenige Arten überleben diese Perioden. Durch das Phänomen der Brackwassersubmergenz, d.h. das Abwandern mariner Arten unter Brackwasserbedingungen in tiefere, salzreichere Gebiete, werden insbesondere

die Bestände großer, langlebiger Muschelarten langfristig geschädigt. Auffallend ist ein Akkumulationsphänomen im Bereich der 10 m- und 15 m - Zone der Lübecker und Mecklenburger Bucht. Während in 10 m Tiefe maximale Individuendichten und Biomassen gefunden werden, ist der Artenreichtum und die Diversität in der 15m-Zone am höchsten. Das heißt, dass dem Phänomen der Brackwassersubmergenz eine Emergenz der Tiefengemeinschaft entgegenwirkt (RUMOHR, 1996). Marine Arten mit hohen Salzgehaltsansprüchen, die eigentlich bevorzugt in tieferen Bereichen vorkommen, versuchen sich in flacheren Bereichen anzusiedeln, um den episodisch lebensfeindlichen Bedingungen der tiefen Bereiche zu entgehen.

Östlich der Darßer Schwelle nahm die Artenzahl deutlich ab. Marine Arten wurden nur im Einflussbereich der Kadetrinne nachgewiesen (z. B. *Astarte borealis*, *Lagis koreni*). Dagegen traten Brackwasserarten wie *Streblospio shrubsoli* und *Marenzelleria viridis* nahezu ausschließlich an den östlichen Stationen auf.

Pommersche Bucht

Auf den strukturarmen Feinsandböden östlich Rügen und in der Pommerschen Bucht wurden zwischen 1994-98 insgesamt nur 37 Taxa festgestellt. Dominierende Arten waren wie in den Vorjahren die Schnecke *Hydrobia ulvae*, die Muscheln *Mya arenaria* und *Macoma balthica*, die Polychaeten *Pygospio elegans* und *Marenzelleria viridis* und der Strandfloh *Corophium volutator*.

Auch die Menge des Makrozoobenthos war in der Pommerschen Bucht wesentlich niedriger als in den westlichen Küstengewässern: Die minimale Individuendichte betrug 1998 96 Ind./m² und die geringste Biomasse AFTG 1,7 g/m² (Prorer Wiek/Saßnitzrinne 20 m).

Tab. 30: Individuendichte (Ind./m²) des Makrozoobenthos an ausgewählten Transekten 1997 und 1998 (F= Frühjahr, S= Sommer, H= Herbst)

Station	Tiefe	Probennahmetermine					
		F 97	S 97	H 97	F 98	S 98	H 98
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB10	10	6921	3088	36759	18672	29750	12120
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB15	15	3988	6090	3836	2580	9552	2983
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB22	22	197	1352	750	664	1517	289
Mecklenburger Bucht IOW 012	24m			2266			1818
<hr/>							
Nördlich Zingst KMH 10	10m	5174		7193	13135		7412
Nördlich Zingst KMH 20	20m	1569		2296	3017		7840
Westliche Arkonase nördlich Zingst IOW 30	23m			8309			6695
<hr/>							
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS10	10m	2213		3609	4356		17397
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS15	15m	1787		3201	3367		4561
Südl. Arkonasee nordöstlich Rügen IOW 152	32m			4899			7235

Tab. 31: Biomasse (g AFTG/m²) des Makrozoobenthos an ausgewählten Transekten 1997 und 1998 (F= Frühjahr, S= Sommer, H= Herbst)

Station	Tiefe	Probennahmetermine					
		F 97	S 97	H 97	F 98	S 98	H 98
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB10	10	149,5	330,9	349,6	414,7	646,2	56,9
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB15	15	13,8	17,9	21,4	12,1	19,2	12,5
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB22	22	1,1	8	5	10,3	22,3	4,9
Mecklenburger Bucht IOW 012	24m			30,3			8
<hr/>							
Nördlich Zingst KMH 10	10m	74,3		63,4	36,7		27,7
Nördlich Zingst KMH 20	20m	38,7		21,8	46,8		240,4
Westliche Arkonase nördlich Zingst IOW 30	23m			48,1			48,4
<hr/>							
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS10	10m	20,7		17,9	15,4		55,1
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS15	15m	12,1		6,2	12,4		12,2
Südl. Arkonasee nordöstlich Rügen IOW 152	32m			13,6			11,9

Offene Ostsee

Die Artenzahl des Makrozoobenthos in der offenen Ostsee nahm im Vergleich zu den Vorjahren zu und erreichte insgesamt 83. Von 1991 bis 1997 schwankte die Gesamtartenzahl zwischen 21 und 61 (Abb. 33). Sie lag 1998 zwischen 3 (Bornholmbecken) und 49 (Feh-

marnbelt). Als besonders artenreich erwiesen sich die gut durchströmten und damit sandig-kiesigen Bereiche Fehmarnbelt, Darßer Schwelle und südliche Arkonasee. Auf den schlickigen Stationen in der Mecklenburger Bucht wäre z. B. *Euchone papillosa* (Polychaeta) hervorzuheben, dessen Bestände sich seit einiger Zeit wieder zu erholen scheinen.

Die Dichten lagen bei ca. 100 Ind./m² (Lübecker Bucht). Wie im Vorjahr konnte auch 1998 an mehreren Stationen die Glazialrelikte *Pontoporeia femorata* und *Saduria entomon* beobachtet werden. Auch die Muscheln *Astarte borealis* und *A. elliptica* wurden an einigen Stationen festgestellt. Dahingegen fehlten einige Arten, die seit Jahren bzw. Jahrzehnten in der südlichen und westlichen Ostsee (Mecklenburger Bucht, Arkonabecken, Pommernbucht) nicht mehr oder äußerst selten gefunden werden. Dazu zählen *Pontoporeia affinis*, *Buccinum undatum*, *Nassarius reticulatus*, *Astarte montagui*, *Scrobicularia plana* und *Macoma calcarea*. Bei den Abundanzen und Biomassen konnten sowohl Zu- als auch Abnahmen beobachtet werden. Die Individuendichten lagen 1998 zwischen 13 Ind./m² (Bornholmbecken) und 7235 Ind./m² (südliche Arkonasee). Die Biomasse (Aschefreies Trockengewicht=

AFTG) schwankte zwischen 0,01 g AFTG/m² (Bornholmbecken) und 48,4 g AFTG/m² (östlich der Darßer Schwelle). Zur besseren Beurteilung des Makrozoobenthos wurden neben den herkömmlichen van-Veen-Greifern auch eine Dredge und Videotechnik eingesetzt. 7 Taxa konnten somit zusätzlich nachgewiesen werden. Außerdem erlaubte die Auswertung des Bildmaterials eine Analyse der Strukturen, des Substrates und der Verteilung (Patchiness) an den Stationen.

Bis auf das Bornholmbecken (90 m tief), welches durch Sauerstoffmangel und H₂S-Bildung einen widrigen Lebensraum für das Makrozoobenthos darstellt, wurde an allen Stationen eine allmähliche Rekolonisierung von Arten festgestellt, die sicher auf die günstigen Sauerstoff- und Salinitätsverhältnisse der letzten 5 Jahre zurückzuführen ist.

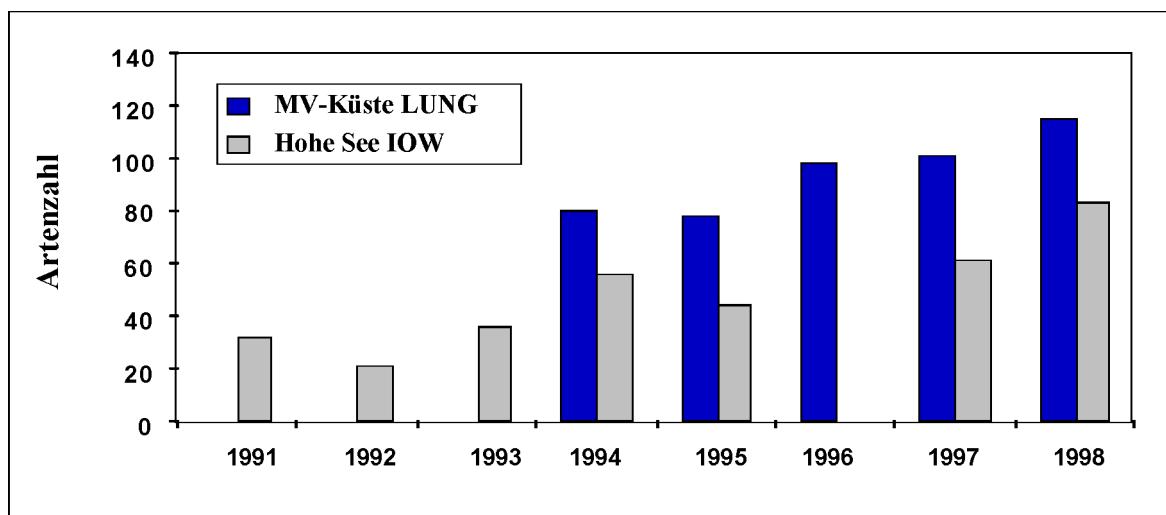


Abb. 33: Gesamtanzahl der vorgefundenen Taxa von 1991 bis 1998 in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG MV, 20 Stationen) und auf der Hohen See (IOW, 6 Stationen)

Zusammenfassung

Die Zoobenthosverteilung in den Jahren 1997/98 zeigte, dass die Besiedlung des Bodens wesentlich von hydrographischen Prozessen, wie Salzgehaltsverteilung und Sauerstoffverhältnissen, gesteuert wird. Auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse kann das Jahr 1998 als normales Jahr eingeschätzt werden. Instabile Sauerstoffverhältnisse führten lokal zur Einengung des Lebensraumes für marine Arten, die aufgrund ihrer Salinitätsansprüche nicht ins Flachwasser vordringen können. Die Bodenfauna der flachen Küstenbereiche oberhalb der

20m-Zone war durch die Vielfalt an Biotopstrukturen und das Fehlen episodischer Sauerstoffmangelereignisse arten-, individuen- und biomassereich entwickelt. Eine besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang dem Tiefenbereich zwischen 15 und 20m zu. Diese Zone ist von Sauerstoffmangel bisher verschont geblieben und bietet auch marinen Arten noch ausreichende Salzgehaltsbedingungen, die in der 10m-Zone nicht mehr gegeben sind. Sowohl im küstennahen Bereich als auch in der offenen See war in den letzten beiden Jahren eine Rekolonisierung verarmter Böden und eine verstärkte Einwanderung mariner

Arten zu beobachten. Insgesamt war somit eine Tendenz zur Verbesserung der Lebensbedingungen für die Bodenlebensgemeinschaft festzustellen.

364 Fischfauna mecklenburg-vorpommersche Küste

Für die Kleine Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns besitzen von den etwa 100 Seefisch-, Süßwasser- und Wanderfischarten aus 41 Familien nur relativ wenige eine wirtschaftliche Bedeutung. Obwohl 14 Seefischarten und 11 Süßwasser- und Wander-

fischarten in den Fangstatistiken für die Küstengewässer ausgewiesen werden, dominieren bei den Anlandungen und Erlösen durchschnittlich nur 6 Arten (Dorsch, Hering, Flunder, Flussbarsch, Zander und Aal). Die Anlandungen dieser Fische von 1997 und 1998 sind in Tab. 32 dargestellt.

Die Süßwasserfische haben in den Anlandungen zwar nur einen mengenmäßigen Anteil von etwa 10 %, jedoch entfallen auf die Arten Barsch, Zander und Aal rund ein Viertel der Gesamterlöse der gesamten Küstenfischerei. Hierbei hat vor allem die Fangintensität auf die Populationen des Flussbarsches zugenommen.

Tab. 32: Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns 1997 und 1998 (in t)

Fischart/Gruppe	1997	1998
Seefische gesamt	15.765	13.396
davon Hering	10.065	7.309
Dorsch	3.262	3.064
Flunder	1.795	1.689
Süßwasser- und Wanderfische gesamt	1.541	1.539
davon Flussbarsch	549	595
Zander	306	238
Aal	121	135

Flussbarsch

Bestandsuntersuchungen werden in drei ausgewählten Gebieten exemplarisch am Flussbarsch durchgeführt. Als ein Endglied in der Nahrungskette spiegelt dieser Raubfisch auch den Qualitätszustand der Gewässer wieder. Das Stettiner Haff ist nach wie vor das Hauptanlandegebiet für den Barsch in dem fast die Hälfte aller Anlandungen im Jahr 1998 erfolgte (Tab. 33). Nach dem starken Rückgang bis

1996 sind die Fänge bis 1998 wieder deutlich angestiegen. Die Schwankungen der Befischungs-Erträge in den zurückliegenden Jahren weisen darauf hin, dass die Gefahr einer Überfischung gegeben ist. Die Überschreitung der für den Bestand zulässigen Entnahmegröße kann zum Zusammenbruch der Population und damit zu empfindlichen Ertragseinbußen für die Fischerei führen.

Tab. 33: Anlandungen des Flussbarsches in ausgewählten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1997 und 1998 (in kg)

Küstengewässer	1997	1998
Stettiner Haff	183.051	257.000
Greifswalder Bodden	45.455	45.300
Wismar-Bucht	1.644	2.800

Die Barschfänge im Greifswalder Bodden sind deutlich geringer als im Stettiner Haff, aber von gleicher Bedeutung für die regionale Fischerei. In den Jahren 1997 und 1998 sind die Barschanlandungen relativ konstant geblieben. Eine Bewertung der beobachteten Ertragschwankungen der letzten Jahre ist schwierig, da die Fische in den Küstengewässern große Wanderungen zwischen Weide-, Überwinterungs- und Laichgebieten durchführen. Die Barschfänge in der Wismar-Bucht, die einen relativ hohen Salzgehalt aufweist, sind stets deutlich geringer als in anderen Küstenabschnitten. Große Barsche werden überwiegend als Beifang der Stellnetzfischerei angelandet. Seit Jahren schwankt der Ertrag um 2 t.

Die Kleinfischfauna

Zur langfristigen Einbeziehung der Kleinfischfauna wurden im Salzhaff (Wismarer Bucht) 1996 und 1997 gezielte Fänge vorgenommen. Die kleinen Fischarten sind kaum in kommerziellen Fanggeräten anzutreffen, daher ist von einigen Arten wenig bekannt. Von Fischen wie Grundeln, Stichlingen, Seenadeln oder auch Aalmuttern wurden in diesem Zusammenhang quantitative und qualitative Bestandsbewertungen vorgenommen. Kleinfische besitzen durch ihre Stellung im aquatischen Ökosystem einen zunehmend hohen Indikatorwert hinsichtlich des genutzten Lebensraumes.

Zusammenfassung

Bei den Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns dominierten 1997/98 Hering, Dorsch und Flunder sowie Flussbarsch, Aal und Zander. Bestandsuntersuchungen am Flussbarsch zeigten im Stettiner Haff einen starken Rückgang bis 1996, danach sind die Fänge bis 1998 wieder deutlich angestiegen.

365 Küsten- und Seevögel

Von den Küsten- und Seevögeln der Ostsee wurden seit 1994 sechs Arten durch Zählungen erfasst. Ihre Bestandsgrößen sind ein Maß für die Lebensbedingungen in ihrer Umwelt. Die ausgewählten Arten weisen in ihrem Nahrungs-, Rast- oder Bruthabitat einen eindeutigen Bezug zur Ostsee auf und besitzen

darüber hinaus hinsichtlich einiger Eigenschaften Indikatorfunktionen. Als Brutvögel wurden die Zwerpseeschwalbe (*Sterna albifrons*), der Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinsensis*) ausgewählt, als Rastvögel die Eiderente (*Somateria mollissima*) und die Eisente (*Clangula hyemalis*).

Messprogramm

Im Winter 1997/98 fanden keine Befliegungen in Mecklenburg-Vorpommern statt. Daher fehlen die Angaben für Eider- und Eisente.

Zwerpseeschwalbe

Die Zwerpseeschwalbe ist sowohl an der schleswig-holsteinischen als auch an der mecklenburg-vorpommerschen Küste verbreitet. In der BfN-Veröffentlichung "Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee" wird die Art als "vom Aussterben bedroht" geführt (Kategorie 1). Ihre Verbreitung konzentriert sich auf nur wenige Brutplätze. Der leichte Anstieg, der von 1994 - 1997 in Mecklenburg-Vorpommern zu beobachten war (Tab. 34), liegt zwar innerhalb der natürlichen Schwankungsbreiten, zeigt aber dennoch eine positive Tendenz. Erfreuliches gab es auch über den Bruterfolg zu vermelden, der allerdings nur in einer Brutkolonie erfasst werden konnte. Dort, am Lensterstrand in Schleswig-Holstein lag er bei etwa 76% gegenüber 17% im Jahr 1994. Die Bestandsentwicklung von 1994 bis 1997 zeigt, dass die ergriffenen Managementmaßnahmen in den Schutzgebieten offensichtlich erste Erfolge zeigen.

Alpenstrandläufer

Der Alpenstrandläufer kommt in Deutschland nur an den Küsten vor und repräsentiert die Gruppe der Watvögel. Die Unterart *Calidris alpina shinjii*, hat hier seine südliche Verbreitungsgrenze. Seine Brutpopulationen gehen im gesamten Ostseeraum stark zurück. Wie die Zwerpseeschwalbe gilt er im deutschen Küstenbereich der Ostsee als "vom Aussterben bedroht" (Kategorie 1). In Schleswig-Holstein gibt es derzeit keine verlässlichen Meldungen, ob der - noch um die Jahrhundertwende weit verbreitete Vogel - dort überhaupt noch erfolg-

reich brütet. In Mecklenburg-Vorpommern gibt es derzeit noch ca. 30 Brutpaare (Tab. 34), die sich auf 5 Kolonien verteilen. Der drastische Rückgang der Population ist unmittelbar mit der Polderung einstens intakter Küstenüberflutungsräume verbunden und scheint sich weiter fortzusetzen. Über den Reproduktionserfolg in Mecklenburg-Vorpommern sind derzeit keine Angaben möglich.

Seeadler

Mit dem Rückgang der Seeadlerpopulation ab Mitte der fünfziger Jahre wurde deutlich, wie empfindlich diese Tierart auf Schadstoffe, vor allem wohl auf DDT reagiert. Es kam zu einem drastischen Rückgang der Reproduktion. Erst mit dem Verbot von DDT in der Ostsee (1974) haben sich die Bestände wieder erholt, verlorengangene Territorien wurden wiederbesiedelt. Die Reproduktionsrate im Jahr 1995 war ostseeweit die höchste der letzten 30 Jahre. Die positive Tendenz wird auch durch den stetigen Anstieg der Brutpaare an der deutschen Ostseeküste deutlich (Tab. 34). Über die Hälfte der brütenden Paare ziehen ein bis zwei, selten drei Junge auf. Etwa ein Viertel bis ein Drittel der für Mecklenburg-Vorpommern gemeldeten Paare können als „ostseegebunden“ bezeichnet werden, d.h., sie suchen ihre Beute über den Küstengewässern oder an den

Stränden bzw. Ufern der Ostsee. In Schleswig-Holstein können derzeit nur zwei Paare des Seeadlers dem Einzugsbereich der Ostsee zugerechnet werden.

Kormoran

Die Bestandsentwicklung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinsensis*) kann in Mecklenburg-Vorpommern seit 1952 betrachtet werden. Mitte der achtziger Jahre erfolgte hier ein sprunghafter Anstieg der Brutpaare von ca. 1000 auf 9500 im Jahr 1994. Danach scheint sich ein erneuter Bestandrückgang anzudeuten, der bereits in Dänemark und in den Niederlanden registriert wurde. In Schleswig-Holstein deutet sich ebenfalls ein Rückgang an, wenn man die dort in einer Synchrongzählung an der gesamten Ostseeküste gesondert erfassten Rastvögel betrachtet. In Schleswig-Holstein gibt es zwei und in Mecklenburg-Vorpommern vier Kolonien, die direkt an der Ostsee liegen. Zwei der vier Küstenkolonien in Mecklenburg-Vorpommern wurden 1991 bzw. 1992 neu gegründet. Die Zahl der brütenden Paare, welche die Ostsee als Nahrungsgebiet nutzen, dürfte sich zwischen 8.000 und 9.000 bewegen. Dazu kommen in den flachen Küstengewässern etwa 10.000 Rastvögel.

Tab. 34: Anzahl Brutpaare (Seeadler für Mecklenburg-Vorpommern geschätzt)

Jahr	Zwergseeschwalbe		Alpenstrandläufer		Seeadler		Kormoran	
	S-H	M-V	S-H	M-V	S-H	M-V	S-H	M-V
1994	116	66	3	40	1	34	1365	7896
1995	121	84	2	44	1	39	1935	6822
1996	121	113	4	38	2	46	1506	6415
1997	123	117	4	30	2	50	1475	7788
1998	110	107	3	32	2	55	1278	6344

Eiderente

Die Eiderente kann als eine typische Meeresente angesprochen werden. In ihrem Nahrungsverhalten ist sie auf Tiere des Meeresbodens (Muscheln, Schnecken und Krebse) spezialisiert. An der Ostseeküste ist die Art in erster Linie Mauser- und Überwinterungsgast, nicht wenige Tiere brüten aber auch hier. Die Zahlen für die Eiderente (Tab. 35) stammen aus den Mittwinterzählungen und setzen sich

aus Ergebnissen von Flugzeugzählungen und Boden- bzw. Schiffszählungen zusammen. Ihren Verbreitungsschwerpunkt haben die Tiere in den deutschen Küstengewässern vor Schleswig-Holstein. Die Anzahl der im deutschen Ostseegebiet überwinternden Eiderenten lag seit 1993/94 zwischen 161000 und 210000 Tiere.

Eisent

Die Eisente ist in Deutschland nur als Überwinterungsgast und fast ausschließlich an der Ostseeküste mit Schwerpunkt vor Mecklenburg-Vorpommern zu beobachten. Ihr Nahrungsspektrum besteht überwiegend aus

Weichtieren, aber auch aus Krebsen und Würmern. Die Eisente reagiert besonders empfindlich auf Gewässerverunreinigungen durch Öl. Die Anzahl der an der deutschen Ostseeküste überwinternden Eisenten lag seit 1993/94 zwischen 202000 und 261000 Tieren und ist damit in den letzten Jahren konstant hoch geblieben.

Tab: 35: Überwinterungspopulationen von Eider- und Eisente an der deutschen Ostsee

Jahr	Eiderente		Eisente	
	S-H	M-V	S-H	M-V
1993/94	111294	50000	3599	250000
1994/95	121630	50000	11393	250000
1995/96	111859	50000	11840	190000
1996/97	138697	71000	14367	230000
1997/98	80795	-	4459	-
1998/99	89870	72000	11400	210000

Zusammenfassung

Von den ausgewählten Brutvogelarten sind die Zwergeeseschwalbe und der Alpenstrandläufer vom Aussterben bedroht. Die leicht positive Bestandsentwicklung der Zwergeeseschwalbe seit 1994 lässt hoffen, dass Schutzmaßnahmen erste Erfolge zeigen. Der drastische Rückgang der Alpenstrandläufer-Population ist unmittelbar mit der Polderung ehemals intakter Küstenüberflutungsräume verbunden und scheint sich weiter fortzusetzen. Die Bestände des Seeadlers haben sich seit dem Verbot von

DDT (1974) erholt, die Reproduktionsrate im Jahr 1995 war ostseeweit die höchste der letzten 30 Jahre. In der Entwicklung der Kormoran-Bestände erfolgte Mitte der achtziger Jahre ein sprunghafter Anstieg der Brutpaare von ca. 1000 auf 9500 im Jahr 1994. Danach scheint sich ein erneuter Bestandrückgang anzudeuten, dessen Ursache noch ungeklärt ist. Die Anzahl der an der deutschen Ostsee überwinternden Eis- und Eiderenten ist in den letzten Jahren konstant hoch geblieben.

37 Schadstoff-Effektmonitoring

371 Fischkrankheiten

Ein gehäuftes Auftreten von Fischkrankheiten kann in erster Linie als Anzeichen für eine Beeinträchtigung des Immunsystems angesehen werden, wofür eine Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein kann. Erhöhte Befallsraten von Fischkrankheiten gelten daher als ein unspezifischer Indikator für biologische Effekte durch Umweltbelastungen. Seit 1982 werden regelmäßig im Dezember Krankheiten und Parasiten von Fischen der Ostsee untersucht. Die wichtigsten Fischarten sind: Dorsch (*Gadus morhua*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*).

Krankheiten des Dorsches (*Gadus morhua*)

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches während des Untersuchungszeitraumes waren Hautulcerationen und Skelettdeformationen. Ulcerationen werden in verschiedenen Stadien angetroffen, gemäß der ICES-Richtlinien werden für regionale und zeitliche Vergleiche akute und heilende Stadien quantifiziert. Hierbei handelt es sich um rote runde bis ovale offene Wunden auf der Körperoberfläche, welche die Haut und die darunter liegende Muskulatur in Mitleidenschaft ziehen können. Regelmäßig lassen sich auch Dorsche mit Narbenbildung finden, woraus geschlossen werden kann, dass Geschwüre verheilen und betroffene Fische, wenn sie nicht zu stark befallen waren, überleben können. Bei Hautulcerationen handelt es sich um eine Infektionskrankheit, die von fakultativen und obligaten pathogenen Bakterien (z. B. *Aeromonas* sp., *Vibrio* sp.) verursacht werden kann. Diese Bakterien kommen regelmäßig im Wasser vor. Auch eine Beteiligung von Viren an der Entstehung der Krankheit wird nicht ausgeschlossen. Ulcerationen sind weltweit verbreitet und wurden bei einer Vielzahl von Fischen nachgewiesen. Das Auftreten von Ulcerationen beim Ostseedorsch ist seit langer Zeit bekannt.

In der Literatur werden Ulcerationen häufig in Verbindung mit schädlichen Auswirkungen

anthropogener Schadstoffe gebracht. Allerdings ließen sich für diesen Zusammenhang bislang nur in seltenen Fällen gesicherte wissenschaftliche Erkenntnisse finden. Aus der Literatur ist weiter bekannt, dass zu bestimmten Zeiten insbesondere in der Region Mecklenburger Bucht deutlich erhöhte Befallsraten im Bereich um 30 % auftreten können.

Strittig ist, ob lokale Häufungen der Krankheit in Zusammenhang mit mechanischen Verletzungen durch Fanggeräte stehen können. So wird angenommen, dass junge Dorsche, die aus den Netzen entkommen sind, insbesondere lateral Abrasionen ihrer schützenden Hautoberfläche erfahren haben und an diesen Stellen das Eindringen von Bakterien erleichtert wird.

Die Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Institut für Fischereiökologie) werden jeweils im Dezember in der südwestlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis zur Danziger Bucht durchgeführt. Die Häufigkeit von Ulcerationen unterliegt saisonalen Fluktuationen mit höheren Prävalenzen bei erhöhten Wassertemperaturen, d.h. im Dezember kann davon ausgegangen werden, dass niedrigere Befallsraten überwogen.

In Abbildung 34 sind für vier Regionen der südlichen Ostsee Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen für den Zeitraum 1994 bis 1999 wiedergegeben. In der Kieler Bucht und der westlichen Mecklenburger Bucht (ICES Subdivision 22) war fast während der gesamten Untersuchungszeit der Befall niedriger als in den übrigen Gebieten. Der Maximalwert von 3,5 % wurde im Dezember 1998 gemessen. Auf Stationen bei Rügen (ICES Subdivision 24) lagen die Befallsraten höher und erreichten ebenfalls im Dezember ihren Höchstwert, der allerdings mit 23,6 % extrem hoch ausfiel. Die Gebiete vor der polnischen Küste (westlich: ICES Subdivision 25; östlich: ICES Subdivision 26) zeigten während des dargestellten Zeitraumes mittlere Werte, in ICES Subdivision 25 wurde allerdings der Höchstwert von 7,5 % ebenfalls im Dezember 1998 erreicht. Aktuelle Werte von 1999 ergaben einen Rückgang der Befallsraten in den Untersuchungsgebieten vor der deutschen Küste, allerdings war der in ICES Subdivision

24 ermittelte Werte nach wie vor erhöht. Ursachen für den drastischen Anstieg der Befallsraten in Gewässern bei Rügen im Jahr 1998 konnten bislang nicht ausgemacht werden. Allerdings deutete die Längen-Häufigkeitsbeziehung der befallenen Fische darauf hin,

dass die Mehrzahl der Fische aus dem besonders starken Jahrgang 1996 stammte, so dass Dichtephänomene als Auslöser der Ausbreitung der Krankheit nicht ausgeschlossen werden können.

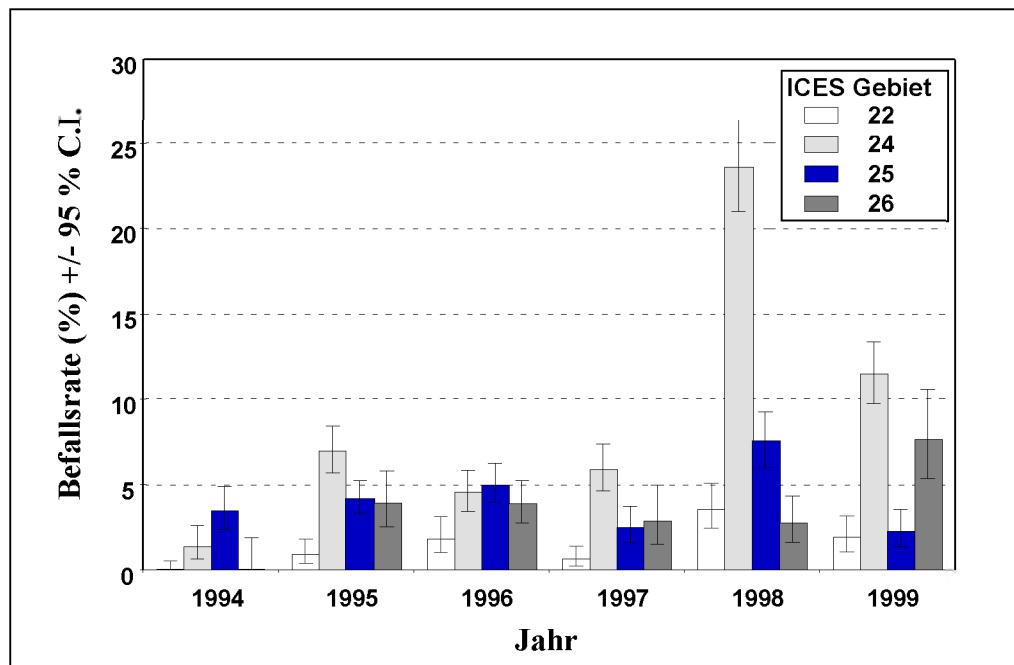


Abb. 34: Akute/heilende Hautulcerationen bei Dorschen (*Gadus morhua*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

Krankheiten der Flunder (*Platichthys flesus*)

Die dominierenden äußerlich sichtbaren Krankheiten der Ostseeflunder sind Lymphocystis und Hautulcerationen. Für die Entstehung der Krankheiten gilt das bereits für die Nordseekliesche Ausgeführte (siehe Kapitel 2.6.1).

Abb. 35 zeigt die Veränderungen der Befallsrate von Lymphocystis im Zeitraum 1994-1999, wie für den Dorsch aufgeteilt nach vier Regionen (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee. Aus der Abbildung lassen sich keine konsistenten regionalen Trends ablesen. Allerdings konnten in der Kieler Bucht und der

westlichen Mecklenburger Bucht (ICES Subdivision 22) und vor der Danziger Bucht (ICES Subdivision 26) in der Mehrzahl der Fälle die niedrigsten Jahreswerte nachgewiesen werden. In den Jahren 1994 bis 1997 deutete sich ein leichter Rückgang der Befallsraten an, der im Untersuchungsgebiet um Rügen (ICES Subdivision 24) besonders deutlich ausfiel. Hier nahmen die Werte von 38,0 % (1994) auf 16,9 % (1997) ab. Ein ähnlicher Trend, wenngleich auf insgesamt niedrigerem Niveau, trat auch im Gebiet vor der Danziger Bucht (ICES Subdivision 26) auf. Diese Trends setzten sich jedoch in den Jahren 1998 und 1999 nicht mehr fort.

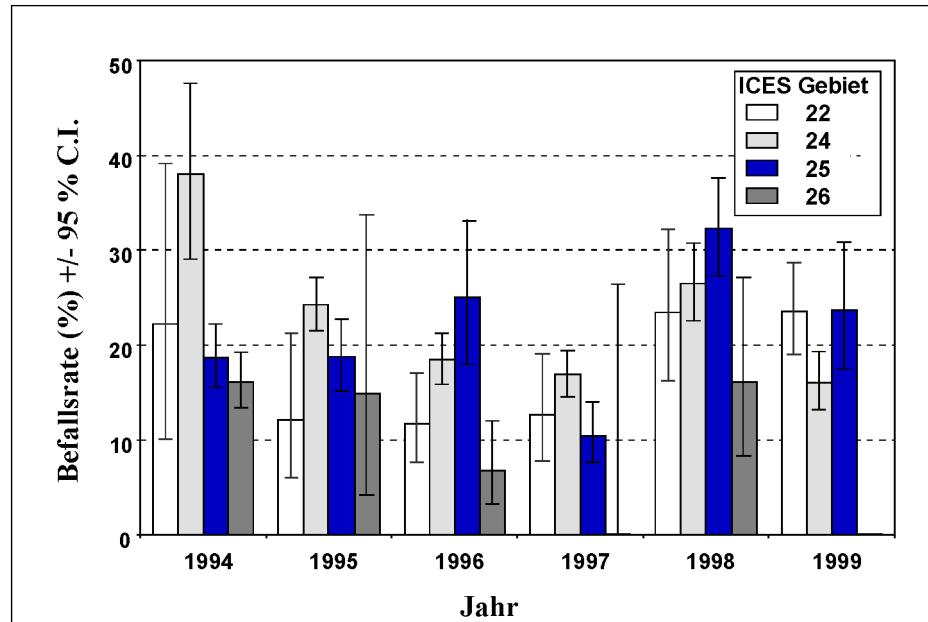


Abb. 35: Lymphocystis bei Flundern (*Platichthys flesus*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

In Abb. 36 sind die Befallsraten von akuten/heilenden Hautulcerationen der Flunder dargestellt. Zu erkennen ist, dass die Befallsraten deutlich niedriger waren als bei Lymphocystis, und dass sie in der Mehrzahl der Untersuchungsjahre in den östlicher gelegenen Untersuchungsgebieten höher ausfielen als in den westlichen. In den Gebieten vor der deutschen Küste (ICES Subdivisionen 22 und 24) er-

reichten die Befallsraten ihren Maximalwert von 2,8 % im Dezember 1996. Vor der polnischen Küste (ICES Subdivision 26) lag der höchste Wert bei 14,2 %, ebenfalls im Dezember 1996. Ein zeitlicher Trend lässt sich anhand der Daten nicht erkennen, allerdings scheint die Krankheit seit 1997 insgesamt weniger häufig aufzutreten als in den vorangegangenen Jahren.

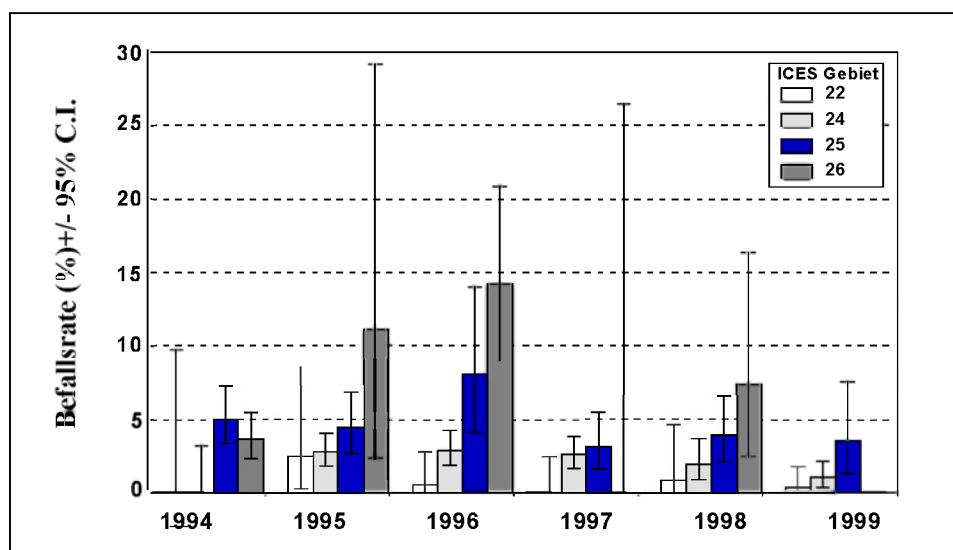


Abb. 36: Akute/heilende Hautulcerationen bei Flundern (*Platichthys flesus*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

Zusammenfassung

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches waren Hautulcerationen und Skelettdeformationen. Die maximalen Befallsraten für Ulcerationen lagen 1998 zwischen 3,5 % (Kieler Bucht und westliche Mecklenburger Bucht) und 23,6 % (Gebiet Rügen). Bei der Ostseeflunder sind Lymphocystis und Hautulcerationen die vorherrschenden Krankheiten. Die niedrigsten Befallsraten für Ulcerationen fanden sich in der Kieler Bucht, in der westlichen Mecklenburger Bucht und vor der Danziger Bucht. In den Jahren 1994 bis 1997 deutete sich ein leichter Rückgang der Befallsraten an, der sich 1998 nicht fortsetzte.

372 Leberknoten und -tumore bei Fischen

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als ein Indikator für Effekte krebserregender Umweltchemikalien (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), und daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Untersuchungen zum Auftreten von Leberknoten und -tumoren bei Ostseefischen werden in erster Linie an Flunden (*Platichthys*

flesus) durchgeführt, da diese im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen sind. In der westlichen Ostsee wird zusätzlich die Kliesche (*Limanda limanda*) untersucht. Die Untersuchungen finden seit Anfang der neunziger Jahre einmalig jährlich im Dezember auf Stationen in der südlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis vor der Danziger Bucht statt.

In der Ostsee kommen Lebertumore im Gegensatz zur Nordsee nur sehr selten vor. Sowohl bei Flunden als auch bei Klieschen lagen die durchschnittlichen Befallsraten in den vergangenen Jahren in der Regel bei < 1 %. Diese Befunde sind überraschend, da bekannt ist, dass bestimmte krebsverregende Schadstoffe (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische Kohlenwasserstoffe) in der Ostsee in teilweise höheren Konzentrationen vorkommen als in der Nordsee. Aufgrund der niedrigen Befallsraten ließen sich in den vergangenen Jahren keine deutlichen räumlichen oder zeitlichen Trends hinsichtlich von Veränderungen der Befallsraten feststellen.

Zusammenfassung

In der Ostsee kommen Lebertumoren im Gegensatz zur Nordsee nur sehr selten vor. Die durchschnittlichen Befallsraten lagen bei Flunden und bei Klieschen in der Regel bei < 1 %. Räumliche oder zeitliche Trends hinsichtlich von Veränderungen der Befallsraten ließen sich nicht feststellen.

38 Das Oderhochwasser Juli - August 1997

Im Juli 1997 war das Einzugsgebiet der Oder von einem außergewöhnlichen Hochwasser betroffen. Im Ergebnis ergossen sich rund 6,5 km³ Süßwasser zusätzlich in das Oderhaff und die Pommersche Bucht. Bereits ab Mitte Juli erhöhten sich die Süßwasserabflüsse aus der Oder. Zwischen dem 28. Juli und dem 9. August flossen etwa 2500 – 2900 m³/s in das Oderhaff (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/97).

Eine erste Einschätzung der Auswirkungen des Hochwassers wurde durch einen vom BLMP organisierten HELCOM Scientific Workshop vorgenommen (Heinrich & Krzyminski, 1998).

Sauerstoff

Während der Phase des Oderhochwassers wurden im **Kleinen Haff** lokal und zeitlich begrenzt starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes beobachtet.

Die Sättigung des Oberflächenwassers lag überwiegend zwischen 100 und 130%, also bei Sättigungswerten, die unter Normalbedingungen anzutreffen sind. Verursacht durch eine hohe Primärproduktion des Phytoplanktons wurden am 25. Juli und am 13. August an einigen Stationen im Haff Sättigungen bis zu 200% gemessen.

Die geringe Tiefe des Haffs bedingt eine gute Durchmischung des Wasserkörpers. Dadurch entstanden trotz des erhöhten Eintrags sauerstoffzehrender Substanzen im grundnahen Wasserkörper keine fischkritischen Sauerstoffkonzentrationen mit Werten unter 2.8 ml/l. Die Sauerstoffgehalte lagen jedoch mit Werten zwischen 3.5 und 4.9 ml/l unter dem langjährigen Monatsmittel (Juli/August) von 5.6 bis 6.3 ml/l. Am 11. August wurde, lokal begrenzt, mit 2.0 ml/l die niedrigste Sauerstoffkonzentration im grundnahen Wasser beobachtet. Zwei Tage später war der Sauerstoffgehalt wieder normal (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997).

In der **Pommerschen Bucht** war die Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser während des Hochwassers mit Werten zwischen 90 und 120% annährend normal. Am 25. August jedoch war die gesamte Wassersäule an der landnächsten Messstelle OB1 (1km vor Ahlbeck) fast frei von Sauerstoff. Das Oberflächenwasser zeigte nur noch eine Sättigung von 8%.

Gravierend waren die akuten Auswirkungen des Hochwassers auf den Sauerstoffgehalt im grundnahen Wasserkörper. Unterhalb der Dichtesprungschicht ab einer Wassertiefe von 6 bis 8 m war ab 5. August eine zunehmende Sauerstoffverarmung wahrzunehmen. Am 25. August wurde im gesamten grundnahen Wasserkörper zwischen Ahlbeck und Greifswalder Oie der Höhepunkt der Sauerstoffmangelsituation beobachtet. Besonders schwer war die innere Bucht unmittelbar vor Ahlbeck betroffen, wo in Grundnähe kein Sauerstoff mehr gemessen wurde. Der intensive Fäulnisgeruch deutete auf die Bildung von Schwefelwasserstoff hin. Durch die anoxischen Verhältnisse induziert, erfolgte eine Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment, die zu einer deutlichen Konzentrationserhöhung im Wasserkör-

per führte (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997).

Sauerstoffmangelereignisse wurden in der Pommerschen Bucht in der Vergangenheit schon des öfteren beobachtet. So wurden beispielsweise 1976, 1982 und 1989 Sauerstoffgehalte bis 0.7 ml/l gemessen. Im Extrem Sommer 1994 wurde jedoch erstmals die Bildung von Schwefelwasserstoff in der grundnahen Wasserschicht festgestellt (NEHRING et al. 1995c).

Nährstoffe

Mit dem Oderhochwasser kam es im Oderhaff kurzzeitig zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen. Im Kleinen Haff waren die Nitratgehalte zwischen dem 28. Juli und 6. August ausschließlich im östlichen Bereich erhöht. Bis zum 25. Juli wurden noch normale Phosphatkonzentrationen gemessen. Mit dem Eintreffen der Hochwasserwelle am 28. Juli gingen die Phosphatkonzentrationen relativ sprunghaft auf 3 bis 4 µmol/l zurück. Die Vermischung des Oderwassers mit dem Haffwasser hatte demnach für Phosphat einen Verdünnungseffekt zur Folge. Ab dem 20. August stiegen die Konzentrationen ziemlich schnell auf normale Werte von 6 bis 7 µmol/l an. Durch die erhöhten Abflüsse aus der Oder wurde ab Mitte Juli mit Phosphat angereichertes Haffwasser in die Pommersche Bucht verdrängt.

Durch die extremen Abflussmengen wurde das Wasser aus dem Oderhaff relativ schnell ausgetragen und über die Swina direkt in die Pommersche Bucht transportiert. Die ersten Nährstoffsignale des ausströmenden Oderwassers wurden dort Ende Juli registriert. In Tab. 36 sind die höchsten gemessenen Werte zusammengefasst und mit den Konzentrationen verglichen, die normalerweise mit Einsetzen des Frühjahrshochwassers (Winterwerte) gemessen werden.

Tab.36: Maximale Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) in der Pommerschen Bucht in den Jahren 1993 –1996 und während des Oderhochwassers 1997 (beide Stationen liegen nahe der Swinamündung)

	Station	Nitrat	Phosphat	Silikat
Winterwerte 1993-96	165	49.1	1.98	49.5
28.07.1997	10	23.3	2.76	72.5
31.07.1997	10	29.0	2.70	95.5
04.08.1997	10	20.6	2.56	118.5
12.08.1997	165	8.6	2.07	91.6

Die während der Oderflut gemessenen Phosphatkonzentrationen lagen in der gleichen Größenordnung wie im Frühjahr, während die Silikatkonzentrationen aufgrund des "direkten" Flusswassereintrages deutlich höher waren.

Die Nitratkonzentrationen waren dagegen geringer (MATTHAUS et al. 1998, NAUSCH et al. 1998). Es scheint, dass der gelöste anorganische Stickstoff nicht in gleicher Weise wie im Frühjahr zur Verfügung steht, da einerseits eine starke Verdünnung erfolgt und andererseits die Stickstoff-Fixierung auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen im Einzugsgebiet abgeschlossen ist (HUMBORG et al. 1998).

Die Verteilung der Ausstromfahne in der Pommerschen Bucht wird im Wesentlichen von den lokalen Windbedingungen bestimmt (SIEGEL et al. 1996). Auf der Basis der Nährstoffverteilungsmuster (SIEGEL et al. 1998) kann die Ausbreitung des ausströmenden Wassers entlang der Küste von Usedom verfolgt werden. Bemerkenswert ist, dass Silikat und zu einem gewissen Grad auch Phosphat konservativ vermischt werden, während die Nitratkonzentrationen bereits in unmittelbarer Nähe der Swinamündung stark abnehmen. Das führt zu der Schlussfolgerung, dass weite Teile der Pommerschen Bucht nitratlimitiert sind, folglich die Phosphat- und Silikatkonzentrationen nicht optimal genutzt werden können (HUMBORG et al. 1998). Bereits Anfang September lagen die Nährstoffkonzentrationen wieder in dem für die Jahreszeit typischen Bereich, lediglich Phosphat- und Silikatgehalte waren noch leicht erhöht.

Phytoplankton

Die Ausstromsituationen führten zeitweise zu weit überdurchschnittlichen Chlorophyll a -

und Phytoplanktonkonzentrationen (bis auf das 5 - fache der für diese Jahreszeit üblichen Werte) in der Pommerschen Bucht. Gleichzeitig sank das Konzentrationsniveau des Phytoplanktons im Stettiner Haff um mehr als 50 % ab. Beispielsweise wurde eine Blüte von *Microcystis aeruginosa* aus dem Haff ausgeschwemmt und bildete dann in der Pommerschen Bucht fleckenhafte Aufrahmungen mit extrem hohen Chlorophyll a – Konzentrationen (bis 300 mg/m³). T

rotz offensichtlicher Stickstoff-Limitation sind die typischen Stickstoff-fixierenden Cyanobakterien in der Pommerschen Bucht zu keiner ungewöhnlich starken Entwicklung gekommen. Außerhalb der Pommerschen Bucht kam es jedoch zu einer besonders starken Entwicklung von *Nodularia spumigena*. In westlichen Bereich des Kleinen Haffs wurden am 13. August an der Wasseroberfläche Algenteppiche von *Anabaena spiroides* ausgemacht. Auch die sich sonst bei hohen Nährstoffkonzentrationen im Frühjahr entwickelnden Kieselalgen kamen trotz hohen Silikatangebots nicht zur Massenentwicklung. Viele der in der Pommerschen Bucht gefundenen Kieselalgen (z. B. *Melosira granulata*, *Skeletonema subsalsum*) stammten aus der Oder.

Anorganische Schadstoffe

Das Haffwasser, das am 28./29.Juli rasch in die Pommersche Bucht eingetragen wurde, war durch geringe Salzgehalte um 2 Promille und hohe Partikelfrachten gekennzeichnet (SIEGEL et al. 1998). Die Schwermetallgehalte zeigten zu diesem Zeitpunkt ebenfalls maximale Konzentrationen. Der Hauptanteil an Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Kobalt (Co) war partikelgebunden, während Kupfer (Cu) bevorzugt in der gelösten Phase transpor-

tiert wurde. Am 31. Juli war an der unmittelbar am Swinaausfluss gelegenen Station bereits ein Rückgang der Schwermetallkonzentrationen zu beobachten, der durch die große Verdünnung begründet ist. Des weiteren verschob sich das Gleichgewicht zwischen gelösten und partikular gebundenen Schwermetallen zu Gunsten der gelösten Phase. Dieses ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass das Oderhaff während der Hochwasserperiode primär die Funktion eines "Durchflussbeckens" und nicht wie sonst die Funktion eines "Reaktionsbeckens" für geobiochemische Prozesse hatte. Bestätigung findet diese Annahme in den Metall/Salzgehaltsbeziehungen. Die gelösten wie

auch die partikulären Anteile der Elemente Cd, Pb, Cu, Co und Mangan (Mn) zeigen eine konservative Vermischung. Die Messungen gestatten eine Abschätzung des Schwermetalleintrages in die Pommersche Bucht (Tab. 37). Die Einträge sind für Cadmium 4,5-fach, für Blei 4,6-fach, für Kupfer 9-10-fach und für Kobalt 6-fach höher als bei Messungen im Juli 1996. Diese erhöhten Schwermetalleinträge sind auf die um das 4-5-fache erhöhten Wasserabflussmengen zurückzuführen. Bereits Mitte September 1997 konnten wieder für die Region und die Jahreszeit typische Verhältnisse ange troffen werden.

Tab. 37: Schwermetalleinträge in die Pommersche Bucht im Juli 1996 und 1997 (Oderflut)

	Einträge in kg/Tag		
	Juli 1996	28.7.1997	31.7.1997
Quecksilber	1.2	2.6	1.3
Cadmium	0.6	5	2.4
Blei	26	176	119
Kupfer	30	317	277
Kobalt	4	38	24

Organische Schadstoffe

Die Konzentrationen ausgewählter chlororganischer Verbindungen wiesen während des Flutereignisses unterschiedliche Verteilungsmuster in der Pommerschen Bucht auf. Die DDT-Metabolite p,p'-DDE und p,p'-DDD sind überwiegend partikelgebunden. Die Messungen zeigten, dass die Schwebstofffrachten der Oder eine Quelle für diese Substanzen darstellen. Die PCB-Konzentrationen hingegen waren in der Pommerschen Bucht vom 26.7. - 31.7.97 relativ homogen verteilt. Es wurde kein bedeutender Eintrag durch die Oder sichtbar. Die wasserlöslicheren Hexachlorcyclohexane (HCH) zeigten ein zum p,p'-DDE und p,p'-DDD konträres Verteilungsmuster: ihre Konzentrationen waren an der Swinamündung niedriger als nördlich der Bucht. Dieses Muster weist auf eine Verdünnung der α - und γ -HCH-Konzentrationen in der Pommerschen Bucht durch das Oderwasser hin.

Dagegen waren die polychlorierten Biphenyle (PCB) in der Pommerschen Bucht vom 26.7. - 31.7.97 relativ homogen verteilt. Es wurde

kein bedeutender Eintrag durch die Oder sichtbar. Die Konzentrationen an polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sind im Sommer normalerweise sehr niedrig (WITT et al. 1997). Im Vergleich dazu wurden in der Ausstromfahne des Oderhochwassers stark erhöhte Werte gemessen, die aber bereits Ende August 1997 wieder im normalen Bereich lagen (THEOBALD UND ZIEBARTH, 1998). Offensichtlich waren die zusätzlichen Einträge zu diesem Zeitpunkt bereits durch die Wassermassen der Ostsee stark verdünnt bzw. an Schwebstoffe gebunden sedimentiert.

Betrachtet man das Verteilungsmuster der einzelnen Parameter, so wurden die höchsten Konzentrationen für Fluoranthen, Phenanthren und Pyren registriert. Die gemessenen Konzentrationen für diese Komponenten lagen bis zu einem Faktor von 20 höher als im Sommer 1996 und überschritten auch die maximal gemessenen Winterkonzentrationen (Tabelle 38). Auffällig war der erhöhte Eintrag von höhermolekularen PAK (Benzo(a)pyren) während der Flut, deren Konzentrationen um den Faktor 100 höher lagen als im Sommer 1997. Dieses

Ergebnis könnte auf den erhöhten Anteil partikulären vermutlich aus der Oder stammenden

Materials (SIEGEL et al., 1998) zurückzuführen sein.

Tab. 38: Maximale PAK-Konzentrationen (pg/l) in der Pommerschen Bucht in den Jahren 1995–1997 und während des Oderhochwassers 1997 an der Station 165 (nahe der Swinamündung)

	Phenanthren	Fluoranthen	Pyren	Benzo(a)pyren
Februar 1995	500.6	2145.5	1193.0	334.1
August 1996	1115.9	333.8	264.1	29.7
Februar 1997	985.8	4508.2	2871.6	148.1
August 1997	2736.4	6966.0	2372.8	1501.1

Für die untersuchten organischen Schadstoffe war der Einfluss des Oderhochwassers lokal auf die Pommersche Bucht begrenzt. Nur für die PAK wurden signifikant erhöhte Konzentrationen gemessen, die jedoch bereits Ende August 1997 wieder im normalen Bereich lagen.

Im Rahmen eines Sondermessprogramms (LUNG) zu den Auswirkungen des Oderhochwassers wurden im Kleinen Haff erstmalig eine Reihe von Pestiziden untersucht. Es handelte sich dabei um 26 Einzelsubstanzen, von denen 3 in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Diese Substanzen – Atrazin, Simazin und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) – wurden mit Beginn der Messungen am 28. Juli an der grenznahen Station KHJ nachgewiesen. Bis zum 4. August stiegen die Konzentrationen in diesem östlichen Bereich des Kleinen Haffs an. Mit 190 ng Atrazin/l, 30 ng Simazin/l und 80 ng 2,4-D/l wurden hier die höchsten Pestizidkonzentrationen während der bis November 1997 laufenden Untersuchungskampagne gemessen. Besonders die Atrazinwerte waren außergewöhnlich hoch. Konzentrationen von über 100 ng/l hielten sich im östlichen Kleinen Haff bis zum 20. August. Im zentralen Bereich des Kleinen Haffs waren steigende Atrazinwerte erst ab 6. August festzustellen. Simazin und 2,4-D wurden hier am 13. August erstmals nachgewiesen. Hier blieben die Konzentrationen bis Anfang September auf einem erhöhten Niveau. In der Pommerschen Bucht wurden ebenfalls Atrazin und Simazin, jedoch in geringeren Konzentrationen nachgewiesen.

Zusammenfassung

Mit dem Oderhochwasser kam es im Oderhaff und in der Pommerschen Bucht kurzzeitig zu einem Anstieg der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen, die aber bereits Mitte September wieder im typischen Bereich lagen.

Von den **Nährstoffen** waren - im Vergleich zu den Frühjahrswerten – die Phosphat- und Silikatkonzentrationen erhöht. Die Einträge der **Schwermetalle** betragen im August das 4- bis 10-fache der sonst üblichen Mengen. Die Auswirkungen der Flut auf die Belastung mit **organischen Schadstoffen** waren sehr unterschiedlich. Für die partikelgebundenen DDT-Metabolite p,p'-DDE und p,p'-DDD stellte die Oder mit ihren erhöhten Schwebstofffrachten eine Schadstoff-Quelle dar. Auch die polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) waren in der Ausstromfahne des Oderhochwassers signifikant erhöht. Von den untersuchten Pestiziden wurde besonders das Atrazin in außergewöhnlich hohen Konzentrationen gemessen.

Im **Phytoplankton** führte die Ausstromsituation zeitweise zu weit überdurchschnittlichen Chlorophyll a - und Phytoplanktonkonzentrationen (bis auf das 5 - fache der für diese Jahreszeit üblichen Werte) in der Pommerschen Bucht. Gleichzeitig sank das Konzentrationsniveau des Phytoplanktons im Stettiner Haff um mehr als 50 % ab.

Gravierend waren die akuten Auswirkungen auf den **Sauerstoffgehalt** im grundnahen Wasserkörper der Pommerschen Bucht. Ende August wurde zwischen Ahlbeck und Greifswalder Oie eine Sauerstoffmangelsituation beobachtet, die mit der Bildung von Schwefelwasserstoff einherging. Alle gemessenen Effekte

des außergewöhnlichen Oderhochwassers waren auf das Oderhaff, die Pommersche Bucht und die südliche Arkonasee beschränkt und

blieben ohne nachhaltige Konsequenzen für das Ökosystem.

4 Qualitätssicherung im BLMP

Eine grundlegende Voraussetzung für eine systematische und umfassende Beschreibung des Zustands der deutschen Küstengewässer und der Hohen See und für eine Bewertung anthropogener Effekte auf die Meeresumwelt im Rahmen des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) ist die Richtigkeit und die Vergleichbarkeit der erhobenen Monitoring-Daten. Mit der Reorganisation dieses marinen Monitoring-Programms wurden die Arbeitsgruppe Qualitätssicherung im BLMP und die Qualitätssicherungsstelle des BLMP am Umweltbundesamt (UBA) institutionalisiert. Für den weiteren Aufbau eines kontinuierlichen Qualitätssicherungssystems für das BLMP wurden im Berichtszeitraum 1997/1998:

- die im BLMP eingesetzten Analysenverfahren für chemische Parameter (Nähr- und Schadstoffe) in Form von Standardarbeitsanweisungen dokumentiert sowie Verfahrensbeschreibungen für biologische Parameter (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Chlorophyll-a) entwickelt,
- Stand und Maßnahmen zur internen Qualitätssicherung in den am chemischen marinen Monitoring beteiligten Laboratorien sowie die Leistungsmerkmale der eingesetzten Analysenverfahren erfasst,
- die für das marine Monitoring nutzbaren zertifizierten Referenzmaterialien zusammengestellt bzw. ein Referenzmaterial für die Bestimmung von organischen Nährstoffen (DTN, DTP, DOC) in Meerwasser hergestellt und durch einen Ringversuch zertifiziert,
- Untersuchungen zum Einfluss der Probenvorbereitung bzw. der Bestimmung von Kofaktoren auf die Gesamtvarianz der Monitoring-Daten im Rahmen eines EU-Projekts QUASH (Quality Assurance of Sampling and Sample Handling) durchgeführt,

- die Vergleichbarkeit von Nähr- und Schadstoffmessungen durch die Teilnahme von BLMP-Laboratorien an internationalen Laborvergleichsuntersuchungen (z.B. QUASIMEME - Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe) dokumentiert,
- die Verfahren zur externen Qualitätssicherung für biologische Monitoring-Parameter entwickelt,
- Untersuchungen zur Vergleichbarkeit biologischer Messungen durch Ringversuche zur Phytoplankton- und Makrozoobenthosbestimmung durchgeführt und
- die im BLMP eingesetzten biologischen Bestimmungsmethoden durch taxonomische Workshops harmonisiert.

Entsprechend internationaler Anforderungen beinhaltet das Qualitätssicherungssystem im BLMP die Validierung der im marinen Monitoring eingesetzten Analysenverfahren und Bestimmungsmethoden sowie Maßnahmen der internen und der externen Qualitätssicherung.

Die im Berichtszeitraum durchgeführten Arbeiten im Bereich des chemischen Monitorings (Überwachung der Nähr- und Schadstoff-Konzentrationen in allen Kompartimenten der Meeresumwelt) zeigten, dass der überwiegende Teil der verwendeten Analysenverfahren die notwendigen Leistungsanforderungen bezüglich Richtigkeit, Präzision, Nachweis- und Bestimmungsgrenze erfüllt und damit den Vorgaben der internationalen Monitoring-Programme für die Nordsee (JAMP) bzw. für die Ostsee (COMBINE) entspricht. Die Mehrzahl der am BLMP beteiligten Laboratorien arbeitet mit einem internen Qualitätssicherungssystem nach der europäischen Norm EN 45 001 bzw. nach dem internationalen ISO-Guide 25 und beteiligt sich an etablierten internationalen Programmen der externen Qualitätssicherung im marinen Monitoring (QUASIMEME). Des Weiteren konnten durch

die Beteiligung am EU-Projekt QUASH wichtige Erkenntnisse hinsichtlich des Einflusses der Probennahme und Probenvorbereitung auf die Ergebnisunsicherheit von Monitoring-Daten gewonnen werden.

Im Berichtszeitraum wurde erstmals ein System der externen Qualitätssicherung für biologische Parameter des BLMP aufgebaut, welches zukünftig mit der jährlichen Durchführung von taxonomischen Workshops und Laborvergleichsuntersuchungen weitergeführt wird. Erfahrungen mit diesem System und die dazu erforderlichen Entwicklungen werden auch in das EU-Projekt BEQUALM (Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms) einfließen, welches die europaweite Implementierung eines Systems zur Sicherung der Richtigkeit und Vergleichbarkeit biologischer Monitoring-Daten zum Ziel hat.

Die vorgestellten Arbeiten wurden 1997/1998 überwiegend im Rahmen eines BMBF-

Forschungsvorhabens durchgeführt. Seit März 1999 ist die Qualitätssicherung im BLMP Nord- und Ostsee Daueraufgabe des Umweltbundesamtes und wird durch die Qualitätssicherungsstelle im BLMP weitergeführt. Neben der Überführung der biologischen Qualitätssicherung in den Routinebetrieb und der ständigen Erfassung der Daten-Qualität der chemischen Monitoring-Parameter werden durch die Qualitätssicherungsstelle zukünftig insbesondere die folgenden Schwerpunkte bearbeitet werden:

- Einführung und Validierung von Analysenverfahren für neue, bisher nicht im Monitoring erfasste Parameter,
- Herstellung von bisher nicht verfügbaren Referenzmaterialen sowie
- Durchführung von Laborvergleichsuntersuchungen für Parameter, die bisher nicht international angeboten werden.

Abkürzungsverzeichnis

ALGFES	Algenfrüherkennungssystem der BAH
ARGE- Elbe	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
ARGE- Weser	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Weser
BAH	Biologisch Anstalt Helgoland
BaP	Benzo [a] pyren
BEQUALM	Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms (EU-Projekt)
BFA-Fi	Bundesforschungsanstalt für Fischerei
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BG	Bestimmungsgrenze
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Cd	chemisches Zeichen für Cadmium
CKW	Organochlorverbindungen
CPI	Carbon Preference Index
Cu	chemisches Zeichen für Kupfer
Co	chemisches Zeichen für Kupfer
COMBINE	Cooperative Monitoring in the Baltic Sea (siehe HELCOM)
DBT	Dibutylzinnverbindungen
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan (Abbauprodukt von DDT)
DDE	Dichlordiphenyldichlorethylen (Dieldrin, Abbauprodukt von DDT)
DDT	Dichlor-diphenyl-trichlorethan
DHI	Deutsches Hydrographisches Institut (Vorgänger des BSH)
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DPASV	Invers-Voltammetrie (Verfahren zur Messung von Schwermetallen)

DSP-Toxine	diarrhetic shellfish poisoning: Algen- Toxin, das angereichert in Muscheln, bei Verzehr zur diarrhöischen Muschelvergiftung führt.
DTP	dissolved total phosphat
DTN	dissolved total nitrogen
EKW	Erdöl-Kohlenstoffe
EROD	7-Ethoxyresorfin O-Deethylase, Enzym der Phase I des Entgiftungsstoffwechsel bei Organismen
FG	Frischgewicht
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan (α -HCH, β -HCH, γ -HCH: Lindan)
HELCOM	Helsinki Commission, Monitoring-Programm für die Ostsee, COMBINE: Schwerpunkte: Eutrophierung und Kontamination und ihre Effekte
Hg	chemisches Zeichen für Quecksilber
ICES	International Council for the Exploration of the Sea = Internationaler Rat für Meeresforschung
Iso-Guide 25	International Organisation for Standardization
IOW	Institut für Ostseeforschung
JAMP	Joint Assessment and Monitoring Programme (Monitoring-Programm für die Nordsee)
LANU	Landesamt für Natur und Umwelt in Flintbeck
NAO	Nordatlantische Oszillation
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Forschungsstelle Küste Norderney)
MARNET	Marines Umeltmessnetz in Nord und Ostsee
MBT	Monobutylzinnverbindungen
Mn	chemisches Zeichen für Mangan
MOF	Mischfunktionelle Oxigenasen
OSPAR	Oslo- Paris Abkommen, Umweltzustand Nordost- Atlantik und Nordsee
P	chemisches Zeichen für Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (eng.PAH)

Pb	chemisches Zeichen für Blei
PSU	Practical Salinity Unit, Salzgehalt
QUASH	Quality Assurance of Sampling and Sample Handing (EU- Projekt)
QUASIMEME	Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe
SST-Karten	Sea Surface Temperature
Sn	chemisches Zeichen für Zinn
TBT	Tributylzinnverbindungen
TM	Trockenmasse
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
Zn	chemisches Zeichen für Zink

➤ Meer Lesen

31 Ozeanographie

STRÜBING, K. (1996): The ice winter of 1996/97 on the German coasts between Ems an Oder, with a survey of the entire Baltic area. – Dt. Hydrogr. Z. **48**, 185-195.

STRÜBING, K. (1998): The ice winter of 1997/98 on the German coast between Ems and Oder, with a survey of the entire Baltic Sea. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 81-89.

TIESEL, R. (1999): Temperatursummen der Lufttemperaturen an der Wetterstation Warnemünde 1946 –1998. – Deutscher Wetterdienst, Wetterstation Warnemünde (unveröff.).

32 Sauerstoff

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1999): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998. – Meereswiss. Ber., Warnemünde, **35**, 1-69.
Gewässergütebericht 1996/1997 – Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern.

33 Nährstoffe

BACHOR , A.-, VON WEBER, M., UND R. WIEMER (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. – Wasser & Boden **48**, 26-32.

BEHREND, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt Heft 2/96, Hrsg. Vom Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 77S.

MATTHÄUS, W. , NEHRING, D., LASS, H.-U., NAUSCH, G., NAGEL, K. and H. SIEGEL (1996): The Baltic Sea in 1996 – continuation of stagnation and decreasing phosphate concentrations. – Dt. Hydrogr. Z. **48**, 161-174.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998a): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1997. – Meereswiss. Ber., Warnemünde, **24**, 1-49.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998b): The Baltic Sea in 1997 – impacts of the extremely warm summer and of the exceptional Oder flood. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 47-69.

NAUSCH, G. and D. NEHRING (1996): Baltic Proper, Hydrochemistry. In: Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 – 1993; Background Document. – Baltic Sea Environ. Proc. **64B**, 80-85.

NEHRING, D. and W. MATTHÄUS (1991): Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. Int. Revue ges. Hydrobiol. **76**, 297-316.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995a): The Baltic Sea in 1994 – consequences of the hot summer and inflow events. – Dt. Hydrogr. Z. **47**, 131-144.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995b): The Baltic Sea in 1995 – beginning of an new stagnation period in its central Baltic deep waters and decreasing nutrient load in its surface layer. – Dt. Hydrogr. Z. **47**, 319-327.

WEBER, M. VON und F. GOSSELCK (1997): Morphologie und Hydrographie der Wismar-Bucht. In: Meer und Museum **13**, 33-36.

34 Anorganische Schadstoffe

BRÜGMANN, L. und LANGE, D.: Metall Distribution in Sediments of the Baltic Sea, Limnologica 20, Berlin 1990

GERCKEN, J. (1996): Muscheln als biologische Indikatoren der marinen Schadstoffbelastung - Studie zum Schadstoffmonitoring in Biota und zur Bedeutung exogener und endogener Faktoren als Modulatoren der Akkumulation und Wirkung von Schadstoffen. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur - LAUN, 1-81.

HARMS, U. (1996): Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-93, Section 5.3.2, Biota, 149-153. Baltic Sea Environment Proceedings No. 64 B. Helsinki Commission, Helsinki.

LEIPE, T., NEUMANN, T., EMEIS, K.C.: Schwermetallverbreitung in holozänen Ostseesedimenten, Geowissenschaften 13, (H. 12) 1995

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H. U., NAGEL, K. SIEGEL, H. (1999): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998. Meereswissenschaftliche Berichte, No. 35, 69 pp.

35 Organische Schadstoffe

BRÜGMANN, L., GAUL, H., ROHDA, K.H. UND U. ZIEBARTH (1992) Regional distribution and temporal trends of some contaminants in the water of the Baltic Sea. Dt. Hydrogr. Z. 44, S. 161 - 183.

GAUL, H. (1991) Temporal and spatial trends of organic micropollutants in sea water of the coastal area. Rep. Mar. Poll. Lab. 6, S. 1 - 5.

GERCKEN, J. (1998) Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - Untersuchungsbericht 1997. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-25.

GERCKEN, J. (1999) Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - Untersuchungsbericht 1998. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-15.

HELCOM (1996) Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93, Background document. Balt. Sea Environ. Proc. No. 64 B, 1-230.

THEOBALD, N., GAUL, H. UND U. ZIEBARTH (1996) Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten. Dt. Hydrogr. Z., Suppl. 6,81.

VARANASI, USHA [Hrsg.] (1989) Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press inc. Boca Raton. Florida.

362 Zooplankton

BEHREND, G. (1996): Zooplankton - gibt es erkennbare Warnsignale? In: Lozán, J.L., Lampe, R., Matthäus, W., Rachor, E., Rumohr, H. und von Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag, Berlin S. 142-146

363 Makrozoobenthos

GOSSELCK, F., BÖNSCH, R. & KREUZBERG, M., (1999): Küstenmonitoring Zoobenthos, Bericht 1998. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-61.

RUMOHR, H., (1996): Zoobenthos. In Meereskunde der Ostsee / G. Rheinheimer (Hrsg.), 173-181.

372 Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen

Bucke, D., Vethaak, A.D., Lang, T., and Mellergaard, S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, 19, 27 pp.

Dethlefsen, V., Egidius, E., and McVicar, A. 1986. Methodology of fish disease surveys. Report of the 1984 Workshop. ICES Cooperative Research Report 140, 33 pp.

ICES 1989. Methodology of fish disease surveys. Report of an ICES Sea-going Workshop held on RV U/F 'Argos' 16-23 April 1988. ICES Cooperative Research Report, 166, 33 pp.

ICES 1997. Report of the Special Meeting on the Use of Liver Pathology of Flatfish for Monitoring Biological Effects of Contaminants. ICES CM 1997/F:2, 75 pp.

38 Das Oderhochwasser

BERGSTRÖM, S. and B. CARLSSON (1994): River runoff to the Baltic Sea: 1950-1990. – Ambio 23, 280-287.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997 – Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern.

HUMBORG, C., NAUSCH, G., NEUMANN, T., POLLEHNE, F. and N. WASMUND (1998): The exceptional Oder flood in summer 1997 – the fate of Oder discharges in the Baltic Sea. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 169-182.

Heinrich, H. and W. Krzyminski (Eds.)(1998): HELCOM Scientific Workshop on the Effects of the 1997 Flood of the Odra and Vistula Rivers, 12-14 January 1998 in Hamburg. Dt. Hydrogr. Z. **50** (2/3), Hamburg.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998): The Baltic Sea in 1997 – impacts of the extremely warm summer and of the exceptional Oder flood. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 47-69.

NAUSCH, G., V.WEBER, M. and A. BACHOR (1998): Temporal development of the distribution of inorganic nutrients and the oxygen situation in the Pomeranian Bight during the flood event. – Berichte des Bundesamtes für Seeschiffahrt und Hydrographie **13**, 37-38.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995c): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. – Meereswiss. Ber. Warnemünde **9**, 1-71.

SIEGEL, H., GERTH, M. and T. SCHMIDT (1996): Water exchange in the Pomeranian Bight investigated by satellite data and ship borne measurements. Cont. Shelf Res. **16**, 1793-1817.

SIEGEL, H., MATTHÄUS, W., BRUHN, R., GERTH, M., NAUSCH, G., NEUMANN, T. and C. POHL (1998): The exceptional Oder flood in summer 1997 – distribution patterns of the Oder discharge in the Pomeranian Bight. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 145-167.

THEOBALD, N. und ZIEBARTH, U. (1998). Organic contaminants in the western and southern Baltic Sea in August 1997. In: HELCOM scientific workshop: The effects of the 1997 flood of the Odra and Vistula rivers, Berichte aus dem Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie Nr.13.

WITT, G., DANNENBERGER, D., LERZ, A., TROST, E. (1997): Verteilung von Erdölkohlenwasserstoffen und chlorierte Kohlenwasserstoffe im Wasserkörper der Ostsee 1996. Jahresbericht des Institutes für Ostseeforschung. Im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg, Rostock, 24 Seiten.

Autorenliste

Ozeanographie**Sauerstoff****Nährstoffe**

Wolfgang Matthäus
Günther Nausch
Mario von Weber
Thorkild Petenati

Spurenmetalle

Alexander Bachor
Thorkild Petenati
Christa Schröter-Kermani
Christa Pohl
Uwe Harms
Katrin Grünewald
Mario von Weber

Organische Spurenstoffe

Norbert Theobald
Thorkild Petenati
Uwe Harms
Michael McLachlan
Katrin Grünewald
Christa Schröter-Kermani
Mario von Weber

Schadstoff – Effektmonitoring

Thomas Lang

Plankton

Norbert Wasmund
Christine Schöppé
Jeanette Göbel
Lutz Postel

Benthos

Mario von Weber
Joachim Voss
Michael Zettler

Oder – Hochwasser

Günther Nausch
Regine Bruhn
Ursula Hennings
Wolfgang Matthäus
Christa Pohl
Norbert Wasmund
Joachim Voss
Mario von Weber

Qualitätssicherung Chemie

Peter Woitke

Qualitätssicherung Biologie

Petra Schilling
Marina Carstens

Redaktion

Elisabeth Boysen-Ennen
Jochen Voß
Helgart Cammann-Oehne
Manfred Rolke

Messprogramm Meeresumwelt

Berichte aus dem Bund-Länder Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee

Heft 1:
Messprogramm ab 1999

Heft 2:
Meeresumwelt 1994 – 1996

Heft 3:
Meeresumwelt 1997 – 1998