



**BUND-LÄNDER
MESSPROGRAMM**



Meeresumwelt 1999 – 2002

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

MEERESUMWELT

**Zustandsbericht 1999 - 2002
für
Nordsee und Ostsee**

Inhalt

	Vorwort	7
1	Nordsee	
1 1	Ozeanographie	11
1 1 1	Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee	11
1 1 2	Die Oberflächentemperaturen der Nordsee	15
1 1 3	Ozeanographische Verhältnisse in der Deutschen Bucht	16
1 1 4	Meteorologische Randbedingungen	21
1 2	Nährstoffe	25
1 2 1	Flusseinträge in die Deutsche Bucht	25
1 2 2	Nährstoffe in der Deutschen Bucht	28
1 3	Anorganische Schadstoffe	33
1 3 1	Quecksilber	41
1 3 2	Cadmium	48
1 3 3	Blei	51
1 3 4	Kupfer	56
1 3 5	Zink	59
1 3 6	Arsen	64
1 4	Organische Schadstoffe	69
1 4 1	Hexachlorcyclohexan-Isomere	72
1 4 2	Hexachlorbenzol (HCB)	78

143	Polychlorierte Biphenyle	82
144	DDT-Gruppe	86
145	Dieldrin	89
146	Kohlenwasserstoffe	90
147	Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe	91
148	Zinnorganische Verbindungen	94
149	Sonstige Organische Schadstoffe	97
1410	Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe	99
1411	Organische Schadstoffe in Seevogeleiern	103
15	Marine Lebensgemeinschaften	107
151	Phytoplankton	107
152	Zooplankton	115
153	Makrozoobenthos	123
16	Schadstoff-Effektmonitoring	129
161	Fischkrankheiten	129
162	Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen	132
163	Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe	134
17	Elbe-Hochwasser	139
18	Flusseinträge und direkte Einträge in die Nordsee	143
➤	Meer Lesen	149

2	Ostsee	
21	Ozeanographie	155
211	Meteorologische und hydrologische Bedingungen	155
212	Hydrographie und Sauerstoffbedingungen	157
22	Nährstoffbedingungen	161
23	Anorganische Schadstoffe	167
231	Quecksilber	171
232	Cadmium	176
233	Blei	179
234	Kupfer	182
235	Zink	185
236	Arsen	188
237	Nickel	189
238	Chrom	190
239	Altlasten in der Lübecker Bucht	190
24	Organische Schadstoffe	195
241	Hexachlorcyclohexan-Isomere	197
242	Hexachlorbenzol	201
243	Polychlorierte Biphenyle	202
244	DDT-Gruppe	205
245	Kohlenwasserstoffe	208

246	Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe	208
247	Zinnorganische Verbindungen	210
248	Andere Schadstoffe	212
25	Marine Lebensgemeinschaften	219
251	Phytoplankton	219
252	Zooplankton	237
253	Makrozoobenthos	243
254	Fischfauna im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns	260
255	Küsten- und Seevogelmonitoring	264
26	Schadstoff-Effektmonitoring	267
261	Fischkrankheiten	267
262	Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen	269
27	Flusseinträge und direkte Einträge in die Ostsee	271
➤	Meer Lesen	275
3	Qualitätssicherung	283
31	Interne Qualitätssicherung	283
32	Externe Qualitätssicherung	284
	Abkürzungsverzeichnis	293
	Autorenliste	297

Vorwort

Mit der Überwachung und der Bewertung des Zustandes von Nord- und Ostsee wurde in Deutschland in den 70er 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 Küstländer 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 Institut für Meereskunde, 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.

Im Jahr 1997 sind dann der Bund und die Länder Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersach-

sen und Schleswig-Holstein übereingekommen, 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 zehn 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/de/Meeresdaten/Beobachtungen/DOD-Datenzentrum/index.jsp).

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

(www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/BLMP-Messprogramm/index.jsp).

Dies gilt auch für das aktuelle Jahresmessprogramm.

Hamburg, im März 2005

Meeresumwelt 1999 - 2002

NORDSEE

1.1 Ozeanographie

Die Nordsee ist ein Randmeer des Nordatlantik mit einem ausgeprägten Wasseraustausch durch den Nordeingang und einem deutlich schwächeren durch den Kanal. Der Ausstrom der Ostsee gelangt durch die Beltsee in das Kattegat/Skagerrak und durchquert, aus dem Kattegat/Skagerrak kommend, die nordöstliche Nordsee als Norwegischer Küstenstrom.

Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee und deren Variabilität sind stark an die großräumigen Änderungen der Luftzirkulation über dem Nordostatlantik gekoppelt und werden durch den Index der Nordatlantischen Oszillation (NAO; normierte Luftdruckdifferenz zwischen Island und den Azoren) beschrieben. Positive NAO-Werte bedeuten eine Zunahme der zonal ausgerichteten Luftzirkulation (Westwinde) in Nordwesteuropa, negative Werte beschreiben eine Zunahme einer eher meridional ausgerichteten Luftzirkulation.

1.1.1 Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee

Der Einfluss des Nordatlantik auf die Nordsee wird bewertet an der Ausdehnung atlantischen Wassers mit Salzgehalten > 35 in der nördlichen und zentralen Nordsee (nördlicher Einstrom) und in der Südlichen Bucht (Einstrom durch den Kanal). In den Sommermonaten der Jahre 1999 bis 2002 wurden großräumige ozeanographisch-chemische Untersuchungen der Nordsee ausgeführt. Gezeigt werden hier die oberflächennahen Salzgehaltsverteilungen und - beispielhaft - ein Vertikalschnitt zwischen dem Skagerrak und dem Moray Firth (Schottland) auf etwa 58° N, der die Verteilung von Temperatur- und Sauerstoffsättigung (Daten bis maximal 80 m Tiefe) darstellt.

Autoren des Kapitels 1.1

G. BECKER, A. FROHSE, H. KLEIN, P. LÖWE,
A. SCHULZ

Die oberflächennahen Salzgehaltsverteilungen zeigen - gemessen an der Lage der 35er-Isohaline - einen unterschiedlich weit in die nördliche bzw. zentrale Nordsee reichenden Einfluss des atlantischen Wassers. Insbesondere in den Jahren 2000 und 2001 ist in den Sommermonaten nur eine geringere Ausdehnung des Atlantikwassers in der nördlichen Nordsee zu verzeichnen (Abb. 1). Der Einstrom durch den Kanal in die Nordsee war im Beobachtungszeitraum sehr gering; nur im Sommer 1999 und auch noch im Winter 1999/2000 (ICES IBTS) sind in der Südlichen Bucht Salzgehalte über 35 beobachtet worden.

Das durch die festländischen Süßwassereinträge beeinflusste Wasser der Deckschicht mit Salzgehalten < 34 in der östlichen Hälfte der Nordsee reichte in den Sommern 2000 und 2002 weit nach Westen. Der Baltische Ausstrom wies im Sommer 1999 bei geringer Schichtdicke über der Norwegischen Rinne sehr niedrige Salzgehalte auf.

Die vertikale Verteilung der Temperatur auf einem West-Ost-Profil (58° N) durch die zentrale Nordsee zeigt Abb. 2. Der Temperaturschnitt demonstriert die typische sommerliche Schichtung mit einer ausgeprägten Thermokline (Temperatur-Sprungschicht) zwischen 10 - 40 m Tiefe. Oberhalb der Thermokline liegt die warme Deckschicht, unterhalb der Thermokline erhalten sich weitgehend die Temperaturen des winterlichen Temperaturminimums. Die Tiefe der Sprungschicht variiert von Jahr zu Jahr mit dem Eintrag von Wärme (Wärme- und Strahlungsflüsse) und dem Eintrag von kinetischer Energie (Wind/Seegang). Die Wechselwirkung zwischen dem Eintrag von Wärme und kinetischer Energie steuert - ausgehend vom winterlichen Temperaturminimum - das sommerliche Maximum des Wärmeinhalts der Nordsee. Hohe sommerliche Oberflächentemperaturen sind nicht unbedingt gleich bedeutend mit einem großen Wärmeenergieinhalt der Nordsee und umgekehrt. Obgleich die Oberflächen- und Bodentemperaturen in den Jahren 1999 bis 2002 auf dem 58° -N-Schnitt ähnlich sind, variieren die Wärmeinhalte erheblich. So entspricht der (maximale) Wärmeinhalt der Nordsee in den Sommern der Jahre 1999 bis 2001 weitgehend den langjährigen mittleren Werten; der Sommer des Jahres 2002 liegt deutlich über dem langjährigen Mittel (SCHRUM,

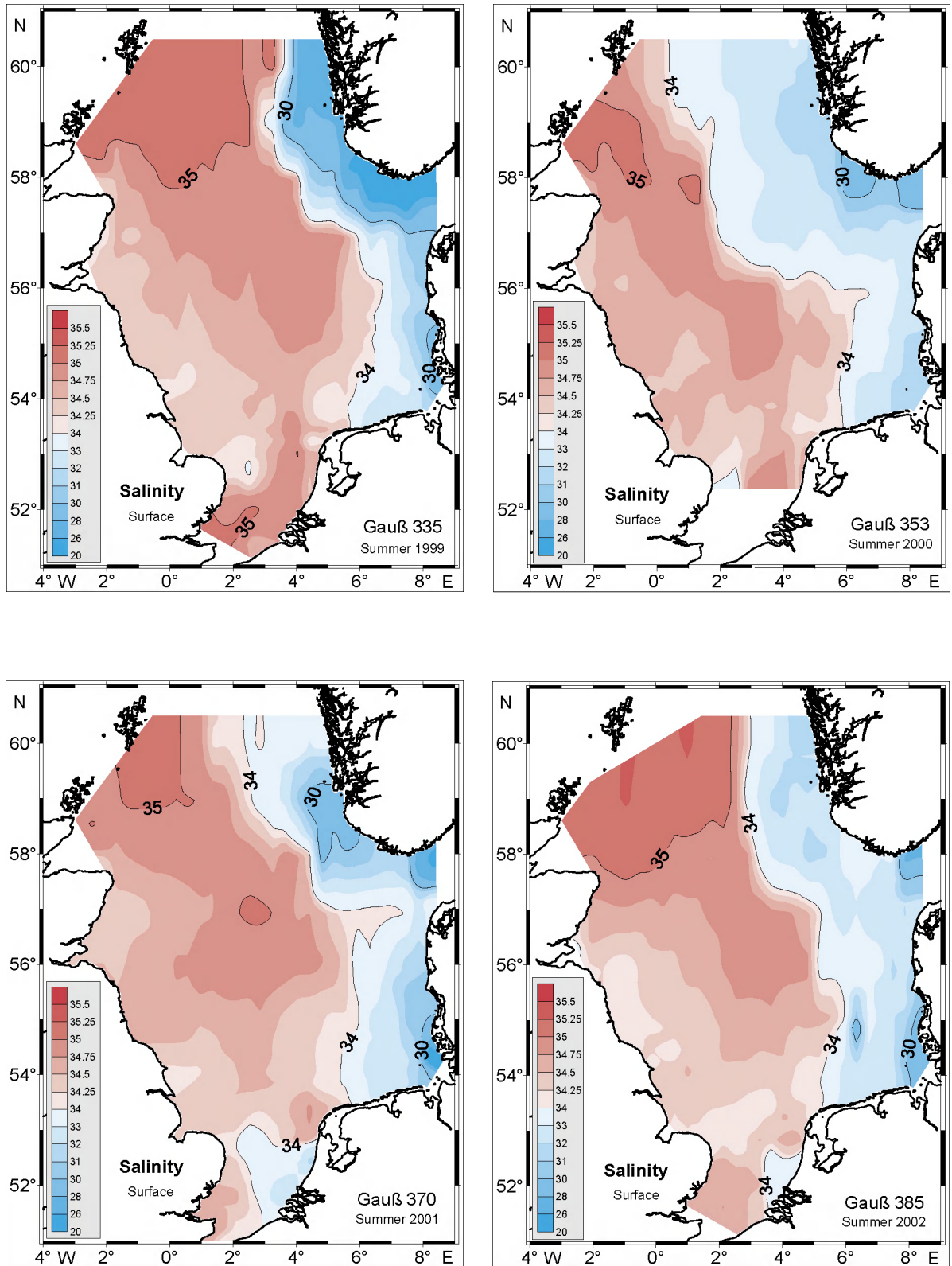


Abb. 1: Die oberflächennahen Salzgehalte in der Nordsee in den Sommern 1999 - 2002

Fig. 1: Near-surface salinities of the North Sea in summer 1999 - 2002

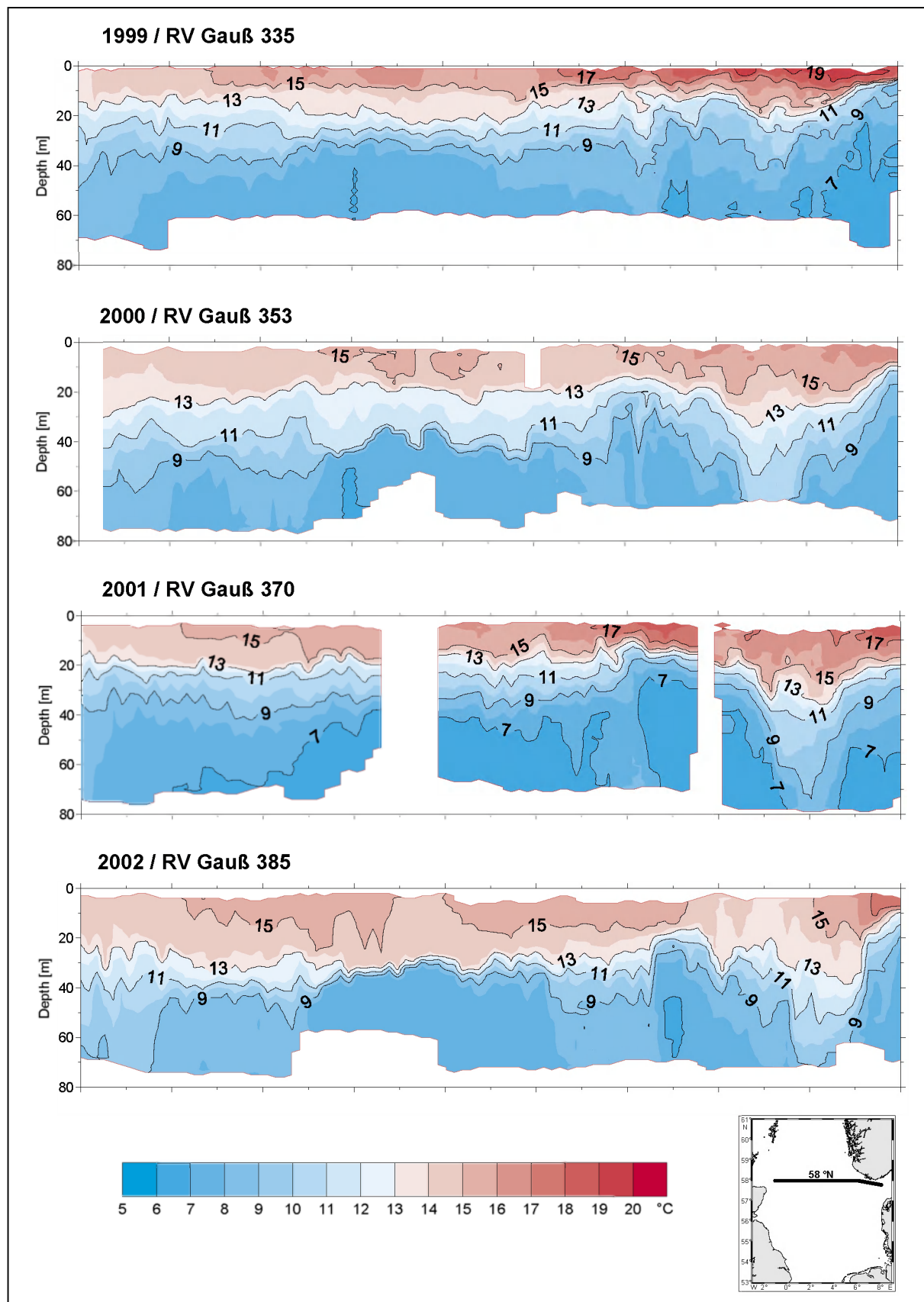


Abb. 2: Vertikale Temperaturverteilungen entlang des 58°-N-Schnittes in den Sommern 1999 - 2002 (weiss: keine Daten)

Fig. 2: Vertical temperature distributions along the 58° N transect in summer 1999 - 2002 (white: no data)

pers. Mitt.). Die hohen Wärmeinhalte, zusammen mit einem verspäteten Einsetzen der Herbststürme sind die Ursache für die Verlängerung der marinen Vegetationsperiode.

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs wurde mit dem "schnellen" Sauerstoffsensor des "Delphin" gemessen. Infolge von technischen Problemen mit der Langzeitstabilität des Sensors wurden die hier verwendeten Daten mit nasschemischen, titrierten Sauerstoffwerten von den CTD-Stationen kalibriert. Die Sauerstoffsättigungswerte auf

dem 58°-N-Schnitt (Abb. 3) zeigen in den vier Sommern in der Deckschicht generell übersättigte Werte von bis zu 115 %, was auf die Sauerstoffproduktion der Algen (Phytoplankton) zurückzuführen ist. Unterhalb der Thermokline liegen die Werte aufgrund der bakteriellen Zehrung natürlicher organischer Substanz unter 100%. Insbesondere im Jahr 2000 wurden Sättigungswerte um 70% beobachtet, die aber noch nicht bedrohlich für Fische und das Benthos sind (kritischer Wert > 60 % = 3 mg/l).

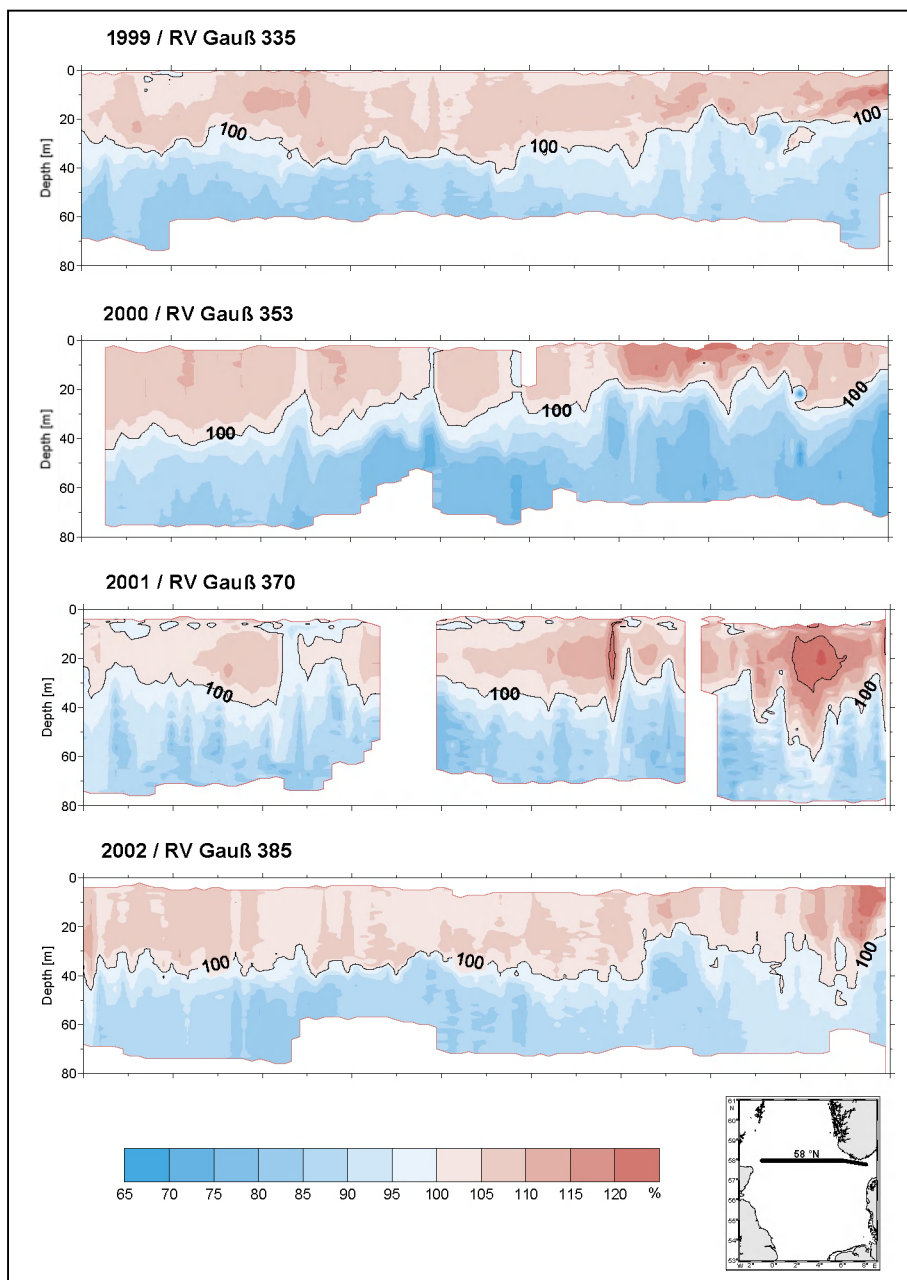


Abb. 3 Vertikale Sauerstoffverteilungen entlang des 58°-N-Schnittes in den Sommern 1999 - 2002 (weiss: keine Daten)

Abb. 3 Vertical oxygen distributions along the 58° N transect in summer 1999 - 2002 (white: no data)

112 Die Oberflächentemperaturen der Nordsee

Die monatlichen Anomalien der flächengemittelten Oberflächentemperatur der Nordsee sind für den Berichtszeitraum in Abb. 4 dargestellt. Die Abweichungen von den Klimanormalwerten (Basisperiode 1971 bis 1993) waren lediglich im Frühsommer der Jahre 2000 und 2001 negativ. Eine bislang ununterbrochene Folge positiver Abweichungen begann im Juli 2001 und dauert immer noch an (Dezember 2003). Seit 1988 waren 75 %, seit 1997 sogar 88 % aller Monate wärmer als normal. Das gleiche Phänomen wurde von ULLRICH [2002] für die Bodenlufttemperaturen des DWD-Stationsnetzes festgestellt.

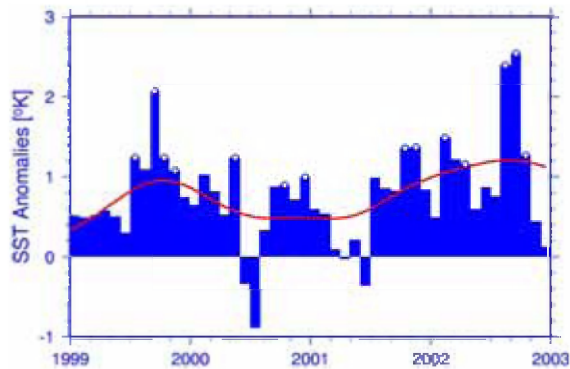


Abb. 4: Serielle monatliche Anomalien der Oberflächentemperatur der Nordsee als Abweichungen von der Klimatologie für 1971-1993. Kreise kennzeichnen Anomalien, die auf dem 95%-Niveau signifikant sind. Die Kurve zeigt den tiefpassgefilterten Verlauf der Anomalien (Filterbreite 24 Monate)

Fig. 4: Serial monthly anomalies of the North Sea surface temperatures as deviations from the 1971-1993 climatology. Circles mark the anomalies that are significant at the 95% level. The curve shows the low-pass filtered trend of anomalies (filter width 24 months)

Einen tieferen Einblick in die Temperaturentwicklung bietet die Rangstatistik der Jahresmitteltemperaturen der Nordsee seit 1971 in Abb. 5. Das bislang kälteste Jahr war 1979 (Rang 32), das bislang wärmste Jahr 2002 (Rang 1). Eine zufällige Entwicklung der Oberflächentemperatur seit 1971 sollte intuitiv in einer Gleichverteilung der Ränge über die 4 Quadranten resultieren (d.h. 8 Ränge je Quadrant). Die tat-

sächliche Verteilung der Ränge weicht davon signifikant ab. Die Eintrittswahrscheinlichkeit für das Ergebnis 12 kalte und 4 warme Jahre im Zeitraum von 1971 bis 1986, bzw. 12 warme und 4 kalte Jahre im Zeitraum von 1987 bis 2002 beträgt lediglich 0,6 %.

Aus dem Vorstehenden ergibt sich, dass der gegenwärtigen Warmphase eine davon deutlich unterscheidbare Kaltphase vorausging. Im Beobachtungszeitraum lassen sich bei differenzierterer Betrachtung drei weitgehend trendfreie Phasen feststellen, die durch scharfe Phasensprünge um 1977 und 1988 voneinander getrennt sind. Während die Warm- oder Kaltphasen mit längeren Präferenzen der Nordatlantischen Oszillation für Schwingungen um positive bzw. negative Niveaus einherzugehen scheinen, könnten die Phasenübergänge mit spontanen Änderungen in Verbindung stehen (LOEWE et al. [2003]).

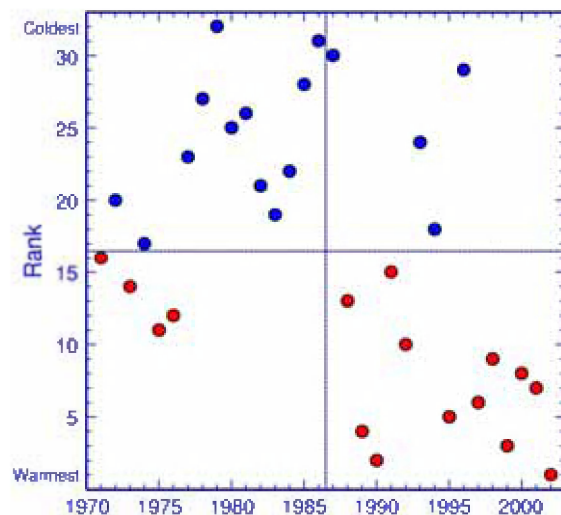


Abb. 5: Rangstatistik der Jahresmittel der Oberflächentemperatur der Nordsee. Die Jahresmittel wurden nach fallendem Wert sortiert. Mit Mitteltemperaturen von 11,0 °C und 8,9 °C sind 2002 und 1979 die bislang wärmsten bzw. kältesten Jahre

Fig. 5: Ranking statistics of the annual means of North Sea surface temperatures. The annual means are sorted in descending sequence. At a mean temperature of 11.0 °C, 2002 was the warmest year on record, and 1979, at 8.9 °C, the coldest year

1.13 Ozeanographische Verhältnisse der Deutschen Bucht

Im Mittel herrscht in der Deutschen Bucht ein zyklonales (Gegenuhrzeigersinn) Zirkulationsmuster vor. Die Wassermassen gelangen von Westen in die Deutsche Bucht und verlassen sie 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 einen reduzierten lateralen Wasser- und Stoffaustausch zur Folge haben. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Fronten in Abhängigkeit von den Süßwassereinträgen und der meteorologischen Situation eine große räumliche und zeitliche Variabilität aufweisen.

Qualitativ erhält die Deutsche Bucht bei einem hohen NAO-Index (s.o.) stärkere Anteile atlantischen Wassers aus dem Nordeingang der Nordsee, bei niedrigem NAO-Index sind dagegen stärkere Anteile aus dem Kanal, bzw. der Südlichen Bucht zu erwarten.

Zeitreihe "Helgoland Reede"

Die langfristige Entwicklung der hydrographischen Verhältnisse in der Deutschen Bucht wird durch die Zeitreihe der Biologischen Station Helgoland an der Station "Helgoland Reede" beschrieben (s.a. LÖWE et al. [2003]). In Abb. 6 werden die Monatsmittel der Temperatur und des Salzgehaltes der Helgoländer Reihe zusammen mit den bei Neu Darchau gemessenen Abflüssen der Elbe dargestellt. Hier ist die im Allgemeinen positive Korrelation zwischen der Abflussmenge der Elbe und dem Salzgehalt bei Helgoland gut erkennbar. Die im Jahr 2002 ungewöhnlich hohen Abflussmengen der Elbe haben jedoch wegen der meteorologisch bedingten geographischen Ausrichtung der Elbfahne zu dieser Zeit die Station Helgoland nicht berührt (NIES et al. [2003]).

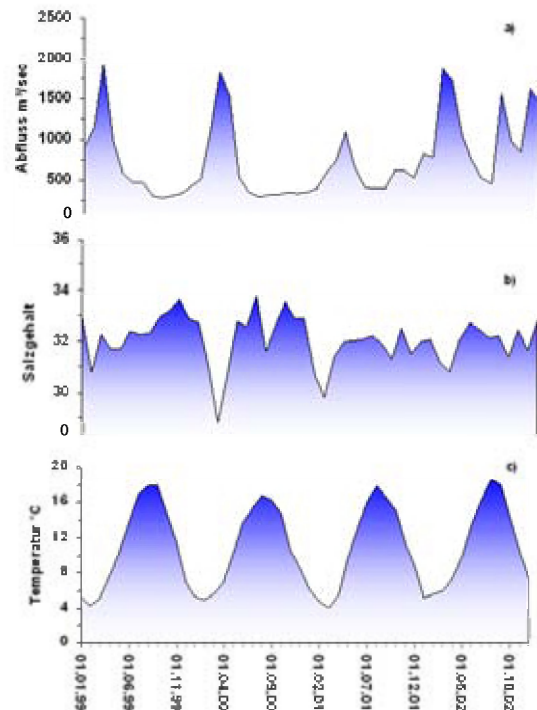


Abb. 6: Monatsmittel von Temperatur und Salzgehalt aus der Helgoländer Reihe, sowie Abflussmengen der Elbe bei Neu-Darchau

Fig. 6: Monthly temperature and salinity means of the Helgoland series, and discharge volumes of the Elbe at Neu-Darchau

Marines Messnetz „MARNET“

Die hydrographischen Bedingungen der Deutschen Bucht werden ebenfalls mit Hilfe der MARNET Stationen des BSH (Marines Umweltmessnetz in Nord- und Ostsee) beschrieben. Abb. 7 zeigt die Temperaturverteilung über die gesamte Wassersäule an der MARNET-Station "Deutsche Bucht" (54° 10' Nord, 7° 27' Ost) für die Jahre 1999 bis 2002.

Der Jahresverlauf der vertikalen Temperaturverteilung zeigt die dominierende Jahreswelle, aber auch deutliche Unterschiede von Jahr zu Jahr. Die Temperaturminima treten zwischen dem späten Januar (2002) und dem frühen April (2001) auf, wobei die Winter in den letzten Jahren allgemein milder geworden sind. Im Mai bildete sich die vertikale thermische Schichtung aus, die bis Ende August/Anfang September erhalten blieb. Die vertikalen Temperaturunterschiede zwischen der erwärmten Deckschicht und dem Tiefenwasser erreichen etwa 3 bis 4 °C.

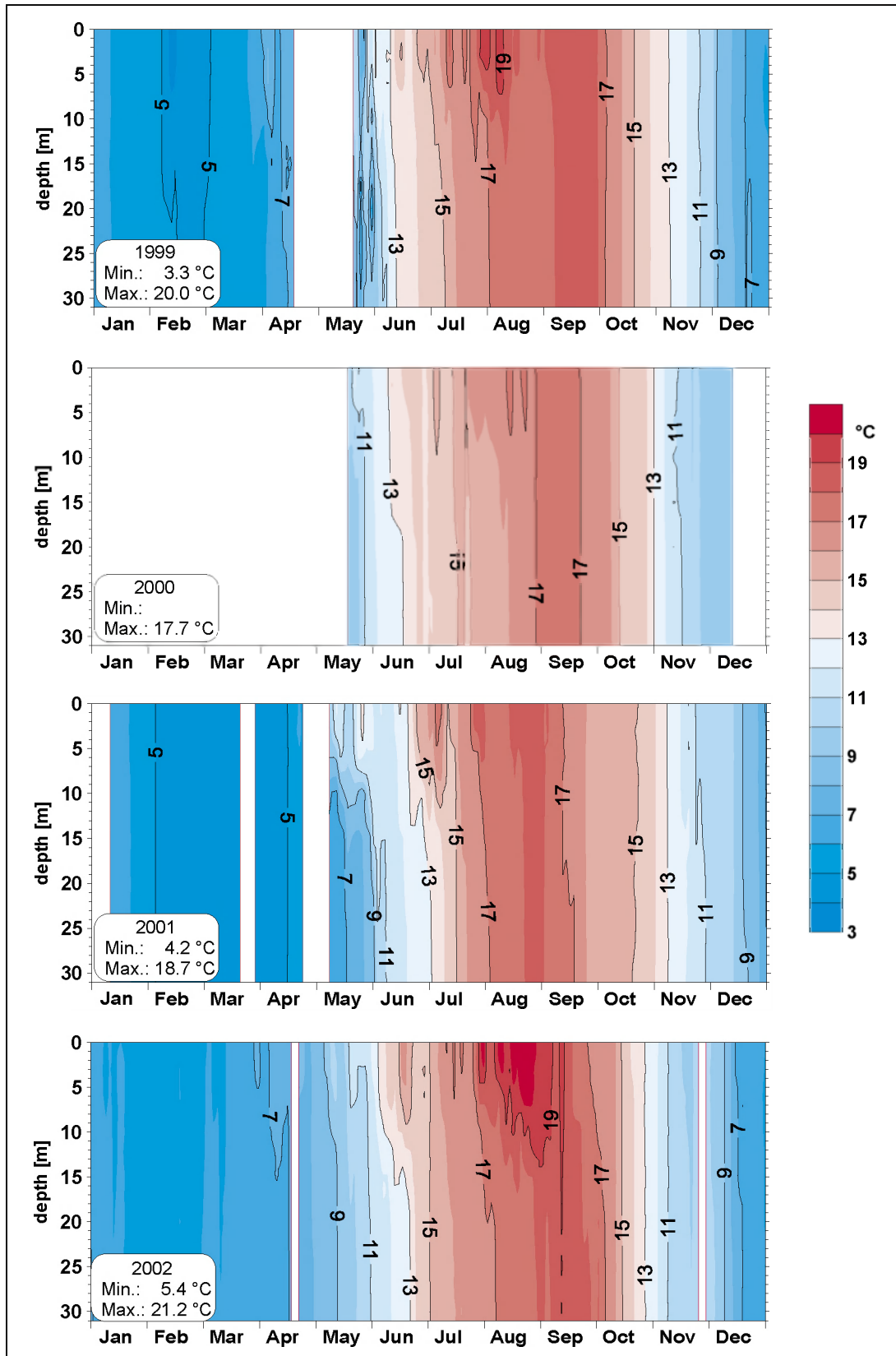


Abb. 7: Temperaturverteilungen 1999 bis 2002 an der MARNET-Station „Deutsche Bucht“ (Sensortiefen: 3 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 25 m, 30 m) (weiss: keine Daten)

Fig. 7: Temperature distributions in 1999 - 2002 at the MARNET station „Deutsche Bucht“ (sensor depth 3 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 25 m, 30 m) (white: no data)

Die oberflächennahe Zirkulation in der Deutschen Bucht 1999 - 2002

Die oben erwähnte mittlere zyklonale Zirkulation der deutschen Bucht wird durch das aktuelle lokale Windfeld fortlaufend modifiziert, so dass sich die im folgenden beschriebenen Zirkulationsformen in der Deutschen Bucht ausbilden können (Abb. 8).

Hierzu werden die vektoriellen Tagesmittelwerte (Reststrom) der Strömung in der obersten Modellschicht (0 - 8 m) des operationellen Strömungsmodells *BSHcmod* zwischen

53° 15' N und 55° 30' N und zwischen 6° 30' E und 9° E analysiert und das tägliche Reststrommuster neun charakteristischen Zirkulationstypen zugeordnet. Neben den Typen c (zyklonal, deutlicher Einstrom am SW-Rand, Ausstrom am N- und NW-Rand) und a (antizyklonal, Einstrom am N- und NW-Rand, Ausstrom am W-Rand) wurden sechs weitere Kategorien (n, s, w, e, nw, se) für die jeweils vorherrschende Strömungsrichtung definiert. Strömungsmuster, die z. T. Wirbelstrukturen enthalten, aber keinem der genannten Muster zugeordnet werden konnten, wurden in der Sonderkategorie v (variabel) zusammengefasst (Abb.9).

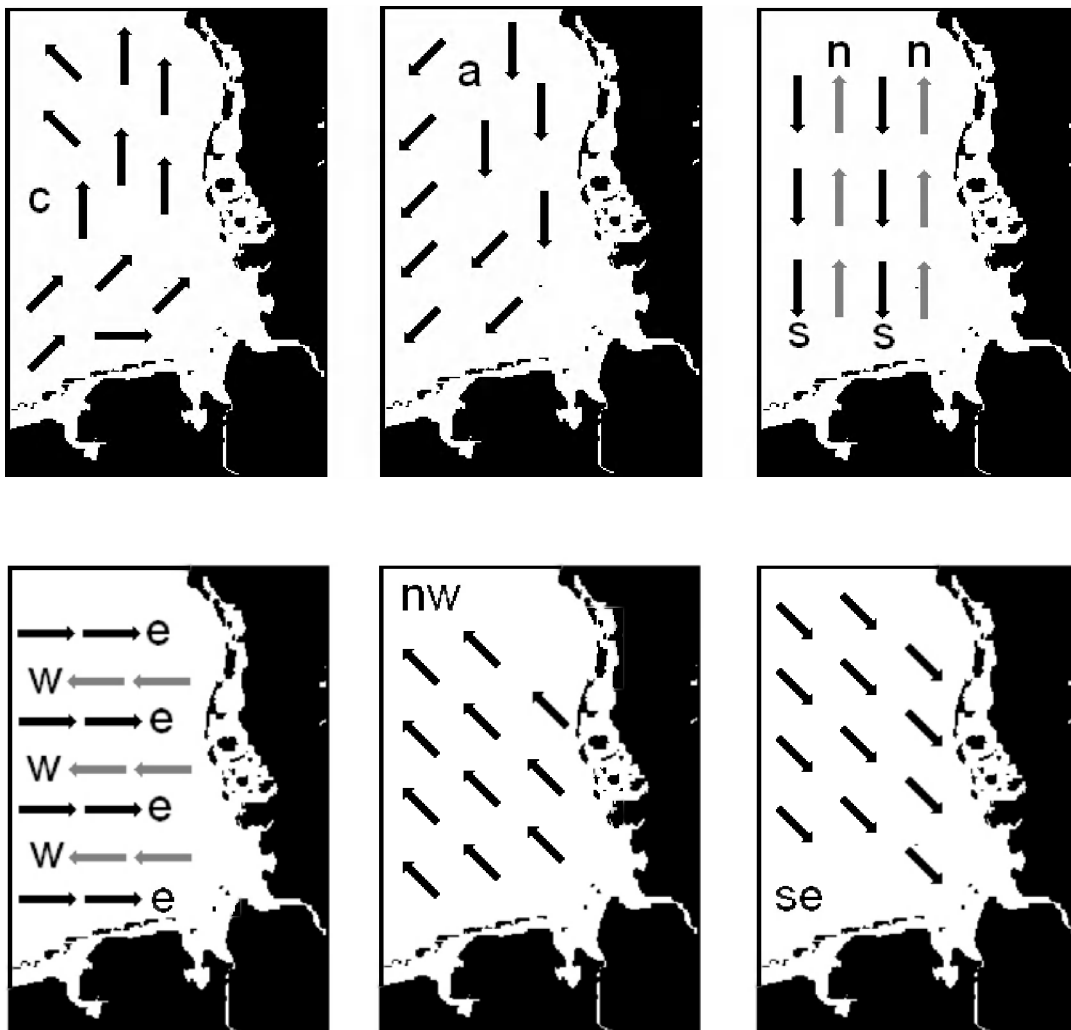


Abb. 8: Schematische Darstellung der typischen Zirkulationsmuster in der Deutschen Bucht

Fig. 8: Schematic representation of typical circulation patterns in the German Bight

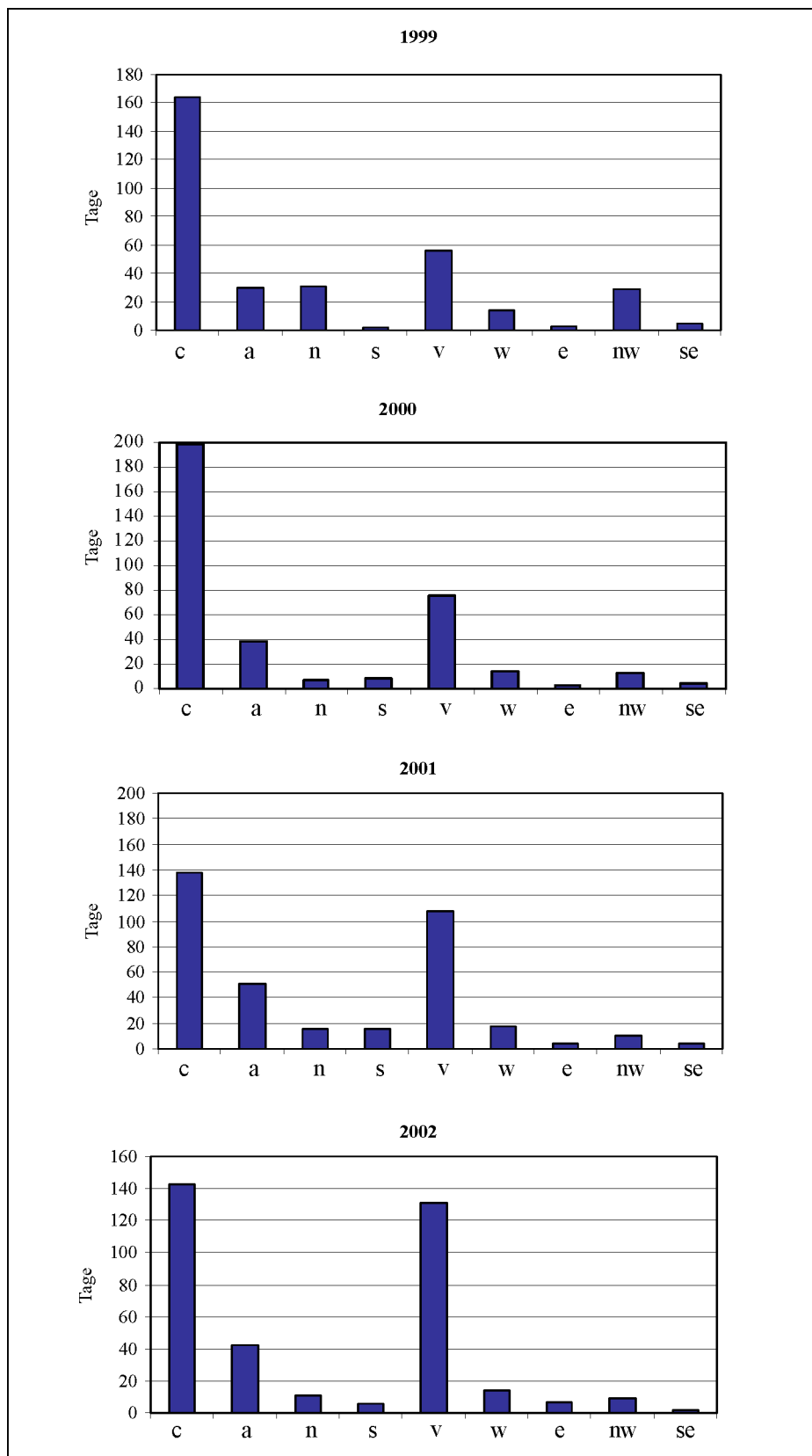


Abb.9: Absolute Häufigkeit der Zirkulationstypen 1999 bis 2002

Fig. 9: Absolute frequency of circulation patterns from 1999 to 2002

Die absolute Häufigkeit der Zirkulationsmuster in den Jahren 1999 bis 2002 zeigt Abb. 9. Die Verteilungen zeigen, dass der zyklonale Zirkulationstyp in der Deutschen Bucht überwiegt. Der zweithäufigste Typ ist ein variables Strömungsmuster, das zeitweise von Wirbelstrukturen geprägt ist, die sich bei ruhigen Wetterlagen über mehrere Tage verfolgen lassen. Die deutliche Zunahme der Häufigkeit des Zirkulationstyps v erklärt sich aus der zum Jahreswechsel 1999/2000 eingeführten höheren Gitterauflösung des Modells. Dadurch konnten ab dem Jahr 2000 Wirbelstrukturen (Typ v) aufgelöst werden, die in den Vorjahren anderen Zirkulationstypen zugeordnet worden sind.

Neben der absoluten Häufigkeit der Zirkulationstypen unterscheiden sich die Jahre durch die Persistenz der unterschiedlichen Zirkulationsphasen. Das Jahr 1999 zeichnete sich durch einen schnellen Wechsel der Zirkulationstypen aus. Die längste Phase wurde mit 11 Tagen

Dauer Ende September (zyklonale Zirkulation) beobachtet, die Dauer der übrigen Phasen variierte zwischen 1 und 10 Tagen.

In **2000** gab es eine ungewöhnlich lange Phase zyklonaler Zirkulation vom 12. September bis zum 15. Dezember die nur an wenigen einzelnen Tagen mit abweichendem Zirkulationsmuster unterbrochen wurde. Dies zeigt sich auch in dem markanten Maximum der Häufigkeitsverteilungen in Abb. 9.

Die Zirkulation in **2001** war wiederum hoch variabel, die längste Phase mit wieder 11 Tagen zyklonaler Zirkulation trat zwischen dem 30. September und dem 10. Oktober auf.

Neben der Dominanz des v -Musters im Sommer im Vergleich zu den Vorjahren ist in **2002** eine stabile Phase zyklonalen Reststroms zu Jahresbeginn bemerkenswert. Zwischen dem 10. Januar und dem 12. Februar wurde an nur zwei Tagen ein anderer Zirkulationstyp beobachtet.

Zusammenfassung

Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee und der Deutschen Bucht der Jahre 1999 bis 2002 sind durch eine anhaltende Warmperiode mit milden Wintern, warmen Sommern und einem verspäteten Einsetzen des Herbstes gekennzeichnet, wie die Rangstatistik der Jahresmitteltemperaturen der Nordsee der letzten 35 Jahre (seit 1968) deutlich ausweist.

Insgesamt scheint sich der Einfluss des Nordatlantiks auf die Nordsee wieder etwas zu verstärken; die Salzgehalte in der nördlichen und zentralen Nordsee zeigen eine leicht zunehmende Tendenz. Dagegen sind die atlantischen Einflüsse durch den Kanal seit dem Jahr 2000 eher schwach. Das Jahr 2002 weist für die Deutsche Bucht zeitweise sehr niedrige Salzgehalte auf, hervorgerufen durch ungewöhnliche hohe Abflussmengen der Elbe.

Summary

Oceanographic conditions in the North Sea and German Bight in 1999 - 2002 are characterised by a continuous warm period with mild winters, warm summers, and a late onset of autumn, which is clearly visible in the statistical ranking of annual mean temperatures of the North Sea in the past 35 years (since 1968).

On the whole, the influence of the North Atlantic on the North Sea seems to have intensified slightly; salinities in the northern and central North Sea show a slightly increasing trend. By contrast, the Atlantic influences from the English Channel have been rather weak since 2000. In 2002, salinities in the German Bight were very low temporarily because of exceptionally large discharge volumes of the river Elbe.

1.1.4 Meteorologische Randbedingungen

Jahresmitteltemperaturen

Im Jahr 1999 wichen im deutschen Nordseeraum die Jahresmitteltemperaturen mit Werten zwischen 9,7 und 10,5 °C um rund 1,5 K von den vieljährigen Vergleichswerten ab. Die höchsten Abweichungen (3 - 4 K) entfielen auf den September, der sich als wärmster September des 20. Jahrhunderts auszeichnete. Die Zahl der Frosttage war niedrig und die der Sommertage hoch. Jedoch erzielten beide innerhalb der 90er Jahre keine Rekorde. Die Zahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur mindestens 25 °C) lag mit 3 (Helgoland) bis 30 regional um 10 bis 20 über dem Durchschnitt (Abbildung 1).

Im Jahr 2000 bewegten sich die Jahresmitteltemperaturen mit Werten zwischen 9,8 °C (List/Sylt) und 10,6 °C (Bremerhaven) um 1,0 bis 1,6 K über dem langjährigen Mittel. Dabei fiel lediglich der Juli um rund 1 K zu kühl aus. Die höchsten positiven Abweichungen von 3 bis 4 K hatte der Februar. Der merklich zu kühle Juli ließ die Zahl der Sommertage mit 1 bis 9 zu gering ausfallen. Heiße Tage kamen nur an der ostfriesischen Küste vor, wo ihre Anzahl mit maximal 2 im Bereich der Durchschnittswerte lag. Die überwiegend milde Winterwitterung führte dazu, dass es im gesamten Jahr nur 8 (Helgoland) bis 23 (Bremerhaven) Frosttage (Tiefsttemperatur < 0 °C) gab. Das ist ein Drittel der sonst üblichen Anzahl. Auch die Zahl der Eistage (Tageshöchsttemperatur < 0 °C) blieb mit bis zu 5 deutlich unter den Mittelwerten (11 - 18 Eistage).

Autor des Kapitels 1.1.4

HARTMUT HEINRICH

Das Kapitel wurde aus MURSYS-Beiträgen zusammengestellt

Für die gesamte Bundesrepublik Deutschland war das Jahr 2000 mit einer Jahresmitteltemperatur von 9,9 °C das wärmste des 20. Jahrhunderts. In den Küstengebieten war allerdings das Jahr 1990 wärmer.

Das Jahr 2001 fiel zwar wiederum zu warm, aber weniger warm als die beiden Vorjahre aus. Die Jahresmitteltemperaturen bewegten sich mit Werten zwischen 8,6 °C (List/Sylt) und 9,8 °C (u.a. Helgoland, Bremerhaven) um bis zu knapp 1 K über dem langjährigen Mittel 1961 - 1990. Das Jahr 2001 wurde durch einen ungewöhnlich milden Oktober gekennzeichnet, der ähnlich warm war wie der September und mit Temperaturabweichungen von rund 3 K sich als der bisher wärmste der Messreihen hervortat. Zu beachten war aber auch der überdurchschnittlich warme Sommer. Hatte der Juni noch ein Wärmefizit von rund 1 K, so brachten Juli und August jeweils Temperaturen, die um 1 - 2 K über den vieljährigen Vergleichswerten lagen. Die warme Sommerwitterung führte auch dazu, dass die Zahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur mindestens 25 °C) mit 9 bis 15 um etwa 5 über dem Mittel lag. Dabei wurde an der ostfriesischen Küste an zwei Tagen eine Tageshöchsttemperatur > 30 °C überschritten. Lediglich auf der Hochseeinsel Helgoland konnte kein Sommertag verzeichnet werden.

Die Anzahl der Frosttage bewegte sich zwischen 32 auf Helgoland und 55 bis 73 an den friesischen Küsten im Bereich des langfristigen Mittels. Die Anzahl der Eistage verfehlte dagegen mit 2 (Helgoland) bis 12 (Küsten) das langfristige Mittel deutlich.

Das Jahr 2002 war wärmer als das Jahr 2001, aber nicht so warm wie zuletzt die Jahre 1999 und 2000. Die Jahresmitteltemperaturen lagen zwischen 9,7 und 10,5 °C und damit um 1 - 1,5 K über den Mittelwerten des Bezugszeitraums 1961 bis 1990. Im Jahresverlauf zeichneten sich die Monate bis einschließlich September durch ein überdurchschnittliches, die Monate danach durch

ein zu niedriges Temperaturniveau aus. Am stärksten wichen die Monate Februar und August von den mittleren Verhältnissen ab. Sie waren nicht nur sehr warm, sondern auch sehr nass. Mit 14 Sommertagen auf den friesischen Inseln und zwi-

schen 20 und 24 Sommertagen an den Küsten überschritt der August das langfristige Mittel um 8 bis 11 Tage. Die Zahl der Frosttage blieb mit rund 30 bis 50 um 10 bis 20 unter dem Durchschnitt.

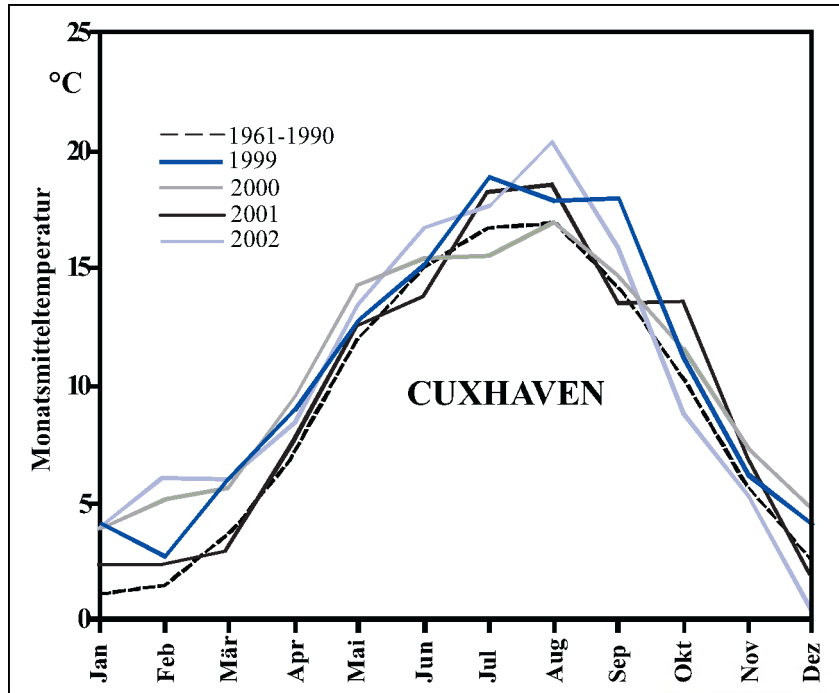


Abb. 1: Jahresgänge der monatlichen Temperaturmittelwerte von Cuxhaven von 1999 bis 2002 im Vergleich mit dem langjährigen Mittel 1961 bis 1990

Abb. 1: Seasonal cycles of monthly temperature means at Cuxhaven from 1999 to 2002 compared to the 1961 - 1990 long-term mean

Sonnenscheindauer

Im Jahr 1999 schien die Sonne 1700 bis 1940 Stunden lang und damit um bis zu 20 % mehr als im langjährigen Mittel. Besonders ungewöhnlich war, dass die Sonnenscheindauer von Helgoland noch um 4 Stunden über der vom Kap Arkona (Rügen) lag, einer der sonnenscheinreichsten Gegenden Deutschlands.

Im Jahr 2000 unterschritt die Sonnenscheindauer von 1369 Stunden (in Emden) bis 1626 Stunden (Helgoland) um bis zu 11 % ihre langjährigen Mittelwerte. Während der Mai mit 242 Stunden (westliches Ostfriesland) bis 314 Stunden (Helgoland) ungewöhnlich sonnenscheinreich war (20 - 30 % über dem Mittel), fiel der ohnehin schon zu kühle Juli mit nur rund 90 bis 160 Stunden um so sonnenscheinärmer aus (nur 40 - 70 % vom Mittel).

Im Jahr 2001 bewegte sich die Sonnenscheindauer mit 1480 bis 1680 Stunden im Bereich der vieljährigen Mittelwerte oder knapp darunter. Dabei waren der Mai, Juli und Dezember durchweg überdurchschnittlich sonnenscheinreich, während der verregnete September mit 70 bis 90 Sonnenstunden nur 50 bis 70 % der durchschnittlichen Sonnenscheindauer verzeichnete und damit regional auch der sonnenscheinärmste Monat seit Beginn der Beobachtungen war.

Im Jahr 2002 war die Sonnenscheindauer mit 1521 Stunden im Westen des deutschen Nordseeraumes und 1701 auf Helgoland im Bereich der Durchschnittswerte. Dabei schien in den Monaten Februar und Dezember die Sonne deutlich mehr als gewöhnlich (bis zu 140 % vom Mittel), während der ohnehin schon trübe November mit meist nur 20 bis 40 Stunden (40 - 60 %) ausgesprochen sonnenscheinarm war.

Niederschlag

Im Jahr 1999 summierten sich die Niederschläge auf 700 bis 800 mm, womit sie um bis zu $\pm 5\%$ von den Mittelwerten abwichen. Vereinzelt, wie auf Sylt, war es mit einer Jahreshöhe von 892 aber deutlich feuchter (bis zu 20%). Der niederschlagsreichste Monat war verbreitet der Dezember, in dem mit 140 bis 170 mm etwa das Doppelte des gewöhnlichen Niederschlags fiel. Merklich zu trocken waren die Monate Mai und November mit meist nur 60 bzw. 50 % vom mittleren Niederschlag.

Das Jahr 2000 fiel leicht zu trocken aus. Die Niederschlagshöhen blieben mit Werten zwischen rund 600 und 700 mm (Helgoland: 604 mm, Bremerhaven: 705 mm) um etwa 10 bis 15 % unter den mittleren Jahreshöhen. Nur im westlichen Ostfriesland gingen mit rund 800 mm leicht überdurchschnittliche Mengen nieder (Emden: 809 mm, entsprechend 105%). Merklich zu trocken waren die Monate April, August und November, in denen mit 30 bis 50 mm nur etwa die Hälfte der gewöhnlichen Niederschläge fiel. Hingegen waren Februar und März mit bis zu 170 % der durchschnittlichen Niederschlagsmenge sehr nass. Die Zahl der Tage mit minde-

stens 1 mm Niederschlag schwankte zwischen 130 und 150 und war damit leicht höher als im Mittel der Jahre. Demgegenüber kamen jedoch Starkniederschläge selten vor.

Im Jahr 2001 fielen überwiegend zwischen 900 und 1000 mm (Emden: 1005 mm) Niederschlag, womit die langjährigen Monatsmittel um 20 bis 30 % überschritten wurden. Lediglich in dem Wind abgewandten Lagen (Lee-Lagen) blieb es gebietsweise etwas trockener als der Durchschnitt (List/Sylt 709 mm, entsprechend 95%). Extrem nass war im Jahresverlauf der September mit 150 bis 260 mm Regen. Dies entspricht dem Doppelten bis Dreifachen, regional - wie in Bremerhaven - auch nahezu dem Vierfachen des Monatsmittels. Damit war dies der niederschlagsreichste Septembermonat der Messreihen. In den Wintermonaten fielen die Niederschläge teilweise auch als Schnee und führten gelegentlich zu Schneehöhen von weniger als 10 cm. Ungewöhnlich winterlich war der März. Schneefälle vom 17. bis 19. März ließen Schneehöhen bis 15 cm entstehen und führten bei starken bis stürmischen Winden zu Schneeverwehungen, die den Verkehr und das öffentliche Leben teilweise stark beeinträchtigten.

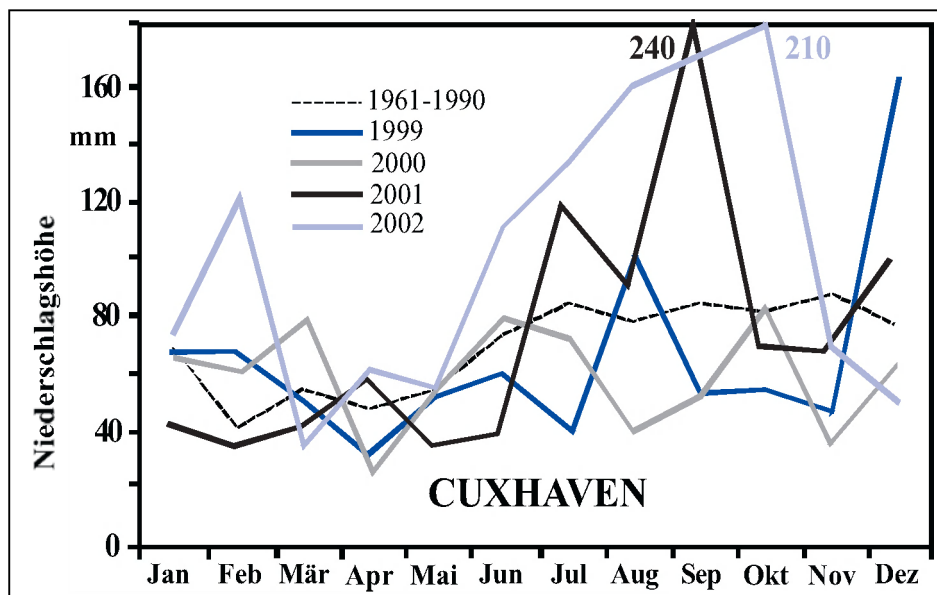


Abb. 2: Jahresgänge der monatlichen Niederschlagshöhen von Cuxhaven im Vergleich mit dem langjährigen Mittel 1961 – 1990

Fig. 2: Seasonal cycles of monthly precipitation at Cuxhaven compared to the 1961 - 1990 long-term mean

Im Jahr 2002 lagen die Niederschlagshöhen zwischen 780 mm (Helgoland) und 1113 mm (Cuxhaven). Das entspricht bis zu 20 %, im östlichen Ostfriesland auch um bis nahezu 40 % mehr als dem gewöhnlichen Niederschlag. Die erhöhten Niederschläge wurden vor allem durch häufige Starkniederschläge verursacht. Niederschläge von mindestens 10 mm innerhalb von 24 Stunden wurden an 20 bis 28 Tagen (in Cuxhaven an 34 Tagen) verzeichnet. Dies bedeutet einen Anstieg um 7 Tage (in Cuxhaven 13 Tage). Ungewöhnlich nass zeigte sich der Februar. Mit

dem Zwei- bis Dreifachen des mittleren Niederschlags war er teilweise der niederschlagsreichste Februar der letzten 40 Jahre. Der August war durch neue Niederschlagsrekorde an der Nordsee sowie für Deutschland (höchster gemessener 24-stündiger Niederschlag in Zinnwald-Georgenfeld/Erzgebirge 312 mm) gekennzeichnet, die u. a. das Jahrhunderthochwasser an der Elbe verursachten. Ebenso fiel an der Nordsee der Oktober deutlich zu nass aus. In beiden Monaten ging regional mit 130 bis 240 mm, das Doppelte bis Dreifache der üblichen Regenschichten nieder.

Zusammenfassung

Im Jahreszeitraum 1999 bis 2002 lagen an der deutschen Nordseeküste die Temperaturen im Mittel deutlich über denen des allgemeinen klimatologischen Vergleichszeitraumes 1961 – 1990. Insbesondere das Jahr 2000 zeigte Hochstände sowohl im Sommer als auch in den Wintermonaten (Abb.1). Die Anzahl der Tage mit Frost erreichten nur im Jahr 2001 die langjährigen Durchschnittswerte.

Eine höhere Sonnenscheindauer mit 10 bis 20 % über dem Durchschnitt gab es im Wesentlichen in den ersten beiden Berichtsjahren. Die Jahre 2001 und 2002 lagen im Bereich des langjährigen Durchschnitts.

Bezüglich des Niederschlags waren die Jahre 1999 und 2000 trockener als der langjährige Durchschnitt (Abb. 2). Das Jahr 2001 zeigte extreme Niederschläge im September. Das Jahr 2002, im August mit dem Jahrhunderthochwasser an der Elbe, war mit seinen vielen Starkregenereignissen im Sommer und im Herbst durchgehend erheblich feuchter als der langjährige Durchschnitt. Erwähnenswerte Schneefälle gab es nur im März 2001.

Summary

In the period from 1999 to 2002, mean temperatures at the German North Sea coast clearly exceeded the climatological reference values of the period from 1961 to 1990. Especially the year 2000 showed maxima both in the summer and winter months (Fig. 1). 2001 was the only year in which the number of days with frost reached the long-term means.

The first two years of the period reviewed had 10 - 20 % more hours of sunshine than average. In 2001 and 2002, the duration of sunshine was on the order of the long-term means.

Precipitation in 1999 and 2000 was below the long-term means (Fig. 2). In 2001, extreme rainfalls occurred in September. The year 2002, with the Elbe river flood of the century and many strong rainfall events in summer and autumn, was generally much wetter than the long-term mean. Major snowfall occurred only in March 2001.

1.2 Nährstoffe

Einleitung

Die Nährstoffeinträge durch Flüsse und atmosphärische Deposition sind im vergangenen Jahrhundert deutlich angestiegen. (VAN BENNEKOM und WETSTEYN [1990]; VAN BEUSEKOM et al., [2001]). Dies hat zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im Küstenwasser geführt. Seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden vermehrt Änderungen in der Meeresumwelt beobachtet, die mit den angestiegenen Nährstoffkonzentrationen in Verbindung gebracht wurden. Dazu gehört das Auftreten von Sauerstoffdefiziten in der Deutschen Bucht und verstärkten *Phaeocystis*-Blüten oder Algentepichen im Wattenmeer. Von Mitte der 70er Jahre bis etwa Mitte der 90er Jahre hat sich die Primärproduktion im niederländischen Wattenmeer verdoppelt bis verdreifacht (CADÉE und HEGEMAN [2002]). Eine ähnliche Zunahme wurde im nordfriesischen Wattenmeer beobachtet (ASMUS et al. [1998]). Als Maßnahme gegen die Eutrophierung wurden die Phosphateinträge reduziert. Dies hat aber nicht zu der erwarteten Abnahme der Primärproduktion geführt (CADÉE und HEGEMAN [1993]).

Es gibt unterschiedliche Einschätzungen darüber, ob Stickstoff oder Phosphat die Primärproduktion der Nordsee und des angrenzenden Wattenmeeres limitieren. Die Langzeitdynamik von Nährstoffen und Phytoplankton im Wattenmeer sowie die Primärproduktion in der Nord-

see deuten nach Ansichten von VAN BEUSEKOM et al. [2001] und VAN BEUSEKOM und DE JONGE [2002] auf eine Stickstofflimitierung der jährlichen Primärproduktion hin. DE JONGE [1990] hat auf die limitierende Rolle des Phosphats, GAUL [2001] hat auf die Limitierung durch Phosphat und Nitrat hingewiesen.

In diesem Bericht werden Ergebnisse des BLMP der Jahre 1999 bis 2002 dargestellt. Sie werden im Zusammenhang historischer Entwicklungen diskutiert.

1.2.1 Flusseinträge in die Deutsche Bucht

Die Nährstoffeinträge durch Flüsse stiegen seit den 50er Jahren deutlich an. Abwasserreinigung und phosphatfreie Waschmittel haben zu einer Abnahme der Phosphatfrachten seit Mitte der 80er Jahre und einer entsprechenden Abnahme der Phosphatkonzentrationen im Küstenwasser geführt (z. B. HICKEL et al. [1993]; CADÉE und HEGEMAN [2002]). Die Stickstoffkonzentrationen verharren auf einem hohen Niveau im Wattenmeer, fallen zur Deutschen Bucht aber steil ab (GAUL [2003]).

Die Abflussraten der Flüsse unterliegen starken klimabedingten Schwankungen. Die Jahre 1981 bis 1983 und 1987 bis 1988 zeigten sehr hohe Abflussraten. Anfang der 90er gab es trockene Jahre. Die Abflussraten der Ems, Weser, Elbe und Eider nahmen von 1990 bis 2002 tendenziell zu (Abb.1). Höchstwerte wurden in 1994, 1995 und 2002 erreicht. Sie sind vergleichbar mit ähnlichen Werten in den 80er Jahren. Die Einträge des Gesamtstickstoffes und des Gesamtphosphors spiegeln die Abflussraten wider. (Abb. 2 und 3). Ein Korrelationsdiagramm (Abb. 4) zeigt, dass die Abflussraten in erster Linie die Nährstoffeinträge bestimmen. Wenn die Nährstoffeinträge auf die Abflussmengen normiert werden (Jahresfracht geteilt durch Jahresabfluss), deutet sich ein Rückgang an: Der spezifische Gesamtstickstoffeintrag verringerte sich um 30 %, der spezifische Gesamtphosphoreintrag verringerte sich um 50 % (Abb. 5 und 6).

Autoren des Kapitels 1.2

J. VAN BEUSEKOM, M. ELBRÄCHTER,
H. GAUL, J. GOEBEL, M. HANSLIK, T. PETENATI,
K.H. WILTSHIRE

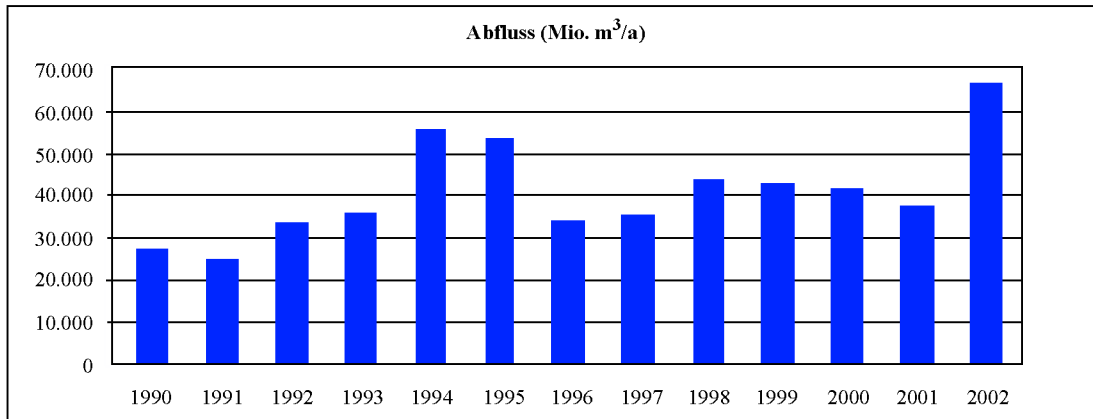


Abb.1: Gesamtabfluss in die Deutsche Bucht der Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002
 Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Fig. 1: Total discharges of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
 Data compiled by: HERATA, UBA

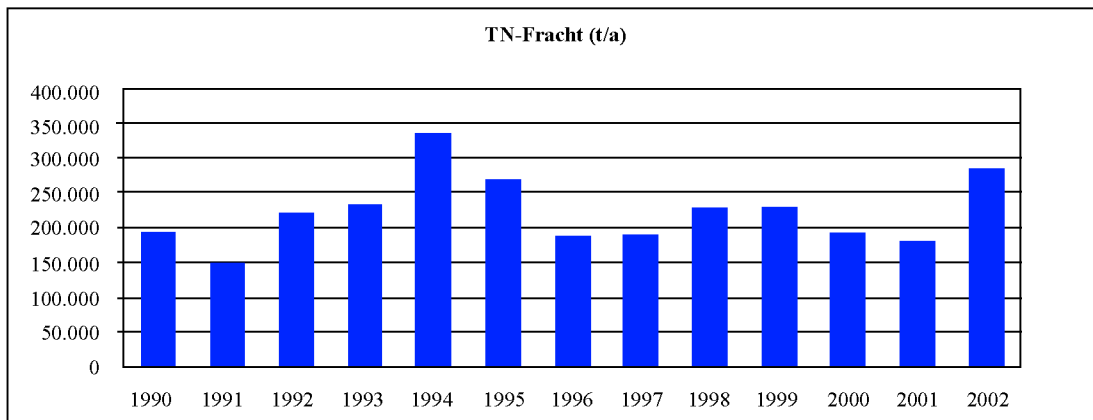


Abb. 2 Gesamtnitrostoffeintrag in die Deutsche Bucht durch die Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002.
 Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Abb. 2 Total nitrogen input of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
 Data compiled by: HERATA, UBA

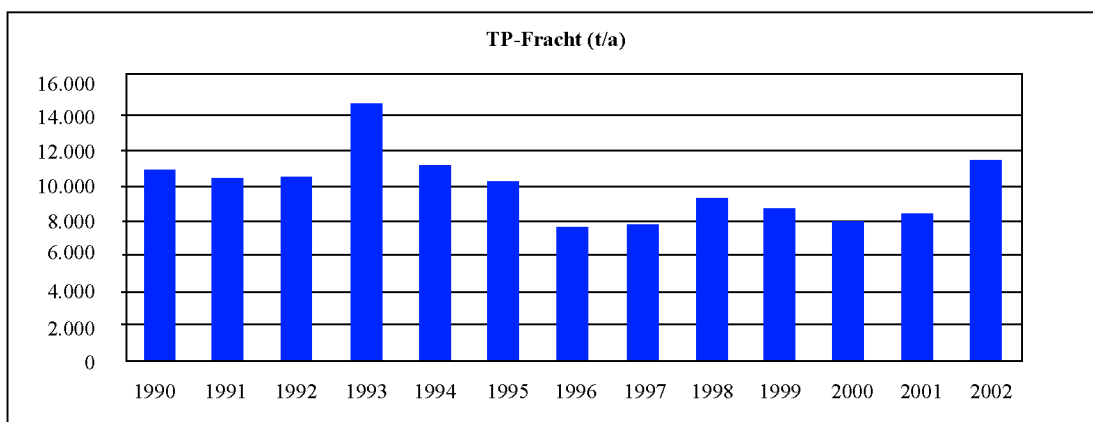


Abb. 3 Gesamtphosphoreintrag in die Deutsche Bucht durch die Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002.
 Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Abb. 3 Total phosphorus input of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
 Data compiled by: HERATA, UBA

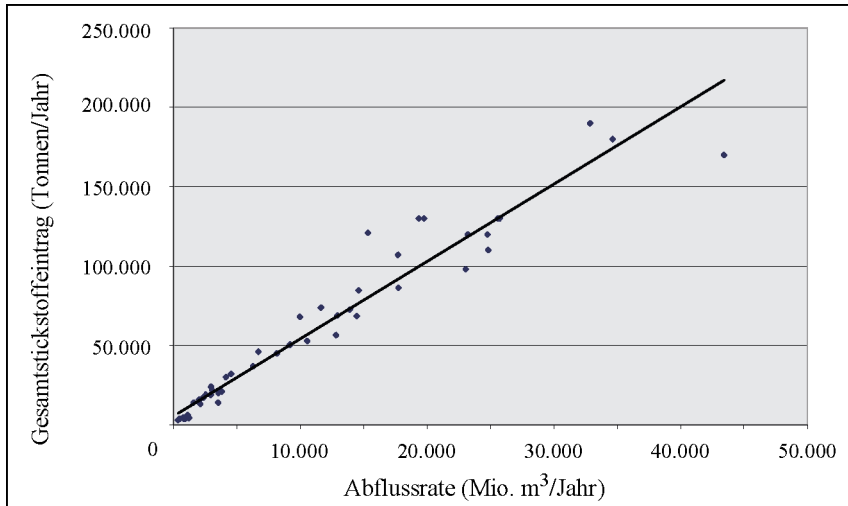


Abb.4 Korrelationsdiagramm zwischen den jährlichen Abflussraten und den Gesamtstickstoffeinträgen der Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider. ($y = 4.87x + 5527$; $R^2 = 0.94$). Datenzusammenstellung: H. HERATA, UBA

Abb.4 Correlation diagram of the annual discharge rates and total nitrogen inputs of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider ($y = 4.87x + 5527$; $R^2 = 0.94$). Data compiled by: H. HERATA, UBA

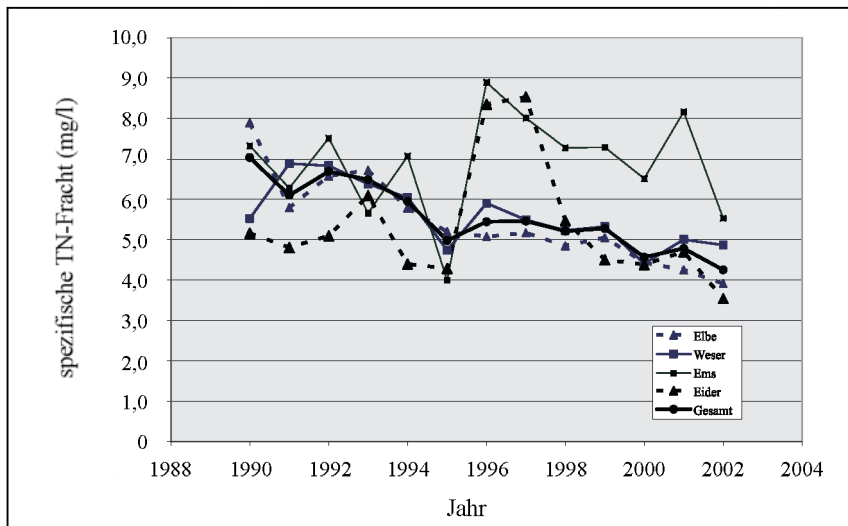


Abb. 5 Spezifische Fracht des Gesamtstickstoffes (Jahresfracht/Jahresabfluss)
Datenzusammenstellung:
H. HERATA, UBA

Abb. 5 Specific load of total nitrogen (annual load/annual discharge)
Data compiled by:
H. HERATA, UBA

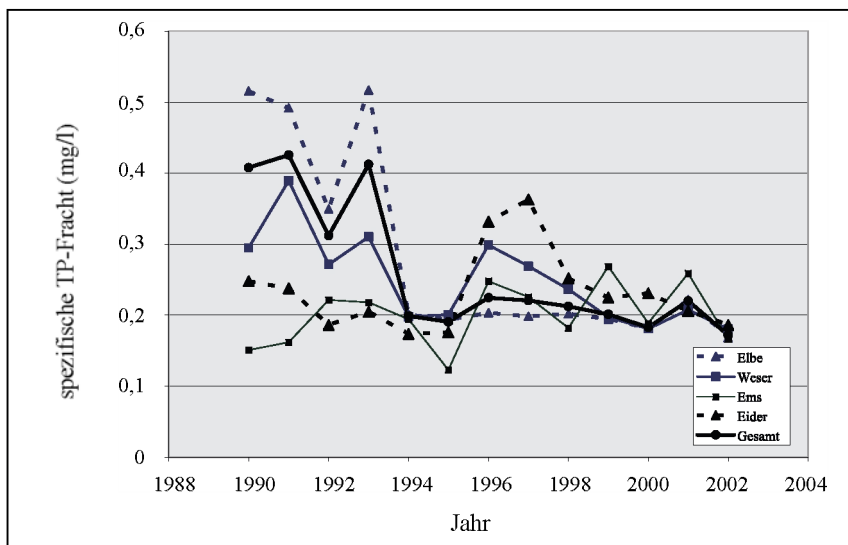


Abb. 6 Spezifische Fracht des Gesamtphosphors (Jahresfracht/Jahresabfluss)
Datenzusammenstellung:
H. HERATA, UBA

Abb. 6 Specific load of total phosphorus (annual load/annual discharge)
Data compiled by:
H. HERATA, UBA

122

Nährstoffe in der Deutschen Bucht

Das meiste Wasser in der Nordsee stammt aus dem Atlantik, 90 % davon fließt nördlich von Schottland in die Nordsee, nur etwa 10 % fließt durch den Ärmelkanal (HUTHNANCE [1991]). Die Salzgehalte liegen zwischen 34* und 35. Das Wasser der „Deutschen Bucht“ entsteht aus der Vermischung von Küstenwasser, Atlantikwasser und Flusswasser (hauptsächlich Elbe, Weser und Ems). Das Küstenwasser strömt vom Westen her in die Deutsche Bucht. Es ist eine Mischung aus Ärmelkanalwasser und Flusseinträgen, die vom Rhein und Maas dominiert werden. Der größere Teil des Atlantikwassers der Deutschen Bucht kommt aus dem Ärmelkanal (etwa 50 bis 90 %; DE RUYTER et al. [1988]), der Rest aus der nördlichen Nordsee. Im äußersten, nordwestlichen Teil des deutschen Festlandsockels herrscht Nordseewasser mit Salzgehalten über 34 und geringer Salzgehaltsvariabilität vor. Da Festlandzuflüsse dieses Wasser kaum erreichen, werden die Nährstoffkonzentrationen nur durch saisonale (biologische und biogeochemische) Einflüsse und atmosphärische Einträge beeinflusst. Der Salzgehalt des Küstenwassers variiert räumlich und zeitlich mit den Abflussbedingungen. Er bewegt sich etwa zwischen $S = 20$ und maximal $S = 31$. Während ruhiger Witterungslagen kommt es zu vertikalen Schichtungen, wenn Wasser aus der zentralen Nordsee bodennah in das Elbe-Urstromtal eindringt, oder wenn sich salzärmeres Küstenwasser über das Mischwasser in die Deutsche Bucht hinauschiebt. Diese Schichtung kann zusammen mit einer hohen Zufuhr organischen Materials zur Ursache für bodennahe Sauerstoffdefizite werden.

In die Deutsche Bucht münden die Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider. Ihre Einträge beeinflussen Salzgehalt und Nährstoffkonzentrationen des Küstenwassers. Die Stickstofffrachten in die Deutsche Bucht werden von dem vom Westen her einströmenden Küstenwasser beeinflusst (BEDDIG et al. [1997]).

Verteilung im Winter

Die Nährstoffkonzentrationen im einfließenden Atlantikwasser und in der zentralen Nordsee sind viel niedriger als im Küstenwasser. Die Nährstoffverteilung wird neben dem Wasseraustausch auch durch biologische Faktoren wie Aufnahme, Zehrung, Abbau und biogeochemische Faktoren wie Sedimentation und Denitrifizierung beeinflusst. Im Sommer ist für das Phytoplankton (mikroskopische einzellige Algen) genügend Licht vorhanden um mit Licht und anorganischen Nährstoffen organische Substanz aufzubauen. Die hohen Sommertemperaturen sorgen auch dafür, dass diese organische Substanz schnell abgebaut werden kann. Die Nährstoffkonzentrationen erreichen im Sommer meist sehr niedrige Werte. Im Winter sind die Aufnahme durch das Phytoplankton und die Freisetzung durch Abbau organischer Substanz minimal. Zu diesem Zeitpunkt erreichen die Nährstoffkonzentrationen ihr Jahresmaximum. Deswegen werden Winterwerte herangezogen, um einen Eindruck davon zu bekommen, wie viel Nährstoffe dem Phytoplankton im nächsten Frühjahr zu Verfügung stehen. Regelmäßig durchgeführte Winteraufnahmen können zeitliche Trends sichtbar machen.

Die Nitratkonzentrationen zeigen einen deutlichen Anstieg hin zur Küste von 5 - 10 μM in der offenen Deutschen Bucht bis zu etwa 60 μM im Bereich des nordfriesischen Wattenmeeres (Abb. 7 und 8). Im Wattenmeer selbst sind Werte von 80 bis 100 μM keine Seltenheit (VAN BEUSEKOM et al. [2001]), die in den Flussmündungen bis zu 300 - 700 μM ansteigen können (z.B. VAN BENNEKOM und WETSTEYN [1990]; VAN BEUSEKOM und DE JONGE [1998]). Die Phosphatkonzentrationen steigen von etwa 0,5 μM in der offenen Deutschen Bucht auf etwa 1,1 bis 1,3 μM in Küstennähe an (Abb. 9 und 10). Werte zwischen 1,1 und 1,5 μM sind typisch für das winterliche Wattenmeer (VAN BEUSEKOM et al. [2001]).

* Der Salzgehalt wird ohne Einheit angegeben. Man findet häufig den Zusatz PSU (Practical Salinity Unit). Richtig ist jedoch die Angabe ohne Einheit, da es sich um eine reine Verhältniszahl handelt.

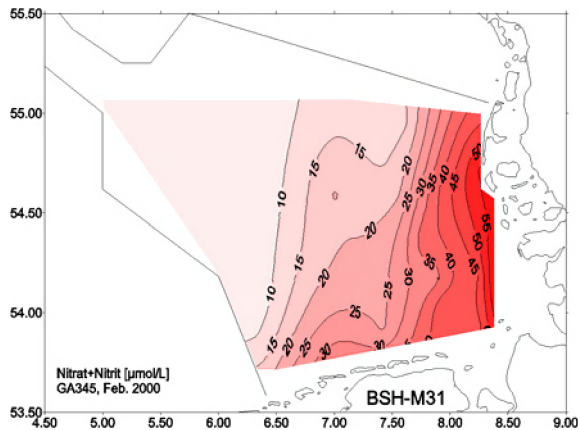


Abb.7: Nitrat- und Nitritverteilung im Februar 2000
Abb.7: Nitrate and nitrite distribution in February 2000

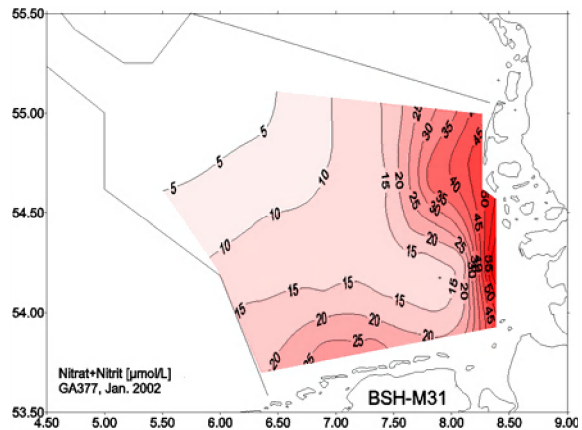


Abb.8: Nitrat- und Nitritverteilung im Februar 2002
Abb.8: Nitrate and nitrite distribution in February 2002

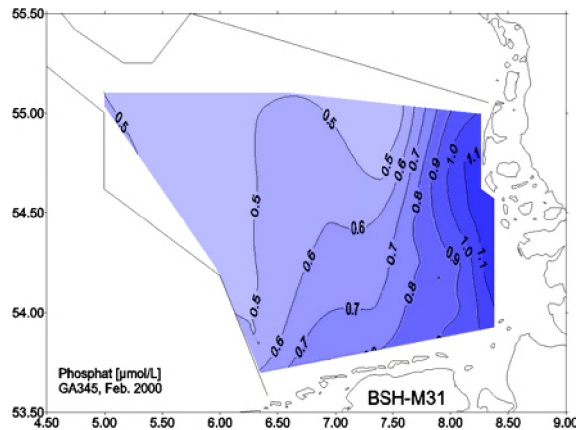


Abb.9: Phosphatverteilung im Februar 2000
Abb.9: Phosphate distribution in February 2000

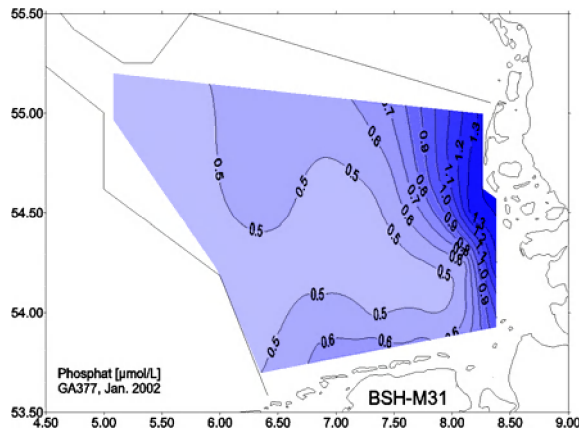


Abb.10: Phosphatverteilung im Januar 2002
Abb.10: Phosphate distribution in January 2002

Salzgehaltsnormierte Trends

Wie bereits erwähnt gibt es klimabedingte Schwankungen des Niederschlages und der Frischwassereinträge durch Flüsse ins Küstenwasser. Dementsprechend verhalten sich auch die Nährstoffkonzentrationen. Um Tendaussagen machen zu können, werden die Nährstoffkonzentrationen auf bestimmte Salzgehalte normiert. (KÖRNER und WEICHART [1991]). Dabei wird von der Tatsache Gebrauch gemacht, dass sich bei der Vermischung des Flusswassers mit Meerwasser ein linearer Zusammenhang zwischen Nährstoffkonzentrationen und dem Salzgehalt ergibt. Dieser Zusammenhang gilt für Nitrat im gesamten ästuarinen Bereich zwischen Salzgehalt $S = 0$ und S

$= 34$. Bei Phosphat gilt die Verknüpfung erst ab einen Salzgehalt von etwa 10. Der lineare Zusammenhang ermöglicht, winterliche Nährstoffwerte bei typischen Salzgehalten (z. B. 30, 33 oder 34) miteinander zu vergleichen und dadurch Trends erkennbar zu machen. Die Streuung der Messwerte um die ausgleichende Gerade ergibt das Maß der natürlichen Variabilität z. B. als 95 %-Wert (GAUL [2003]).

Die salznormierten Konzentrationen von Nitrit und Nitrat liegen in der Deutschen Bucht seit Jahren innerhalb des gleichen Bereichs und lassen keinen deutlichen zeitlichen Trend erkennen (Abb. 11). Vom Küstenwasser bei einem Salzgehalt von $S = 30$ bis in die Deutsche Bucht mit $S = 33$ ist jedoch ein steiler Abfall zu sehen

(GAUL [2003]). Leider liegen keine historischen Messwerte des Nitrats vor. Für das niederländische Wattenmeer liegen seit 1961 Daten vor, die eine Verdoppelung zeigen (POSTMA [1966]; VAN BEUSEKOM et al. [2001]). Früheste Beobachtungen aus dem nordfriesischen Wattenmeer deuten ebenfalls auf eine Verdoppelung in den letzten 30 Jahren hin. Auch aus der Helgoländer Bucht wurde Ähnliches berichtet (WEICHART

[1986]). Beim Phosphat im Küstenwasser zeigte sich in den 80er Jahren ein signifikanter Rückgang (Abb. 12). Die Werte liegen inzwischen im Küstenwasser nicht mehr signifikant über den in den 30er Jahren gemessenen Werten (GAUL [2004]). Die mit dem Elbe-Hochwasser 2002 eingetragenen zusätzlichen Nährstoffmengen haben diesen Trend nicht erkennbar beeinflusst (NIES et al. [2003], GAUL et al. [2003]).

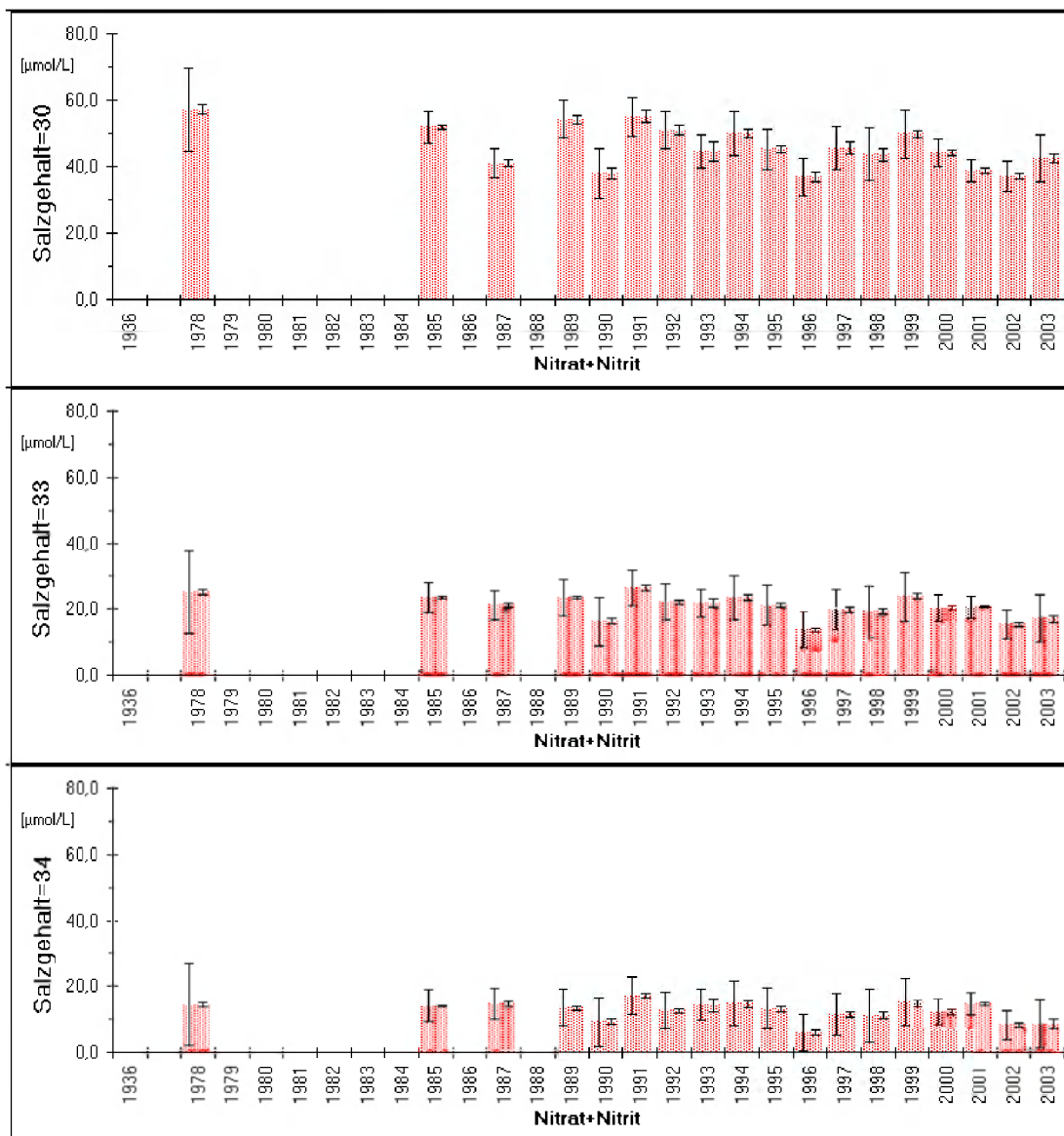


Abb. 11 Nitrat- und Nitrit-Trend bei S = 30, S = 33, S = 34
 Linke Varianz = 95% Wert der Daten; Rechte Varianz = 95% des Prognose Intervalls

Fig. 11 Nitrate and nitrite trend at S = 30, S = 33, S = 34
 Left variance = 95% data value; right variance = 95% value of the forecast interval

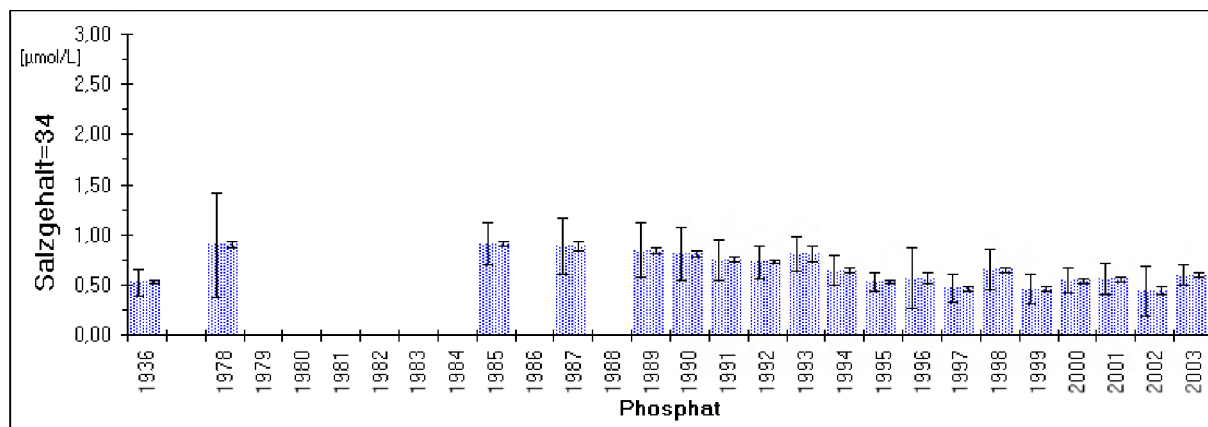
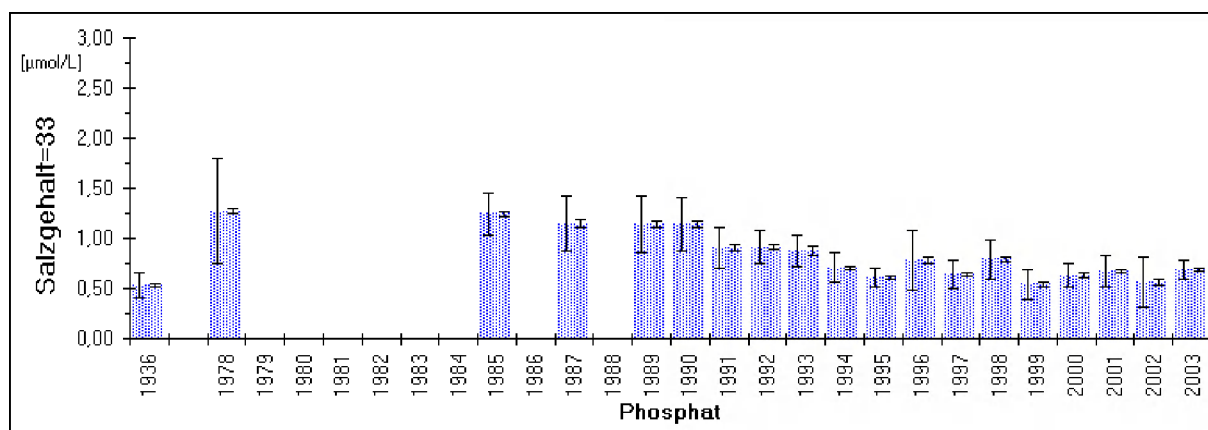
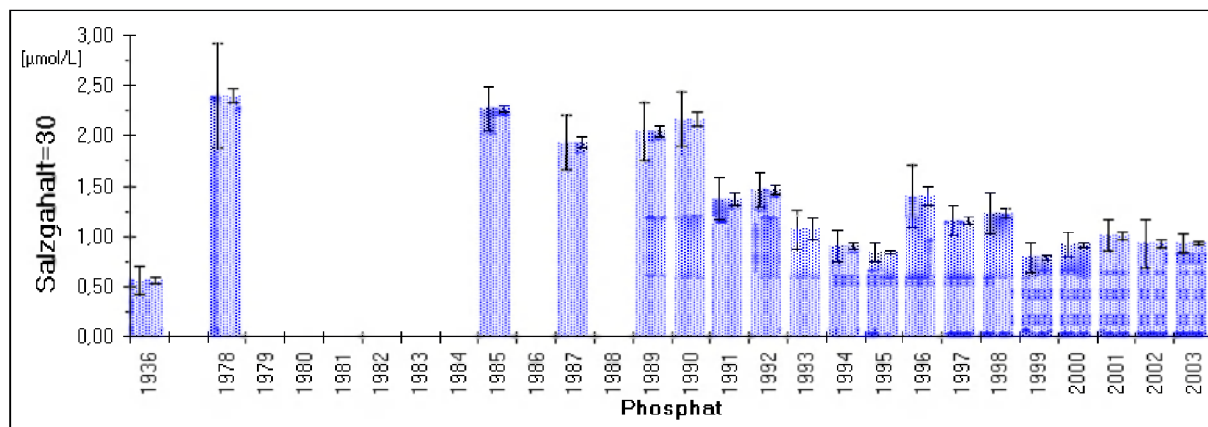


Abb. 12 Phosphat-Trend bei S = 30, S = 33, S = 34
 Linke Varianz = 95% Wert der Daten; Rechte Varianz = 95% des Prognose Intervalls

Fig. 12 Phosphate trend at S = 30, S = 33, S = 34
 Left variance = 95% data value; right variance = 95% value of the forecast interval

Zusammenfassung

Die Abflussraten der in die Deutsche Bucht mündenden Flüsse unterliegen deutlichen klimabedingten Schwankungen und bestimmen in erster Linie die Nährstofffrachten in die Deutsche Bucht. Die normierten Gesamt-Nährstoffeinträge (Jahresfracht durch Jahresabfluss) zeigen jedoch einen stetigen Rückgang seit 1990 von etwa 30 % für Stickstoff und 50 % für Phosphor. Die Nitratkonzentrationen im Winter zeigen einen deutlichen Anstieg von etwa 5 - 10 μM in der offenen Deutschen Bucht bis zu etwa 60 μM in Küstennähe. Phosphat steigt von etwa 0,5 μM bis zu 1,1 - 1,5 μM in Küstennähe. Während die salznormierten Phosphatwerte eine deutlich zeitliche Abnahme in der Deutschen Bucht zeigen, nehmen die salznormierten Nitratwerte noch nicht deutlich ab.

Summary

The discharge rates of the German Bight tributaries are clearly subject to climatological fluctuations and are the main factor determining the nutrient loads transported into the German Bight. However, normalised total nutrient inputs (flow normalised annual loads) have shown a steady decline since 1990: nitrogen about 30 %, and phosphorus 50 %. Nitrate concentrations in winter show a marked increase from about 5 - 10 μM in the open German Bight to approx. 60 μM near the coast, and phosphate levels increase from about 0.5 μM to 1.1 - 1.5 μM near the coast. Whereas salinity normalized phosphate values decrease during the past decades, the salinity normalized nitrate values do not show a clear temporal trend yet.

13 Anorganische Schadstoffe

Metalle kommen natürlich in der Umwelt vor. Durch Verwitterung, Vulkanismus und Ausgasungen werden sie für den geochemischen Kreislauf mobilisiert. Elementkonzentrationen, die durch natürliche Prozesse in die Umwelt gelangen, werden als Hintergrundkonzentrationen bezeichnet. Der Nachweis von Metallen in der Umwelt ist somit nicht zwangsläufig als Verschmutzung zu werten. Es gibt zahlreiche essentielle Elemente wie Kupfer oder Zink. Ihre Bioverfügbarkeit ist in einem bestimmten Konzentrationsbereich Voraussetzung für biologisches Wachstum. Organismen sind in der Lage, sich in einer bestimmten Bandbreite an veränderliche Elementkonzentrationen anzupassen. Wird diese Bandbreite zu höheren Konzentrationen verlassen, tritt eine toxische Wirkung ein. Andere Elemente wie Quecksilber, Cadmium oder Blei haben keine bekannte vitale Funktion.

Durch menschliche Aktivitäten werden zum Teil erhebliche zusätzliche Mengen einzelner Elemente in der Umwelt mobilisiert, wodurch die natürlichen Hintergrundkonzentrationen regional deutlich überschritten werden können. Maßnahmen zur Emissionsminderung führten in den vergangenen Jahrzehnten jedoch zur kontinuierlichen Abnahme vieler Schadstoffe in Luft, Wasser, Biota und Sediment.

Im Rahmen des BLMP werden eine Reihe von Schwermetallen (anorganischen Schadstoffen) im Wasser, im Sediment und in Meerestieren (Biota) bestimmt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Quecksilber-, Cadmium-, Blei-, Kupfer- und Zinkmessungen dargestellt.

Autoren des Kapitels 1.3

S. R. SCHMOLKE, M. HAARICH, T. PETENATI,
B. OBERT, B. SCHUBERT, P. BECKER, U. HARMS,
C. SCHRÖTER-KERMANI, D. STEFFEN

Bewertungskriterien

Bezugspunkt zur Bewertung der im Untersuchungsgebiet beobachteten Elementkonzentrationen sind für die Nordsee bzw. Deutsche Bucht angenommene Elementhintergrundkonzentrationen. Hintergrundkonzentrationen von synthetischen Substanzen sollten theoretisch gleich Null sein. Da viele dieser Stoffe jedoch persistent sind, über große Strecken transportiert werden und dadurch ubiquitär vorhanden sind, wird aus pragmatischen Gründen ein Hintergrundwert größer Null angenommen, der von typischen Konzentrationen aus entlegenen Regionen abgeleitet wird. Hintergrundkonzentrationen von Stoffen, die natürlich in der Umwelt vorkommen, wie es für Metalle der Fall ist, werden aus der Konzentrationsspannweite in Proben bestimmt, die durch menschliche Aktivität unbeeinflusst waren.

Hintergrundreferenzkonzentrationen

Als Grundlage der Bewertung der Wasserproben dienen die sogenannten „Background Reference Concentrations“ (BRC). Es handelt sich hierbei um Hintergrundbelastungswerte, die durch OSPAR für die Region „Greater North Sea“ abgeleitet wurden. In Tabelle 1 sind die BRCs für gelöste Elementkonzentrationen angegeben. Zusammen mit den Wasserhintergrundwerten sind in der gleichen Tabelle BSH-Sedimenthintergrundwerte für die Deutsche Bucht aufgenommen. Die Spannweiten der Konzentrationen wurden aus der $< 20 \mu\text{m}$ Korngrößenfraktion tiefer gelegener Schichten aus Sedimentkernen abgeleitet. Die vorhandenen OSPAR-Hintergrundwerte wurden für Sedimente nicht herangezogen, da diese sowohl aus feinen Sedimenten als auch der Feinkornfraktion abgeleitet wurden und auf die Aluminiumkonzentration normiert sind. Eine Umrechnung der im BLMP-Monitoring gemessenen Sedimentkonzentrationen auf das Element-Aluminiumverhältnis war nicht für alle Proben möglich, da Aluminium zum Teil nicht mitgemessen wurde.

Element	Wasser [ng/kg] OSPAR (BRC)*	Sediment [mg/kg _{TM}] BSH
Cd	8–25	0,08–0,24
Cu	50–90	16–29
Pb	10–20	12–38
Hg	0,2–0,5	0,02–0,04
Zn	250–450	81–103

Tab. 1: Hintergrundkonzentrationen der Elemente Cadmium, Kupfer, Blei, Quecksilber und Zink in der gelösten Fraktion (Wasser) und im Sediment (< 20 µm). Wasser: OSPAR Region „Greater North Sea“*. Sediment: BSH Sedimentkernuntersuchungen in der Deutschen Bucht

Table 1: Background concentrations of cadmium, copper, lead, mercury, and zinc in the dissolved fraction (water) and sediment (< 20 µm). Water: OSPAR region “Greater North Sea“. Sediment: BSH sediment core analyses in the German Bight

* OSPAR, 1996: Workshop on the overall evaluation and update of background/reference concentrations for nutrients and for contaminants in seawater, biota and sediment. Hamburg 22. - 25. Oct. 1996. Report of the subgroup on background values of metals in sea water and sediment. WS Background 96/6/1-E.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien (EAC)

EACs wurden entwickelt, um marine chemische Monitoringdaten aus dem OSPAR-Gebiet zu bewerten. EACs sind Element- und Schadstoffkonzentrationen, bei deren Unterschreitung keine negativen Wirkungen auf das marine Ökosystem zu erwarten sind. Die Bewertungskriterien wurden auf Basis verfügbarer qualitätsgesicherter ökotoxikologischer Daten entwickelt (OSPAR [1996]). Die Anwendung der EACs sollte die Identifikation von Problemgebieten bezüglich spezifischer Schadstoffe ermöglichen und eine Einschätzung erlauben, ob negative biologische Effekte zu erwarten sind. Es ist allerdings wichtig darauf hinzuweisen, dass EACs im Wesentlichen aus Laboruntersuchungen an Frischwasserorganismen abgeleitet wurden, und damit deren einheitliche Übertragung auf unterschiedliche marine Ökosysteme nicht unproblematisch ist, da sie weder kombinierte Wirkungen verschiedener Schadstoffe noch die chronische Langzeitwirkung einzelner Verbindungen berücksichtigen. EACs sollten daher nur unter Einbeziehung von Expertenwissen zur Bewertung der Qualität mariner Ökosysteme herangezogen werden. In Tabelle 2 sind die EACs für die untersuchten Elemente im Meerwasser zusammengefasst. Der Wert für Quecksilber ist als vorläufig anzusehen. Der Kupferwert liegt im Bereich der Hintergrundkonzentrationen und sollte nur mit dem bioverfügbaren Teil der Kupferbelastung verglichen werden.

Für die Sedimentbelastung sind ebenfalls EACs publiziert worden. Diese sind jedoch im Falle der Metallbelastung ausnahmslos vorläufiger Natur. Aus diesem Grund wurden sie nicht in den vorliegenden Bericht aufgenommen.

Element	Wasser [ng/l] OSPAR (EAC)
Cd	10–100
Cu	5–50
Pb	500–5000
Hg	5–50 (vorläufig)
Zn	500–5000

Tab. 2: Ökotoxikologische Bewertungskriterien (EAC) der Elemente Cadmium, Kupfer, Blei, Quecksilber und Zink in Wasser.

Table 2: Ecotoxicological assessment criteria (EAC) for cadmium, copper, lead, mercury, and zinc in water.

Messprogramm 1999 bis 2002

Die Überwachung von Wasser und Sediment der deutschen Küstengewässer und Flussästuarare sowie des deutschen Festlandsockels auf deren Metallbelastung wurde durch das BSH (offene Nordsee), das LANU (schleswig-holsteinische Küste), das NLÖ (niedersächsische Küste), die WGE (Elbe) und die BFG (Ästuarare) geleistet.

Wasser

Die Wasserprobenahmen der Institute wurden überwiegend in den Wintermonaten durchgeführt. Um der Auswertung einen möglichst homogenen Datensatz zugrunde zu legen, wurden alle Messwerte außerhalb der Monate November bis März nicht berücksichtigt.

Bedingt durch die sehr unterschiedliche Zusammensetzung der Proben, insbesondere der starken Schwebstoffgradienten zwischen offener See und Küstengewässern, war der Einsatz von unterschiedlichen analytischen Verfahren notwendig. Dies hatte zur Folge, dass die erfassten Metallkonzentrationen regionsübergreifend nicht immer miteinander vergleichbar waren.

Zur Interpretation der Messungen in der Deutschen Bucht und der offenen Nordsee wurden die durch das BSH entnommenen Proben in sechs Gruppen unterteilt (Abb. 1). Es wurden vier Grup-

pen unterschiedlicher Salzgehalte (< 28, 28 - 30, 30 - 34, > 34) gebildet. Zusätzlich wurden die Proben mit Salzgehalten zwischen 28 und 34 entsprechend ihrer Lage zur Länge 7,5° O differenziert. Dieses Verfahren diente zur groben Unterscheidung unterschiedlich beeinflusster Wasserkörper. Proben mit Salzgehalten größer 34 repräsentieren Wasser der offenen Nordsee (Tabelle 3). Am anderen Ende der Skala stehen Proben mit Salzgehalten kleiner 28 unter starkem Einfluss der Elbe und im nachgeordneten Maße der weiter westlich gelegenen Flusssysteme wie Weser, Ems und Rhein. Mit zunehmendem Salzgehalt nimmt der Einfluss der Flusssysteme auf den Wasserkörper ab, wobei östlich 7,5° O genommene Proben deutlich durch den Elbezufluss beeinflusst werden. In Proben, welche westlich 7,5° O genommen wurden, ist der Elbeeinfluss geringer.

Die geografische Lage der Probenahmestellen im schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Wattenmeer ist in Abb. 2 dargestellt.

Kategorie	Kriterien	Beschreibung
28	Salzgehalt < 28	direkter Einfluss der Elbe
28–30 E	Salzgehalt 28–30, östlich 7,5° O	Elbefahne Mischungsbereich
28–30 W	Salzgehalt 28–30, westlich 7,5° O	Mischungsbereich, Zufluss Ärmel-Kanal
30–34 E	Salzgehalt 30–34, östlich 7,5° O	Elbefahne Mischungsbereich
30–34 W	Salzgehalt 30–34, westlich 7,5° O	Mischungsbereich, Zufluss Ärmelkanal
34	Salzgehalt > 34	Wasser der offenen Nordsee

Tab. 3: Gruppierung der Meerwasserproben entsprechend der geografischen Lage und des Salzgehalts

Table 3: Grouping of sea water samples according to geographic position and salinity

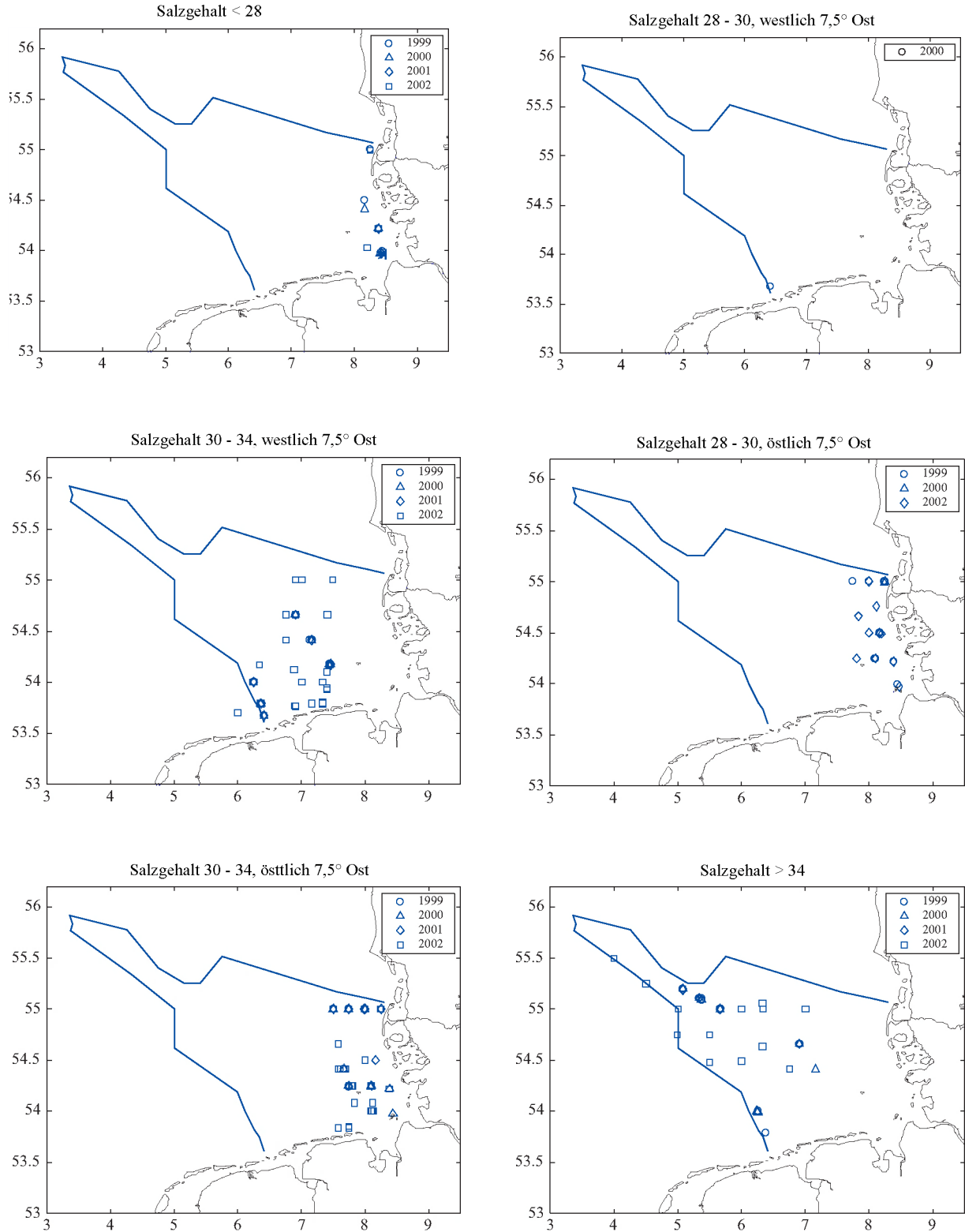


Abb. 1: Lage der Wasserstationen Deutsche Bucht und offene Nordsee. Die BSH-Messstationen wurden in Gruppen bezüglich des Proben-salzgehaltes (< 28, 28 - 30, 30 - 34, > 34) eingeteilt. Proben mit Salzgehalten zwischen 28 und 34 wurden zusätzlich nach der geografischen Position bezüglich der Länge 7,5° O (östlich, westlich) unterschieden

Fig. 1: Positions of monitoring stations in the German Bight and open North Sea. The BSH monitoring stations have been grouped by sample salinity (< 28, 28 - 30, 30 - 34, > 34). Samples with salinities between 28 and 34 have been additionally distinguished by geographical position referred to longitude 7,5° E (east, west)

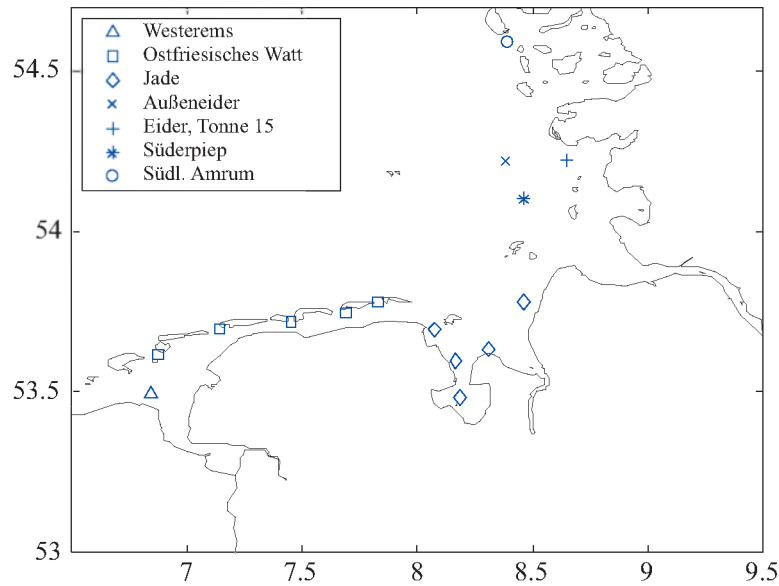


Abb. 2: Lage der im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer gelegenen Stationen zur Wasserprobenahme. Die in Gruppen zusammengefassten Stationen werden durch einheitliche Symbole gekennzeichnet

Fig. 2: Positions of water sampling stations in the Wadden Sea of Lower Saxony and Schleswig-Holstein. Grouped Stations are marked by uniform symbols

Sediment

Die zusammenfassende Auswertung der Sedimentmessungen beschränkte sich auf die Betrachtung der < 20 µm Korngrößenfraktion, um die überregionale Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Allerdings sollten bei

der vergleichenden Interpretation der Messergebnisse die in den Laboren verwendeten Aufschlussverfahren berücksichtigt werden.

Eine Übersicht über die geografische Lage der Sedimententnahmestellen wird in Abb. 3 gegeben. Die Sedimentproben wurden nach dem in Tab. 4 gezeigten Gebietsschema ausgewertet.

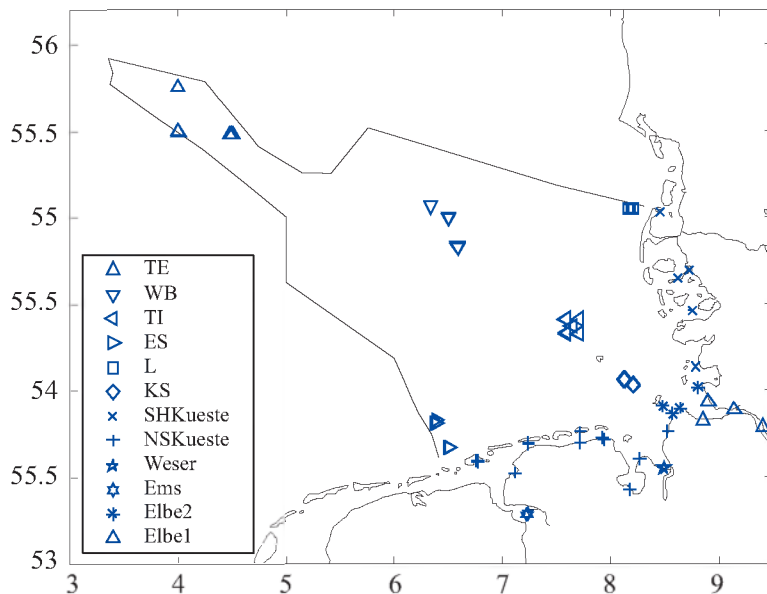


Abb. 3: Lage aller berücksichtigten Sedimentprobenahmen. Die in Gruppen zusammengefassten Stationen werden durch einheitliche Symbole gekennzeichnet.

Fig. 3: Positions of sediment sampling stations in the Wadden Sea of Lower Saxony and Schleswig-Holstein. Grouped stations are marked by uniform symbols

Station	Beschreibung
Weser:	Tettens (NLO)
Ems:	Dollart (NLO)
Niedersächsische Küste (NSKüste):	NLO-Stationen ohne Weser und Ems (s.o.)
Elbe 1:	Glückstadt bis zum Müggendorfer Watt (WGE)
Elbe 2:	Neuwerk Hafen, Duhner Watt, Sahlenburger Watt und Trischendam Ende der ARGE (WGE)
Schleswig-Holsteinisches Küstengewässer (SHKüste):	Nordfriesisches bzw. Dithmarscher Watt (LANU)
Offene Nordsee (ES):	Riffgat , Borkum Riffgrund (Dispersives Gebiet mit sandigem bis steinigem Sediment mit sehr geringem Feinkornanteil) (WGE)
Offene Nordsee (KS):	Ostlicher Teil des südöstlich Helgolands liegenden Schlickgebietes (Akkumulatives Gebiet mit hohem Feinkornanteil) (BSH)
Offene Nordsee (L):	Dispersives Gebiet westlich von Sylt (Sandiges Sediment) (BSH)
Offene Nordsee (TI):	Dispersives Gebiet nordwestlich Helgoland (Sandiges Sediment) (BSH)
Offene Nordsee (WB):	Außerer Teil des ertrunkenen Elbeurstromtals, östlich der Weißen Bank (Feinsandiges akkumulatives Gebiet) (BSH)
Offene Nordsee (TE):	Ostliches Doggerbank-Ende (Sandiges dispersives Gebiet mit sehr geringem Feinkornanteil im Sediment)(BSH)

Tab. 4: Gebiete der Sedimentprobenahme mit jeweiligen Stationen

Table 4: Sediment sampling areas and stations

Der Feinkornanteil der im Berichtszeitraum untersuchten Sedimente variierte zwischen 0,1 % und 80 %. Tabelle 5 fasst die gemessenen Anteile der Feinkornfraktion (< 20 µm) an den Gesamtproben zusammen. Deutlich erkennbar ist der hohe Feinkornanteil in den als akkumulativ gekennzeichneten Regionen.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	3	4	6
WB	24	34	140	221
TI	40	3	9	22
ES	12	2	11	58
L	21	9	15	28
KS	25	29	284	588
SHKueste	5	25	36	219
NSKueste	34	42	325	800
Weser	3	240	420	540
Ems	3	410	490	510
Elbe 2	16	0	5	380
Elbe 1	16	0	12	795

Tab. 5: Feinkornfraktion (< 20 µm) der untersuchten Sedimente (g/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Table 5: Fine-grained fraction (< 20 µm) of analysed sediment (g/kg). The location of the different areas is shown in Fig. 3

Biota

Spurenmehalle in Biota wurden in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), in Eiern von Silbermöwen (*Larus argentatus*), Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) und Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*) sowie in den Plattfischarten Flunder (*Platichthys flesus*), Kliesche (*Limanda limanda*), und Scholle (*Pleuronectes platessa*) sowie in Aalmutter (*Zoarcetes viviparus*) bestimmt. Abb. 4 zeigt die geografische Lage aller Probe-nahmeorte. Während Muschelproben, Seevogeleierproben und Aalmuttern an bestimmten Stationen entnommen wurden (diese sind in der Grafik als Symbol dargestellt) stammen die Fischproben aus verschiedenen Regionen, die in der Grafik als Polygon dargestellt sind (detailliertes Mess-programm s. Tab. 6).

Wegen der unterschiedlichen Nahrung und Physiologie können Schadstoffgehalte in Miesmuscheln, Fischen und Vogeleiern untereinander nicht direkt verglichen werden. Die Ergebnisse müssen getrennt ausgewertet werden. Sogar innerhalb der verschiedenen Arten von Plattfischen aus einem Fanggebiet kann es zu signifikanten Konzentrationsunterschieden kommen. Vergleichbare räumliche Muster bei verschiedenen Probenarten können aber Hinweise auf Belastungsschwerpunkte geben.

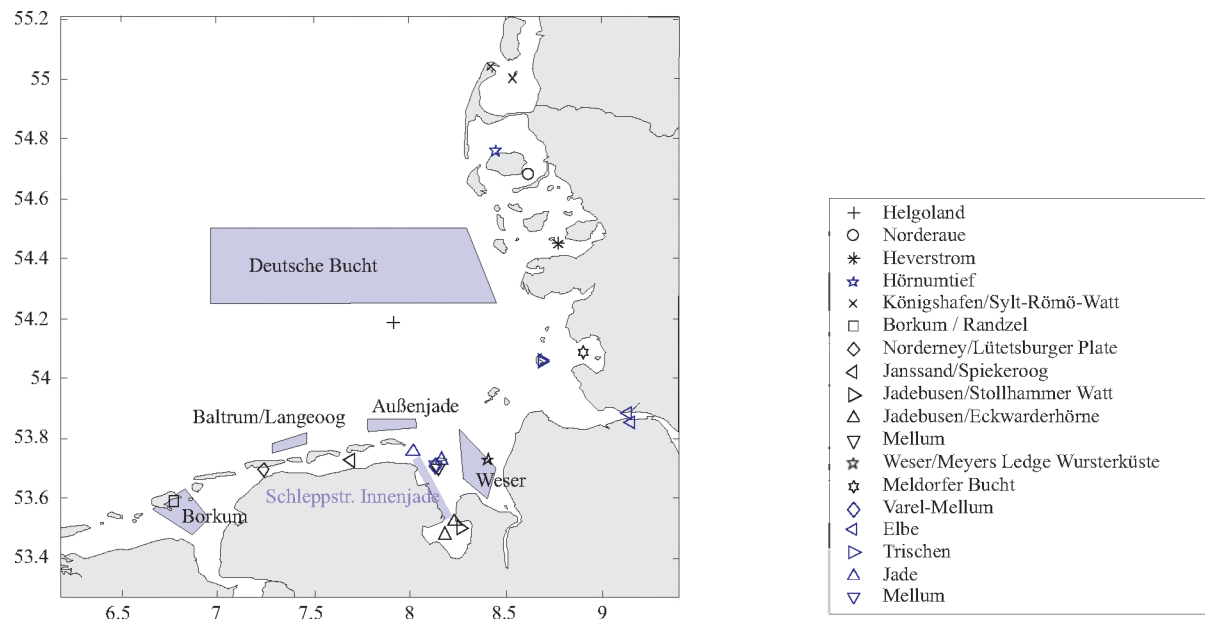


Abb. 4: Probenahmeorte für die Entnahme von Muschel- und Fischproben in der Nordsee. Alle Stationen (Muscheln und Aalmutter) sind durch unterschiedliche Symbole gekennzeichnet und in der Legende mit Namen bezeichnet. Probenahmegebiete (Fische) sind als Polygone dargestellt und in der Grafik bezeichnet. Weiterhin ist eine Schleppstrecke (Fisch) als Linie symbolisiert und ebenfalls in der Grafik bezeichnet (hellblau).

Fig. 4: Mussel and fish sampling positions in the North Sea. The stations (mussels and eel pout) are marked by different symbols; their designations are given in the caption. Fish sampling areas have been marked by polygons and designated in the graph. One sampling transect (fish) is indicated by a line and is also designated in the graph (light blue)

Gebiet	Probe	Analysierte Elemente	Datenquellen
Schleswig-holsteinsche Küstengewässer und Elbeästuar	Miesmuscheln	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As Pb, Cd, Hg, Cu	LANU UPB
	Vogeleier: Silbermöwe	Hg	UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	Hg	IfV
	Aalmutter	Hg	UPB
Ostfriesische Küste, Jade und Weserästuar	Miesmuscheln	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As (Cr) Pb, Cd, Hg, Cu	NLÖ UPB
	Vogeleier: Silbermöwe	Hg	UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	Hg	IfV
	Plattfische (Flunder, Kliesche)	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As, Cr	NLÖ
	Aalmutter	Hg	UPB
Deutsche Bucht	Plattfische (Scholle)	Pb, Cd, Hg	BFAFi

Tab. 6: Überblick zu den Untersuchungen von Spurenmعادallen in Biota aus deutschen Nordseegewässern 1999 - 2002

Table 6: Overview of trace metal monitoring in biota from the German Bight and North Sea coastal areas 1999 - 2002 (location/ species/ analysed metals/ data source)

In den **schleswig-holsteinschen Küstengewässern** und dem **nordfriesischen Wattenmeer** sowie bei **Helgoland** wurden durch das LANU natürliche **Muschelbänke** jeweils einmal jährlich im Sommer beprobt. Die Laboruntersuchungen erfolgten durch das Lebensmittel- und Veterinäruntersuchungsamt Schleswig-Holstein (seit 2002 Landeslabor Schleswig-Holstein). Im Jahr 2000 wurden im bisher beprobten Gebiet „Heverstrom“ keine Miesmuscheln mehr gefunden. Als Ersatz werden seit 2002 im Gebiet Hörnumtief Miesmuscheln beprobt. Insgesamt wurden im Berichtszeitraum 10 Beprobungen durchgeführt. Eine weitere Station wurde durchgängig im Berichtszeitraum von 1999 bis 2002 durch die UPB im Königshafen/Sylt-Römö-Watt beprobt.

In den **niedersächsischen Küstengewässern** wurden durch das NLÖ bis zu sechs **Muschelbänke** beprobt, welche sich geografisch drei Bereichen zuordnen lassen: Ostfriesisches Küstengewässer (Borkum/Randzel, Janssand/Spiekeroog, Norderney/Lütetsburger Plate), Jade und Jadebusen (Jadebusen/Stollhammer Watt), Weserästuar (Weser/Meyers Ledge Wursterküste, Mellum). Eine weitere Station wurde

durch die **UPB** im Jadebusen bei Eckwarderhörne beprobt. Es wurde jedoch davon abgesehen, die Daten mehrerer Stationen entsprechend oben erwähnter Bereiche zusammenzufassen, da die Werte dafür keinen augenscheinlichen Grund liefern und eine notwendige statistische Absicherung nicht durchgeführt worden ist. Tabelle 7 zeigt die zeitliche und räumliche Struktur der Miesmuschelbeprobungen in der Nordsee in den Jahren von 1999 bis 2002.

Zu Fischen aus den schleswig-holsteinischen Küstengewässern liegen bis auf Schwermetall-daten von Aalmutter-Proben (UPB) keine weiteren Ergebnisse vor.

In den niedersächsischen Küstengewässern hat das NLÖ bis maximal 5 Gebiete auf Plattfische beprobt. Dabei wurden je nach Programm und Vorkommen Flunder und Kliesche untersucht. Bis auf den Flunderdatensatz aus der Innenjade lagen keine durchgängigen Datenreihen für eine Art über den gesamten Zeitraum vor. Aalmuttern konnten durch die UPB für ein Gebiet untersucht werden. In der offenen Deutschen Bucht wurden 1999 und 2000 nordwestlich von Helgoland Schollen für die Spurenmetalluntersuchungen

Probenahmegebiet Miesmuscheln (<i>Mytilus edulis</i>)		Probenahmejahr			
		1999	2000	2001	2002
Helgoland	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Norderaue)	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Heverstrom)	LANU	X			
Nordfriesische Küstengewässer (Hörnumtief)	LANU				X
Königshafen/Sylt-Römö-Watt	UPB	X	X	X	X
Borkum / Randzel	NLO	X	X	X	X
Norderney/Lütetsburger Plate	NLO	X	X	X	X
Janssand/Spiekeroog	NLO	X	X	X	
Jadebusen/Stollhammer Watt	NLO	X	X	X	
Jadebusen/ Eckwarderhörne	UPB	X	X	X	X
Mellum	NLO	X	X	X	X
Weser/Meyers Ledge Wursterküste	NLÖ		X	X	

Tab. 7: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Miesmuscheln aus der Nordsee für die Analyse von Spurenmetallen

Tab. 7: Spatial and temporal pattern of blue mussel sampling in the German North Sea for the determination of trace metals

durch die BFAFi gefangen. Die seit 1988 existierende Zeitreihe konnte danach nicht durchgängig fortgesetzt werden, da in den Folgejahren keine ausreichende Anzahl an Exemplaren gefangen werden konnte. Bereits 1995 musste von längenstratifizierter Probenahme auf Selektion

eines definierten Längenbereichs (20 - 30 cm) umgestellt werden, da große Individuen nicht mehr gefangen wurden. Tabelle 8 zeigt die räumliche und zeitliche Struktur der Probenahmen von Fischen in der Nordsee im Berichtszeitraum.

Probenahmegebiete Fische			Probenahmejahr			
			1999	2000	2001	2002
Borkum	Flunder Kliesche	NLÖ	X	X	X	X*
Baltrum/Langeoog	Flunder Kliesche	NLÖ	X X	X	X X	X
Außenjade	Flunder Kliesche	NLÖ	X X			
Innenjade	Flunder	NLO	X	X	X	X
Weser	Flunder Kliesche	NLÖ	X X		X	X
Transekt Varel-Mellum	Aalmutter	UPB	X	X	X	X
Hauptprielssystem Meldorfer Bucht	Aalmutter	UPB	X	X	X	X
Deutsche Bucht NW Helgoland	Scholle	BFAFi	X	X	-	-

* Borkum 2002, Flunder: Nur Hg, Cu, Zn

Tab. 8: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Fischen aus der Nordsee für die Spurenmetalluntersuchungen

Tab. 8: Spatial and temporal pattern of fish sampling in the German North Sea for the determination of trace metals

131 Quecksilber

Quecksilber zählt zu den gefährlichsten Umweltgiften. Es bioakkumuliert durch die gesamte aquatische Nahrungskette. Seit der katastrophalen Methylquecksilbervergiftung der Bevölkerung in Minamata, ausgelöst durch den Konsum von quecksilberkontaminiertem Fisch in den fünfziger Jahren, steht die Belastung der marinen Umwelt durch Quecksilber im wissenschaftlichen und öffentlichen Interesse.

Das Verhalten von Quecksilber in der Umwelt ist durch seine für ein Metall außergewöhnlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften gekennzeichnet. Es liegt in elementarer Form bei Raumtemperatur flüssig vor und ist durch einen relativ hohen Dampfdruck gekennzeichnet. Gleichzeitig ist Quecksilber in der Atmosphäre mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von einem Jahr sehr reaktionsträge. Folglich werden regionale Quecksilberemissionen über die Atmosphäre global verteilt. Aus der Atmosphäre wird es in elementarer und in reaktiver Form überwiegend durch Niederschläge in das Meer eingetragen.

Quecksilber wird industriell vor allem in der Chloralkali-Elektrolyse sowie der Holz- und Metallverarbeitenden Industrie eingesetzt. Darüber hinaus wird es bei der Müllverbrennung, bei der Verbrennung von Kohle und anderen fossilen Brennstoffen sowie in der Zementindustrie freigesetzt. Im Wasser und im Sediment entstehen durch mikrobielle Aktivität 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. Beim Durchlaufen der Nahrungskette vom Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu Fischen und Vögeln erhöht sich der Anteil des Monomethylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 %. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ für Belastungen durch Monomethylquecksilber. Durch Aufnahme von Quecksilber wird die Immunabwehr bei Mensch und Tieren verringert und es wurden eine ganze Reihe von Krankheitssymptomen hervorgerufen, wobei die häufigsten neurologische Beeinträchtigungen sind. Schwere Quecksilbervergiftungen führen zum Tode.

Wasser

Quecksilber wurde in der Deutschen Bucht und der offenen Nordsee in filtrierten Wasserproben bestimmt. Die gemessenen Konzentrationen sind in Tabelle 9 zusammengefasst. Die geografischen Positionen der Probenahmen sind in Abb. 1 dargestellt. Es zeigten sich starke regionale Unterschiede. Im Wasser der offenen Nordsee bei Salzgehalten größer 34 wurden sehr niedrige Konzentrationen von ca. 370 pg/l gemessen. Das gelöste Quecksilber zeigte einen stark ausgeprägten, zur Küste hin zunehmenden Gradienten. In der Nähe der schleswig-holsteinischen Küste wurden, bei Salzgehalten unter 28, Werte um 790 pg/l beobachtet. Eine Unterscheidung der Wasserkörper westlich/östlich von 7,5° O bei Salzgehalten von 30 - 34 war bezüglich der Quecksilberkonzentrationen nicht möglich. Sie lagen bei 540 pg/l.

Die gemessenen Konzentrationen gelösten Quecksilbers lagen in der offenen Nordsee (Salzgehalte > 34) im Bereich der Hintergrundwerte (BRC 0,2-0,5 ng kg⁻¹). Mit zunehmender Küstennähe wurden die BRCs überschritten, bei Salzgehalten unter 34 lagen bereits über 50% der Quecksilberwerte darüber. In Küstennähe (Salzgehalt < 28) lag der Median der Quecksilberkonzentrationen um den Faktor 1,5 über dem oberen BRC-Wert. Der untere vorläufige ökotoxikologische Bewertungswert (EAC) von 5 ng/l wurde in einigen Proben bereits bei Salzgehalten von ca. 34 überschritten, der obere Wert jedoch in keiner der Proben erreicht (s. Tab. 2).

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	17	0,38	0,79	3,24
28-30 E	26	0,26	0,74	2,58
28-30 W	0	0,00	0,00	0,00
30-34 E	52	0,10	0,55	6,34
30-34 W	21	0,10	0,54	6,47
34	4	0,28	0,37	0,52

Tab. 9: Quecksilberkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH). Gebiete entsprechend Tabelle 3

Table 9: Mercury concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea in ng/l (BSH). Areas as shown in Table 3

Im schleswig-holsteinischen Küstengewässer und im Elbemündungsbereich wurden vom LANU und der WGE Quecksilberkonzentrationen im Salpetersäureauszug der unfiltrierten Meerwasserproben bestimmt. Die Konzentrationen lagen somit, allein bedingt durch die Probenvorbereitung, um ca. zwei Größenordnungen über den Befunden in filtrierten Proben aus dem küstennahen Bereich. Die Messwerte sind separat in Tabelle 10 zusammengefasst. Die Quecksilberkonzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer variierten zwischen 50 ng/l an der Station „Eider, Tonne 15“ und 4 ng/l an der Station „Außeneider“. In der Eidermündung und an der Station „Süderpiep“ (Elbe-beeinflusst) wurden im Vergleich zur küstenferneren Station höhere Gehalte gemessen. Auch die Spannweite der gemessenen Konzentrationen war hier deutlich erhöht. Zum Vergleich: im Zeitraum 1997 bis 1998 zeigten die Quecksilberkonzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer eine Spannweite von 6 bis 32 ng/l. Der Median aller Proben lag in diesem Zeitraum bei 13 ng/l.

An den Stationen Cuxhaven und Brunsbüttel wurden im Vergleich zum nordfriesischen Wattenmeer um den Faktor 2 bis 3 erhöhte Quecksilberkonzentrationen beobachtet.

Die Mediane der im niedersächsischen Watt (ostfriesisches Watt, Jade, Westerems) gemessenen Quecksilberkonzentrationen stimmten gut mit den im schleswig-holsteinischen Watt nachgewiesenen Werten überein (Tabelle 10).

Trend

Der Haupteintragspfad von Quecksilber in die Nordsee/Deutsche Bucht führt über die Flusssysteme. In den Jahren von 1990 bis 1996 wurde ein abnehmender Trend der Quecksilbereinträge in die Nordsee abgeschätzt. Dies gilt besonders deutlich für die Einträge über die Flussläufe. Für 1990 wurde noch ein Quecksilbereintrag von 19 bis 49 t bilanziert, für 1996 dagegen ein deutlich reduzierter Eintrag von 7,3 bis 8,5 t (OSPAR [1998]).

Die Quecksilbergehalte in unfiltrierten Proben aus einem gut untersuchten Gebiet westlich von Helgoland zeigten von 1980 bis 1989 recht hohe

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	12	4	11	20
	Eider, Tonne 15	6	10	20	50
	Süderpiep	12	11	17	44
	Südl. Amrum	12	6	12	15
WGE	Cuxhaven	33	11	37	110
	Brunsbüttel*	22	6	29	130
NLO	Jade	40	<5	13	98
	Ostfriesisches Watt	40	<5	15	690
	Westerems	8	6	15	32

Tab. 10: Quecksilberkonzentration (ng/l) im salpetersauren Auszug unfiltrierter Wasserproben im Zeitraum 1999-2001

*Brunsbüttel Zeitraum 2000-2001

Tab. 10: Mercury concentrations (ng/l) in extracts of unfiltered water samples acidified with nitric acid, in the period 1999 – 2001

* Brunsbüttel: 2000 - 2001

Werte und eine starke 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 war der hohe Eintrag von Quecksilber durch die Elbe, der bis zur Wiedervereinigung Deutschlands überwiegend durch die Abwässer aus der Industrie der DDR verursacht wurde.

Da Quecksilber zu einem erheblichen Teil am Schwebstoff gebunden transportiert wird, sind Messungen im unfiltrierten Wasser stark von der Schwebstofffracht des beprobten Wasserkörpers abhängig. Um die von der Schwebstofffracht unabhängige Belastung beurteilen zu können, wurde seit 1996 vermehrt Quecksilber in filtrierten Wasserproben bestimmt. Ähnlich wie in den unfiltrierten Proben wurde in der filtrierten Fraktion seit 1996 kein signifikanter Trend beobachtet.

Sediment

Die Bewertung der Spurenmetalle in **Sedimenten** erfolgt durch den Vergleich mit der geogenen 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. Tabelle 11 zeigt die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte. Die Konzentrationen lagen in allen Teilgebieten noch

deutlich über den Hintergrundwerten. Selbst für das küstenfernste Teilgebiet TE wurden noch Werte zwischen 0,06 und 0,1 mg/kg ermittelt. In den Watten und im Gebiet KS sind die Gehalte gegenüber den Hintergrundwerten um den Faktor 10 bis 20 erhöht. Der höchste Wert von 1,4 mg/kg wurde im Bereich Elbe1 nachgewiesen. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins unterscheiden sich kaum. Sie lagen etwa um den Faktor 2 unter denen im Schlickgebiet südöstlich von Helgoland (KS).

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	0,06	0,07	0,10
WB	24	0,13	0,15	0,20
TI	40	0,22	0,27	0,37
ES	12	0,15	0,20	0,40
L	21	0,30	0,36	0,42
KS	25	0,42	0,56	1,16
SHKüste	5	0,04	0,26	0,40
NSKüste	34	0,13	0,26	0,70
Weser	3	0,26	0,28	0,34
Ems	3	0,27	0,28	0,31
Elbe2	16	0,02	0,19	1,10
Elbe1	16	0,08	0,80	1,40

Tab. 11: Quecksilbergehalt (mg/kg) in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments. Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb.3 dargestellt

Tab. 11: Mercury concentrations (mg/kg) in the fine-grained fraction < 20 µm of surface sediment. The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Trend

Die Langzeitentwicklung der Quecksilbergehalte im Sediment wurde für einzelne Probenahmepositionen an langjährigen Zeitreihen untersucht. In den höher belasteten Teilgebieten des Festlandsockels haben die Gehalte von Quecksilber im Sediment bis Anfang der 90er Jahre stark, dann schwächer abgenommen.

Entgegen dem allgemein abnehmenden Trend wurden seit 1999 allerdings wieder deutlich erhöhte Werte auf den Stationen im Schlickfallgebiet südöstlich Helgolands (KS) nachgewiesen (Abb. 5). Ein ähnliches Verhalten, allerdings in abgeschwächter Form, wurde auch für Blei, Kupfer und Zink nachgewiesen. An der Klärung der Ursachen wird zur Zeit gearbeitet. Grund für das auffällige Verhalten können Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen in dem Gebiet sein. Veränderte Strömungsbedingungen können zu lokalen Erosionserscheinungen führen und damit höher belastete, tiefer liegende Sedimentschichten an die Oberfläche befördern. Ein ursächlicher Zusammenhang zwischen den 1999 in Hamburg begonnen Arbeiten an der

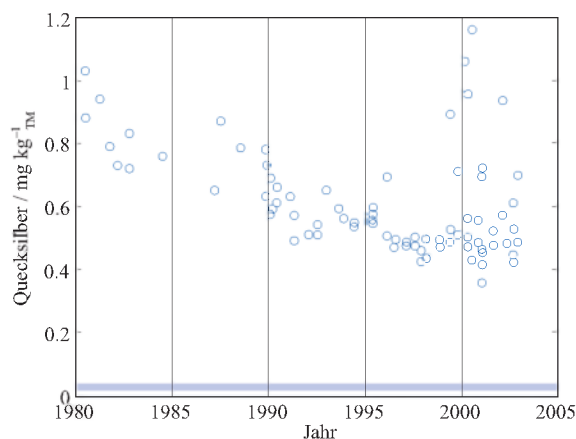


Abb. 5: Entwicklung der Quecksilberbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Oberflächensediments (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Station KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, Deutsche Bucht) sind in der Grafik als hellblauer Balken aufgenommen.

Fig. 5: Development of mercury concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (0 - 2 cm) in the inner German Bight (station KS). The light blue bar in the graph represents the upper and lower limits of the background values (BSH, German Bight)

Elbvertiefung und den in der Deutschen Bucht beobachteten Veränderungen ist möglich. Einen zusätzlichen Anhaltspunkt liefert die Untersuchung von im Elbeästuar deponiertem Baggergut aus der Elbvertiefung (Abb. 6). Die im Zeitraum 1998 bis 2002 nachgewiesenen Quecksilberkonzentrationen von ca. 1 mg/kg in der Feinkornfraktion passen gut mit der im Gebiet KS gemessenen erhöhten Quecksilberbelastung zusammen.

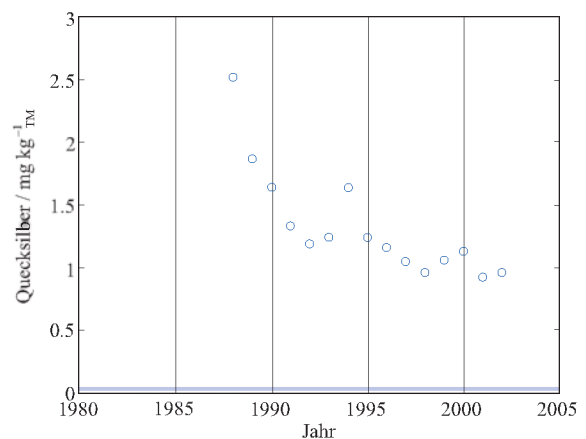


Abb. 6: Trends in der Quecksilberbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Baggerguts aus dem Elbeästuar (OSPAR [2003]). Beim Vergleich mit Abb. 5 sind die unterschiedlichen Skalen zu beachten. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, Deutsche Bucht) erscheinen in der Grafik als hellblauer Balken

Fig. 6: Trends of mercury concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of dredged material from the Elbe estuary. When comparing it to Fig. 5, the different scales should be taken into account. The light blue bar in the graph represents the upper and lower limits of the background values (BSH, German Bight)

Biota

Miesmuscheln

Die Quecksilbergehalte in **Miesmuscheln** aus den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern, dem nordfriesischen Wattenmeer und Helgoland (LANU)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 20 µg/kg Frischgewicht (FG) (Norderaue, 2002) und 38 µg/kg FG (Heverstrom, 1999). Der Median liegt bei 22 µg/kg FG. Es ist im Berichtszeitraum kein eindeutiger Trend zu erkennen.

Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminanten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Quecksilber-Höchstwert 0,5 mg/kg FG bzw. 500 µg/kg FG.

Im Gegensatz zur nordfriesischen Küste und Helgoland sind das Konzentrationsniveau und die jeweilige zeitliche Entwicklung an den einzelnen Stationen der **niedersächsischen Küstengewässer (NLÖ, UPB)** recht unterschiedlich. Am höchsten liegen die Werte mit 50 bis 80 µg/kg im Stollhammer Watt im inneren Jadebusen, gefolgt von Borkum und Norderney mit Konzentrationen zwischen 30 und 60 µg/kg.

Dagegen wurden in allen anderen Gebieten mit 15 bis 30 µg/kg Quecksilberkonzentration auf einem mit dem nordfriesischen Watt vergleichbaren Niveau gemessen. Auffällig sind Mellum mit kontinuierlich abnehmender Tendenz und dem niedrigsten Wert (15 µg/kg) aller Stationen und Borkum mit kontinuierlich steigenden Werten von 30 auf 60 µg/kg im Zeitraum von 1999 bis 2002. Alle Werte liegen auch hier deutlich unter dem zulässigen Hg-Höchstgehalt von 500 µg/kg FG für den menschlichen Verzehr. Die in den Jahren 1999 bis 2002 in Miesmuscheln gemessenen Quecksilbergehalte sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Quecksilber [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/ Spiekeroog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Röhmö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
Jahr	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	LANU	LANU
1999	30	45	30	24	50	30		23	25	20
2000	50	30	30	27	80	20	25	23	23	31
2001	50	40	30	26	65	25	30	23	25	22
2002	60	30		24		15		21	20	22

Tab. 12: Quecksilbergehalte in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 12: Mercury concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [µg/kg wet weight]; UPB data reported as mean values)

Fische

Nachdem in der Muskulatur von allen untersuchten **Fischen** die Hg-Konzentrationen sowohl im Küstenbereich als auch in der offenen Nordsee von 1997 nach 1998 um mehr als ein Drittel angestiegen waren, sind die Werte wieder auf das Niveau von 1997 oder noch etwas darunter gesunken.

Bei einer differenzierten Betrachtung der Quecksilberwerte in **Plattfischen** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** bestehen zwischen den Stationen an der ostfriesischen Küste deutliche Unterschiede. Die

Medianwerte im Jahr 1999 lagen zwischen 30 und 110 µg/kg Frischgewicht. So sind die **Flundern** bei Baltrum in den Jahren 1999 und 2000 tendenziell höher belastet als bei Borkum. Da für die Jahre 2001 und 2002 keine Daten für die kleinere Größenklasse der Flundern vorliegen, kann nur anhand eines Vergleichs mit den **Klieschen**daten vermutet werden, dass auch an dieser Station 2002 ein Konzentrationsniveau um die 50 µg/kg erreicht worden ist.

Bei den **Klieschen** in den niedersächsischen Küstengewässern liegen die Konzentrationen in der Regel niedriger als bei den Flundern. Hier ist unabhängig von dem Gebiet seit 1999

eine ständige Abnahme von ca. 80 µg/kg auf 40 µg/kg zu verzeichnen. Unterschiede zwischen den Größenklassen sind an den Daten aus dem Jahr 2001 zu erkennen: So sind auf Grund der längeren Anreicherungsperiode die größeren Flundern und Klieschen im Mittel um 50 % bzw. 40 % stärker mit Quecksilber belastet. Die Quecksilbergehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Bei den **Aalmuttern (UPB)** haben die Hg-Werte im Gebiet des Jadebusens (Transekt Varel-Mellum), nach dem Anstieg 1997/1998 von 93 auf 132 µg/kg Frischgewicht nach einer weiteren Spitze im Jahr 2000 (186µg/kg) erst 2002 (95 µg/kg) wieder das Niveau von 1997 erreicht (Tabelle 14). Hier ist wegen der starken Schwankungen in den letzten Jahren kein eindeutiger Trend zu erkennen.

Quecksilber [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	50	60		50
Baltrum/L.	110	70		
Baltrum/L. (L > 24)			110	
Innenjade	30	70	50	50
Aussenjade	135			
Weser (L = 20-24)	90		60	50
Weser (L > 24)			60	
Quecksilber [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum (L = 16-18)			50	40
Borkum (L > 18)			75	
Baltrum/L. (L = 16-18)	70		50	40
Baltrum/L. (L > 18)			70	
Innenjade				
Aussenjade	70			
Weser	80			

Tab. 13: Quecksilber-Gehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) / Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 13: Mercury concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) / dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Quecksilber [µg/kg FG]	Aalmutter							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Meldorfer Bucht			87	124	115	97	87	92
Transekt Varel-Mellum			93	132	113	186	130	95
Quecksilber [µg/kg FG]	Scholle							
Deutsche Bucht	31	36	30	42	26	25		

Tab. 14: Quecksilber-Gehalte in Aalmutter (*Zoarces viviparus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*) (Mittelwerte/Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 14: Mercury concentrations in eel pout (*Zoarces viviparus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) (Medians in [µg/kg wet weight])

Auch in Aalmuttern aus **schleswig-holsteinischen Küstengewässern** der Meldorfer Bucht sind die Hg-Gehalte mit 87 bzw. 92 µg/kg Frischgewicht in den Jahren 2001/2002 nach dem Anstieg 1998 (124 µg/kg) wieder auf das Niveau von 1997 (87 µg/kg) gesunken. Betrachtet man lediglich die Zeitspanne von 1998 bis 2001, ergibt sich ein abnehmender „Trend“. Eine statistisch gesicherte Trendaussage ist für diesen kurzen Zeitraum und ohne entsprechende Angaben zu den Schwankungsbreiten der Werte innerhalb der einzelnen Jahre nicht möglich.

Auch bei den **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)**, deren Werte 1988 bis 1993 zwischen 50 und 60 µg/kg schwankten und sich 1995 bis 1997 um 25 µg/kg einpendelten, sind die Hg-Gehalte nach dem Anstieg 1998 auf einen mittleren Wert um 40 µg/kg Frischgewicht wieder auf ein Niveau von 25 µg/kg gesunken. Dieser Wert entspricht etwa dem für Nordseeschollen typischen „Hintergrundwert“ (OSPAR/ICES [1996]). Der über den gesamten Zeitraum beobachtete abnehmende Trend wird als ein Signal für die seit Beginn der neunziger Jahre rückläufige Quecksilberbelastung der Elbe gedeutet. Eine plausible Ursache für die Störung 1998 konnte nicht identifiziert werden. Tabelle 14 fasst die Quecksilbergehalte in Aalmuttern und Schollen zusammen.

Seevogeleier

Ergebnisse zu Quecksilberuntersuchungen an **Seevogeleiern (Ifv)** für den Zeitraum von 1999 bis 2001/2002 liegen für drei verschiedene Arten und die Bereiche Jade und Elbemündung vor, für die Gebiete Dollart und Norderoog nur für 2001. Neben der räumlichen Variabilität gibt es artspezifisch bedingte Ursachen für Unterschiede in der Quecksilberbelastung der Arten (Flusseeeschwalbe > Austernfischer > Silbermöwe). Ein wesentlicher Grund liegt in der unterschiedlichen Ernährungsökologie. Für weitere Informationen dazu, auch in Hinblick auf die Ursachen des Rückgangs der Quecksilberbelastung in den untersuchten Brutgebieten, sei auf den BLMP-Bericht 1997-1998 und die Literatur (BECKER und BRUHN [2003]) verwiesen. Insbesondere auf Trischen ist eine deutliche Abnahme der Quecksilberbelastung von

Flusseeeschwalben- und Silbermöweneiern zu erkennen (Abb. 7). Der von SCHEUHAMMER [1987] angegebene kritische Schwellenwert liegt bei 500 µg/kg Ei-Frischgewicht (Abb. 7). Lediglich die Belastung der Flusseeeschwalben im Bereich der Elbe liegt auch im Zeitraum von 1999 bis 2001 mit Konzentrationen oberhalb 800 µg/kg noch deutlich über diesem Schwellenwert. Am geringsten belastet sind die Silbermöwen auf Mellum. Allerdings ist hier, nach dem tiefsten Wert in 2001, ein leichter, bei den Silbermöwen auf Trischen ein signifikanter Anstieg zu beobachten.

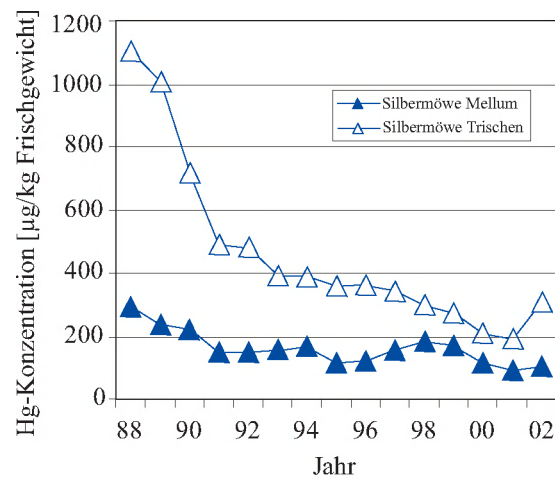


Abb. 7: Quecksilberbelastung (µg/kg Feuchtmasse) von Silbermöweneiern auf Mellum und Trischen 1988 - 2002

Fig. 7: Mercury concentrations (µg/kg wet weight) in herring gull eggs from the German North Sea coastal areas (Mellum and Trischen)

132 Cadmium

Cadmium kommt in der Erdkruste sehr selten vor und ist weitgehend gleichmäßig verteilt. Es wird in industriellen Produkten und Prozessen eingesetzt, z. B. in der galvanischen Industrie, in Pigmenten, als Plastikstabilisator, in Batterien und Metalllegierungen. Darüber hinaus wird es bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, im Straßenverkehr, bei der Müllverbrennung und Buntmetallverhüttung in die Atmosphäre emittiert. In den Boden gelangt es häufig über Phosphatdünger. Es reichert sich in der Nahrungskette an und kann Krebs, Missbildungen und genetische Veränderungen hervorrufen. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und Flüsse in die Nordsee.

Wasser

Die im Berichtszeitraum gemessenen Cadmiumkonzentrationen im Wasser sind in Tabelle 15 (Deutsche Bucht) und Tabelle 16 (Nordfriesland, Elbemündung und Ostfriesland) zusammengefasst. In der Deutschen Bucht wurden die Cadmiumkonzentrationen aus dem filtrierten Wasser, im nordfriesischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer sowie der Elbemündung aus dem sauren Auszug aus unfiltrierten Proben gemessen. Die aus unfiltrierten Proben gemessenen Konzentrationen sind nicht mit den Messungen aus filtrierten Proben vergleichbar, da Cadmium zu einem erheblichen Anteil partikelgebunden im Meerwasser vorliegt. Im ostfriesischen Wattenmeer übersteigen daher die Konzentrationen (unfiltriertes Wasser) die in filtrierten Proben (Deutschen Bucht) um ca. eine Größenordnung.

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	23	34	51
28-30 E	38	12	27	71
28-30 W	1		16	
30-34 E	105	5	20	36
30-34 W	85	9	18	26
34	61	5	12	25

Tab. 15: Cadmiumkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 15: Cadmium concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea, in ng/l (BSH), areas shown in Table 3

Die räumliche Verteilung der Cadmiumkonzentration im Wasser der **Deutschen Bucht** zeigte – wie auch in früheren Jahren – einen stark ansteigenden Gradienten zur Küste hin. Die Gehalte lagen zwischen 12 ng/l im äußeren Teil des Beobachtungsgebietes, bei Salzgehalten größer 34, und bei 34 ng/l bei Salzgehalten kleiner 28 in der Nähe der nordfriesischen Inseln. Der Gradient mit niedrigen Werten in der äußeren Deutschen Bucht und steigenden Werten in Richtung Elbmündung war deutlich zu beobachten (Tabelle 15). Insgesamt lagen die Konzentrationen im östlichen Teil des Beobachtungsgebietes (östlich 7,5° O) leicht höher als im westlichen Teil.

In der offenen Nordsee (Salzgehalte > 34) wurden Cadmiumkonzentrationen im Bereich der Hintergrundkonzentrationen (BRC 8 - 25 ng/l) gemessen. In Küstennähe bei Salzgehalten unter 28 lag der deutlich überwiegende Teil der Messwerte über dem oberen und alle Messwerte über dem unteren BRC-Wert. Alle östlich 7,5° O bei Salzgehalten unter 30 gemessenen Cadmiumkonzentrationen lagen über dem niedrigeren EAC-Wert (EAC 10 - 100 ng/l). Der obere EAC-Wert wurde in keiner Probe überschritten.

Die Cadmiumkonzentrationen im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** variierten zwischen 20 ng/l und 120 ng/l (Süderpiep) (Tabelle 16). Der Gesamt-Median lag bei 30 ng/l. Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1997 - 1998 lag ebenfalls bei 30 ng/l. In der Eidermündung und bei „Süderpiep“ (Elbebeeinflusst) wurden häufiger leicht erhöhte Cadmiumgehalte gemessen, und die Spannweiten sind hier deutlich höher. Die an der **nordfriesischen Küste** beobachteten Cadmiumkonzentrationen stimmten gut mit den Messungen in der Deutschen Bucht (Salzgehalt < 28) überein.

Im **Elbemündungsbereich** wurden gegenüber dem nordfriesischen Wattenmeer und der Deutschen Bucht deutlich erhöhte Konzentrationen von 60 ng/l in Cuxhaven und 220 ng/l in Brunsbüttel (Median) beobachtet. Deutlich zeigte sich hier die Elbe als eine starke Quelle für die Cadmiumbelastung in der Deutschen Bucht.

Im **ostfriesischen Wattenmeer** wurden Cadmiumkonzentrationen von 50 ng/l bis 2,4 µg/l in unfiltrierten Proben nachgewiesen.

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	9	<20	30	50
	Eider, Tonne 15	5	<20	35	40
	Süderpiep	9	<20	30	120
	Südl. Amrum	10	<20	30	40
WGE	Cuxhaven	33	<50	60	200
	Brunsbüttel*	22	20	220	510
NLÖ	Jade	40	<50	120	720
	Ostfriesisches Watt	40	<50	210	2400
	Westerems	8	130	300	2000

Tab. 16: Cadmiumkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001

*Brunsbüttel Zeitraum 2000 - 2001

Tab. 16: Cadmium concentration in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 – 2001.

* Brunsbüttel: 2000 - 2001

Trend

In dem Zeitraum von 1990 bis 1996 zeigten die gesamten Einträge über Flüsse und Atmosphäre in die Nordsee keinen erkennbaren Trend (OSPAR [1998]). Der Eintrag der Elbe in die Deutsche Bucht hat sich dagegen von 1989 bis 1996 halbiert (BAKKER et al. [1996]).

Cadmium wird in der Deutschen Bucht durch das BSH seit 1973 gemessen. Die Konzentration der gelösten Cadmiumfraktion zeigt in der Langzeitentwicklung eine leicht abnehmende Tendenz. Im Zeitraum von 1990 bis 2002 wurde kein abnehmender Trend mehr beobachtet.

Sediment

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

Tabelle 17 listet die im Berichtszeitraum ermittelten Konzentrationen auf.

Der Maximalwert von 1,7 mg/kg wurde in der Deutschen Bucht in der Region TI ermittelt. Im Gebiet WB lagen die Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion mit einem Medianwert von 0,14 mg/kg nur noch wenig über den Hinter-

grundwerten. In den **Küstengewässern** waren die Konzentrationen aber immer noch ca. um den Faktor 3 bis 5 erhöht. Die Cadmiumgehalte im nordfriesischen Watt waren im Beobachtungszeitraum im Vergleich zu den Werten Niedersachsens mit 0,67 gegenüber 0,51 mg/kg (Median) leicht erhöht. Im inneren Elbeästuar (Elbe1) und an der Station Ems wurden vergleichbare Cadmiumkonzentrationen nachgewiesen. Die Station Weser zeigte demgegenüber erhöhte Konzentrationen.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	0,32	0,53	0,70
WB	24	0,10	0,14	0,30
TI	40	0,29	0,53	1,77
ES	12	0,37	0,76	1,65
L	21	0,51	0,68	1,34
KS	25	0,40	0,78	1,73
SHKüste	5	0,12	0,67	0,86
NSKüste	34	0,18	0,51	0,95
Weser	3	0,65	0,67	0,80
Ems	3	0,46	0,48	0,52
Elbe2	16	0,08	0,27	0,60
Elbe1	16	0,13	0,47	1,30

Tab. 17: Cadmiumgehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 17: Cadmium concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Die Verteilung des Cadmiums in der Feinkornfraktion der Nordseesedimente 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 Schlickgebietes der inneren Deutschen Bucht (Gebiet KS), das schon seit 1975 beprobt wird, herangezogen. Hier und auch in anderen schlickigen Teilgebieten des Festlandsockels haben die Gehalte von Cadmium abgenommen. Trotz der starken Fluktuation der Cadmiumkonzentration (< 20 µm Fraktion) mit variierendem Feinkornanteil der Sedimente ist heute auch in den Sandgebieten eine abnehmende Tendenz der Belastung zu erkennen.

Biota

Miesmuscheln

Die Cadmiumgehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 18) aus **schleswig-holsteinischen Küstengewässern, nordfriesischem Wattenmeer und Helgoland (LANU/UPB)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 80 µg/kg FG (Norderaue, 2000) und 170 µg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median aller Stationen über den gesamten Zeitraum von 1999 bis 2002 (einschließlich der in der Tabelle nicht aufgeführten Stationen Hever 1999 mit 100 µg/kg und Hörnumtief 2002 mit 90 µg/kg) liegt bei 90 µg/kg FG. Die Werte bei Sylt sind nur geringfügig höher als im südlich davon gelegenen nordfriesischen Watt. Im nordfriesischen Watt wird kein eindeutiger Trend der Belastung beobachtet. Bei Helgoland zeigt sich dagegen eine ansteigende Tendenz in den Cadmiumgehalten. Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminanten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Cadmiumhöchstwert 1 mg/kg FG bzw. 1000 µg/kg FG. In den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ, UPB)** wurden die niedrigsten Cadmiumwerte mit 55 µg/kg FG 2002 vor Mellum gemessen, die höchsten mit 320 µg/kg FG im Jahr 2000 vor der Wesermündung. Es werden starke Schwankungen zwischen den Jahren beobachtet; der alternierende Verlauf zeigt bis auf Eckwarderhörne eine abnehmende Tendenz.

Cadmium [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerooog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LANU	LANU
1999	140	115	140	106	270	170		92	90	80
2000	115	125	100	126	205	70	320	90	80	120
2001	140	120	140	125	190	105	285	88	100	130
2002	100	90		121		55		87	80	170

Tab. 18: Cadmiumgehalte in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) (Mediane in [µg/kg Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 18 Cadmium concentrations in blue mussels (*Mytilus edulis*) (medians in [µg/kg wet weight]; UPB data reported as means)

Fische

Der Cadmium-Gehalt in **Flundern** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** hat nach dem Anstieg von 1997 auf 1998 (s. BLMP-Bericht 1997/1998) auch in der Zeit seit 1999 nicht abgenommen. Ein deutlicher Anstieg ist in Proben aus der Innenjade zu erkennen. Bei Baltrum sind Schwankungen zwischen den Jahren um den Faktor zwei zu beobachten. Die wenigen Daten von **Klieschen** zeigen keine wesentlichen Veränderungen. Die Cadmiumgehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Lediglich **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** zeigen nach dem Maximum im Jahr 1998 mit 134 µg/kg FG eine deutliche Abnahme bis auf 25 µg/kg FG in den folgenden zwei Jahren (Abb. 8).

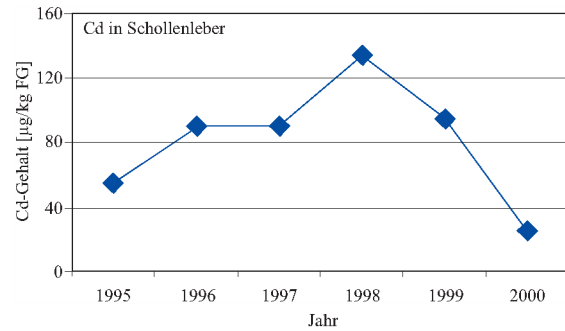


Abb. 8: Cadmiumgehalte in Schollenleber 1995 bis 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Abb. 8: Cadmium concentrations in plaice liver 1995 – 2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Cadmium [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	50	40	50	
Baltrum/L.	150	90	205	
Innenjade	20	40	55	60
Außenjade	60			
Weser	40		60	
Cadmium [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			50	70
Baltrum/L.	80		75	70
Innenjade				
Außenjade	50			
Weser	50			

Tab. 19: Cadmiumgehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 19: Cadmium concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

133 Blei

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, jedoch kein lebensnotwendiges Element. Es wird seit je her durch den Menschen verarbeitet. In der jüngeren Zeit wurde und wird Blei unter anderem für die Herstellung von Batterien und Akkumulatoren, als Additiv zu Kraftstoffen (Tetraethylblei), für Verlotungen, in Farbpigmenten und im Korrosionsschutz eingesetzt. In die Atmosphäre gelangt Blei durch eine Vielzahl von Verbrennungsprozessen und durch Emissionen aus dem Straßenverkehr. Eine signifikante Minderung der Blei-

belastung der Atmosphäre wurde durch die Einschränkung bzw. das Verbot von Bleizusätzen zu Kraftstoffen in den achtziger Jahren erreicht.

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. Vergiftungserscheinungen betreffen hauptsächlich Nieren, Hoden, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Biosynthese des Hämoglobins.

Wasser

Für die Vergleichbarkeit der durchgeführten Bleimessungen im Wasser gelten die schon für Quecksilber und Cadmium genannten Einschränkungen.

Die Bleikonzentrationen in filtrierten Proben der äußeren Deutschen Bucht (Salzgehalte > 34) waren extrem niedrig (Median 13 ng/l) (Tabelle 20). Zur Helgoländer Bucht hin und vor der Emsmündung stiegen die Konzentrationen langsam an. In der inneren Deutschen Bucht, im Elbeästuar sowie in der Elbwasserfahne nördlich der Elbmündung bis zur Höhe von Sylt lagen deutlich erhöhte Bleikonzentrationen vor (Median 31 ng/l), wobei einzelne Werte erheblich über die mittleren Werte hinausragten (bis über 450 ng/l).

Die Mediane der Bleikonzentrationen in Proben, welche bei Salzgehalten über 30 genommen wurden, lagen ausnahmslos im Bereich der Bleihintergrundkonzentrationen (BRC 10 - 20 ng/l). Bei niedrigeren Salzgehalten wurden überwiegend deutlich über dem oberen BRC-Wert liegende Konzentrationen gemessen. In der inneren Deutschen Bucht, bei Salzgehalten unter 28, wurden Konzentrationen beobachtet, die bei mehr als dem Zwanzigfachen des Hintergrundwertes lagen. Keine der untersuchten Proben erreichte den Blei-EAC-Bereich.

Im schleswig-holsteinischen Küstengewässer wurden in unfiltrierten Proben Bleikonzentrationen von unter 200 ng/l an der Außeneider und bis 850 ng/l an der Station Eider, Tonne 15

gemessen. Am häufigsten wurden Bleikonzentrationen zwischen 300 und 400 ng/l nachgewiesen. Die in der Deutschen Bucht in Küstennähe, bei Salzgehalten unter 28 beobachteten Bleigehalte lagen ca. eine Zehnerpotenz unter den Werten, die im schleswig-holsteinischen Watt in unfiltrierten Proben gemessen wurden.

Im Elbeästuar an den Stationen Cuxhaven und Brunsbüttel wurden gegenüber dem nordfriesischen Wattenmeer noch einmal deutlich erhöhte Konzentrationen beobachtet (Tab. 21).

Die in unfiltrierten Proben gemessenen Bleikonzentrationen im ostfriesischen Küstengewässer variieren zwischen < 300 und 9700 ng/l. Der Medianwert liegt bei 2500 ng/l. Insgesamt sind die im niedersächsischen Küstengewässer nachgewiesenen Bleikonzentrationen gegenüber den im nordfriesischen Küstengewässer gemessenen um eine Zehnerpotenz erhöht.

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	7	31	458
28-30 E	38	3	26	457
28-30 W	1	23	23	23
30-34 E	105	2	16	264
30-34 W	85	6	16	231
34	61	3	13	181

Tab. 20: Bleikonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in [ng/l] (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 20: Lead concentrations in the filtered water from the German Bight and open North Sea in [ng/l] (BSH). The positions of the different areas are shown in Fig. 3.

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	8	<200	400	1300
	Eider, Tonne 15	6	300	850	1900
	Süderpiep	12	300	550	2000
	Südl. Amrum	12	300	500	1500
WGE	Cuxhaven	33	<1200	2200	6100
	Brunsbüttel*	22	800	10300	34000
NLO	Jade	40	440	2050	9700
	Ostfriesisches Watt	40	<300	2500	9200
	Westerems	8	830	2850	4300

Tab. 21: Bleikonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001, *Brunsbüttel Zeitraum 2000 - 2001
 Tab. 21: Lead concentrations in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 - 2001, * Brunsbüttel: 2000 - 2001

Trend

Die aus Messungen der trockenen und nassen atmosphärischen Deposition von Blei abgeleiteten atmosphärischen Einträge in die Nordsee nahmen von 1987 bis 1995 um 50 bis 60 % ab. Der Eintrag über die Flusssysteme wurde für das Jahr 1995 um den Faktor 2 höher abgeschätzt als der Eintrag über die Atmosphäre (OSPAR [1998]). Die Belastung der Deutschen Bucht durch Einträge aus der Elbe hat sich seit Mitte der achtziger Jahre deutlich verringert (BAKKER [1999]).

Für Blei zeigt sich seit 1985 ein abnehmender Trend im gesamten untersuchten Gebiet, der jedoch seit 1990 stagniert.

Sediment

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

In Tabelle 22 sind die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte wiedergegeben. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins und dem Gebiet WB in der offenen Nordsee liegen nahe beieinander, sind aber immer noch um den Faktor 2 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht.

Ähnlich wie beim Cadmium werden oftmals besonders hohe Bleigehalte in der Feinkornfraktion gefunden, wenn der Feinkornanteil klein ist. So haben die Sedimente in Gebieten mit kleinem Fein-

komanteil (vergleiche Tabelle 5) wie TE, TI, ES und L die höchsten Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Damit zeigten die Bleigehalte in der Nordsee eine ungewöhnliche Verteilung mit vergleichsweise hohen Konzentrationen in der offenen See. Abb. 9 stellt die räumliche Verteilung der Bleikonzentrationen in der Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) in der deutschen AWZ dar. Die Positionen der Probenahmen sind durch schwarze Kreuze gekennzeichnet. Ein Erklärungsmodell für die beobachtete räumliche Struktur unter ausschließlicher Berücksichtigung der Flusseinträge ist nicht möglich. Andere Eintragspfade wie die atmosphärische Deposition scheinen einen wesentlichen Beitrag zur Belastung der Oberflächensedimente mit Blei zu liefern.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	16	159	228	248
WB	31	54	67	111
TI	50	126	172	270
ES	14	74	129	163
L	25	101	163	220
KS	33	60	85	117
SHKueste	5	9	58	74
NSKueste	34	32	54	87
Weser	3	59	62	72
Ems	3	56	58	58
Elbe2	16	4	23	115
Elbe1	16	6	51	111

Tab. 22: Bleigehalt in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 22: Lead concentrations in the fine grained fraction ($< 20 \mu\text{m}$) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

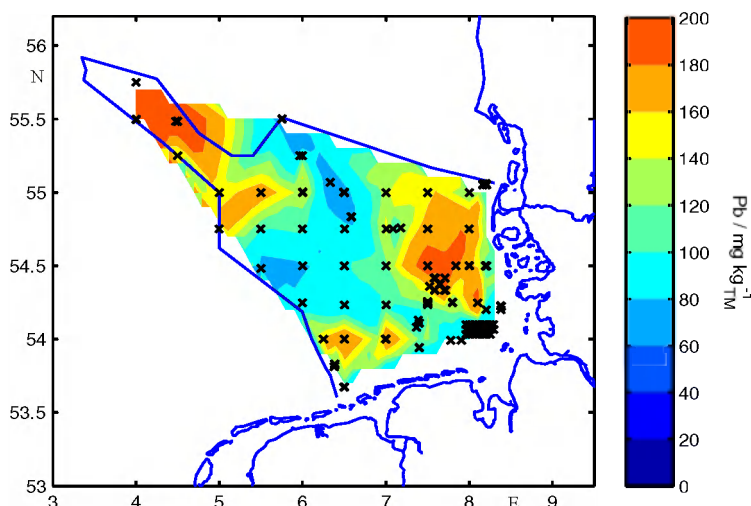


Abb. 9: Räumliche Verteilung der Bleigehalte ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{TM}}$) in der Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) der Oberflächensedimente. In der Darstellung werden alle Daten aus den Jahren 1999 bis 2002 berücksichtigt. Die Positionen der Probenahmen sind als schwarze Kreuze dargestellt

Abb. 9: Spatial distribution of lead concentrations ($\text{mg}/\text{kg}_{\text{TM}}$) in the fine-grained fraction ($< 20 \mu\text{m}$) of surface sediments. All data from 1999 to 2002 have been taken into account. The sampling positions are indicated by black crosses

Trend

In den Sanden der Nordsee fluktuiert der Bleigehalt in der Feinkornfraktion mit variierendem Feinkornanteil derart stark, dass nur in wenigen Fällen eine Trendabschätzung möglich ist. Wo dies aber möglich ist, wird eine Abnahme des Bleigehalts festgestellt.

Eine Ausnahme stellt das Schlickgebiet KS dar. Die Abbildung (Abb. 10) zeigt die Entwicklung der Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Insgesamt ist von 1980 bis 1998 kein eindeutiger Trend zu erkennen. Allerdings ist im Detail von 1993 bis 1998 ein abnehmender Trend mit einer relativ geringen Variationsbreite der nachgewiesenen Konzentrationen sichtbar. Ähnlich dem Verhalten der Quecksilbergehalte wurden ab 1999 wieder sprunghaft erhöhte Konzentrationen beobachtet.

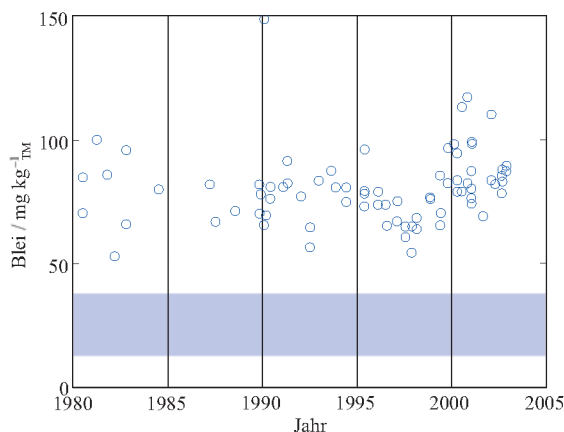


Abb. 10: Entwicklung der Bleibelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Oberflächensediments (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 10: Development of lead concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediments in the inner German Bight (KS stations). The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH DB).

Anders als im Gebiet KS konnte ein abnehmender Trend der Bleibelastung der Feinkornfraktion des Sediments über den Gesamtzeitraum von 1980 bis 2002 in einer langjährigen Zeitreihe in Norderney gezeigt werden (Abb. 11). Hier haben die Bleigehalte seit dem Jahr 2000 nahezu den Hintergrundwert erreicht. Ein

Bruch im abnehmenden Trend im Jahr 1999 ist an dieser Station an der ostfriesischen Küste nicht erkennbar.

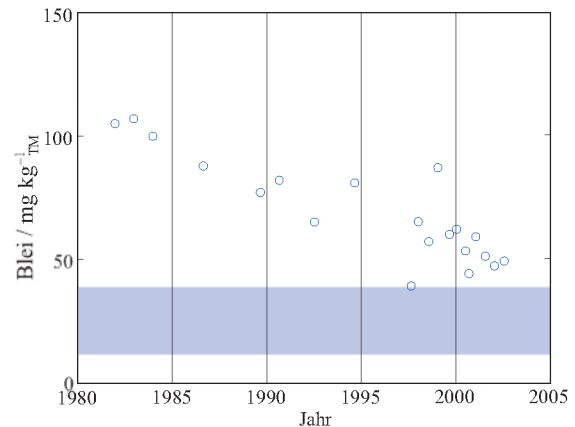


Abb. 11: Entwicklung der Bleibelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) der Oberflächensedimente an der Station Norderney in den Jahren 1982 bis 2002. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 11: Development of lead concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediments at the Norderney station from 1982 to 2002. The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH DB).

Biota

Miesmuscheln

Die Bleigehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 23) aus den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern (nordfriesisches Wattenmeer)** und von **Helgoland (LANU/UPB)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 130 µg/kg FG (Norderaue, 2002) und 550 µg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median über alle Gebiete für den Zeitraum von 1999 bis 2002 (einschließlich der in der Tabelle nicht aufgeführten Stationen Hever 1999 mit 160 µg/kg und Hörnumtief 2002 mit 130 µg/kg) liegt bei 160 µg/kg FG. An keiner Station ist für diesen Zeitraum eine eindeutige Abnahme der Bleibelastung zu erkennen, bei Helgoland deutet sich sogar eine Zunahme an. Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminaten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Blei-Höchstwert 1000 µg/kg FG.

Blei	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerooog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
[µg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LANU	LANU
1999	130	80	130	241	130	110		159	150	260
2000	295	190	235	294	205	160	205	163	130	400
2001	95	100	180	323	190	145	205	162	190	320
2002	310	150		215		140		137	130	550

Tab. 23: Bleigehalte in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)Tab. 23: Lead concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [µg/kg wet weight], UPB data reported as mean values)

Die Bleigehalte in Miesmuscheln aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ, UPB)** zeigen ein ähnliches Verhalten wie das Cadmium, mit teilweise starken Schwankungen zwischen den Jahren bis zum Faktor 3 (Borkum) und großen Unterschieden zwischen den einzelnen Gebieten, sowohl in den Konzentrationen als auch im Verlauf. Die Messwerte zeigen keinen eindeutigen Trend.

Fische

Die überwiegende Zahl der Flunder- als auch Kliesche-Proben aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** zeigt Bleigehalte unterhalb oder nur wenig oberhalb 50 µg/kg Frischgewicht auf etwa konstantem Niveau. Die Bleigehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 24 zusammengefasst.

Blei [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	<50	80	<50	
Baltrum/L.	<50	75	70	
Innenjade	<50	50	50	50
Aussenjade	<50			
Weser	<50		<50	
Blei [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			<50	60
Baltrum/L.	<50		70	60
Innenjade				
Aussenjade	<50			
Weser	<50			

Tab. 24: Blei-Gehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])Tab. 24: Lead concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Die Bleigehalte in Schollen aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** sind seit 1995 auf einem annä-

hernd gleichbleibenden Niveau (Median 47 µg/kg FG) geblieben und lassen keinen Trend erkennen.

134 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und ist daher von zentraler Bedeutung für den Stoffwechsel. In erhöhten Konzentrationen kann es jedoch ähnlich giftig wirken, wie die nicht-essentiellen Schwermetalle Blei oder Quecksilber. Kupfer ist toxisch, wenn die Kapazität der homeostatischen Regulierung im Körper überschritten wird, d. h. wenn überschüssiges Kupfer nicht mehr an die vorhandenen Kupferproteine gebunden werden kann.

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

Ähnlich wie das Cadmium zeigte das Kupfer eine typische Verteilung mit niedrigen Konzentrationen in der **offenen Nordsee** und erhöhten Konzentrationen vor allem im nordfriesischen Wattenmeer und im Elbeästuar. Bei Salzgehalten größer 34 wurde in filtrierten Proben ein Konzentrationsmedian von 219 ng/l ermittelt, bei Salzgehalten unter 28 ein Wert von 822 ng/l, d.h. eine 3,7 fach erhöhte Konzentration im Küstenbereich (Tabelle 25).

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	629	822	1346
28–30 E	37	528	684	857
28–30 W	2	569	582	595
30–34 E	105	208	462	715
30–34 W	86	262	385	576
34	61	114	219	547

Tab. 25: Kupferkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 25: Copper concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea, in ng/l (BSH); the areas are shown in Table 3

Die gemessenen Kupferkonzentrationen lagen bei Salzgehalten unter 28 um den Faktor 10 und bei Salzgehalten über 34 um den Faktor 2 über den Hintergrundkonzentrationen (BRC 50 bis 90 ng/l). Alle Messungen überschritten den EAC-Wert deutlich. Allerdings sollte der EAC-Wert nur mit der bioverfügbaren Fraktion des gelösten Kupfers verglichen werden. Im Allgemeinen werden hierunter lediglich hydratisierte Cu(II)-Ionen verstanden. Diese stellen nur ein Bruchteil der gesamten gelösten Cu(II)-Fraktion im Meerwasser, die zum deutlich überwiegenderen Teil durch stärkere organische Liganden komplexiert vorliegt. Eine entsprechende Speziation der Kupfergehalte wurde nicht durchgeführt.

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** variieren die Kupferkonzentrationen nur gering. In nicht filtrierten Proben wurden die niedrigsten Konzentrationen an der Station „Südlich Amrum“ mit weniger als 500 ng/l gemessen, die höchsten mit 1,5 µg/l an der Station „Süderpiep“ (Elbe beeinflusst, siehe Tabelle 26). Die Befunde waren gut vergleichbar mit den in der Deutschen Bucht gemessenen Konzentrationen bei Salzgehalten < 28. Die Stationen „Cuxhaven“ und „Brunsbüttel“ im Elbeästuar zeigten gegenüber Stationen im nordfriesischen Wattenmeer deutlich erhöhte Konzentrationen von 2,1 µg/l und 6,15 µg/l.

In den unfiltrierten Proben des ostfriesischen Wattenmeers wurden 2,6 µg/l nachgewiesen. Die Werte waren vergleichbar mit den in Brunsbüttel (Elbe) gemessenen Gehalten.

Trend

Die Kupfereinträge über die Flusssysteme zeigen von 1990 bis 1996 keinen so deutlichen Trend wie die Elemente Blei oder Quecksilber. Für das Jahr 1996 wurde ein Kupfereintrag von 900 bis 1000 t abgeschätzt (OSPAR 1998). Dagegen wurden wesentlich geringere Mengen von lediglich 56 t/Jahr für den atmosphärischen Pfad abgeschätzt (VAN PUL et al. [1998]).

Die im **filtrierten Wasser** gemessenen Kupferkonzentrationen zeigen seit 1990 in keiner der unterschiedenen Salzgehaltgruppen mit regionaler Differenzierung einen erkennbaren Trend.

Institut	Station	n	Min.	Median	Max.
LANU	Außeneider	12	600	850	1400
	Eider, Tonne 15	5	<500	750	1400
	Süderpiep	12	600	950	1500
	Südl. Amrum	11	<500	800	1200
WGE	Cuxhaven	33	<1100	2100	5200
	Brunsbüttel*	22	1700	6150	21000
NLÖ	Jade	40	<500	2300	7900
	Ostfriesisches Watt	40	<500	2600	27000
	Westerems	8	1100	3000	5300

Tab. 26: Kupferkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001
*Brunsbüttel Zeitraum 2000-2001

Tab. 26: Copper concentration in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 - 2001
Brunsbüttel: 2000 - 2001

Sediment

Die vom BSH für die Deutsche Bucht ermittelten Kupferhintergrundwerte variieren zwischen 16 und 29 mg/kg, mit einem Medianwert von 20 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 27 angegeben. Die Medianwerte der beobachteten Konzentrationen liegen in allen Teilgebieten nahe bei den Hintergrundwerten.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	23	25	30
WB	24	19	22	28
TI	40	25	31	37
ES	12	22	27	75
L	21	24	30	36
KS	25	23	27	35
SHKüste	5	8	15	18
NSKüste	34	14	20	31
Weser	3	21	22	25
Ems	3	16	17	17
Elbe2	16	1	10	38
Elbe1	16	3	24	61

Tab. 27: Kupfergehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 27: Copper concentrations in the fine grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Trend

In den Sedimentproben der Gebiete WB und KS konnte von 1975 bis 1998 ein signifikant abnehmender Trend beobachtet werden. Abb. 12 zeigt die Kupfergehalte in der Feinkornfraktion der Sedimentproben, die im Zeitraum seit 1980 an den Stationen KS genommen wurden. Deutlich ist der abnehmende Trend bis 1998 zu erkennen. Ähnlich wie bei Quecksilber und Blei wurden seit 1999 wieder höhere Konzentrationen im Feinkornanteil des Sediments nachgewiesen.

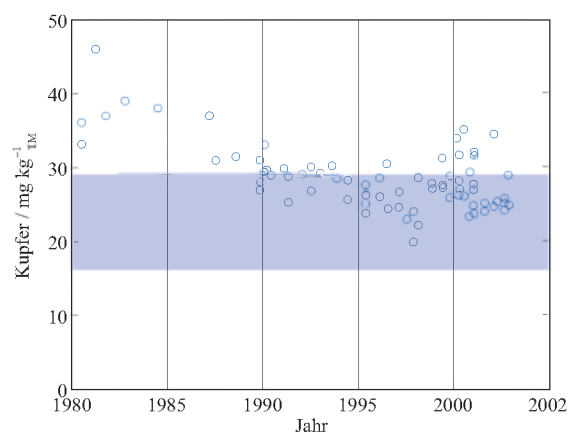


Abb. 12 Entwicklung der Kupferbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Oberflächensediments (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 12: Development of copper concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment in the inner German Bight (stations KS). The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH, German Bight)

Biota

Miesmuscheln

Die Kupfergehalte in Miesmuscheln (Tabelle 28) aus dem schleswig-holsteinischen Küstengewässer (nordfriesisches Wattenmeer) und Helgoland (LANU) variieren im Zeitraum von

1999 bis 2002 zwischen 1,3 mg/kg FG (Norderaue, 2000) und 4,3 mg/kg FG (Norderaue, 2002). Der Median liegt bei 1,8 mg/kg FG. Im zeitlichen Verlauf zeigen die Proben aus dem Königshafen eine kontinuierliche Abnahme, während im südlichen Teil des nordfriesischen Wattgebietes die Kupferkonzentrationen in Muscheln ständig zugenommen haben.

Kupfer	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerroog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
[mg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LAN U	LAN U
1999	1,8	1,4	1,4	0,599	1,4	1,7		0,728	1,27	1,88
2000	1,6	1,7	1,55	0,787	1,7	1,55	1,55	0,561	1,3	2,23
2001	1,8	1,5	1,6	0,606	1,5	1,45	1,75	0,528	3,33	1,45
2002	1,6	1,5		0,511		1,5		0,436	4,32	1,46

Tab. 28: Kupfergehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 bis 2002 (Mediane in mg/kg Frischgewicht; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 28: Copper concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight], UPB data reported as mean values)

Fische

Bei Flundern und Klieschen aus den niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ) haben die Kupferkonzentrationen nur bei Borkum

abgenommen. In allen anderen Gebieten hat es keine Änderungen gegeben. Die Kupfergehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 29 zusammengefasst.

Kupfer [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	190	190	145	
Baltrum/L.	155	160	140	
Innenjade	200	190	190	200
Außenjade	175			
Weser	170		160	170
Kupfer [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			200	120
Baltrum/L.	160		150	150
Innenjade				
Außenjade	160			
Weser	140			

Tab. 29: Kupfergehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 bis 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 29: Copper concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Die Kupfergehalte in den **Schollen** der **Deutschen Bucht (BFAFi)** (Tabelle 30) liegen um das zehnfache bis zwanzigfache über den Werten der Plattfische aus den Küstenbereichen. Grund dafür ist der geologisch bedingte höhere Kupfergehalt in Sediment und Wasser im Gebiet um

Helgoland. Die Konzentrationen unterliegen zeitlichen Schwankungen um den Faktor zwei; die stetige Abnahme von 1998 bis 2000 ist kein Indiz für weiterhin sinkende Werte. Da die Kupferbelastung zum größten Teil geogene Ursachen hat, ist dieses auch nicht zu erwarten.

Kupfer [mg/kg FG]	Scholle					
	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Deutsche Bucht	3,65	2,20	3,10	4,10	3,10	2,70

Tab. 30: Kupfergehalte in Scholle (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 30: Copper concentrations in plaice (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (medians in [mg/kg wet weight])

135 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Ein Mangel an diesem Element hat negative Auswirkungen auf das Wachstum und Wohlergehen von Pflanzen, Tieren und Menschen. Der Tagesbedarf des Menschen liegt zwischen 5 und 40 mg. Die Giftigkeit anorganischer Zinkverbindungen ist gering. Einige Pflanzen-, Phytoplankton- und Fischarten reagieren empfindlich 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.

Wasser

Die Zink-Gehalte zeigen erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen der **offenen Nordsee** und den **Küstengewässern** (Tabelle 31). Es lassen sich leicht einzelne Gebiete deutlich unterschiedlicher Gehalte erkennen, extrem niedrige Konzentrationen in der offenen Nordsee bei Salzgehalten größer 34, deutlich zunehmende Werte mit abnehmendem Salzgehalt. Anders als die bisher betrachteten Elemente zeigt Zink auch im westlichen Küstenstreifen Niedersachsens eine relativ weit in die Deutsche Bucht hineinreichende Zone erhöhter Zinkgehalte (Abb. 13). Offensichtlich befindet sich neben der Elbe im westlichen Teil der Deutschen Bucht eine weitere relevante Zinkquelle.

Die Mediane der Zinkgehalte in allen untersuchten Seegebieten überschritten die oberen Hintergrundwerte (BRC 0,25-0,45 µg/l). Ihre Mediane lagen um den Faktor 2 - 10 darüber. Alle Proben im küstennahen Gebiet (Salzgehalt < 28) lagen über dem unteren EAC-Wert von 0,5 µg/l. Auch der obere EAC-Wert wurde von wenigen Proben überschritten.

Die Zinkkonzentrationen im sauren Auszug der Wasserproben des **nordfriesischen Watts** bewegen sich zwischen 2,6 µg/l (Station "Süderpiep") und 18 µg/l (Station „Außeneider“) (Tab. 31). An den Stationen „Süderpiep“ und „Eider, Tonne 15“ wurden erhöhte Zinkkonzentrationen von 7,3 µg/l und 7,45 µg/l

Kategorie	n	Min	Median	Max
28°	24	1,01	2,18	4,35
28–30° E	37	0,27	1,55	2,70
28–30° W	2	1,66	1,79	1,91
30–34° E	105	0,20	1,15	9,48
30–34° W	86	0,18	1,02	3,13
34°	61	0,15	0,51	11,88

Tab. 31: Zinkkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in µg/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 31: Zinc concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea in µg/l (BSH). Areas are shown in Table 3

(Mediane) nachgewiesen. An diesen Stationen war der Einfluss durch die Elbeabflussfahne deutlich. Die beiden Stationen „Cuxhaven“ und „Brunsbüttel“ im Elbeästuar zeigen gegenüber den Messungen im Watt deutlich erhöhte Werte von 13 µg/l und 107 µg/l (Median). Dagegen wurden an der Station

Westerems mit Cuxhaven vergleichbare Zinkgehalte gemessen.

In den unfiltrierten Proben aus dem **ostfriesischen Wattenmeer** wurden Konzentrationen zwischen 2,7 µg/l und 42 µg/l mit einem Median von 9,7 µg/l gemessen (Tab 32).

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	12	2,8	3,7	18
	Eider, Tonne 15	6	4	7,45	17
	Süderpiep	12	2,6	7,3	16
	Südl. Amrum	12	3,4	5,7	6,6
WGE	Cuxhaven	33	<10	13	36
	Brunsbüttel*	22	33	107	200
NLO	Jade	40	2,5	9,7	26,0
	Ostfriesisches Watt	40	2,7	9,7	42,0
	Westerems	8	6,0	10,2	18,0

Tab. 32: Zinkkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (µg/l) im Zeitraum 1999 - 2001, *Brunsbüttel: 2000 - 2001

Tab. 32: Zinc concentration in acidified extracts of unfiltered water samples acidified with acid (µg/l) in the period 1999 - 2001, *Brunsbüttel: 2000 - 2001

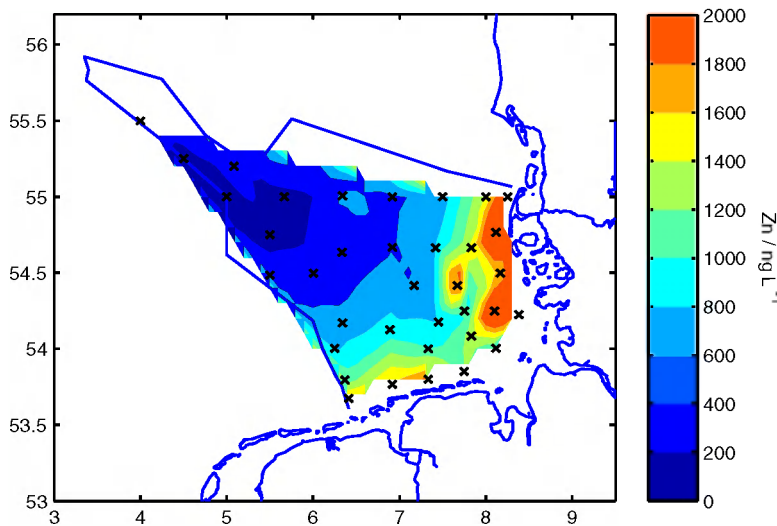


Abb.13: Räumliche Verteilung der Zinkgehalte in filtriertem Wasser. Die Proben wurden 2002 genommen.

Abb.13: Spatial distribution of zinc concentrations in filtered water. Samples have been taken in 2002

Trend

Der Zinkeintrag in die Deutsche Bucht ist von 1987 bis 1996 stark rückläufig. Dies ergibt sich vor allem aus den in diesem Zeitraum auf ein Drittel reduzierten Zinkfrachten aus der Elbe. CHESTER [2000] schätzte die Zinkeinträge in die Nordsee über die Atmosphäre auf 3800 - 4100 t/Jahr, die Einträge

aus Flusssystemen auf ca. 7300 t/Jahr und die aus Direkteinleitungen und Dumping auf 9850 t/Jahr.

Zink wird seit 1986 im Wasser der Nordsee und der Deutschen Bucht gemessen. Es wurde in den vergangenen 10 Jahren eine deutliche Abnahme der Belastung beobachtet. Die hohe Variabilität der Einzelwerte ist vor allem durch natürliche bio-

geochemische Prozesse bedingt. Abb. 14 fasst die Ergebnisse der Zinkmessungen im filtrierten Wasser zusammen. Es sind die Mediane und die Spannweiten der Wintermessungen (Jan. bis März und Nov. bis Dez.) für Proben mit Salzgehalten zwischen 30 und 34 im Gebiet östlich 7,5° O dar-

gestellt (vergleiche Abb. 1). Zusätzlich ist die Anzahl der dem ermittelten Medianwert zugrunde liegenden Messwerte in der Grafik angegeben. Genauso wie in den anderen unterschiedenen Seegebieten ist seit 1990 kein eindeutiger Trend mehr zu beobachten.

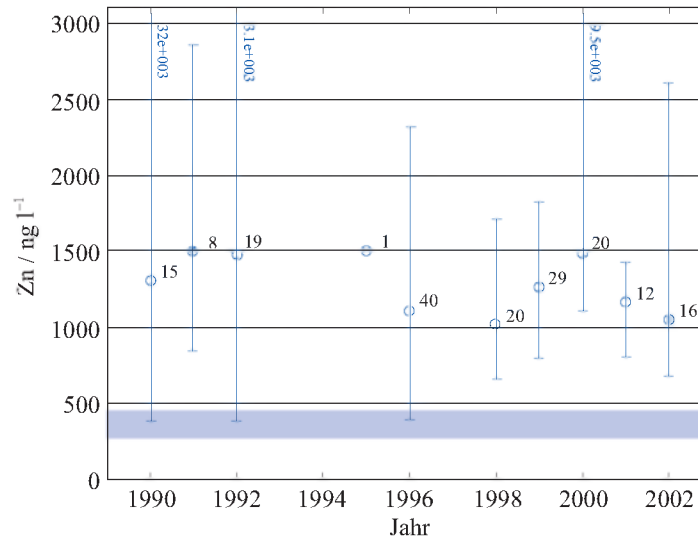


Abb. 14: Entwicklung der Zinkbelastung im filtrierten Meerwasser seit 1990, Dargestellt ist der Zentralwert (Median) und die Spannweite der in den Wintermonaten (Nov. – März) in der östlichen Deutschen Bucht (östliche 7,5° O) beobachteten Konzentrationen. Zusätzlich sind die dargestellten Daten beschränkt auf Proben mit einem Salzgehalt zwischen 30 und 34. Die Anzahl der pro Jahr zugrunde liegenden Beobachtungen ist neben dem Median als Zahlenwert angegeben. Extremwerte außerhalb des dargestellten Bereiches sind am oberen Rand der Skala in Exponentialnotation angegeben. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BRC) wird durch den eingefügten blauen Balken dargestellt.

Abb. 14: Development of zinc levels in filtered sea water since 1990, showing the central value (median) and range of concentrations observed in the eastern German Bight (east of 7.5° E) in winter (Nov. - March). Only the data of samples with salinities between 30 and 34 have been included. The number at the median indicates the count of observations per year. Extreme values outside the depicted range are indicated in exponential notation at the upper edge of the scale. The blue bar represents the upper and lower limits of the background reference concentrations (BRC)

Sediment

Die vom **BSH** für die **Deutsche Bucht** ermittelten Zinkhintergrundwerte variieren zwischen 81 und 116 mg/kg, mit einem Medianwert von 103 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 33 zusammengefasst.

Tab. 33: Zinkgehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 33: Zinc concentrations in the fine grained fraction (< 20 µm) of surface sediments (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	150	166	186
WB	24	131	148	280
TI	40	374	681	1013
ES	12	179	296	442
L	21	427	656	850
KS	25	202	236	353
SHKüste	5	90	180	250
NSKüste	34	110	160	220
Weser	3	220	220	250
Ems	3	170	180	180
Elbe 2	16	18	129	437
Elbe 1	16	41	253	456

An der **nord-** und der **ostfriesischen Küste** wurden recht ähnliche Zinkkonzentrationen in der Feinkornfraktion des Sedimentes nachgewiesen. In den Watten und in den Gebieten TE und WB liegen die Werte noch knapp um den Faktor zwei über den Hintergrundwerten. Die besonders hohen Werte im Gebiet TI sind im Zusammenhang mit der früher erfolgten Einbringung von Dünnsäure zu sehen. Damit verbunden war vor allem eine Anreicherung mit Eisen, aber auch mit Zink. Selbst knapp 10 Jahre nach dem Ende der Einbringung sind die Zinkgehalte hier mit einem Median von 681 mg/kg und einem Maximalwert von 1013 mg/kg immer noch recht hoch.

Trend

Die Zinkgehalte im Sediment der **inneren Deutschen Bucht** haben seit 1975 abgenommen, sind aber auch dort noch etwa doppelt so hoch

wie der Hintergrundwert der Nordsee. Auch in den küstenferneren schlickigen Feinsanden zeichnet sich eine Abnahme ab.

Biota

Miesmuscheln

Die Zinkgehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 34) aus den **schleswig-holsteinschen Küstengewässern (nordfriesisches Wattenmeer) und Helgoland (LANU)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 12 mg/kg FG (Hörnumtief, 2002) und 20 mg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median liegt bei 15,6 mg/kg FG. Während die Zinkgehalte im nordfriesischen Watt bis auf das Jahr 2000 relativ konstant zwischen 12,5 und 13 µg/kg liegen, sind bei Helgoland stärkere Schwankungen zwischen 15 und 20 µg/kg zu verzeichnen. Eine zeitliche Entwicklung ist nicht zu erkennen.

Zink	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerooog	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Nordfries. Watt	Helgoland
[mg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU
1999	18	18	20	20,0	17		12,8	15,5
2000	16,5	15	14	14,5	11	19,5	15,6	18,1
2001	18	17	23	19,0	15	22,0	12,5	16,3
2002	16	18			10,5		12,5	19,9

Tab. 34: Zinkgehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (Mediane in mg/kg Frischgewicht)

Tab. 34: Zinc concentration in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Ebenso ist keine Änderung der Zinkwerte in Miesmuscheln an den Stationen der **niedersächsischen Küstengewässer (NLÖ)** zu erkennen. Hier zeichnen sich die Stationen Borkum und Norderney gegenüber den übrigen weiter östlich gelegenen Stationen durch geringere Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren aus.

Fische

Auch bei den **Plattfischen** vor der **niedersächsischen Küste** gibt es keine Hinweise auf sich entscheidend ändernde Zinkgehalte. Das Niveau liegt bei den Klieschen, wie auch bei anderen Metallen beobachtet, etwas unterhalb des Niveaus bei den Fludern. Die Zinkgehalte in Fludern und Klieschen sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

Zink [mg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	7	5,45		5
Baltrum/L.	5	5,2	4,6	
Innenjade	7,7	5,85	5,4	6,3
Außenjade	5,6			
Weser	6		5,9	5,1
Zink [mg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			5,2	
Baltrum/L.	4,7		5,6	4,6
Innenjade				
Außenjade	5,1			
Weser	4,9			

Tab. 35: Zinkgehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])Tab. 35: Zinc concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Die Zinkgehalte in **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** (Tabelle 36) sind nach dem deutlichen Anstieg auf über 34 µg/kg FG im Jahr 1998 zwar in den folgenden Jahren wieder gesunken, haben sich aber im Jahr 2000 dem

ursprünglichen Niveau erst um die Hälfte wieder angenähert (27,4 µg/kg FG). Da aus den folgenden zwei Jahren keine Proben vorliegen, können keine Aussagen über den weiteren Verlauf gemacht werden.

Zink [mg/kg FG]	Scholle					
	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Deutsche Bucht	23,6	23,4	23,6	34,3	31,9	27,4

Tab. 36: Zinkgehalte in Scholle (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])Tab. 36: Zinc concentrations in plaice (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (medians in [mg/kg wet weight])

136 Arsen

weder eine zeitliche Tendenz innerhalb einzelner Stationen zu erkennen, noch zeigen sich eindeutige Belastungsschwerpunkte.

Biota

Miesmuscheln

Die Arsengehalte in Miesmuscheln aus dem schleswig-holsteinischen Küstengewässer (nordfriesisches Wattenmeer) und Helgoland (LANU) (Tabelle 37) variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 1,0 mg/kg FG (Helgoland, 2000) und 1,9 mg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median liegt bei 1,5 mg/kg FG.

Die Ergebnisse der niedersächsischen Stationen (NLÖ) zeigen auch beim Arsen deutliche Unterschiede zwischen den Jahren. Es ist aber

Fische

Bei den Arsengehalten in Plattfischen aus den niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ) zeigt sich ein sehr uneinheitliches Bild, das sich bei den Flundern von relativ niedrigen Werten von 1 mg/kg in der Innenjade bis 7 mg/kg in der Außenjade im selben Jahr äußert. Artenspezifische Unterschiede zwischen den beiden Arten Flunder und Kliesche lassen sich durch die relativ hohe Streuung der Werte nicht ausmachen. Die Arsengehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 38 zusammengefasst.

Arsen [mg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerroog	Jadebusen/Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Nordfries. Watt	Helgoland
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU
1999	0,42	0,35	0,39	0,29	0,29		1,49	1,37
2000	2,05	1,90	1,75	1,95	1,55	1,70	1,10	1,04
2001	0,44	0,19	0,72	0,56	1,10	1,15	1,44	1,76
2002	2,20	1,55			1,45		1,45	1,90

Tab. 37: Arsengehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 37: Arsenic concentration in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Arsen [mg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	1,6	4,1	5,3	
Baltrum/L.	4,3	3,1	5,6	
Innenjade	1,0	4,7	5,4	4,8
Außenjade	7,1			
Weser	1,9		2,1	
Arsen [mg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			5,3	3,1
Baltrum/L.	2,0		3,1	4,2
Innenjade				
Außenjade	3,8			
Weser	1,5			

Tab. 38: Arsengehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 38: Arsenic concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Zusammenfassung

Wasser

Alle untersuchten Elemente, Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink zeigen eine ähnliche räumliche Konzentrationsverteilung im Wasser. Die Gehalte nehmen von der Küste zur offenen Nordsee hin deutlich ab. Belastungsschwerpunkt sind die innere Deutsche Bucht und das Elbeästuar, aber auch in den Mündungsgebieten von Weser und Ems wurden erhöhte Konzentrationen nachgewiesen. Zink weicht etwas von diesem Bild ab. Es zeigt auch an der ostfriesischen Küste weit in die Nordsee hineinreichend erhöhte Konzentrationen. Die Ursache für dieses gegenüber den anderen Metallen veränderte Verhalten ist bisher nicht bekannt. Für alle untersuchten Metalle sind die Abflüsse von Land und aus den großen Flusssystemen für deren Bilanzen im küstennahen Wasser evident.

Die Konzentrationen der Elemente Cadmium, Blei und Zink im filtrierten Wasser und Quecksilber im unfiltrierten Wasser zeigten auf einer langen Zeitachse von ca. 20 Jahren abnehmende Trends, die jedoch seit 1990 stagnieren.

Im Berichtszeitraum lagen die gemessenen Konzentrationen der Elemente Quecksilber, Cadmium und Blei im filtrierten Meerwasser der offenen Nordsee im Bereich der Hintergrundkonzentrationen. Cu und Zink zeigten auch in der küstenfernen Region Werte über dem Hintergrundwert. In Küstennähe wurde der Hintergrundwert von allen Elementen deutlich überschritten.

Nach heutigem Kenntnisstand geht von den nachgewiesenen Metallbelastungen des Meerwassers keine unmittelbare Gefahr für das marine Ökosystem aus.

Sediment

Die im Berichtszeitraum gemessene räumliche Verteilung der Metallbelastung in der Feinkornfraktion des Sediments entsprach weitgehend den Ergebnissen aus den Vorjahren.

Anders als für das Wasser ist der Zusammenhang zwischen Metallgehalten im Sediment und der Entfernung zur Küste bzw. den großen Flussästuaren nicht so offensichtlich. Andere Einflussgrößen spielen hier eine wichtige Rolle. An erster Stelle ist die Korngrößenfraktionierung des Sediments zu nennen. Vor allem die Elemente Blei und Cadmium zeigen in den sandi-

gen Gebieten der offenen Nordsee auffällig hohe Konzentrationen in der Feinkornfraktion. Die Gründe hierfür sind bisher nicht erklärt. Als eine Ursache wird Ferntransport über die Atmosphäre diskutiert.

Die Gehalte von Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink haben in den vergangenen 20 Jahren in der inneren Deutschen Bucht abgenommen. Von dem allgemeinen Trend abweichend wurden im Schlickgebiet südöstlich Helgolands seit 1999 wieder zunehmende Konzentrationen, vor allem für Quecksilber, Blei und Cadmium, beobachtet. Ursache könnte zum einen eine veränderte Hydromorphologie in dem Gebiet sein. Veränderte Strömungsverhältnisse könnten die oberen Sedimentschichten abgetragen haben und somit höher belastete, tiefer liegende Schichten an die Oberfläche gefördert haben. Zum anderen könnte ein Zusammenhang mit den 1999 begonnenen Baggerarbeiten zur Elbevertiefung bestehen. Ein erhöhter Sedimenttransport aus der Elbe in das Schlickgebiet könnte zu einer erhöhten lokalen Belastung geführt haben. An der Klärung der Ursachen für die veränderten Verhältnisse in diesem Gebiet wird zur Zeit gearbeitet.

Die Gehalte der Metalle Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink sind in der inneren Deutschen Bucht gegenüber den Hintergrundwerten nach wie vor angereichert. Dagegen bewegt sich die Kupferkonzentration an allen Stationen sehr dicht oder im Bereich der Hintergrundwerte.

Biota

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über die Gehalte von Schwermetallen in Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus den deutschen Küstengewässern der Nordsee und der Deutschen Bucht. Die ermittelten Daten zeigen erwartungsgemäß charakteristische Unterschiede in den Konzentrationsniveaus der Metalle im allgemeinen und zwischen den untersuchten Tierarten.

Gesicherte Aussagen über zeitliche Trendentwicklungen sind in der Regel erst ab einem Zeitraum von etwa sieben Jahren und bei Vorliegen von Informationen über die Streubreite innerhalb des jährlichen Datensatzes möglich. Nur in wenigen Fällen und auch nur für den beobachteten Zeitraum lassen sich Tendenzen zu höheren oder niedrigeren Werten erkennen. Wegen der starken Schwankungen von Jahr zu Jahr können aber keine Aussagen für die weitere Entwicklung gemacht werden. Generell ist dieser Zeitraum von starken zwischenjährlichen Schwankungen und teilweise gegensätzlich verlaufenden Entwicklungen an benachbarten Stationen geprägt. Dieses gilt mehr oder weniger für

alle Elemente. Auch bei dem im letzten Bericht festgestellten abnehmenden Trend von Quecksilber in Schollen der Deutschen Bucht und Eiern von Austernfischern, Flussschwalmküken und Silbermöwen hat es in dieser Periode Störungen mit „Ausreißern“ nach oben gegeben. Bis auf die Quecksilberwerte in Flussschwalmküken aus dem Elbegebiet, die auch in diesem Zeitraum weiterhin abgenommen haben, hat die Quecksilberbelastung bei den Seevögeln den kritischen Wert von 500 µg/kg inzwischen unterschritten.

Summary

Water

All elements monitored, i. e. mercury, cadmium, lead, copper, and zinc, showed a similar spatial distribution of concentrations in water. Their levels decreased markedly from the coastal waters toward the open North Sea. The highest pollution levels were measured in the central German Bight and Elbe estuary, but elevated levels were also measured in the estuaries of Weser and Ems. Zinc shows a slightly different picture. It has elevated levels in an area extending from the east Frisian coastal waters far into the North Sea. The cause of this different behaviour as compared to the other metals is not known thus far. There is an obvious impact of discharges from land and from the large estuaries on the budgets of all metals surveyed in the coastal waters.

Concentrations of the elements cadmium, lead, and zinc in filtered water, and mercury in unfiltered water, showed a declining trend on a long time axis of 20 years, which has been stagnant since 1990, however.

In the period under review, measured concentrations of the elements mercury, cadmium, and lead in filtered sea water from the open North Sea were on the order of the background levels. Cu and zinc values exceeded the background levels also in offshore areas. In the coastal waters, the background levels of all elements were clearly exceeded.

According to current knowledge, the elevated metal concentrations in sea water do not pose an immediate threat to the marine ecosystem.

Sediment

The spatial distribution of metal pollutants in fine-grained sediment in the period under review corresponded largely to that of the preceding years.

The relation between metal concentrations in sediment and distance from the coast, or from the large river estuaries, is not so obvious as in the case of water pollution. Other factors are playing an important role as well. The first important factor is the grain size distribution of the sediment. Especially the lead and cadmium levels were particularly high in the fine-grained fraction of sandy areas in the open North Sea. The causes have not yet been identified but remote atmospheric transport is being discussed as a possible cause.

Levels of mercury, cadmium, lead, and zinc in the central German Bight have declined in the course of the past 20 years. In contrast with this general trend, concentrations of mercury, lead, and cadmium, in particular, have been increasing again in the muddy sediment southeast of Heligoland since 1999. One cause might be a changed hydromorphology in this area. Changed current conditions may have eroded the upper sediment layers, exposing deeper layers with higher pollution loads. On the other hand, there may be a connection with dredging in the river Elbe, which began in 1999. Increased sediment transport from the Elbe into the muddy area may have led to local increases in pollution. The causes of these local changes are still under investigation.

Concentrations of the metals mercury, cadmium, lead, and zinc in the central German Bight are still above the background values, while copper concentrations at all stations are very close to, or at the level of, the background values.

Biota

The present report gives a survey of the heavy metal levels found in marine fauna (fishes, shellfish, and sea birds) from the German coastal waters of the North Sea and German Bight. As expected, the survey data show characteristic differences in the concentrations of the individual metals and among the animal species studied.

Valid conclusions regarding temporal trends normally can only be made after a period of about seven years, taking into account the scatter in the annual datasets. Only in a few cases and only with respect to the period surveyed have trends toward higher or lower values been identified. Because of strong year-to-year fluctuations, no forecasts of future developments can be made. The period under review is generally characterized by strong interannual fluctuations and, in some cases, contrary developments at neighbouring stations. That applies more or less to all elements surveyed.

Also in the declining trend of mercury in German Bight plaice and in the eggs of oystercatchers, common terns and herring gulls referred to in the last report, deviations with positive outliers occurred in the period under review. With the exception of mercury concentrations in the eggs of common terns from the Elbe area, which also continued to decline during this period, mercury pollution in seabirds meanwhile has dropped below the critical value of 500 µg/kg.

Anmerkungen zu den Miesmuschel-Untersuchungen

Schleswig-holsteinsches Küstengewässer (LANU):

Bei einem Vergleich der Schwermetallgehalte aus den zwei Entnahmegebieten ist zu berücksichtigen, dass die untersuchten Miesmuscheln hinsichtlich der Größe sehr unterschiedlich ausfallen. Für die Muscheln aus dem nordfriesischen Watt liegt die mittlere Größe bei nur 4,5 cm (Spannweite: 4,1 bis 5,2 cm), während die Helgoländer Muscheln eine mittlere Größe von 6,2 cm (Spannweite: 4,9 bis 7,4 cm) aufweisen. Dies bedingt auch die festgestellten deutlich höheren Schwermetallgehalte (vgl. Cadmium, Blei, Kupfer und Zink) in den Helgoländer Miesmuscheln, die älter sind und die Schadstoffe über einen längeren Zeitraum angereichert haben. Die Schwermetallgehalte der Miesmuscheln aus dem nordfriesischen Watt liegen im Bereich der Vergleichsmediane des Zeitraums von 1994 bis 1999.

Vergleich nordfriesische und ostfriesische Küste (UPB):

Im räumlichen Vergleich der Miesmuschel-Untersuchungsgebiete im deutschen Nordseegebiet erwiesen sich die aus dem Jadebusen (Eckwarderhörn) entnommenen Muscheln für den Zeitraum von 1985 bis 1993 als deutlich stärker mit Pb, Cd und Hg belastet als die Muscheln aus dem Sylt-Römö-Watt (List, Königshafen). In den nachfolgenden Jahren verminderten sich diese Unterschiede, die Belastung der Muscheln aus dem Jadebusen (Eckwarderhörn) nahm tendenziell ab, während die Belastung der Muscheln aus dem Sylt-Römö-Watt (List, Königshafen) anstieg.

Als Vergleichswerte werden die von der Oslo/Paris-Kommission (OSPARCOM) empfohlenen Hintergrund- bzw. Referenzkonzentrationen für Metalle in Miesmuscheln herangezogen. Sie betragen für Cd 0,07 – 0,11 µg/g, für Pb 0,01 – 0,19 µg/g, für Cu 0,76 – 1,1 µg/g und für Hg 5 – 10 ng/g, jeweils bezogen auf das Frischgewicht (FG). Im Falle von Cad-

mium haben sich die in Muscheln nachgewiesenen Konzentrationen diesem Referenzbereich deutlich angenähert; im Falle von Blei liegen nur die Konzentrationen der Miesmuscheln von Eckwarderhörn oberhalb dieses Bereiches. Quecksilbergehalte in Miesmuscheln der beiden Nordsee-Probenahmestellen haben sich zwar seit Ende der 80er Jahre vermindert, liegen aber immer noch deutlich oberhalb der Referenzkonzentrationen.

Anhand dieser Befunde kann die Belastung des deutschen Nordsee- und Ostseeküstenbereichs mit Pb, Cd und Hg als gering bis mäßig eingestuft werden.

Für die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen im Hinblick auf das Schutzzut „menschliche Gesundheit“ sind die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften festgelegten Höchstgehalte für Hg (0,5 µg/g FG), Pb (1,5 µg/g FG) und Cd (1,0 µg/g FG) maßgeblich. Die im Bereich der deutschen Nordseeküste nachgewiesenen Konzentrationen an Pb, Cd und Hg in Miesmuscheln lagen deutlich (Faktor 5 – 10) unterhalb dieser Höchstgehalte.

Note concerning the blue-mussel survey

Schleswig-Holstein coastal waters (LANU):

When comparing heavy metal levels in the two sampling areas, it should be taken into account that the blue mussels surveyed differ considerably in size. The average size of mussels from the North Frisian Wadden Sea was only 4.5 cm (range: 4.1 – 5.2 cm), while Heligoland mussels had an average size of 6.2 cm (range: 4.9 – 7.4 cm). This also accounts for the markedly higher heavy metal concentrations (cf. cadmium, lead, copper, and zinc) in Heligoland blue mussels, which are older and accumulate the pollutants over a longer period of time. Heavy metal concentrations in blue mussels from the North Frisian Wadden Sea are in the range of the reference medians for the period from 1994 to 1999.

Comparison of the coastal waters of North and East Friesland (UPB):

In a comparison of the different blue mussel study areas in the German North Sea, mussels from the Jadebusen area (Eckwarderhörn) in the period from 1985 to 1993 had a markedly higher contamination with Pb, Cd, and Hg than mussels from the tidal flats of Sylt-Römö (List, Königshafen). In subsequent years the

differences became smaller, with mussels from the Jadebusen area (Eckwarderhörne) showing a declining trend while the pollutant levels in mussels from Sylt-Römö (List, Königshafen) increased.

The background or reference concentrations recommended by the Oslo/Paris Commission (OSPARCOM) for metals in blue mussels were used as reference. The reference value for Cd is 0.07-0.11 $\mu\text{g/g}$, Pb 0.01-0.19 $\mu\text{g/g}$, Cu 0.76-1.1 $\mu\text{g/g}$, and Hg 5-10 ng/g related to wet weight. The cadmium concentrations found in mussels have come close to the reference values. Lead concentrations above this range were only found in blue mussels from Eckwarderhörne. Although mercury levels in blue mussels from the two North Sea

sampling areas have declined since the 80s, they are still clearly above the reference levels.

On the basis of these findings, contamination of the German North Sea and Baltic Sea area with Pb, Cd, and Hg is considered to be low to moderate.

With respect to the evaluation of pollutant levels under the aspect of human health, the maximum levels set by the EU Commission for Hg (0.5 $\mu\text{g/g}$ wet weight), Pb (1.5 $\mu\text{g/g}$ wet weight), and Cd (1.0 $\mu\text{g/g}$ wet weight) are applicable. The Pb, Cd, and Hg concentrations found in mussels along the German North Sea coast were clearly below these levels (factor 5 – 10).

14 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Anzahl der organischen Schadstoffe stammt aus industrieller Produktion und gelangt durch menschliche Aktivitäten in die Meeresumwelt. Unter den Schadstoffen finden sich viele Verbindungen mit polyzyklischen Strukturen und halogenhaltigen Komponenten (Chlor, Brom, Fluor), von denen die Organochlorverbindungen 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 zumeist hochgradig persistent sind, d.h. sie werden in der Umwelt kaum oder gar nicht abgebaut, findet innerhalb der Nahrungskette eine Akkumulation statt. Je höher ein Organismus in der Nahrungskette angesiedelt ist, desto größer ist die Anreicherung und damit die Belastung für den Organismus. 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.

Autoren des Kapitels 1.4

N. THEOBALD, M. HAARICH, B. STACHEL,
T. PETENATI, B. OBERT, C. SCHRÖTER-KERMANI,
P. BECKER, D. STEFFEN

Messprogramm 1999 - 2002

Wasser

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 vergleichbar 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 Eini-gung, welche der Fraktionen (< 20 µm oder < 63 µm) geeigneter ist. Daher wurden die organi-schen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe (< 2 mm) bestimmt. Da für die vor-liegenden Daten aus dem Nordsee-Bereich TOC-Werte vorlagen, werden die Daten auch auf TOC normiert dargestellt und diskutiert.

Biota

Ein Überblick zu den Untersuchungen von orga-nischen Schadstoffen in Biota ist in Tabelle 1 zusammengefasst; die geographischen Positionen der Probennahmen sind im Kapitel Anorganische Schadstoffe (1.3) dargestellt. Muscheln wurden an der Westküste von Schleswig-Holstein (LANU, UPB), Helgoland (LANU) und an der ostfriesischen Küste (NLÖ) entnommen und untersucht (Tab. 2). Plattfische wurden aus den Ästuaren und den ostfriesischen Wattgebieten sowie der offenen Nordsee auf organische Schad-stoffe untersucht, ebenso Aalmuttern aus dem niedersächsischen (Transekt Varel-Mellum) und aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Meldorfer Bucht) beprobt (Umweltprobenbank des Bundes, UPB) (Tab. 3). Flundern und Klie-

schen wurden vor der niedersächsischen Küste in fünf Gebieten gefangen (NLÖ). Die Unters-uchungen an Seevogeleiern von Austerfischern und Flusseeeschwalben wurden weitergeführt (IfV). Es liegen Ergebnisse bis 2001 vor. Neben den „klassischen“ chlorierten Kohlenwasserstof-fen sind auch einzelne Ergebnisse zu endokrin wirksamen Dieldrin (BFAFi) in Scholle und zinn-organischen Verbindungen in Muscheln (UPB, LANU) aufgeführt (Tab. 1).

Wie aus der Übersichtstabelle 3 ersichtlich, ist die Probenahme von Fischen an der ostfriesi-schen Küste im Zeitraum von 1999 bis 2002 nicht gleichmäßig für die Gebiete und die bei-den Arten Flunder und Kliesche erfolgt. Eine durchgängige Zeitreihe existiert lediglich für Flundern aus der Innenjade. Da das Ernährungs-verhalten und die Akkumulation von Schadstof-fen zwischen verschiedenen Arten von Plattfischen nicht gleich ist, kann es auch inner-halb eines Fanggebiets zu signifikanten Unter-schieden im Schadstoffgehalt kommen, und zwar unabhängig von der Bezugsbasis (Frisch-gewicht oder Fettgehalt). Es lassen sich daher bei „gemischten“ Zeitreihen Tendenzen nur dann ablesen, wenn die Unterschiede in Gehalt und im Verlauf nicht allzu groß sind.

Gebiet	Probe	Analysierte Verbindungen	Daten-quellen*
Schleswig-holsteinsche Küstengewässer und Elbeästuar	Miesmuscheln	HCHs**, HCB**, PCBs, DDT-Gruppe, Zinnorganische Verbindungen	LANU, UPB LANU, UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	HCHs, HCB, PCBs, DDx,	IfV
	Aalmutter	HCHs, HCB, PCBs, DDx,	UPB
Ostfriesische Küste, Jade und Weserästuar	Miesmuscheln	HCHs**, HCB**, PCBs, DDx,	NLO, UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	HCHs, HCB, CBs, DDx,	IfV
	Plattfische (Flunder, Kliesche)	HCHs, HCB, CBs, DDx,	NLO
	Aalmutter	HCHs, HCB, CBs, DDx,	UPB
Deutsche Bucht	Plattfische (Kliesche, Scholle)	HCHs, HCB, CBs, DDx, Dieldrin	BFAFi

* Abkürzungserklärung s. Abkürzungsverzeichnis S. 289 ff.

** Werte teilweise unterhalb Nachweisgrenze

Tab. 1: Überblick zu den Untersuchungen von organischen Schadstoffen in Biota aus deutschen Nordseeengewässern 1999 - 2002

Tab. 1: Monitoring activities on organic contaminants in marine biota in German North Sea waters 1999 - 2002

Probenahmegebiete		Probenahmejahr			
		1999	2000	2001	2002
Helgoland	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Norderaue)	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Heverstrom)	LANU	X			
Nordfriesische Küstengewässer (Hörmuntief)	LANU				X
Königshafen/Sylt-Römö-Watt	UPB	X	X	X	X
Borkum / Randzel	NLÖ	X	X	X	X
Norderney/Lütetsburger Plate	NLÖ	X	X	X	X
Janssand/Spiekeroog	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/Stollhammer Watt	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/ Eckwarderhörne	UPB	X	X	X	X
Mellum	NLÖ	X	X	X	X
Weser/Meyers Ledge Wursterküste	NLÖ		X	X	

Tab. 2: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Nordsee für die Analyse von organischen Schadstoffen

Tab. 2: Temporal and spatial pattern of blue mussel (*Mytilus edulis*) sampling in the German North Sea for the determination of organic contaminants

Probenahmegebiete NLÖ	1999		2000		2001		2002	
	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche
Borkum	x		x			x		x
Baltrum/Langeoog	x	x	x		x	x		x
Außenjade	x	x						
Innenjade	x		x		x		x	
Weser	x	x			x		x	
UBP	Aalmutter		Aalmutter		Aalmutter		Aalmutter	
Varel-Mellum	x		x		x		x	
Meldorfer Bucht	x		x		x		x	
BFAFi	Scholle		Scholle		Scholle		Scholle	
Deutsche Bucht	x		x					

Tab. 3: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Fischen für die Analyse von organischen Schadstoffen

Tab. 3: Temporal and spatial pattern of fish sampling for the determination of organic contaminants

141 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.

Wasser

Die Verteilung der Mittelwerte von α -, β - und γ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb. 1 wiedergegeben. Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 1 bis 3 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 maximal Werte von 0,9 ng/l und 9 ng/l. In der **Elbe** lagen die Konzentrationen zwischen 1,5 und 9,7 ng/l (Median: 2,5 ng/l). Damit trug nur die Elbe nennenswert zur Belastung der Deutschen Bucht bei.

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Westküste** lagen die α -HCH Werte stets unter der Nachweisgrenze von 0,07 ng/l. In dem Gebiet der **ostfriesischen Küste** (Inseln, Ems- und Weser-Ästuar) lagen die Werte meist unter der Nachweisgrenze von 0,07 ng/l.

In der Deutschen Bucht zeigte das α -HCH eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen von 0,06 bis 0,12 ng/l (Juli 2002, Abb. 1), wobei auch in der Elbwasser-Fahne nur leicht erhöhte Konzentrationen gemessen wurden.

Deutlich höhere Konzentrationen traten im Sommer/Herbst 2002 in den Gebieten auf, die von dem Elbe-Hochwasser beeinflusst waren. In der Elbe wurden Werte von bis zu 9,6 ng/l beobachtet, in der Deutschen Bucht von bis zu 0,5 ng/l.

β -HCH

β -HCH war in der Deutschen Bucht nur in den vom Elbwasser beeinflussten Bereichen (Max. bis 1,03 ng/l) zu beobachten. β -HCH wies in der Elbe Median-Konzentrationen von im Mittel 2,7 ng/l auf.

Im extremen Elbe-Hochwasser-Ereignis im Sommer 2002 konnte β -HCH als spezifischer Elbe-Tracer verwendet werden, da in der Elbe Konzentrationen von bis zu 23,3 ng/l beobachtet wurden. Da das β -HCH wesentlich weniger stark erhöht und das γ -HCH fast gar nicht erhöht war, ergab sich in der Hochwasserwelle eine sehr charakteristische Isomeren-Zusammensetzung, die bis in die Deutsche Bucht verfolgt werden konnte. Der Grund für die hohen β -HCH Konzentrationen kann nur in der Freisetzung von Altlasten liegen, wahrscheinlich im Bereich des Mittellaufs der Elbe.

γ -HCH (Lindan)

Die Konzentrationen von γ -HCH variierten in den Flüssen **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) zwischen < 0,08 ng/l und 4 ng/l (Median: 0,7 und 0,9 ng/l). In der **Elbe** lagen die Konzentrationen zwischen 1,3 und 3,8 ng/l (Median 1,8 ng/l).

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen 1999 und 2000 zwischen 0,7 und 1,1 ng/l.

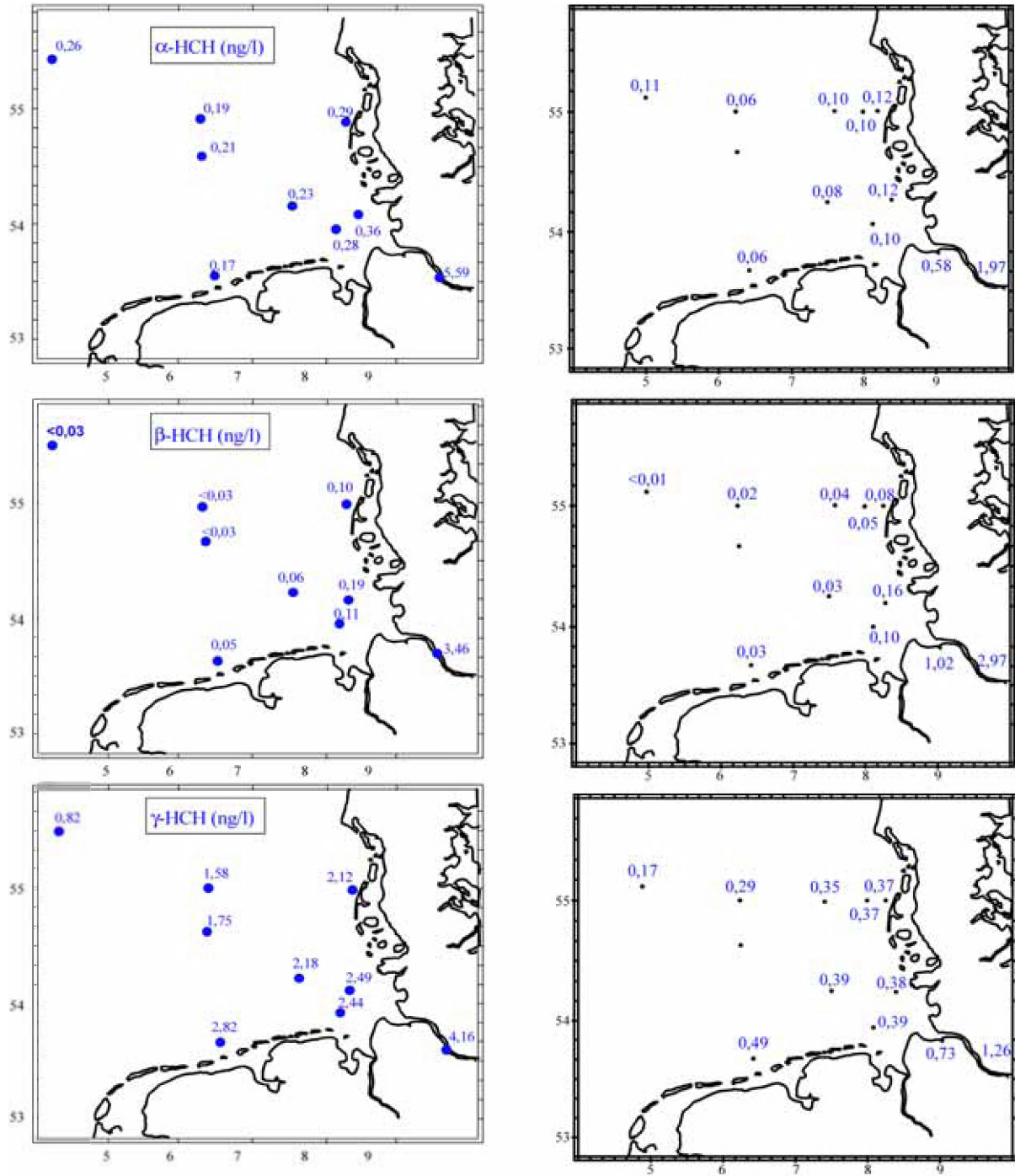


Abb. 1: Verteilung von α-, β- und γ-HCH im Wasser der Deutschen Bucht.
 Linke Spalte: 1997/1998 (Mittelwerte) [ng/l]; rechte Spalte: Juli 2002 [ng/l]

Abb. 1: Distribution of α-, β- and γ-HCH in water from the German Bight
 Left column in 1997/1998 (mean values) [ng/l]; right column July 2002 [ng/l]

Im Ästuarbereich der Ems und Weser sowie der ganzen **ostfriesischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen auf einem relativ einheitlichen Niveau. Die Mittelwerte der Wintermessungen 1999 bis 2002 lagen bei 0,4 ng/l, die Maximal-Konzentrationen lagen bei 1 ng/l. Diese Winterwerte können nicht unmittelbar mit den Sommerwerten des BSH aus der Deutschen Bucht

verglichen werden, da beim Lindan ein saisonaler Einfluss vorhanden ist.

In der **Deutschen Bucht** waren im Sommer 2002 mittlere Gehalte von 0,17 bis 0,49 ng/l zu beobachten. Dabei zeigte sich ein deutliches Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch die Elbe beeinflusst wurde.

	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
α -HCH	0,047	0,097	0,400	0,056	0,104	0,502	0,581	1,719	9,655
β -HCH	<0,01	0,029	0,786	0,017	0,087	1,043	0,809	2,352	23,27
γ -HCH	0,088	0,289	0,495	0,209	0,379	0,564	0,598	1,137	2,705
HCB	0,002	0,003	0,009	0,004	0,004	0,008	0,066	0,313	0,559

Tab. 4: Mittlere HCH- und HCB-Konzentrationen im Wasser (in ng/l)

Tab. 4: Mean concentrations of HCH and HCB isomers in water (ng/l)

Trend

Da für die HCH-Isomeren verlässliche Messwerte seit 1975 vorliegen, kann die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden. Als Beispiel ist in Abb. 2 die Ent-

wicklung für Station T 41 in der inneren Deutschen Bucht dargestellt: Seit 1986 konnte für α -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang beobachtet werden. Auch in den Jahren 1999 und 2002 setzte sich diese Abnahme fort.

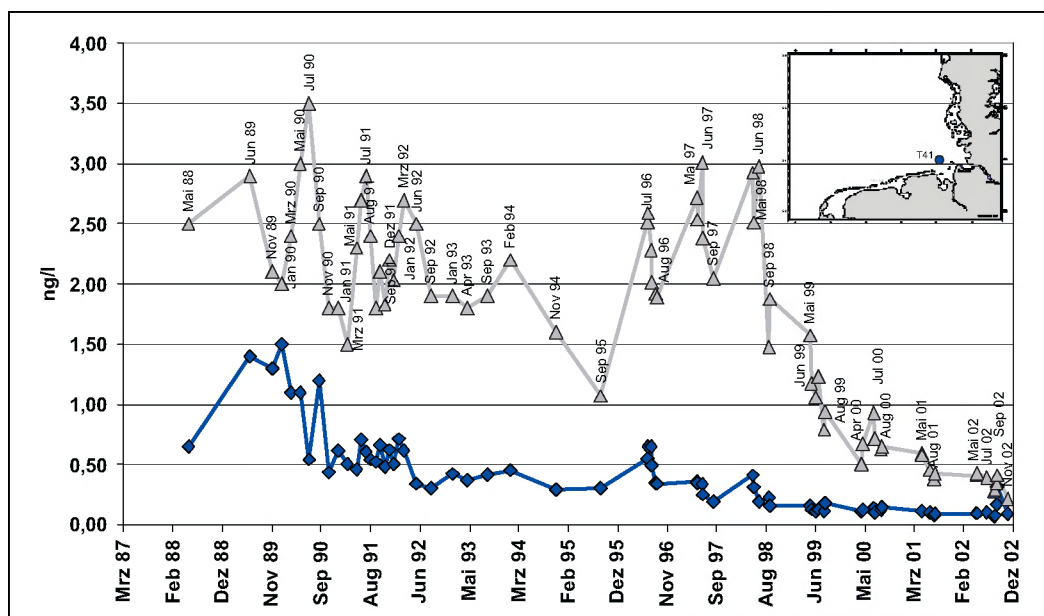


Abb. 2: Entwicklung der α - und γ -HCH-Konzentrationen im Wasser der Deutschen Bucht (Station T 41) seit 1986 (blaue Linie = α -HCH, graue Linie = γ -HCH)

Abb. 2: Temporal trend of α - and γ -HCH concentrations in water from the German Bight (station T 41) since 1986 (blue line = α -HCH, grey line = γ -HCH)

Beim Lindan war bis 1998 eine große Schwankungsbreite festzustellen, die durch eine hohe saisonale Variabilität verstärkt wurde. 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. In dem Beobachtungszeitraum 1999 bis 2002 war erstmalig eine sehr deutliche Verringerung der γ -HCH Konzentrationen zu beobachten. Von 1998 bis 2002 verringerten sich die Konzentrationen von 3 ng/l auf unter 0,5 ng/l (ca. 85 %). Parallel zu der Abnahme der Konzentrationen war auch eine Verringerung der saisonalen Schwankungen zu beobachten, was mit einer Abnahme der Anwendung im Frühsommer erklärt werden könnte.

Auch auf anderen Stationen waren im Beobachtungszeitraum deutliche Abnahmen festzustellen; so nahm der Median der γ -HCH-Konzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer von 1997/98 zu 1999/2000 von 1,8 ng/l auf 0,8 bis 1 ng/l ab. An der ostfriesischen Küste schwankten die Mittelwerte 1997/98 noch zwischen 1,1 und 1,3 ng/l, während sie 2002 nur noch bei 0,4 ng/l liegen.

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 **Ems** und **Weser** lagen die Mittelwerte für alle HCH-Isomere unter 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$, in der **Elbe** zwischen 0,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Cuxhaven) und 0,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Wedel).

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden für γ -HCH Konzentrationen zwischen $< 0,07 \mu\text{g}/\text{kg}$ und 4,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Mittelwert 0,68 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) gefunden. Vor der **nordfriesischen Küste** lagen die HCH-Konzentrationen fast ausschließlich unter der Bestimmungsgrenze von 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$; nur γ -HCH konnte im Büsumer Watt mit 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM nachgewiesen werden (2000).

In der **Deutschen Bucht** waren die höchsten Konzentrationen in Proben von der schlickreichen Station KS11 vor der Elbmündung zu beobachten (Mittelwerte: α -HCH: 0,12 $\mu\text{g}/\text{kg}$, γ -HCH: 0,13 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Im übrigen Gebiet variierten die Mittelwerte zwischen 0,01 und 0,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

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

Biota

Miesmuscheln

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** (LANU) ergaben die Messungen für α -HCH, ebenso wie für β - und δ -HCH, keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze und sind deshalb in der Tabelle 5 nicht aufgeführt. Die γ -HCH-Konzentrationen haben sich ab 2000 in allen Gebieten auf ein Niveau um 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG eingespielt. Am deutlichsten ist der Rückgang bei Helgoland mit 65% innerhalb von drei Jahren zu sehen.

Niedersächsische Küstengewässer (NLÖ):

Die α -HCH-Konzentrationen nehmen sichtbar an den Stationen Borkum und Mellum ab; in den übrigen Gebieten bestimmen starke Schwankungen den Verlauf oder es existieren Datenlücken, so dass keine Aussage über die zeitliche Entwicklung innerhalb dieser Periode gemacht werden kann. Auffällig ist ein Anstieg der Konzentrationen von 2000 zu 2001 an allen Stationen außer Mellum. Bei den γ -HCH-Konzentrationen fällt ebenso wie bei den α - und β -Isomeren das Jahr 2001 an allen Stationen mit einem Anstieg auf das 4- bis 10-fache gegenüber dem Vorjahr aus dem Rahmen. Dieses hat offensichtlich Nachwirkungen auf das Folgejahr 2002, so dass das Niveau von 1999/2000 noch nicht wieder erreicht ist.

HCH µg/kg FG	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/ Spiekeroog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Hever	Norderaue	Helgoland	Hörnumtief
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU	LANU	LANU
α-HCH											
1999	0,69	0,47		0,58	0,47	0,58					
2000	0,21	0,08		0,14	0,35	0,24	0,28				
2001	0,33	0,82		0,41	0,20	0,35	0,43				
2002	0,11	0,24			0,20						
β-HCH											
1999	0,78	0,49	–	0,48	0,39	0,54					
2000	0,44	0,25	–	0,61	0,63	0,22	0,41				
2001	2,90	3,70	–	2,54	2,34	2,16	1,93				
γ-HCH											
1999	5,96	3,34		4,40	3,48	4,71		0,20	0,38	0,66	
2000	1,94	1,24		3,21	6,31	2,62	3,53		0,20	0,19	
2001	19,22	25,25		42,04	44,68	20,01	12,56		0,21	0,29	
2002	9,28	6,36			10,20				0,22	0,23	0,15

Tab. 5: α-HCH, β-HCH und γ-HCH in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht [µg/kg FG]

Tab. 5: α-HCH, β-HCH und γ-HCH in blue mussels from the German Bight coastal waters [µg/kg ww]

Fische

Bei den Plattfischen in **niedersächsischen Küstengewässern** (NLÖ) ist in der zeitlichen Entwicklung der HCH-Gehalte in Flundern und Klieschen bei allen drei Isomeren ein starker Anstieg im Jahr 2001 zu beobachten (Tab. 6). Gegenüber den Vorjahren werden für α-HCH Anstiege um das 8- bis 30-fache, bei β-HCH ca. 10- bis 20-fache und bei γ-HCH etwa 1,5- bis 8-fache gemessen. Während bei α- und γ-HCH im Jahr 2002 wieder ein starker Rückgang zu sehen ist, ist bei β-HCH dieses nicht zu beobachten. Zu Ursachen für diesen stoffspezifischen und lokalen Anstieg liegen zur Zeit keine plausiblen Informationen vor.

Die HCH-Gehalte in Aalmutter (Küstengewässer) und Scholle (offene See) zeigen bei allen Isomeren eine Fortsetzung des Abwärtstrends bzw. eine Konsolidierung auf niedrigem Niveau (Tab. 7). Die wenigen Aalmutter-Leber-Werte aus den Jahren 1997/98 dienen lediglich zum Vergleich der Gehalte in Muskulatur und Leber, können aber für die zeitliche Beurteilung nicht verwendet werden.

Der Abwärtstrend wird besonders deutlich bei Betrachtung längerer Zeiträume, wie in Abb. 3 dargestellt. Die stärksten Abnahmen waren Anfang der neunziger Jahre zu beobachten.

HCH µg/kg FG		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
α-HCH						
Kliesche	1999		0,43		0,92	0,25
	2000					
	2001	12,32	15,3			
	2002	5,09	2,92			
Flunder	1999	0,28	0,48	0,50	0,66	0,67
	2000	0,38	0,27	0,32		
	2001		15,3	4,29	13,8	
	2002			1,70	0,69	
β-HCH						
Kliesche	1999		0,30		0,23	0,11
	2000					
	2001	5,69	3,97			
	2002	5,48	5,85			
Flunder	1999	0,22	0,29	0,17	0,23	0,51
	2000	0,245	0,185	0,33		
	2001		6,73	1,87	2,68	
	2002			2,14	1,54	
γ-HCH						
Kliesche	1999		3,61		4,25	3,06
	2000					
	2001	16,0	5,75			
	2002	5,93	3,84			
Flunder	1999	1,16	2,58	2,37	3,38	2,71
	2000	0,67	1,52	0,91		
	2001		23,7	9,31	10,36	
	2002			6,40	2,06	

Tab. 6: HCH-Gehalte in Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern [µg/kg FG]

Tab. 6: HCH concentrations in flatfish from the coastal waters of Lower Saxony [µg/kg ww]

HCH µg/kg FG	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	α-HCH			β-HCH		γ-HCH		
	Scholle	Aalmutter	Aalmutter	Aalmutter	Aalmutter	Scholle	Aalmutter	Aalmutter
	Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber
BFAFi	UPB	UPB	UPB	UPB	BFAFi	UPB	UPB	
1997		0,3/3,8	<0,1/1,9	0,5/6,9	<0,1/2,4		2,2/30	2,1/27
1998	0,60	0,5/3,8	<0,1/1,7	0,5/4,5	<0,1/	0,90	1,8/16	1,4/23
1999	0,30	0,2/	0,13/	0,79/	0,14/	2,30	0,7/	0,47/
2000	0,24	0,16/	0,07/	0,70/	0,10/	0,58	0,65/	0,71/
2001		0,18/	0,07/	0,38/	0,04/		0,89/	0,44/
2002		0,11/	0,07/	0,22/	0,04/		0,28/	0,56/

Tab. 7: HCH-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 7: HCH concentrations in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

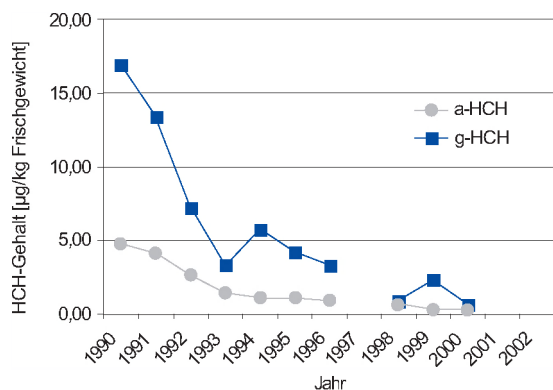


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der HCH-Konzentrationen in der Leber von Schollen aus der Deutschen Bucht

Fig. 3: Temporal trend of HCH concentrations in liver of plaice from the German Bight

Vergleichende HCH-Betrachtung

Für die HCH-Isomere weist Wasser als Untersuchungs-Matrix deutliche Vorteile auf; 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 Trendausagen 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.

142 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.

Wasser

In **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) lagen die Mittelwerte der HCB-Konzentrationen im Bereich von $< 0,06$ ng/l, mit Maximal-Werten von 0,6 und 0,2 ng/l. Im **Elbe-Ästuar** (Stade bis Cuxhaven) wurde ein Median-Wert von 0,31 ng/l errechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen zwischen 0,066 bis 0,55 ng/l variierten.

An den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** lagen die HCB-Gehalte unter der analytischen Bestimmungsgrenze des für diesen Bereich zuständigen Laboratoriums von 0,7 ng/l. In den **Ems-** und **Weser-Ästuaren** und an den Stationen der **ostfriesischen Inseln** wurden Mittelwerte der Wintermessungen von $< 0,06$ ng/l beobachtet.

In der **Elbe-Fahne** waren Median-Werte im Sommer 2002 bis zu 0,022 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen **Deutschen Bucht** liegen die Konzentrationen im Mittel bei 0,003 ng/l.

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

Sediment

HCB ist auf den meisten der untersuchten Stationen in den Sedimenten nachweisbar (Abb. 4). In der **Ems** lagen die Konzentrationen bei $< 0,1$ µg/kg; in der **Weser** lagen die Mittelwerts-Konzentrationen für 1999/2002 zwischen 0,25 und 0,35 µg/kg TM. Deutlich höher war die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente in der **Elbe**, in der mittlere Werte von 1,4 bis 8,2 µg/kg TM beobachtet wurden.

Vor der **ostfriesischen Küste** lag der Mittelwert bei 0,22 µg/kg TM (Einzelwerte bewegten sich zwischen $< 0,07$ µg/kg und 2,2 µg/kg). Vor der nordfriesischen Küste lagen die Konzentrationen zwischen $< 0,03$ µg/kg und 0,06 µg/kg TM.

In der **Deutschen Bucht** variierten die Gehalte zwischen $< 0,01$ und 2,8 µg/kg TM mit einem Gesamtmittelwert von 0,19 µg/kg TM; die

höchsten Werte wurden in der Elbfahne auf Station KS 8 mit einem Mittelwert von 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM gefunden.

Die hohe Variabilität der Werte erschwert die Interpretation erheblich; der z. T. sehr große Unterschied zwischen Mittelwerten und Medianen deutet auf Ausreißer hin. 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 6 bis 24 ng/g TOC (Abb. 4); dies gilt sowohl für die Fluss- und Küstensedimente als

auch für die der offenen Nordsee. Somit ergibt sich insgesamt eine recht geringe Belastung bei hoher Variabilität von Einzelwerten. Deutlich höhere Konzentrationen wurden allerdings in den Sedimenten der Elbe (267 bis 376 ng/g TOC) und der Elbmündung gemessen (Station KS11: 49,7 ng/g TOC). Diese hohen Konzentrationen in den Elbsedimenten und denen der Elbfahne fielen auch bezogen auf die Trockenmasse (TM) als stark erhöht auf.

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

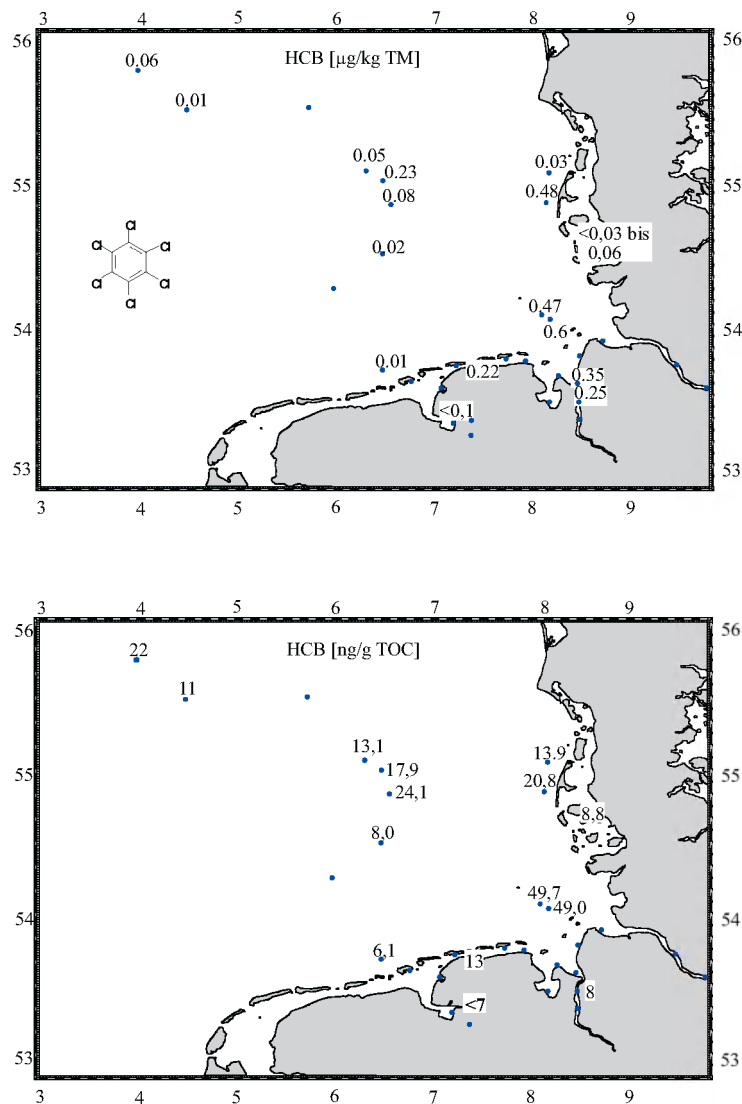


Abb. 4: HCB-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TM) und auf organischen Kohlenstoff (ng/g TOC) im Oberflächensediment der Deutschen Bucht (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 4: HCB concentrations related to dry weight ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dw) and to organic carbon (ng/g TOC) in surface sediments from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

Biota

Fische

Miesmuscheln

Im schleswig-holsteinischen Küstengewässer (LANU) ergaben die Messungen für HCB keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze.

Im niedersächsischen Küstengewässer (NLÖ, Abb. 5) sind die HCB-Konzentrationen in Miesmuscheln an allen Stationen mit Ausnahme der Außenweser (Meyers Ledge) kontinuierlich gesunken: Innerhalb von zwei Jahren (Spiekeroog und Jadebusen) auf weniger als ein Drittel, innerhalb von drei Jahren (Borkum, Norderney und Mellum) auf weniger als 15 % der Werte von 1999.

Die HCB-Gehalte in Klieschen und Flundern bleiben, abgesehen von dem starken Abfall bei den Klieschen von Baltrum, im Zeitraum von 1999 bis 2001 auf vergleichbarem Niveau. Bei allen Proben ist aber ein starker Anstieg vom Jahr 2001 nach 2002 auf das 3- bis 4-fache zu beobachten (Tab. 8).

Die HCB-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht haben mit Ausnahme von 1993 (Minimum) und 1999 (Maximum) den generellen Abwärtstrend fortgesetzt (Abb. 6). Bei den Aalmuttern haben die Gehalte nach einem leichten „Zwischenhoch“ im Jahr 2000 das Niveau von 1998 wieder erreicht (Tab. 9). Der bei den Plattfischen von der niedersächsischen Küste beobachtete starke Anstieg von 2001 nach 2002 ist an der in diesem Gebiet liegenden Station Varel-Mellum nicht zu beobachten

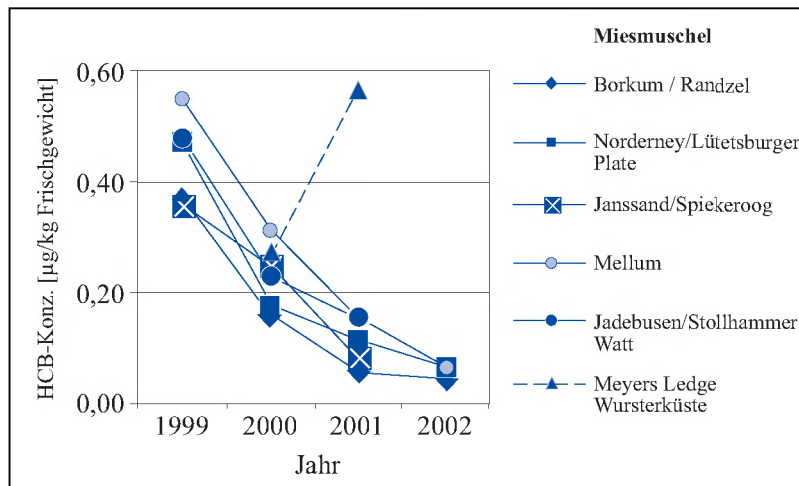


Abb. 5: HCB in Miesmuscheln aus niedersächsischen Küstengewässern

Fig. 5: HCB in blue mussels from the coastal waters of Lower Saxony

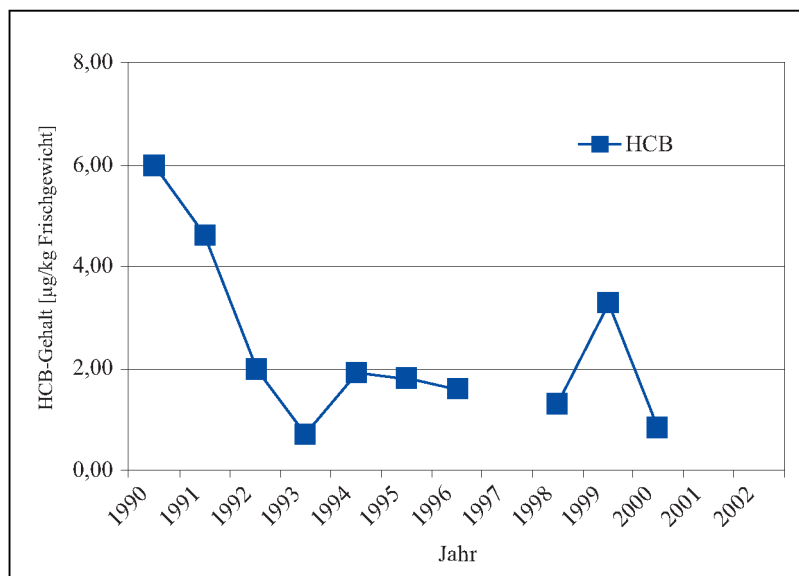


Abb. 6: Zeitlicher Verlauf der HCB-Konzentrationen in der Leber von Schollen aus der Deutschen Bucht

Fig. 6: Temporal trend of HCB concentrations in liver of plaice from the German Bight

HCB µg/kg FG	[µg/kg FG]	Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		3,58		0,96	2,12
	2000					
	2001	1,71	1,18			
	2002	5,47	3,32			
Flunder	1999	0,65	2,12	0,68	1,69	1,28
	2000	0,24	2,74	0,33		
	2001		2,28	0,55	0,67	
	2002			2,42	2,41	

Tab. 8: HCB-Gehalte in Leberproben von Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 8: HCB concentrations in liver tissue of flatfish from the coastal waters of Lower Saxony

HCB [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1997		1,2/14	0,4/4,6
1998	1,30	0,5/5,7	0,2/4,0
1999	3,30	0,9	0,3
2000	0,84	0,96	0,35
2001		0,43	0,28
2002		0,4	0,24

Tab. 9: HCB-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmütern aus den Küstengewässern

Tab. 9: HCB concentrations in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

143 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 PCB sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

Wasser

Die PCB-Konzentrationen lagen in der **Ems** und **Weser**, in ihren Ästuaren und im Gebiet vor der ostfriesischen Küste (Inseln) im Mittel unter der

Bestimmungsgrenze; für das PCB153 wurden Mittelwerte von < 0,2 ng/l, für die Summe der PCB (7 Kongenere) Mittelwerte von < 1,8 ng/l beobachtet. Für PCB153 wurden vereinzelt Maximalwerte von 0,6 bis 3 ng/l beobachtet.

Im **Elbe-Ästuar** wurde 2002 für das PCB153 ein Median-Wert von 0,16 ng/l beobachtet, wobei die Konzentrationen zwischen 0,063 bis 0,25 ng/l variierten.

Auf den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** wurden ab 1999 keine PCB-Bestimmungen im Wasser mehr durchgeführt, da die Konzentrationen in den Vorjahren stets unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l lagen.

Auf küstennahen Stationen der **Deutschen Bucht** waren PCB153-Werte zwischen 0,005 und 0,018 ng/l (Median: 0,007 ng/l) zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen im Mittel bei 0,002 ng/l (Bereich 0,001 bis 0,008 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.

	Deutsche Bucht			Küstennah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
CB28	<0,001	0,001	0,004	0,002	0,003	0,006	0,014	0,029	0,043
CB52	<0,001	0,001	0,009	0,002	0,003	0,005	0,022	0,063	0,104
CB153	0,001	0,002	0,008	0,005	0,007	0,018	0,063	0,161	0,258

Tab. 10: PCB-Konzentrationen im Seewasser der Deutschen Bucht [ng/l]

Tab. 10: PCB concentrations in sea water from the German Bight [ng/l]

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 Tri-

bis zu den Heptachlorbiphenylen (PCB28, (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. 11).

	CB 153	PCB-(S7)	CB 153	PCB-(S7)
	µg/kg TM	µg/kg TM	ng/g TOC	ng/g TOC
Elbe	3,3	12	125	449
Weser	3,8	12	101	320
Ems	0,3-1	1,0-3,8	14-130	48-540
Ostfriesische Küste	0,7	4,4	45	270
Nordfriesische Küste	n.n.	0,7	n.n.	24
Deutsche Bucht	0,22		43	

Tab. 11: Mittlere PCB-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

Tab. 11: Mean PCB concentrations in sediments from the German Bight and its tributaries

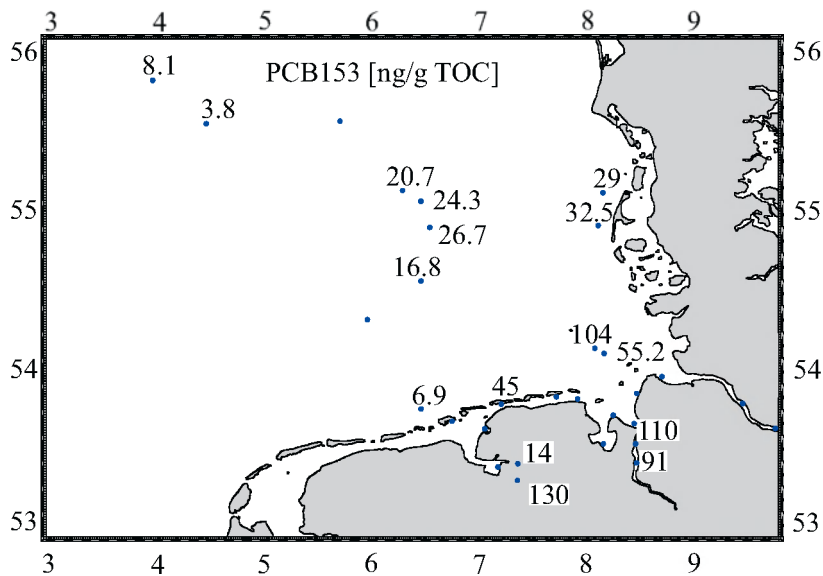
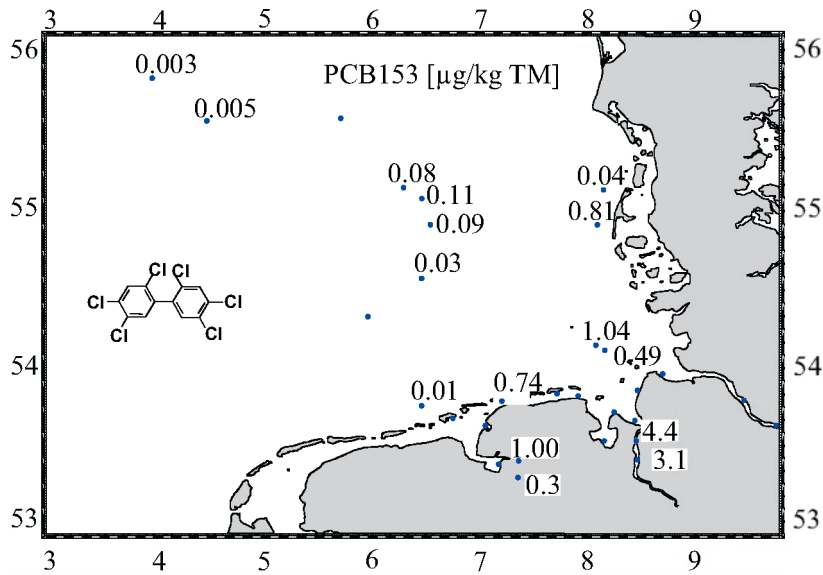


Abb. 7: CB153-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf den organischen Kohlenstoff-Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 7: CB-153 concentrations related to dry weight (µg/kg dw) and organic carbon (ng/g TOC) in surface sediments from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

In **Elbe, Weser und Ems** lagen die Mittelwerte der Summe von 7 PCB zwischen 1 und 12 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 0,7 µg/kg beobachtet. Im **nordfriesischen Watt** sind die 10 untersuchten PCB-Kongenere im Jahr 2000 überwiegend „nicht nachweisbar“ gewesen, bzw. sie lagen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** variierten die mittleren Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,6 µg/kg TM. Maximalwerte wurden bei den schlickigen Stationen KS 8 und KS 11 vor der Elbmündung mit bis zu 2,8 µg/kg TM gefunden.

Betrachtet man die Konzentrationen sowohl bezogen auf TM als auch auf TOC, so fallen zwei Gebiete in der Deutschen Bucht auf: KS11/ KS8 vor der Elbmündung und die Stationen um WB5 in der zentralen DB (hoher TOC Gehalt). Bezogen auf den organischen Gehalt wies die Station KS 11 mit PCB153-Konzentrationen von 104 ng/g TOC ähnlich hohe Werte auf, wie sie in den Flüssen zu beobachten waren. Verglichen mit der Konzentrationsverteilung in den Jahren 1997 bis 1998 sind in Einzelheiten durchaus leichte Unterschiede feststellbar, diese müssen aber mit der hohen Variabilität und dem Auftreten von „Ausreißern“ erklärt werden.

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

Biota

Miesmuscheln

Bei den PCB-Gehalten zeigen die Messwerte ein sehr uneinheitliches Bild. Bei den vom NLÖ gemessenen Stationen an der niedersächsischen Küste ist nach einem extremen Abfall von 1999 nach 2000 auf etwa ein Zehntel, ein erneuter Anstieg um den Faktor drei zu beobachten (nur quantifizierbar an den Stationen, wo Werte für 2002 vorliegen). Diese Entwicklung ist bei der von der Umweltprobenbank betreuten Station Eckwarderhörne/Jadebusen nicht zu beobachten, ebenso nicht an den Stationen der nordfriesischen Küste.

Die Summe von 5 CB-Kongeneren (PCB-(S5)-Werte der UPB) in Miesmuscheln liegt logischerweise niedriger als die Summe von 7 CB-Kongeneren (PCB-(S7)); bei den NLÖ-Proben macht der Anteil der in PCB-(S5) nicht berücksichtigten Kongenere CB28 und CB52 in den Jahren unterschiedlich zwischen im Mittel 4,5 und 11,5 % aus. Dieses reicht aber nicht aus, um die beobachteten Unterschiede zu erklären. Neben möglichen kleinräumigen lokalen Einflüssen können auch die unterschiedlichen Probenahmezeiten eine Rolle gespielt haben.

PCB (PCB-(S7)) *(PCB-(S5)) [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/Spiekeroog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Hever	Norderaue	Helgoland	Hörnuntief
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	UPB*	LANU	LANU	LANU	LANU
1999	47,8	45,0		43,6	42,8	53,6		6,36	2,03	8,4	5,13	7,59	
2000	3,95	4,12		4,32	5,58	4,57	8,25	7,07	1,43		7,6	9,31	
2001	3,69	3,63		2,79	3,82	4,27	6,26	4,59	1,25		5,04	8,99	
2002	13,30	14,35			10,45			3,95	0,81		7,48	5,06	6,15

Tab. 12: PCB-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht und von Helgoland

Tab. 12: PCB concentrations in blue mussels from the coastal waters of the German Bight and the isle of Helgoland

Fische

Sowohl Kliesche als auch Flunder zeigen in allen Proben nach Werten in den Jahren 1999/2000 zwischen 30-70 µg/kg Frischgewicht in den Folgejahren einen starken Anstieg auf ca. 120-170 µg/kg, teilweise mit mehr als einer Verdopplung pro Jahr (Tab. 13).

In den Aalmuttern der Station Varel-Mellum als auch in der Meldorfer Bucht vor der nordfriesischen Küste ist dagegen im gleichen Zeitraum von 2000 bis 2002 eine langsame, aber stetige Abnahme der PCB-Gehalte zu sehen. Die Schollen aus dem Gebiet nordwestlich von Helgoland haben nach dem kurzen Anstieg von 1998 nach 1999 um den Faktor drei im Jahr 2000 wieder das Niveau von 1999 von ca. 26 µg/kg FG erreicht und den langzeitigen Abwärtstrend fortgesetzt (Tab. 14).

PCB-(S7) [µg/kg FG]		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		62,3		56,5	68,4
	2000					
	2001	78,2	90,9			
	2002	164	120			
Flunder	1999	31,4	45,9	35,2	63,6	46,9
	2000	14,0	40,2	18,8		
	2001		83,2	66,7	75,9	
	2002			155	149	

Tab. 13: PCB-Gehalte im Lebergewebe von Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 13: PCBs in liver tissue of flatfish from the coastal waters of Lower Saxony

PCB-(S7) [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1990	96,6		
1991	73,1		
1992	85,6		
1993	66,4		
1994	80,0		
1995	57,1		
1996	44,1		
1997		9,8/125	11/117
1998	25,7	10/163	11/182
1999	74,6		
2000	26,1	18,9	21,6
2001		12,8	16,4
2002		7,1	14,3

Tab. 14: PCB-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 14: PCBs in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

144 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist ein Insektizid, das seit den 30er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt wird. 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. Neben dem Haupt-Isomeren p,p'-DDT werden meistens auch die Hauptabbauprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD bestimmt.

Wasser

Die Flüsse **Ems** und **Weser** waren nur sehr gering mit DDT und seinen Metaboliten DDD und DDE belastet. Im Berichtszeitraum lagen die Mittelwerte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ng/l. Vereinzelt traten jedoch auch Maxima von 0,6 bis 3 ng/l auf. In der **Elbe** wur-

den für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das p,p'-DDD, ein Median von 0,648 ng/l beobachtet; für p,p'-DDE lag der Median bei 0,111 ng/l, für p,p'-DDT bei 0,091 ng/l.

An der **nordfriesischen Küste** wurde die DDT-Gruppe im Wasser nicht bestimmt. In den Ästuaren von Ems und Weser, sowie vor der **ostfriesischen Küste** wurden für das DDT und DDD Mittelwerte von <0,1 ng/l beobachtet. Vereinzelt traten jedoch auch Maxima von 0,6 bis 6 ng/l auf

Auf küstennahen Stationen waren im Sommer 2002 Maximalwerte bis zu 0,041 ng/l für DDD zu finden (Median: 0,01 ng/l). DDE lag bei maximal 0,008 ng/l und DDT bei höchstens 0,005 ng/l. In der übrigen **Deutschen Bucht** lagen die Median-Konzentrationen unter 0,001 ng/l, vgl. Tab. 15.

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

	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
DDDpp	<0,001	<0,001	0,003	0,003	0,010	0,041	0,258	0,648	1,037
DDEpp	<0,001	<0,001	0,002	<0,001	0,002	0,008	0,038	0,111	0,184
DDTpp	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,005	0,049	0,091	0,133
HCBd	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,012	0,096	0,179
TrCB123	<0,005	<0,005	0,007	<0,005	<0,005	0,007	0,012	0,024	0,035
TrCB124	<0,005	0,031	0,049	<0,005	0,048	0,119	0,181	0,251	0,32
TrCB135	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,000	0,012	0,093	0,145	0,197

Tab. 15: Konzentrationen der DDT-Gruppe HCBd und von Trichlorbenzolen im Seewasser der Deutschen Bucht [ng/l]

Tab. 15: Concentrations of the DDT group HCBd and trichlorobenzenes in water from the German Bight [ng/l]

Sediment

Das p,p'-DDT konnte aus analytisch-technischen Gründen häufig nicht quantitativ ausgewertet werden; diese Probleme traten insbesondere bei sehr niedrigen Konzentrationen auf. Das p,p'-DDE und p,p'-DDD konnten in nahezu

allen Proben nachgewiesen werden, mittlere Konzentrationen zeigt Tab. 16.

In **Weser** und **Ems** lagen die Werte von DDE und DDD zwischen < 0,1 und 2,7 µg/kg TM während in der **Elbe** deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten waren (0,43 bis 5,35 µg/kg TM).

	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	4,4	1,6	1,0	220	81	50,07
Weser	0,9	0,6	1,0	23	16	29,5
Ems	0,1	0,2	<0,1	10,6	17,6	< 0,1
Ostfries. Küste	0,3	0,2	0,4	15	9,1	24
Deutsche Bucht	0,4	0,15	0,18	39,1	16,7	23,4

Tab. 16: Mittlere DDT-, DDD- und DDE-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

Tab. 16: Mean concentrations of DDT, DDD, and DDE in sediments from the German Bight and its tributaries

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden Werte zwischen < 0,1 und 4,3 µg/kg TM gefunden. Im Bereich der **nordfriesischen Inseln** wurden keine Bestimmungen durchgeführt.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte für DDD zwischen < 0,003 und 1,0 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 die Werte in der Deutschen Bucht im Bereich von 1,4 bis 98 ng/g TOC vor und damit höher als die Werte in der Ems und Weser (Abb. 8).

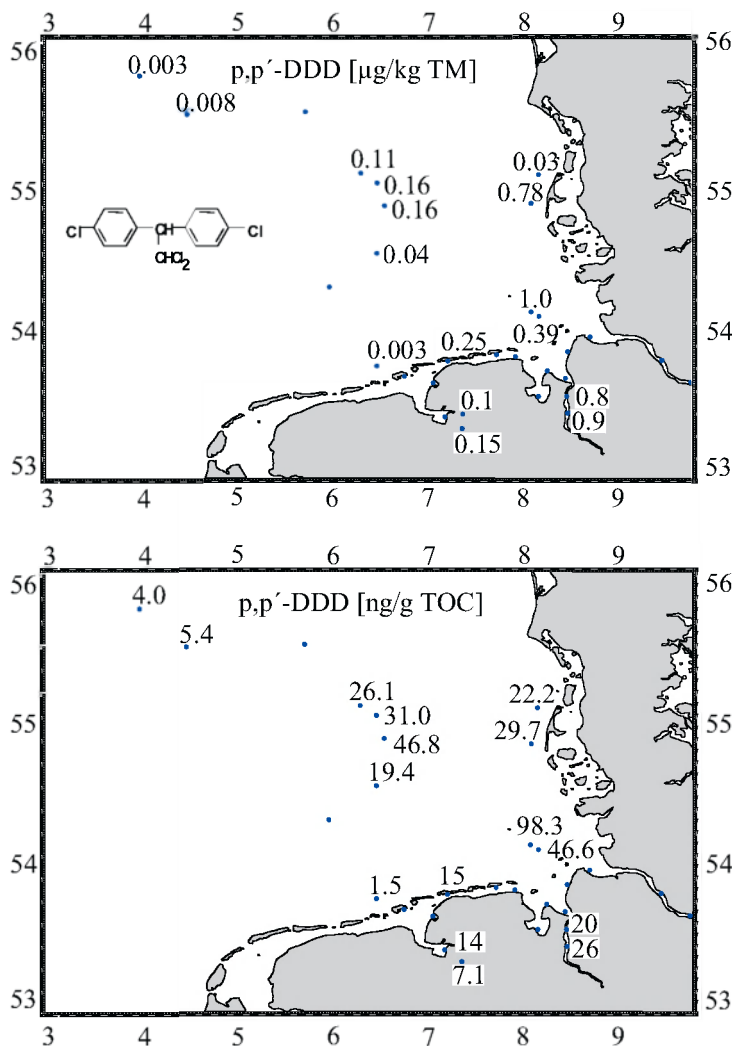


Abb. 8: DDT-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf den organischen Kohlenstoff-Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 8: DDT concentrations related to dry weight (µg/kg dw) and organic carbon (ng/g TOC) in surface water from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

Biota

Miesmuscheln

In der DDT-Gruppe werden als Summe üblicherweise die p,p'-(bzw. 4,4'-)Verbindungen von DDT, DDD und DDE erfasst. Werden im Einzelfall auch o,p-Verbindungen mit einbezogen, so sind die Konzentrationen zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze und tragen zu einem vernachlässigbar kleinen Teil zur Summe bei. Insofern wird hier kein Unterschied zwischen den unterschiedlichen Summenbildungen der beteiligten Labore gemacht. Im Folgenden wird unter DDT die Summe von DDT und dessen Abbauprodukten verstanden.

Die DDT-Gehalte in den Muscheln aus den niedersächsischen Küstengewässern zeigen bis auf die Station Mellum von 1999 bis 2001 eine stetige Abnahme, dann, vergleichbar den PCBs, einen erneuten Anstieg zum Jahr 2002. Lediglich an der Station Eckwarderhörne, an welcher nach der Station bei List/Sylt in Nordfriesischem Wattenmeer insgesamt die niedrigsten Werte gemessen wurden, setzt sich der Abwärtstrend auch 2002 fort. Die Station auf Helgoland zeigt alternierend Werte zwischen 1,1 und 1,8 µg/kg, so dass keine Tendenz zu erkennen ist. An der Station Norderaue vor Nordfriesland alternieren die Werte ebenfalls, allerdings in den Maxima mit zunehmenden Werten. Eine Tendenz lässt sich aus der kurzen Zeitreihe aber nicht ableiten (Tab. 17).

sDDx-pp [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderne/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/ Spiekeroog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Hever	Norderaue	Helgoland	Hörnumtief
	NLO	NLO	NLO	NLO	NLO	NLO	NLO	UPB*	UPB*	LANU	LANU	LANU	LANU
1999	1,31	1,33		1,31	1,42	1,39		0,55	0,62	2	1,14	1,98	
2000	1,33	0,83		0,91	2,02	0,83	1,47	0,75	0,30		1,4	1,33	
2001	0,28	0,37		0,25	0,39	0,41	0,86	0,39	0,29		1,05	2,03	
2002	0,95	1,12			0,95			0,11	0,10		1,76	1,15	1,2

Tab. 17: DDT-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht und von Helgoland

Tab. 17: DDT in blue mussels from the coastal waters of the German Bight and the isle of Heligoland

Fische

Bei den Plattfischen aus den niedersächsischen Küstengewässern ist mit Ausnahme der Station Borkum bei den Flundern ab dem Jahr 2000 keine Abnahme der DDT-Konzentrationen zu erkennen. Die wenigen Klieschendaten lassen keine Aussage über die zeitliche Entwicklung zu (Tab. 18).

Die Gehalte in Aalmuttern haben nach einem kurzzeitigen Anstieg im Jahr 2000 das Niveau von 1999 wieder unterschritten. Die Proben aus der Meldorfer Bucht weisen im Vergleich zu den Aalmuttern von Varel/Mellum etwa doppelt so hohe Gehalte aus. In den Schollen aus der offenen See hat sich nach der kurzen Störung im Jahr 1999 der Abwärtstrend auch 2000 fortgesetzt (Tab. 19).

SDDT [µg/kg FG]		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		18,3		13,3	17,7
	2000					
	2001	15,2	6,8			
	2002	13,0	10,2			
Flunder	1999	8,2	10,8	8,9	17,5	11,5
	2000	2,6	15,8	3,8		
	2001		17,9	6,4	9,3	
	2002			10,3	14,9	

Tab. 18: DDT-Gehalte in Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 18: DDT in flatfish (dab and flounder) from the coastal waters of Lower Saxony

SDDT [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1993	11,45		
1994	10,24		
1995	7,03		
1996	4,95		
1997			
1998	2,80		
1999	11,40	2,73	1,52
2000	3,68	5,71	1,71
2001		3,84	1,39
2002		2,45	1,3

Tab. 19: DDT-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 19: DDT in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

145 Dieldrin

Biota

Fische

Die Dieldrinwerte in Schollen zeigen zwischen den Jahren starke Schwankungen (Tab. 20). Die bisher niedrigsten Gehalte mit Werten um

1 µg/kg FG wurden im Zeitraum von 1993 bis 2000 innerhalb der letzten drei Jahre dieser Periode gemessen und deuten zumindest darauf hin, dass die Gehalte insgesamt niedriger werden (Tab. 20).

Dieldrin	Scholle/Leber – Deutsche Bucht							
BFAFi	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
[µg/kg FG]	4,7	6,1	7,0	4,2		0,8	5,1	1,2

Tab. 20: Dieldrin-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht

Tab. 20: Dieldrin concentrations in plaice from the German Bight

146 Kohlenwasserstoffe

Aliphatische Kohlenwasserstoffe – Alkane

Erdölkohlenwasserstoffe (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 Schwebstoffen und Sedimenten stark angereichert. Erdölkohlenwasserstoffe sind chemisch 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.

Die früher zur Untersuchung der Umweltbelastung durch EKW verwendete summarische Größe „Gesamtkohlenwasserstoff“ wurde ab 2001 nicht mehr bestimmt. Stattdessen wurden ausgewählte 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 biogenem und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahlicher 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.

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aliphaten lag 2002 zwischen 9,4 ng/l in der äußeren Deutschen Bucht und 190 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gradienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. Die Median-Konzentrationen einzelner n-Alkane (C₂₀ bis C₃₀) lagen in der Deutschen Bucht zwischen 0,5 und 2,8 ng/l, Spitzenwerte traten vereinzelt bis zu 10 ng/l auf. Tabelle 21 gibt einen Überblick über die Konzentrationen im Jahr 2002. Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahlicher Kettenlängen (Maximum meist bei C₂₉) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der „Carbon Preference Index“ bei küstenferneren Stationen auch auf einen gewissen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) überragten C₁₇ (bis 77 ng/l) und C₁₉ (bis 52 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt war auch C₁₅ stark gegenüber den übrigen Kohlenwasserstoffen erhöht (bis 9 ng/l). Alle drei Alkane sind bekannte Stoffwechselprodukte von Algen.

Aufgrund der hohen Variabilität waren keine zeitlichen Entwicklungen zu beobachten.

ng/l	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/ Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
C12	<0,1	0,83	1,31	<0,1	1,20	2,80	3,83	4,66	5,5
C13	<0,1	0,45	0,97	<0,1	0,58	1,89	1,88	2,79	3,71
C14	0,35	1,05	1,70	0,11	1,14	1,25	3,16	3,24	3,31
C15	1,68	3,88	9,22	1,32	2,29	6,48	4,66	5,65	6,64
C16	0,62	1,10	1,71	0,56	1,05	1,24	2,45	2,57	2,70
C17	0,56	2,22	73,53	1,03	3,12	76,74	4,02	18,25	31,7
C18	0,46	1,64	13,62	0,7	5,60	16,65	2,04	2,97	3,90
C19	0,32	4,05	52,07	1,32	21,07	46,47	2,11	6,42	10,72
C20	0,26	0,51	1,57	0,51	0,81	1,93	1,66	1,97	2,28
C21	0,25	0,63	2,20	0,67	1,35	2,78	4,30	4,80	5,30
C22	0,28	0,68	2,56	0,45	1,03	3,11	2,90	3,59	4,27
C23	0,28	0,75	3,17	0,7	1,78	3,98	7,44	8,13	8,82
C24	0,30	0,76	2,78	0,66	1,44	3,25	4,66	5,28	5,90
C25	0,49	1,39	3,74	1,24	2,67	4,62	12,18	15,74	19,29
C26	0,44	1,37	3,04	0,89	1,98	3,75	8,28	9,54	10,80
C27	0,5	1,40	2,76	0,97	1,79	4,76	11,70	15,88	20,05
C28	0,36	0,99	3,66	0,40	1,24	2,68	1,41	3,04	8,05
C29	0,53	2,13	6,04	1,23	2,81	10,62	5,57	10,52	23,34
C30	0,28	0,79	3,65	0,29	0,97	3,76	1,347	2,43	7,532
PHY	0,07	0,17	0,98	0,05	0,19	0,26	1,11	2,17	3,23
PR1	1,32	5,48	13,79	1,71	4,66	14,78	2,21	2,80	3,38

Tab. 21: n-Alkan-Konzentrationen im Wasser der Deutschen Bucht im Jahr 2002

Tab. 21: n-alkane concentrations in water from the German Bight in 2002

147 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl. PAH) 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. Sie entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl) und 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 Umweltkanzerogene. In die Meeresumwelt werden sie hauptsächlich direkt aus der Luft und durch die Flüsse eingetragen. 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.

Wasser

Für die nord- und ostfriesischen Küsten-Stationen liegen keine PAK-Messungen vor. In den Flüssen Ems und Weser wurden für Fluoren Konzentrationen von < 2 ng/l und 3 ng/l beobachtet; für Fluoranthen 7 ng/l und 12 ng/l und für Benz[a]pyren 15 ng/l und 14 ng/l.

Die Konzentrationen der Einzel-PAK variierten in der Deutschen Bucht und Elbe - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 6,9 ng/l bis unter 0,005 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 0,1 bis 6,9 ng/l vorlagen, wiesen 5- und 6-Ring-Aromaten hier nur noch Konzentrationen von 0,003 bis 0,9 ng/l auf. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass die hochkondensierten polyzyklischen 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 langfristigen Trend. Die jahreszeitlichen Schwankungen sind in Abb. 9 zu sehen: Die PAK-Konzentrationen durchlaufen im Sommer (Aug./Sept.) an allen Stationen ein Minimum. Die höheren Konzentrationen im April und November sind sowohl auf höhere Schwebstoffgehalte als auch auf höhere Einträge durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen. Die relativ hohen Naphthalin-Werte im November sind möglicherweise durch einen geringeren Abbau und eine geringe Verdampfung bei tieferen Temperaturen zu erklären.

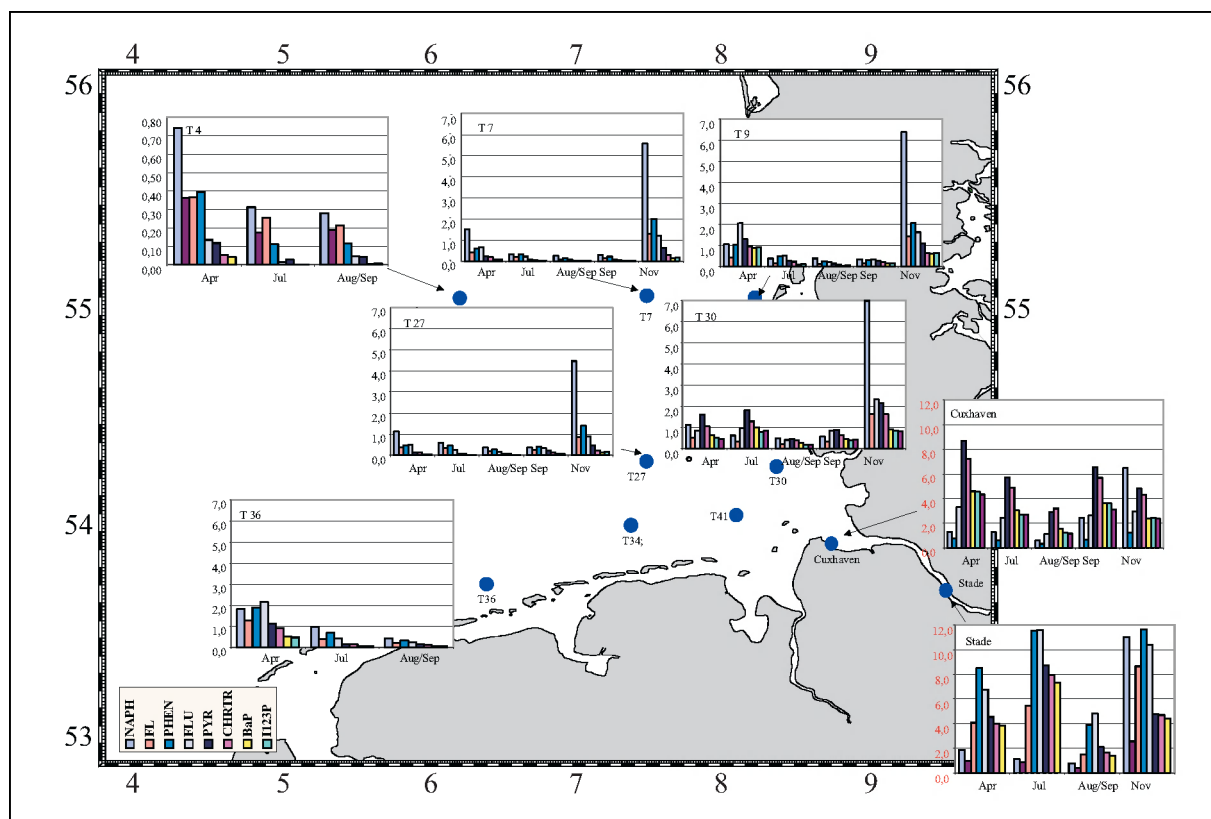


Abb. 9: Konzentrationen ausgewählter PAK (ng/l) im Jahr 2002

Fig. 9: Concentrations of selected PAH (ng/l) in 2002

Sediment

Die Konzentrationen der PAK im Sediment waren ca. 100 bis 1000 mal höher als die der chlorierten Kohlenwasserstoffe und konnten 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. 10).

Die mittleren Konzentrationen des BaP variierten in den drei Flüssen **Ems**, **Weser** und **Elbe** von 16 bis 117 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM.

Vor der **ostfriesischen Küste** wurde ein mittlerer Wert von 36 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM beobachtet. Im Bereich der **nordfriesischen Küste** wurden keine PAK bestimmt.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte des BaP zwischen 0,4 und 31,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM; die höchsten Werte wurden wie bei den CKW vor der Elbmündung (KS11) und an Stationen mit relativ hohen TOC-Gehalten in der zentralen Deutschen Bucht (WB 5, WB1 und UE20) beobachtet.

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 $\mu\text{g}/\text{g}$ 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.

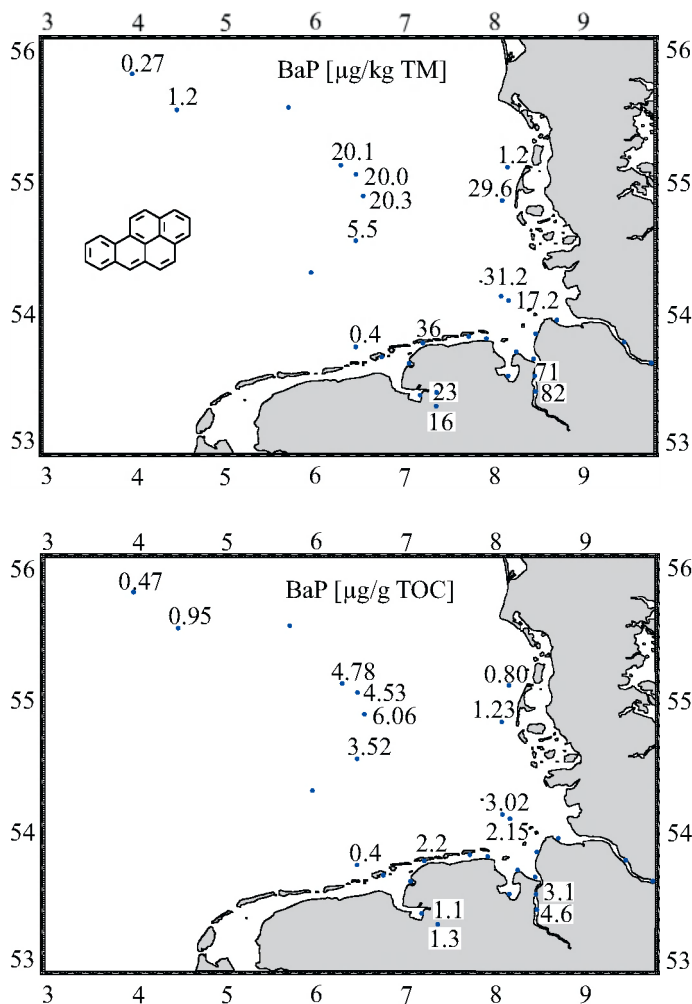


Abb. 10: Benzo[a]Pyren-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 10: Benzo[a]pyrene concentrations in surface sediments (mean values 1999 - 2002)

148 Zinnorganische Verbindungen

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) insbesondere 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.

Wasser

Zinnorganische Stoffe im Wasser wurden nur vom BSH bestimmt.

Die Tab. 22 zeigt die Mittelwerte der Bestimmungen von 1999 bis 2001, die Abb. 11 zeigt die räumliche Verteilung in der Deutschen Bucht.

Bei der Toxizitäts-Betrachtung sollten auch die Abbau-Produkte DBT (Dibutylzinn) und MBT (Monobutylzinn) nicht außer Acht gelassen werden, die zwar nicht ganz so stark toxisch sind wie TBT, jedoch eine nicht zu vernachlässigende Toxizität aufweisen. Sie sind in ähnlichen Konzentrationen wie das TBT selbst zu finden.

In der Elbe sind TBT-Konzentrationen von 20 bis 50 ng/l, bei Cuxhaven ca. 4 ng/l zu finden.

Station	Anzahl	MBT	DBT	TBT	TTBT	MOT	DOT	TCxT	TPhT
T1, T2, T4	5	0,3	0,3	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,00
T9	3	0,2	0,3	0,3	0,1	0,0	0,2	0,0	0,04
T27	3	0,5	0,7	0,7	0,1	0,0	0,2	0,0	0,01
T30	6	0,5	0,9	0,8	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1
T36	4	0,4	1,0	2,8	0,1	0,0	0,1	0,0	0,04
T41	3	0,5	1,0	1,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,05
Cuxh	4	2,7	2,3	4,3	0,3	0,1	0,1	0,0	0,18
Stade	1	9,2	11,9	24,9	3,1	0,3	0,1		0,23
NOK Brunsb.	1	5,4	9,7	12,4	0,0	0,3	0,5	0,0	0,27

Tab. 22: Konzentrations-Mittelwerte [ng/l] von zinnorganischen Schadstoffen auf ausgewählten Stationen

Tab. 22: Mean concentrations [ng/l] of organotin compounds at selected stations

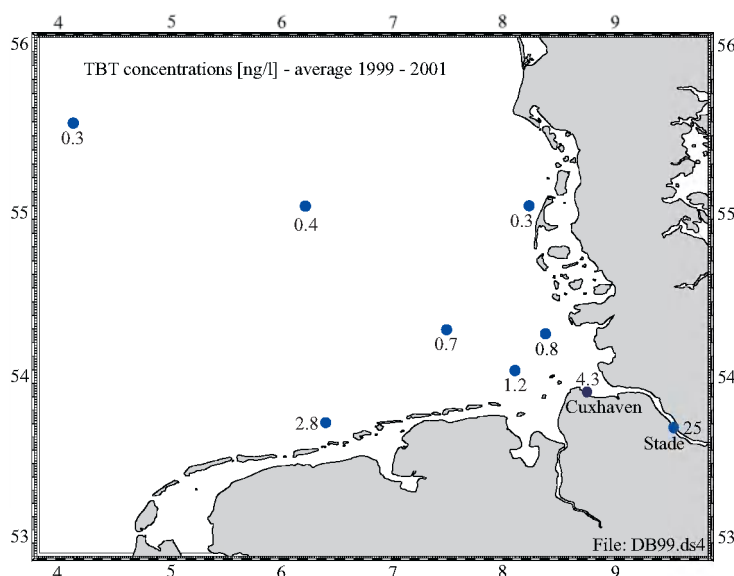


Abb. 11: TBT-Konzentrationen (ng/l) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2001)

Fig. 11: TBT concentrations (ng/l) in surface water (mean concentrations 1999 - 2001)

In Küstennähe der Deutschen Bucht liegen die Konzentrationen zwischen 0,7 und 3 ng/l - somit immer noch in oder nahe bei der Wirkschwelle von 1 bis 2 ng/l. Küstenfern liegen die Konzentrationen bei 0,3 bis 0,7 ng/l.

Sediment

Die schwebstoffbürtigen Sedimente der Elbe waren nach Messungen der BfG und der ARGE Elbe deutlich mit zinnorganischen Schadstoffen kontaminiert. Wie Tab. 23 zeigt, waren die Elbe-Sedimente bereits oberhalb des Hamburger Hafens bei Geesthacht mit ca 50 µg/kg TM mit Butylzinnverbindungen belastet. Dabei lagen die homologen mono- bis tetra-Butylzinn-Verbindungen (MBT bis TTBT) in recht gleichmäßigen Konzentrationen vor. Nach dem Hamburger Hafen und in der Tideelbe nahmen die Werte für MBT, DBT und TTBT ab, während das TBT zunächst auf 126 µg/kg TM deut-

lich anstieg und erst in Cuxhaven auf 25 µg/kg absank. Die anderen untersuchten Zinnorganischen Verbindungen - Triphenylzinn (TPhT) und Tri-Cyclohexylzinn (TcyT) - lagen meist unter 1 µg/kg TM. Insgesamt liegt die Belastung nahe oder über den derzeit als Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken angesehenen Wert von 50 µg Sn/kg TM.

In der Ems lagen die TBT-Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg Sn/kg TM. In der Weser lagen sie im Mittel bei 50 µg/kg TM (940 ng Sn/g TOC). Im ostfriesischen Küstengebiet wurden mittlere Konzentrationen von 2,9 µg Sn/kg TM (180 ng SN/g TOC) beobachtet.

An der nordfriesischen Küste waren an keiner Station zinnorganische Verbindungen nachweisbar. In der Deutschen Bucht wurden in dem Berichtszeitraum noch keine zinnorganischen Verbindungen im Sediment bestimmt

Ort	%-Anteil < 20µm	MBT	DBT	TBT	TTBT	TPhT	TCyT
Geesthacht	78,1	53,6	33,4	53,4	40,4	0,6	0,5
Wedel	45,6	25,4	22,6	126,6	10,5	0,7	0,5
Bützfleth	29,4	28,4	17,8	71,4	8,7	2,2	
Brunsbüttel	71,6	29,2	14,7	82,7	12,2	0,9	0,5
Cuxhaven	27,3	9,6	5,1	25,4	3,3	0,5	0,5

Tab. 23: Mittelwerte der Jahresmittelwerte 1999-2002 von Organozinn-Verbindungen in der Elbe [µg/kg TM]

Tab. 23: Mean values of the 1999 – 2002 annual means of organotin compounds in the river Elbe [µg/kg dw]

Biota

Miesmuscheln

Schon Anfang der 80er Jahre wurde die weitreichende Schädigung mariner Organismen durch organische Zinnverbindungen offensichtlich, die sich insbesondere in der reduzierten bzw. ausbleibenden Fortpflanzungsfähigkeit von Schnecken und Austern manifestierte.

Im marinen Bereich ging zwischen 1985 bis 1999 die Belastung der Biota mit Triphenylzinnverbindungen sehr deutlich zurück, während die Konzentrationen von Tributylzinn (TBT) in marinen Biota auf hohem Niveau konstant blieben (RÜDEL et al. [2003]).

Zur Erfassung potentieller Problemgebiete hat die OSPAR-Kommission ökotoxikologische Bewertungskriterien für TBT in Miesmuscheln in Höhe von 1 bis 10 ng/g TG festgelegt.

Königshafen/List und Eckwarderhörne/Jadebusen (UPB): Die TBT-Konzentrationen in Miesmuscheln von List/Königshafen überstiegen im Beobachtungszeitraum (1986 bis 1999) den Indikatorwert für potentielle Problemgebiete um das 5- bis 11-fache und in Miesmuscheln von Eckwarderhörne um das 10- bis 20-fache (Abb. 12).

Um die in der Abbildung gezeigten Konzentrationen mit Werten auf Frischgewichtsbasis vergleichen zu können, sind die Werte durch 5 zu dividieren.

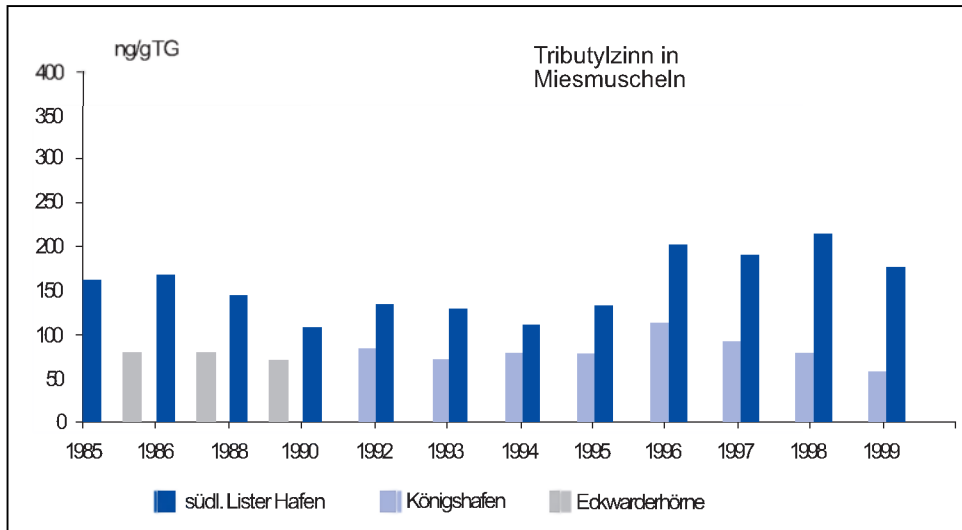


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Gehalte (ng/g Trockenmasse) von Tributylzinn in Miesmuscheln aus Küstengewässern der Deutschen Bucht 1985 bis 1999

Fig. 12: Temporal trend of TBT concentrations in blue mussels (ng/g dry weight) from the coastal waters of the German Bight, 1985 - 1999

Die gleichbleibende Belastung mit TBT dürfte ihre Ursache in der anhaltenden und unverminderten Verwendung von TBT-haltigen Antifouling-Anstrichen in der Handelsschifffahrt innerhalb des Beobachtungszeitraumes haben. Auch wenn es Hinweise gibt, dass sich das Verwendungsverbot für Sportboote in Yachthäfen positiv ausgewirkt hat, ist auf Grund eines Marktanteils der Freizeitboote am Absatz von Antifouling-Farben von nur ca. 10 % eine über den lokalen Bereich hinausgehende deutliche Verringerung der Belastung der marinen Umwelt von der Maßnahme nicht zu erwarten. Hier ist abzuwarten, wie sich ein Verbot für die gesamte Schifffahrt auswirken wird.

Die Untersuchung von Tributylzinn (TBT) als auch den Dibutyl- (DBT) und Monobutyl-Zinnverbindungen (MBT) wurde 2002 in das Mess-

programm für **schleswig-holsteinische Küstengewässer (LANU)** aufgenommen und damit einem OSPAR-Beschluss gefolgt, mit entsprechenden Messungen ab spätestens 2003 die Auswirkungen des von der IMO beschlossenen und voraussichtlich 2003/2004 in Kraft tretenden Anwendungsverbots TBT-haltiger Anti-Fouling-Anstriche durch entsprechende Umweltuntersuchungen zu verfolgen.

Die ersten Untersuchungen zeigen Konzentrationen für Einzelsubstanzen zwischen 0,03 und 0,42 µg/kg FG, in der Summe der drei Verbindungen zwischen 0,17 und 0,64 µg/kg FG. Die TBT-Konzentrationen liegen damit um den Faktor 30 bis 400 unter dem niedrigsten gemessenen Wert aus der im vorhergehenden Abschnitt gezeigten Zeitreihe (Königshafen/List 1999 mit 60 ng/g TM entspr. 12 µg/kg FG).

Sn-Org [µg/kg FG]	2002	2002	2002
	Norderaue	Helgoland	Hörnuntief
Monobutyl-Zinn (MBT)	0,13	0,12	0,03
Dibutyl-Zinn (DBT)	0,42	0,14	0,08
Tributyl-Zinn (TBT)	0,07	0,39	0,06

Tab. 24: Gehalte von zinnorganischen Verbindungen in Muscheln von der nordfriesischen Küste und Helgoland

Tab. 24: Organotin compounds in mussels from the North Frisian coastal waters and the isle of Heligoland

149 Sonstige Organische Schadstoffe

Die Liste der Parameter der einzelnen messenden Institutionen ist sehr unterschiedlich. Die größte Stoffpalette wurde vom BSH gemessen und umfasst die Gebiete Deutsche Bucht und das Elbe-Ästuar bis Stade.

Die Konzentrationen der folgenden Substanzen im Wasser waren im Jahr 2002 alle unter ihrer

jeweiligen Nachweisgrenze: Aldrin (< 0,03 ng/l), Dieldrin (< 0,03 ng/l), Isodrin (< 0,03 ng/l), Endrin (< 0,03 ng/l), Hexachlorbutadien (< 0,01 ng/l), and Trifluralin (< 0,03 ng/l).

In Tab. 24 sind die Konzentrationen ausgewählter polarer Pestizide zur Zeit des Elbe-Hochwassers im Sommer 2002 zusammengefasst. Die meisten der Stoffe sind durch das Hochwasser nicht signifikant verändert. Nur die Triazin-Herbizide Atrazin, Prometryn, Simazin und Terbutylazin können als erhöht angesehen werden.

Station	Brunsbüttel	Cuxhaven	Cuxhaven	Cuxhaven	Deutsche Bucht
	Gauss 387	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelw. Ga 388 b
Monat	8	8-9	Vergleichswerte		9
Jahr	2002	2002	2001 bis Mai 2002		2002
Alachlor	1,63	0,90	0,73	0,73	
Atrazin	63,19	28,89	9,35	9,77	5,89
Azinphos-ethyl	<0,1		0,00	0,00	
Azinphos-methyl	<0,3		0,00	0,00	
Chlorfenvinphos	<0,2		0,00	0,00	
Chlorpyrifos-ethyl	<0,3		0,00	0,00	
Chlorpyrifos-methyl	<2		0,00	0,00	
Chlortoluron	3,85	2,96	2,03	7,58	1,33
Diazinon	0,34	0,40	0,21	0,75	
Dichlorvos	<2,5		0,00	0,00	
Dimethoat	1,18	0,26	0,15	0,24	0,07
Diuron	13,56	12,52	8,64	11,69	4,55
Fenitrothion	<5		1,18	1,18	
Fenthion	<0,5		0,00	0,00	
Fenuron	5,06	2,96	1,40	1,40	0,22
Irgarol	2,03	1,37	0,95	2,99	0,23
Isoproturon	4,52	4,44	2,67	17,76	2,29
Linuron	1,93	0,78	0,13	0,13	0,21
Malathion	<0,04		0,00	0,00	
Metamitron	<1	1,56	0,00	0,00	
Metazachlor	2,62	1,72	0,55	2,66	0,33
Metolachlor	5,47	3,76	0,93	0,93	0,64
Monolinuron	<0,08		0,13	0,13	
Parathion-ethyl	<1		0,00	0,00	
Parathion-methyl	<8		0,00	0,00	
Pendimethalin	3,79	1,05	0,00	0,00	
Prometryn	10,34	3,63	0,71	1,60	0,25
Propazin	2,05	1,01	0,45	0,45	
Sebuthylazin	<0,5		0,00	0,00	
Simazin	22,89	10,04	2,20	2,71	1,65
Terbutylazin	19,50	10,43	1,48	5,36	1,99
Terbutryn	2,53	2,30	0,83	2,05	0,47

Tab. 25: Konzentrationen polarer Pestizide [ng/l] in der Deutschen Bucht
Tab. 25: Concentrations of polar pesticides [ng/l] in the German Bight

Die räumliche Verteilung der hauptsächlich vorkommenden Triazin- und Phenylharnstoff-Herbizide ist in Abb. 13 exemplarisch für den September 2002 dargestellt. Die Konzentrationen in der inneren Deutschen Bucht variieren über einen relativ engen Bereich. Die Konzen-

trationen sind aber deutlich höher als die der klassischen lipophilen Stoffe (s.o.). Bemerkenswert sind insbesondere die relativ hohen Werte für Simazin und Atrazin, die seit mehreren Jahren in Deutschland nicht mehr angewendet werden dürfen.

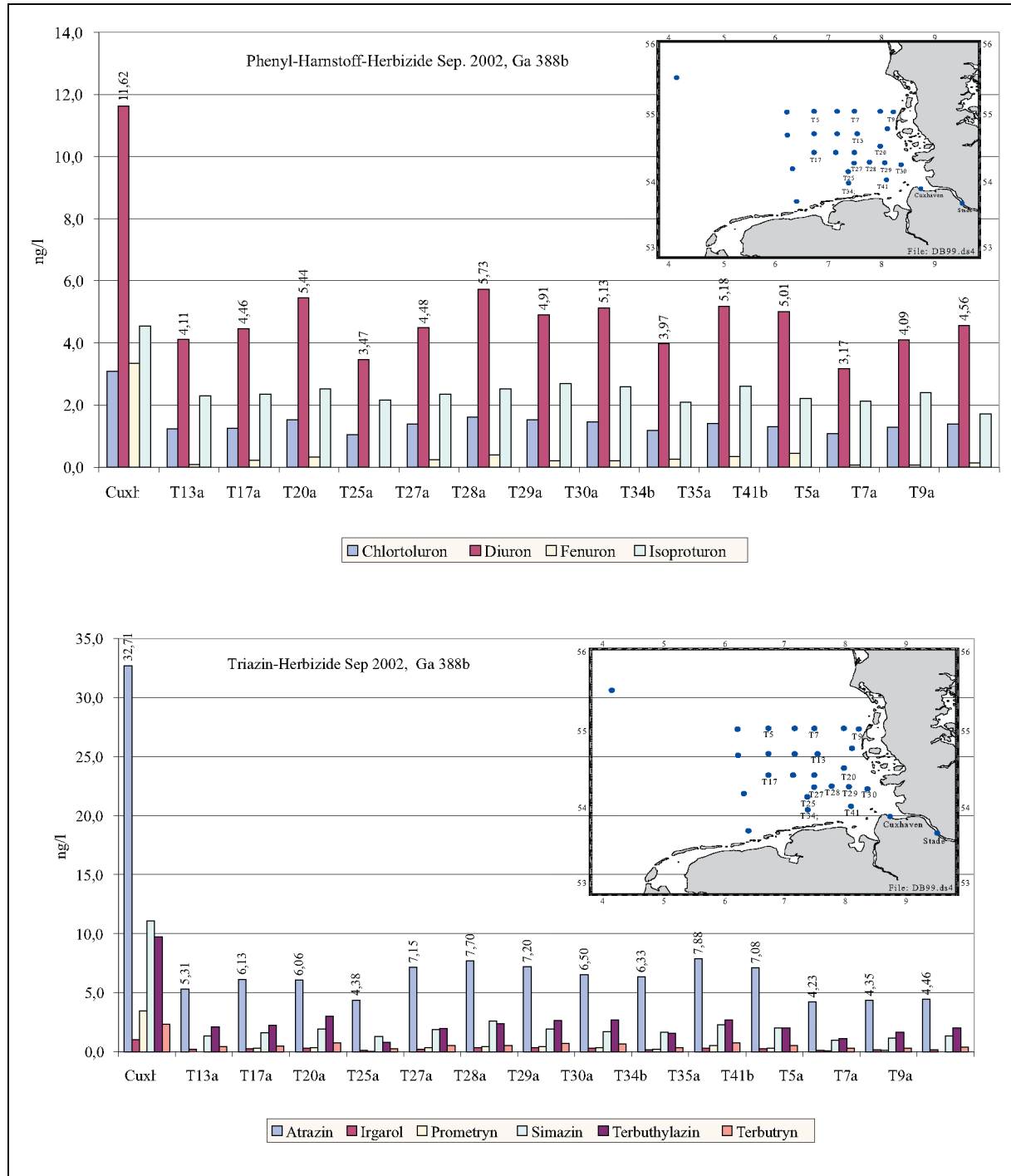


Abb. 13: Konzentrationen (ng/l) ausgewählter Pestizide in der Deutschen Bucht im September 2002

Fig. 13: Concentrations (ng/l) of selected polar pesticides in the German Bight in September 2002

1410 Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe

Einführung

Störungen des Reproduktionssystems beim Menschen und in der Tierwelt können durch hormonell wirksame synthetische und nicht synthetische Stoffe verursacht werden (Danish Environmental Agency [1995], SEIBERT [1996], CAMERON [1997]). Im Jahr 1994 veröffentlichten PURDOM et al. Ergebnisse von Feldstudien mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), die mit gereinigten Abwässern aus kommunalen Klärwerken in Großbritannien exponiert wurden. Im Ergebnis konnte gezeigt werden, dass im gereinigten Abwasser vorhandene Stoffe die östrogen abhängige Synthese des für die Eibildung wichtigen Proteins Vitellogenin in weiblichen und männlichen Fischen stimulierte. Die festgestellte Erhöhung der Vitellogenin-Konzentrationen und das erhöhte Auftreten von Hermaphroditismus in der Fischpopulation sind nach Auffassung der Autoren auf östrogen wirksame Abwasserinhaltsstoffe zurückzuführen. Weitere Feldstudien und Laborexperimente mit aquatischen Organismen erhärteten diese Aussage und zeigten einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen östrogen wirksamer Stoffe und dem Auftreten von Störungen im Reproduktionssystem auf (JOBLING et al. [1998], LYE et al. [1999], FAIRCHILD et al., [1999]).

Entsprechende Untersuchungen an Brassen (*Abramis brama*) aus der Mittleren und Oberen Elbe wurden von HECKER et al. [2002] durchgeführt. Eine deutliche Erhöhung der Vitellogenin-Synthese war in Fischen von den Fangorten Barby, Magdeburg und Meißen beobachtet worden – Flussabschnitte, die durch die Einleitung gereinigter Abwässer aus kommunalen Klärwerken charakterisiert sind. In Frage kommen abwasserträchtige Einleitungen aus der Saale (Elbe bei Barby, Magdeburg) oder von Klärwerken der Städte Dresden und Meißen.

Chemisch analytische Untersuchungen zeigten das Vorkommen einer Reihe natürlicher und syn-

thetischer Steroidhormone wie 17α -Ethinylöstradiol, 17β -Östradiol, Östron und Östriol im gereinigten Klärwerksabwasser (TERNES et al. [1999]). Bei anderen Untersuchungen wurde neben Steroidhormonen ein großes Spektrum von Industriechemikalien wie Bisphenol A, Dibutylphthalat oder mikrobiologische Abbauprodukte nicht ionischer Tenside festgestellt. Zu letzteren zählen die Alkylphenole, Alkylphenol-ethoxylate und Alkylphenolcarboxylate (SPENGLER et al. [2001]). Diese Xenoöstrogene besitzen im Vergleich zu den Steroidhormonen im Allgemeinen ein geringeres östrogenes Wirkpotenzial (GÜLDEN et al. [1997]), sie können aber aufgrund höherer Konzentrationen in kleineren Flüssen mit hohem Abwasseranteil eine nicht zu vernachlässigende Rolle einnehmen.

In einem gemeinsamen Projekt zwischen dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, dem Umweltbundesamt und der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, wurde das Vorkommen östrogen wirksamer Industriechemikalien und Metaboliten sowie einzelne Steroidhormone in der Elbe von der Quelle im Riesengebirge bis zur Mündung bei Cuxhaven sowie in relevanten Nebenflussmündungen untersucht (STACHEL et al. [2003]). Eine Schnittmenge dieser Ergebnisse wird im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Probenahme und Analyte

Probenahme

Entnommen wurden Wasserproben vom Ponton oder vom Ufer (Einzelproben, Entnahme aus 1 m Tiefe) an den Elbe-Messstellen Schnackenburg (km 474), Bunthaus (km 610), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 634), Grauerort (km 661) und Cuxhaven (km 725) sowie in der Schwingemündung (Elbe-km 655). Die Probenahme wurde im Juli 2000 durchgeführt.

Analyte

Das Stoffspektrum umfasste die Einzelstoffe 2,2'-Bis(4-hydroxyphenyl)propan (Bisphenol A, BPA), die Metaboliten 4-Hydroxyacetophenon (HAP), 4-Hydroxybenzoesäure (HBA),

4,4'-Dihydroxydiphenylmethan (Bisphenol F Isomer, BPF), 4-*tert.* Butylphenol (BP), 4-*tert.* Pentylphenol (PP), 4-*tert.* Octylphenol (OP), technisches Gemisch von Nonylphenolen (NP), Octylphenoethoxylate (OPnEO, n=1-8), technisches Gemisch von Nonylphenoethoxy-

laten (NPnEO, n=1-10), Octylphenoxy-carboxylate (OPnEC, n=1-8), Nonylphenol-carboxylate (NPnEC, n=1-8), Östron, 17 β -Östradiol und 17 α -Ethinylöstradiol. Die Analysenmethoden sind in STACHEL et al. [2003] beschrieben.

Substanz	Cuxhaven	Grauerort	Blankenese	Seemannshoef	Bunthaus	Schnackenburg	Schwinge
BPA	3,8	10	21	11	20	18	92
HAP	< 0,5	22	0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,8
HBA	6,8	5	6,1	7,3	4,4	11	9,5
BPF	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,4
BP	< 0,5	44	2,0	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,4
PP	< 0,5	1,7	< 0,5	< 0,5	2,6	< 0,5	5,9
OP	1,9	2,1	1,9	1,8	1,2	< 0,5	3,6
NP	24	29	20	22	13	29	32
OPnEO (n=1-8)	7,2	2,5	2	2,2	1	0,6	2,7
NPnEO (n=1-10)	40	37	12	38	28	< 0,5*	51
OPnEC (n=1-8)	1,9	< 1*	9,7	4,9	< 1*	< 1*	34
NPnEC (n=1-8)	< 10*	187	182	207	233	< 10*	166
Östron	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
17 β -Östradiol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
17 α -Ethinylöstradiol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Tabelle 1: Konzentrationen von Xenööstrogenen und Steroidhormonen in Wasserproben aus der Elbe und der Schwingemündung, in ng/l (Juli 2000)

* = unterhalb der Bestimmungsgrenze für ein Isomer; < „Wert“ = Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze

Table 1: Concentrations of xenoestrogens and steroidal hormones in water samples from the Elbe and the mouth of the river Schwinge in ng/l (Juli 2000)

* = below the limit of quantification for one isomer; < „value“ = concentration below the limit of quantification

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 enthält ausgewählte Analysenergebnisse aus dem gesamten Untersuchungsprogramm. Entnommen wurden Einzelproben von sechs Elbe-Messstellen und von der Schwingemündung. Die Schwinge dient als Vorfluter für die gereinigten Abwässer des Klärwerks Stade und mündet bei Strom-km 655 in die Elbe, kurz oberhalb der Einleitungsstelle der Dow Chemical, Werk Stade.

Bisphenol A und Metabolite, Bisphenol F

Die Ergebnisse in Tab. 1 zeigen an den Elbe-Messstellen für BPA eine Wertespanne von 4 ng/l (Cuxhaven) bis 21 ng/l (Blankenese). In der Schwingemündung ist die BPA-Konzentration am höchsten, sie beträgt 92 ng/l. Der Metabolit HAP kommt in Konzentrationen zwischen < 0,5 ng/l und 22 ng/l vor, in der Schwingemündung lag sie bei 3 ng/l. Auffällig ist der hohe Wert von 22 ng/l HAP an der Messstelle Grau-

erort. Die HBA-Konzentrationen in der Elbe liegen im Bereich von 4 ng/l (Bunthaus) bis 11 ng/l (Schnackenburg). Die Messstelle Grauerort befindet sich unterhalb der Einleitungsstelle der Dow Chemical, erfasst werden an dieser Messstelle Frachtanteile aus der Schwinge und des werkseigenen Klärwerks dieser chemischen Fabrik. Die BPA-Befunde von der Messstelle Schnackenburg zeigen, dass BPA bereits oberhalb der Tide-Elbe eingetragen wird. BPF spielt nach diesen Untersuchungen keine wesentliche Rolle (Tab. 1).

Ein Vergleich der Elbe-Ergebnisse mit denen anderer deutscher Flüsse wie Saale, Weiße Elster, Weser, Werra, Fulda oder Rhein zeigt, dass für den betrachteten Flussabschnitt die BPA-Konzentrationen als niedrig einzuschätzen sind (STACHEL et al. [2003]). Der Grund für die niedrigen BPA-Konzentrationen dürfte ursächlich in der hohen Verdünnung durch den hohen Oberwasserabfluss in dem beprobten Flussabschnitt zu suchen sein. Kleinere Flüsse mit einem hohen Anteil gereinigter Klärwerksabwässer weisen um bis zu zwei Größenordnungen höhere BPA-Konzentrationen auf, wie am Beispiel der Pleiße, einem kleinen Fluss im Einzugsgebiet der Elbe, gezeigt werden konnte (BPA-Konzentration = 4 400 ng/l; GEIß [2003]).

Ökotoxikologische Untersuchungen im Labormaßstab mit der Vorderkiemerschneckenart *Marisa cornuarietis* zeigten, dass diese Schneckenart äußerst sensibel auf niedrige BPA-Konzentrationen reagiert. Die ermittelten Effektkonzentrationen betragen für die LOEC 48 ng/l, die NOEC lag bei 8 ng/l und die EC₁₀ bei 14 ng/l (SCHULTE-OEHLMANN et al. [2001]). Die in der Elbe gefundenen BPA-Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung und lassen vermuten, dass für Vorderkiemerschnecken mit unerwünschten Effekten durch das Vorkommen von BPA zu rechnen ist.

Die auffällig hohe BPA-Konzentration in der Schwingemündung gab Anlass für weitergehende Untersuchungen. Beprobt wurden in einem ersten Schritt Abwässer vom Zu- und Ablauf des Klärwerks Stade; die Analysenergebnisse zeigten z. T. exorbitant hohe BPA-Konzentrationen im Bereich von einigen zehn µg/l. Angesichts der aus diesen Konzentrationen

abgeleiteten hohen Massenströme, die über die Schwinge in die Elbe transportiert werden, kam das Klärwerk Stade als ein relevanter Einleiter für BPA in die Elbe in Betracht. Durch die gezielte Beprobung und Untersuchung unterschiedlicher Abwässerteilströme im Klärwerk und die Analyse von Sielabwässern eines Transportunternehmens (Indirekteinleiter), das u. a. BPA in Kesselwagen transportiert, konnte dieses Unternehmen als Verursacher für die hohen BPA-Einleitungen in das kommunale Klärwerk erfasst werden. Das BPA wurde mit den Kesselwaschwässern durch ein Sielsystem ins Klärwerk geleitet. Mittlerweile werden die Waschwässer bei der nahegelegenen Dow Chemical entsorgt, Spülwasser-Restkonzentrationen werden in der Kläranlage des Transportunternehmens über Aktivkohle geleitet und fast vollständig entfernt. Eine Bestätigung durch Analysenergebnisse, ob diese Maßnahmen zu einer deutlichen Verringerung der BPA-Konzentrationen im Klärwerk geführt haben, steht allerdings noch aus.

Alkylphenole, -ethoxylate und -carboxylate

Tab. 1 zeigt, dass die o. g. Analyte in sehr unterschiedlichen Konzentrationen in der Elbe vorkommen. Von Ausnahmen abgesehen, lagen die Konzentrationen für BP, PP, OP, OPnEO und OPnEC im unteren ng/l-Bereich oder unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 1). Die auffällige BP-Konzentration von 44 ng/l könnte aus der Einleitung gereinigter Abwässer von der Dow Chemical stammen. Die NP-Konzentrationen betragen im Tideabschnitt etwa 20-30 ng/l, für NPnEO lagen diese etwa um den Faktor zwei höher (Tab. 1). Die NPnEC-Konzentrationen waren an einigen Messstellen um ca. eine Größenordnung höher. Mit Ausnahme der Messstellen Schackenburg und Cuxhaven betragen die NPnEC-Konzentrationen ca. 200 ng/l (Tab. 1).

Daten von OP, NP und NPnEO anderer deutscher Oberflächengewässer zeigen, dass sich die in der Elbe analysierten Konzentrationen in der gleichen Größenordnung bewegen, z. T. sind die Konzentrationen in der Elbe niedriger (STACHEL et al. [2003]). Auch hier dürfte der hohe Verdünnungseffekt durch den höheren Oberwasserabfluss eine wichtige Rolle spielen.

Alkylphenole und -ethoxylate besitzen einen gut ausgeprägten lipophilen Charakter und akkumulieren demzufolge gut in aquatischen Organismen (LYE et al. [1999], FERRARA et al. [2001]). Die LOEC-Werte betragen 5 µg/l für OP, 20 µg/l für NP und 30 µg/l für NP2EO (Endpunkt: Vitellogenin-Synthese in männlichen Forellen, GÜLDEN et al. [1997]). Unter der Annahme, dass sämtliche in der Elbe analysierten Stoffe das gleiche östrogene Potenzial aufweisen wie diese drei Einzelstoffe, wird selbst bei einer Summenbildung der niedrigste LOEC-Wert um mindestens eine Größenordnung unterschritten.

Alkylphenole und -ethoxylate werden in der Nordsee im Küstenbereich bzw. in der Elbefahne festgestellt. Erwartungsgemäß sind ihre Konzentrationen deutlich niedriger als in der Elbe, allerdings zeigen diese Befunde, dass die Elbe einen relevanten Eintragspfad für diese Stoffe darstellt (HEEMKEN et al. [2001]).

Steroidhormone

Die Konzentrationen von Östron, 17β-Östradiol und 17α-Ethinylöstradiol liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 ng/l (Tab. 1).

Schlussfolgerungen

Die Elbe im Tidebereich enthält im Vergleich zu anderen deutschen Oberflächengewässern im Allgemeinen niedrige Konzentrationen der analysierten Stoffe bzw. Stoffgemische. Einen relevanten Eintragspfad für BPA dürfte der Nebenfluss Schwinge darstellen, der als Vorfluter für die gereinigten Abwässer des Klärwerks Stade in Frage kommt. Ökotoxikologische Untersuchungen mit einer Vorderkiemerschneckenart zeigen, dass die im betrachteten Flussabschnitt vorkommenden BPA-Konzentrationen von 10 bis 20 ng/l unerwünschte Effekte bei Vorderkiemerschnecken hervorrufen können.

Alkylphenole, -ethoxylate und -carboxylate wurden in der Elbe ebenfalls analysiert. Je nach Stoffart variieren die Konzentrationen von Angaben unterhalb der Bestimmungsgrenze bis ca. 200 ng/l (NPnEC). Die für einzelne Stoffe zitierten LOEC-Werte liegen deutlich oberhalb von in der Elbe gefundenen Konzentrationen. Diese und frühere Untersuchungen zeigen, dass die Elbe ein relevanter Eintragspfad für Xenööstrogene ist.

1411 Organische Schadstoffe in Seevogeleiern

Die Untersuchung von Seevogeleiern auf Gehalte an organischen Schadstoffen (PCBs, DDTs, HCB und HCHs) ist im Rahmen des Trilateralen Monitoring Programms (TMAP Niedersachsen, Schleswig-Holstein) durchgeführt und in diesem Rahmen darüber ausführlich berichtet worden. Eine weitere Darstellung ist im Buch: „Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer“ (siehe BECKER und BRUHN in: LOZAN et al. [2002]) erschienen.

Beispielhaft sei hier auf die polychlorierten Biphenyle eingegangen. Das niedrige Niveau 1997/98 bei der PCB-Belastung sowohl von

Flußseeschwalben- als auch Austernfischereiern hat sich im Nachhinein als Minimum erwiesen. Der Abwärtstrend ist in den darauf folgenden Jahren nicht fortgesetzt worden, sondern es zeigt sich eine Tendenz wieder zunehmender Gehalte (Abb. 14). Die Verhältnisse zwischen den verschiedenen Gebieten haben sich nicht verändert: Die Eier des Gebiets „Elbe“ zeigen weiterhin höhere Gehalte als von „Trischen“, gefolgt von „Jade“. Dieses deckt sich mit der Entwicklung der PCB-Gehalte in den Silbermöweneiern von Trischen im Berichtszeitraum bis 1998, die gegenüber Mellum seit 1997 wieder angestiegen sind. DDT und seine Metabolite zeigen eine den PCBs vergleichbare zeitliche Entwicklung, während HCHs und HCB weiterhin, von einzelnen Störungen unterbrochen, eine generelle Abwärtstendenz aufweisen (mdl. Mitteilung P. BECKER).

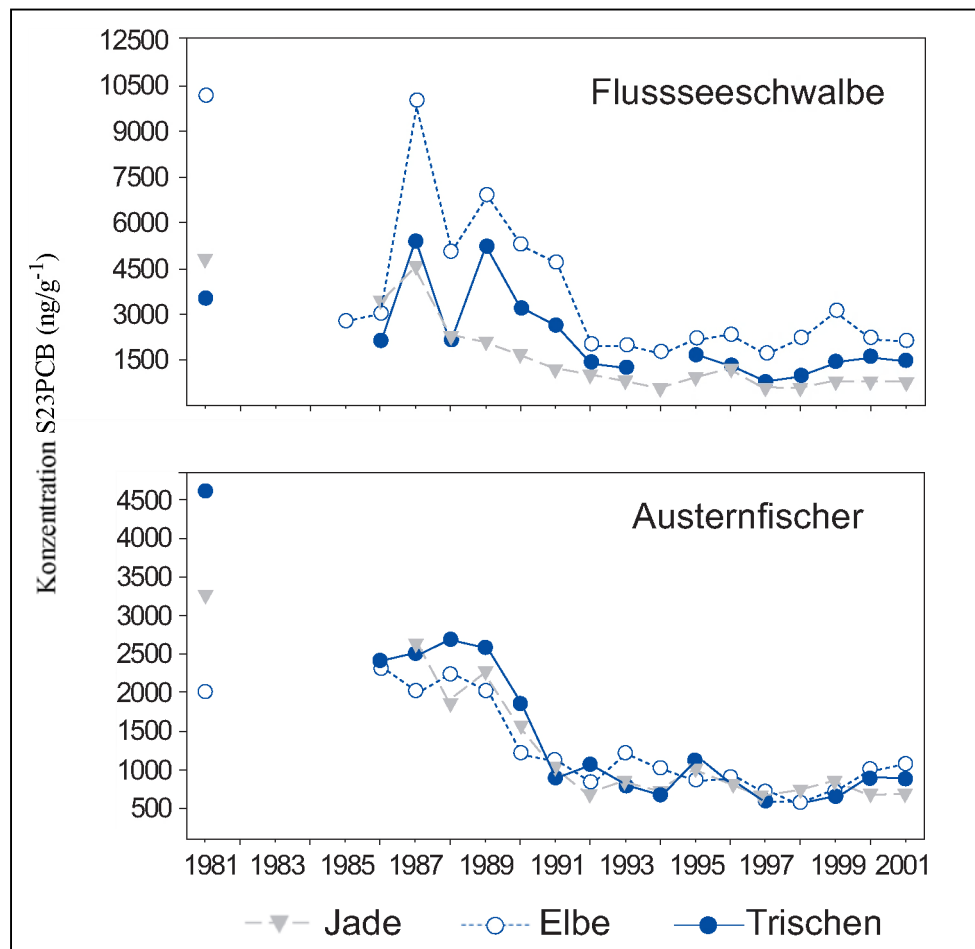


Abb. 14: Zeitlicher Verlauf der PCB-Gehalte in Eiern von Flusseeschwalben und Austernfischern an der deutschen Nordseeküste 1981 bis 2001

Fig. 14: Temporal trend of PCBs in the eggs of oyster catchers and common terns at the German North Sea coast, 1981 - 2001

Zusammenfassung

Wasser

Wie zu erwarten, zeigen die einzelnen organischen Schadstoffe verschiedene Verhaltensweisen auf, was die räumliche Verteilung und die zeitlichen Trends betrifft. Die Konzentrationen können z. Zt. im Wasser besser bewertet werden als in den Sedimenten. Generell nehmen die Schadstoffkonzentrationen mehr oder weniger schnell von der Küste zur offenen See ab. Für die meisten Schadstoffe ist die Elbe die Haupt-Eintragsquelle für die Deutsche Bucht; außerhalb der Elbe-Fahne sind die Konzentrationen von unpolaren Schadstoffen gewöhnlich sehr niedrig.

Im Wasser der Deutschen Bucht ähnelt die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe HCB, PCB und DDT jener der hochkonzentrierten PAK: Es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Dabei sind die Konzentrationen stark von den Schwebstoffgehalten der Proben abhängig.

Verstärktes Augenmerk sollte zukünftig auf Untersuchung polarer Pestizide gelegt werden, da sich gezeigt hat, dass viele dieser Stoffe in weitaus höheren Konzentrationen vorkommen als die klassischen lipophilen Schadstoffe.

Die extreme Elbe-Hochwasserflut im Sommer 2002 hatte nur für einzelne Schadstoffe einen kurzzeitigen Einfluss in der Deutschen Bucht. Die festgestellten erhöhten Konzentrationen sind innerhalb von zwei bis drei Monaten auf das Normalmaß zurück gegangen.

Die meisten Chlorkohlenwasserstoff-Konzentrationen im Wasser lagen in dem gleichen Bereich wie im vergangenen Jahr. Es wurde ein deutlicher, langfristiger Rückgang von α - und γ -HCH festgestellt. Nach einer sehr deutlichen Abnahme von 1983 bis 1993 hatten sich die Konzentrationen um 1,5 ng/l für γ -HCH und 0,4 ng/l für α -HCH nivelliert. Seit 1999 haben sich die Konzentrationen im Wasser nochmals wesentlich verringert und sind nun weit unter 0,5 ng/l für sowohl α - als auch γ -HCH. Im Jahr 2002 setzte sich die Abnahme fort. Ein kurzes Ansteigen der Werte durch das Elbe-Hochwasser wurde im September bemerkt, besonders für β -HCH (weniger für α -HCH und kaum bemerkbar für γ -HCH). Wie aber in Abb. 2 erkennbar, sind die Werte im November bereits wieder „normal“.

Für die anderen Chlorkohlenwasserstoffe sind aufgrund der höheren Schwankungen der Messwerte und des kürzeren Beobachtungszeitraums keine wesentli-

chen Veränderungen im Wasser festgestellt worden. Für die PCB- und DDT-Gruppen sind die Nachweisgrenzen verbessert worden, so dass es nun möglich war, die zum Teil niedrigeren Werte in der äußeren Deutschen Bucht zu messen.

Die PAH-Werte im Wasser liegen in einem ähnlichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren; ein zeitlicher Trend ist bisher nicht erkennbar.

Sediment

Obwohl die Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten bis zu 10^7 -fach höher sind als im Wasser, können in den Sedimenten kaum Quellenkorrelationen oder zeitliche Trends beobachtet 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.

Bei den Sedimenten ist eine hohe Schwankung bei allen untersuchten Verbindungen festgestellt worden. Es war daher nicht möglich - auch wegen des kurzen Zeitraums von 7 Jahren - einen Trend zu entdecken. Die Normalisierung auf TOC hat die Schwankungen im Datensatz nicht so weit verringert, dass ein zeitlicher Trend erkennbar wurde. Die Konzentrationen liegen alle auf dem Niveau der Vorjahre.

Biota

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über die Gehalte von organischen Schadstoffen in Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus den deutschen Küstengewässern der Nordsee und der Deutschen Bucht. Die ermittelten Daten zeigen erwartungsgemäß charakteristische Unterschiede in den Konzentrationsniveaus der untersuchten Verbindungen zwischen den untersuchten Tierarten.

Gesicherte Aussagen über zeitliche Trendentwicklungen sind in der Regel erst ab einem Zeitraum von etwa 7 Jahren und bei Vorliegen von Informationen über die Streubreite innerhalb des jährlichen Datensatzes möglich. Generell ist dieser Zeitraum von starken zwischenjährlichen Schwankungen und teilweise gegensätzlich verlaufenden Entwicklungen an benachbarten Stationen geprägt. Die starken Unterschiede zwischen benachbarten Stationen deuten darauf hin, dass weniger eine allgemeine Änderung der Umweltbelastung, sondern lokale Ereignisse und wechselnde hydrografische Verhältnisse zu den beobachteten starken Schwankungen führen. Insgesamt läßt sich feststellen, dass die Belastung sich bei den Schollen und den Aalmuttern bei allen Stoffen auf niedrigem Niveau mit gleichbleibender oder noch leicht abnehmender Tendenz bewegt. Ebenso ist bei HCB und den HCHs in Seevogeleiern, bei den Plattfischen an der niedersächsischen Küste, bei PCBs, DDT und HCB eine zunehmende Tendenz in den letzten Jahren zu verzeichnen. In diesem Küstenbereich ist der Verlauf bei den HCHs durch einen kurzzeitigen starken Anstieg im Jahr 2001 geprägt, von dem sich β -HCH im Folgejahr noch nicht „erholt“ hat, während α - und γ -HCH wieder auf das vorherige Niveau abgesunken sind. Bei den Muschelproben sind zwischen den einzelnen Stationen z. T. deutliche Unterschiede festzustellen. Ob dieses im Einzelfall eine Folge der unterschiedlichen Probenahmezeiten und ggf. unterschiedlicher Muschelgrößenklassen ist, oder ob auch analytische Unterschiede einen Einfluß haben, bedarf einer gründlicheren Untersuchung. So ist an den Stationen im niedersächsischen Küstenbereich für HCB, PCBs und DDTs eine starke Abnahme zu verzeichnen, für die letzten beiden Substanzklassen aber mit Ausnahme der Station Eckwarderhörne (UPB) wieder ein Anstieg. In Muscheln aus dem nordfriesischen Wattenmeer ist für Lindan ein Abwärtstrend zu erkennen, ebenso für PCBs und DDTs an der Station Königshafen/Island, während Norderaue und Hever mit zum Teil gegenläufigen starken Schwankungen in dem betrachteten Zeitraum keine Aussage über die zeitliche Entwicklung zulassen.

Bei einem Vergleich der Schadstoffgehalte aus den Entnahmegewässern der **Küstengewässer Schleswig-Holsteins (LANU)** ist prinzipiell zu berücksichtigen, dass die untersuchten Miesmuscheln hinsichtlich der Größe sehr unterschiedlich ausfallen. Für die Muscheln aus dem nordfriesischen Watt (Heverstrom, Norderaue, Hörnumtief) liegt die mittlere Größe bei nur 4,5 cm (Spannweite: 4,1 bis 5,2 cm), während die Helgoländer Muscheln eine mittlere Größe von 6,2 cm (Spannweite: 4,9 bis 7,4 cm) aufweisen. Vorausgesetzt, dass eine vergleichbare Längen-/Alterskorrelation vorliegt, bedingt dieses längere Anreicherungs-

zeiträume und kann damit auch zu vergleichsweise höheren Schadstoffkonzentrationen führen, ohne dass dieses durch eine höhere Belastung der lokalen marinen Umwelt bedingt sein muss. Der bei den Schwermetallen beobachtete Effekt höherer Konzentrationen in Muscheln von Helgoland ist bei den hier dargestellten organischen Chlorverbindungen nicht zu erkennen. Bei den TBT-Werten ist zwar die Konzentration in Muscheln von Helgoland im Jahr 2002 fünfmal höher als in der Norderaue und dem Hörnumtief. Dieses kann aber auch eine Folge des starken Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht und der auf der Reede ankernden Seeschiffe oder auch der in vergangenen Jahren erfolgten Belastung der Helgoländer Häfen durch den starken Sportbootverkehr sein.

Summary

Water

As expected, the individual organic pollutants showed different patterns of spatial distribution and temporal trends. Concentrations presently can be assessed more easily in water than in sediment. Pollutant levels generally decrease more or less quickly from the coastal waters toward the open sea. The main input source of most pollutants in the German Bight is the river Elbe; outside the Elbe plume the concentrations of non-polar pollutants normally are very low.

The spatial distribution of the highly lipophile chlorinated hydrocarbons HCB, PCB, and DDT in the German Bight resembles that of the higher condensed PAH a strong concentration gradient is observed from the coast toward the open sea, with a high dependence of pollutant levels on the SPM contents of the samples.

In future, more attention should be paid to investigations of polar pesticides because it has been found that many of these substances occur at substantially higher concentrations than the well-known lipophile pollutants.

The extremely high Elbe flood in the summer of 2002 led to temporary increases of only a few contaminants in the German Bight. The elevated levels observed dropped to normal within two to three months.

Concentrations of most chlorinated hydrocarbons in water were in the same range as last year. A marked, long-term decrease of α - and γ -HCH has been observed. After a considerable decrease from 1983 to 1993, γ -HCH levels stabilised at about 1.5 ng/l, and

α -HCH at 0.4 ng/l. Since 1999, both α - and γ -HCH concentrations in water have continued to decrease markedly and are now far below 0.5 ng/l. The decline continued in 2002. There was a temporary increase in September due to the Elbe flood, mainly in the β -HCH levels (less so in α -HCH levels, and hardly noticeable in γ -HCH levels). As can be seen in Fig. 2, the values had returned to normal by November.

No major changes were observed in the concentrations of the other chlorinated hydrocarbons because of higher variability of the measured values and the shorter observation period. The detection limits for the PCB and DDT groups have been improved, in consequence of which some lower values have been measured in parts of the outer German Bight.

The PAH values in water are comparable to those of the preceding years; no temporal trend has been identified so far.

Sediment

Although pollutant levels in sediment are up to 10^7 times higher than in water, hardly any source correlations or temporal trends have been found in sediments. Normalization to organic carbon (TOC) allows a slightly easier interpretation in some respects. PAH have the most homogeneous distribution of all substances analysed, followed by PCB. Similar concentrations (referred to dry matter) of both substances have been measured in the rivers Ems, Weser, and Elbe, with a decreasing trend toward the German Bight. The decrease of PCB is slightly higher than that of PAH. Substances of the DDT group and HCB have much higher concentrations in the Elbe than in the Ems and Weser. Concentrations decrease in the German Bight, though at some of the stations they are found at similarly high levels as in the Ems and Weser. Normalised to TOC, there even exist some stations in the German Bight where levels are higher than in the river sediments. All compounds investigated show high fluctuations in sediment. Therefore, it has not been possible to

discover a trend, also because of the short time span of only 7 years. Normalization to TOC has not reduced fluctuations in the dataset sufficiently to allow the determination of a temporal trend. All concentrations are at the same level as in the preceding years.

Biota

This chapter provides an overview of organic contaminant levels in marine biota from coastal and offshore waters in the German part of the North Sea. Within the framework of the German marine monitoring programme covering the coastal waters of Schleswig-Holstein (North Frisia), Lower Saxony (East Frisia), the Elbe and Weser river estuaries, Jade Bay, the open sea northwest of Heligoland and waters around Heligoland, investigations were performed on blue mussels, flatfish (flounder, dab and plaice), eel pout, and the eggs of oyster catchers and common terns.

In the period 1999-2002, the coastal waters were characterised by relatively large variations of contaminant levels at neighbouring sampling sites and high year-to-year variations. Although the levels of most compounds showed a declining trend or stable, relatively low values, unexpectedly high concentrations were measured in some years, e.g. for some HCH-isomers on the East Frisian coast in 2001. In the last year of the period studied, a trend reversal to higher concentrations was observed for HCB, PCBs and DDTs in this region. Plaice from offshore waters and eel pout from coastal waters generally showed stable low levels or slowly declining concentrations, the trend in plaice being interrupted by a sudden increase to extremely high levels of HCB, PCBs and DDTs in 1999.

The 1999 - 2001 results allow the conclusion that the declining trend is approaching its end, with small decreases or even reversed trends, and that the influence of local and short-time effects on pollutant concentrations in biota is increasing, which is reflected by high variabilities and outliers in single years affecting only some of the compounds investigated.

15 Marine Lebensgemeinschaften

15.1 Phytoplankton

Phytoplanktodynamik im Küstenwasser der Deutschen Bucht

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten als Ergebnis multifaktorieller Einflüsse wie Licht, Grazing, Stratifizierung oder Turbulenz stark schwanken. Die Bestandsdichten können aber auch durch Überdüngung (Eutrophierung) zunehmen. 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 und das sauerstofflose Bodenwasser in den tieferen geschichteten Teilen der Deutschen Bucht in den Jahren von 1981 bis 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.

Phytoplankton-Biomasse und Biomasse bildende Phytoplanktonarten

Als Maß für die Phytoplanktonbiomasse dient das Chlorophyll a. Beim Vergleich der mittleren Jahresgänge in den verschiedenen Regionen des Wattenmeeres (1990 bis 1998; graue Flächen in Abb. 1)

Autoren des Kapitels 1.5.1

J. VAN BEUSEKOM, M. ELBRÄCHTER,
H. GAUL, J. GOEBEL, M. HANSLIK, T. PETENATI,
K.H. WILTSHIRE

fällt auf, dass die höchsten Biomassen im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein angetroffen werden. Sie sind fast doppelt so hoch wie im nördlichen Teil des nordfriesischen Wattenmeeres, was auf die Elbwasserfahne und ihre Nährstofffracht zurückzuführen ist. Auch die mittleren Chlorophyll-Werte bei Norderney sind höher als im Nordsylter Wattenmeer. Auffällig ist, dass im Nordsylter Wattenmeer die Frühjahrsblüte im Schnitt um einen Monat früher einsetzt, als in den anderen Gebieten. Dieses Phänomen entsteht dadurch, dass vor allem in kalten Wintern frühe und starke Frühjahrsblüten entstehen (MARTENS [2001]), da sie von "grazem" weniger kontrolliert werden.

Ein Vergleich der Jahresgänge von 1999 bis 2002 zeigt ähnliche Biomassen wie in den vorangegangenen Jahren. Auffällige Unterschiede bei Norderney sind die starke Frühjahrsblüte im Jahr 1999 (dominant: der Flagellat *Phaeocystis* und die Kieselalge *Odontella sinensis*) und die ausgeprägte Sommerblüte in den Jahren 2000 bis 2002 (ebenfalls *Odontella sinensis*). Bei Sylt sind die Mai-Blüte im Jahr 2000 (*Phaeocystis*) und die frühe Frühjahrsblüte im März 2001 (*Odontella aurita*, *Porosira glacialis*) auffällig. Entlang der schleswig-Holsteinischen Küste fallen die durchweg niedrigen Chlorophyll-Werte auf.

Ungewöhnliche Blüten und Toxische Algen

Schleswig-holsteinisches Wattenmeer

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer traten nur vereinzelte ungewöhnliche Blüten auf: In Juli 1999 wurde bei Sylt eine kurze Blüte einer *Chrysochromulina*-Art beobachtet (bis 4 Mio./l). Bei Büsum wurde eine Blüte des potentiell toxischen Flagellaten (*Fibrocapsa japonica*) mit Zellzahlen bis 40.000/l beobachtet. Beide Blüten führten nicht zu Umweltschäden. Die Zahl potentiell toxischer Dinoflagellaten kletterte an der nördlichsten Station nahe der dänischen Küste auf über 1000 Zellen pro Liter. Sogar solche geringen Dichten toxischer Algen können schon negative Auswirkungen haben. In Dänemark wurde vor dem Verzehr von Muscheln gewarnt.

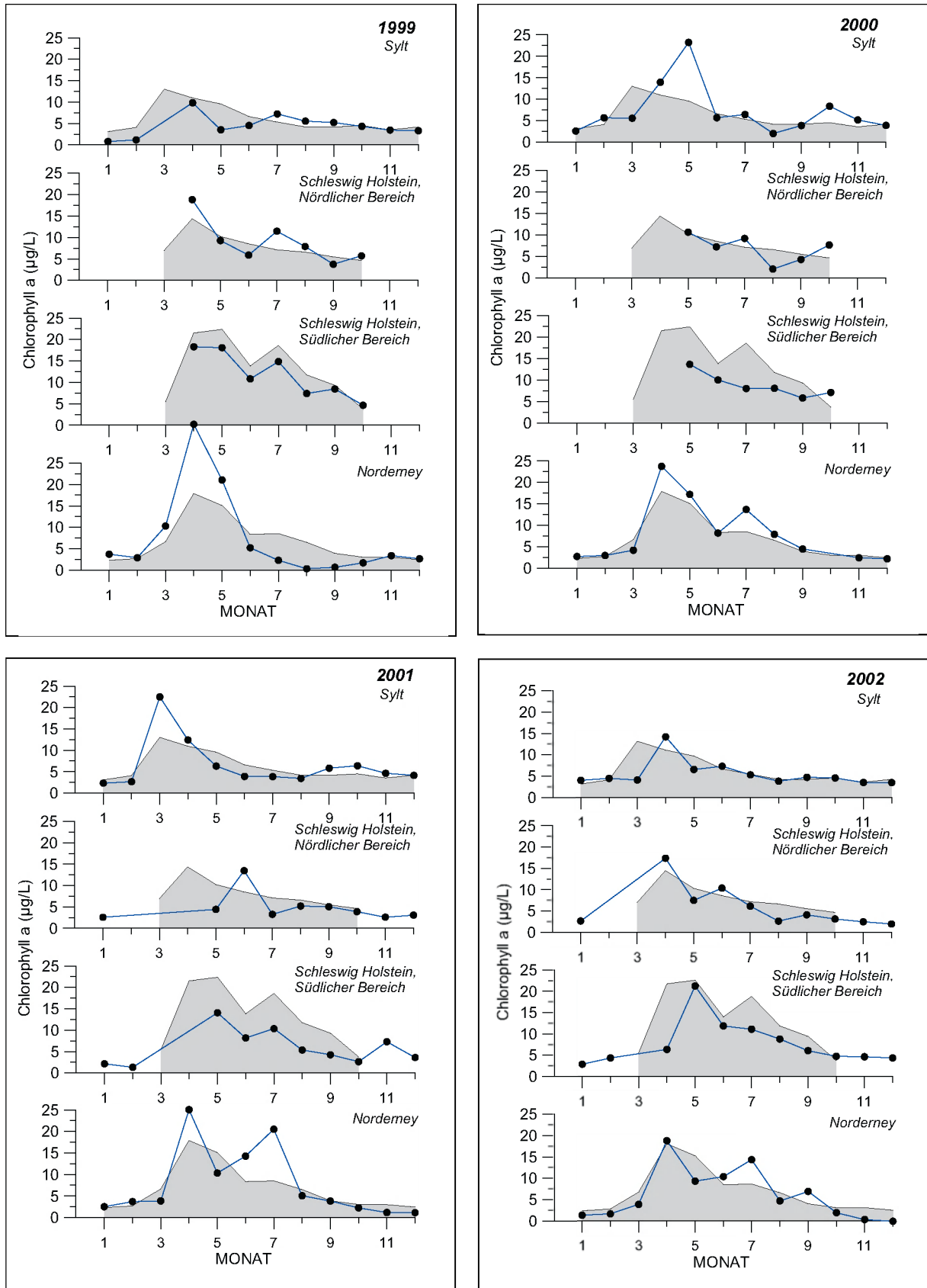


Abb. 1: Chlorophyll-a-Jahresgänge 1999 bis 2002 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste im Vergleich zum mittleren Jahresgang von 1990 bis 1998 (graue Fläche)

Abb. 1: Chlorophyll-a seasonal cycles 1999 – 2002 in different areas of the German North Sea coast in comparison with the mean seasonal cycles 1990 – 1998 (grey area)

In Mai 2000 wurde vor der dänischen Küste eine ungewöhnlich intensive Blüte des wahrscheinlich eingeschleppten, potentiell toxischen Flagellaten *Chattonella* sp. (Raphidophyceae) beobachtet. Dort kam es auch zu Fischsterben. Ausläufer erreichten die nordfriesische Küste. Nordwestlich von Sylt wurden Dichten bis zu 10 Mio. Zellen/l gezählt, Folgen für den Fischbestand wurden nicht beobachtet. Auch bei Helgoland wurde diese Alge beobachtet. Im April/Mai erreichte sie Zellzahlen bis 3 Mio. pro Liter.

Ende März 2001 bis Anfang April wurden die Lachsfarmen der südnorwegischen Gewässer von einer giftigen Algenblüte betroffen, wobei 400 t Zuchtlachse starben. Die Blüte hatte eine Ausdehnung von Flodevingen im Westen bis an die Westküste Schwedens und wurde durch die Raphidophyceenarten *Heterosigma akashiwo* und *Chattonella cf. verruculosa* verursacht. Bis Ende Mai waren Zellen der Gattung *Chattonella* in geringen bis mittleren Konzentrationen in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern vertreten. Regelmäßig werden jedes Jahr die potentiell toxischen Dinoflagellaten *Dinophysis* spp. (Verursacher von „diarrheal shellfish poisoning“ DSP), *Alexandrium tamarense* (Verursacher von „paralytic shellfish poisoning“ PSP) sowie Arten aus der Kieselalgenart *Pseudo-nitzschia* (Verursacher von „amnesic shellfish poisoning“ ASP) gefunden. Muscheln können die Toxine aus den Algen so stark anreichern, dass bei Verzehr der Mensch betroffen werden kann. In den Muscheln der schleswig-holsteinischen Westküste wurden jedoch keine Toxinwerte gefunden, die eine Einstellung der Ernte erfordern hätten.

Die Phytoplanktonentwicklung verlief im Jahr 2002 relativ unauffällig, ohne markante Ereignisse.

Niedersächsisches Wattenmeer

In 1999 blieben *Dinophysis*-Arten unter der kritischen Zahl von 1000 Zellen/l. Bei höheren Zelldichten können die Grenzwerte von Toxinen in Muschelfleisch überschritten werden. Nennenswert war eine Blüte des Dinoflagellaten *Prorocentrum redfieldii* in September zwischen Spiekeroog und Wangeroog (bis 320.000 Zellen/l).

In 2000 wurden vereinzelt geringe Zahlen potentiell toxischer *Dinophysis* nachgewiesen, alle im östlichen Untersuchungsbereich zwischen Baltrum und Jade (100 bis 1100 Ind./l). Parallel dazu stellte das Staatliche Veterinäruntersuchungsamt in Cuxhaven im September geringe Mengen des Durchfall und Erbrechen verursachenden Giftes DSP in Muscheln aus dem Bereich Mellum/Jade fest. Der Grenzwert von 400 µg/g pro Muschelweichkörper wurde nicht überschritten. Dennoch wurde die Vermarktung von Miesmuscheln in Deutschland eingestellt.

In 2001 traten potentiell toxische Dinoflagellaten (*Dinophysis* sp.) Ende Juli bis Ende Oktober vereinzelt entlang der gesamten ostfriesischen Küste auf. Nennenswerte Dichten von einigen hundert Zellen pro Liter beschränkten sich auf den östlichen Untersuchungsbereich (Harle und Jade). Das Maximum wurde Mitte September mit 1300 Zellen/l erreicht. Ende September wurden dann wegen Toxinanreicherungen in den Muscheln die Kulturfleichen auf dem Hohen Weg gesperrt.

Eine ähnliche Situation ergab sich 2002. Jedoch übertrafen die maximalen Zellzahlen mit 6900/l die des Vorjahres. Aufgrund dieser Werte wurde die Muschelernte von August bis Oktober eingestellt.

Phytoplankton in der offenen Deutschen Bucht: Helgoland Reede

Regelmäßige Phytoplankton-Beobachtungen der offenen Deutschen Bucht werden nur bei Helgoland durchgeführt. Hier wird seit 1962 durch die Biologische Anstalt Helgoland werktäglich die Zusammensetzung des Phytoplanktons quantifiziert. In Abb. 2 ist die Gesamt-Biomasse von 1962 bis 2002 dargestellt. Die Zählungen werden in µg Kohlenstoff pro Liter angegeben. Um einen ungefähren Vergleich mit den Chlorophyll-Werten in Abb. 3 zu ermöglichen, müssen die Kohlenstoffwerte durch den Faktor 40 geteilt werden.

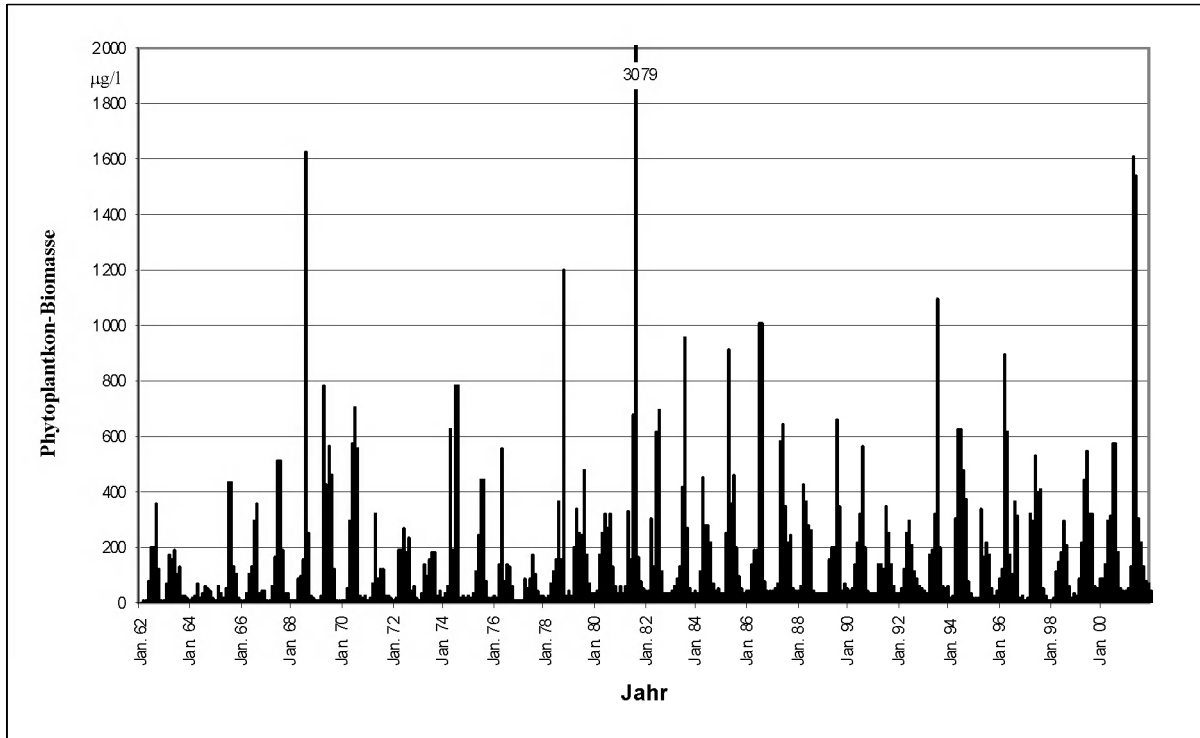


Abb. 2: Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse an der Helgoland Reede seit 1962

Fig. 2: Development of phytoplankton biomass at Helgoland Roads since 1962

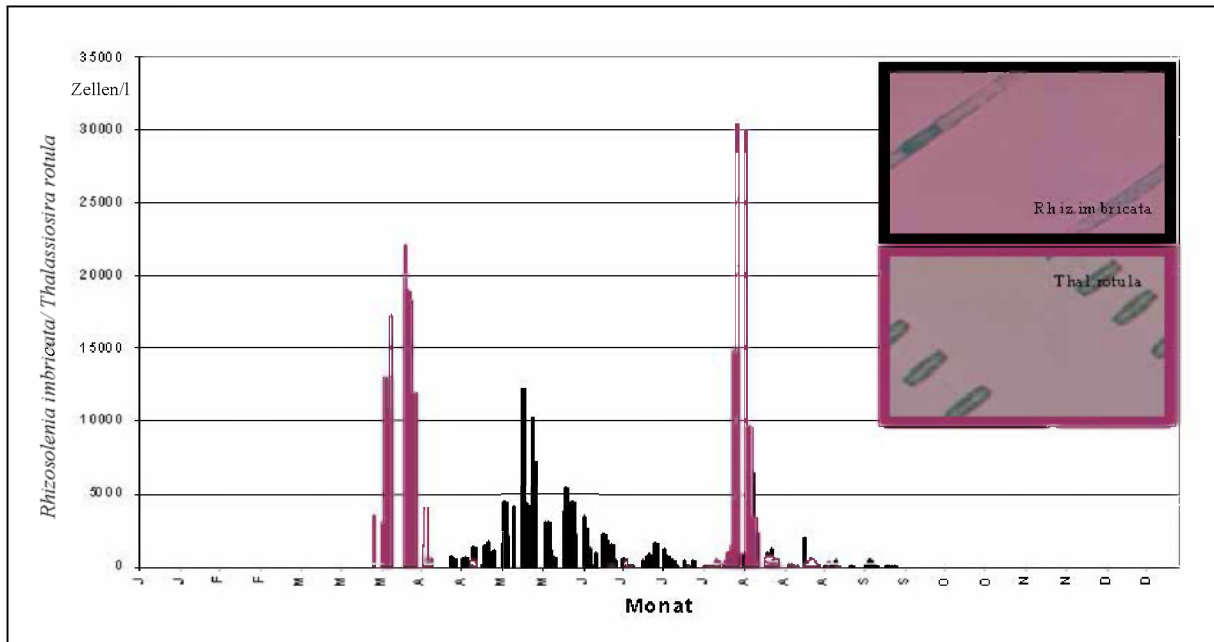


Abb. 3: Helgoland Reede, typischer Jahresgang von *Thalassiosira rotula* (rote Balken) und *Rhizosolenia imbricata* (schwarze Balken), 1999
 Fotos: M. HOPPENRATH

Fig. 3: Helgoland Roads, typical seasonal cycle of *Thalassiosira rotula* (red bars) and *Rhizosolenia imbricata* (black bars), 1999
 Fotos: M. HOPPENRATH

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons ist sehr variabel. Dieses wird durch die verschiedenen Wasserkörper begünstigt, die bei Helgoland vorkommen. Dennoch können bestimmte Vorkommens-Abfolgen (Phytoplankton-Sukzessionen) identifiziert werden: Im Winter bei wenig Licht und kaltem Wasser können trotz der vielen Nährstoffe die Mikroalgen schlecht wachsen, und es sind nur wenige Zellen (unter $100 \mu\text{g C/l}$ $\sim < 2,5 \mu\text{g Chl a/l}$) in der Wassersäule. Wenn die Tageslänge zunimmt, fangen die Algen an zu wachsen und erreichen bei günstigen Bedingungen sehr hohe Dichten (bis zu 100.000 Zellen pro Liter), die meistens von einer Kieselalgen-Art dominiert werden. Dieses Phänomen ist als Frühjahrs-Blüte bekannt. Diese Blüten werden nicht immer von der gleichen Diatomeen-Art dominiert. Die in den letzten zehn Jahren häufigsten Frühjahrsalgen waren: *Thalassiosira-Guinardia*- und *Chaetoceros*-Arten. Vor allem *Thalassiosira rotula* ist einer der häufigsten Frühjahrsblüher (siehe Abbildung 3). Eine interessante Ausnahme bildete das Jahr 2000 - das wärmste Jahr im letzten Jahrhundert mit einem Jahresmittel von $9,9^\circ\text{C}$. In diesem Jahr trat die

Warmwasser-Alge *Coscinodiscus wailesii* als dominante Art im frühen Frühjahr auf (siehe Abbildung 4). Diese Alge ist in der ganzen Deutschen Bucht von großer Bedeutung, da sie einem hohen Kohlenstoffgehalt aufweist, und wenig beweidet wird (DÜRSELEN and RICK [1999]).

Die Frühjahrsblüte klingt normalerweise ab, wenn Algen die Nährstoffe aufgenommen haben, und eine Nährstofflimitierung das Wachstum beendet. (Mangel an Nitrat und/oder Silikat und/oder Phosphat). Viele Algenreste sedimentieren nach der Frühjahrsblüte zum Meeresboden. Die Zooplankter (hauptsächlich Ciliaten und Copepoden) tragen als „grazer“ zur Verringerung der Algenmassen bei. Nach den Frühjahrs-Diatomeen nehmen Flagellaten eine zunehmend wichtige Rolle im Phytoplankton ein. Eine *Phaeocystis*-Art war Ende der achtziger und Anfangs der neunziger Jahre der Verursacher der Schaumberge, die regelmäßig an den Stränden der kontinentalen Nordseeküste zu beobachten waren. Dieser Flagellat zeigt ein ausgeprägtes Sommer-Maximum (Abbildung 5).

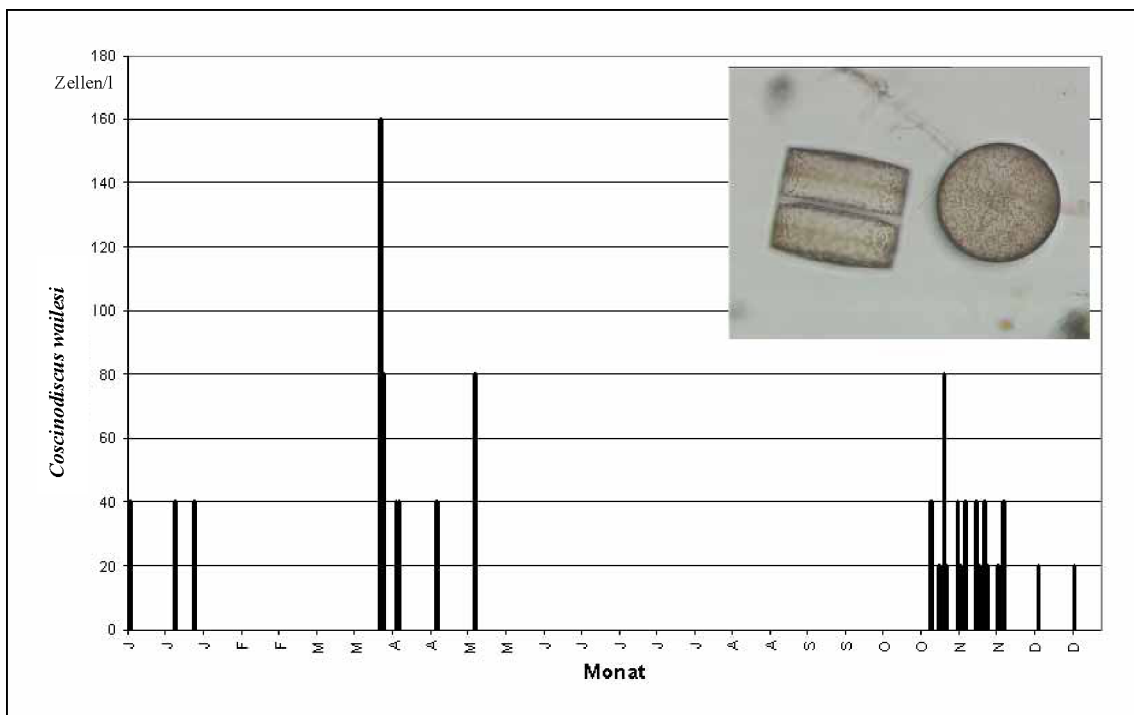


Abb. 4: Helgoland Reede, typischer Jahresgang von *Coscinodiscus wailesii*, 2001. Photo: M. HOPPENRATH

Fig. 4: Helgoland Roads, typical seasonal cycle of *Coscinodiscus wailesii*, 2001. Photo: M. HOPPENRATH

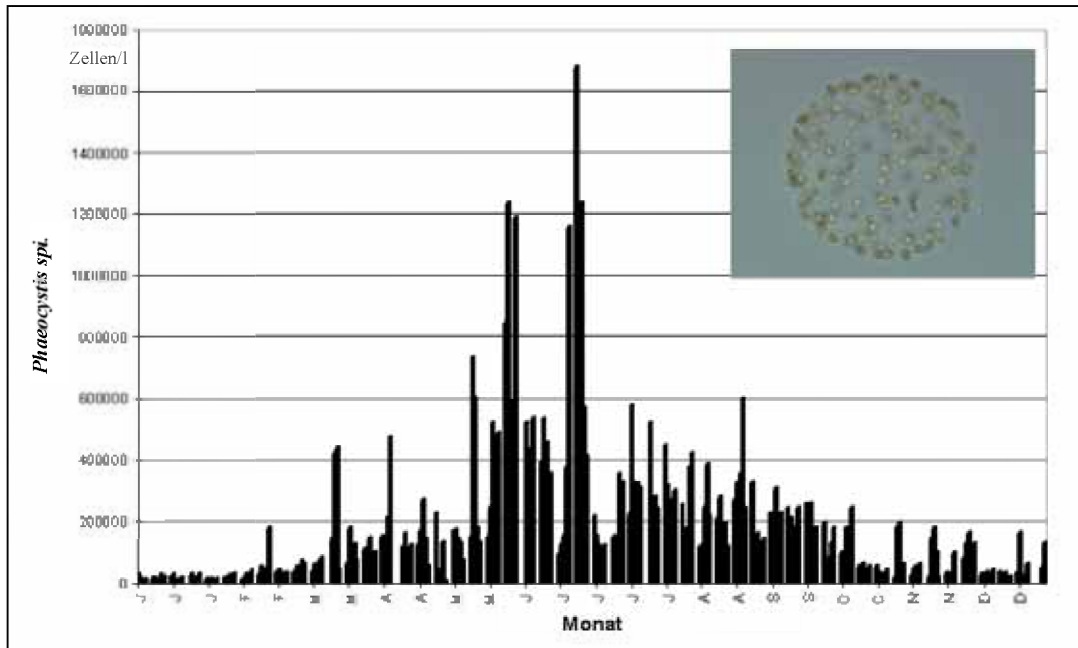


Abb. 5: Helgoland Reede, typischer Jahresgang von *Phaeocystis* sp., 2001. Photo: M. HOPPENRATH

Abb. 5: Helgoland Roads, typical seasonal cycle of *Phaeocystis* sp., 2001. Photo: M. HOPPENRATH

Auch der eingeschleppte potentiell toxische Flagellat *Chattonella* sp. (Raphidophyceae) kann im Frühjahr sehr hohe Zellzahlen erreichen. Eine Art dieser Gattung (*Chattonella* cf. *verruculosa*) führte Ende der 90er Jahre (hauptsächlich 1998) in der nördlichen Nordsee zu Fischsterben. Im Januar und März 2000 trat sie in beachtlichen Mengen (bis zu 800 Zellen pro

Liter) an der Helgoland Reede auf (Abb. 6). Im April/Mai erreichte sie Zellzahlen von bis zu 3.090.000 pro Liter. Ihr Vorkommen könnte mit niedrigen Salzgehalten (d. h. Süßwasser-Einträgen) korreliert sein. Sie scheint sich nun in der Deutschen Bucht etabliert zu haben, denn sie trat auch 2001 (mit 900.000 Zellen/l) und 2002 auf.

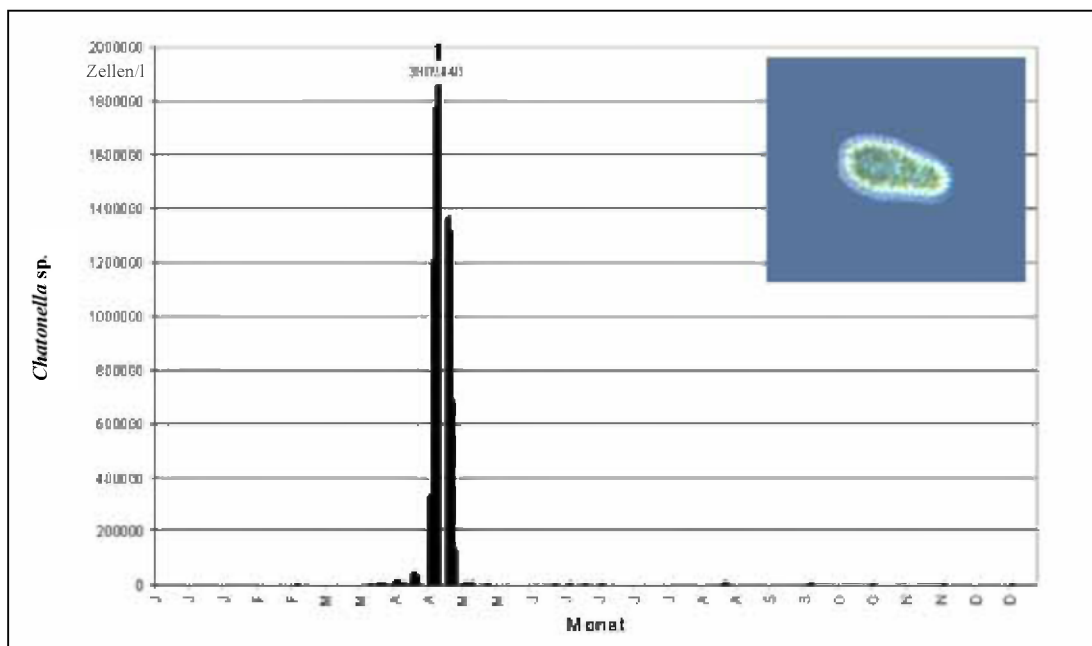


Abb. 6: Blüte von *Chattonella* sp. an der Helgoland Reede im Jahr 2000. Photo: S. Janisch

Abb. 6: Bloom of *Chattonella* sp. at Helgoland Roads in 2000. Photo: S. Janisch

Auch im Sommer sind Kieselalgen die häufigsten Mikroalgen. *Rhizosolenia imbricata* trat in den letzten Jahren vor allem im Zeitraum Juni/August auf (Abb. 3). Im Jahre 2001 erreichte sie Zellzahlen von über 180.000 pro Liter. Auch *Guinardia* sp. und *Chaetoceros* sp. sind in den Sommermonaten häufig und können signifikant zu Diatomeenblüten beitragen.

Im Sommer können zeitweise Dinoflagellaten das Mikroplankton dominieren. Ciliaten wie zum Beispiel der *Myrionecta rubra* können in Massen vorkommen. Abb. 7 zeigt den Verlauf der *Myrionecta*-Blüte an der Helgoland Reede im Jahre 2001.

Diatomeen können auch im Herbst Blüten bilden. Hier tritt typischerweise *Thalassiosira rotula* auf (Abb. 3).

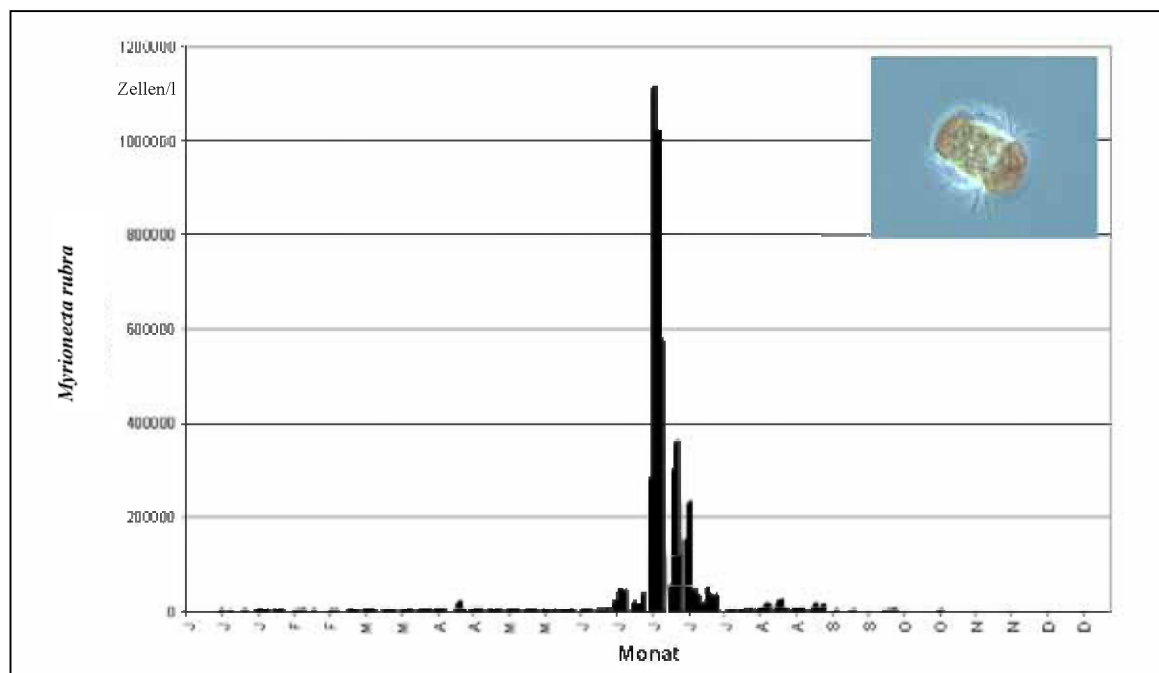


Abb. 7: Blüte der Ciliat *Myrionecta rubra* an der Helgoland Reede im Jahr 2001. Photo: S. JANISCH

Abb. 7: Bloom of the ciliate *Myrionecta rubra* at Helgoland Roads in 2001. Photo: S. JANISCH

Schlussfolgerungen

Keine außergewöhnliche Biomasse-Entwicklung des Phytoplanktons.

Auffällige Blüten:

Mai 2000: *Chattonella*-Blüte vor der dänischen Nordseeküste, die bis nördlich von Sylt und Helgoland reichte.

April 2001: Raphidophyceae-Blüte vor Südnorwegen, die nicht die nordfriesische Küste erreichte.

Toxische Algen :

Regelmäßiges Auftreten von potentiell toxischen Diatomeen, Dinoflagellaten und Raphidophyceen, was lokal zur Einstellung der Muschelvermarktung führte.

Zusammenfassung

Die Phytoplankton-Biomasse im Küstenbereich und im Wattenmeer erreicht die höchsten Werte im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein und nimmt in nördlicher Richtung ab. Die Phytoplankton-Biomasse bei Sylt ist sogar niedriger als die bei Norderney.

Probleme mit toxischen Algen gab es vor allem in den Jahren von 1999 bis 2002 im ostfriesischen Wattenmeer. Dort musste vor allem wegen des Dinoflagellaten *Dinophysis* die Muschelernte regelmäßig eingestellt werden. Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer selbst traten nur vereinzelt ungewöhnliche Blüten auf. Entlang der dänischen Küste wurde in 2001 eine ungewöhnlich intensive Blüte des toxischen Flagellaten *Chattonella* sp. beobachtet. Ausläufer erreichten die nordfriesische Küste, was jedoch ohne ökologische Folgen blieb. Bei Helgoland-Reede war die Zusammensetzung des Phytoplanktons, begünstigt durch die verschiedenen Wasserkörper, sehr variabel. Die eingeschleppte toxische Alge *Chattonella* scheint sich als fester Bestandteil des Phytoplanktons etabliert zu haben.

Summary

The highest values of phytoplankton biomass in the coastal waters and Wadden Sea are found off the southern coast of Schleswig-Holstein, decreasing toward the north. The phytoplankton biomass even has lower values near Sylt than near Norderney.

Problems with toxic algae occurred mainly from 1999 to 2002 in the Wadden Sea of East Friesland, where mussel harvesting had to be stopped repeatedly because of the dinoflagellate *Dinophysis*. In the Wadden Sea of Schleswig-Holstein, unusual blooms occurred only sporadically. Along the coast of Denmark, an exceptionally strong bloom of the toxic flagellate *Chattonella* sp. was observed in 2001, which extended also to the North Frisian coast but did not have any ecological consequences. At Helgoland Roads, the composition of phytoplankton was highly variable due to the different water masses in this area. The alien species *Chattonella* seems to have become established as part of the local phytoplankton.

152 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit von der Strömung abhängig sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die großen Quallen mit meterlangen Fangfäden (Megazooplankton). Die Größengruppen des Mesozooplanktons (gefangen mit 150 µm Maschenweite) und des Makrozooplanktons (gefangen mit 500 µm Maschenweite) werden hier behandelt. Beide Gruppen 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 Coelenteraten (Quallen), deren Polypenstadien auf dem Meeresboden leben, gehören zum Meroplankton. In flachen Schelfmeeren, wie der Nordsee, sind Meroplankter von besonderer Bedeutung.

Das Zooplankton hat im Ökosystem des Meeres eine zentrale Stellung (Abb. 1). Das Phytoplankton wird von ihm in tierisches Eiweiß höheren Energiegehalts umgewandelt, das von Fischen gefressen werden kann. In seiner Funktion ist das Zooplankton im Meer den großen Pflanzenfressern des Landes wie Rindern und Schafen gleichzusetzen. Genutzt werden vom Menschen im Meer hauptsächlich die räuberischen Formen wie Fische und Tintenfische. Sie gehören in ihren Larvenstadien ebenfalls zum Zooplankton. In dieser Lebensphase wird ihre Jahrgangsstärke festgelegt, die über den späteren Ertrag entscheidet. Auch die Larven vieler bodenlebender Organismen des Benthos sind zeitweilig Merozooplankton.

Autor des Kapitels 1.5.2

W. GREVE, F. REINERS, J. NAST

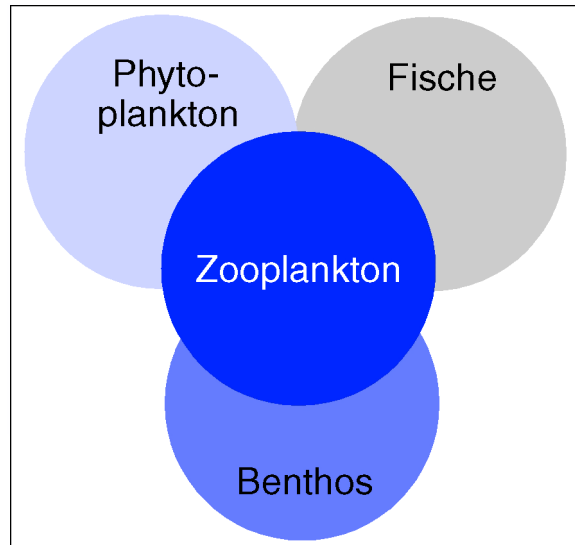


Abb. 1: Schema der zentralen Stellung des Zooplanktons im Nahrungsnetz des Meeres (GREVE, unveröffentlicht)

Fig. 1: Schematic of the central position of zooplankton in the marine food web (GREVE, unpublished)

Messprogramm

Das Biodiversitätsmonitoring an der Station „Helgoland Reede“ wurde in den Jahren von 1999 bis 2001 fortgeführt. Dazu wurden an jedem Montag, Mittwoch und Freitag von der Besatzung des Stationskutters „Aade“ der Biologischen Anstalt Helgoland (AWI) an der Position (54°11'18" N 7° 54' O) zwei Schräghols mit Planktonnetzen der genannten Maschenweiten durchgeführt. Die Proben wurden sofort in Formaldehyd fixiert, später bestimmt und ausgezählt. Die Mesozooplanktonproben wurden vollständig ausgewertet. Die Makrozooplanktonproben sind nur für das Jahr 1999 vollständig ausgewertet worden.

Die Analyse der Messungen fand im Vergleich mit früheren Messungen statt. Dadurch ist sowohl die Bewertung der Besonderheiten des Einzeljahres als auch der langjährigen Veränderungen der Lebensgemeinschaft des Zooplanktons möglich. Besondere Beachtung finden dabei Unterschiede in der Menge und im Zeitraum des Vorkommens der Schlüsselarten und Unterschiede in der taxonomischen Biodiversität. Dies sind Indikatoren des ökologischen Zustands der Nordsee. Dabei ist die Betrachtung des Einzeljahres wenig aussagekräftig. Erst die langfristige Veränderung der Messwerte gibt Auskunft über Abweichungen in der Ökosystementwicklung. Die Analyse unter-

schiedlicher Jahrgänge läßt die Ursachen mancher Unterschiede erkennen. Zwei Beispiele zeigen solche Ergebnisse:

Die kleinen Ruderfußkrebse, Hauptfutter der Fischlarven, nahmen in der Jahressumme ihres Vorkommens ab, als die Rippenqualle

in ihrer Saisonlänge zunahm. Ihre eigene Saison verkürzte sich besonders durch die Abnahme in den Herbstmonaten (Abb. 2). Ein ursächlicher Zusammenhang kann vermutet, aufgrund der Komplexität des trophodynamischen Systems jedoch nicht bewiesen werden.

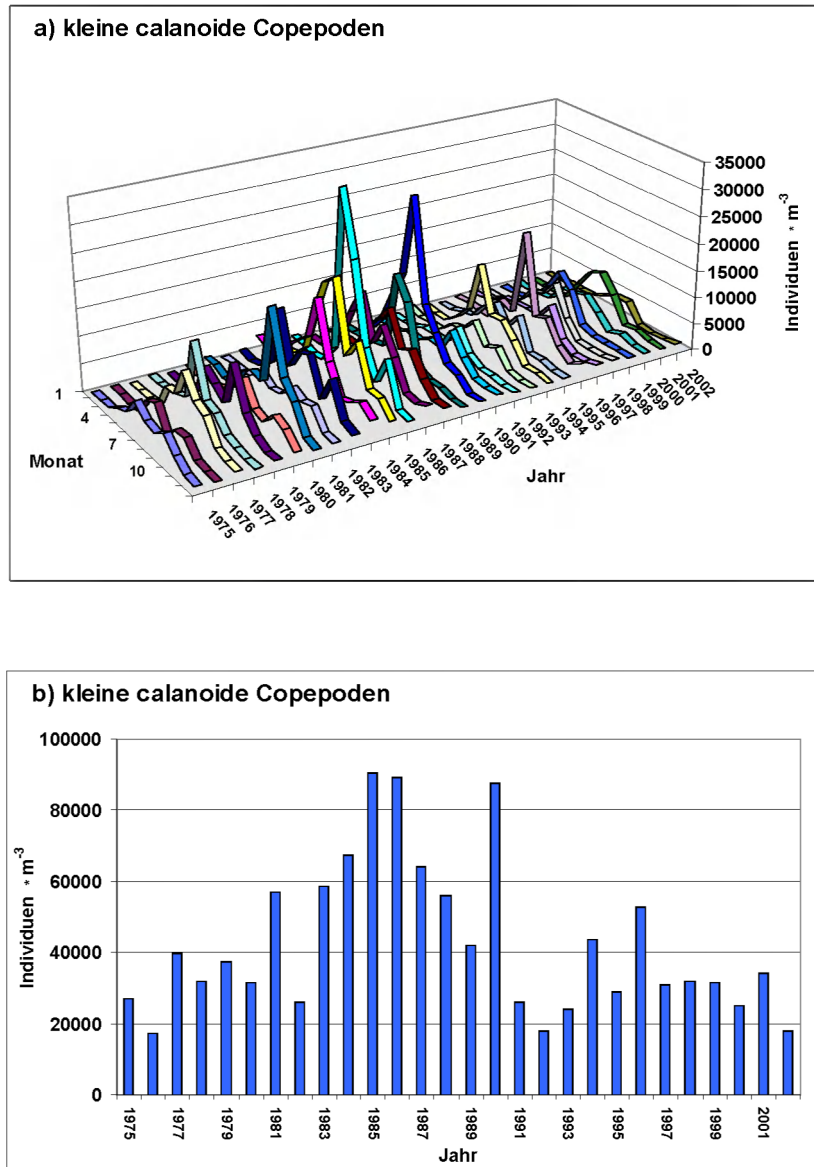


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der kleinen calanoiden Copepoden (Ruderfußkrebse) in der Deutschen Bucht. Aus wöchentlichen Messwerten gemittelte Monatshäufigkeit
 a) Verteilung in den Jahren 1975 bis 2002
 b) Jahreshäufigkeit (nur für die Jahre, für die ausreichende Wochenmeßwerte vorliegen), GREVE und REINERS, unveröffentlicht.

Fig. 2: Frequency distribution of small calanoid copepods in the German Bight. Monthly frequency averaged from weekly data:
 a) distribution in 1975 - 2002
 b) annual frequency (only for those years for which sufficient weekly data are available), GREVE and REINERS, unpublished

Anfang der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts änderte sich die Häufigkeitsverteilung wichtiger Organismengruppen; die räuberische Rippenqualle *Pleurobrachia pileus* dehnte die

Periode ihres Vorkommens auf einen viel größeren Zeitraum als in den achtziger Jahren aus (Abb. 3). In der mittleren Jahresabundanz war diese Veränderung nicht erkennbar.

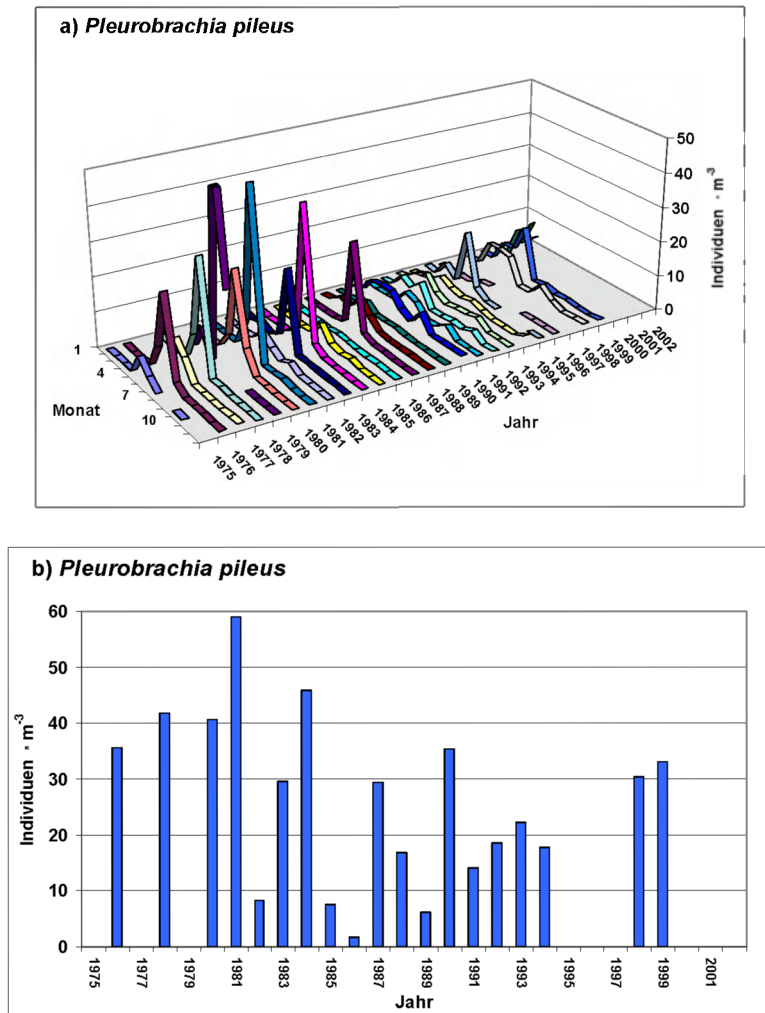


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der adulten Rippenqualle *Pleurobrachia pileus* in der Deutschen Bucht. Aus wöchentlichen Messwerten gemittelte Monatshäufigkeit

a) Verteilung in den Jahren 1975 bis 2002

b) Jahreshäufigkeit (nur für die Jahre, für die ausreichende Wochenmesswerte vorliegen), GREVE und NAST, unveröffentlicht.

Fig. 3: Frequency distribution of the adult comb jelly *Pleurobrachia pileus* in the German Bight. Monthly frequency averaged from weekly data:

a) distribution in 1975 - 2002

b) annual frequency (only for those years for which sufficient weekly data are available), GREVE and NAST, unpublished

Die hohe Varianz im Artenspektrum, im Vorkommen der unterschiedlichen ontogenetischen Stadien und im Verhalten lassen die Kausalanalyse nach wie vor als unbefriedigend erscheinen. Versuche, die Komplexität durch den Verzicht auf die Informationen durch die Biodiversität zu reduzieren, werden insbesondere bei der Modellierung gemacht (MOLL und RADACH

[2003]). Tabelle 1 zeigt, dass die einzelnen Populationen in ihrer Häufigkeitsabweichung vom Standardwert sehr unterschiedlich reagierten. Eine aggregierende Wertung schließt demnach erheblichen Klärungsbedarf bei der Modellierung in Funktionsgruppen gegenüber den individuenbasierten Modellen (IBM) (CARLOTTI, GISKE und WERNER [2000]).

1999		2000		2001	
Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme	Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme	Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme
<i>Penilia avirostris</i>	899	<i>Corycaeus</i> spp.	153	Actinotrocha	176
Cyphonautes	323	Cyphonautes	121	<i>Penilia avirostris</i>	139
<i>Corycaeus</i> spp.	92	Gastropoda Larven	83	<i>Oithona</i> spp.	127
Ophiuroidea	88	Spatangoidea	46	Gastropoda Larven	71
<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	88	<i>Noctiluca scintillans</i>	42	Fischeier	52
Lamellibr. Larven	85	Lamellibr. Larven	36	<i>Oikopleura dioica</i>	39
<i>Oikopleura dioica</i>	61	<i>Sagitta</i> spp.	25	<i>Centropages</i> spp.	38
Spatangoidea	54	Ophiuroidea	24	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	16
Gastropoda Larven	38	<i>Oikopleura dioica</i>	4	<i>Obelia</i> spp.	-2
<i>Oithona</i> spp.	35	<i>Oithona</i> spp.	3	Cyphonautes	-5
Cirripedia Nauplien	15	Cirripedia Nauplien	-11	<i>Acartia</i> spp.	-16
<i>Lanice conchilega</i>	11	<i>Fritillaria borealis</i>	-14	Copepoden Nauplien	-16
<i>Calanus</i> spp.	3	<i>Asterias rubens</i> Bip.	-25	Fischlarven	-19
<i>Centropages</i> spp.	-6	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	-32	<i>Temora longicornis</i>	-21
<i>Sagitta</i> spp.	-10	<i>Acartia</i> spp.	-34	<i>Calanus</i> spp.	-25
Fischlarven	-15	Actinotrocha	-34	Cirripedia Nauplien	-26
Fischeier	-17	<i>Alaurina composita</i>	-39	<i>Lanice conchilega</i>	-29
<i>Magelona</i> spp.	-28	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-43	Ophiuroidea	-31
<i>Para- Pseudocalanus</i>	-31	<i>Beroe</i> spp. juv.	-47	Lamellibr. Larven	-32
<i>Rathkea + Lizzia</i>	-31	<i>Podon</i> spp.	-48	<i>Corycaeus</i> spp.	-33
Copepoden Nauplien	-32	Trochophora unident.	-48	Spioniden Metatroch.	-39
<i>Temora longicornis</i>	-32	<i>Obelia</i> spp.	-50	<i>Rathkea + Lizzia</i>	-44
<i>Acartia</i> spp.	-36	Fischlarven	-52	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-49
<i>Obelia</i> spp.	-45	<i>Centropages</i> spp.	-52	<i>Evadne</i> spp.	-62
<i>Asterias rubens</i> Bip.	-46	<i>Rathkea + Lizzia</i>	-59	Podon spp.	-63
Trochophora unident.	-49	Copepoden Nauplien	-61	<i>Asterias rubens</i> Bip.	-64
<i>Evadne</i> spp.	-61	Spioniden Metatroch.	-64	Spatangoidea	-66
Spioniden Metatroch.	-63	<i>Lanice conchilega</i>	-68	<i>Magelona</i> spp.	-68
<i>Podon</i> spp.	-64	<i>Calanus</i> spp.	-70	<i>Alaurina composita</i>	-69
<i>Noctiluca scintillans</i>	-73	<i>Magelona</i> spp.	-72	<i>Beroe</i> spp. juv.	-69
<i>Alaurina composita</i>	-78	<i>Temora longicornis</i>	-72	Trochophora unident.	-72
Actinotrocha	-79	Fischeier	-83	<i>Noctiluca scintillans</i>	-73
<i>Beroe</i> spp. juv.	-82	<i>Evadne</i> spp.	-86	<i>Sagitta</i> spp.	-80
<i>Fritillaria borealis</i>	-100	<i>Penilia avirostris</i>	-100	<i>Fritillaria borealis</i>	-100

Tab.1: Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme 1975 - 1994 in den Jahren 1999-2001 (GREVE und REINERS, unveröff.)
 Tab.1: Deviation from the mean annual total 1975 - 1994 in the years 1999-2001, in percent (GREVE and REINERS, unpublished)

Phänologie

Die Gesetzmäßigkeit des zeitlichen Eintretens sich wiederholender Ereignisse in Populationen ist Thema der Phänologie, die in der Land- und Forstwirtschaft Hilfsdisziplin des Managements ist. Die Auswirkungen der beobachteten globalen Erwärmung auf die Ökosysteme kann auf dieser Grundlage besonders gut erkannt werden. In der Hydrobiologie wird die Phänologie nur bei wenigen Populationen überwacht (GREVE [2003]). Dabei verfügt ein so träge auf Temperaturveränderungen reagierender Lebensraum wie das Meer für seine Organismen über einen besonders geeigneten Zeitgeber für die ontogenetische Steuerung. Es ist für die einzelnen Populationen sehr wichtig, seine Jungen zum richtigen Zeitpunkt, wenn Futter vorhan-

den ist und die Feinde fehlen, in das Plankton abzugeben. Die Match/Mismatch-Problematik liefert Erklärungen für die unterschiedlich großen Jahressgänge sowohl der Nutzfische als auch des übrigen Zooplanktons. Nach der Entdeckung der Vorhersagbarkeit des saisonalen Vorkommens der Zooplanktonpopulationen (GREVE et al. [2001]) wurden von sieben zurückliegenden Jahren die Makrozooplanktonproben auf das Vorkommen der Fischarten untersucht. Es stellte sich heraus, dass die Abweichung des Auftretens der Fischlarven im Frühling von der Temperaturverteilung im Winter (Wochen 1-10) abhängig ist (Abb. 4).

Die Abweichungen im jährlichen Saisonbeginn des langfristig gemessenen Mesozooplanktons im Vergleich mit dem Standardwert 1975 bis 1994 gibt Tabelle 2 wieder.

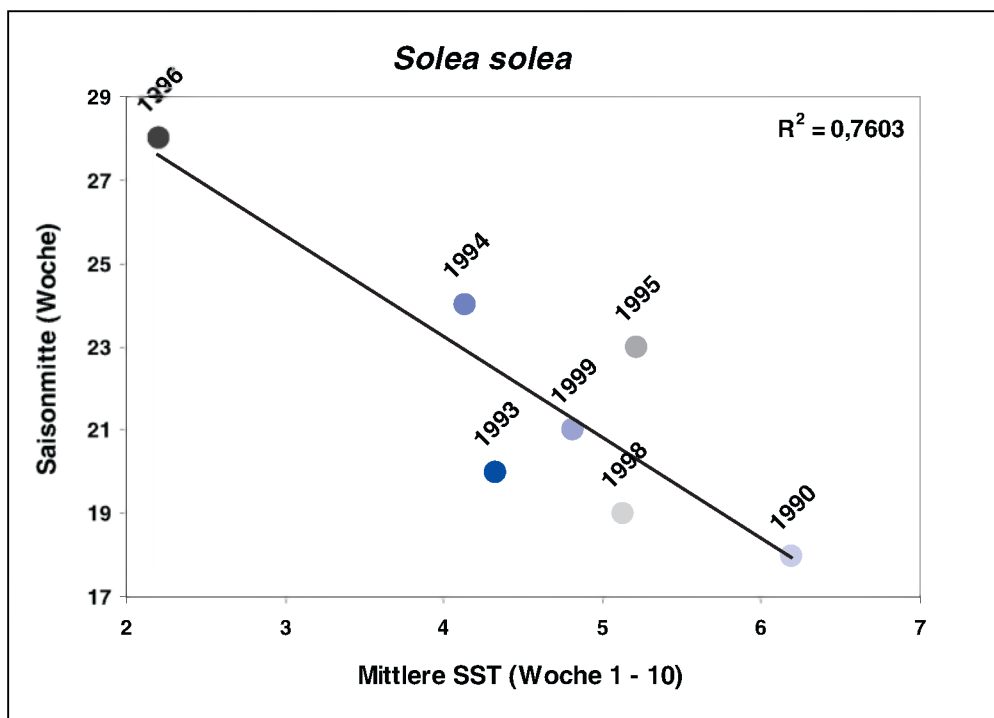


Abb. 4: Abhängigkeit des Vorkommens (50% der jährlichen kumulativen Abundanz) der Larven der Seezunge (*Solea solea*) in der Deutschen Bucht von der mittleren Temperatur des davor liegenden Winters (Woche 1-10) (GREVE, PRINAGE, ZIDOWITZ, NAST, REINERS, unveröffentlicht.)

Fig. 4: Dependence of the abundance (50% of annual cumulative abundance) of sole larvae (*Solea solea*) in the German Bight on the mean temperature of the preceding winter (weeks 1-10) (GREVE, PRINAGE, ZIDOWITZ, NAST, REINERS, unpublished.)

1999		2000		2001	
Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später	Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später	Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später
<i>Beroe</i> spp. juv.	7	<i>Temora longicornis</i>	13	<i>Sagitta</i> spp.	10
<i>Asterias rubens</i> Bip.	6	Copepoden Nauplien	7	<i>Asterias rubens</i> Bip.	6
Ophiuroidea	6	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	7	Ophiuroidea	4
Spioniden Metatroch.	4	Fischeier	7	Gastropoda Larven	2
<i>Obelia</i> spp.	4	Ophiuroidea	4	Fischeier	2
Gastropoda Larven	3	<i>Rathkea + Lizzia</i>	4	Lamellibr. Larven	1
<i>Lanice conchilega</i>	3	<i>Asterias rubens</i> Bip.	3	<i>Obelia</i> spp.	1
Copepoden Nauplien	3	Gastropoda Larven	3	<i>Corycaeus</i> spp.	0
<i>Oikopleura dioica</i>	3	Spioniden Metatroch.	2	Cyphonautes	0
<i>Para- Pseudocalanus</i>	3	<i>Evadne</i> spp.	1	<i>Podon</i> spp.	0
<i>Centropages</i> spp.	2	<i>Beroe</i> spp. juv.	1	Trochophora unident.	0
<i>Evadne</i> spp.	1	Actinotrocha	0	Actinotrocha	-1
<i>Podon</i> spp.	1	Cirripedia Nauplien	0	Cirripedia Nauplien	-2
<i>Sagitta</i> spp.	1	<i>Fritillaria borealis</i>	0	<i>Evadne</i> spp.	-2
Spatangoidea	1	<i>Lanice conchilega</i>	0	Fischlarven	-2
<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	0	<i>Sagitta</i> spp.	0	<i>Lanice conchilega</i>	-3
<i>Temora longicornis</i>	0	Spatangoidea	0	Spatangoidea.	-3
Trochophora unident.	0	<i>Oithona</i> spp.	0	<i>Centropages</i> spp.	-3
<i>Penilia avirostris</i>	0	Fischlarven	-1	<i>Penilia avirostris</i>	-3
Actinotrocha	-1	<i>Alaurina composita</i>	-2	<i>Acartia</i> spp.	-4
<i>Noctiluca scintillans</i>	-1	<i>Magelona</i> spp.	-3	Copepoden Nauplien	-4
Fischeier	-1	<i>Centropages</i> spp.	-3	<i>Oikopleura dioica</i>	-4
<i>Rathkea + Lizzia</i>	-1	<i>Acartia</i> spp.	-4	<i>Temora longicornis</i>	-4
<i>Alaurina composita</i>	-2	<i>Noctiluca scintillans</i>	-4	Spioniden Metatroch.	-5
Cirripedia Nauplien	-2	Trochophora unident.	-4	<i>Magelona</i> spp.	-6
Fischlarven	-2	<i>Oikopleura dioica</i>	-5	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-6
<i>Magelona</i> spp.	-2	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-6	<i>Beroe</i> spp. juv.	-6
<i>Acartia</i> spp.	-3	<i>Obelia</i> spp.	-6	<i>Noctiluca scintillans</i>	-7
<i>Corycaeus</i> spp.	-3	<i>Calanus</i> spp.	-8	<i>Alaurina composita</i>	-11
Lamellibr. Larven	-6	<i>Podon</i> spp.	-10	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	-11
<i>Oithona</i> spp.	-6	Lamellibr. Larven	-12	<i>Rathkea + Lizzia</i>	-12
<i>Calanus</i> spp.	-17	Cyphonautes	-21	<i>Calanus</i> spp.	-14
Cyphonautes	-20	<i>Corycaeus</i> spp.	-32	<i>Fritillaria borealis</i>	-16
<i>Fritillaria borealis</i>	nicht vorgek.	<i>Penilia avirostris</i>	nicht vorgek..	<i>Oithona</i> spp.	-17

Tab. 2: Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen (positiv: früher, negativ: später) (GREVE und REINERS, unveröffentlicht)
 Tab. 2: Deviation from average beginning of season, in weeks (positive: earlier, negative: later) (GREVE and REINERS, unpublished)

Biodiversität

Die saisonale Verschiebung des Vorkommens einzelner Arten bei steigenden Temperaturen führt zu einem "Mismatch" mit den örtlichen Nahrungsressourcen. Weiter nördlich, im kälteren Wasser kann wieder eine passende Situation gegeben sein. Die Population verschiebt sich polwärts (SOUTHWARD, HAWKINS and BURROWS [1995]). Eine genaue Registrierung der lokalen Biodiversität ist erforderlich, um derartige Faunenänderungen zu erkennen. Das ist nur zu erkennen, wenn die einzelne Art präzise erkannt wird. Das ist bei einem Formenreichtum, wie er im Makrozooplankton des Schelfmeeres vorliegt, besonders aufwendig. Darüber hinaus werden in einigen Fällen Entwicklungsstadien einzelner Arten getrennt gezählt. Es werden 400 Parameter routinemäßig erfasst: 14 Ctenophorenstadien, 113 Hydromedusen, 26 große Copepoden, 5 Amphipoden, 10 Isopoden, 22 Cumaceen, 18 Mysidaceen, 137 Decapoden, 55 Fischlarven, und 50 weitere Stadien und Arten wie Polychaeten, Siphonophoren, Scyphomedusen (Abbildung 5).

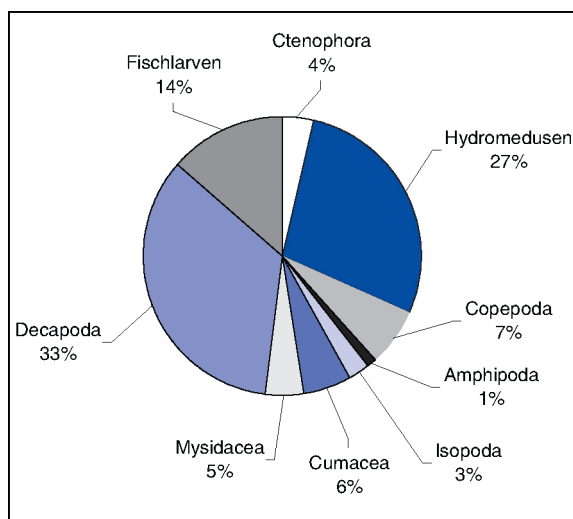


Abb. 5: Biodiversitätsvergleich der Makrozooplanktonparameter in der Langzeitreihe Helgoland (siehe Text) (GREVE und NAST, unveröffentlicht)

Abb. 5: Biodiversity comparison of macrozooplankton parameters in Helgoland long-term series (cf. text) (GREVE and NAST, unpublished)

Die Verschiebung nach Norden führt Populationen aus dem Süden in die Nordsee und Populationen aus der Nordsee weiter nach Norden, wobei die kalten Winter mit zunehmendem Golfstromeinfluss auch im Norden abnehmen und die Deutsche Bucht als ein Sondergebiet mit höherem Salzgehalt und kälteren Wintertemperaturen auszeichnen als die östlichen und nördlichen Meeresgebiete.

Zwei Faunenänderungen waren 1999 und 2001 besonders bemerkenswert: Die Cladocere (Wasserfloh) *Penilia avirostris*, die 1990 erstmalig bei Helgoland gefunden wurde, entwickelte sich zur Massenform. Die Art ist bisher als tropisch und subtropisch bezeichnet worden. Sie wurde nunmehr trotz des Fehlens der Population im Jahr 2000 zu einer typischen Art der südlichen Nordsee (Abb. 6, Tab. 3).

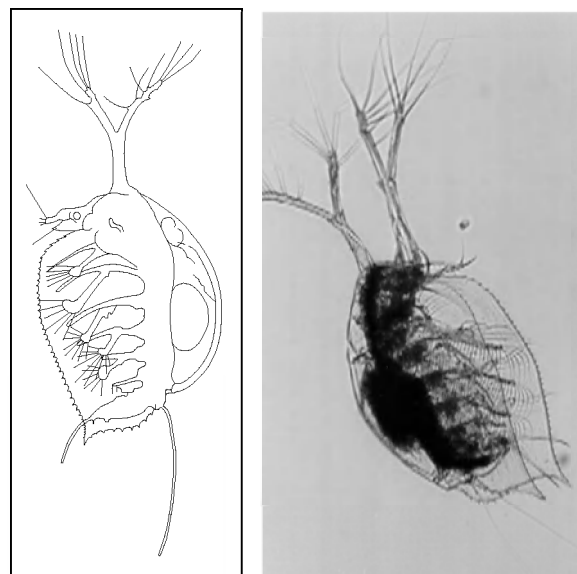


Abb. 6: Die marine Cladocere *Penilia avirostris* (nach LOCHHEAD, verändert, Foto: REINERS)

Abb. 6: The marine Cladocera *Penilia avirostris* (after LOCHHEAD, unpublished, photo: REINERS)

Als gleichrangige Abweichung der Biodiversität ist das Fehlen der Appendicularie *Fritillaria borealis* anzusehen, einer zuvor in jedem Jahr häufigen Population, die 1999 und 2001 erstmalig trotz der gleichbleibend intensiven Nachsuche nicht gefunden wurde. *Fritillaria* ist Futterform für Fischlarven.

	1990	1993	1994	1998	1999	2001	2002	2003
Januar	0	0	0	0	0	0	0	0
Februar	0	0	0	0	0	0	0	0
März	0	0	0	0	0	0	0	0
April	0	0	0	0	0	0	0	0
Mai	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni	0	0	0	0	0	0	0	0
Juli	0	0	0	0	0	0	0	0
August	0	0	0	0	0	0	0	0,33
September	0	0	0	0	9,15	1,25	0,36	1,00
Oktober	0,60	0,31	2,55	0,80	272,00	55,60	6,50	22,75
November	0	0	0,26	0	20,58	9,60	0,75	0,40
Dezember	0	0	0	0	0	2,67	0,18	

Tab. 3: Häufigkeitsverteilung von *Penilia avirostris*, eines Neubürgers der Deutschen Bucht

Tab. 3: Frequency distribution of *Penilia avirostris*, a new species in the German Bight

Zusammenfassende Bewertung

Das Ökosystem der Deutschen Bucht reagiert mit saisonalen und lateralen Populationsänderungen auf die Klimaeinflüsse. Das Gleichgewicht des Ökosystems wird darauf reagieren; mit dem Auftreten neuer Arten werden sich veränderte Nährstoffflüsse und andere Nutzungsformen der marinen Ressourcen ergeben. Die Sensibilität des Ökosystems dürfte in der Übergangsphase zunehmen.

Summary

The reaction of the German Bight ecosystem to climate influences is seasonal and lateral population changes. The balance of the ecosystem will react accordingly. The occurrence of new species will lead to changed nutrient fluxes and different uses of the marine resources. The sensitivity of the ecosystem is likely to increase during the transition phase

153 Makrozoobenthos

Ziel der langjährigen Untersuchungen des Zoo-benthos 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

Das seit 1995 im Herbst jeden Jahres durchgeführte BfG-Ästuarmonitoring wurde 2002 im achten Jahr fortgesetzt. In Ems, Weser und Elbe wurden sechs Stationen beprobt, in der Jade fünf und in der Eider drei. An jeder Station wurden sechs Greiferproben (van-Veen Greifer, 0,1 m² Fläche, 0,5 mm Maschenweite) und ein Dredge Hol (Kieler Kinderwagen, 1 m Breite, 5 mm Maschenweite) genommen.

Schleswig-Holsteinische Küste

Im **Eider-Ästuar** wurden im Jahr 1999 32 Taxa in den Greiferproben und 16 Taxa in den Dredgefängen nachgewiesen, 2000 32 Taxa (Greifer) und 8 Taxa (Dredge), 2001 30 Taxa (Greifer) und 10 Taxa (Dredge), 2002 30 (Greifer) und 8 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Eider-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kam 1999

eine Art neu hinzu (die Muschel *Corbula gibba*), 2000 konnten 6 neue Makrozoobenthosarten nachgewiesen werden (*Actinia* indet., *Capitella minima*, *Nephtys hombergii*, *Lumbriculus variegatus*, *Potamothrix hammoniensis*, *P. moldaviensis*), 2001 waren es insgesamt 7 Arten (*Aonides oxycephala*, *Bathyporeia elegans*, *Electra pilosa*, *Limnodrilus udekemianus*, *Magelona filiformis*, *Obelia bidentata* und *Sertularia cupressina*), während 2002 sechs Taxa neu hinzugekommen sind (*Arenicola marina*, *Aricidea cerrutii*, *Bougainvilliidae* indet., *Obelia dichotoma*, *Gammarus locusta* und *Halocentropus picicornis*).

Von 1997 bis 2002 konnten im Eider Ästuar 6 Arten in jedem Jahr angetroffen werden (Tab. 1).

An der oligohalinen Station der Eider kam es 2002 zu einer Zunahme der Abundanz, die auf den Anstieg der Individuendichte von *Marenzelleria* spp. zurück zu führen ist. Im Gegensatz dazu kam es an der polyhalinen Station zu einer Verringerung der Abundanz auf ca. 1/3 der Vorjahreswerte (Daten hier nicht dargestellt). Diese Änderung beruhte vor allem auf dem Absinken der mittleren Individuendichte von *Bathyporeia* spp.. Die Gesamtbio-masse des Makrozoobenthos an der oligohalinen Station ist durch interannuelle Schwankungen gekennzeichnet, die durch Abundanzänderungen bei den Clitelata verursacht werden.

Im Jahr 2002 konnten im Eider-Ästuar 4 Neozoa actualia nachgewiesen werden (*Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Ensis americanus*, *Eriocheir sinensis*).

Ostfriesische Küste

Im **Ems-Ästuar** wurden im Jahr 1999 zusammengefaßt für alle Stationen 44 Taxa in den Greiferproben und zusätzlich 27 in den Dredgefängen nachgewiesen. Im Jahr 2000 waren es 53 Taxa in den Greiferproben und 34 in den Dredgefängen, 2001 55 Taxa bzw. 29 Taxa, während 2002 die Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa 56 betrug, wobei hiervon 37 Taxa in den Greiferproben und 27 in den Dredgefängen vorkamen.

Autoren des Kapitels 1.5.3

HEIKO LEUCHS, MARKUS A. WETZEL,
HEIKE BÜTTNER, JOCHEN H. E. KOOP

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Ems-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Jahr 2000 waren es 9 Arten (*Cordylophora caspia*, *Abra alba*, *Mysella bidentata*, *Lanice conchilega*, *Lepidonotus squamatus*, *Phyllodoce* sp., *Limnodrilus* sp., *Cumopsis goodsiri* und *Pontocrates arenarius*; 2000 waren es 7 Taxa (*Autolytus prolifer*, *Eumida sanguinea*, *Harmothoe impar*, *Malacocerus* sp., *Nymphon brevirostre*, Chironomidae indet., *Electra pilosa*); 2001 waren es 8 Taxa (*Eunereis longissima*, *Malmgreniella arenicolae*, *Nephyts* cf. *pulchra*, *Atylus falcatus*, *Caprella equilibria*, *Haustorius arenarius*, *Schistomysis spiritus* sowie *Obelia bidentata*); 2002 waren es 8 Taxa (*Aricidea cerrutii*, *Spiophanes bombyx*, *Elminius modestus*, *Diastylis bradyi*, *Obelia dichotoma*, *Bougainvillia ramosa*, *Metridium senile*, sowie *Conopeum seurati*).

Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 12 Arten in der Ems in jedem Jahr präsent (Tab. 1). Tendenziell kam es in der Ems zu einer Zunahme der Artenzahl an den polyhalinen Stationen von 1997 bis 2001 (Abb. 1) und zu einem leichten Rückgang der mittleren Abundanz und der Biomasse (Abb.2). Im Jahr 2002 hingegen kam es in der Ems zu einer deutlichen Reduzierung der Artenzahl. Besonders deutlich war dies an der Station Ems 4 zu beobachten, wo außer der Gesamtabundanz (2001: 1600; 2002: 48) auch die Artenzahl (2001: 35; 2002: 8) und Gesamtbiomasse (2001: 23,72; 2002: 0,12 g AFTG/m²) deutlich niedriger waren als im Vorjahr. Dies beruht auf dem Fehlen bzw. dem Rückgang von mehreren abundanten und z.T. biomassereichen Taxa wie z.B. *Ensis americanus* oder *Petricola pholadiformis*.

In der Ems wurden die folgenden Rote Liste-Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen: *Sertularia cupressina*, *Ophelia rathkei*, *Boccardiella ligerica*, *Petricola pholadiformis*, *Palaemon longirostris*, *Metridium senile* und *Urticina felina*.

Als Neozoa actualia waren in der Ems *Balanus improvisus*, *Petricola pholadiformis* und *Eriochelone sinensis* vertreten.

	Ems	Elbe	Eider	Weser	Jade
BIVALVIA					
<i>Macoma balthica</i>			x	x	
<i>Mytilus edulis</i>	x				
CRUSTACEA					
<i>Balanus crenatus</i>	x				
<i>Bathyporeia elegans</i>	x	x		x	x
<i>Bathyporeia sarsi</i>	x	x	x	x	
<i>Corophium lacustre</i>				x	
<i>Corophium multisetosum</i>	x	x		x	
<i>Crangon crangon</i>			x	x	x
<i>Gammarus zaddachi</i>	x				
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				x	x
<i>Haustorius arenarius</i>	x				
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	x	x		x	
<i>Neomysis integer</i>		x		x	
<i>Urothoe poseidonis</i>					x
POLYCHAETA					
<i>Capitella capitata</i>	x				
<i>Eteone longa</i>			x	x	x
<i>Hediste diversicolor</i>			x		
<i>Heteromastus filiformis</i>	x		x	x	x
<i>Magelona mirabilis</i>		x		x	x
<i>Marenzelleria viridis</i>		x		x	
<i>Nephtys hombergii</i>					x
<i>Nephtys longosetosa</i>		x		x	x
<i>Ophelia limacina</i>				x	x
<i>Ophelia rathkei</i>	x				
<i>Scolecopsis squamata</i>		x			
<i>Scoloplos armiger</i>	x			x	x
<i>Spio martinensis</i>					x
OLIGOCHAETA					
<i>Tubificoides benedii</i>	x				x
ECHINODERMATA					
<i>Echinocardium cordatum</i>					x

Tab. 1: Makrozoobenthos-Arten, die im Verlauf des Ästuarmonitorings in allen Untersuchungsjahren (1997 - 2002) nachgewiesen wurden

Tab. 1: Macrozoobenthos species observed in the estuaries in every year of the estuary monitoring period (1997 - 2002)

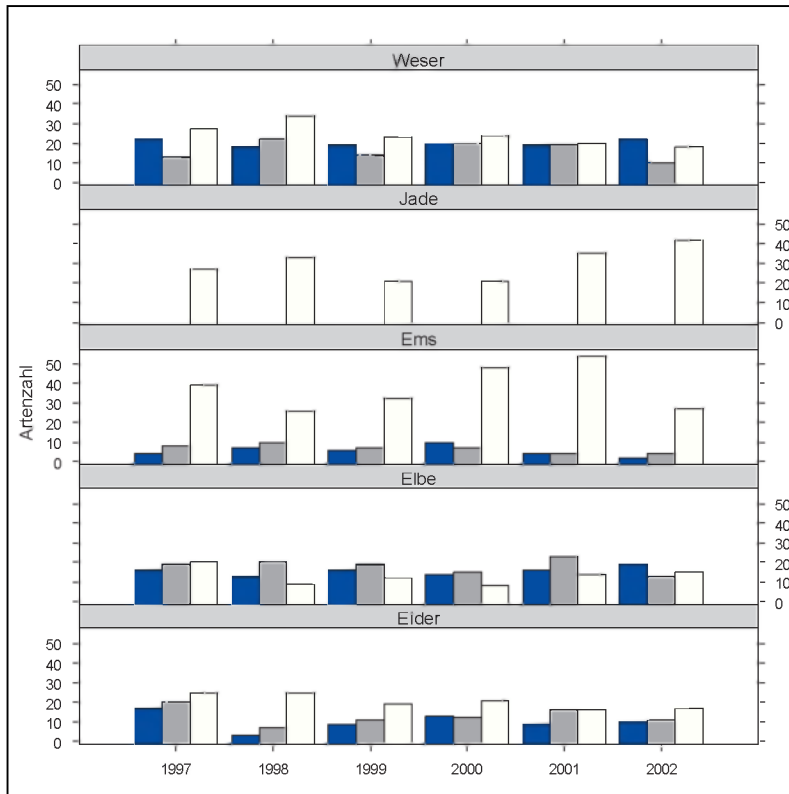


Abb. 1: Entwicklung der Artenzahlen (1997 bis 2002) in den Ästuaren Eider, Elbe, Ems und Weser, sowie in der Jade an drei Stationen (dunkelblau = oligohalin, grau = mesohalin, hellblau = polyhalin)

Fig. 1: Development of species numbers (1997 bis 2002) in the Eider, Elbe, Ems, and Weser estuaries, and at three stations in the Jade embayment (dark blue = oligohaline, grey = mesohaline, light blue = polyhaline)

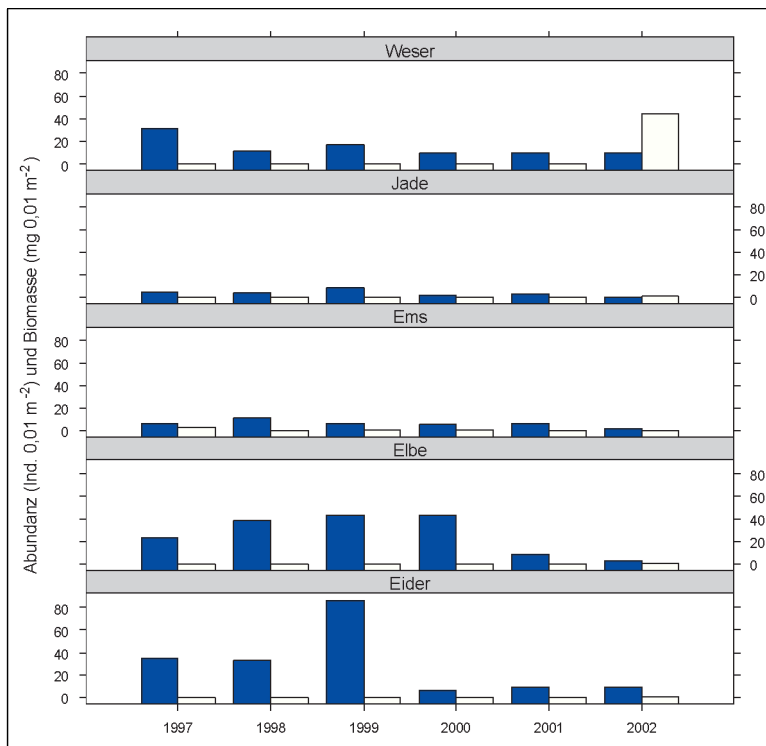


Abb. 2: Entwicklung der mittleren Abundanz und der mittleren Biomasse (aschefreies Trockengewicht) in den Ästuaren Eider, Elbe, Ems und Weser sowie in der Jade von 1997 bis 2002. Die Daten wurden über alle Stationen in den Ästuaren gemittelt (blau = Abundanz, grau = Biomasse)

Fig. 2: Development of mean abundance and mean biomass (ash-free dry weight) in the Eider, Elbe, Ems and Weser estuaries and in the Jade embayment from 1997 to 2002. The data have been averaged over all estuary stations (blue = abundance, grey = biomass)

In der **Jade** wurden im Jahr 1999 57 Taxa in den Greiferproben und 35 in der Dredge nachgewiesen, 2000 35 Taxa (Greifer) bzw. 13 (Dredge), 2001 52 Taxa (Greifer) und 39 (Dredge), 2002 43 (Greifer) bzw. 29 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Gebiet der Jade von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Gebiet noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Jahr 1999 waren es 10 „neue“ Taxa (*Spisula subtruncata*, *Malmgreniella lunulata*, *Phyllodoce groenlandica*, *Balanus crenatus*, *Caprella linearis*, *Macropodia linariensis*, *Periculodes longimanus*, *Pontocrates arenarius*, *Schistomysis spiritus*, *Nymphon gracile*), 2000 waren es 2 Taxa (*Diastylis bradyi*, *Hyas araneus*), 2001 15 Taxa (*Amphiura* cf. *filiformis*, *Cerastoderma edule*, *Corophium acherusicum*, *Eteone flava*, *Eunereis longissima*, *Eurydice pulchra*, *Gammarus crinicornis*, *Harmothoe impar*, *Hippolyte varians*, *Jassa marmorata*, *Obelia bidentata*, *Orchomene nana*, *Pariambus typicus*, *Pseudocuma longicornis* und *Tubularia indivisa*), während 2002 erstmals 14 Arten hinzukamen (*Alcyonidium mytili*, *Arenicola marina*, *Autolytus* cf. *edwardsi*, *Bougainvillia ramosa*, *Conopeum seurati*, *Crepidula fornicata*, *Elminius modestus*, *Eudendrium capillare*, *Farrella repens*, *Nereimyra punctata*, *Nymphon brevirostre*, *Pandalus montagui*, *Phialella quadrata* und *Pontophilus trispinosus*).

Als Rote Liste-Arten waren in der Jade *Crepidula fornicata*, *Eurydice pulchra*, *Idotea linaris*, *Nereimyra punctata*, *Petricola pholadiformis* und *Sertularia cupressina* vertreten.

Im Jahr 2002 kam es an allen Stationen der Jade zu einem Rückgang der Gesamtabundanz und an den Stationen 3 und 5 zu einer Abnahme der mittleren Biomasse. Dennoch wurde an der letztgenannten Station mit 1,85 g AFTG/m² die höchste Gesamtbio­masse in der Jade ermittelt, mit *Fabulina fabula* und *Nephtys hombergii* als dominante Arten für diesen Parameter.

Als Neozoa actualia traten 2002 *Balanus improvisus*, *Elminius modestus*, *Petricola pholadiformis* und *Crepidula fornicata* auf.

Im **Weser-Ästuar** konnten 1999 45 Taxa in den Greiferproben und 27 Taxa in den Dredgfängen nachgewiesen, 2000 39 Taxa (Greifer) und 28 Taxa (Dredge), 2001 41 Taxa (Greifer) und 36 Taxa (Dredge), 2002 30 (Greifer) und 17 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Weser-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kamen 1999 in der Weser 5 Taxa hinzu (*Nephtys cirrosa*, *Spio goniocephala*, *Spiophanes bombyx*, *Corophium multisetosum* und *Gammarus crinicornis*), 2000 waren es 9 Arten (*Laomedea flexuosa*, *Angulus tenuis*, *Harmothoe impar*, *Pholoe balthica*, *Tharyx killariensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Psammoryctides barbatus*, *Micropotopus maculatus* und *Electra pilosa*), 2001 waren es 8 Arten (*Atylus falcatus*, *Bougainvillia* sp., *Clitellio arenarius*, *Clytia hemisphaerica*, *Corophium crassicorne*, *Obelia bidentata*, *Potamo­thrix moldaviensis*, *Schistomysis spiritus*, *Tubularia indivisa*), 2002 war es lediglich eine Art (*Pontocrates arenarius*).

Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 16 Arten im Weser-Ästuar jedes Jahr präsent (Tab. 1).

An den beiden oligohalinen Stationen des Weser-ästuars (Station 0 und 1) nahm die Gesamtabundanz im Vergleich zum Vorjahr tendenziell zu, an den übrigen Stationen dagegen ab. An Station 4 und 5 wurden in 2002 mit 115 bzw. 68 Ind./m² die niedrigsten Individuendichten seit Beginn der Untersuchungen verzeichnet.

Die höchste bislang im Rahmen des Ästuar­monitorings ermittelte Gesamtbio­masse wurde 2002 in der Weser an Station 0 festgestellt. Dies beruht auf dem Vorkommen der Muschel *Corbicula fluminea* (Neozoe), die als abundantes und zugleich „schweres“ Taxon beide Parameter maßgeblich prägte. An den anderen Weserstationen lag die mittlere Biomasse im Wertebereich der Vorjahre.

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 4 Rote Liste-Arten im Weserästuar gefunden: *Boccardiella ligérica*, *Sertularia cupressina*, *Corophium lacustre* und *Palaemon longirostris*.

Auch in der Weser waren 2002 eine Reihe von Neozoa actualia nachweisbar (*Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea*, *Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Balanus improvisus*, *Eriocheir sinensis*, *Ensis americanus*).

Im **Elbe-Ästuar** wurden im Jahr 1999 35 Taxa in den Greiferproben und 22 Taxa in den Dredgfangen nachgewiesen, 2000 27 Taxa (Greifer) und 25 Taxa (Dredge), 2001 32 Taxa (Greifer) und 28 Taxa (Dredge), 2002 28 (Greifer) und 11 Taxa (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Elbe-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kamen 1999 in der Elbe 3 Arten hinzu (*Heteromastus filiformis*, *Nephtys cirrosa*, *Gammarus crinicornis*), 2000 waren es 6 Arten (*Hydractinia echinata*, *Phyllodoce mucosa*, *Pagurus bernhardus*, *Parapleustes* cf. *assimilis*, *Schistomysis spiritus* und *Asterias rubens*), 2001 waren es 5 Arten (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Limnodrilus profundicola*, *Potamothrix moldaviensis*, *Parapleustes bicuspis*, *Obelia bidentata*) und 2002 waren es 3

Taxa (*Bougainvilliidae* indet., *Limnodrilus claredeanus* und *Psammoryctides barbatus*). Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 10 Arten im Elbe-Ästuar immer präsent (Tab. 1).

Die mittlere Gesamtindividuedichte und Gesamtbioasse war in 2002 an allen Stationen (Ausnahme Bioasse von Station 2) im Vergleich zum Vorjahr niedriger. An Station 2 wurde durch das Erfassen von Individuen bioassereicher Taxa (*Eriocheir sinensis*, *Palaemon longirostris*) ein relativ hoher Bioassewert ermittelt. *Boccardiella ligérica*, bis 2000 dominante Art (Abundanz und Bioasse) war in 2001 nicht mit dem van-Veen-Greifer nachgewiesen worden, kam aber in 2002, wenn auch in geringer Abundanz, wieder an dieser Station vor.

In 2002 wurden drei Rote Liste-Arten gefunden: *Boccardiella ligérica*, *Corophium lacustre*, und *Palaemon longirostris*.

Im Jahr 2002 waren im Elbe-Ästuar 5 Neozoa actualia nachweisbar: *Ensis americanus*, *Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Balanus improvisus* und *Eriocheir sinensis*.

Zusammenfassung

In den untersuchten Ästuaren zeigt sich meist eine Zunahme der Artenzahl vom limnischen über das oligohaline, mesohaline und polyhaline Milieu bis zum Euhalinikum. Dabei sind jedoch auch die besonderen Standortbedingungen und die grundsätzlichen Unterschiede zwischen den Ästuaren zu berücksichtigen, so dass die Artenzahl pro Ästuarabschnitt nur eingeschränkt als repräsentativ für den gesamten Gewässerabschnitt gelten kann, da mit einer Station pro Gewässerabschnitt nur ein Teil der vorkommenden Habitate beprobt wird.

Bei der Zusammenfassung der Stationen in drei Salinitätsklassen (Abb. 1) zeigt sich, dass die Artenzahl in der Elbe über alle Bereiche fast konstant ist, während in der Eider und der Weser der polyhaline Bereich leicht erhöhte und in der Ems stark erhöhte Artenzahlen aufweist. Die geringen Artenzahlen in den oligohalinen und mesohalinen Stationen der Ems lassen sich durch die Trübungsprobleme in der Unterems erklären.

Die meisten Arten fanden sich in den polyhalinen Außenbereichen der Ästuarare, mit Ausnahme der Elbe, wo ab 1998 die höchste Artenzahl immer in dem esohalinen Bereich zu verzeichnen war.

Summary

In the estuaries investigated, an increase in the number of species from the limnic environment through the oligohaline, mesohaline, and polyhaline to the euhaline environments has been observed in most cases. However, also the particular local conditions and basic differences among the estuaries must be taken into account. Species numbers per estuarine section are only partially representative for the section because each station resembles only parts of all habitats available.

The grouping of stations into three salinity classes (Fig. 1) shows that the number of species in the river Elbe is nearly constant across all areas, while in the rivers Eider and Weser the number of species in the polyhaline areas is slightly elevated, and in the river Ems strongly elevated. The low numbers of species at the oligohaline and mesohaline Ems stations can be attributed to clouding in the Lower Ems.

The largest number of species were found in the polyhaline outer areas of the estuaries, with the exception of the river Elbe where, since 1998, the largest number of species have always occurred in the isohaline sectors.

16 Schadstoff-Effektmonitoring

16.1 Fischkrankheiten

Das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten ist ein Hinweis auf eine Beeinträchtigung des Immunsystems. 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. Wenn einer oder mehrere dieser Faktoren für die Fische nicht optimal sind, kann das Resultat eine Schwächung (Suppression) der Immunkompetenz mit der Konsequenz von zunehmender Anfälligkeit gegenüber Krankheiten sein. Das Auftreten erhöhter Prozentsätze befallener Fische in bestimmten Regionen deutet daher immer auf eine Störung hin. Die Häufigkeit von Fischkrankheiten und -parasiten wird seit Anfang der 1980er Jahre von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei in bis zu acht Gebieten der Nordsee erfasst. Die wichtigste Indikator-Fischart ist die Kliesche (*Limanda limanda*), es werden aber auch andere Arten untersucht, z. B. Kabeljau (*Gadus morhua*), Wittling (*Merlangius merlangus*), Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*).

Krankheiten der Kliesche (*Limanda limanda*)

Die quantitativ bedeutendsten äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche:

Lymphocystis ist eine durch Iridoviren hervorgerufene, weltweit verbreitete Infektionskrankheit, die bei vielen schollen- und barschartigen Fischarten auftritt. In der Nordsee lagen die Befallszentren in den vergangenen Jahren auf

der Fischerbank, der Doggerbank und in den Außenbezirken des Firth of Forth, wo teilweise Befallsraten von 30 % (bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) ermittelt wurden.

Epidermale Hyperplasien/Papillome sind Hauttumoren und deren Vorstadien, deren Ursachen nicht endgültig geklärt sind; es 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 %; bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) waren die Deutsche Bucht, Außenbezirke des Firth of Forth und ein Untersuchungsgebiet am 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 stets 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 % (bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) erreicht wurden.

Die zeitlichen Fluktuationen der Befallsraten (Beobachtungswerte, modellierte Werte und saisonbereinigter Trend, vgl. Abbildungsunterschrift) der o. g. Krankheiten bei Klieschen aus der Deutschen Bucht sind in Abbildung 1 dargestellt. Für Lymphocystis ergaben sich ein Anstieg der Befallsrate bis 1989 und eine darauf folgende Abnahme bis 1994. Von 1994 bis 1998 nahm die Befallsrate zu, um danach im Zeitraum von 1998 bis 2002 erneut abzusinken. Auch die Befallsrate von epidermalen Hyperplasien/Papillomen nahm von 1981 bis Anfang der 1990er Jahre zu, verblieb dann aber auf einem relativ konstanten Niveau. Gegen Ende des Untersuchungszeitraums deutet sich eine Abnahme an. Die Befallsrate von akuten und heilenden Stadien von Hautulcerationen zeigte

Autor der Kapitel 1.6.1 und 1.6.2

T. LANG

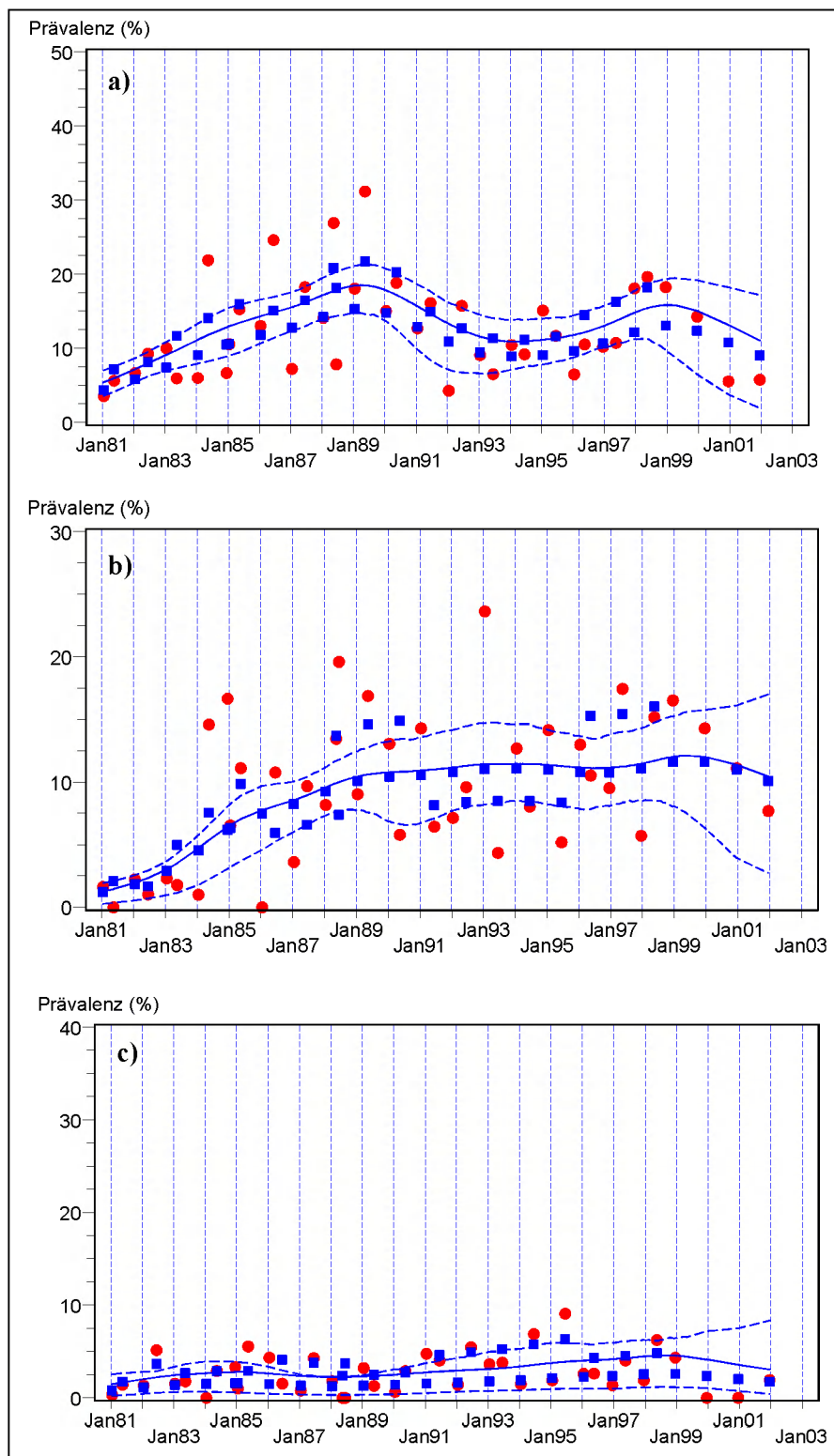


Abb. 1: Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten (a) Lymphocystis; b) epidermale Hyperplasien/Papillome; c) Hautulcerationen) bei Klieschen (*Limanda limanda*) (Weibchen, Größengruppe 20 - 24 cm) aus der Deutschen Bucht im Zeitraum von 1981 bis 2002 (rote Punkte: Beobachtungswerte; blaue Quadrate: modellierte Werte; durchgezogene Linie: Trend; gestrichelte Linien: Vertrauensbereich)

Fig. 1: Temporal trend in the prevalence of externally visible fish diseases a) lymphocystis; b) epidermal hyperplasia/papilloma; c) skin ulcer in female dab (*Limanda limanda*) from the German Bight 1981-2002 (red dots: observed values; blue squares: modelled values; solid line: trend; dotted lines: confidence range)

keine so ausgeprägten Fluktuationen wie die der zuvor genannten Krankheiten. Aber auch hier deuten die frühen Werte auf eine Zunahme und die aktuellen Daten auf eine Abnahme hin.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass es trotz der ausgeprägten Unterschiede in den Befallsraten der drei Krankheiten Ähnlichkeiten in ihrem zeitlichen Verlauf gab. Dieser Befund kann als ein Anhaltspunkt dafür interpretiert werden, dass es im Untersuchungszeitraum krankheitssteuernde Faktoren in der Deutschen Bucht gab, die sich in ähnlicher Weise auf alle drei Krankheiten auswirkten. Die statistische Auswertung von Beziehungen zwischen

den Krankheitsraten und einer Fülle von Faktoren mit potenziellem Einfluss auf die Krankheiten ergab, dass hierbei offensichtlich mehrere biotische und abiotische Faktoren eine Rolle gespielt haben, u. a. auch die Belastung der Klieschen mit organischen Schadstoffen. So zeigten sich z. B. Zusammenhänge mit der Größenverteilung der Klieschenbestände, ihrer Dichte, Veränderungen der Wassertemperatur und den Nährstoffkonzentrationen, aber auch mit Rückständen von Schadstoffen in den Lebern der Klieschen, im Sediment und im Wasser (LANG und WOSNIOK [2003]).

Zusammenfassung

Daten aus dem Zeitraum von 1981 bis 2002 zu Befallsraten von äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen aus der Deutschen Bucht zeigen, dass die Krankheiten generell unterschiedlich häufig auftraten (Lymphocystis > epidermale Hyperplasien/Papillome > akute/heilende Hautulcerationen), dass aber die zeitlichen Verläufe der Befallsraten der Krankheiten einem ähnlichen Muster folgten. Die aktuellen Werte deuten auf eine Abnahme der Krankheitshäufigkeiten hin. Statistische Auswertungen haben ergeben, dass Veränderungen in den Befallsraten durch das komplexe Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren hervorgerufen wurden. Auch die Belastung mit Schadstoffen scheint eine Rolle gespielt zu haben.

Summary

Data from the period 1981 to 2002 on the prevalence of externally visible diseases of dab from the German Bight have shown that their absolute prevalence levels differed (lymphocystis > epidermal hyperplasia/papilloma > acute/healing skin ulcer), but that the temporal trends in their prevalence followed a similar pattern. Current data indicate a decrease in prevalence of the diseases. Statistical evaluations provided evidence that changes in prevalence have been caused by complex interactions of biotic and abiotic factors, including exposure to contaminants.

162 Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen

Leberknoten/-tumoren

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). Daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Seit 1988 wird von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei im Rahmen der Überwachung von Fischkrankheiten zweimal jährlich das Vorkommen von Leberanomalien der Nordseekliesche (*Limanda limanda*) 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 Humber-

mündung 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.

Abbildung 1 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Befallsraten bei weiblichen Klieschen der beiden Längengruppen 20-24 cm (Abb. 1a) und ≥ 25 cm (Abb. 1b) aus der Deutschen Bucht über den Zeitraum von 1988 bis 2002. 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; allerdings deutete sich zuletzt eine Zunahme der Befallsraten an. Auch in den anderen Nordseegebieten mit ehemals erhöhten Befallsraten konnten abnehmende Trends nachgewiesen werden, so dass derzeit nur noch geringfügige Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zu beobachten sind.

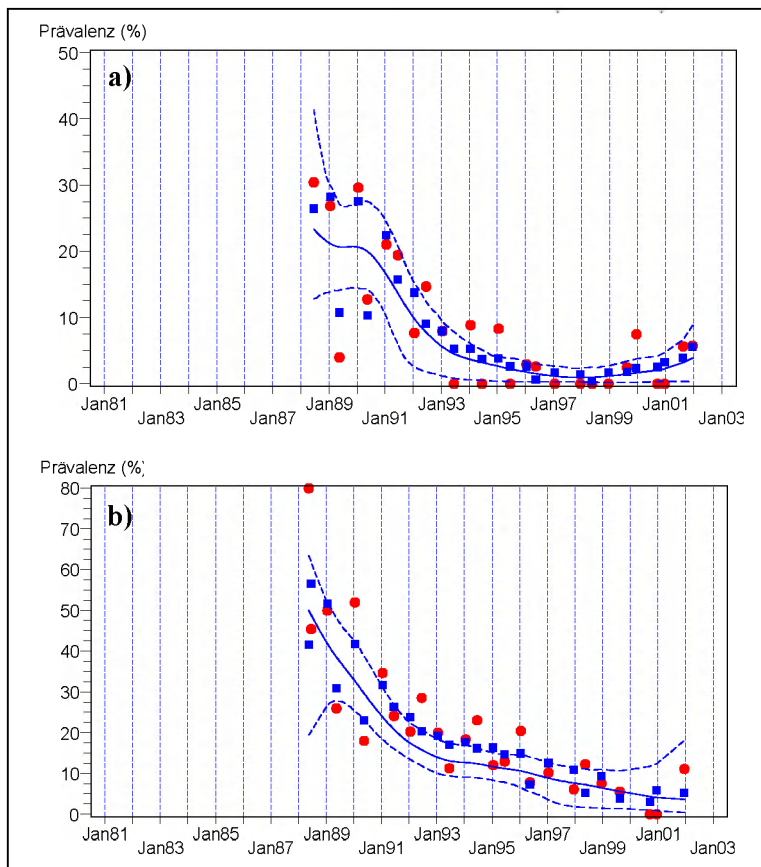


Abb. 1: Befallsraten mit Leberknoten > 2 mm bei Klieschen (*Limanda limanda*) (Weibchen, Größengruppen a) 20-24 cm, b) ≥ 25 cm) aus der Deutschen Bucht im Zeitraum 1981 bis 2002 (rote Punkte: Beobachtungswerte; blaue Quadrate: modellierte Werte; durchgezogene Linie: Trend; gestrichelte Linien: Vertrauensbereich)

Fig. 1: Temporal trend in the prevalence of liver nodules > 2 mm in female dab (*Limanda limanda*) (size range a) 20-24 cm, b) ≥ 25 cm) from the German Bight 1981-2002 (red dots: observed values; blue squares: modelled values; solid line: trend; dotted lines: confidence range)

Die routinemäßig durchgeführte histologische Untersuchung der fixierten Gewebeproben zeigt, dass es sich bei den makroskopisch erkennbaren Leberknoten größtenteils um gutartige Tumoren (zumeist Adenome) und deren

Vorstadien (in erster Linie basophile Foci) handelt. Andere Arten gutartiger Tumoren (z. B. Cholangiome, Hämangiome) und bösartige Tumoren (z. B. Adenocarcinome, Cholangiosarcome) sind sehr selten.

Zusammenfassung

Die abnehmenden Befallraten von Leberknoten/tumoren bei Klieschen aus der Nordsee korrespondieren mit den Informationen über rückläufige Schadstoffeinträge in die Nordsee und ihren 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.

Summary

The decreasing trend in the prevalence of liver nodules/tumors in dab from the North Sea corresponds to declining inputs of contaminants recorded in the North Sea as well as with the decreasing contaminant concentrations in fish, water and sediments. However, regional and temporal correlations are not observed in all cases, which points to the complexity of factors causing this disease.

163 Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe

Einführung

Ökotoxikologische Wirkungsuntersuchungen, die die Effekte von Umweltproben auf Biota in den Vordergrund stellen, bieten eine wertvolle Ergänzung zu den chemisch-analytischen Untersuchungen. Für die Bewertung der Toxizität von Sediment- und Wasserproben sind sie einer ausschließlich chemisch orientierten Analyse oftmals vorzuziehen, da im Zentrum des Interesses derartiger Analysen stets Aussagen zur Lebensqualität und Überlebenswahrscheinlichkeit von Flora und Fauna ausgewählter Biozönosen stehen.

Mollusken (Weichtiere) stellen nach den Arthropoden (Gliedertiere inkl. Insekten, Krebsen etc.) den artenreichsten Stamm im gesamten Tierreich dar, wobei 80 % der Molluskenarten auf die Gastropoden (Schnecken) entfallen. Speziell die Prosobranchier (Vorderkiemerschnecken) sind ein bedeutender Bestandteil der aquatischen Lebensgemeinschaften und besitzen große Bedeutung für marine und limnische Ökosysteme. Gerade Effekte, die über Steroid- oder Xenohormone vermittelt werden und Antworten geben können über geschlechtshormonähnliche Wirkungen von reproduktionstoxischen Stoffen, stehen im Mittelpunkt des wissenschaftlichen und öffentlichen Interesses. So eignen sich Prosobranchier aufgrund des Imposexphänomens für die Durchführung nationaler und internationaler Monitoringprogramme.

Im Rahmen eines Sonderuntersuchungsprogramms der ARGE ELBE wurden im Jahr 2000 drei organismische Testverfahren mit zwei unterschiedlichen Schneckenarten an 29 Sedimentproben - Entnahme von Prossen bis zu den

Nordseewatten - durchgeführt. Parallel zu den organismischen Testverfahren wurden mit Probenaliquoten chemisch-analytische Ergebnisse erzeugt, die eine wertvolle Ergänzung für die Interpretation der Sedimenttoxizitätstests darstellten. Sämtliche Ergebnisse sind in dem ARGE-ELBE-Bericht „Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius) reticulata* (Gastropoda: Prosobranchia)“ vom Februar 2001 veröffentlicht (<http://www.arge-elbe.de>). Teilergebnisse aus dem Tidebereich der Elbe und dem Hamburger Hafen werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Methoden

Probenahme

Im Tidebereich der Elbe vom Stromspaltungsgebiet bei Bunthaus bis zu den Nordseewatten sind zwölf überwiegend feinkörnige Sedimentproben mit einem Van-Veen-Greifer oder einem Löffelspatel entnommen worden. Drei Proben stammten aus dem Hamburger Hafen, von denen ein Aliquot als Kontrollprobe zusammen mit den Feldproben untersucht wurde. Die Laboratorien hatten keine Kenntnis von der Probenbezeichnung und konnten somit die Kontrollprobe nicht zuordnen.

Die Lage der Probenahmestellen ist in den Karten der Abb. 1 und 2 eingezeichnet, die Ziffern in den Abbildungen benennen die Elbe-Messstellen 17 = Bunthaus (km 610), 21 = Seemannshöft (km 629), 22 = Estemündung (km 633), 23 = Wedel Yachthafen (km 643), 24 = Lühemündung (km 646), 25 = Abbenfleth (km 658), 26 = Glückstadt (km 675), 27 = Brunsbüttel Schleuse (km 697), 28 = Müggendorfer Watt (km 715) und 29 = Duhner Watt (km 730). Im Hamburger Hafen wurden die Häfen 18 = Reiherstieg Nord, 19 = Vorhafen und 20 = Köhlfleet beprobt. Identisch sind die Proben 19 und 21, sie stammen beide aus dem Vorhafen (Kontrollprobe).

Autor des Kapitel 1.6.3

B. STACHEL

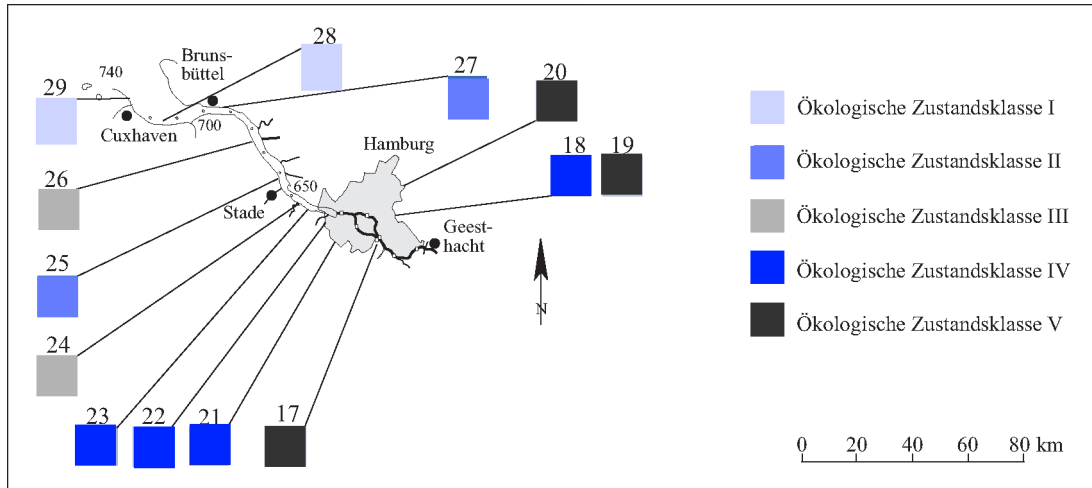


Abb. 1: *Potamopyrgus antipodarum*. Ermittelte Reproduktionstoxizität in Sedimenten der Tideelbe.
Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19

Fig. 1: *Potamopyrgus antipodarum*. Reproduction toxicity in sediments from the tidal Elbe.
Sample 21 is an aliquot of sample 19

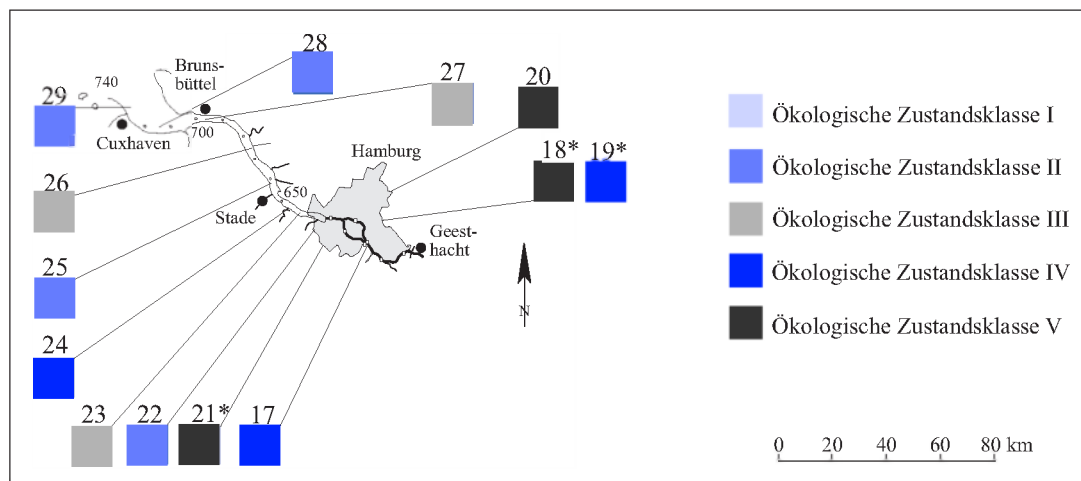


Abb.2: *Hinia reticulata*. Ermitteltes androgenes Potenzial in Sedimenten der Tideelbe

* Zuweisung einer ökologischen Zustandsklasse beruht auf extrapolierten Werten aufgrund erhöhter Mortalität im Test. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19

Fig.2: *Hinia reticulata*. Androgenic potential in sediments from the tidal Elbe

* Allocation of an ecological quality status is based on extrapolated values taking into account increased mortality during the test. Sample 21 is an aliquot of sample 19

Toxizitätstests

Zur Beschreibung der reproduktionstoxischen Wirkung von Sedimentinhaltsstoffen wurde die limnische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) eingesetzt, für die Bewertung der androgenen Wirkung die marine Netzreusen-schnecke (*Hinia reticulata*). Mit den Testorganismen wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

1. Mortalitätstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der akuttoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe
2. Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der reproduktionstoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe
3. Test mit *Hinia reticulata* zur Bewertung der androgenen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe.

Die Schnecken wurden unter standardisierten Bedingungen 2 bzw. 4 Wochen mit den Sedimentproben exponiert, methodische Details sind in dem zitierten ARGE-ELBE-Bericht dargestellt. Für die chemisch-analytischen Untersuchungen gilt Entsprechendes.

Ergebnisse

Akuttest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Die Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wies in den Sedimenten 17 (Bunthaus), 19 bis 21 (Seemannshöft, Vorhafen, Köhlfleet) und 26 (Glückstadt) eine gegenüber der Kontrolle statistisch signifikante Erhöhung der Mortalität auf. Eine besonders starke Wirkung liegt in den Sedimenten des Hamburger Hafens vor, so dass davon auszugehen ist, dass sensitive Arten kaum noch lebend anzutreffen und somit massive Veränderungen in den Biozöosen zu erwarten sind. Dies betrifft wahrscheinlich in erster Linie die Mollusken (Weichtiere), während beispielsweise für Krebstiere und Fische bekannt ist, dass sie einen anderen Stoffwechsel besitzen, Schadstoffe besser abbauen können und somit auch an stark belasteten Orten überleben. Selbst die festgestellte Mortalität im Sediment aus dem Hamburger Vorhafen ist mit 38 % extrem hoch und zeigt, dass hier auf Dauer keine Population der Zwergdeckelschnecke existieren kann. Die Resultate zur Akuttoxizität der Elbeproben werden durch hohe Mortalitätsdaten für *Hinia reticulata* in diesen Sedimenten bestätigt (s. ARGE-ELBE-Bericht).

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Die Akuttoxizität beider Proben ist in ihrer Höhe vergleichbar. Die Abweichungen der Mortalitätsdaten (38 % Mortalität in Probe 19 gegenüber 57 % in Probe 21) ist toxikologisch als vernachlässigbar einzustufen.

Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Bestimmt wurde die Anzahl der Embryonen in der Bruttasche nach einem Expositionszeitraum von vier Wochen. In Anlehnung an die EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde die Reproduktionsto-

xizität der Sedimente in fünf ökologische Zustandsklassen eingeteilt:

- I für ein Sediment im sehr guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirkttest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist (≤ 15 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- II für ein Sediment im guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirkttest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (> 15 bis ≤ 30 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- III für ein Sediment im mäßigen Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirkttest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (> 30 bis ≤ 50 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- IV für ein Sediment im unbefriedigenden Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirkttest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozöosen erwarten (> 50 bis ≤ 70 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- V für ein Sediment im schlechten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirkttest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozöosen erwarten (> 70 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

Die Ergebnisse des Reproduktionstests sind grafisch in Abb. 1 dargestellt. Starke oder sehr starke reproduktionstoxische Wirkungen weisen die Sedimente 18, 21 bis 23 (Reiherstieg Nord, Seemannshöft, Estemündung und Wedeler Yachthafen, ökologische Zustandsklasse IV) bzw. 17 (Bunthaus), 19 (Vorhafen) und 20 (Köhlfleet) auf (Zustandsklasse V). Einen guten oder mäßigen Zustand zeigen die Sedimente 25 und 27 (Abbenfleth und Brunsbüttel Schleuse) bzw. 24 und 26 (Lühemündung und Glückstadt). Einen sehr guten Zustand (ökologische Zustandsklasse I) weisen die Wattensedimente 28 und 29 (Müggendorfer und Duhner Watt) auf.

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Die Reproduktionstoxizität beider Proben ist in ihrer Höhe vergleichbar. Die Abweichungen der Reproduktionshemmung zwischen den beiden Proben (75 % in Probe 19 gegenüber 67 % in Probe 21) sind toxikologisch als vernachlässigbar einzustufen, selbst wenn sie aufgrund der Grenze zwischen den ökotoxikologischen Zustandsklassen IV und V bei einem Hemmwert von 70 % in zwei unterschiedliche Klassen einzustufen sind (ARGE-ELBE-Bericht).

Test auf endokrine Wirkung mit *Hinia reticulata*

Als Maß für das endokrine (androgene) Potenzial der Sedimente wurde der Anstieg des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI, Erläuterung s. ARGE-ELBE-Bericht) bei *Hinia reticulata* gegenüber der Kontrolle innerhalb eines vierwöchigen Expositionszeitraums ermittelt. In Anlehnung an die EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde die androgene Wirkung von Sedimentinhaltsstoffen in fünf ökologische Zustandsklassen eingeteilt:

- I für ein Sediment im sehr guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist (keine androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $\leq 0,1$ gegenüber der Kontrolle).
- II für ein Sediment im guten Zustand, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (geringe androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,1$ und $\leq 0,2$ gegenüber der Kontrolle).
- III für ein Sediment im mäßigen Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (mäßige androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,2$ und $\leq 0,3$ gegenüber der Kontrolle).

- IV für ein Sediment im unbefriedigenden Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozöosen erwarten (starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,3$ und $\leq 0,5$ gegenüber der Kontrolle).
- V für ein Sediment im schlechten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozöosen erwarten (sehr starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,5$ gegenüber der Kontrolle).

Die Ergebnisse des Tests auf eine endokrine (androgene) Wirkung sind grafisch in Abb. 2 dargestellt. Problematisch bei der Testdurchführung war die Tatsache, dass bei den Sedimenten 19 bis 21 (Vorhafen und Köhlfleet) die akute Toxizität so hoch war, dass die Versuchsdauer von vier auf zwei Wochen herabgesetzt werden musste, um ein Absterben der Tiere zu vermeiden und die Aussage des Testansatzes nicht zu gefährden (* bei den Proben 18, 19 und 21 in Abb. 2).

Die Einstufung der Sedimente gemäß der ökologischen Zustandsklassen ergibt ein etwas anderes Bild als die Einstufung der Ergebnisse mit dem Reproduktionstest (vgl. Abb. 1 und Abb. 2). Eine starke (Klasse IV) oder sehr starke androgene Wirkung (Klasse V) weisen die Proben 17 (Bunthaus), 19 (Vorhafen) und 24 (Lühemündung) bzw. 18 (Reiherstieg Nord), 20 (Köhlfleet) und 21 (Köhlfleet, Kontrollprobe) auf. Eine Erklärung für die auffälligen Befunde in den Hamburger Hafensedimenten könnte die TBT-Freisetzung durch Werfttätigkeiten sein oder die Abgabe von TBT aus Antifouling-Anstrichen von Schiffsrümpfen (Seeschiffsverkehrsverkehr).

Die Proben 23 (Wedeler Yachthafen), 26 (Glückstadt) und 27 (Brunsbüttel Schleuse) zeigen die ökologische Zustandsklasse III, die Proben 22 (Estemündung), 25 (Abbenfleth), 28 (Müggendorfer Watt) und 29 (Duhner Watt) die ökologische Zustandsklasse II.

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Bzgl. der androgenen Wirkung im Test mit *Hinia reticulata* wurden mit einem VDSI-Anstieg von 0,4 für die Probe 19 und 1 für die Probe 21 deutlich unterschiedliche Werte

erhalten. Diese hohe Differenz im VDSI-Anstieg steht im Einklang mit den hohen Streubreiten, die mit der TBT-Analytik erhalten wurden. Wahrscheinlich handelt es sich um Probeninhomogenitäten, die durch im Sediment vorkommende „paint flakes“ verursacht worden sind.

Schlussfolgerungen

Die unterschiedlichen organismischen Testverfahren mit den Prosobranchiern *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia reticulata* haben z. T. deutliche Effekte durch die Exposition mit Elbesedimenten gezeigt. Insbesondere die Proben aus dem Hamburger Hafen wiesen eine hohe Akuttoxizität und Reproduktionstoxizität mit *Potamopyrgus antipodarum* auf. Gleiches gilt für die festgestellte endokrine (androgene) Wirkung der Sedimente aus dem Hamburger Hafen mit *Hinia reticulata*, die einen hohen VDSI-Anstieg hervorriefen. Die unterhalb von Hamburg entnommenen Proben zeigten im Vergleich zu den Hafenproben überwiegend geringere Toxizitätswirkungen.

Summary

In the different organismic test methods using the Prosobranchia *Potamopyrgus antipodarum* and *Hinia reticulata*, marked effects of exposure to Elbe sediments were found in some cases. Especially the samples from the Hamburg port showed a high acute toxicity and reproduction toxicity with *Potamopyrgus antipodarum*. This was also observed with the endocrine disrupting (androgenic) effect of sediments from the Hamburg port using *Hinia reticulata*, where a strong VDSI increase occurred. Samples taken downstream of Hamburg mostly had a lower toxicity than samples from the port area.

17 Die Auswirkungen des Elbe-Hochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht

Allgemeines

Anfang bis Mitte August 2002 fielen im Bereich des Unter- und Oberlaufs der Elbe binnen weniger Tage extreme Niederschläge, die zu einem Hochwasser der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit katastrophalen Auswirkungen führten. Weite Gebiete entlang des Elbelaufes waren überflutet, zahlreiche Menschen mussten ihre Häuser fluchtartig verlassen. Dabei wurden auch Kläranlagen, Industrieanlagen und kontaminierte Altlastflächen überschwemmt. Es wurde mit einer erheblichen Mobilisierung von Schad- und Nährstoffen gerechnet, die die Wasserqualität des Elbelaufes, der Tideelbe sowie letztendlich der Deutschen Bucht und Nordsee beeinträchtigen könnten.

Um zu belastbaren Aussagen hierüber zu kommen, hat das BSH von August 2002 bis Anfang 2003 mehrere Untersuchungsfahrten mit FS GAUSS und VFWS ATAIR in der Deutschen Bucht durchgeführt. Hierbei wurden die gesamte Nährstoff- und Schadstoffpalette sowie ozeanographische Parameter bestimmt. Ein ausführlicher Abschlussbericht erschien in der Reihe „Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (NIES et al. [2003])“

Modellierungen

Der Eintrag aus dem Hochwasserereignis der Oberelbe in die Deutsche Bucht wurde fortlaufend mit dem operationellen Nordsee-Modell berechnet. Dabei wurde die Ausbreitung des Elbe-

wassers ab dem 20. August vom Wehr Geesthacht bis in das Elbe-Ästuar simuliert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Front der Hochwasserwelle etwa am 29. August Cuxhaven erreichte. Der Eintrag von 3400 m³/s kontaminierten Elbewassers über mehrere Tage war zunächst nur im elbenahen Teil der Deutschen Bucht nachweisbar. Gezeitenströme und windbedingte Zirkulation führten zu einer raschen Vermischung dieses Elbewassers in der Helgoländer- bzw. Deutschen Bucht. Die Modellergebnisse wurden später mit der räumlichen Verteilung des β -HCH – einem charakteristischen Spurenstoff im Elbhochwasser – verglichen und zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen den Simulationen und den Messungen.

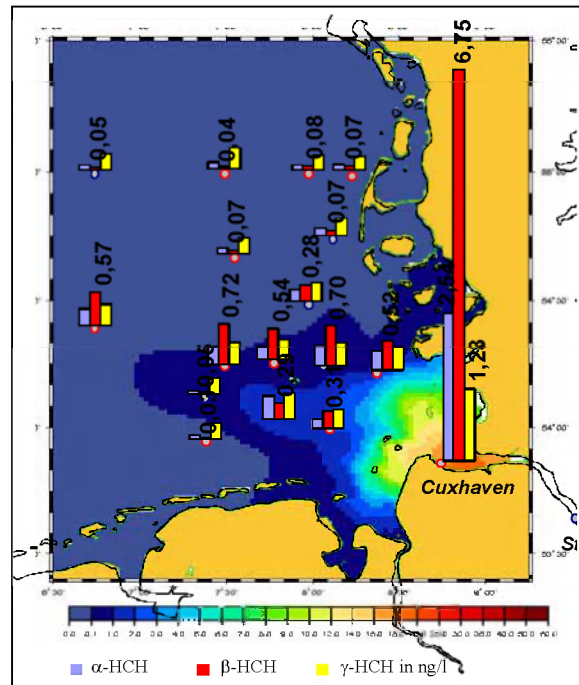


Abb. 1: HCH-Konzentrationen Gauss-Reise 388b vom 16.09. bis 22.09.2002
Simulation des Eintrages von β -HCH am 22.09.2002

Fig. 1: HCH concentrations Gauss cruise 388b from 16 – 22 September 2002
Simulation of β -HCH input on 22 September 2002

Autoren des Kapitels 1.7

H. NIES, N. THEOBALD

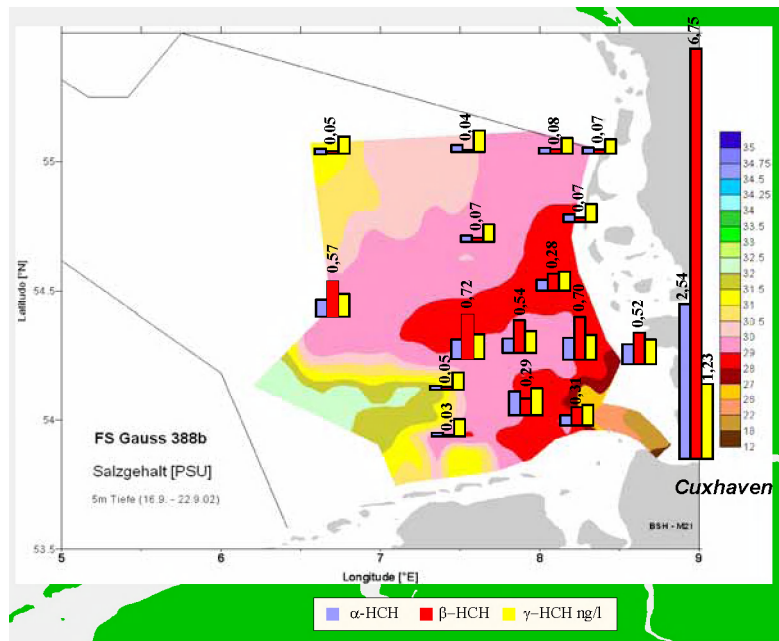


Abb. 2: HCH-Konzentrationen (gemessen) und Salzgehaltsverteilung (5 m Tiefe) Gauss -Reise 388b vom 16.09. bis 20.09.2002

Abb. 2: HCH concentrations (measured) and salinity distribution (5 m depth) Gauss cruise 388b from 16 – 22 September 2002

Hydrographische Verhältnisse in der Deutschen Bucht

Aufgrund der während des Beobachtungszeitraumes vorherrschenden Winde ergab sich eine Ausbreitung des Elbewassers vom Elbeästuar in nordwestlicher Richtung; das Elbwasser erreichte Helgoland am 4. September und die MARNET-Station „Deutsche Bucht“ am 20. September. Die gemessenen Salzgehalts- und Gelbstoffverteilungen und die Dauerregistrierungen an der MARNET-Station DB zeigen die Ausbreitung in einer etwa 10 m mächtigen Deckschicht, während die tieferen Schichten nicht beeinflusst werden. Die ozeanographischen Aufnahmen im November 2002 und Januar 2003 bestätigen, dass das Hochwassersignal durch die Deutsche Bucht – der mittleren Zirkulation folgend – transportiert wurde und diese im November bereits weitgehend verlassen hatte.

Nährstoffe

Die Beprobungen Ende August bis Mitte September lagen in einer Jahreszeit starker biologischer Aktivität, die eine hohe natürliche Variabilität der Phosphat-, Nitrat (+ Nitrit)-, Ammonium- und Silikat- Konzentrationen bedingt. Daher konnten keine eindeutig auf das Elbe-Hochwasser zurückzuführenden Anzei-

chen für einen verstärkten Eintrag von Nährstoffen in der Helgoländer Bucht nachgewiesen werden. Auch die an der automatischen MARNET-Messnetzstation DB erfassten kontinuierlichen Nährstoffmessungen zeigten keinen Anstieg. Eine erhöhte Nährstoffkonzentration der Deutschen Bucht war auch in den Untersuchungen im Januar 2003 – zur Zeit der niedrigsten biologischen Aktivität – nicht nachzuweisen. Die hier gefundenen Werte sind statistisch nicht von denen der Vorjahre zu unterscheiden.

Da das Hochwasser im Sommer auftrat, als ein großer Teil der Nährstoffe im Boden von Pflanzen aufgenommen war, war die Nährstoffauswaschung des Bodens reduziert. Ein Nährstoffeintrag wäre daher eher infolge von überfluteten bzw. ausgefallenen Kläranlagen zu erwarten gewesen. Ein solches Signal wurde im Hintergrund der natürlichen Schwankungen jedoch in der Deutschen Bucht nicht beobachtet.

Schwermetalle

Die Schwermetalle Quecksilber (Hg), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) Nickel (Ni), Zink (Zn) sowie Eisen (Fe) und Mangan (Mn) wurden in Wasser- und Schwebstoffproben sowie in Oberflächensedimenten bestimmt. Es war

zunächst angenommen worden, dass das Elbehochwasser erhöhte Quecksilberbelastungen zur Folge hätte. Insgesamt ordnen sich die Konzentrationen aber in den abnehmenden Trend der letzten Jahre ein. Bei den anderen Metallen erschwert ein saisonales Verhalten mit hohen Schwankungen im Sommer - entsprechend der biologischen Aktivität - das Erkennen eines eindeutigen Eintragungssignals. Für Pb, Cd, Ni, Cu und Zn fügen sich die gefundenen Konzentrationen im Wasser gut in den langjährigen Trend ein, so dass kein Anzeichen für erhöhte Konzentrationen dieser toxischen Metalle in der Deutschen Bucht gegeben ist.

Ein Großteil dieser Elemente ist stark an partikulärem Material angereichert und komplexen Austauschprozessen zwischen fester und gelöster Phase unterworfen. Durch diese Anreicherung am Schwebstoff kann sich der Transport entlang des Elbestroms deutlich verzögern. Es war also nicht unbedingt damit zu rechnen, dass sich das Elbehochwasser und die damit zum Teil beobachtete höhere Schwermetallbelastung bereits im September in der Deutschen Bucht bemerkbar machte. Allerdings wurden auch im November 2002 und Januar 2003 keine ungewöhnlichen Konzentrationen im Wasser beobachtet.

Organische Schadstoffe

Es wurde eine große Palette organischer Schadstoffe aus den Stoffgruppen chlorierter Kohlenwasserstoffe (CKW), Organozinn-Verbindungen (z. B. TBT), polarer Pestizide und polyzyklischer Aromaten (PAH) in Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben untersucht. Die Beprobung erstreckte sich bis in die Elbe hinein, so dass das Spektrum der Schadstoff-Zusammensetzung in der Elbe erfasst werden konnte. Es wurde daher schnell aufgezeigt, dass α - und insbesondere β -HCH (Hexachlorcyclohexan) in erhöhter Konzentration vorlagen und sehr ungewöhnliche Isomerenverhältnisse aufwiesen. Diese Konzentrationsverhältnisse konnten bis weit in die Deutsche Bucht verfolgt werden und ermöglichten eine "Markierung" der Gebiete, die durch das Elbehochwasserereignis beeinflusst waren. Mitte September war das Signal am höchsten, im November wurden bereits wieder weitgehend normale Verhältnisse beobachtet. Bei den

meisten anderen Substanzen konnten keine Auffälligkeiten beobachtet werden. Lediglich bei einigen Triazin-Herbiziden (Atrazin, Prometryn, Simazin und Terbutylazin) wurden höhere Konzentrationen vor Cuxhaven nachgewiesen. Ob diese auf das Elbehochwasser zurückzuführen sind, kann zur Zeit jedoch noch nicht eindeutig bewertet werden, da die Zeitreihe für diese Substanzklasse noch recht kurz und die Variabilität relativ hoch ist.

Ausblick

Auf Basis der bis zum April 2003 durchgeführten Untersuchungen wurden bisher nur im Fall einzelner Parameter deutliche, durch das Elbehochwasser verursachte Signale in der Deutschen Bucht beobachtet. Aufgrund des erwarteten verzögerten Transportes einer Vielzahl umweltrelevanter Verbindungen entlang des Elbestroms, durch die Trübungszone und durch das Ästuar, kann es möglicherweise noch zu zeitverzögerten zusätzlichen Einträgen von Schadstoffen in die Deutsche Bucht kommen. Die befürchtete kurzfristige und extreme Verschlechterung des Zustandes der Deutschen Bucht ist im Fall der überwiegenden Zahl der Untersuchungsparameter ausgeblieben. Aufgrund der Untersuchungen und Erkenntnisse auch aus den Flussmessprogrammen anderer Institutionen ist auch längerfristig kaum mit einer wesentlichen Verschlechterung der Schadstoffsituation in der Deutschen Bucht aufgrund des Hochwassers vom August 2002 zu rechnen.

18 Flusseinträge und direkte Einträge in die Nordsee

Wassereinzugsgebiet der Nordsee

Das Wassereinzugsgebiet der Nordsee umfasst eine Fläche von ungefähr 850.000 km². Der jährliche Flusswassereintrag beträgt ca. 300 km³, unterliegt jedoch starken jährlichen Schwankungen, was sich auf den Transport von Schadstoffen auswirkt. Die Schmelzwassermengen, die nach der Schneeschmelze von Norwegen und Schweden in die Nordsee gelangen, belaufen sich auf ein Drittel der gesamten Flusswasserzufuhr. Ein weiterer beträchtlicher Teil gelangt über die großen Nordseezuflüsse Rhein, Elbe, Weser, Maas, Schelde, Seine, Themse und Humber in das Meer. Die Einzugsgebiete dieser Flüsse sind dicht bevölkert, hoch industrialisiert und intensiv landwirtschaftlich genutzt. Folglich zählen diese Flusssysteme zu den hauptsächlichen Schadstoff- und Nährstoffquellen der Nordsee.

Ungefähr 164 Millionen Einwohner leben im Einzugsgebiet der Nordsee. Davon sind die Einzugsgebiete der Nordseezuflüsse Rhein, Elbe, Weser, Maas, Schelde, Seine, Themse und Humber besonders dicht bevölkert, wobei die höchsten Bevölkerungsdichten in den Niederlanden, Belgien, Großbritannien und Deutschland zu verzeichnen sind. In den Küstengebieten der Niederlande und Belgien treten Bevölkerungsdichten mit maximal bis zu 1.000 Einwohner pro km² auf. Im Gegensatz dazu beträgt die Bevölkerungsdichte an der Küste Norwegens und Schottlands weniger als 50 Einwohner pro km².

Autorin des Kapitels 1.8

HEIKE HERATA

Nationale Datenerhebung

Daten zu Stoffeinträgen in die Nordsee werden national im Rahmen der Überwachungsprogramme der Bundesländer, der Flussgebietskommissionen und der Bundesbehörden erhoben. Diese Datenerhebungen bilden die Grundlage für die internationalen Überwachungsprogramme in der Nordsee. Seit 1990 werden im Rahmen der OSPAR-Kommission Daten zu Flusseinträgen und direkten Einträgen (kommunale und industrielle Abwassereinträge) von Nähr- und Schadstoffen in die Nordsee nach zuvor festgelegten methodischen Richtlinien "Principles of the Comprehensive Study on Riverine Inputs" gesammelt und bewertet. Unter direkten Einträgen sind Einleitungen in die Flussmündungsgebiete und entlang der Küsten zu verstehen, die unterhalb der Messstelle im Fluss (Tide- oder Süßwassergrenze) eingetragen werden und demzufolge dort nicht erfasst werden können. Dementsprechend sind auch die ermittelten Flusseinträge (Immissionen an der Tide- oder Süßwassergrenze) oft um ein Vielfaches höher als die direkten Einträge.

In Deutschland werden die im Rahmen der OSPAR-Kommission benötigten Daten von den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bremen sowie von den Arbeitsgemeinschaften für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe) und der Weser (ARGE Weser) erhoben. Dabei werden die Flussgebiete der Elbe, Weser, Ems und Eider betrachtet, wobei die Messmethoden nicht immer einheitlich sind. In den jeweiligen Flussgebieten gilt folgende Probenahmefrequenz:

- Elbe:** zweimal monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss und 13 Probenahmen pro Jahr in den Nebenflüssen,
- Weser:** monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss; keine Messungen in den Nebenflüssen,
- Ems:** monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss; keine Messungen in den Nebenflüssen,
- Eider:** monatliche Messungen als qualifizierte Stichprobe im Haupt- und Nebenfluss.

An der Elbe erfolgt die Probenahme für die Flusseintragsdaten an der Süßwassergrenze, die innerhalb der Tidegrenze liegt. So wird an dieser Messstelle der Durchfluss mit Hilfe eines eindimensionalen mathematischen Durchflussmodells bestimmt. Auf Grund einer 1986/1987 durchgeführten Massenbilanz wurde der Probenahmeort an der Elbe 1988 von „Glückstadt“ 15 km stromaufwärts an die Messstelle "Grauerort" (km 660,5) verlegt. Da sich an dieser Messstelle der Einfluss der Trübungszone in den Jahren 1991 bis 1993 stark bemerkbar gemacht hatte, so dass es teilweise zur Überschätzung der Frachten kam, wurde die Messstelle ab 1994 nochmals stromaufwärts nach „Seemannshöft“ (km 628,8) verlegt. Somit erfolgt seit 1994 die Querprofilmessung an der Messstelle „Seemannshöft“, um außerhalb der Trübungszone messen zu können. In der Weser werden die Messungen an der Tidegrenze in „Intschede“, jedoch seit 1993 oberhalb der Süßwassergrenze an der Messstelle „Farge“ vorgenommen. In der Ems erfolgte kein Messstellenwechsel: seit 1980 werden die Messungen an der Tidegrenze an der Messstelle „Herbrum“ durchgeführt. Die Probenahme in der Eider erfolgt an der Süßwassergrenze (Messstelle Eider, „Nordfeld“, Einzugsgebietsgröße 905 km²; Treene, „Friedrichstadt“, Einzugsgebietsgröße 797 km²).

Die über die kommunalen und industrielle Abwassereinleitungen direkt in die Nordsee eingetragenen Schadstoffmengen werden zu den oben genannten Flusseinträgen dazu addiert. Diese sind jedoch im Vergleich zu den Flusseinträgen verhältnismäßig gering, da nur die Einleitungen unterhalb der Messstelle im Fluss in Betracht gezogen werden. Im Elbeeinzugsgebiet werden diese sogenannten direkten Einträge für die großen Einleiter aus den Einleiterüberwachungswerten bestimmt, soweit diese Parameter im Überwachungsprogramm enthalten sind. Darüber hinausgehende Angaben sind Schätzungen. Der diffuse Eintrag konnte nicht ermittelt werden. Im Weser-, Ems- und Jade-einzugsgebiet handelt es sich bei diesen angegebenen Stofffrachten vorwiegend um Schätzungen, wobei die Angaben zu kommunalen Abwassereinträgen auf der Grundlage von Einwohnergleichwerten hochgerechnet wurden. Die diffusen Einträge blieben ebenfalls unberücksichtigt.

Flusseinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Beim Vergleich der Nährstoff- und Schadstoffeinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee zwischen 1980 und 2002 (Abb. 1 und Abb. 2) wird deutlich, dass die Elbe dabei eine herausragende Rolle – vor allem auch auf Grund ihrer Einzugsgebietsgröße – einnimmt. Obwohl die Messungen in den Flussgebieten von Elbe, Weser und Ems schon seit 1980 erfolgen, sind Aussagen zum Trend problematisch, da die Messmethoden über den gesamten Beobachtungszeitraum nicht immer einheitlich waren und in den Flussgebieten der Elbe und Weser ein zusätzlicher Messstellenwechsel erfolgte. Außerdem wird beim Vergleich der Nähr- und Schadstoffeinträge über die deutschen Nordseezuflüsse der steuernde Einfluss des Abflusses auf den Stofftransport erkennbar. So war der Abfluss in Nassjahren 1994/1995 und im Jahr der Elbeflut (2002) fast doppelt so hoch wie in den Trockenjahren 1990/1991. Vor allem Phosphor und Stickstoff aber auch die Schwermetalle zeigen ein ausgeprägtes durchflussabhängiges Verhalten. Führt ein erhöhter Durchfluss zur Abnahme der Phosphorkonzentration (Verdünnungseffekt), so verhält sich Stickstoff genau umgekehrt. Bei ergiebigen Niederschlägen erfolgt eine erhöhte Auswaschung und Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, die erhöhte Stickstoffeinträge sowie einen deutlichen Anstieg der Stickstoffkonzentrationen und -frachten zur Folge haben. Während beim Stickstoff kaum ein Rückgang der Frachten zwischen 1980 und 2002 erkennbar ist, wird beim Phosphor deutlich, dass sich ab 1990 die Phosphorfrachten auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren zuvor eingepegelt haben (siehe Abb. 1). Damit zeigen bereits eingeleitete Maßnahmen zur Verringerung der Einleitungen aus kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen sowie aus diffusen Quellen erste Erfolge in der Wasserqualität der deutschen Nordseezuflüsse.

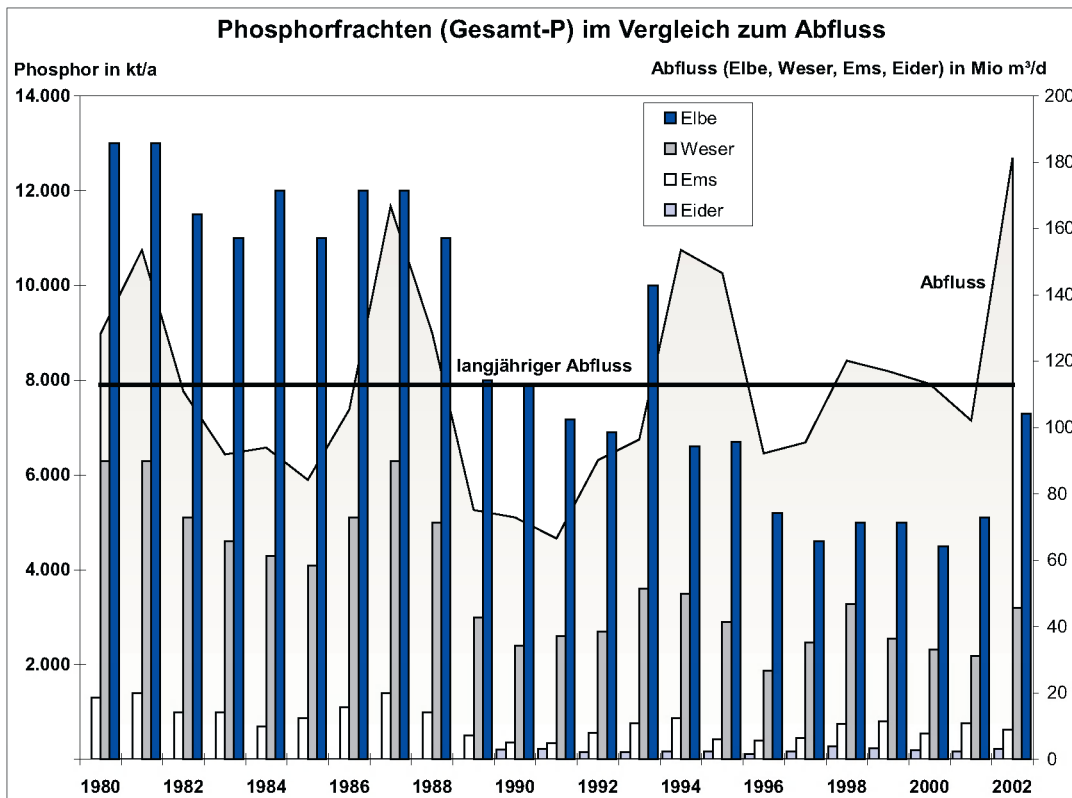
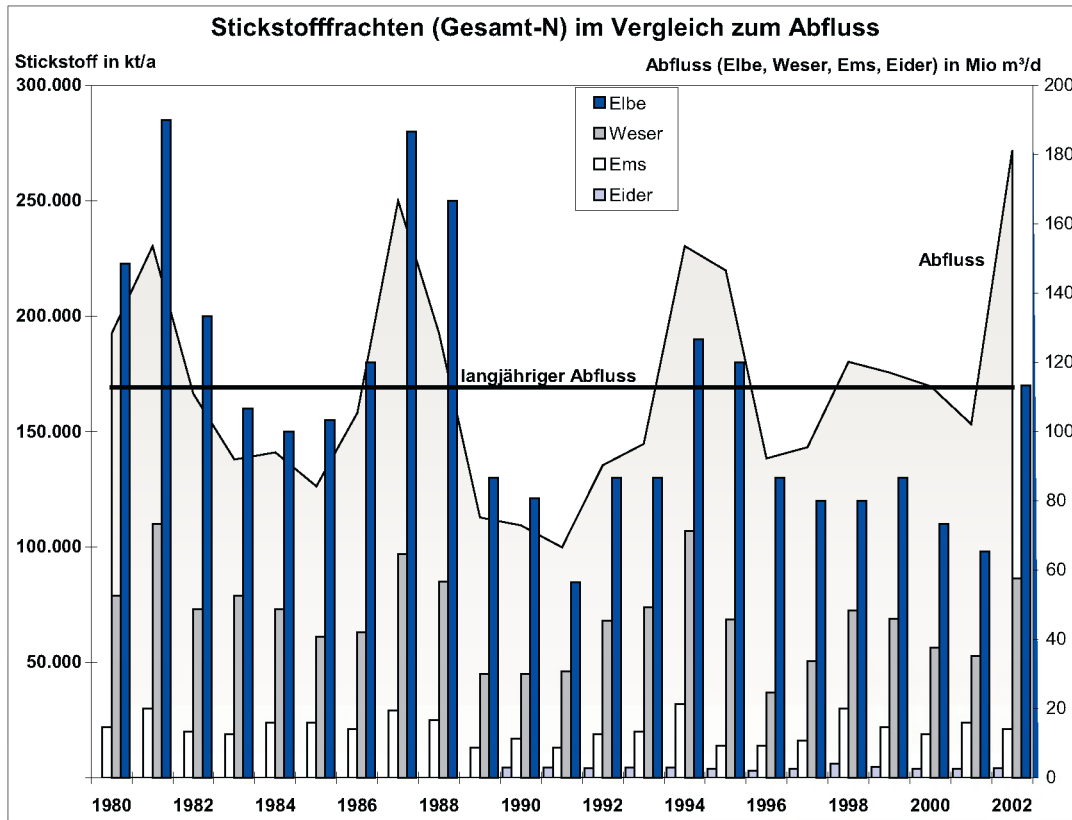


Abb. 1: Stickstoff- und Phosphoreinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Fig. 1: Nitrogen and phosphorus inputs into the North Sea from German rivers

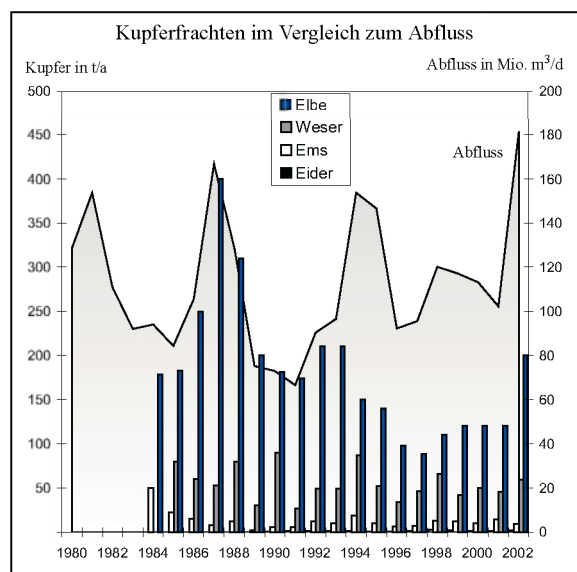
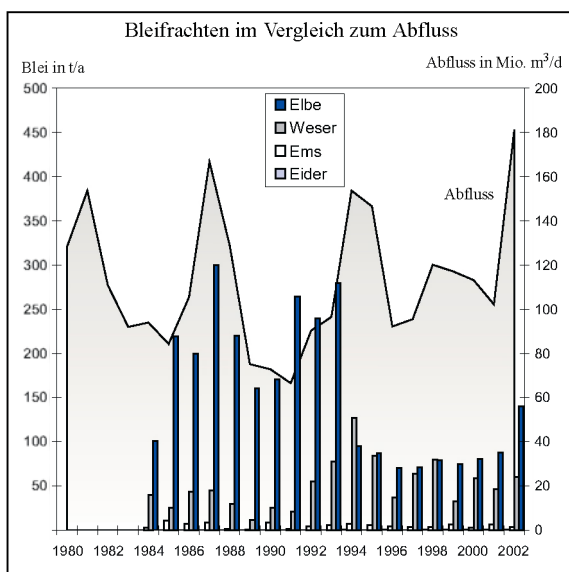
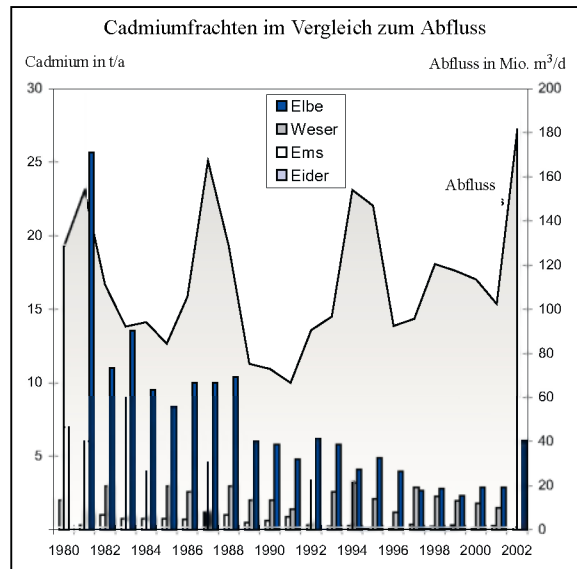
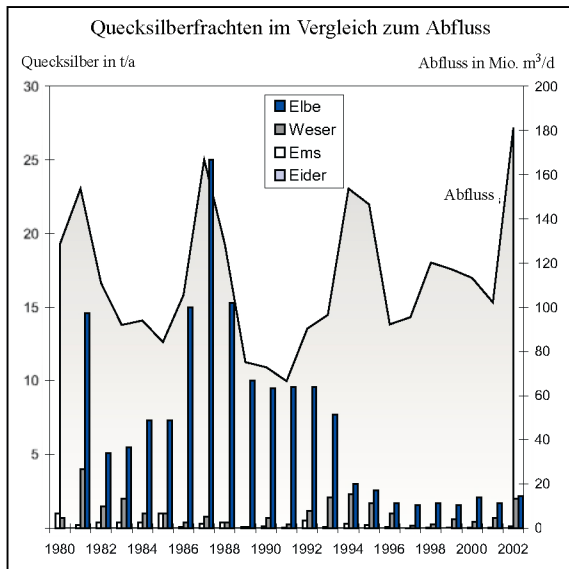
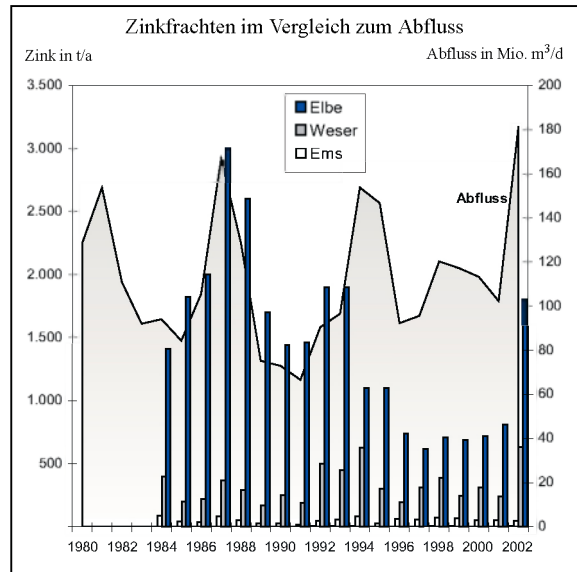
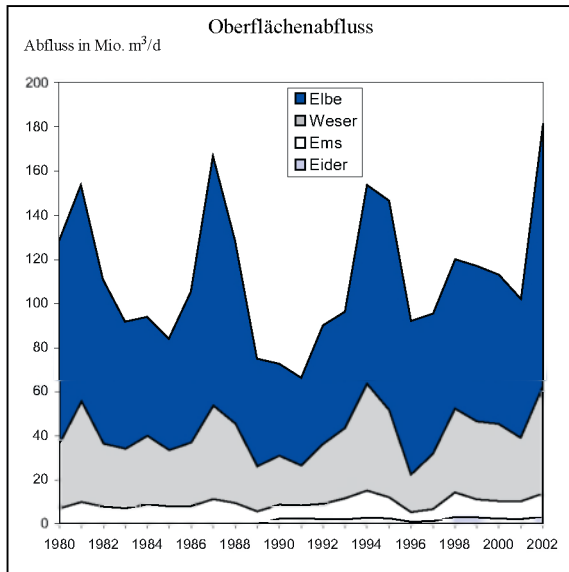


Abb. 2: Schwermetalleinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Abb. 2: Heavy metal inputs into the North Sea from German rivers

Trotz des steuernden Einflusses des Abflusses wird aus den Ergebnissen der Jahre von 1980 bis 2002 auch deutlich, dass vor allem die Quecksilber- und Cadmiumeinträge über die Elbe aber auch über die Weser und Ems erheblich zurückgegangen sind. Dieser Rückgang im Elbe-Einzugsgebiet ist auf die Verringerung der Nähr- und Schadstoffeinträge nach der Wiedervereinigung durch Produktionsaufgabe der im Elbeeinzugsgebiet angesiedelten chemischen Industrie in den neuen Ländern zurückzuführen. Darüber hinaus erforderten Änderungen im Wasserhaus-

haltsgesetz Maßnahmen im kommunalen und industriellen Bereich und bewirkten dadurch eine Verringerung der Emissionen in die Oberflächengewässer der Flusseinzugsgebiete insgesamt. In den alten Ländern führte dies durch verbesserte Abwasserreinigungstechniken zu einer überproportionalen Abnahme der Schwermetalleinträge (Abb. 2). Dagegen sind Verbesserungen im industriellen Bereich erst seit Anfang der 90er Jahre – also seit Inkrafttreten der Abwasserverwaltungsvorschriften in den Industriebranchen – spürbar.

Meer Lesen

1.1 Ozeanographie

- LOEWE, P., G. BECKER, U. BROCKMANN, A. FROHSE, K. HERKLOTZ, H. KLEIN, A. SCHULZ, 2003: Nordsee und Deutsche Bucht 2002 – Ozeanographischer Zustandsbericht. Berichte des BSH, Nr. 33, 89p.
- NIES, H., H. GAUL, F. OESTEREICH, H. ALBRECHT, S. SCHMOLKE, N. THEOBALD, G. BECKER, A. SCHULZ, A. FROHSE, S. DICK, S. MÜLLER-NAVARRA, K. HERKLOTZ, 2003: Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Berichte des BSH, Nr. 32, 81p.
- ULLRICH, R., 2002: Monatliche Temperaturabweichungen vom Referenzzeitraum 1961-1990. In: Klimastatusbericht 2001, 134-138. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, 290 p., www.ksb.dwd.de.
www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/Mursys_001/archiv.jsp

1.2 Nährstoffe

- ASMUS, R., M. H. JENSEN, D. MURPHY, R. DOERFFER, 1998: Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makroptobenthos im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje C., Reise, K. (eds.): Ökosystem Wattenmeer: Austausch, Transport und Stoffwandlungsprozesse. Berlin: Springer, 367-392.
- BEDDIG, S., U. H. BROCKMANN, W. DANNECKER, D. KÖRNER, T. POHLMANN, W. PULS, 1997: Nitrogen fluxes in the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 382-394.
- BENNEKOM, A. J. VAN and F. J. WETSTEIJN, 1990: The winter distribution of nutrients in the Southern Bight of the North Sea (1961-1978) and in the estuaries of the Scheldt and the Rhine/Meuse. *Netherlands Journal of Sea Research*, **25**, 75-87.
- BEUSEKOM J. E. E. VAN and V. N. DE JONGE, 1998: Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. *Estuaries*, **21**, 527-539.
- BEUSEKOM J. E. E. VAN, FOCK, H., DE JONG, F., DIEHL-CHRISTIANSEN, S., and B. CHRISTIANSEN, 2001: Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. *Wadden Sea Ecosystem*, **14**, 1-115.
- CADÉE, G. C. and J. HEGEMAN, 1993: Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Netherlands Journal of Sea Research*, **31**, 147-152.
- DE RUYTER, W. P. M., L. POSTMA and J. M. DE KOK, 1997: Transport Atlas of the southern North Sea. Rijkswaterstaat Tidal Waters Division, 33 pp.
- GAUL, H., 2001: P- und N-Limitierung in der Deutschen Bucht. BSH-MURSYS: http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/PDF/mur_201b_cn.pdf.
- GAUL, H., 2003: Nährstofftrends und ihre Dynamik in der Deutschen Bucht. In: Meeresmonitoring und Qualitätssicherung. UBA, 2003.
http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/WS_bericht_vilm_2002.pdf, 82-94.
- GAUL, H., 2001-2004: Jahresberichte des BSH 2000-2003. Hamburg, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- HUTHNANCE, J. M., 1991: Physical oceanography of the North Sea. North Sea: Environment and sea use planning. *Ocean Shoreline Management.*, **16**, 3 - 4, 199-231.

- HICKEL, W., P. MANGELSDORF, J. BERG, 1993: The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, **47**, 243-263.
- KÖRNER, D. and G. WEICHART, 1991: Nutrients in the German Bight, concentrations and trends 1978-1990. *Dt. hydrogr. Z., Erg.Heft, Reihe A, Nr 17*.
- NIES, H. et al., 2003: Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. In: Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. CIP Hamburg 2003.
- POSTMA, H., 1966: The cycle of nitrogen in the Wadden Sea and adjacent areas. *Netherlands Journal of Sea Research*, **3**, 186-221.
- WEICHART, G., 1986: Nutrients in the German Bight, a Trend Analysis. *Dt. hydrogr. Z.*, **39**, 197-206.

1.3 Anorganische Schadstoffe

- BAKKER, J. F., BARTELD, W., BECKER, P. H., BESTER, K., DIJKHUIZEN, D., FREDERIKS, B. and B. REI-NEKING, 1999: Marine Chemistry. In: Wadden Sea Quality Status Report 1999. Chapter 4, pp. 85 – 117.
- DE JONG, F. et al., 1999: Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany. 264pp.
- BECKER, P. H. and R. BRUHN, 2003: Schadstoffbelastung der Organismen im Küstenbereich. In: Lozan, J. L. et al. (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer.
- CHESTER, R., 2000: Marine Geochemistry. Oxford: Blackwell Science Ltd..
- OSPAR, 1996: Report of the third OSPAR workshop on ecotoxicological assessment criteria. The Hague, 25-29 November 1996.
- OSPAR, 1998: Integrated Assessment of Inputs to the OSPAR Convention Area 1990-1996. Outcome of INPUT. Special Assessment Workshop. Den Haag 26.-27. März 1998. OSPAR CM document, ASMO 98/5/9. 122pp
- OSPAR, 2003: An Overall Assessment of the Dumping of Wastes at Sea from the mid-1980's to 2001 in the OSPAR Area. Presented by SEABED Expert Assessment Panel. OSPAR CM document, BDC 03/7/2-E.
- PUL, W. VAN, NIJENHUIS, W. and F. DE LEEUW, 1998: Deposition of heavy metals to the Convention waters of OSPAR. RIVM Report 722401016.

1.4 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., 1999: Bericht der ARGE ELBE: Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen.
- Anon, 1999: Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer – Routineuntersuchungen 1998. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- BECKER, P. H. und R. BRUHN, 2003: Schadstoffbelastung der Organismen im Küstenbereich. In: J. L. Lozan, E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann, H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, pp. 204-210.

- CAMERON, P., 1997: Umweltgifte mit hormoneller Wirkung. WWF-Umweltstiftung, Frankfurt.
- Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 1995: Male reproductive health and environmental chemicals with estrogenic effects. Miljøprojekt No. 290, 15-30.
- FAIRCHILD, W. L., SWANSBURG, E. O., ARSENAULT, J. T. and S. B. BROWN, 1999: Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption? *Environmental Health Perspectives*, 107, 349-357.
- FERRARA, F. F., FABIETTI, F., DELISE, M., BOCCA, A.P. and E. FUNARI, 2001: Alkylphenolic compounds in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy). *Environmental Science and Technology*, 35, 3109-3112.
- FOOKEN, C., B. STACHEL und H. REINCKE, 2000: Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999. ARGE-Elbe.
- GEIß, S., 2003: [pers. Mitt.] Thüringer Landesanstalt fuer Umwelt und Geologie.
- GÜLDEN, M., TURAN, A. und H. SEIBERT, 1997: Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. Report Umweltbundesamt Berlin, 102 04 279 (UBA-Texte 46/97).
- HECKER, M., TYLER, C. R., HOFFMANN, M., MADDIX, S., and L. KARBE, 2002: Plasma Biomarkers in fish provide evidence for endocrine modulation in the Elbe River, Germany. *Environmental Science and Toxicology*, 36, 2311-2321.
- HEEMKEN, O. P., REINCKE, H., STACHEL, B. and N. THEOBALD, 2001: The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea. *Chemosphere*, 45, 245-259.
- JOBLING, S., NOLAN, M., TYLER, C. R., BRIGHTY, G., and J. P. SUPTER, 1998: Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science and Technology*, 32, 2498-2506.
- LYE, C. M., FRID, C. L. J., GILL, M. E., COOPER, D. W., and D. M. JONES, 1999: Estrogenic alkylphenols in fish tissues, sediments, and waters from the U.K. Tyne and Tees estuaries. *Environmental Science and Toxicology*, 33, 1009-1014.
- LÖFFLER, J., S. WOLFF, M. BERGEMANN und H. REINCKE, 1999: Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1997, ARGE-Elbe.
- LÖFFLER, J., S. WOLFF, M. BERGEMANN und H. REINCKE, 1999: Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1998, ARGE-Elbe.
- PURDOM, C. E., HARDIMAN, P. A., BYE, V. J., ENO, N. C., TYLER, C. R., and P. J. SUMPTER, 1994: Estrogenic effects of effluents sewage treatment works. *Chemistry and Ecology*, 8, 275-285.
- RÜDEL, H., LEPPER, P., STEINHANSES, J., and C. SCHRÖTER-KERMANI, 2003: Retrospective Monitoring of Organotin Compounds in Marine Biota from 1985 to 1999: Results from the German Environmental Specimen Bank. *Environmental Science and Technology*, 37, 1731-1738.
- SCHULTE-OEHLMANN, U., TILLMANN, M., CASEY, D., DUFT, M., MARKERT, B. und J. OEHLMANN, 2001: Östrogenartige Wirkungen von Bisphenol A auf Vorderkiemensschnecken (Mollusca: Gastropoda: Prosobranchia). *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 13, 1-15.
- SEIBERT, H., 1996: Disorder of development and function of the male reproduction system. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 8, 275-284.
- SPENGLER, P., KÖRNER, W. and J. W. METZGER, 2001: Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in South-Western Germany. 1. Chemical analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 2133-2141.
- STACHEL, B., EHRHORN, U., HEEMKEN, O.P., LEPOM, P., REINCKE, H., SAWAL, G., and N. THEOBALD, 2003: Xenoestrogens in the river Elbe and its tributaries. *Environmental Pollution*, 124, 497-507.
- STADLER, D. und K. SCHOMAKER, 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.
- TERNES, T. A., STUMPF, M., MUELLER, J., HABERER, K., WILKEN, R. D., and M. SERVOS, 1999: Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *Science of the Total Environment*, 225, 81-90.

- THEOBALD, N., W. LANGE, A. RAVE, U. POHLE und P. KOENNECKE, 1990: Ein 100-l-Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser für die Analyse lipophiler organischer Stoffe. *Dt. hydrogr. Z.*, **43**, 311.
- THEOBALD, N., W. LANGE und K. JERZYCKI-BRANDES, 1991/92: Basiswerte fossiler Kohlenwasserstoffe im Nordost-Atlantik. *Dt. hydrogr. Z.*, **44**, 17.
- THEOBALD, N., H. GAUL und U. ZIEBARTH, 1996: Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten. *Dt. hydrogr. Z.*, Suppl. 6, 81-93.

1.5 Marine Lebensgemeinschaften

1.5.1 Phytoplankton

- DÜRSELEN, C. D and H. J. RICK, 1999: Spatial and temporal distribution of two new phytoplankton diatom species in the German Bight in the period 1988 and 1996. *Sarsia*, **84**, no. 5-6, 367-377.
- MARTENS, P., 2001: Effects of the severe winter 1995/96 on the biological oceanography of the Sylt-Römö tidal basin. *Helgoland Marine Research*, **55**, 166-169.

1.5.2 Zooplankton

- CARLOTTI, F., GISKE, J. and F. WERNER, 2000: Modeling zooplankton dynamics. In: ICES Zooplankton Methodology Manual (ed. R. Harris, P. Wiebe, J. Lanz, H. R. Skjoldal and M. Huntley), 571-667. San Diego: Academic Press.
- GREVE, W., 2003: Aquatic plants and animals. In: Phenology: An Integrative Environmental Science (ed. M. D. Schwartz), 385-403. Amsterdam: Kluwer.
- GREVE, W., LANGE, U., REINERS, F. and J. NAST, 2001: Predicting the Seasonality of North Sea Zooplankton. In: Burning issues of North Sea ecology. Proceedings of the 14th international Senckenberg Conference North Sea 2000, (ed. I. Kröncke, M. Türkay and J. Sündermann), *Senckenbergiana marit.*, Vol. **31** (2) 263-268.
- MOLL, A. and G. RADACH, 2003: Review of three-dimensional ecological modelling related to the North Sea shelf ecosystem - Part I: Models and their results. *Progress in Oceanography* **75**, 175 - 217.
- SOUTHWARD, A. J., HAWKINS, S. J. and M. T. BURROWS, 1995: Seventy years observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. *Journal Thermal. Biology.* **1-2**, 127-155.

1.6 Schadstoff-Effektmonitoring

- LANG, T. und W. WOSNIOK, 2003: Synthese und Analyse von marinen Daten über biologische Effekte und deren Ursachen mit Hilfe neuer statistischer Verfahren (EFFSTAT). Abschlussbericht BMBF-Projekt 03F0264A, 173 pp.

1.7 Elbe-Hochwasser

- H. NIES, H. HEINRICH, H. GAUL, F. OESTEREICH, H. ALBRECHT, S. SCHMOLKE, N. THEOBALD, W. GERWINSKI, G. BECKER, P. KÖNIG, A. FROHSE, A. SCHULZ, S. MÜLLER-NAVARRA, S. DICK und K. STRÜBING, 2003: Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 32.

Meeresumwelt 1999 - 2002

OSTSEE

21 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 meteorologischen und hydrographischen Bedingungen abhängig.

21.1 Meteorologische und hydrologische Bedingungen

In Abb. 1 sind die Kälte- und Wärmesummen der Jahre 1999 – 2002 zusammengefasst. Der Winter 2001/2002 war der fünfte milde Winter in Folge und gehört damit zu einer Periode milder Winter die 1987/1988 begann. Folglich liegen die Kältesummen deutlich unter dem langjährigen Mittel 1961/1990, das bei 123 liegt (Abb. 1). Extrem mild, zumindest in der südlichen Ostsee, war der Winter 1999/2000. Im Ergebnis fiel die Eisbedeckung der Ostsee deutlich geringer als Normal aus. Die maximale Eisbedeckung lag im Winter 2001/2002 bei 100 000 km² (Mittel 215 000 km²), womit sich ein Abwärtstrend fortsetzt, der 1980 begann. Zugleich war damit der geringste Wert seit mindestens 250 Jahren erreicht (FMI [2002], NAUSCH et al. [2003]).

Andererseits waren die Sommer im Untersuchungszeitraum zumeist zu warm. Lediglich der Sommer 2000 lag in der Nähe des langjährigen Mittels von 113 (Abb. 1). Extrem warm war der Sommer 2002. Besonders im August und in der ersten Septemberhälfte verursachten sehr warme Luftmassen aus Südeuropa stabile „subtropische

Bedingungen“. Insgesamt war der Sommer 2002 zumindest im Bereich der südlichen Ostsee der zweitwärmste seit 1890. Lediglich der Sommer 1997 war mit einer Wärmesumme von 293 noch wärmer.

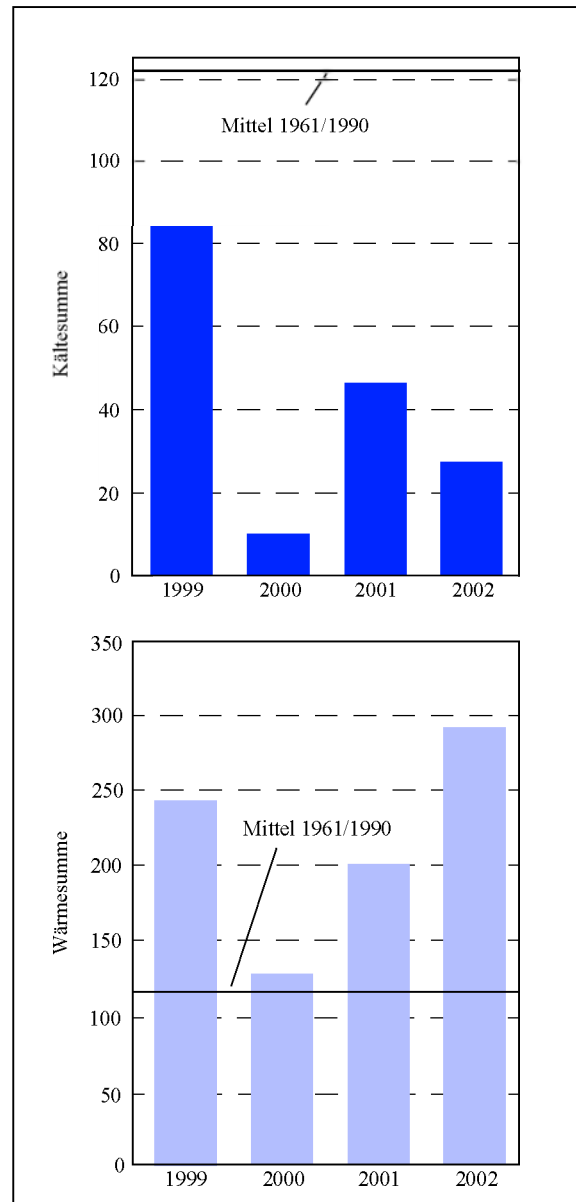


Abb. 1: Summen der Tagesmitteltemperatur an der Wetterstation Warnemünde (TIESEL [2000, 2001, 2002, 2003]). Die Kältesumme ist die Summe der negativen Tagesmitteltemperaturen des Winters. Die Wärmesumme ist die Summe aller Tagesmitteltemperaturen über 16 °C

Fig. 1: Sums of daily mean temperatures at the Warnemünde weather station (TIESEL [2000, 2001, 2002, 2003]). The cold sum is the sum of all negative daily mean temperatures during a winter. The heat sum is the sum of all daily mean temperatures above 16 °C

Autoren des Kapitels 2.1

GÜNTHER NAUSCH, MARIO VON WEBER, THORKILD PETENATI, RAINER FEISTEL, ALEXANDER BACHOR

Neben dem Temperaturverlauf ist besonders das Niederschlagsgeschehen für den Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee von Bedeutung. Abb. 2 zeigt die jährliche Niederschlagsmenge für die Station Arkona, verglichen mit dem langjährigen klimatologischen Mittel. Hierbei fällt auf, dass die Jahre 1999 und 2002 trotz der extrem warmen Sommer überdurchschnittlich niederschlagsreich waren. Die Niederschlagsereignisse sind in der Regel nicht homogen verteilt und variieren auch im Jahresverlauf sehr stark, was am Beispiel des Jahres 2002 gezeigt werden soll. So betrug der Niederschlag im nordöstlichen Deutschland im Februar 273 % des Durchschnittswertes und führte zu anhaltenden Überschwemmungen im Bereich der Peene- und Odermündung (LUNG [2002]). Spezielle meteorologische Bedingungen (vgl. NAUSCH et al. [2003]) führten im Sommer wiederholt zu anhaltenden starken lokalen Regenfällen mit Überschwemmungen. Das markanteste Ereignis war das Augusthochwasser in Tschechien und Sachsen an Moldau, Elbe, Mulde und Saale, das unter anderem Dresden überschwemmte und an vielen Orten erhebliche ökonomische Schäden anrichtete. Im Gegensatz zum Oderhochwasser 1997 (SIEGEL et al. [1998], BLMP 2002) fielen die extremen Niederschläge 2002 überwiegend im Einzugsgebiet der Nordsee und konnten so keine direkten Auswirkungen auf das Ostseewasser haben. Mit einem Flächenmittel von 1018 mm war 2002

das niederschlagsreichste Jahr seit Beginn (1901) der deutschlandweiten Messungen.

Das unterschiedliche Niederschlagsgeschehen spiegelt sich auch in stark variierenden Abflüssen aus dem 23 100 km² großen deutschen Einzugsgebiet der Ostsee wider (Tab. 1).

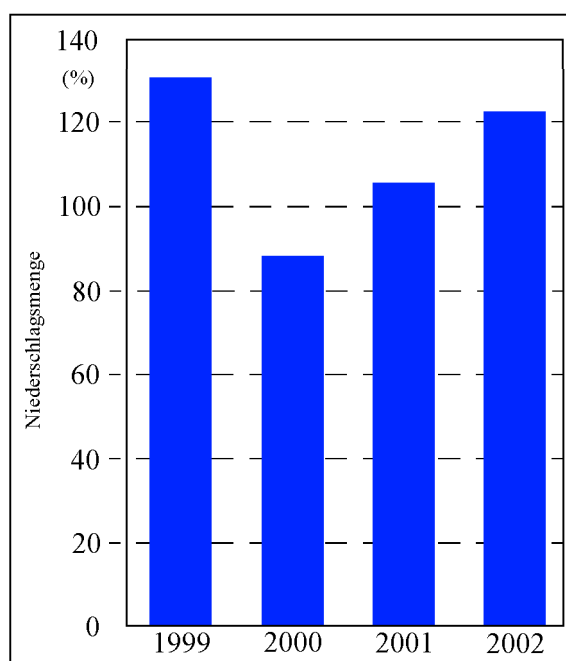


Abb. 2: Jährliche Niederschlagsmenge (%) an der Station Arkona (Rügen, 42 m über NN) nach DWD (1999-2002)

Fig. 2: Annual precipitation (%) at the Arkona station (Rügen, 42 above MSL) acc. to German Weather Service (1999 – 2002)

Jahr	Abflussmenge Q $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$	Gesamtphosphor t/a	Gesamtstickstoff t/a
1996	2532	418	9741
1997	2542	393	10197
1998	4700	692	28374
1999	4165	543	23007
2000	3548	462	16607
2001	3518	433	15913
2002	5877	729	31619

Tab. 1: Abflussmengen und Nährstofffrachten aus dem deutschen Einzugsgebiet in die Ostsee. Daten LANU/LUNG [2003]: Einträge aus dem deutschen Ostsee-Einzugsgebiet über 13 Zuflüsse aus Schleswig-Holstein und 19 Zuflüsse aus Mecklenburg-Vorpommern auf 100 % des Einzugsgebietes hochgerechnet

Tab. 1: Total discharges and nutrient loads in the German catchment area of the Baltic. Data LANU/LUNG [2003]: Total Baltic Sea inputs from the German catchment area computed on the basis of data from 13 rivers in Schleswig-Holstein and 19 rivers in Mecklenburg-Vorpommern

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden auch die abflussarmen Jahre 1996 und 1997 mit aufgenommen. Da die Nährstoffquellen nicht nur für Stickstoff sondern zunehmend auch für Phosphor diffuser Natur sind, sind die Nährstofffrachten eng an das Abflussgeschehen gekoppelt (Tab. 1). Folgerichtig zeigt das extrem nasse Jahr 2002 die höchsten Einträge sowohl für Phosphor als auch für Stickstoff. Die Nährstofffrachten sind besonders hoch, wenn die starken Niederschläge im Winter und Frühjahr stattfinden, wenn noch keine Vegetationsdecke ausgebildet ist. Die hohe Nährstoffversorgung kann in der Folge zur vermehrten Primärproduktion mit nachteiligen Folgen wie Sauerstoffmangelsituationen führen (HELCOM [2003]).

212 Hydrographie und Sauerstoffbedingungen

Die Lebensbedingungen in den tieferen Becken der Ostsee werden stark von episodischen Einstromen großer Mengen salz- und sauerstoffreichen Wassers aus der Nordsee beeinflusst. Diese sogenannten Salzwassereinbrüche stellen den einzigen Mechanismus dar, durch den das Tiefenwasser der zentralen Becken der Ostsee nachhaltig erneuert und belüftet werden kann. Während Salzwassereinbrüche bis Mitte der 1970er Jahre relativ häufig auftraten (MATTHÄUS and NAUSCH [2003]), sind sie seitdem recht selten geworden. Innerhalb der letzten 20 Jahre wurden solche Ereignisse nur 1983 und 1993 beobachtet. Da die Einstromaktivität seit 1994 nur gering war, begann 1995 eine Stagnationsperiode (NEHRING et al. [1995]), die bis Ende 2002 anhielt. Im östlichen Gotlandbecken wies der Wasserkörper zwischen Meeresgrund und 130 m Tiefe seitdem anoxische Bedingungen auf (Abb. 3). Im Tiefenwasser des westlichen Gotlandbeckens setzte 1993 ein kontinuierlicher Rückgang des Sauerstoffgehaltes ein und führte im August 1999 zum ersten Mal seit Mitte der 1980er Jahre wieder zur Bildung von Schwefelwasserstoff in den grundnahen Schichten. Mittlerweile ist der gesamte Tiefenbereich zwischen 100 m Wassertiefe und dem Boden davon betroffen (Abb. 3).

Ein kleiner Einstrom im Oktober/November 2001 (FEISTEL et al. [2003a]) war in der Lage, das Bornholmbecken gut mit Sauerstoff zu versorgen und erreichte im Januar auch das östliche Gotlandbecken. Die Auswirkungen blieben jedoch von nur von kurzer Dauer und bereits im Mai 2002 wurden wieder Schwefelwasserstoffkonzentrationen wie vor dem Einstrom gemessen.

Erwähnenswert ist weiterhin der eigentlich sehr kleine Einstrom extrem warmen Wassers in der zweiten Oktoberhälfte 2002. Überraschenderweise konnten seine Auswirkungen nicht nur im Tiefenwasser des Bornholmbeckens beobachtet werden. Rasch führte der Einstrom zu einem Wechsel der Redoxverhältnisse im Danziger Tief, wo im November 1,63 ml/l Sauerstoff gemessen wurden nachdem im September noch anoxische Verhältnisse vorlagen (-3,35 ml/l). Dieser warme Einstrom konnte später bis ins östliche Gotlandbecken verfolgt werden (FEISTEL et al. [2003b]).

Die lang anhaltende Stagnationsperiode wurde schließlich durch einen starken Einstrom im Januar 2003 beendet (FEISTEL et al. [2003c]).

Auch in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins und vor der dänischen Küste kommt es in jedem Jahr im Sommer und Herbst zu Sauerstoffdefiziten (Abb. 4 und Tab. 2). Die starke Erwärmung des Oberflächenwassers und eine Übersichtung salzreichen Wassers am Boden mit salzärmerem Wasser an der Oberfläche führen zu einer äußerst stabilen thermohalinen Schichtung, die über einen recht langen Zeitraum aufrecht erhalten werden kann und sich meist erst im Herbst mit zunehmender Abkühlung des Oberflächenwassers und windbedingter Durchmischung auflöst. Der mikrobielle Abbau organischen Materials (z.B. Planktonalgen) führt am Meeresboden zu einer fortschreitenden Sauerstoffverarmung. Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l haben schon Fluchtreaktionen bei Fischen zur Folge. Weniger als 2 mg/l können, bei längerer Dauer, zu einer Schädigung bzw. zum Absterben festsitzender Bodentiere führen.

Anhaltend warme und windstille Wetterlagen begünstigen die Entstehung von Sauerstoffmangel ebenso wie hohe Nährstoffeinträge, die insbesondere in ausgeprägten Nassjahren, wie 2002, über die Flüsse in die Ostsee gelangen (Tab. 1).

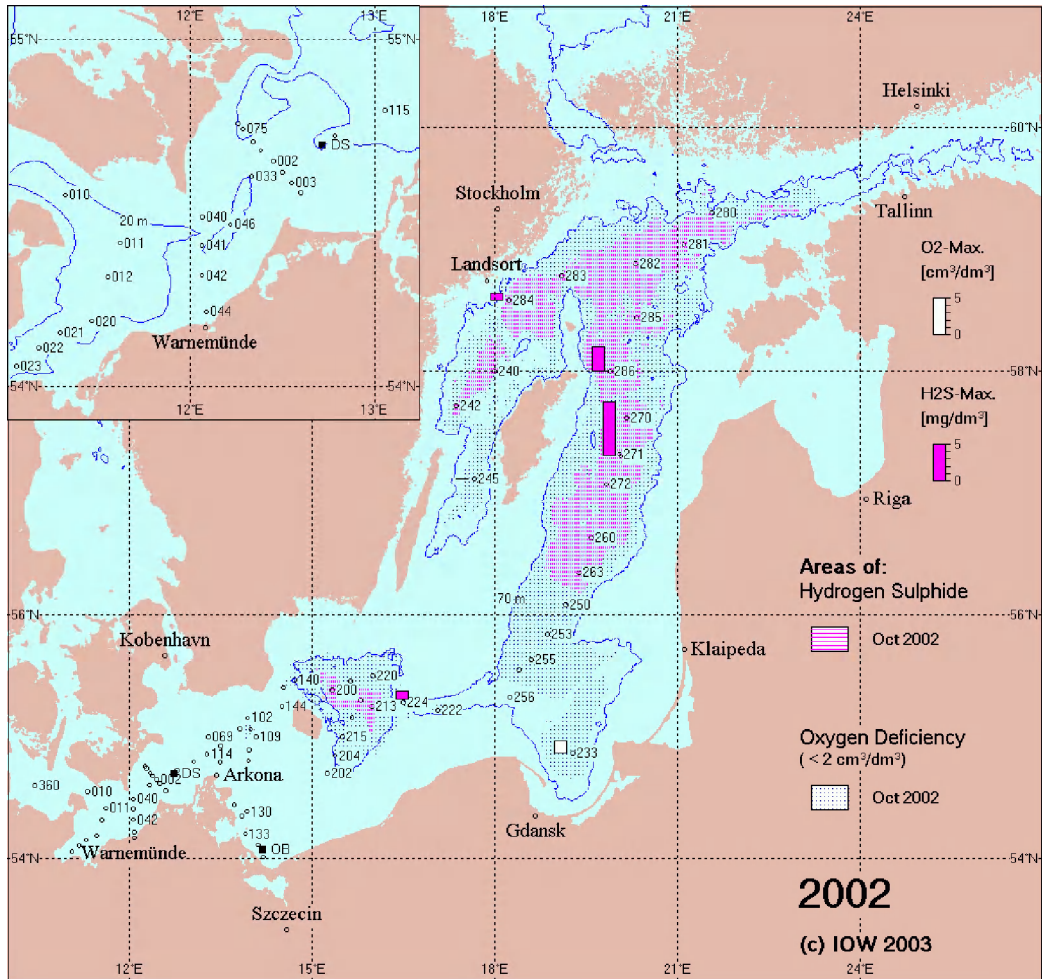


Abb. 3: Gebiete mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff in der grundnahen Wasserschicht der Ostsee sowie maximale Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffkonzentrationen an ausgewählten Stationen (Histogramme) im Oktober 2002; die Abb. enthält zusätzlich die 70 m – Tiefenlinie bzw. die 20 m – Tiefenlinie (Bildausschnitt)

Fig. 3: Baltic areas with oxygen deficiency and hydrogen sulphide in the near-bottom water and maximum oxygen and hydrogen sulphide concentrations at selected stations (histograms) in October 2002; the Figure includes additionally the 70 m and 20 m (chart detail) bathymetric contours

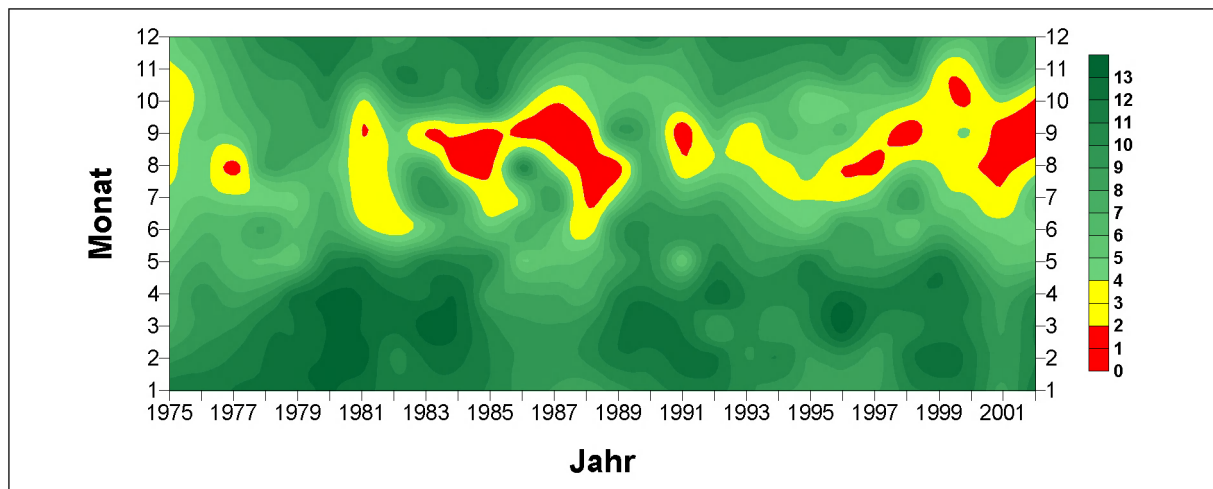


Abb. 4: Sauerstoffgehalt (mg/l) im bodennahen Wasser (24 m) der Lübecker Bucht nördlich Boltenhagen (Station O22) - $\text{mg/l} \cdot 0.7005 = \text{ml/l}$

Fig. 4: Oxygen concentrations (mg/l) in the near-bottom water of the Bay of Lübeck north of Boltenhagen (station O22) – $\text{mg/l} \cdot 0.7005 = \text{ml/l}$

Station	1990/93 - 1998	1999	2000	2001	2002
Äußere Küstengewässer					
Eckernförder Bucht	0,8	1,5	4,1	< 0,2	0,2
Kieler Außenförde	1,1	0,8	0,9	< 0,2	< 0,2 (H ₂ S)
Kieler Bucht BMP N3	4,2	2,3	5,1	6,2	6,8
Innere Küstengewässer					
Flensburger Innenförde	0,5	1,0	0,2	0,3	< 0,2 (H ₂ S)
Flensburger Außenförde	1,4				0,2
NO Schleimünde	1,4				0,9

Tab. 2: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l) im Tiefenwasser der Küstengewässer Schleswig- Holsteins im September

Tab. 2: Oxygen concentrations (mg/l) in deep water of the Schleswig-Holstein coastal waters in September

Der Sommer und der Herbst 2002 stellten bezüglich dieser Prozesse eine Extremsituation dar. Starke Sonneneinstrahlung und nur schwache Winde bis weit in den September hinein führten zu einer starken Erwärmung des Oberflächenwassers und Schichtung des gesamten Wasserkörpers. Die biologische Produktivität wurde zusätzlich verstärkt durch übernormale Nährstoffeinträge (LUNG [2002]), vor allem in Folge der erheblichen Niederschlagsmengen im Winter und Frühjahr (Tab. 1). Im Ergebnis dieser Entwicklung herrschte im September in weiten Teilen der westlichen Ostsee, insbesondere vor der dänischen und schleswig-holsteinischen Küste, extremer Sauerstoffmangel in Bodennähe (Abb. 5, vgl. auch HELCOM [2003]), verbreitet kam es zum Auftre-

ten von Schwefelwasserstoff. Auch die Bereiche vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns waren im westlichen Teil betroffen. Die östliche Begrenzung des Sauerstoffmangelgebietes kann mit dem Bereich der Darßer Schwelle angegeben werden, wo in Bodennähe zwischen dem 11. und 15. September ebenfalls nur ca. 1 ml/l Sauerstoff gefunden wurde. Die Flachwasserbereiche der Pommernbucht waren im Sommer/Herbst 2002 nicht von diesen Ereignissen betroffen.

Als praktisch sauerstofffrei erwiesen sich im Jahr 2002 die bodennahen Bereiche unterhalb von 15 m Wassertiefe in den inneren Gewässern Schleswig-Holsteins (Tab. 2 und Abb. 5). Im Oktober 2002 gab es immer noch Schwefelwasserstoff im Boden-

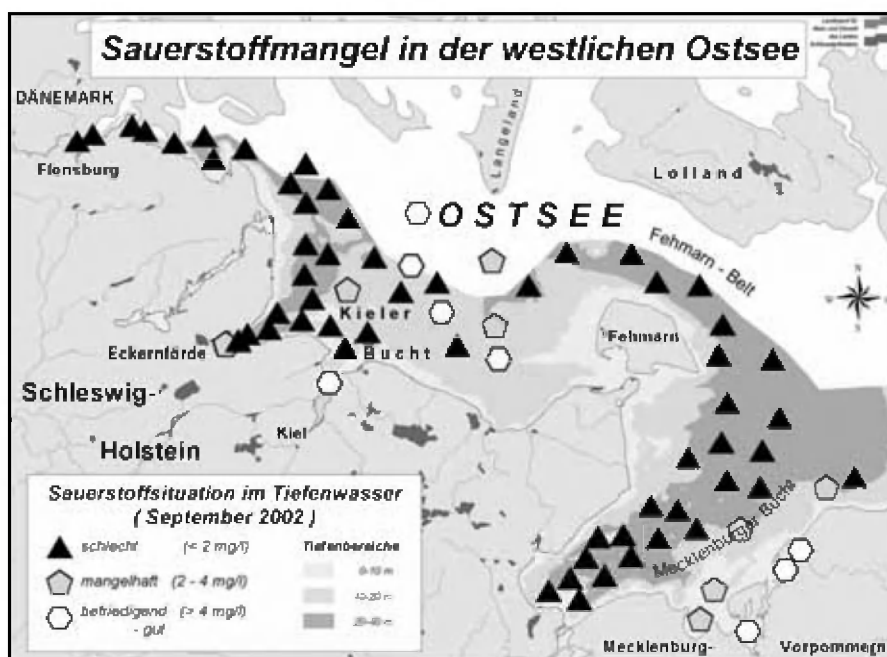


Abb.5: Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee im September 2002 (LANU [2003])

Fig. 5: Oxygen depletion in the western Baltic in September 2002 (LANU [2003])

wasser der Flensburger Innenförde, der Eckernförder Bucht, der Kieler Außenförde und der Lübecker Bucht. Auch Mitte November waren die Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser der Flensburger Förde mit 0,2 mg/l (Innenförde) und 1,5 mg/l (Außenförde) noch extrem niedrig für diese Jahreszeit.

Die gebietsweise hoch eutrophen Bedingungen in den flachen Buchten, Bodden und Haffen Mecklenburg-Vorpommerns hatten in den Frühjahrs- und Sommermonaten starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes zur Folge. So wurden 1999 in der südlichen Unterwarnow fast 300

% und 2000 sowie 2002 im südlichen Peenestrom und im kleinen Stettiner Haff über 200 % Sauerstoffsättigung nachgewiesen.

Kritische Sauerstoffdefizite im grundnahen Wasserkörper treten in den sehr flachen inneren Küstengewässern selten auf. Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l wurden im August und September 1999 und 2001 an drei Messstellen sowie 2002 an 6 Messstellen in der Wismar-Bucht, im Salzhaff und in der Unterwarnow registriert. Der niedrigste Wert trat im August 2002 mit 1,6 mg/l in der südlichen Unterwarnow auf. Im Jahr 2000 wurden keine kritischen Sauerstoffgehalte festgestellt.

Zusammenfassung

Meteorologisch war der Berichtszeitraum durch eine Folge milder Winter gekennzeichnet. Besonders mild war der Winter 1999/2000. Die Sommer, mit Ausnahme des Jahres 2000, waren deutlich überdurchschnittlich warm. Der Sommer 2002 war an der südlichen Ostsee der zweitwärmste seit 1890.

Der Eintrag von Phosphor und Stickstoff aus dem Einzugsgebiet war in den Jahren 1999 und 2000, besonders aber im Jahr 2002, aufgrund großer Abflussmengen erheblich.

Sauerstoffarmut charakterisiert im Sommer und Herbst alljährlich die tieferen Teile der flachen westlichen Ostsee. Das Jahr 2002 stellte dabei eine Extremsituation dar, mit extremer Sauerstoffarmut insbesondere vor der dänischen und schleswig-holsteinischen Küste. Verbreitet trat sogar Schwefelwasserstoff mit seinen negativen Folgen für die Bodenfauna auf.

Die seit 1995 anhaltende anoxische Stagnationsperiode in den tiefen Becken der zentralen Ostsee wurde durch einen starken Salzwassereinstrom im Januar 2003 beendet

Summary

Meteorological conditions in the period under review were characterised by a consecutive number of mild winters. The winter of 1999/2000 was particularly mild. By contrast, the summers were clearly too warm, with the exception of the year 2000. The summer of 2002 was the second warmest summer in the southern Baltic Sea since 1890.

Inputs of phosphorus and nitrogen into the sea in 1999 and 2000, and especially 2002, were controlled by large freshwater discharge volumes.

Anoxic conditions occur each summer and autumn in the bottom water of shallow areas in the western Baltic. The year 2002 was marked by extreme conditions. Strong oxygen depletion was observed in large parts of the western Baltic, especially off the coasts of Denmark and Schleswig-Holstein. Hydrogen sulphide formed in large areas, with negative effects on the benthic fauna.

The stagnation period with anoxic conditions in the Baltic Proper, which began in 1995, ended in January 2003 due to a strong saltwater inflow from the North Sea.

2.2 Nährstoffbedingungen

Phosphat und Nitrat sind die Endprodukte der biochemischen Mineralisation von organischer Substanz unter oxidischen Bedingungen. Sie sind damit die wichtigsten Nährstoffe, zu denen außerdem Nitrit als intermediäres Übergangsprodukt und Ammonium als Endprodukt der Stickstoffmineralisation unter anoxischen Bedingungen gehören. Auch das für die Primärproduktion der Diatomeen notwendige Silikat wird zu den Nährstoffen gezählt. All diese Nährstoffe sind für die Primärproduktion des Phytoplanktons notwendig und können ihr Ausmaß begrenzen. Die Beschreibung der Nährstoffsituation ist deshalb als Indikator für die Eutrophierung wesentlicher Bestandteil aller Monitoringprogramme.

In den gemäßigten Breiten weisen die Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser einen ausgeprägten Jahresgang auf. Die Maxima liegen in den Küstengewässern in der Regel im Zeitraum November bis Januar bzw. Mitte Februar. Mit dem Einsetzen der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons gehen die Nährstoffkonzentrationen schnell zurück. Vom Frühjahr bis in den Sommer hinein liegen die Nährstoffgehalte dann häufig im Bereich oder unterhalb der Nachweisgrenze. Im Spätherbst steigen die Konzentrationen als Folge der fortschreitenden Mineralisation und der Durchmischung des Wasserkörpers wieder an.

Auch in der offenen Ostsee ist dieser Jahresgang zu beobachten (NAUSCH and NEHRING [1996]). Unterschiede treten jedoch in der Höhe des winterlichen Maximums und seiner zeitlichen Lage auf. Anders als im Übergangsgebiet zur Nordsee verharren die Phosphat- und Nitratkonzentrationen in den zentralen und nördlichen Teilgebieten der Ostsee bis zu 3 (4) Monate auf einem relativ stabilen, hohen winterlichen Niveau, das durch ein Gleichgewicht aus mikrobieller Mineralisation, geringer Produktivität und großem vertikalen Austausch verursacht wird. Diese Plateauphase wird für Trenduntersuchungen in

der offenen Ostsee genutzt (NEHRING and MATTHÄUS [1991]). Bei einer zeitlich engen und gleichmäßig über den Jahresgang verteilten Probenahme können auch Jahresmittelwerte für Trendaussagen genutzt werden wie es in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns der Fall ist. Dies kann hier von Vorteil sein, da das winterliche Plateau in den Küstengewässern infolge von landseitigen Einflüssen, Strömungen und Austausch am Sediment-Wasser-Kontakt nicht die gleiche Stabilität und Dauer aufweist wie in der offenen Ostsee.

Jahresmittelwerte eignen sich besonders für Untersuchungsgebiete, in denen ein vom Normalen abweichender Jahresgang zu beobachten ist. Es handelt sich hierbei in der Regel um besonders flache Gebiete (Darß-Zingster Boddengewässer, Kleines Haff, Innere Schlei). Hier spielen die Austauschvorgänge zwischen Wasser und Sediment eine große Rolle.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns

Betrachtet man die Nährstoffverhältnisse in den Küstengewässern (Tab. 1 und 2) so wird deutlich, dass in den inneren Küstengewässern höhere Konzentrationen angetroffen werden. Während die Phosphatwerte in der Regel um das Zwei- bis Dreifache höher als an der Außenküste sind, können die Nitratkonzentrationen die Werte der vorgelagerten Ostsee um Größenordnungen überschreiten. Besonders in der Inneren Schlei, der Unterwarnow und im Kleinen Haff ist dies der Fall. Diese Stationen sind einem starken landseitigen Eintrag ausgesetzt und unterliegen nur einem geringen Wasseraustausch. Auch die Station OB4 in der Pommerischen Bucht muss in diese Kategorie eingeordnet werden, da sie dem unmittelbaren Einfluss der Oderfahne ausgesetzt ist.

Maximalwerte wurden für Phosphat mit über 9 $\mu\text{mol/l}$ im Kleinen Haff gemessen (September 2001), was auf einen massiven Eintrag aus der Oder zurückzuführen ist. Der höchste Nitratwert fand sich mit 527 $\mu\text{mol/l}$ im Salzhaff im Januar 1999. Im Winter und Frühjahr 2000 wurden im Salzhaff, in der Unterwarnow, den Darß-Zingster Boddengewässern und im Peene-

Autoren des Kapitels 2.2

GÜNTHER NAUSCH, MARIO VON WEBER, THORKILD PETENATI, RAINER FEISTEL, ALEXANDER BACHOR

strom und im Kleinen Haff Maximalwerte zwischen 102 und 328 $\mu\text{mol/l}$ gemessen, die ihre Ursache in diffusen Einträgen aus den Flusseinzugsgebieten haben. Auch im Februar 2002 führten die starken Gebietsniederschläge, die laut Angaben des DWD die höchsten seit 1891 im Bereich Mecklenburg-Vorpommerns waren, zu stark erhöhten Nitratkonzentrationen im Bereich der Oder- und Warnowmündungen (LUNG [2002]).

Dem Anfang der 1990er Jahre beobachteten Trend zur Verringerung der Phosphatkonzentra-

tionen folgte seit 1997 eine Stabilisierung der Konzentrationen auf dem geringeren Niveau (Abb. 1). Im Zeitraum 1999 bis 2002 nahmen die Konzentrationen wieder leicht zu. Die Ursachen liegen vermutlich zum Teil in der Remobilisierung von Phosphat aus den Sedimenten. Vor allem bei Sauerstoffmangel können große Mengen Phosphat aus den Sedimenten freigesetzt werden. Aber auch die deutliche Kopplung der Phosphateinträge an das Abflussgeschehen (Kapitel 3.1, Tab. 1) muss in den abflussreichen Jahren (Kapitel 3.1, Abb. 2) als wesentliche Ursache benannt werden.

Station	1990 - 1998	1999	2000	2001	2002
Äußere Küstengewässer					
Eckernförder Bucht	0,97	0,71	0,90	0,94	0,74
Kieler Außenförde	0,94	0,68	0,90	0,94	0,77
Kieler Bucht BMP N3	0,94	0,68	0,81	0,74	0,74
Innere Küstengewässer					
Flensburger Innenförde	1,45	1,13	1,48	1,84	1,32
Flensburger Außenförde	1,10	1,06	1,16	1,19	1,03
Innere Schlei, Gr. Breite	1,06	2,35	1,06	1,80	1,48

Tab. 1a: Phosphatwinterkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Schleswig-Holsteins (Maximalwerte hervorgehoben)

Tab. 1a: Phosphate winter concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in surface water of the Schleswig-Holstein coastal waters (maxima in bold type)

Station	1990 - 1998	1999	2000	2001	2002
Äußere Küstengewässer					Jan./März
Eckernförder Bucht	6,9	6,8	5,3	4,7	4,9 / 9,9
Kieler Außenförde	5,9	6,6	5,4	5,9	5,4 / 15,0
Kieler Bucht BMP N3	6,5	5,2	5,5	4,6	4,6 / 8,6
Innere Küstengewässer					
Flensburger Innenförde	15,7	20,0	15,7	15,0	14,8 / 22,1
Flensburger Außenförde	7,9	6,3	7,1	6,4	5,6 / 10,7
Innere Schlei, Gr. Breite	278,6	214,3	178,6	178,6	250 / 243

Tab. 1b: Nitratwinterkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Schleswig-Holsteins (Maximalwerte hervorgehoben)

Tab. 1b: Nitrate winter concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in surface water of the Schleswig-Holstein coastal waters (maxima in bold type)

Station	1990 - 1998	1999	2000	2001	2002*
Äußere Küstengewässer					
Lübecker Bucht O22	0,48	0,28	0,49	0,39	0,31
Mecklenburger Bucht O5	0,54	0,24	0,38	0,48	0,66
Pommersche Bucht O11	0,38	0,24	0,35	0,43	0,28
Pommersche Bucht OB4	0,92	0,48	0,92	0,71	1,06
Innere Küstengewässer					
Wismar-Bucht WB3	0,83	0,42	0,65	1,10	0,88
Unterwarnow UW4	1,94	0,56	0,85	0,80	1,01
Greifsw. Bodden GB19	0,90	0,31	0,35	0,58	0,73
Kleines Haff KHM	3,69	2,21	3,43	2,50	3,38

Tab. 2a: Jahresmittel der Phosphatkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (Maximalwerte hervorgehoben). * Winter- und Frühjahrswerte lückenhaft

Tab. 2a: Annual mean of phosphate concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in surface water of the Mecklenburg-Vorpommern coastal waters (maxima in bold type) * winter and spring data not complete

Station	1990 - 1998	1999	2000	2001	2002*
Äußere Küstengewässer					
Lübecker Bucht O22	2,1	3,0	2,4	1,6	1,2
Mecklenburger Bucht O5	2,3	2,3	2,5	1,6	2,8
Pommersche Bucht O11	2,3	4,1	2,8	2,4	1,4
Pommersche Bucht OB4	15,6	17,4	26,8	17,7	7,1
Innere Küstengewässer					
Wismar-Bucht WB3	6,8	10,5	7,6	7,2	8,4
Unterwarnow UW4	51,8	43,5	43,7	35,6	35,9
Greifsw. Bodden GB19	6,0	10,5	6,9	2,6	4,4
Kleines Haff KHM	38,1	70,9	37,0	39,0	17,7

Tab. 2b: Jahresmittel der Nitratkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (Maximalwerte hervorgehoben). * Winter- und Frühjahrswerte lückenhaft

Tab. 2b: Annual mean of nitrate concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in surface water of the Mecklenburg-Vorpommern coastal waters (maxima in bold type) * winter and spring data not complete

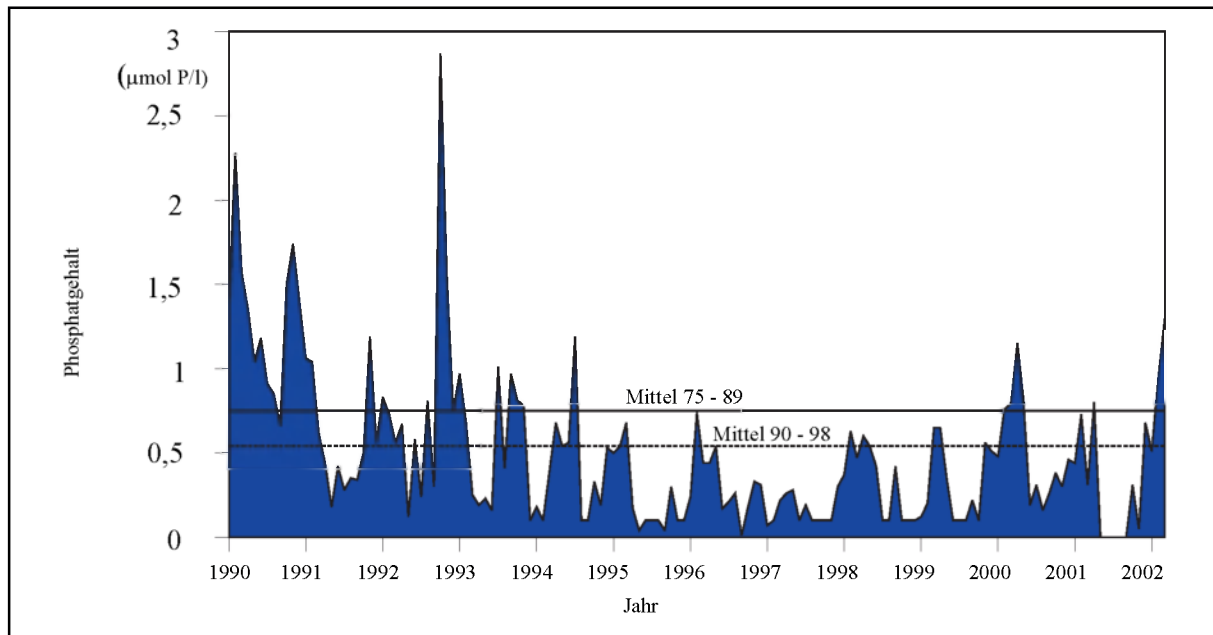


Abb. 1: Entwicklung des Phosphatgehalts in der Mecklenburger Bucht nördlich Warnemünde - (Station O5)

Fig. 1: Development of phosphate levels in the Mecklenburg Bight north of Warnemünde (station O5)

Während diese enge Kopplung zwischen Abfluss und Eintrag für das Phosphat neu ist und erst nach der starken Reduktion von Nährstoffeinträgen aus Punktquellen zum Tragen kommt, besteht die Beziehung zwischen Abfluss und Nitratkonzentration schon länger, da Nitrat zu einem überwiegenden Teil aus diffusen Quellen stammt (BACHOR [1996], NAUSCH und SCHLUNGBAUM [1995], NAUSCH et al. [1999]). Für den Zeitraum 1999 bis 2002 ist lokal jedoch ein leicht abnehmender Trend zu beobachten.

Offene Ostsee

Ähnliche Tendaussagen wie für die Küstengewässer können auch für das Oberflächenwasser der offenen Ostsee getroffen werden (Tab. 3, Abb. 2). In den zurückliegenden Jahren konnte keine eindeutige Entwicklung beobachtet werden. Minimalwerte waren in unterschiedlichen Jahren zu finden. Analysiert man jedoch die längere Datenreihe seit 1980 (HELCOM [2003]) kann für 7 von 12 untersuchten Ostseegebieten ein statistisch belegter Rückgang für Phosphat gefunden werden (Abb. 2). Für das Nitrat konnte dagegen für die gleiche Datenreihe nur in der nördlichen Gotlandsee ein signifikanter Rückgang berechnet

werden. In allen anderen Seegebieten konnten keine Veränderungen beobachtet werden (Abb. 2). Neben der Dominanz diffuser Einträge aus dem Einzugsgebiet sind hierbei auch die erheblichen Stickstofffrachten über die Atmosphäre (HELCOM [1997]) und die Bindung von molekularem Stickstoff aus der Atmosphäre durch Blaualgen (WASMUND et al. [2001]) zu berücksichtigen.

Wesentlichen Einfluss auf das Oberflächenwasser kann auch die Nährstoffkonzentration unterhalb der Salzgehaltssprungschicht haben. Hochrechnungen haben ergeben, dass es im östlichen Gotlandbecken während der letzten Stagnationsperiode 1995 bis 2002 zu einer Zunahme des Phosphatgehaltes auf 150% kam (NAUSCH et al. [2003]), da unter anoxischen Bedingungen Phosphat in Lösung geht. Auf Grund von Denitrifikationsprozessen nahm der Gehalt an anorganischen Stickstoffverbindungen im gleichen Zeitraum auf 80% ab. Tief reichende vertikale Konvektion kann dieses phosphatreiche, jedoch relativ stickstoffarme Wasser transportieren und so die Oberflächenkonzentrationen deutlich beeinflussen. Da die Zufuhr von Nitrat und Ammonium aus dem Tiefenwasser vergleichsweise gering ist, können zusätzlich massive Blüten von Blaualgen induziert werden.

Station	Monat	1999	2000	2001	2002
Arkonasee (113)	Februar	0,49	0,56	0,54	0,50
Bornholmsee (213)	Februar	0,56	0,75	0,71	0,62
Gotlandtief (271)	Februar	0,49	0,70	0,40	0,60
	März	0,42	0,67		0,70
Farötief (286)	Februar	0,46	0,65	0,39	0,60
	März	0,50	0,57		0,58
Landsorttief (284)	Februar	0,38	0,65	0,37	0,68
	März	0,39	0,64		
Karlsötief (245)	Februar	0,54	0,75	0,49	0,68

Tab. 3a: Gemittelte Phosphatkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) in der winterlichen Oberflächenschicht (0 - 10 m Tiefe) der zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Tab. 3a: Averaged phosphate concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the winter surface layer (0 - 10 m depth) of the Baltic Proper (minima in bold type)

Station	Monat	1999	2000	2001	2002
Arkonasee (113)	Februar	4,4	4,2	3,4	3,3
Bornholmsee (213)	Februar	3,8	3,9	3,3	3,2
Gotlandtief (271)	Februar	4,2	4,5	3,3	3,4
	März	4,1	4,2		
Farötief (286)	Februar	3,5	5,2	3,3	3,8
	März	4,5	4,6		
Landsorttief (284)	Februar	3,6	4,7	4,0	4,3
	März	4,4	4,3		
Karlsötief (245)	Februar	3,1	4,2	3,7	3,1

Tab. 3b: Gemittelte Nitratkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) in der winterlichen Oberflächenschicht (0 - 10 m Tiefe) der zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Tab. 3b: Averaged nitrate concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the winter surface layer (0 - 10 m depth) of the Baltic Proper (minima in bold type)

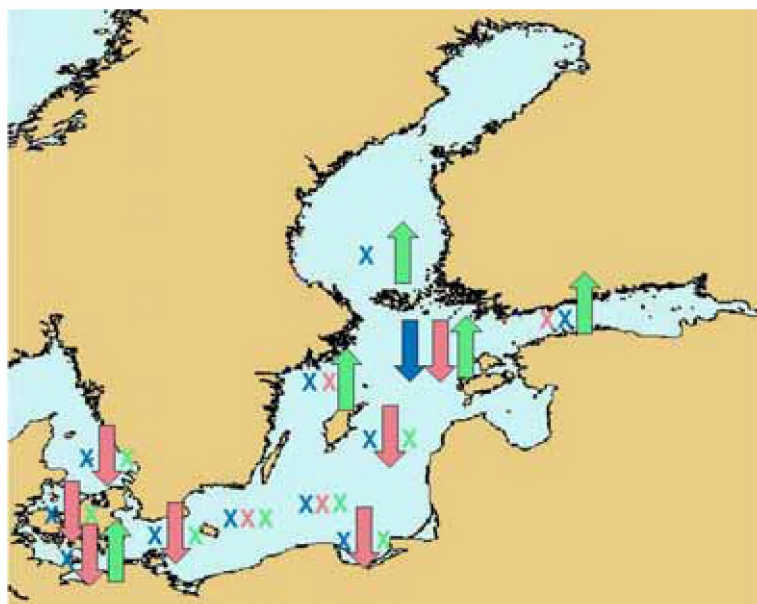


Abb. 2: Trends der Oberflächenkonzentrationen (0 - 10 m Tiefe) für Nitrat+Nitrit (blau), Phosphat (rot) und Chlorophyll (grün) seit 1980.

↑ = Zunahme, ↓ = Abnahme, x = kein Trend; Nährstoffwerte sind Winterkonzentrationen, Chlorophyllwerte sind das Mittel für Juli/August. (HELCOM [2003b])

Fig. 2: Trends of the surface concentrations (0 - 10 m depth) for nitrate+nitrite (blue), phosphate (red), and chlorophyll (green) since 1980.

↑ = increase, ↓ = decrease, x = no trend; nutrient values are winter levels, chlorophyll values are the July/August mean (HELCOM [2003b])

Zusammenfassung

In den inneren Küstengewässern sind die Phosphatkonzentrationen in der Regel zwei- bis dreifach höher als an der Außenküste; die Nitratkonzentrationen können die Werte der vorgelagerten offenen Ostsee sogar um Größenordnungen überschreiten. Besonders hohe Werte finden sich in der Inneren Schlei, der Unterwarnow und dem Kleinen Haff. Bis 1996 verringerten sich die Phosphatkonzentrationen, danach wurde eine Stabilisierung auf niedrigerem Niveau registriert. Im Zeitraum 1999-2002 stiegen die Konzentrationen leicht an, da zunehmend eine Kopplung der Phosphateinträge an das Abflussgeschehen erfolgt. Nitrat stammt zu einem überwiegenden Teil aus diffusen Quellen und ist eng mit dem Abfluss verbunden. Ein genereller Trend ist schwer auszuweisen, wenngleich im Zeitraum 1999 bis 2002 lokal ein leicht abnehmender Trend zu beobachten war.

In der offenen Ostsee konnte im Berichtszeitraum keine eindeutige Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen festgestellt werden. Längere Datenreihen seit 1980 zeigen jedoch für Phosphat in 7 von 12 untersuchten Ostseegebieten einen statistisch belegten Rückgang. Für Nitrat wies der gleiche Datensatz nur in einem Fall, nämlich in der nördlichen Gotlandsee, einen signifikanten Rückgang auf.

Summary

Levels of phosphate in the inner coastal waters exceeded those in the open coastal waters by a factor of 2-3. Nitrogen levels in the inner coastal waters exceeded those in the outer coastal waters by orders of magnitudes. Particularly high values have been found in the waters of the inner Schlei, Unterwarnow, and Kleines Haff. Decreasing phosphate levels had been observed in the coastal waters until 1996, and by 1998 concentrations had stabilised at a low level. In the period from 1999 to 2002, concentrations increased slightly because phosphate inputs were increasingly related to discharges. As nitrate originates largely from diffuse sources, nitrate levels are closely correlated to freshwater discharges. It is difficult, therefore, to determine a general trend although in the period from 1999 to 2002 a slight downward trend was observed.

In the open Baltic Sea, no clear trends in nutrient concentration were observed. However, analysing longer data series since 1980, statistics indicate a decline of phosphate in 7 of 12 Baltic Sea areas investigated. The same data series for nitrate levels showed a significant decline only in a single area, the northern Gotland Sea.

23 Anorganische Schadstoffe

Wasser

Die Untersuchungen des LANU erfolgten an sieben der 14 Monitoringstationen vor der **schleswig-holsteinischen Küste** während der Herbst-/Winterbeprobungen (d. h. von Januar bis April und von November bis Dezember), jeweils in der unfiltrierten, vor Ort angesäuerten Probe. Insgesamt gab es im Berichtszeitraum 140 Beprobungen, davon entfallen auf die ganzjährig intensiv untersuchte Station „Kieler Außenförde (Tonne Kleverberg-Ost)“ allein 61 Beprobungen. Es werden die Konzentrationen der Elemente Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink bestimmt. Ab 2002 erfolgen keine Untersuchungen in der Wasserphase mehr, da die Gehalte überwiegend unter (Blei) bzw. im Bereich der jeweiligen Bestimmungsgrenzen liegen (Ausnahme: Zink). Bei der Median-Berechnung wurden Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze mit dem halben Zahlenwert der jeweiligen Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Im LUNG wurden die Schwermetalle in den Küstengewässern der **mecklenburg-vorpommerschen Küste** bis zum Jahr 2000 in unfiltrierten, angesäuerten Proben bestimmt. Seit 2001 war bedingt durch einen Methodenwechsel bei der Probenaufbereitung (Wechsel von Flüssigflüssig-Extraktion auf Festphasenextraktion) ein Säureaufschluss notwendig. Dadurch waren in Wasserproben mit hohem Schwebstoffgehalt z. T. höhere Befunde zu verzeichnen.

Am IOW wurden wie in den Vorjahren 16 Stationen in der **westlichen und zentralen Ostsee** in unterschiedlichen Tiefenhorizonten beprobt.

Dabei konzentrierten sich die Messungen auf die gelösten und partikulären Anteile der Metalle Cadmium, Blei, Kupfer und Zink in filtrierten Wasserproben sowie auf die Quecksilberkonzentrationen in unfiltrierten Wasserproben. Im Zeitraum von 1999 bis 2002 kamen bezüglich Probenahme, Probenaufarbeitung und Analytik die gleichen Methoden wie in den vorangegangenen Berichtsjahren zum Einsatz (POHL und HENNINGS [2003]). Die Qualitätssicherung wurde mit Hilfe zertifizierter Referenzstandards durchgeführt. Weiterhin erfolgte eine regelmäßige Teilnahme an QUASIMEME.

Sediment

In den Küstengewässern von **Schleswig-Holstein (LANU)** wurden 10 Stationen zwischen der Flensburger Förde und der Lübecker Bucht einmalig beprobt und auf folgende Elemente in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ untersucht: Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, sowie Aluminium als Normierungselement. Die Sedimentuntersuchungen erfolgen jeweils im zweijährlichen Abstand (in gradzahligen Jahren). Es sind nur die Ergebnisse für 2000 in diesem Bericht berücksichtigt. Die untersuchten Sedimente gehören alle zum Typ "schlickig". Sie sind dunkelgrau bis schwarz gefärbt, und Geruch nach Schwefelwasserstoff ist in allen Proben festzustellen. Die TOC-Gehalte variieren zwischen 3,6 % (Neustädter Bucht) und 10,6 % (innere Schlei).

In den inneren Küstengewässern (Haffe und Bodden) **Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG)** wurden in den letzten Jahren umfangreiche Sedimentuntersuchungen durchgeführt. Dabei wurden alternierend alle inneren Küstengewässer des Landes in mehreren Jahren untersucht. Die nachfolgenden Ergebnisse zur Schwermetallbelastung der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ wurden für den Zeitraum von 1995 bis 2000 für acht abgegrenzte Gewässerbereiche ausgewertet (BACHOR [2001]). Im einzelnen sind dies nachfolgende Gewässer (Tab. 1):

Autoren des Kapitels 2.3

M. HAARICH, C. POHL, T. LEIPE, K. GRÜNWALD,
A. BACHOR, M. v. WEBER, T. PETENATI,
C. SCHRÖTER-KERMANI, W. JANSSEN, A. BLADT

Gewässer	Kurzbezeichnung	Fläche in km ²	Probenanzahl
Wismar-Bucht inkl. Salzhaff	WB	169	22
Unterwarnow inkl. Breitling	UW	13	14
Darß-Zingster Bodden	DB	197	22
Rügensche Bodden	RB	330	17
Strelasund	ST	65	6
Greifswalder Bodden	GB	510	25
Peenestrom mit Achterwasser	PS	164	21
Kleines Haff	KH	277	30

Tab. 1: Sedimentchemisch untersuchte Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Probenanzahl im Zeitraum 1995-2000

Tab. 1: Locations of sediment-sampling at the coast of Mecklenburg-Vorpommern and number of samples in the period 1995-2000

Der Schwerpunkt der Untersuchungen der **Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)** liegt in der Erfassung der Sedimentbelastung in Bundeswasserstraßen (z. B. Zufahrten zu Häfen) sowie der angrenzenden Gebiete. So wurden seit 1991 alle Küstenabschnitte intensiv beprobt und in einem Sedimentkataster (BfG) erfaßt. Im Rahmen des BLMP wurden zwei für die Ostseeküste typische Abschnitte, der Mündungsbereich der Warnow und der Greifswalder Bodden für ein Monitoring ausgewählt. Bisher wurden seit 1994 an insgesamt 10 Stationen zweimal jährlich die Oberflächensedimente beprobt. Die Ergebnisse für den Zeitraum 1999 bis 2002 werden im vorliegenden Bericht jeweils unter dem Abschnitt mecklenburg-vorpommersche Küste vorgestellt. Die Sedimente wurden auf die Elemente Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer, Zink und Arsen in der Feinkornfraktion (< 20 µm) untersucht.

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

Die Feinkorngehalte lagen im Mittel an den Stationen der Außenküste vor Warnemünde bzw. östlich von Rügen zwischen 1 und 10 % (Maximalwert 74 %) und an den Stationen der inneren Küstengewässer zwischen 7 und 36 % (Maximalwert 70 %). Insbesondere in den äußeren

Küstengewässern unterliegen die Gehalte an einzelnen Stationen großen Schwankungsbreiten. Hier änderte sich die Kornzusammensetzung erheblich. Während beispielsweise in den Jahren 1994 bis 1996 vor Warnemünde und am Landtief mittlere Feinkorngehalte von 5 bzw. 6 % ange-troffen wurden, lagen diese 1998 nur bei 1 %. Als Ursachen kommen Sedimentumlagerungen sowohl durch auftretende Stürme als auch veränderte Strömungsverhältnisse (z. B. durch bauliche Veränderungen im Bereich Zufahrt zum Seehafen Rostock /Warnemünde) in Frage.

Der Trend setzte sich im Berichtszeitraum fort, so dass die Stationen vor Warnemünde (R2) und Landtief (G 4) aufgegeben wurden.

In den äußeren Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns (IOW)** umfasste das Meßprogramm 8 Stationen, von der Lübecker Bucht im Westen über Mecklenburger Bucht, Darßer Schwelle, Arkonabecken, bis zur Pommernbucht im Osten (Abb. 1). An den Stationen wurden jährlich einmal im Mai Oberflächensedimentproben (0 - 2 cm) mittels Kastengreifer entnommen und untersucht. Die Analysen der Elemente Hg, Cd, Pb, Cu, Zn und As erfolgten ausschließlich an der Feinfraktion (< 20 µm) der Sedimentproben. Die im Untersuchungsgebiet anstehenden Sedimenttypen sind sehr unterschiedlich und reichen vom feinkörnigen Schlick (Lübecker/Mecklenburger Bucht, Arkonabecken) über Sand bis hin zu Kies und Restsediment auf Geschiebemergel. Grobe Sedimente sind für

ein umweltgeochemisches Monitoring ungeeignet. Die Stationen M1 (Fahrrinne Gedser Rev) und K3 (Pommernbucht südlich Adler Grund) wurden deshalb ab 2003 aus dem Pro-

gramm gestrichen. Die Station LB2 (Lübecker Bucht) liegt unmittelbar im Bereich einer historischen Altlast und bedarf einer gesonderten Bewertung.

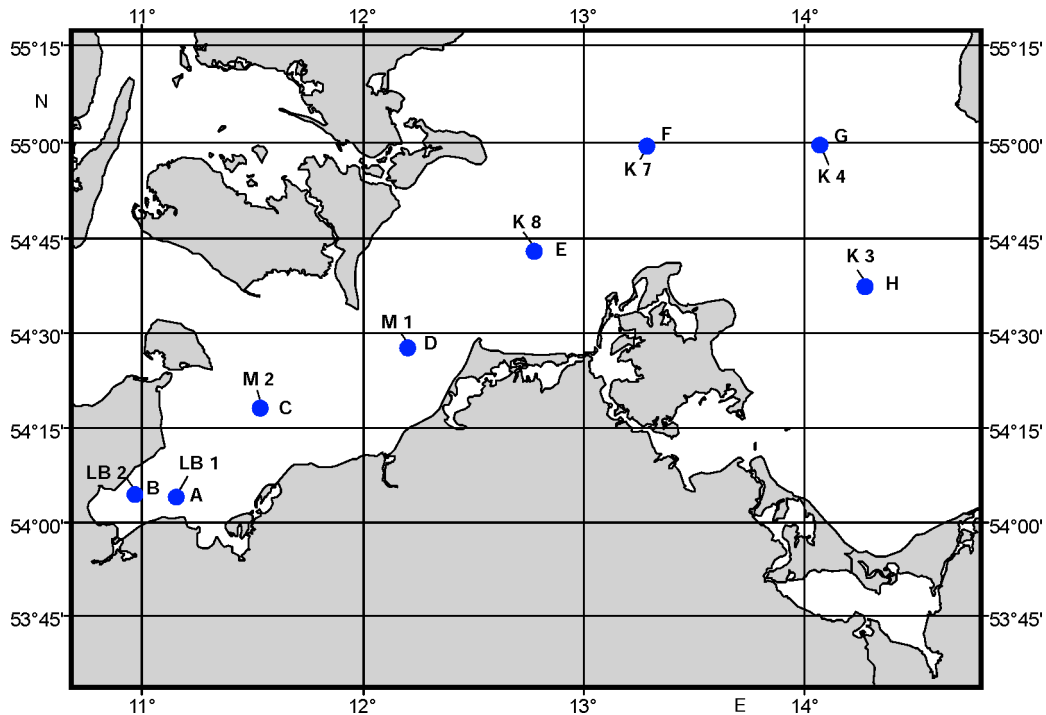


Fig. 1: Sediment-Monitoringstationen in den äußeren Küstengewässern der westlichen Ostsee (Quelle: IOW)

Fig. 1: German sediment sampling sites in offshore coastal waters of the Baltic Sea (source: IOW)

Biota

Muscheln

In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern (LANU) wurden natürliche Muschelbänke in der Flensburger Förde und in der Eckernförder Bucht jeweils im Frühjahr und im Herbst beprobt und durch das Lebensmittel- und Veterinäruntersuchungsamt Schleswig-Holstein (LVUA) untersucht.

Damit werden auch die Anforderungen der schleswig-holsteinischen Fisch- und Muschelgewässerverordnung (FMGVO) vom 4. Juli 1997 abgedeckt. Mit den Untersuchungen wurde erst 1998 begonnen. In diesem Bericht werden in den Tabellen und Abbildungen in der Regel nur die Herbstwerte wiedergegeben, welche in Hinblick auf den Probenahmezeitraum

den HELCOM-Richtlinien (s. Combine-Manual D.2) entsprechen.

Das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) untersuchte in den Jahren 1999, 2000 und 2001 im Oktober/November Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) von 6 unterschiedlich belasteten Regionen der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** auf den Gehalt an folgenden Spurenmetallen bzw. Metalloiden: Chrom, Nickel, Kupfer, Zink, Arsen, Cadmium, Quecksilber und Blei.

Im Rahmen der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) werden jährlich im Juni und November Miesmuscheln in der vorpommerschen Boddenlandschaft bei Darßer Ort gesammelt, zu einem Homogenat zusammengeführt und auf die bei LUNG genannten Substanzen sowie Methylquecksilber, Kobalt und Selen analysiert.

Fische

An der Küste **Mecklenburg-Vorpommerns** werden im Rahmen des Programms der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) im Bereich Darß-Ort/Vorpommersche Boddenlandschaft **Aalmuttern** gefangen. Bei den Untersuchungen in den Küstengewässern (Wismar Bucht, Darß-Zingster Boddenkette, Greifswalder Bodden, Peenestrom, Stettiner Haff) durch die LFA-MV (BLADT und JANSEN [2002]) stehen Fischarten wie der **Flussbarsch** im Blickpunkt des Interesses, wobei besonders die

Küstenabschnitte Stettiner Haff, Greifswalder Bodden und Wismar Bucht beprobt werden.

In der **offenen Ostsee** werden **Hering** und **Dorsch** im Gebiet zwischen Rügen und Bornholm auf der jährlichen Monitoringfahrt der **Bundforschungsanstalt für Fischerei (BFAFi)** gefangen.

Die Probenahmestationen und Gebiete für Biota, von denen für den Zeitraum 1999 - 2002 Ergebnisse in diesem Bericht vorgestellt werden, sind in Abb. 2 wiedergegeben.

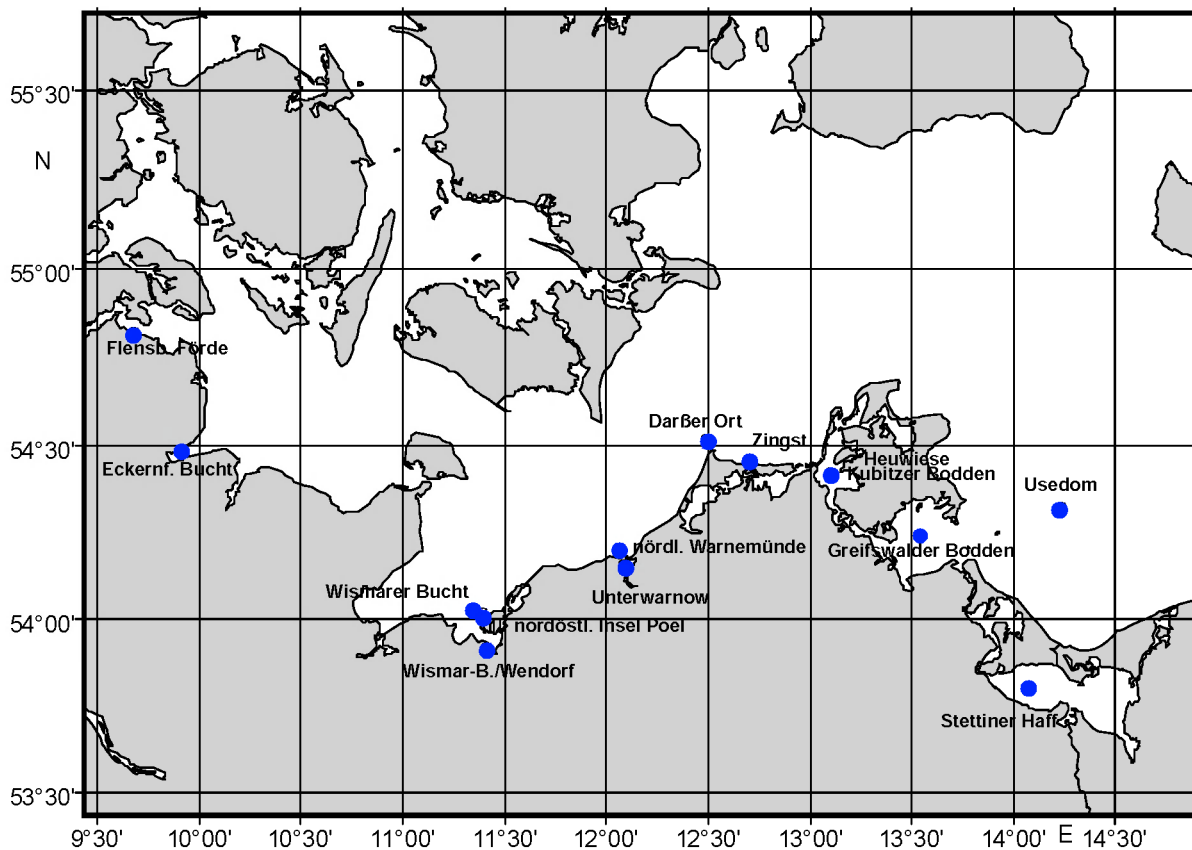


Fig. 2: Ostsee-Monitoring-Stationen für die Analyse von Spurenmitteln und organischen Schadstoffen in Biota 1999 bis 2002

Fig. 2: German biota sampling sites in offshore and coastal waters of the Baltic Sea for the analysis of trace metals and organic pollutants from 1999 to 2002

231 Quecksilber

Quecksilber zählt zu den gefährlichsten Umweltgiften. Es bioakkumuliert durch die gesamte aquatische Nahrungskette. Seit der katastrophalen Methylquecksilbervergiftung der Bevölkerung in Minamata, ausgelöst durch den Konsum von quecksilberkontaminiertem Fisch in den fünfziger Jahren, steht die Belastung der marinen Umwelt durch Quecksilber im wissenschaftlichen und öffentlichen Interesse.

Das Verhalten von Quecksilber in der Umwelt ist durch seine für ein Metall außergewöhnlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften gekennzeichnet. Es liegt in elementarer Form bei Raumtemperatur flüssig vor und ist durch einen relativ hohen Dampfdruck gekennzeichnet. Gleichzeitig ist Quecksilber in der Atmosphäre mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von einem Jahr sehr reaktionsträge. Folglich werden regionale Quecksilberemissionen über die Atmosphäre global verteilt. Aus der Atmosphäre wird es in elementarer und in reaktiver Form überwiegend durch Niederschläge in das Meer eingetragen.

Quecksilber wird industriell vor allem in der Chloralkali-Elektrolyse sowie der Holz- und Metallverarbeitenden Industrie eingesetzt. Darüber hinaus wird es bei der Müllverbrennung, bei der Verbrennung von Kohle und anderen fossilen Brennstoffen sowie in der Zementindustrie freigesetzt. Im Wasser und im Sediment entstehen durch mikrobielle Aktivität 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. Beim Durchlaufen der Nahrungskette vom Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu Fischen und Vögeln erhöht sich der Anteil des Monomethylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 %. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ für Belastungen durch Monomethylquecksilber. Durch Aufnahme von Quecksilber wird die Immunabwehr bei Mensch und Tieren verringert und eine ganze Reihe von Krankheitssymptomen hervorgerufen, wobei die häufigsten neurologische Beeinträchtigungen sind. Schwere Quecksilbervergiftungen führen zum Tode.

Wasser

Die Quecksilberkonzentrationen an der **schleswig-holsteinischen Ostseeküste** variieren zwischen 1,2 ng/l (Kieler Außenförde) und maximal 32 ng/l (Flensburger Förde). Der Quecksilber-Median aus 140 Daten liegt bei 3,4 ng/l (zum Vergleich: Median 1997/1998: 3,0 ng/l) (Tab. 2).

An der Küste **Mecklenburg-Vorpommerns** liegen etwa die Hälfte aller Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l (1999 bis 2001) bzw. 10 ng/l (2002). Gehen diese Messungen mit 50 % in die Mittelwertbildung ein, so resultieren mittlere Konzentrationen zwischen 16 und 32 ng/l.

In der **offenen Ostsee** werden im Zeitraum von 1999 bis 2002 für Gesamt-Quecksilber am häufigsten Konzentrationen im Bereich 0,5 - 2,5 ng/dm³ gemessen, wobei die Werte im Oberflächenwasser der westlichen Ostsee geringfügig höher sind als in der zentralen Ostsee (Abb. 3). Besonders auffällig sind im Jahr 2002 die außergewöhnlich hohen Konzentrationen von bis zu ~11 ng/dm³ im 120 m-Tiefenhorizont der Station 271 im Gotland Becken, die auf geochemische Stoffumsätze zurückgeführt werden. Stärkere Fluktuationen sind an und zwischen den beiden Grenzschichten Halocline und Redoxcline zu beobachten. Dieses ist möglicherweise auf die Speziation des Quecksilbers zurückzuführen. Unter anoxischen Bedingungen bildet Hg schwerlösliche Sulfide, die sich in den Oberflächensedimenten anreichern. Da diese anorganischen Hg-Verbindungen auf anaerobe Bakterien toxisch wirken, werden diese Verbindungen von den Bakterien zu organischen Methyl-Hg-Verbindungen „entgiftet“. Diese Speziation des Quecksilbers ist wiederum löslich und gelangt aus den Sedimenten in die Wassersäule. Ob diese Prozesse bereits an der Grenzschicht zwischen oxischem und anoxischem Wasserkörper stattfinden können, ist nicht geklärt.

Quecksilber	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-holst. Küstengewässer / UF	1,2	3,4	32
Meckl.-vorpomm. Küstengewässer / UF	16,0		32
Offene Ostsee (IOW) / UF	0,5	2,2	11

Tab. 2: Quecksilberkonzentrationen [ng/l] in Wasser im Jahr 2000 (UF = unfiltrierte Probe)

Tab. 2: Mercury concentrations in sea water [ng/l] in 2000 (UF = unfiltered sample)

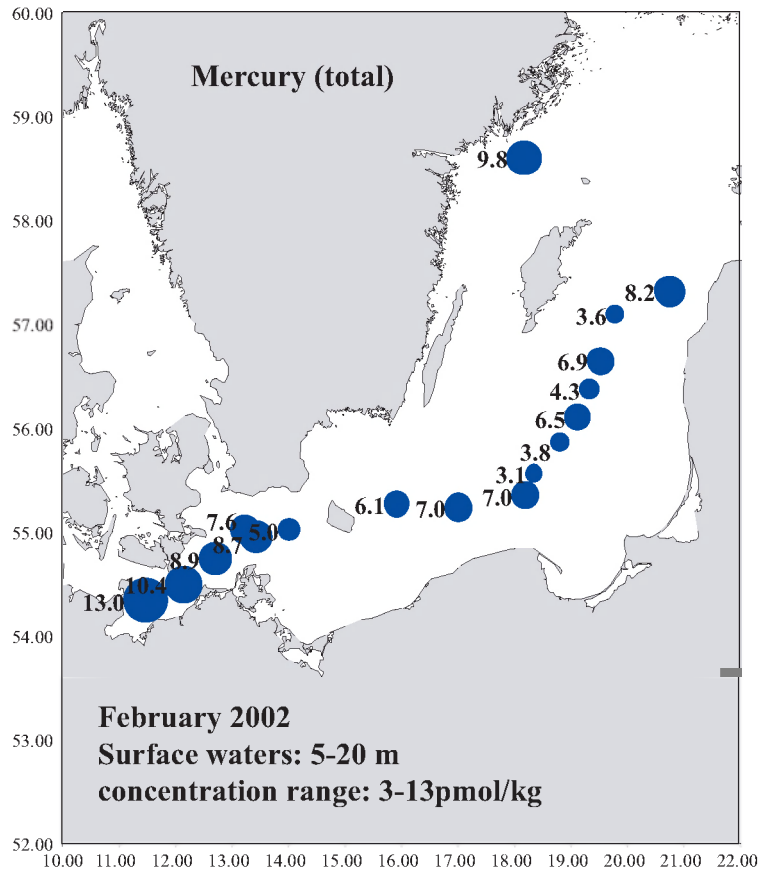


Abb. 3: Verteilung von Quecksilber (pmol/kg) im Oberflächenwasser der westlichen und der zentralen Ostsee im Februar 2002

Fig. 3: Spatial distribution of mercury (pmol/kg) in surface water of the western Baltic Sea and Baltic Proper in February 2002

Sediment

Die Quecksilbergehalte in der Fraktion < 20 µm variieren zwischen 0,10 mg/kg TM (entspricht 2,9 mg/kg Al) in der Mecklenburger Bucht und 0,25 mg/kg TM (entspr. 4,9 mg/kg Al) in der Eckernförder Bucht. Deutlich höhere Gehalte werden in der Flensburger Förde/Glücksburg mit 1,3 mg/kg TM (entspr. 26 mg/kg Al) und in der Kieler Innenförde mit 1,7 mg/kg TM (entspr. 33 mg/kg Al) gemessen. Der Quecksilber-Median aller oben genannten Stationen (LANU) liegt im Jahr 2000 bei 0,23 mg/kg TM.

Zum Vergleich: Der Quecksilber-Median aller Stationsdaten des Zeitraums von 1993 bis 1998 lag bei 0,29 mg/kg TM.

Die mittleren Quecksilbergehalte in den Sedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässer liegen zwischen 0,25 und 0,75 mg/kg Trockenmasse (TM), wobei sich deutliche lokale Unterschiede zeigen. Geringe Belastungen werden in den Darß-Zingster (DUFFEK et al. [2001]) und Rügensch Bodden, erhöhte in der Unterwarnow und im Kleinen Haff angetroffen.

Im Gebiet des Greifswalder Boddens reichen die gemessenen Quecksilberkonzentrationen im Berichtszeitraum 1999 bis 2002 von $< 0,1$ mg/kg TM (Bestimmungsgrenze) bis zu einem Maximalwert von 8,3 mg/kg TM. Der Maximalwert ist 2001 im Zentralbereich des Boddens gemessen worden. Eine ähnlich hohe Konzentration von 6,9 mg/kg TM weist im selben Jahr die Station Fähre Stahlbrode auf. Die Ursachen für derartig erhöhte Werte sind unbekannt.

Die Quecksilberkonzentrationen der Warnowmündung liegen bei niedrigeren Werten zwischen $< 0,1$ (Bestimmungsgrenze) und 0,61 mg/kg TM. Die Höchstkonzentration von 0,61 ist im Jahr 2000 an der Station der Unterwarnow gemessen worden. Die Mediane 1999 bis 2002 sind mit denen im Untersuchungszeitraum 1997/1998 festgestellten vergleichbar und weisen Werte von 0,24 mg/kg TM und 0,37 mg/kg TM auf (Tab. 3).

Quecksilber	Minimum	Median	Maximum
Schlesw.-holst. Küstengewässer	0,10	0,23	1,7
Westl. Ostsee Mecklenbg.-Vorpommern	0,1	0,15	0,4
Warnowmündung	$<0,1$	0,4	0,6
Vorpommersche Bodden	$<0,1$	0,3	1,2
Greifswalder Bodden	0,15	0,21	0,27
Kleines Haff	0,26	0,60	1,1

Tab. 3: Quecksilberkonzentrationen (mg/kg TM) in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ von Oberflächensedimenten im Jahr 2000
 Tab. 3: Mercury concentrations (mg/kg dry weight) in the fine grained fraction $< 20 \mu\text{m}$ of surface sediments in 2000

Biota

Miesmuscheln

Die Quecksilbergehalte in den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern (LANU) variieren zwischen 78 und 109 $\mu\text{g/kg}$ TM (jeweils Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 101 $\mu\text{g/kg}$ TM. Im Frühjahr wird in Miesmuscheln der Flensburger Förde eine deutlich höhere Konzentration gemessen als im Herbst. Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Eckernförder Bucht bei 81 $\mu\text{g/kg}$ TM und der Flensburger Förde bei 108 $\mu\text{g/kg}$ TM.

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste liegt der durchschnittliche Quecksilbergehalt der Miesmuschelproben aus den 6 Probenahmepunkten des LUNG zwischen 70 $\mu\text{g/kg}$ und 190 $\mu\text{g/kg}$ TM. Die geringsten Konzentrationen weisen die Muscheln nördlich Warnemünde auf. Die höchsten Quecksilberwerte stammen von Muscheln von der Oderbank

und aus der Wismar-Bucht. Im Januar 2000 wird mit 190 $\mu\text{g/kg}$ ein auffälliger Wert auf der Oderbank ermittelt. Dieser Mittelwert basiert jedoch auf stark variierenden Einzelwerten.

Die Miesmuscheln des von der UPB untersuchten Ostseeküstenbereichs (Darß) weisen mit 61 bis 105 $\mu\text{g/kg}$ TM vergleichbare Werte wie die Muscheln aus den anderen Gebieten auf. Seit dem Jahr 2000 zeichnet sich ein Rückgang der Quecksilbergehalte ab (Tab. 4).

Fische

Im Gegensatz zu den Miesmuscheln zeigen die **Aalmuttern** aus **Mecklenburg-Vorpommern** keine Abnahme der Quecksilbergehalte im Zeitraum 1999 bis 2002. Der Hg-Gehalt in Barschen liegt in diesem Zeitraum mit Jahresmittelwerten zwischen 41 und 101 $\mu\text{g/kg}$ Frischgewicht noch weit unter der zulässigen Höchstmenge von 500 μg Hg/kg Frischmasse (nach RHmV).

Hg [$\mu\text{g}/\text{kg TM}$]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	107	78	74	85
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	74	88	85	63
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	100	120	120	
Unterwarrow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	70	110	90	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	120	80	80	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	100	60	60	
Nördlich Zingst	LUNG*	70	90	90	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	190	80	100	
Darßer Ort	UPB	90	105	72	61

Tab. 4: Mittlere Quecksilberbelastung [$\mu\text{g}/\text{kg TM}$] der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der schleswig-holsteinischen Ostseeküste und Mecklenburg-Vorpommerns

* Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab. 4: Mean mercury concentrations [$\mu\text{g}/\text{kg dry weight}$] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

Die Quecksilbergehalte in Barschen steigen mit zunehmender Körperlänge (Alter) bei einer Verdopplung von 20 cm auf 40 cm von ca. 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ auf 250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ an. Bei einem Vergleich der Quecksilberkonzentrationen in unterschiedlichen

Fischarten zeigt sich, dass der Blei in allen betrachteten Gewässern die geringste und der Barsch fast überall die höchsten Konzentrationen aufweist. Lediglich im Greifswalder Bodden weisen die Plötzen höhere Werte auf (Abb.4).

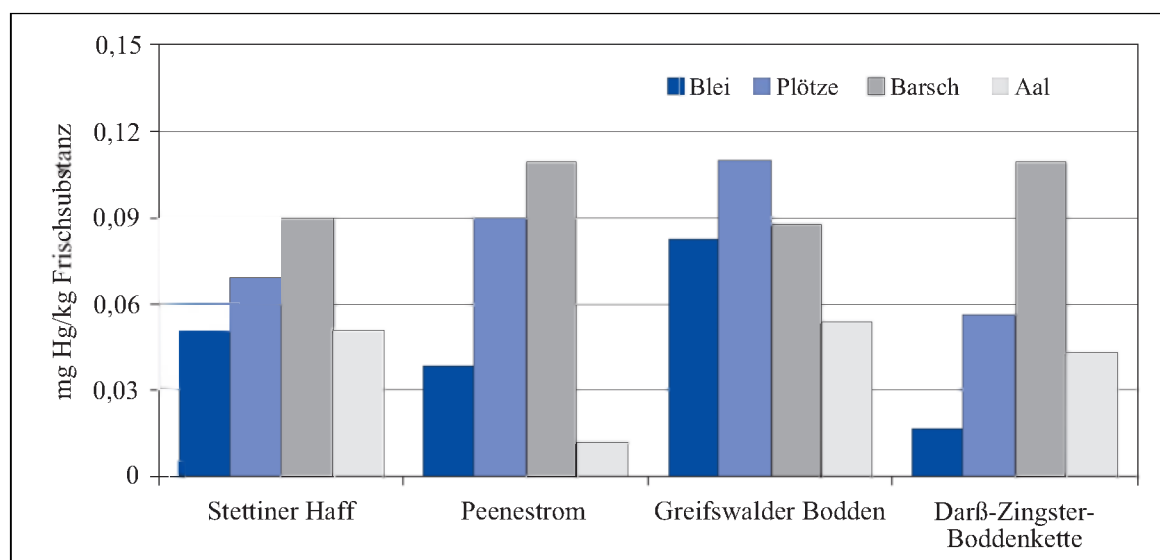


Fig. 4: Quecksilbergehalte in den Fischarten Blei, Plötze, Barsch und Aal in ausgewählten Küstengewässern des Landes Mecklenburg-Vorpommern

Fig. 4: Mercury concentrations in bream, roach, perch and eel from selected coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern

Die Quecksilbergehalte in **Hering** und **Dorsch** sind gesunken; die Abnahme ist beim Hering aber auch zu einem Teil dadurch bedingt, dass es möglich war, entsprechend

den Richtlinien von HELCOM kleinere Exemplare zu fangen. So sind im Jahr 1999 ausschließlich einjährige Tiere untersucht worden (Tab. 5).

Gebiet	Datenherkunft	Art	Jahr	Hg [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG]
Darßer Ort	UPB	Aalmutter	1999	26
			2000	51
			2001	41
			2002	43
Küstenbereich MV	LFA-MV	Barsch	1999	96
			2000	101
			2001	78
			2002	41
Arkona See	BFAFi*	Hering	1997	26,8
			1998	19,6
			1999	9,4
			2000	11,2
Arkona See	BFAFi*	Dorsch	1997	33,8
			1998	24,3
			1999	15,5
			2000	23,7

* Median

Tab. 5: Mittlere Quecksilberbelastung der Fische in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht), Muskulatur)

Tab. 5: Mean mercury concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight, muscle) in fish from the Baltic Sea coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern and from the Arkona Sea area off Mecklenburg-Vorpommern

Seevogeleier

Nach einem relativen Minimum im Jahr 2000 haben sich die Quecksilbergehalte in Silbermöweneiern innerhalb der folgenden beiden Jahre fast verdoppelt und wieder das Niveau von 1996/98 erreicht (Abb.5). Eine Tendenz für die kommenden Jahre ist daraus nicht zu ersehen.

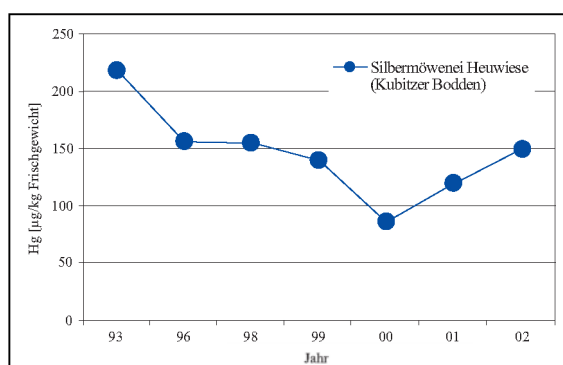


Abb. 5: Mittlere Quecksilberbelastung ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht) in Silbermöweneiern im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns

Fig. 5: Mean mercury concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight) in herring gull eggs from coastal areas of Mecklenburg-Vorpommern

232 Cadmium

Cadmium kommt in der Erdkruste sehr selten vor und ist weitgehend gleichmäßig verteilt. Es wird in industriellen Produkten und Prozessen eingesetzt, z. B. in der galvanischen Industrie, in Pigmenten, als Plastikstabilisator, in Batterien und Metalllegierungen. Darüber hinaus wird es bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, im Straßenverkehr, bei der Müllverbrennung und Buntmetallverhüttung in die Atmosphäre emittiert. In den Boden gelangt es häufig über Phosphatdünger. Es reichert sich in der Nahrungskette an und kann Krebs, Missbildungen und genetische Veränderungen hervorrufen. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und Flüsse in die Ostsee.

Wasser

Für Cadmium liegen 59% aller Wasserwerte an den **schleswig-holsteinischen** Stationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l, deshalb wird kein Median angegeben. Die höchste gemessene Einzelkonzentration liegt bei 30 ng/l, jeweils gemessen in der Flensburger Innenförde, Kieler Bucht, Kieler Außenförde und Lübecker Bucht.

An der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste liegt knapp ein Drittel aller Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l (1999 bis 2000) bzw. 30 ng/l (2001 bis 2002). Gehen diese Messungen mit 50 % in die Mittelwertbildung ein, so resultieren mittlere Konzentrationen zwischen 50 und 150 ng/l.

Die gelösten Cadmiumkonzentrationen (Cd_{gel}) in der **westlichen Ostsee** variieren ähnlich wie in den Vorjahren zwischen 12 und 18 ng/kg und gehen in der **zentralen Ostsee** geringfügig auf Werte zwischen 10 und 15 ng/kg zurück (alle Werte, filtrierte Proben: Minimum 1,3, Maximum 25,5 Median 12,5 ng/kg). Sehr niedrige (Cd_{gel}) Konzentrationen < 8 ng/kg werden im anoxischen Tiefenwasser des Gotland Beckens (Abb. 6) angetroffen. Im sauerstoffarmen Bodenwasser des Bornholm Beckens wird eine ähnliche Tendenz beobachtet. Da hier allerdings nur zeitweise anoxische Bedingungen im Jahresverlauf zu beobachten sind, variieren die Cd_{gel} -Konzentrationen hier zwischen 4 ng/kg (2001) und 10 ng/kg

(2002). Bei den schwebstoffgebundenen Cd-Anteilen (Cd_{SPM}) sind leicht erhöhte Gehalte im Oberflächenwasser der westlichen Ostsee zu beobachten, die auf den ebenfalls erhöhten Schwebstoffanteil in der Wassersäule zurückzuführen sind. Weiterhin fallen die erhöhten Cd_{SPM} -Gehalte im Bodenwasser des Bornholm Beckens sowie im Tiefenwasser des Gotland Beckens auf, welches auf die geochemischen Prozesse unter anoxischen Bedingungen zurückzuführen ist. An der Gesamtkonzentration in der Wassersäule variiert der partikuläre Cd-Anteil zwischen 5 und 10%. Die Cd-Trends in der gelösten Phase zeigen seit 1999 eine tendenzielle Abnahme in der westlichen Ostsee sowie im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee. Inwieweit die stagnierenden reduzierenden Bedingungen im Tiefenwasser der zentralen Ostsee einen Einfluss auf den Cd-Export aus dem Oberflächenwasser haben, ist z. Zt. nicht bekannt (DIPPNER and POHL [2004]).

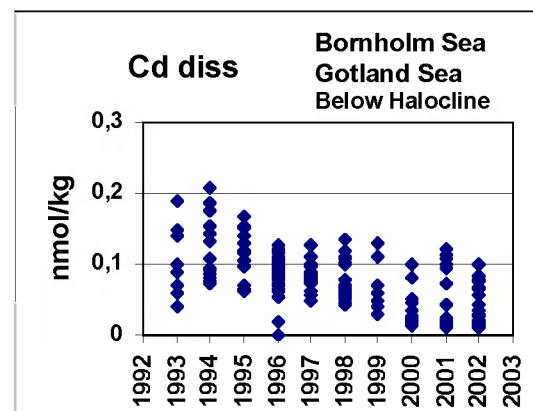
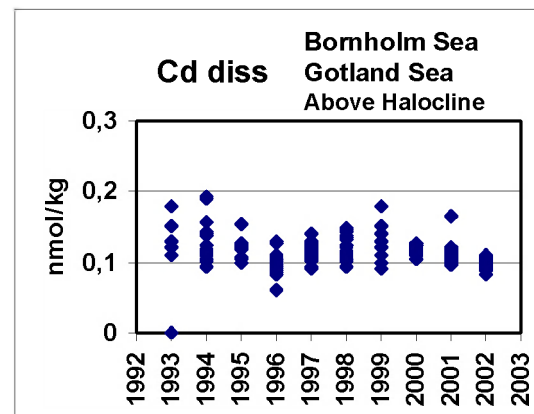


Abb. 6: Trends für Cadmium (gelöst) im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee im Zeitraum 1993 bis 2002

Fig. 6: Temporal trend of dissolved cadmium in surface and bottom waters of the Baltic Proper from 1993 to 2002

Sediment

Die Cadmiumgehalte an den Stationen der **westlichen Ostsee** in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ variieren zwischen 0,33 mg/kg TM (entspricht 9 mg/kg Al) in der Mecklenburger Bucht und 1,8 mg/kg TM (entspr. 35 mg/kg Al) in der Kieler Innenförde. In der Schlei werden 1,0 mg/kg TM (entspricht 25 mg/kg Al) und in der Neustädter Bucht 1,5 mg/kg TM (entspricht 34 mg/kg Al) gemessen. Der Cadmium-Median aller oben angeführten Stationen liegt im Jahr 2000 bei 1,0 mg/kg TM. Zum Vergleich: Der Cadmium-Median aller Stationsdaten des Zeitraums 1993 bis 1998 liegt ebenfalls bei 1,0 mg/kg TM (LANU).

Die mittleren Cadmiumgehalte in den Sedimenten (Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$) an den Stationen der **mecklenburg-vorpommerschen Küste** liegen zwischen 1 und 3,5 mg/kg TM (BACHOR [2001]). Mittlere Gehalte um 1 mg/kg TM werden in den Sedimenten von Wismar-Bucht, Unterwarnow und Darß-Zingster Bodden angetroffen. In den östlichen Küstengewässern führen die hohen Cadmiumfrachten der Oder zu einer Cd-Anreicherung in den Sedimenten. Die höchsten Cadmiumgehalte sind im Kleinen Haff nachzuweisen (Abb. 7).

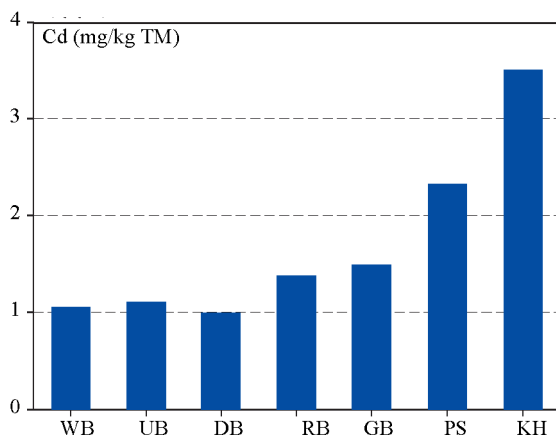


Abb. 7: Cadmiumgehalte in Sedimenten (Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 bis 2000

Fig. 7: Mean cadmium concentrations in fine grained sediments (fraction $< 20 \mu\text{m}$) from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, mean values from 1995 to 2000

WB = Wismar Bucht; UW = Unterwarnow; DB = Darß-Zingster Bodden; RB = Rügensch Bodden; GB = Greifswalder Bodden; PS = Peenestrom; KH = Kleines Haff

Die im Untersuchungszeitraum 1999 bis 2002 in der Warnowmündung vorgefundenen Cadmiumkonzentrationen variieren zwischen Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze ($< 0,1 \text{ mg/kg TM}$) und einem Maximalwert von 1,35 mg/kg TM, welcher im Jahr 2001 am Werftstandort Warnowmünde gemessen wurde. Die geogenen Hintergrundgehalte von 0,3 mg/kg werden in der Warnowmündung in der Regel um das zwei- bis dreifache überschritten. Der Median liegt mit 0,7 mg/kg etwas unter dem 1997/1998 ermittelten.

Im Zentralbereich des Greifswalder Boddens werden im Jahr 2001 Maximalwerte von bis zu 22,4 mg/kg TM gemessen. Der Median liegt im Greifswalder Bodden bei 1,4 mg/kg und damit über dem 1997/1998 festgestellten Wert. Die Konzentrationswerte des Greifswalder Boddens übersteigen in der Regel die natürlichen Hintergrundgehalte um das Drei- bis Vierfache (Tab. 6).

Biota

Miesmuscheln

Die Cadmiumgehalte in den Muscheln aus den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern** variieren zwischen 1,1 mg/kg TM (Eckernförder Bucht) und 2,3 mg/kg TM (Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 1,7 mg/kg TM.

Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Eckernförder Bucht bei 1,1 mg/kg TM und der Flensburger Förde bei 1,9 mg/kg TM (LANU)

An der **mecklenburg-vorpommerschen Küste** variiert der mittlere Cadmiumgehalt zwischen 0,72 und 5,1 mg/kg TM. Die Proben aus der inneren Wismar-Bucht und aus der Unterwarnow weisen mit Abstand den geringsten Cadmiumgehalt auf. Das Belastungsniveau der Muscheln aus den anderen 4 Seegebieten ist um den Faktor 3 - 5 höher. Der höchste mittlere Cadmiumgehalt wurde mit durchschnittlich 4,6 mg/kg TM in den Muscheln von der Oderbank gemessen. Im Januar 2000 wurden dort 5,1 mg/kg TM gemessen. Der höchste Einzelwert liegt bei 6,0 mg/kg TM. Die räumliche Variabilität der Gehalte ist beim Cadmium vergleichsweise am höchsten (Tab.7).

Cadmium	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-holst. Küstengewässer	0,33	1,0	1,8
Westl.Ostsee Mecklenbg.-Vorpomm.	0,3	0,58	1,6
Warnowmündung	<0,1	<0,1	0,7
Vorpommersche Bodden	<0,1	0,7	5,0
Greifswalder Bodden	1,0	1,3	1,8
Kleines Haff	1,2	2,4	2,8

Tab. 6: Cadmiumgehalte (mg/kg TM) in der Feinkornfraktion < 20 µm von Oberflächensedimenten im Jahr 2000

Tab. 6: Cadmium concentrations (mg/kg dry weight) in the fine grained fraction < 20 µm of surface sediments in 2000

Cd (mg/kg TM)					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	1,7	1,9	1,4	2,0
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	1,2	1,4	1,3	1,3
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	0,72	1,3	1,2	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	0,96	2,0	1,3	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	3,2	3,5	2,6	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	3,2	2,7	2,3	
Nördlich Zingst	LUNG*	3,7	4,3	3,6	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	5,1	4,3	4,4	
Darßer Ort	UPB	1,9	2,3	1,9	1,6

Tab. 7: Mittlere Cadmiumbelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der schleswig-holsteinischen Ostseeküste und Mecklenburg-Vorpommerns (mg/kg TM)

* N = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab. 7: Mean cadmium concentrations [µg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* N = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

Fische

Der Gehalt an Cadmium in **Barschen** aus dem Küstenbereich **Mecklenburg-Vorpommerns** ist im Beobachtungszeitraum sehr gering und liegt mit Ausnahme des Jahres 1999 unter 1,3 µg Cd/kg Frischmasse und damit deutlich unterhalb des Richtwertes von 100 µg/kg nach der Rückstandshöchstmengenverordnung.

Die Cadmiumgehalte in **Dorsch** sind über den Zeitraum 1997 bis 2000 stabil. Die Unterschiede zwischen den Jahren liegen im Bereich der natürlichen Schwankungen. In **Hering** ist dagegen eine abnehmende Tendenz zu erkennen. Unter Berücksichtigung der Unterschiede im Probenmaterial, in Bezug auf das Alter (entspr. Größe und Länge) der Tiere, relativiert sich der Wert von 1999 nach oben, so dass sich vom Zeitraum 1997/98 auf 1999/2000 eine Abnahme um etwa 30% ergibt (Tab. 8).

Gebiet	Datenherkunft	Art	Jahr	Cd [$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG]
Küstenbereich MV	LFA-MV	Barsch	1999	1,6
			2000	<1,3
			2001	<1,3
			2002	<1,3
Arkona See	BFAFi*	Hering	1997	594
			1998	644
			1999	333
			2000	434
Arkona See	BFAFi*	Dorsch	1997	35,8
			1998	55,7
			1999	38,1
			2000	40,7

* Median

Tab. 8: Mittlere Cadmiumbelastung der Fische in den Gewässern vor der Küste von Mecklenburg-Vorpommerns ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht, Leber)

Tab. 8: Mean cadmium concentrations ($\mu\text{g}/\text{kg}$ wet weight, liver) in fish from the Arkona Sea area off Mecklenburg-Vorpommern

233 Blei

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, aber kein lebensnotwendiges Element. Es wird seit historischen Zeiten durch den Menschen verarbeitet. In der jüngeren Zeit wurde und wird Blei unter anderem für die Herstellung von Batterien und Akkumulatoren, als Additiv zu Kraftstoffen (Tetraethylblei), für Verlotungen, in Farbpigmenten und im Korrosionsschutz eingesetzt. In die Atmosphäre gelangt Blei durch eine Vielzahl von Verbrennungsprozessen, und durch Emissionen aus dem Straßenverkehr. Eine signifikante Minderung der Bleibelastung der Atmosphäre wurde durch die Einschränkung bzw. das Verbot von Bleizusätzen zu Kraftstoffen in den achtziger Jahren erreicht.

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. Vergiftungserscheinungen betreffen hauptsächlich Nieren, Hoden, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Biosynthese des Hämoglobins.

Wasser

In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern liegen 95% aller Bleiwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,2 \mu\text{g}/\text{l}$, daher wird kein Median angegeben. In der Kieler Außenförde wird im Februar 1999 ein Gehalt von $0,4 \mu\text{g}/\text{l}$ gemessen.

Die Bleikonzentrationen an der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste liegen überwiegend im messbaren Bereich, d.h. es wird nur relativ selten die Bestimmungsgrenze von $0,2 \mu\text{g}/\text{l}$ unterschritten. Blei ist ein sehr partikelreaktives Element. Höhere Messwerte werden daher in Wasserproben mit hohem Schwebstoffanteil nachgewiesen. Die mittleren Konzentrationen bewegen sich meist zwischen $0,5$ und $1 \mu\text{g}/\text{l}$. Erhöhte Werte treten im flachen Kleinen Haff auf.

In der westlichen **offenen Ostsee** variieren im Jahre 2002 die gelösten Pb_{gel} - und partikulären Pb_{SPM} -Bleikonzentrationen im Vergleich zu 2001 auf einem höheren Konzentrationsniveau zwischen 60 bis $180 \text{ ng}/\text{kg}$ für Pb_{gel} bzw. 40 bis $120 \text{ ng}/\text{dm}^3$ für Pb_{SPM} . Sie sind damit um den Faktor 5 bis 8 höher als in der zentralen Ostsee. Am häu-

figsten wird hier der Pb_{gel} -Konzentrationsbereich zwischen 2 - 14 ng/kg frequentiert. Der schwebstoffgebundene volumenbezogene Bleianteil entspricht ca. 50% der Gesamtkonzentrationen in der Wassersäule.

Die vertikale Bleiverteilung an den Tiefenstationen variiert sowohl in der gelösten wie auch der partikulären Phase ähnlich den Vorjahren stark. Erste Vermutungen gehen dahin, dass zum einen der Anteil von Al-Fe-Silikaten in der Wassersäule eine Ursache ist, die sich auf die Bleispeziation (gelöst/partikulär) auswirkt, zum anderen könnten die reduzierenden Bedingungen und die damit verbundene Änderung der Manganspeziation [Mn(II)/Mn(IV)] ebenfalls Einfluss auf die vertikale Bleiverteilung nehmen.

Eine Abnahme der Bleikonzentrationen ist vor allem im Oberflächenwasser der zentralen Ostsee zu beobachten. Aufgrund der ausgeprägten Affinität zu Partikeln beträgt die Aufenthaltswahrscheinlichkeit des gelösten Bleis in der Wassersäule nur ca. 4 Monate, d. h. gelöstes Blei wird sehr schnell aus der Wassersäule entfernt und im Sediment angereichert.

Sediment

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen** Küstengewässer variieren die Bleigehalte in der Fraktion $< 20 \mu m$ zwischen 41 mg/kg TM (entspricht 1025 mg/kg Al) in der Schlei und max.

180 mg/kg TM (entspr. 3600 mg/kg Al) in der Flensburger Förde/Glücksburg. In die Kieler Innenförde werden 130 mg/kg TM (entspr. 2550 mg/kg Al) und in der Lübecker und Neustädter Bucht jeweils 160 mg/kg TM (entspr. 3480 bzw. 3640 mg/kg Al) gemessen. Der **Blei-Median** aller Stationen liegt im Jahr 2000 bei 86 mg/kg TM. Zum Vergleich: Der Blei-Median aller Stationsdaten des Zeitraums von 1993 bis 1998 lag bei 94 mg/kg TM. Ein Vergleich der Bleigehalte (mg/kg TM) in der Feinkornfraktion $< 20 \mu m$ von Oberflächensedimenten im Jahr 2000 ist in Tab. 9 zusammengestellt.

Die feinkörnigen Sedimente der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** weisen mittlere Bleikonzentrationen zwischen 37 und 100 mg/kg TM auf. Die geringsten Werte werden in den Darß-Zingster Bodden, die höchsten im Kleinen Haff gemessen (Abb. 8). Die Anreicherungen im Haff können auf die Bleifrachten der Oder zurückgeführt werden (EIDAM et al. [2000]).

Die im Berichtszeitraum im Greifswalder Bodden nachgewiesenen Bleikonzentrationen bewegen sich zwischen 13,3 und 237 mg/kg TM. Der ermittelte Median für den Zeitraum 1999 bis 2002 liegt im Gegensatz zu den Jahren 1997/98 (61,5 mg/kg TM) bei niedrigeren 50 mg/kg TM. Die Maximalkonzentration von 237 mg/kg TM wird im Jahre 2001 an der Station Fähre Stahlbrode gemessen. Die geogenen Hintergrundgehalte für Blei werden im Greifswalder Bodden teilweise um das 8-fache überschritten.

Blei	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-holst. Küstengewässer	41	86	180
Westl. Ostsee Mecklenbg.-Vorpomm.	57	85	180
Warnowmündung	25	43	81
Vorpommersche Bodden	16	49	141
Greifswalder Bodden	65	82	94
Kleines Haff	54	115	160

Tab. 9: Bleigehalte [mg/kg TM] in der Feinkornfraktion $< 20 \mu m$ von Oberflächensedimenten im Jahr 2000

Tab. 9: Lead concentrations [mg/kg dry weight] in the fine grained fraction $< 20 \mu m$ of surface sediments in 2000

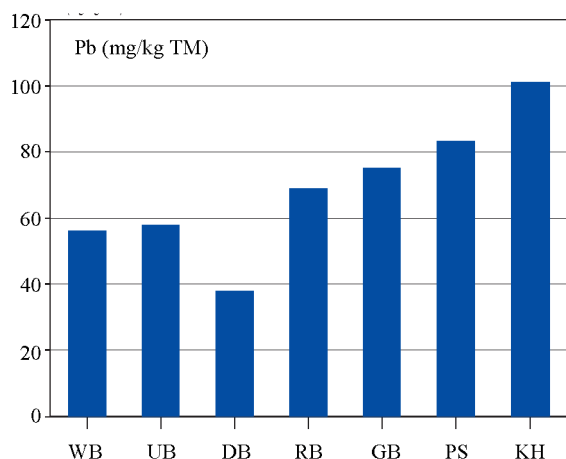


Abb. 8: Bleigehalten in Sedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 bis 2000

Fig. 8: Mean lead concentrations in fine grained sediments (fraction < 20 µm) from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, mean values from 1995 to 2000

WB = Wismar Bucht; UB = Unterwarnow; DB = Darß-Zingster Bodden; RB = Rügensch Bodden; GB = Greifswalder Bodden; PS = Peenestrom; KH = Kleines Haff

Die Warnowmündung weist gegenüber dem Greifswalder Bodden eine kleinere Konzentrationsspanne von 17 bis 117 mg/kg TM auf. Der ermittelte Median von 44 mg/kg TM liegt in ähnlicher Größenordnung wie in den Jahren 1997/98. Die geogenen Hintergrundgehalte für

Blei werden in der Warnowmündung um das Vierfache überschritten.

Biota

Miesmuscheln

Die Bleigehalten der Muscheln aus den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern (LANU) variieren zwischen 2,4 mg/kg TM (Eckernförder Bucht) und 4,0 mg/kg TM (Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 2,8 mg/kg TM.

Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Flensburger Förde bei 1,6 mg/kg TM und der Eckernförder Bucht bei 2,0 mg/kg TM. In den Miesmuscheln der Flensburger Förde ist der im Herbst gemessene Gehalt deutlich höher im Vergleich zum Frühjahr.

An der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste (LUNG, UPB) liegt der Blei Gehalt der Miesmuscheln im Mittel zwischen 0,67 und 3,5 mg/kg TM. Am geringsten sind die Muscheln aus der inneren Wismar-Bucht belastet. Die höchsten durchschnittlichen Bleirückstände wurden in den Muschelproben nördlich Zingst und am Darßer Ort gemessen (Tab.10).

Pb [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	1,80	4,00	1,4	2,3
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	1,70	3,20	1,8	2,2
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	0,67	1,20	1,1	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	1,20	2,00	1,2	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	2,0	1,10	1,4	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	1,9	0,90	1,0	
Nördlich Zingst	LUNG*	2,1	1,30	1,6	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	1,4	0,55	1,2	
Darßer Ort	UPB	2,8	2,70	3,5	

Tab.10: Mittlere Bleibelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste und von Mecklenburg-Vorpommern [mg/kg TM]

* n = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab.10: Mean lead concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) [mg/kg dry weight] from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* n = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

Fische

Die Bleigehalte in **Barschen** aus dem Küstenbereich **Mecklenburg-Vorpommerns** liegen mit Ausnahme des Jahres 1999 unter 20 µg Pb/kg Frischmasse. Der Richtwert nach RHmV beträgt 500 µg/kg Blei. Die Abnahme der Bleigehalte in **Hering** im Jahr 1999 ist offensichtlich nur darauf zurückzuführen, dass die untersuchten Exemplare in diesem Jahr alle einjährig sind und entsprechend weniger akkumuliert haben. Die Exemplare im Jahr 2000 sind etwas größer als in den Jahren 1997/98, so dass ein Teil der starken

Zunahme darauf zurückzuführen ist. In der Tendenz ist aber keine Abnahme der Bleibelastung bei Heringen zu erkennen. Im **Dorsch** ist dagegen eine Tendenz zu niedrigeren Bleigehalten zu erkennen. Ein Teil der Abnahme ist wiederum auf die Größenunterschiede zurückzuführen, die Exemplare 1997/98 sind im Durchschnitt größer als 1999/2000, aber dieses allein erklärt nicht die Abnahme um über 50%. Die individuelle Streuung der Messwerte innerhalb eines Jahrgangs kann deutlich größer als die Unterschiede der mittleren Gehalte zwischen verschiedenen Jahren ausfallen (Tab. 11).

Gebiet	Datenherkunft	Art	Jahr	Pb [µg/kg FG]
Küstenbereich MV	LFA-MV	Barsch	1999	28,00
			2000	<20,00
			2001	<20,00
			2002	<20,00
Arkona See	BFAFi*	Hering	1997	32,9
			1998	33,1
			1999	20,0
			2000	50,8
Arkona See	BFAFi*	Dorsch	1997	40,6
			1998	39,3
			1999	15,7
			2000	15,0

Tab. 11: Mittlere Bleibelastung der Fische in den Gewässern vor der Küste von Mecklenburg-Vorpommerns [µg/kg Leber Frischgewicht]

Tab. 11: Mean lead concentrations ([µg/kg wet weight]; liver) in fish from the Arkona Sea area off Mecklenburg-Vorpommern

234 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und ist daher von zentraler Bedeutung für den Stoffwechsel. In erhöhten Konzentrationen kann es jedoch ähnlich giftig wirken wie die nicht-essentiellen Schwermetalle Blei oder Quecksilber. Kupfer ist toxisch, wenn die Kapazität der homeostatischen Regulierung im Körper überschritten wird, d.h. wenn überschüssiges Kupfer nicht mehr an die vorhandenen Kupferproteine gebunden werden kann.

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

In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern liegen für Kupfer 14% aller Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Der Kupfer-Median liegt bei 0,7 µg/l, eine maximale Konzentration von 2,6 µg/l ist an der Station „Kieler Außenförde“ (Juni 1999) gemessen worden.

In den **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässern kommen nur selten Kupferwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l vor. Im Mittel liegen die Kupferwerte bei 1 bis 1,5 µg/l. Erhöhte Werte treten in Wasserproben mit hohem Schwebstoffanteil auf. Dies ist besonders im Kleinen Haff der Fall. Hier liegt der Mittelwert der Jahre 2000 und 2001 bei 3 µg/l.

Die gelösten und partikulären Kupferkonzentrationen Cu_{gel} , Cu_{SPM} in der **offenen Ostsee** sind

vergleichbar zu den Vorjahren und liegen überwiegend im Konzentrationsbereich zwischen 0,3 bis 0,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Cu_{gel} sowie $< 0,015 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ Cu_{SPM} . Auffallend ist im Jahr 2002 die hohe Cu_{gel} -Konzentration ($\sim 0,9 \mu\text{g}/\text{kg}$) an der Station 12 im 15-m-Tiefenhorizont der Mecklenburger Bucht. Eine Probenkontamination wird hier ausgeschlossen, da sowohl die Cd_{gel} als auch die Pb_{gel} - und Zn_{gel} -Konzentrationen im Normbereich liegen. Da Kupfer primär in der gelösten Fraktion meistens organisch komplexiert vorliegt, hat es eine längere Aufenthaltszeit in der Wassersäule. Die partikuläre Fraktion in der Wassersäule nimmt mit $< 5\%$ nur einen geringen Anteil ein. Kupfer wird primär über die Flüsse eingetragen, es korreliert in der Ostsee negativ zum Salzgehalt. Mit der partikulären Phase wird

es nur langsam aus dem Oberflächenwasser eliminiert, was zu einer geringen „Anreicherung“ im Oberflächenwasser der zentralen Ostsee führen kann. Im Vergleich dazu werden die Konzentrationen in der westlichen Ostsee durch Vermischungsprozesse mit Nordseewasser beeinflusst.

Erhöhte Kupfergehalte in der partikulären Phase Cu_{SPM} ($0,04 - 0,06 \mu\text{g}/\text{dm}^3$) sind in der westlichen Ostsee sowie im anoxischen Tiefenwasser des Gotland Beckens zu beobachten, welches auf die geochemischen Prozesse zurückzuführen ist.

Für die gelösten Kupferkonzentrationen sind seit 1999 geringfügig abnehmende Trends in der westlichen Ostsee, sowie im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee zu beobachten (Abb. 9).

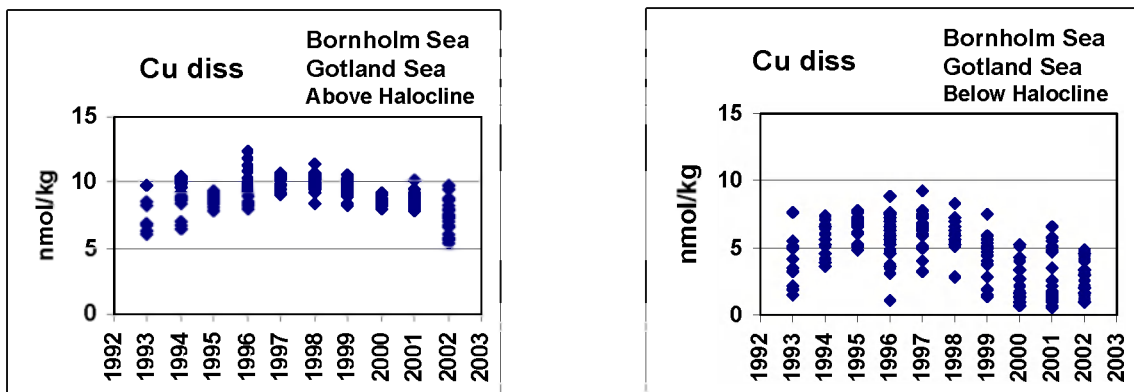


Abb. 9: Trends für Kupfer (gelöst) im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee im Zeitraum 1993 bis 2002

Fig. 9: Temporal trend of dissolved copper in surface and bottom waters of the Baltic Proper from 1993 to 2002

Sediment

An den Stationen in den in **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern variieren die Kupfergehalte der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ zwischen 30 mg/kg TM (entspr. 750 mg/kg Al) in der Schlei und max. 140 mg/kg TM (entspr. 2800 mg/kg Al) in der Flensburger Förde/Glücksburg. In die Kieler Innenförde werden 82 mg/kg TM (entspr. 1610 mg/kg Al) und in der Lübecker Bucht 45 mg/kg TM (entspr. 980 mg/kg Al) gemessen. Der Kupfermedian aller Stationen liegt im Jahr 2000 bei 42 mg/kg TM (Tab. 12). Zum Vergleich: Der Kupfermedian aller Stationsdaten des Zeitraums von 1993 bis 1998 liegt bei 38 mg/kg TM.

Die Schlicksedimente der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** weisen mittlere Kupferge-

halte von 30 bis 70 mg/kg TM auf. Die geringsten Werte werden in den Darß-Zingster Bodden gemessen. Höhere Belastungen sind in der Nähe von Häfen anzutreffen, was auf den Einsatz Cu-haltiger Antifoulingmittel schließen lässt (BACHOR 2001). Die höchsten Werte werden in den Hafengebieten von Rostock (240 mg/kg TM) und Wismar (197 mg/kg TM) gemessen.

In den beiden Untersuchungsgebieten Greifswalder Bodden und Warnowmündung werden im Jahr 2001 Maximalwerte von 175 mg/kg TM an der Station Fähre Stahlbrode und am Werftstandort Warnemünde (106 mg/kg TM) gemessen. Die Mediane in diesen Gebieten weisen zwischen 1999 und 2002 ähnliche Größenordnungen wie in den Jahren 1997/98 auf.

Kupfer	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holst. Küstengewässer	30	42	140
Westl.Ostsee Mecklenbg.-Vorpomm.	30	41	63
Warnow-Mündung	24	43	73
Vorpommersche Bodden	16	34	123
Greifswalder Bodden	25	34	55
Kleines Haff	40	63	88

Tab.12: Kupfergehalte [mg/kg TM] in der Feinkornfraktion < 20 µm von Oberflächensedimenten im Jahr 2000

Tab.12: Copper concentrations [mg/kg dry weight] in the fine grained fraction of surface sediments in 2000

Biota

Miesmuscheln

Die Kupfergehalte variieren in **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern zwischen 17,3 mg/kg TM (Eckernförder Bucht) und 47,3 mg/kg TM (Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 21,1 mg/kg TM.

Zum Vergleich: Der Median im Zeitraum 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Flensburger Förde bei 8,3 mg/kg TM und der Eckernförder Bucht bei 9,7 mg/kg TM. Auffällig sind die im Jahr 2000 in den beiden Muschelgebieten ermittelten signifikant höheren Kupfergehalte. In den Miesmuscheln der Flensburger Förde ist die im

Herbst gemessene Konzentration von 47,3 mg/kg TM mehr als doppelt so hoch im Vergleich zum Frühjahr.

In Muscheln von der Küste **Mecklenburg-Vorpommerns** variiert der Kupfergehalt im Mittel zwischen 8,9 und 18,5 mg/kg TM. Die Proben aus den sieben Revieren zeigen in der Regel ein vergleichbares Belastungsniveau, wobei die Muscheln nördlich Zingst und auf der Oderbank die höchsten mittleren Konzentrationen aufweisen. Im Januar 2000 werden in den Muscheln im Bereich der Oderbank und nördlich von Zingst etwas höhere Kupferkonzentrationen als üblich nachgewiesen. Die Messungen im November 2000 erbringen wieder Messwerte in den bekannten Größenordnungen (Tab.13).

Cu [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	8,3	47,3	9,3	18,1
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	9,6	17,3	8,2	10,7
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	10,3	10,4	10,1	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	11,6	11,5	12,5	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	10,3	9,9	9,1	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	11,8	8,9	9,7	
Nördlich Zingst	LUNG*	17,2	13,2	13,2	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	18,5	9,8	10,8	
Darßer Ort	UPB	9,6	11,3	9,9	9,1

Tab. 13: Mittlere Kupferbelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der schleswig-holsteinischen Ostseeküste und von Mecklenburg-Vorpommern [mg/kg TM]

* n = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab. 13: Mean copper concentrations [mg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* n = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

Fische

Die Kupferbelastung in Hering der **offenen Ostsee** zeigt zwischen den Jahren deutliche Schwankungen, die aber bis auf den Anstieg im Jahr 2000 in der Größenordnung der Standard-

abweichungen der Individuen liegen (relative Stdabw. ca. 30 bis 50 % bei n = 15 bis 20). Bei Dorsch ist das Niveau relativ stabil zwischen 4 und 5 mg/kg (Tab. 14). Die biologischen Daten der Proben geben keine Erklärung für die erhöhten Gehalte im Jahr 1998.

Gebiet	Datenherkunft	Art	1997	1998	1999	2000
			Cu [mg/kg FG]	Cu [mg/kg FG]	Cu [mg/kg FG]	Cu [mg/kg FG]
Arkona See	BFAFi*	Hering	2,9	4,1	3,1	5,6
Arkona See	BFAFi*	Dorsch	4,4	7,6	4,4	4,8

*Median

Tab.14: Mittlere Kupferbelastung der Fische in den Gewässern vor der Küste von Mecklenburg-Vorpommerns [mg/kg Frischgewicht]
Tab.14: Mean copper concentrations ([mg/kg wet weight]; liver) in fish from the Arkona Sea area off Mecklenburg-Vorpommern

235 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Mangel an diesem Element hat negative Auswirkungen auf das Wachstum und Wohlergehen von Pflanzen, Tieren und Menschen. Der Tagesbedarf des Menschen liegt zwischen 5 und 40 mg. Die Giftigkeit anorganischer Zinkverbindungen ist gering. Einige Pflanzen-, Phytoplankton- und Fischarten reagieren empfindlich 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.

Wasser

Für Zink im Wasser der **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** liegen 22% aller Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1,0 µg/l. Der Zink-Median liegt mit 1,3 µg/l nur geringfügig über der Bestimmungsgrenze. Die maximale Zink-Konzentration von 6,1 µg/l ist an der Station "NO Schleimünde" im Februar 1999 gemessen worden.

In den **mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässern** variierten die Zinkkonzentrationen

zwischen < 1 und maximal 94 µg/l. Hohe Werte treten fast ausnahmslos bei hohen Schwebstoffgehalten auf. Mit Ausnahme des Kleinen Haffs liegen die mittleren Konzentrationen bei 2 bis 5 µg/l. Mit mittleren 13 µg/l (2001) bzw. 26 µg/l (2002) weist das Kleine Haff eine deutlich höhere Belastung auf.

Die gelösten Zinkkonzentrationen Zn_{gel} in der **offenen Ostsee** variieren ähnlich den Vorjahren zwischen 400 - 800 ng/kg. In der westlichen Ostsee sind die Konzentrationen mit ~1300 ng/kg um den Faktor 2 bis 3 höher als in der zentralen Ostsee. Die volumenbezogenen partikulären Zinkgehalte Zn_{SPM} sind im Jahre 2002 am häufigsten im Bereich zwischen 50 bis 100 ng/dm³ anzutreffen. Bei der vertikalen Verteilung im Gotland Becken fallen ähnlich wie beim Blei die starken Fluktuationen an und zwischen den beiden Grenzschichten Halocline und Redoxcline auf. Hier wird vermutet, dass eine Partikelmodifikation als Resultat von Aggregation und/ oder dem Zerfall von Aggregaten sowie die selektive Auswahl während der Filtration eine mögliche Ursache ist. Weiterhin muss die Sinkgeschwindigkeit der unterschiedlich großen Aggregate berücksichtigt werden.

Langzeittrends sind auch für Zink nicht zu verzeichnen. Gelöstes Zink zeigt seit 1999 allerdings eine abnehmende Tendenz sowohl in der westlichen Ostsee als auch im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee.

Sediment

Die Zinkgehalte in **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern in der Fraktion $< 20 \mu\text{m}$ variieren zwischen 150 mg/kg TM jeweils in der Schlei und in der Mecklenburger Bucht (entspr. 3750 bzw. 4285 mg/kg Al) und max. 410 mg/kg TM (entspr. 8200 mg/kg Al) in der Flensburger Förde/ Glücksburg.

In der Kieler Innenförde werden 300 mg/kg TM (entspr. 5880 mg/kg Al) und in der Neustädter Bucht 360 mg/kg TM (entspr. 8180 mg/kg Al) gemessen. Der Zinkmedian aller Stationen liegt im Jahr 2000 bei 230 mg/kg TM (Tab. 15). Zum Vergleich: Der Zinkmedian aller Stationsdaten des Zeitraums 1993-1998 liegt bei 240 mg/kg TM.

Die Schlicksedimente der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** weisen mittlere Zinkgehalte von 167 bis 672 mg/kg TM auf. Die geringsten Werte werden in der Darß-Zingster Bodden-Kette gemessen. Stärkere Anreicherungen treten in der Unterwarnow sowie besonders in Haff und Peenestrom auf.

Für die Anreicherungen in Haff und Peenestrom sind die hohen Zinkfrachten der Oder verantwortlich, die zu etwa 15 % über diese Gewässer in Richtung Ostsee abfließt (BUCKMANN et al. [1996]). In der Unterwarnow dürften diffuse Einträge aus dem Stadtgebiet von Rostock eine größere Rolle spielen. Beide Regionen – das Oderhaff und die Unterwarnow im Stadtgebiet

von Rostock – sind *Hot-Spot*-Gebiete an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns (BRÜGMANN et al. [2000]).

Dies wird auch durch die BfG-Untersuchungen bestätigt. Die im Berichtszeitraum gemessenen Zinkgehalte variieren in der Warnowmündung zwischen 84 und 563 mg/kg TM. Die Maximalkonzentration von 563 mg/kg TM ist im Jahr 1999 an der Station der Unterwarnow gemessen worden. In den folgenden Jahren haben die Werte an dieser Station kontinuierlich abgenommen. Im Jahr 2001 werden noch 250 mg/kg TM gemessen. Der Zinkmedian der Warnowmündung liegt bei 260 mg/kg TM. Als natürlicher Hintergrundwert wird für Zinkgehalte im Arkonabecken 70 mg/kg TM angenommen. In der Warnowmündung werden somit die geogenen Hintergrundwerte für Zink i. d. Regel um das Dreifache überschritten.

Im Gebiet des Greifswalder Boddens variieren die gemessenen Zinkkonzentrationen zwischen 0,65 und 1972 mg/kg TM. Maximalkonzentrationen von 1972 mg/kg TM und 846 mg/kg TM sind im Jahr 2001 an der Fähre Stahlbrode und im Jahr 2000 im Zentralbereich des Greifswalder Boddens (977 mg/kg TM) gemessen worden. Die Konzentrationen an der Station Peenestrommündung variieren um Werte zwischen 228 und 386 mg/kg TM. Der ermittelte Median liegt bei 184 mg/kg TM. Die geogenen Hintergrundwerte für Zink werden somit im Greifswalder Bodden mindestens um das zweifache überschritten, im Bereiche der Mündung des Peenestroms um das Drei- bis Fünffache.

Zink	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-holst. Küstengewässer	150	230	410
Mecklenbg.-Vorpomm. Küstengewässer	121	168	374
Warnowmündung	107	260	345
Vorpommersche Bodden	65	166	977
Greifswalder Bodden	150	200	220
Kleines Haff	330	750	1100

Tab. 15: Zinkgehalte [mg/kg TM] in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ von Oberflächensedimenten im Jahr 2000

Tab. 15: Zinc concentrations [mg/kg dry weight] in the fine grained fraction $< 20 \mu\text{m}$ of surface sediments in 2000

Biota

Miesmuscheln

Die Zinkgehalte in Muscheln aus den Gewässern der **schleswig-holsteinischen** Ostseeküste variieren zwischen 164 mg/kg TM (Eckernförder Bucht) und 256 mg/kg TM (Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 206 mg/kg TM.

Zum Vergleich: Der Median im Zeitraum 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Eckernförder Bucht bei 164 mg/kg TM und der Flensburger Förde bei 177 mg/kg TM. Auffällig sind die im Jahr 2000 in den beiden Gewässergebieten ermittelten signifikant höheren Zinkgehalte. Ferner liegen die im Herbst gemessenen

Konzentrationen deutlich über den im Frühjahr ermittelten Werten.

Der mittlere Zinkgehalt der Miesmuscheln von der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste schwankt zwischen 150 und 280 mg/kg TM. Die Muscheln aus der Unterwarnow und nördlich von Zingst zeigen mit über 200 mg/kg TM die höchsten Zinkgehalte (Tab.16).

Fische

Die Zinkgehalte in Hering und in Dorsch aus der offenen Ostsee sind über den Zeitraum 1997 bis 2000 stabil. Die Unterschiede zwischen den Jahren liegen im Bereich der natürlichen Schwankungen (Tab. 17).

Zn [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	171	256	157	183
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	194	229	162	200
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	152	183	183	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	180	280	210	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	175	210	150	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	177	196	157	
Nördlich Zingst	LUNG*	205	223	182	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	193	160	170	

Tab.16: Mittlere Zinkbelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste und von Mecklenburg-Vorpommern [mg/kg TM]

* n = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab.16: Mean zinc concentrations [mg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* n = 6. Concentrations below the detection limit have been included in the mean value computation as detection limit values

Zn [mg/kg FG]						
Gebiet	Datenherkunft	Art	Jahr			
			1997	1998	1999	2000
Arkona See	BFAFi*	Hering	26,1	27,5	31,2	27,2
Arkona See	BFAFi*	Dorsch	19,2	23,4	17,4	17,9

* Median

Tab. 17: Mittlere Zinkbelastung der Fische in den Gewässern vor der Küste von Mecklenburg-Vorpommerns [mg/kg Frischgewicht]

Tab. 17: Mean zinc concentrations ([mg/kg wet weight]; liver) in fish from the Arkona Sea area off Mecklenburg-Vorpommern

236 Arsen

Wasser

Arsenbestimmungen in der Wassersäule werden weder an der schleswig-holsteinischen und der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste noch in der offenen Ostsee durchgeführt.

Sediment

In den Proben aus den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern variieren die Arsengehalte in der Fraktion < 20 µm zwischen 4,4 mg/kg TM (entspr. 110 mg/kg Al) in der Schlei und max. 20 mg/kg TM (entspr. 400 mg/kg Al) in der Flensburger Förde (Glücksburg). In der Kieler Innenförde sowie in der Mecklenburger

und Lübecker Bucht werden jeweils 16 mg/kg TM gemessen (entspr. 314 bzw. 460 bzw. 350 mg/kg Al). Der Arsen-Median aller Stationen liegt im Jahr 2000 bei 15 mg/kg TM (Tab. 18).

Zum Vergleich: Der Arsen-Median aller Stationsdaten des Zeitraums 1993-1998 liegt ebenfalls bei 15 mg/kg TM.

In den **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässern liegen die Mediane der Arsenskonzentrationen im Zeitraum 1999 bis 2002 in der Warnow-Mündung und dem Greifswalder Bodden in ähnlicher Größenordnung wie im Bemessungszeitraum 1997/98. Hohe Arsengehalte von 42 mg/kg TM werden im Jahr 2000 im Zentralbereich des Greifswalder Boddens und 2001 im Mündungsbereich des Peenestroms (28 mg/kg TM), gemessen. Die Maximalkonzentration in der Warnowmündung wird 2001 an der Station Außenküste (R2) mit 26,3 mg/kg TM gemessen.

Arsen	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-holst. Küstengewässer	4,4	15,0	20,0
Mecklenbg.-Vorpomm. Küstengewässer	13,2	19,3	26,4
Warnow-Mündung	8,4	9,1	15,0
Vorpommersche Bodden	5,2	15,0	42,0
Greifswalder Bodden	19,0	22,0	26,0
Kleines Haff	16,0	24,0	34,0

Tab. 18: Arsengehalte [mg/kg TM] in der Feinkornfraktion < 20 µm von Oberflächensedimenten im Jahr 2000

Tab. 18: Mean arsenic concentrations [mg/kg TM] in the fine grained fraction < 20 µm of surface sediments in 2000

Biota

Miesmuscheln

Die Arsengehalte in den Küstengewässern der **schleswig-holsteinischen** Ostseeküste variieren zwischen 5,4 mg/kg TM (Eckernförder Bucht) und 8,5 mg/kg TM (Flensburger Förde). Der Median (vier Datensätze) liegt bei 7,7 mg/kg TM. Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1998 bis 1999 liegt für Miesmuscheln der Eckernförder Bucht bei 5,2 mg/kg TM und der Flensburger Förde bei 8,0 mg/kg TM. In Mies-

muscheln der Eckernförder Bucht ist die im Herbst gemessene Konzentration von 7,7 mg/kg TM deutlich höher im Vergleich zum Frühjahr. An der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste variieren die Arsengehalte der Miesmuscheln zwischen < 2,0 und 16,0 mg/kg TM. Die Muscheln nördlich Warnemünde wiesen den höchsten Arsengehalt auf. An den Stationen nordöstlich Insel Poel, nördlich Warnemünde und Darßer Ort ist für den Berichtszeitraum ein abnehmender Trend zu erkennen. Im Jahr 2001 wird an allen Stationen der geringste Arsengehalt gemessen (Tab.19).

As [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	8,4	7,8	8,1	9,5
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	5,8	7,7	8,3	6,7
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	5,0	7,1	<2,0	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	8,2	9,0	3,5	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	11,5	8,1	2,8	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	16	8,6	3,3	
Nördlich Zingst	LUNG*	8,6	9,5	2,9	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	7,9	8,9	5,0	
Darßer Ort	UPB	7,6	7,1	6,4	5,5

Tab. 19: Mittlere Arsenbelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern der Schleswig-Holsteinischen Ostseeküste und von Mecklenburg-Vorpommern [mg/kg TM]

* n = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab. 19: Mean arsenic concentrations [mg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern

* n = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

237 Nickel

Biota

Miesmuscheln

Mit einem Median von 2,8 µg/kg TM liegen die Nickelwerte aus den **schleswig-holsteinischen** Gebieten geringfügig niedriger als an den weiter östlich liegenden Stationen. Die Werte zeigen einen deutlichen Anstieg um den Faktor zwei innerhalb von drei Jahren an beiden Stationen.

Der durchschnittliche Nickelgehalt der Miesmuscheln von der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste liegt zwischen < 2,0 und 3,8 mg/kg TM, wobei nur in den Muscheln von der Oderbank sowie nördlich Zingst und bei Darßer Ort messbare Gehalte über 3 mg/kg TM nachgewiesen werden. An den Stationen Zingst und Oderbank ist eine ansteigende Tendenz zu erkennen, auch wenn sie gegenüber den westlichen Stationen an der schleswig-holsteinischen Küste wegen der fehlenden Werte von 2002 nicht so deutlich ausfällt (Tab. 20).

Ni [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	2,6	2,3	2,9	5,0
Eckernförder Bucht	LANU/LVUA	2,2	1,7	3,0	4,4
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	<2,0	<2,0	<2,0	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	<2,0	<2,0	<2,0	
nordöstlich Insel Poel	LUNG*	2,0	<2,0	2,0	
nördlich Warnemünde	LUNG*	<2,0	<2,0	2,6	
nördlich Zingst	LUNG*	2,8	3,2	3,3	
nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	3,3	2,8	3,6	
Darßer Ort	UPB	3,2	3,8	3,2	3,4

Tab. 20: Mittlere Nickelbelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns [mg/kg TM]. * n = 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab. 20: Mean nickel concentrations [mg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern. * n = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

23 Chrom

Biota

Miesmuscheln

Der Median der Chromgehalte der Miesmuscheln an den **schleswig-holsteinischen** Stationen Flensburger Förde (FF) und Eckemförder Bucht (EB) über den Zeitraum 1999 bis 2002 und alle Probenahmen liegt bei 1,1 mg/kg TM. Von den in der Tabelle aufgeführten Herbstwerten weicht ledig-

lich der Wert für 2002 aus der Flensburger Förde mit 3,9 mg/kg deutlich ab. Werte über 2 mg/kg TM werden sonst nur im Frühjahr 2000 (FF) und 2001 (FF, EB) gemessen.

Der mittlere Chromgehalt der Miesmuscheln vor **Mecklenburg-Vorpommern** bewegt sich zwischen 0,56 und 1,7 mg/kg TM. Die Muscheln von der Oderbank und nördlich Zingst zeigen mit über 1 mg/kg TM die höchsten Chromgehalte. Mit Ausnahme der Stationen Wismar und Unterwarnow ist in den anderen Gebieten eine abnehmende Tendenz zu erkennen (Tab. 21).

Cr [mg/kg TM]					
Gebiet	Datenherkunft	Jahr			
		1999	2000	2001	2002
Flensburger Förde	LANU/LVUA	1,5	1,1	1,2	3,9
Eckemförder Bucht	LANU/LVUA	0,78	0,95	1,0	1,1
Wismar-Bucht Wendorf	LUNG*	0,56	0,77	0,68	
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	LUNG*	0,57	0,90	0,73	
Nordöstlich Insel Poel	LUNG*	0,96	0,98	0,82	
Nördlich Warnemünde	LUNG*	1,0	1,0	0,82	
Nördlich Zingst	LUNG*	1,4	1,3	1,2	
Nördlich Insel Usedom Oderbank	LUNG*	1,7	1,2	1,3	

Tab.21: Mittlere Chrombelastung der Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns [mg/kg TM)]. * n= 6. Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt

Tab.21: Mean chromium concentrations [mg/kg dry weight] in blue mussels (*Mytilus ed.*) from the Baltic Sea coastal waters of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern. * n = 6. Concentrations below the determination limit have been included in the mean value computation as determination limit values

239 Altlasten in der Lübecker Bucht

In den 60er Jahren wurden in der Lübecker Bucht schwermetallhaltige Stäube und Schlämme verklappt. Geologische Kartierungsarbeiten, die im Herbst 2001 in diesem Gebiet durchgeführt wurden, haben ergeben, dass diese Altlast nach wie vor eine relevante Quelle für Schwermetalle darstellt. Obwohl das eigentliche Verklappungsgebiet nur eine relativ kleine Fläche einnimmt, wurden erhöhte Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der Lübecker und der Mecklenburger Bucht nachge-

wiesen. Windbedingte Turbulenzen, Bioturbation durch benthische Organismen und stärkere Strömungen am Meeresboden führen hier zu einer stetigen Vermischung, Resuspension und Verfrachtung des schwermetall-kontaminierten Sedimentes.

Die Station LB2, Altlast Lübecker Bucht, zeigt sehr unterschiedliche und zum Teil auch extrem hohe Belastungen mit Schwermetallen (Tab. 22). Die Ursachen hierfür liegen einerseits in der Zufälligkeit der Probenahme begründet, da die „Altlast“ am Meeresboden ungleichmäßig verteilt vorgefunden wird. Andererseits können hydrodynamisch bedingte Sedimentumlagerungen zu einer zeitweiligen

Remobilisierung von Altlasten führen. Das Jahr 2002 zeigt eine Extremsituation, die auf die genannten Ursachen zurückgeführt werden kann. In jüngster Zeit wurden auch gezielt Verklappungen von nicht-kontaminierten Sedimenten auf dem Areal der historischen Altlast durchgeführt, um diese nachhaltig abzudecken. Über den Erfolg dieser Maßnahmen werden künftige Messungen Auskunft geben. Im Jahr 2001 wurde vom IOW eine Detailstudie zur

Umwelt-Geochemie der historischen Altlast durchgeführt (LEIPE et al. [2005]). Außerhalb der Station LB2 sind die Stationen in der Lübecker Bucht (LB1) und in der Mecklenburger Bucht (M2) Schwerpunkte der Kontamination mit Schwermetallen, da in historischer Zeit Material von der Verklappungsstelle in einem weiten Umfeld verteilt wurde (siehe LEIPE, T., TAUBER, F., BRÜGMANN, L., IRION, G. und U. HENNINGS [1998]).

	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Cu (µg/g)	Cd (µg/g)	Hg (ng/g)	As (µg/g)
1999	65	130	25	0,34	119	16,8
2000	508	913	95	2,38	760	31,0
2001	644	961	92	1,41	751	32,8
2002	1662	2324	168	4,33	2150	80,0

Tab. 22: Schwermetallkonzentrationen in der Feinkornfraktion < 20 µm an der Station LB2 (Altlast /Lübecker Bucht)

Tab. 22: Heavy metal contents in the fine grained fraction < 20 µm of sediments from station LB2 (Luebeck Bight/former dumping area)

Zusammenfassung und Bewertung

Wasser

In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern lassen sich keine regionalen Belastungsschwerpunkte erkennen, die Ergebnisse stimmen mit denen des Berichtszeitraums 1997/ 1998 weitestgehend überein.

Die untersuchten Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** weisen nur geringfügige Konzentrationsunterschiede auf. Erhöhte Konzentrationen werden für Zink, Blei und Kupfer in den unfiltrierten Wasserproben aus dem Kleinen Haff nachgewiesen, was ursächlich auf die schwebstoffgebundenen Schwermetallfrachten der Oder zurückgeführt werden kann, die z. T. das westliche Oderästuar mit Kleinem Haff und Peenestrom passieren.

Wie in den Vorjahren wies die Schwermetallverteilung im Wasser der **offenen Ostsee** im Zeitraum zwischen 1999 und 2002 keine deutlichen Veränderungen auf. Regionale Konzentrationserhöhungen, wie sie z. B. in den letzten Jahren in der westlichen Ostsee zu beobachten waren, werden auf den sehr variablen Schwebstoffanteil in der Wassersäule zurückgeführt. Dieser Schwebstoffanteil ist abhängig von der Windsituation und der bodennahen Durchmischung der Wassersäule und dem damit verbundenen Eintrag von

besonders feinkörnigen Oberflächensedimenten, die trotz Filtration das Filter passieren können. In diesem Zusammenhang spielt das ehemalige Verklappungsgebiet in der Lübecker Bucht (s. Kap. 2.3.9) eine besondere Rolle, an dem gezeigt wird, dass Altlast nach wie vor eine relevante Quelle für Schwermetalle darstellt.

Seit 1995 hat eine neue Stagnationsperiode begonnen, die Einfluss auf die geochemischen Prozesse der Schwermetalle in den einzelnen Ostseebecken nimmt. Seit 1999 hat sich diese Stagnationsperiode dadurch verstärkt, das z. B. im Gotland Becken unterhalb 130 m das gesamte Jahr hindurch anoxische Bedingungen angetroffen wurden. Die qualitativen Auswirkungen auf die redoxsensitiven Elemente (Mangan, Kobalt, Eisen) und die durch Sulfidfällung beeinflussten Elemente (Cadmium, Kupfer, Blei, Zink, Quecksilber) ist bekannt. Wie hoch der quantitative Export von Metallen aus dem Oberflächenwasserkörper in den Tiefenwasserkörper ist, ist z. Zt. nicht bekannt.

Sediment

In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern lassen sich für die Elemente Cadmium, Blei, Kupfer und Zink regionale Belastungsschwerpunkte in der inneren Flensburger Förde, der Kieler Förde und der Lübecker Bucht erkennen. Ein Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2000 mit den jeweiligen Medianwer-

ten des Zeitraums 1993 bis 1998 zeigt allerdings nur geringe Unterschiede, so dass ein Trend nicht erkennbar ist.

Für die **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässer zeigen sich für die Elemente Blei, Cadmium, Kupfer, Zink, Quecksilber und Chrom deutliche regionale Belastungsunterschiede. Die höchsten Schwermetallbelastungen weisen die Sedimente aus dem Kleinen Haff auf. Hierfür sind die Schwermetalleinträge aus der Oder verantwortlich zu machen. Erhöhte Zink-, Kupfer- und Bleigehalte werden auch in der Unterwarnow nachgewiesen, was auf lokale anthropogene Quellen (Werften, hoher Grad der Urbanisierung des unmittelbaren Einzugsgebietes, Sportboothäfen) zurückzuführen ist. Die geringsten Schwermetallgehalte weisen die Sedimente aus den Darß-Zingster Bodden auf. Wiederholungsmessungen in ausgewählten Küstengewässern zeigen bisher keine erkennbaren zeitlichen Veränderungen. Von den übrigen Stationen fällt besonders die Station K7, am Westrand des Arkonabeckens, durch ihre erhöhten Quecksilbergehalte auf.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die Sedimente der Mecklenburg-Vorpommerschen Küstengewässer im Zeitraum von 1999 bis 2002 noch keinen deutlichen Trend der Schwermetallkonzentrationen erkennen lassen.

Biota

Muscheln

Es lassen sich in den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern für die Elemente Cadmium, Kupfer und Arsen regionale Belastungsschwerpunkte in Miesmuscheln der Flensburger Förde im Vergleich zu denen der Eckernförder Bucht erkennen. Die Kupferkonzentrationen sind in beiden Gebieten im Jahr 2000 deutlich höher im Vergleich zu den Medianen des Zeitraums 1998 bis 1999. Für die Elemente Blei, Kupfer und Zink sind die im Herbst gemessenen Konzentration deutlich höher im Vergleich zu den im Frühjahr gemessenen Werten. Bei den übrigen untersuchten Elementen ist dies dagegen nicht festzustellen.

Ein Vergleich der mittleren Spurenmetallgehalte in Muscheln aus **Mecklenburg-Vorpommern** im gesamten Untersuchungszeitraum von 1994 bis 2001 lässt erkennen, dass sich in diesem Zeitraum, mit Ausnahme von Arsen, keine signifikante Änderung im Belastungsniveau der Muscheln vollzogen hat. Bis auf Cadmium ist im Berichtszeitraum 1999 bis 2001 die räumliche Variabilität bei den untersuchten Elementen gering (< Faktor 2). Der von 1999 auf 2001 augenscheinlich

abnehmende Trend für die Arsengehalte an einigen Stationen kann bisher nicht plausibel erklärt werden.

Für die Elemente Chrom, Arsen und Cadmium ist auffallend, dass die Muscheln der näher an den Verschmutzungsquellen liegenden Stationen in der Wismar-Bucht und Unterwarnow eine etwas höhere Kontamination als in den Probenahmeregionen nordöstlich Insel Poel und nördlich Warnemünde aufweisen. Besonders gilt dies für das Element Cadmium, für das um den Faktor 2 - 3 höhere Werte an den Außenstationen nachgewiesen worden sind.

Für den Berichtszeitraum 1999 bis 2001 sind, trotz der Belastungen aus dem Wallensteingraben, der Kläranlage und der Aker MTW-Werft, für die Elemente Chrom, Zink, Arsen, Cadmium und Blei die geringsten mittleren Gehalte in der Wismar-Bucht gemessen worden.

Für die Elemente Chrom, Nickel, Kupfer, Cadmium, Quecksilber und Blei werden die höchsten Gehalte auf der Oderbank, gefolgt von der Station nördlich Zingst vorgefunden. Hier liegt die Vermutung nahe, dass die Oder, als Haupteintragsquelle in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, für die etwas höheren Gehalte verantwortlich zu machen ist. Die höheren Werte auf der Station nördlich Zingst sind dagegen bisher nicht plausibel, da sich hier keine unmittelbaren Kontaminationsquellen befinden und dieses Seegebiet die allgemein beste Wasserqualität an der mecklenburg-vorpommerschen Küste aufweist. Die höchsten mittleren Zink- und Arsengehalte werden in der Unterwarnow bzw. nördlich Warnemünde nachgewiesen.

Als Vergleichswerte werden die von der Oslo/Paris-Kommission (OSPAR) empfohlenen Hintergrund- bzw. Referenzkonzentrationen für Metalle in Miesmuscheln herangezogen. Sie betragen für Cd 70 - 110 µg/kg, für Pb 10 - 190 µg/kg, für Cu 760 - 1100 µg/kg und für Hg 5 - 10 µg/kg, jeweils bezogen auf das Frischgewicht (FG). Bei den Muschelproben vom Darßer Ort (UPB) haben sich im Falle von Cadmium die nachgewiesenen Konzentrationen diesem Referenzbereich deutlich angenähert; im Falle von Blei und Quecksilber liegen die Konzentrationen der Miesmuscheln noch deutlich oberhalb dieses Bereiches.

Fische

Die Schwermetallbelastung in Fischen aus der **offenen Ostsee** hat sich, über den gesamten Zeitraum von 1997 bis 2000 betrachtet, in Hering bei Quecksilber und Cadmium und in Dorsch bei Quecksilber und Blei deutlich verringert, Kupfer- und Bleiwerte in Hering sind angestiegen. Alle anderen Metalle zeigen

keine Tendenz, jedoch in einzelnen Jahre erhöhte Werte: 1998 Cadmium, Kupfer und Zink in Dorsch, und Zink in Hering 1999. Für Aalmuttern lagen für diesen Bericht lediglich Quecksilberwerte vor. Diese zeigen von 1999 zu 2000 einen starken Sprung um ca. 100 % nach oben (26 auf 51 µg/kg), fallen dann etwa um 20 % (41 - 43 µg/kg) und verharren 2001/2002 auf diesem Niveau und sind damit immer noch höher als die Gehalte von 1998 (34 µg/kg FG). Dieser Anstieg deutet sich bei Dorsch mit einer Zunahme um ca. 50 % und bei Hering um ca. 20 % ebenfalls an, das Niveau von 1997/1998 wird aber bei weitem nicht überschritten. Die Ursache für den Anstieg im Jahr 2000 ist nicht bekannt. Die oben angeführten Daten für Wasser (unfiltriert) zeigen im Bereich der Hohen See mit durchschnittlich 2,2 ng/l im Jahr 2000 gegenüber 1,1 und 2,3 ng/l in den Jahren 1997/98 keine weitere Zunahme der Wasserbelastung, ebenso sind in den Küstenbereichen von Mecklenburg-Vorpommern keine deutlichen Veränderungen im Wasser zu erkennen (Mediane für die verschiedenen Probenahmegebiete 1997/98 von 14 - 38 ng/l, und 2000 von 16 - 32 ng/l). In den Sedimenten sind die Werte in diesem Bericht zwar deutlich niedriger als im Bericht 1997/1998, es handelt sich jedoch nicht um die gleichen Gebiete (2000: westl. MV: 0,15 mg/kg TM, 1997/1998 Vorpommersche Bodden: 0,27 mg/kg TM).

Summary and evaluation

Water

In the coastal waters of **Schleswig-Holstein**, no major local pollution hot spots have been identified. The results agree largely with those from the 1997/1998 reporting period.

In the coastal waters of **Mecklenburg-Vorpommern**, there were only minor differences in pollution levels. Elevated levels of zinc, lead, and copper were found in unfiltered water samples from Kleines Haff, attributable to SPM bound heavy metal loads from the river Odra, part of which pass through the western Odra estuary including the Kleines Haff and Peenestrom areas.

As in the preceding years, no major changes in the distribution of heavy metals in the waters of the **open Baltic** were found in the period from 1999 to 2002, and there were no health hazards. Local increases in concentrations observed, e. g., in the western Baltic

during the past few years have been attributed to highly variable SPM levels in the water column. The amount of suspended particulate matter depends on the wind situation and near-bottom mixing of the water column in connection with the input of particularly fine grained surface sediments, which may still be present after filtration. In this context, the former dumping site in the Bay of Lübeck (cf. 2.3.9) is playing a special role because this disused disposal site still constitutes a major source of heavy metal pollution.

A new stagnation period began in 1995, which has an impact on the geochemical processes of heavy metals in the Baltic Sea basins. Since 1999, the stagnation has intensified, e. g. in the Gotland Basin below 130 m anoxic conditions have been found throughout the year. The qualitative impacts on redox sensitive elements (manganese, cobalt, iron) and elements influenced by sulfide precipitation (cadmium, copper, lead, zinc, mercury) are well-known. However, metal exports from the surface water into the bottom water cannot yet be quantified presently.

Sediment

In the coastal waters of **Schleswig-Holstein**, local hot spots of cadmium, lead, copper, and zinc have been found in the inner Flensburg Fjord, the Kiel Fjord, and the Bay of Lübeck. However, a comparison of the data from 2000 with the respective median values for the 1993 - 1998 period shows only minor differences, and a trend cannot be identified.

In the coastal waters of **Mecklenburg-Vorpommern**, there have been marked regional differences in the levels of lead, cadmium, copper, zinc, mercury, and chromium. The highest heavy metal loads were found in sediments from the Kleines Haff area, which is due to heavy metal inputs from the Odra river. Elevated zinc, copper, and lead concentrations have also been found in the Lower Warnow river, which are attributable to local anthropogenic sources (shipyards, conurbations in the catchment area of the river, marinas). The lowest heavy metal levels were found in sediments from the Darß-Zingst coastal lagoons. Repeat measurements in selected coastal waters have not shown any temporal changes. Among the other stations, especially the K7 station at the western margin of the Arkona Basin stood out because of its elevated mercury levels.

Generally, it has been concluded that in the period from 1999 to 2002 a clear trend in heavy metal levels in sediments from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern cannot yet be identified.

Biota

Mussels

In the coastal waters of **Schleswig-Holstein**, regional hot spots of cadmium, copper, and arsenic were found in blue mussels from the Flensburg Fjord, in comparison with mussels from the Eckernförde Bight. Copper concentrations in both regions in 2000 have clearly increased as compared to the 1998 - 1999 medians. The lead, copper, and zinc levels in autumn were clearly higher than in spring. This was not observed with the other elements analysed.

A comparison of the mean concentrations of trace metals in mussels from **Mecklenburg-Vorpommern** throughout the 1994 to 2001 period has shown that, with the exception of arsenic, there has been no significant change in the pollution level of mussels. Apart from cadmium, the spatial variability of the elements analysed in the period from 1999 to 2001 is low (< factor 2). The decreasing trend of arsenic concentrations observed at some of the stations between 1999 and 2001 has not yet been plausibly explained thus far.

The levels of chromium, arsenic, and cadmium in mussels from stations in the Wismar Bight and Lower Warnow river that are closer to the pollution sources were slightly higher than in mussels from the sampling areas northeast of the island of Poel and north of Warnemünde. That applies particularly to cadmium, concentrations of which were higher by the factor 2 – 3 at the outer stations.

In the reporting period 1999 – 2001, the lowest mean concentrations of chromium, zinc, arsenic, cadmium and lead were measured in the Wismar Bight despite pollution from the Wallensteingraben, the sewage treatment plant, and the Aker MTW shipyard.

The highest levels of chromium, zinc, arsenic, cadmium and lead were found in the Oderbank area, followed by the station north of Zingst. The slightly elevated values are probably due to discharges from the river Odra, which is the main input source to the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern. However, an explanation for the elevated levels at the station north of Zingst has not been found so far because there are no sources of contamination in the immediate vicinity and this sea area normally has the best water quality of the entire coast of Mecklenburg-Vorpommern. The highest mean

zinc and arsenic levels are found in the Lower Warnow river and north of Warnemünde.

The background reference concentrations for metals in blue mussels recommended by the Oslo-Paris Commission (OSPAR) have been used as reference values. These values are 70 - 110 µg/kg for Cd, 10 - 190 µg/kg for Pb, 760 - 1100 µg/kg for Cu, and 5 - 10 µg/kg for Hg, referred to wet weight. The cadmium levels found in mussel samples from Darßer Ort (UPB) have clearly approached this reference range; the lead and mercury concentrations in blue mussels are still clearly above this range.

Fish

The heavy metal levels in fish from the **open Baltic Sea** have clearly decreased over the period from 1997 to 2000 as regards mercury and cadmium in herring as well as mercury and lead in cod, while the levels of copper and lead in herring have increased. No trend has been observed for all other metals, but elevated values were found in individual years: in 1998, cadmium, copper, and zinc in cod, and in 1999, zinc in herring. Only the mercury values for eel pout were available for this report. From 1999 to 2000, they increased sharply by about 100 % (from 26 to 51 µg/kg), but decreased subsequently by about 20 % (41 - 43 µg/kg) and stayed at that level in 2001/2002, which is still higher than the levels found in 1998 (34 µg/kg wet weight).

A comparable increase by about 50 % is also observed in cod, and about 20 % in herring, although the level of 1997/1998 is far from being exceeded. The cause of the increase in 2000 is not known. The above data for unfiltered water do not indicate a further increase in water pollution in the area of the high seas, at an average 2.2 ng/l in 2000 as compared to 1.1 and 2.3 ng/l in 1997/98. Also in the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, no marked changes have been identified in water samples (medians of 14 - 38 ng/l in the different sampling areas in 1997/1998, and 16 - 32 ng/l in 2000). The values in sediment given in this report are clearly lower than in the 1997/1998 report, but the areas sampled differ from those of the earlier report (in 2000: western Mecklenburg-Vorpommern 0.15 mg/kg dry weight, in 1997/1998: coastal lagoons Vorpommern 0.27 mg/kg dry weight).

24 Organische Schadstoffe

Messprogramm

Das Messprogramm und die beprobten Stationen sind im BLMP-Messprogramm (BLMP [1999]) zusammengefasst und unter www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/BLMP-Messprogramm/ einsehbar.

Wasser

Messungen im Wasser wurden vom IOW (Februar), BSH (August) und LANU (Sommer) durchgeführt. Im LUNG MV wurde mit der regelmäßigen Untersuchung organischer Schadstoffe im Wasser im Jahre 2000 begonnen. Zwei Messstellen, eine in der Unterwarnow am Werftstandort Warnemünde und eine im Zentralbereich des Kleinen Haffs, wurden monatlich auf

eine große Anzahl von organischen Spurenstoffen untersucht.

Die untersuchten Einzelkomponenten waren zum Teil unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen waren die Ergebnisse meist gut vergleichbar und konnten daher zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden.

Sediment

Untersuchungen im Sediment wurden an der schleswig-holsteinischen (LANU) und der mecklenburg-vorpommerischen Küste (LUNG und BfG) vorgenommen. Im Gebiet der Hohen See (IOW) wurden in dem Berichtszeitraum keine Sediment-Untersuchungen durchgeführt (Abb. 1).

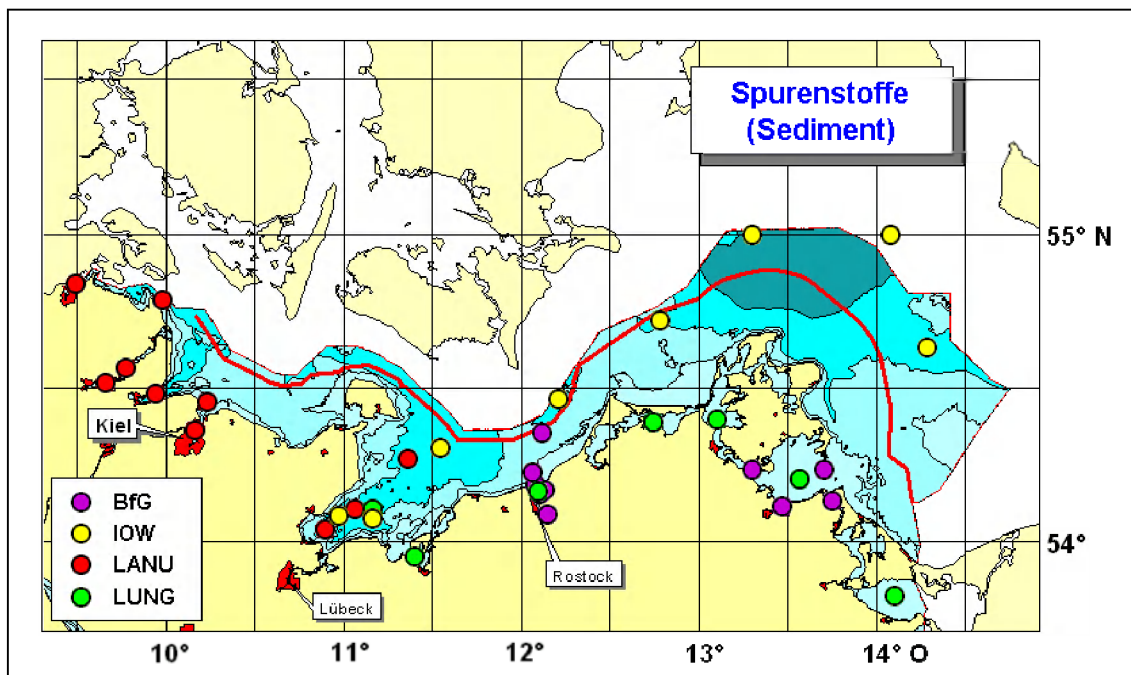


Abb. 1: Probenahmestationen in der Ostsee für die Analyse von Spurenstoffen im Sediment
Fig. 1: Sampling sites in the Baltic Sea for trace analysis in sediments

Autoren des Kapitels 2.4

M. HAARICH, N. THEOBALD, A. BACHOR, M. VON WEBER, K. GRÜN WALD, T. PETENATI,
C. SCHRÖTER-KERMANI, W. JANSEN, A. BLADT

Die an der schleswig-holsteinischen Küste durchgeführten Untersuchungen erfolgen jeweils in zweijährigem Abstand, diesem Bericht liegen die Daten aus dem Jahr 2000 zugrunde.

Die Sedimente sind alle als schlickig zu charakterisieren, und ein leichter Geruch nach Schwefelwasserstoff ist in allen Proben wahrzunehmen. Die TOC-Gehalte (Gesamtsediment) variieren zwischen 36 g/kg TM in der Neustädter Bucht und 106 g/kg TM in der Schlei bei Lindholm. In der Flensburger Förde/Höhe Glücksburg liegt der Gehalt bei 74 g/kg TM und in der Kieler Außenförde bei 40 g/kg TM.

In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns wurden vom LUNG analog zu den anorganischen die organischen Schadstoffe im Zeitraum 1995 - 2000 an 157 Sediment-Messstellen untersucht; ausführliche Ergebnisse sind von BACHOR [2001] dargestellt worden.

Von der BfG wurden programmgemäß jährlich Untersuchungen im Zeitraum von 1999 bis 2002 in den Gebieten Warnowmündung und Vorpommersche Bodden (Greifswalder Bodden) durchgeführt.

Die Gehalte an organischer Substanz (gemessen als TOC) variierten im Gebiet der Warnowmündung zwischen 0,52 g/kg TM und 154 g/kg TM, bei einem Median von 24,7 g/kg TM. Die niedrigsten Gehalte weisen die Stationen der Außenküste auf; die höchsten (107 bis 154 g/kg TM) wurden erwartungsgemäß an der Station der Unterwarnow (Stadthafen) gemessen.

Für das Gebiet des Greifswalder Boddens wurden niedrigere TOC-Gehalte festgestellt; die Konzentrationsspanne reicht dabei von 0,34 bis 49,6 g/kg TM. Der Median beträgt 17,7 g/kg TM. Die niedrigsten Werte wies die Station Landtief auf, die im Jahr 2000 aufgegeben wurde. (s. auch 2.3)

Im Rahmen des BLMP werden derzeit die organischen Schadstoffe einheitlich in der Gesamtprobe (< 2 mm) bestimmt. Die untersuchte Schadstoff-Palette war bei allen Institutionen praktisch gleich, allerdings erschwerten unterschiedliche Bestimmungsgrenzen und z. T. verschiedene Zusammenfassungen von Einzelsubstanzen (DDT-Gruppe,

PCB und PAK) die Gesamtbetrachtung. Obwohl der TOC-Gehalt meist bestimmt worden ist, lagen keine TOC-normierten Daten für den Bericht vor, so dass eine regionale Bewertung der Ergebnisse nur eingeschränkt möglich war (s. Diskussion im Nordsee-Teil).

Biota

Untersuchungen an Biota wurden an Muscheln und Fischen durchgeführt. Miesmuschelproben wurden an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste aus der Flensburger Förde und der Eckernförder Bucht entnommen (LANU); die dazugehörigen Untersuchungen erfolgten im Lebensmittel- und Veterinäramt Neumünster (LVUA). Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) der mecklenburg-vorpommerschen Küste (LUNG) wurden in den Jahren 1999, 2000 und 2001 durch das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) einmal pro Jahr im Herbst von sechs unterschiedlich belasteten Regionen auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht. Von den LANU-Ergebnissen werden in diesem Bericht in den Tabellen und Abbildungen in der Regel nur die Herbstwerte wiedergegeben, welche wie die LUNG-Untersuchungen im Hinblick auf den Probenahmezeitraum den HELCOM-Richtlinien (s. Combine-Manual D.2) in etwa entsprechen. Um zwischen den in Trockenmassen angegebenen Werten des LUNG und den auf Frischgewicht bezogenen Werten des LANU vergleichen zu können, müssen die LANU-Werte durch sieben geteilt werden (entspricht einem mittleren Trockengewicht von 14,3%).

Fische wurden aus dem Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Aalmuttern/UBP), dem Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns (LFA-MV) und der südlichen zentralen Ostsee (Hering und Dorsch/BFAFi) untersucht. Die Kabeljau- und Heringsanalysen sind zur Zeit noch nicht ausgewertet. Über Untersuchungen von Möweneiern auf organische Schadstoffe (Probenahmegebiet Insel Heuwiese im Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft) liegen für den Zeitraum ab 1999 keine Informationen vor. Die Lage der Probenahmeorte ist identisch mit denen für die Bestimmung von Spurenmetallen (s. Abbildung in Kap. 2.3).

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

Wasser

Die HCH-Isomere wurden von den verschiedenen Institutionen zu unterschiedlichen Zeiten gemessen. Obwohl dabei verschiedene Analysemethoden verwendet wurden, sind die Werte gut vergleichbar und ergeben ein kongruentes Gesamtbild.

An den beiden Messstellen in den inneren Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** wurden keine HCH-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l gemessen. Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer (LANU)** lagen nur die γ -HCH über der Bestimmungsgrenze von 0,7 ng/l, die anderen Isomeren lagen stets darunter.

Die Konzentrationen von α -HCH im Oberflächenwasser der **offenen See** lagen 2002 zwischen 0,19 ng/l und 0,47 ng/l mit relativ gleichbleibenden Median-Werten von 0,35 ng/l im Februar und 0,30 ng/l im August. Regional ist eine deutliche Abnahme der α -HCH-Gehalte von der zentralen Ostsee im Osten des Untersuchungsgebiets bis zu den westlichen Stationen zu beobachten (Abb. 2). 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 unbelastetem Nordsee-Wasser über das Kattegatt mit der Altlast in der Ostsee zu erklären, die durch den langsamen Wasseraustausch in der Ostsee noch vorhanden ist. Die Konzentrationen liegen um ca. 50 % unter den Werten aus den Jahren 1997/98 (s.u.), so dass aufgrund des starken Trends die Angabe von Median-Werten für den Untersuchungszeitraum nicht sinnvoll ist.

Die α -HCH-Gehalte in der Ostsee waren 2002 etwa 3 bis 4 mal so hoch wie in der Deutschen Bucht. Zwischen den Jahren 1999 und 2002 waren keine signifikanten Unterschiede in der räumlichen Verteilung der α -HCH-Konzentra-

tionen zu erkennen. Auch die Messungen zwischen Februar und August ergaben kaum Unterschiede.

Die Konzentrationen von β -HCH lagen 2002 zwischen 0,17 bis 0,36 ng/l mit einem Median von 0,27 ng/l im Febr. und 0,30 ng/l im August. Eine räumliche Struktur mit leicht höheren Werten an den östlichen Stationen ist nur schwach ausgebildet. Die Werte sind gegenüber der südlichen Nordsee mindestens um den Faktor 10 höher.

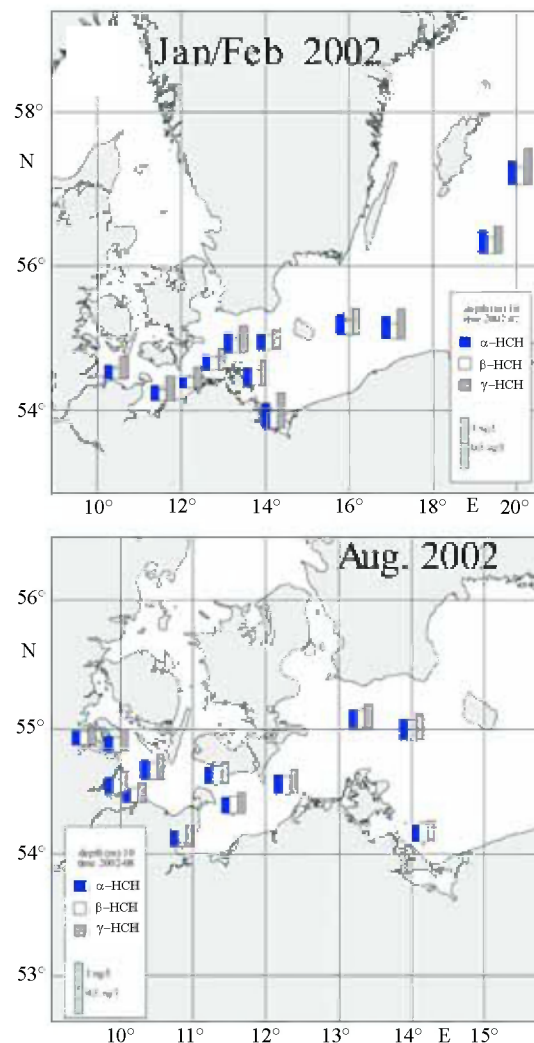


Abb. 2: α -, β - und γ -HCH-Gehalte im Oberflächenwasser (10 m) der Ostsee 2002 in ng/l

Fig. 2: Concentrations (ng/l) of α -, β - and γ -HCH in surface water (10 m layer) of the Baltic Sea in 2002

Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen 2002 zwischen 0,33 und 0,67 ng/l. Wie Abb. 2 zeigt, weisen die γ -HCH-Konzentrationen keinen klar erkennbaren räumlichen Gradienten auf. Die Konzentrationen lagen 2002 um bis zu 75 % unter denen des letzten Berichts (1997/1998); aufgrund des starken Trends ist die Betrachtung von Median-Werten für den Untersuchungszeitraum nicht sinnvoll.

Die Werte lagen 2002 etwa doppelt so hoch wie in der Deutschen Bucht.

Trend

Die 4-maligen Beprobungen des LANU im Frühsommer ermöglichen eine genauere Untersuchung der saisonalen Entwicklung der HCH-Konzentrationen. Auf allen Stationen vor der Schleswig-Holsteinischen Küste war für γ -HCH ein Maximum im Frühsommer (Ende Mai bis Ende Juni) zu beobachten. Die Konzentrationen lagen 2000 mit 0,7 bis 1,5 ng/l z. T. mehr als doppelt so hoch wie im September bzw. wie Anfang Mai. Ein ähnlicher Anstieg ist auch aus der Nordsee bekannt und erklärt sich mit dem Einsatz des Insektizids im Frühjahr. Die Ergebnisse des IOW im Februar und des BSH im August/September unterscheiden sich kaum, da

die Beprobungen jeweils vor und nach dem sommerlichen Maximum stattfinden.

Langfristig haben die HCH-Konzentrationen gegenüber dem letzten Berichtszeitraum (1997 bis 1998) deutlich abgenommen.

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. 3 ist der zeitliche Verlauf der beiden HCH-Isomere im Arkonabecken (Station K4) wiedergegeben. Nach einer starken Abnahme von 1983 bis 1993 hatten sich die Konzentrationen im Zeitraum von 1994 bis 1998 auf einem niedrigen Niveau um 1 ng/l nivelliert. Seit 1999 haben sich die HCH Konzentrationen im Wasser signifikant verringert und liegen im Jahr 2002 deutlich unter 0,5 ng/l, sowohl für α - als auch γ -HCH. Die HCH Konzentrationen waren die niedrigsten seit Beginn der Aufzeichnungen.

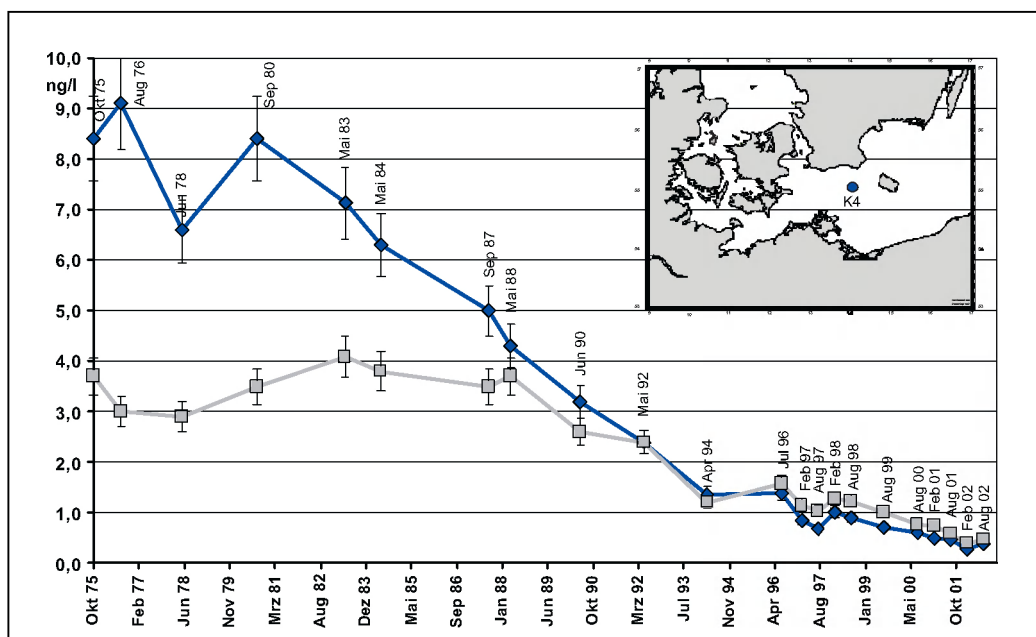


Abb. 3: HCH-Konzentrationen im Arkona-Becken an der Station K4 (3 - 5 m) seit 1975 (blaue Linie = α -HCH, graue Linie = γ -HCH)
 Fig. 3: Long-term trend of HCH concentrations in Baltic Sea surface water at station K4 since 1975 (blue line = α -HCH, grey line = γ -HCH)

Sediment

Die vier HCH-Isomere waren in **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern (LANU) an keiner Station nachweisbar (BG um $1\mu\text{g}/\text{kg}$ TM), bis auf γ -HCH, das in der Lübecker Bucht/Walkyriengrund mit $1,0\mu\text{g}/\text{kg}$ TM gemessen wurde.

Die mittleren HCH-Summengehalte in den Sedimenten der **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässer (LUNG) lagen zwischen $0,16$ und $1,0\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Die geringsten Werte wurden in den Darß-Zingster und Rügensch Bodden, sowie in der Wismar-Bucht gemessen. Anreicherungen wurden demgegenüber in den Sedimenten aus dem Kleinen Haff und der Unterwarnow festgestellt.

Letzteres wird auch durch die Untersuchungen der BfG bestätigt. Die Gehalte an α -HCH lagen im Bereich der Warnowmündung zwischen $0,01\mu\text{g}/\text{kg}$ TM und $5,02\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (Unterwarnow Stadthafen). Im Bereich des Greifswalder Boddens wurden Konzentrationen von $0,05\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (Minimum) bis $10,5\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (Maximum) angetroffen. Im Vergleich zum Berichtszeitraum 1997/1998 weisen die mittleren Konzentrationen ähnliche Größenordnungen auf.

Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen für die Mehrzahl der untersuchten Stationen der Warnowmündung bei $0,67\mu\text{g}/\text{kg}$ TM und für den Greifswalder Bodden bei $0,53\mu\text{g}/\text{kg}$. An der Station Landtief wurde im Jahr 2000 mit $9,19\mu\text{g}/\text{kg}$ TM der höchste Wert nachgewiesen. Dies deckt sich mit der an dieser Station nachgewiesenen Belastung hinsichtlich des α -HCH.

Allerdings wurden diese Werte in den darauf folgenden Jahren nicht mehr beobachtet.

Erhöhte Konzentrationen traten ebenso in der Unterwarnow mit $4,45\mu\text{g}/\text{kg}$ TM auf. Gegenüber dem Berichtszeitraum 1997/1998 liegen die gemessenen γ -HCH-Konzentrationen für die Jahre 1999 bis 2002 leicht über den vorherigen Werten.

Biota

Muscheln

Die in Miesmuscheln an der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste in den Jahren 1999 bis 2001 vorgefundenen mittleren Lindan-Gehalte liegen im Bereich von $< 0,5$ bis $1,0\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Die räumliche Variabilität der HCH-Gehalte ist sehr gering. Die höchsten Lindan-Gehalte wurden in den Muscheln aus der Unterwarnow und nordöstlich Poel gefunden. Die Gehalte des Isomer β -HCH lagen überwiegend unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von $0,5\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (Tab.1). Die Messungen der Isomere α - und δ -HCH wurden seit 1997 nicht mehr durchgeführt, da sich die Gehalte durchweg an allen Probenahmeorten unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,5\mu\text{g}/\text{kg}$ TM befanden.

Bei den Proben aus den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern liegen für α - und β -HCH nur Gehalte einzelner Jahre vor, die sich um $1\mu\text{g}/\text{kg}$ TM bewegen. Bei γ -HCH schwanken die Werte in beiden Probenahmegebieten etwa zwischen 1 und $2\mu\text{g}/\text{kg}$ TM, allerdings für das Jahr 2002 nicht gleichlaufend, da in der Eckernförder Bucht das Niveau bei ca. $1\mu\text{g}/\text{kg}$ TM bleibt, in der Flensburger Förde aber wieder auf $2\mu\text{g}/\text{kg}$ TM ansteigt. Die Belastung der Muscheln in den Probenahmegebieten Schleswig-Holsteins liegt damit für α -HCH auf dem Niveau der höher belasteten Gebiete Mecklenburg-Vorpommerns und gleich bis doppelt so hoch bei γ -HCH.

Fische

HCH-Isomere wurden in der Muskulatur von Aalmuttern vom Darßer Ort gemessen. Im Beobachtungszeitraum 1999 bis 2002 ist die Belastung von Aalmuttern mit HCH-Isomeren weiterhin gesunken. Die α -HCH-Gehalte lagen nach einem Anstieg 2000 um ca. 50 % im Jahr 2002 knapp 20 % unter dem Niveau von 1999, β -HCH und γ -HCH (Lindan) blieben von 1999 bis 2001 nahezu konstant und nahmen erst 2002 um ca. 20 % bzw. 50 % ab (Tab. 2). Bei Barsch, Plötze und Blei lagen die Lindan-Gehalte mit wenigen Ausnahmen unter $1\mu\text{g}/\text{kg}$ FG.

Ort	Datum	Bezug	α -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	β -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	γ -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
Wismar-Bucht Wendorf	26.10.99	Trockenmasse		n.e.	0,58
	02.11.00			<0,5	0,83
	22.10.01			<0,5	<0,5
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	09.10.99	Trockenmasse		0,97	0,65
	26.10.00			<0,5	<0,5
	16.10.01			<0,5	0,99
Nordöstlich Insel Poel	02.11.99	Trockenmasse		<0,5	1,0
	21.11.00			<0,5	0,56
	29.10.01			<0,5	<0,5
Nördlich Warnemünde	04.11.99	Trockenmasse		0,97	0,65
	20.11.00			<0,5	<0,5
	17.10.01			<0,5	0,52
Nördlich Zingst	11.01.00	Trockenmasse		<0,5	0,51
	08.11.00			<0,5	0,63
	13.11.01			<0,5	<0,5
Nördlich Insel Usedom Oderbank	06.01.00	Trockenmasse		<0,5	0,76
	16.11.00			0,86	<0,5
	14.11.01			<0,5	<0,5
Flensburger Förde	30.08.99	Frischgewicht (x7 = TM)	0,15	0,15	0,30
	5.09.00				0,28
	9.10.01				0,15
	15.10.02				0,28
Eckernförder Bucht	6.09.99	Frischgewicht (x7 = TM)	0,14	0,14	0,28
	7.09.00				0,32
	8.10.01				0,14
	14.10.02				0,17

Tab. 1: Mittlere Belastung der Muscheln mit HCH-Isomeren in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (in [$\mu\text{g}/\text{kg}$ TM]), errechnet aus sechs Messwerten, und Schleswig-Holsteins (in [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht])

Tab. 1: Mean HCH isomer concentrations in mussels from the coastal areas of Mecklenburg-Vorpommern ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dw), computed from six measurement data, and Schleswig-Holstein ($\mu\text{g}/\text{kg}$ ww)

Probenahme­fläche	Probenahme­jahr	α -HCH [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgew.]	β -HCH [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgew.]	γ -HCH [$\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgew.]
Darßer Ort/ Vorpommersche Boddenlandschaft	1999	0,24	0,45	0,47
	2000	0,37	0,47	0,47
	2001	0,30	0,47	0,48
	2002	0,20	0,36	0,23

Tab. 2: Gehalte an HCH-Isomeren in Aalmuttermuskulatur (Mittelwerte in $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG) 1999-2002

Tab. 2: HCH isomer concentrations in eel pout muscle (mean values, $\mu\text{g}/\text{kg}$ ww), 1999-2002

242 Hexachlorbenzol (HCB)

Wasser

An beiden Messstellen der inneren Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** wurden keine HCB-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 5 ng/l gemessen.

Die HCB-Konzentrationen im Wasser der **offenen See** lagen im Bereich von 3 bis 11 pg/l mit einem Median von 4 pg/l. Meist lagen sie unter den Bestimmungsgrenzen der Labore (LANU: < 700, 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

HCB variierte im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** (LANU) zwischen < 0,06 µg/kg TM (Flensburger Außenförde und Mecklenburger Bucht) und 0,36 µg/kg TM in der Flensburger Förde/Höhe Glücksburg. In der Lübecker und der Neustädter Bucht sowie in der Schlei lagen die Konzentrationen bei 0,1 µg/kg TM.

Die mittleren HCB-Gehalte in den Sedimenten der **mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässer** lagen zwischen 0,31 und 1,5 µg/kg TM. Die geringsten Werte wurden in den Rügenischen Bodden und im Greifswalder Bodden, die höchsten in der Wismar-Bucht, im Kleinen Haff und Peenestrom gemessen (LUNG).

Die Mediane der HCB-Konzentrationen liegen für die Warnowmündung bei 0,46 µg/kg TM und im Bereich des Greifswalder Boddens bei 0,23 µg/kg TM (BFG). Wie bei den HCH weisen die Sedimente an der Station Unterwarnow (14,7 µg/kg TM) und des Greifswalder Boddens Landtief (4,72 µg/kg TM) die höchsten Kontaminationen auf. Im Vergleich zu den Jahren 1997/98 weist die Warnowmündung Konzentrationen in der gleichen Größenordnung auf. Hingegen liegen die HCB-Konzentrationen im Greifswalder Bodden etwas niedriger.

Biota

Muscheln

In den Miesmuscheln der **mecklenburg-vorpommerschen Küste** wurden im Zeitraum von 1999 bis 2001 wie in den Vorjahren keine HCB-Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TM (entsprechend ca. 0,07 µg/kg Frischgewicht, LUNG) bzw. 0,1 µg/kg (UPB) nachgewiesen.

In den Küstengewässern **Schleswig-Holsteins** wurde lediglich im Jahr 2000 im Gebiet Flensburger Förde mit 0,14 µg/kg FG ein Messwert oberhalb der Bestimmungsgrenze erhalten.

Fische

Das Muskulaturhomogenat der Aalmutter vom Darßer Ort zeigte für den Beobachtungszeitraum 1999 bis 2002 nach einem leichten Anstieg der HCB-Gehalte von 1999 auf 2000, der die zunehmende Tendenz des Zeitraumes 1994 - 1998 fortsetzte, dann ab 2001 eine Abnahme auf ein ca. 25 % niedrigeres Niveau (Tab. 3).

Probenahme-fläche	Probenahme-jahr	HCB [ng/g Frischgew.]
Darßer Ort/Vorpommersche Boddenlandschaft	1999	0,5
	2000	0,6
	2001	0,44
	2002	0,43

Tab. 3: HCB-Gehalte in Aalmuttermuskulatur (Mittelwerte in [µg/kg Frischgewicht]) 1999-2002 an der vorpommerschen Küste

Tab. 3: HCB concentrations in eel pout muscle (mean values, µg/kg ww), 1999-2002

243 Polychlorierte Biphenyle

Wasser

Die Konzentrationen der PCB lagen im unteren pg/l-Bereich. Durch die verbesserten analytischen Techniken konnten zum ersten Mal räumliche Muster beobachtet werden, mit höheren Konzentrationen in der westlichen Ostsee. Die höchsten Werte wurden für die Kongenere PCB 138 und PCB153 gemessen. PCB138 lag zwischen 1 und 11 pg/l mit einem Median von 2,6 pg/l; PCB153 lag ebenfalls zwischen 1 und 11 pg/l mit einem Median von 2,8 pg/l.

Sediment

Bei den PCB dominieren stets die höher chlorierten Kongenere Nr. 138, 153 und 180. In den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern (LANU) wurde eine extrem hohe PCB-Summenkonzentration in der Flensburger Förde/Höhe Glücksburg mit 1036 µg/kg TM gemessen (zum Vergleich 1998: 126 µg/kg TM). In der Kieler Innenförde betrug die PCB-Summenkonzentration 144 µg/kg TM. An den übrigen Stationen variierten die Konzentrationen zwischen 7,5 (Sagasbank Ost) und 55 µg/kg TM (Eckernförder Bucht) (Abb.4).

Die mittleren PCB-Summenkonzentrationen (Summe von 23 Kongeneren) in den Sedimenten der **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässer lagen zwischen 9,2 und 154 µg/kg TM. In den vorpommerschen Küstengewässern wurden sehr viel niedrigere PCB-Gehalte als in der mecklenburgischen Wismar-Bucht und Unterwarnow gemessen (Abb. 5). Auffällig sind die hohen Gehalte in Proben aus den Hafengebieten von Wismar und Rostock, in denen PCB-Gehalte bis zu 1369 µg/kg TM gemessen wurden.

Erstaunlich dagegen sind die relativ geringen Konzentrationen im Kleinen Haff und Peenestrom, welche beide den westlichen Teil des Oder-Ästuars bilden.

Die BfG untersuchte im Rahmen des BLMP sieben PCB-Kongenere (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180). Der Median der daraus gebildeten Summe lag für die Warnowmündung bei 14,4 µg/kg TM, während im Bereich des Greifswalder Boddens ein Median von 3,2 µg/kg TM errechnet wurde. Die äußeren Stationen vor Rostock-Warnemünde wiesen dabei niedrige bis mittlere Konzentrationen von 0,3 bis 4,8 µg/kg TM im Gegensatz zu den inneren Stationen auf. Maximale Konzentrationen wurden im Jahr 1999 im Zentralbereich des Greifswalder Boddens (226 µg/kg TM) und im Jahr 2001 am Werftstandort/Warnowmündung (90 µg/kg TM)

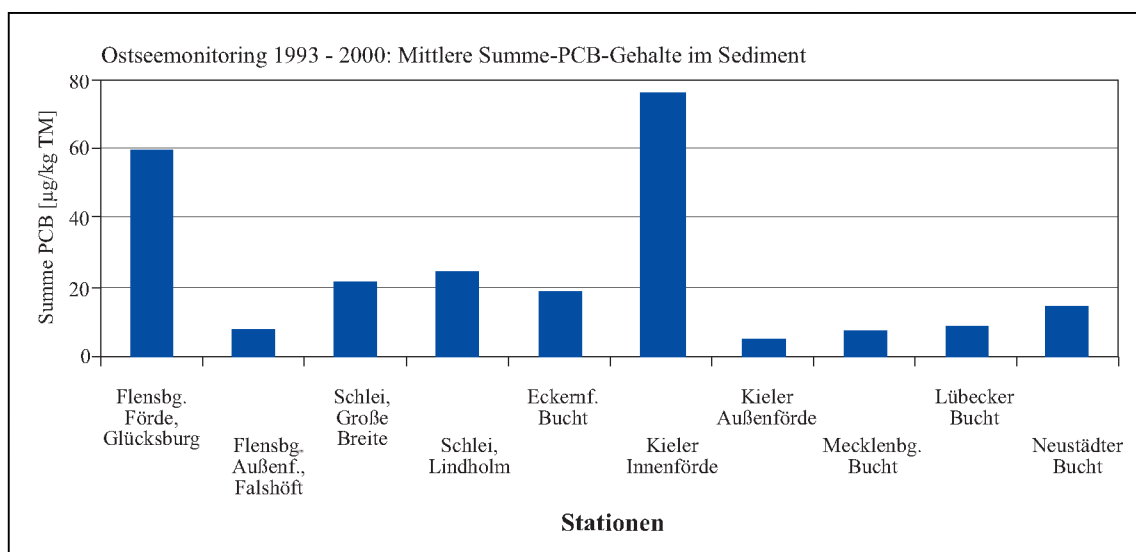


Abb. 4: Mittlere PCB-Summengehalte in Ostseesedimenten (sechs Probenahmen im Zeitraum 1993 - 2000)

Fig. 4: Mean total PCB in Baltic Sea sediments in the period 1993-2000 (sampling frequency n = 6)

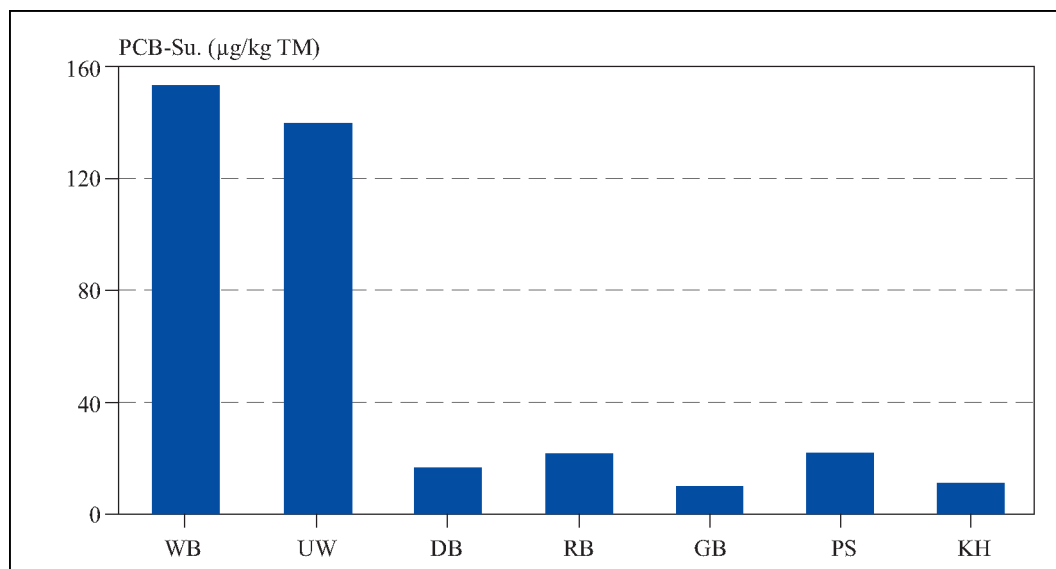


Abb. 5: PCB-Summenkonzentrationen in Sedimenten (Gesamtfraktion < 2 mm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Mittelwerte 1995 - 2000

Fig. 5: Total PCB in sediments (fraction < 2 mm) from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern. Mean values 1995 - 2000

WB = Wismar Bucht, UW = Unterwarnow, DB = Darß-Zingster Bodden, RB = Rügenschke Bodden, GB = Greifswalder Bodden, PS = Peenestrom, KH = Kleines Haff

gemessen. Während eine Belastung mit PCB im Zentralbereich des Greifswalder Boddens in den nachfolgenden Jahren nicht mehr nachweisbar war, zeigen die jährlichen Untersuchungen am Werftstandort durchgehend PCB-Kontaminationen auf, die zwischen 30 und 90 µg/kg liegen. Für den Berichtszeitraum 1999 bis 2002 liegt der Median für die Warnowmündung sehr viel höher als 1997/1998. Dieser Umstand ist darauf zurückzuführen, dass eine vor der Außenküste liegende Station mit immer sehr niedrigen Konzentrationen im Berichtszeitraum 1999 bis 2002 aufgegeben wurde und somit nicht mehr in die Medianberechnung einging.

Demgegenüber liegt die PCB-Belastung im Greifswalder Bodden im Vergleich zu den Vorjahren auf ähnlich niedrigem Niveau.

Biota

Muscheln

In den Jahren 1999, 2000 und 2001 wurden in den Miesmuscheln aus den Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** durchschnittliche

Gesamt-PCB-Gehalte zwischen 7,1 und 223 µg/kg TM gefunden (Tab. 4). Die Werte zeigen eine noch stärkere räumliche Variabilität als die DDT-Werte. Die interannuelle Variabilität ist dagegen nicht so stark ausgeprägt.

Die mit Abstand höchsten PCB-Gehalte wurden im Muschelfleisch aus der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde gemessen, gefolgt von den Muscheln aus der inneren Wismar-Bucht, die etwa um den Faktor 3 geringer ausfielen. Die Muscheln aus der Wismar-Bucht waren im Durchschnitt um den Faktor 7 und die aus der Unterwarnow um den Faktor 11 höher belastet als die Muscheln nordöstlich Poel und nördlich Warnemünde. Die geringsten PCB-Gehalte wurden im Untersuchungszeitraum in den Muschelproben von der Oderbank und nordöstlich Poel gefunden.

Die PCB-Bestimmungen in Muscheln vom Probenahmegebiet Darß-Zingster Bodden (UPB) ergaben lediglich für die Kongenere CB138 und CB153 im Jahr 1999 und für CB138 im Jahr 2002 Werte geringfügig über der Bestimmungsgrenze von 0,4 µg/kg Frischgewicht. Die Kongenere CB101, CB118 und CB180 lagen durchgängig

unterhalb der individuellen Bestimmungsgrenzen von 0,3, 0,2 und 0,1 µg/kg FG. Eine Hochrechnung auf die üblichen Summenwerte über 7 CBs (SCB7) war daher nicht möglich.

Die Gehalte in den **schleswig-holsteinischen** Küstengewässern zeigten keine einheitliche Ten-

denz. Die Summenwerte lagen mit Gehalten umgerechnet zwischen 23 und 53 µg TM höher als in den „offenen“ Probenahmegebieten Mecklenburg-Vorpommerns, aber deutlich niedriger als in den belasteten Gebieten Wismar-Bucht und Unterwarnow. Das Gebiet Eckernförder Bucht war niedriger belastet als die Flensburger Förde.

Ort	Datum	Bezug	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCB
Wismar-Bucht Wendorf	26.10.99	TM	1,35	0,98	3,4	4,3	24,8	40,8	4,7	80,4
	02.11.00		0,75	1,0	2,4	4,2	21,5	36,5	4,7	71,0
	22.10.01		<0,5	0,55	3,4	3,0	14,5	27,2	2,7	51,6
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	09.10.99	TM	1,9	2,5	12,7	9,4	49,8	84,0	12,8	173,0
	26.10.00		2,6	3,9	24,7	14,5	64,2	96,0	17,2	223,0
	16.10.01		1,88	4,0	22,0	12,7	53,2	88,7	12,0	194,4
Nordöstlich Insel Poel	02.11.99	TM	0,78	0,50	0,58	0,62	2,8	4,1	<0,5	9,18
	21.11.00		<0,5	<0,5	0,50	1,3	3,2	4,7	<0,5	10,5
	29.10.01		<0,5	<0,5	1,2	1,1	3,9	6,2	<0,5	13,1
Nördlich Warnemünde	04.11.99	TM	0,88	0,58	1,2	1,2	5,6	8,0	0,87	17,8
	20.11.00		<0,5	0,74	1,3	1,5	5,7	8,5	0,90	18,9
	17.10.01		<0,5	0,61	1,4	1,3	5,7	8,7	0,96	19,1
Nördlich Zingst	11.01.00	TM	1,4	0,87	1,1	1,5	6,5	9,0	0,95	21,3
	08.11.00		0,88	0,76	<0,5	0,81	3,3	4,7	<0,5	11,1
	13.11.01		<0,5	<0,5	0,82	0,95	3,3	5,1	0,61	11,2
Nördlich Insel Usedom Oderbank	06.01.00	TM	1,1	0,58	0,53	0,83	3,7	5,2	0,80	12,6
	16.11.00		<0,5	0,52	0,71	0,71	3,3	5,5	0,65	11,2
	14.11.01		<0,5	<0,5	<0,5	0,74	1,9	3,0	<0,5	7,1
Flensburger Förde	30.08.99	FG (x7 = TM)		0,30	1,05	0,60	2,4	2,85	0,15	7,50
	5.09.00				0,56	0,42	1,12	2,24		4,62
	9.10.01				0,75	0,45	1,95	2,7		6,23
	15.10.02				0,56	0,56	1,26	1,82	0,15	4,48
Eckernförder Bucht	6.09.99	FG (x7 = TM)			0,42	0,28	1,26	1,54	0,14	3,85
	7.09.00				0,64	0,48	1,44	3,04	0,32	6,16
	8.10.01					0,28	0,7	1,96		3,29
	14.10.02				0,34	0,34	1,02	1,36		3,40

Tab. 4: Mittlere Belastung der Muscheln mit PCB in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns [µg/kg TM] errechnet aus sechs Messwerten, und Schleswig-Holsteins [µg/kg FG]

Tab. 4: Mean PCB concentrations in mussels from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern [µg/kg dw] and Schleswig-Holstein [µg/kg ww]

Fische

Im Zeitraum von 2000 bis 2002 nahmen die PCB-Gehalte in Aalmuttermuskulatur kontinuierlich ab, wobei der Sprung von 2002 nach 2001 bei den höher konzentrierten Kongeneren CB138 und CB153 besonders deutlich ausfiel (Tab. 5). Da CB101 bereits 2001 unter die Bestimmungs-

grenze von 0,3 µg/kg FG fiel, standen für die Summenberechnung nur noch vier Kongenere zur Verfügung. Auf eine Hochrechnung auf SCB7 wurde daher verzichtet. Die PCB-Gehalte in den Fischarten Barsch, Plötze und Blei liegen bei den Kongeneren PCB138, 153 und 180 im Bereich der Bestimmungsgrenze des Labors (LVL MV: 2 µg/kg Frischgewicht).

Probenahme­fläche	Probenahme­jahr	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Darßer Ort/ Vorpommersche Boddenlandschaft	2000	0,42	0,44	1,87	2,55	0,44
	2001	<0,3	0,41	1,17	1,81	0,36
	2002	<0,3	0,36	1,08	1,56	0,34

Tab. 5: PCB-Gehalte in Aalmuttermuskulatur (Mittelwerte in [µg/kg Frischgewicht]) 1999 - 2002 an der vorpommerschen Küste
 Tab. 5: PCB concentrations in eel pout muscle (mean values, µg/kg ww) in the Vorpommern coastal waters in 1999-2002

244 DDT-Gruppe

Wasser

An beiden Messstellen der inneren Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** wurden keine DDT-Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l gemessen.

Die Konzentrationen von p,p'-DDT, p,p'-DDD und p,p'-DDE lagen in der offenen See nahe oder unter den Bestimmungsgrenzen der Labore. Es wurden 2002 die folgenden Werte von DDT und seinen Metaboliten DDD und DDE im Wasser gefunden:

- p,p'-DDT: von < 1 bis 8 pg/l mit einem Median von 7 pg/l im Febr. und 3 pg/l im Aug.
- p,p'-DDD: von < 1 bis 10 pg/l mit einem Median von 7 pg/l im Febr. und 6 pg/l im Aug.
- p,p'-DDE: von 2 bis 14 pg/l mit einem Median von 10 pg/l im Febr. und 2 pg/l im Aug.

Klare räumliche Muster konnten nicht entdeckt werden. Die Werte sind z. T. niedriger als in den Vorjahren, dies liegt sehr wahrscheinlich vor allem an den methodischen Verbesserungen der Bestimmungen.

Sediment

Die Sedimente der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** wiesen nach Messungen des LUNG mittlere DDT-Summenkonzentra-

tionen = DDT, DDD und DDE (im Folgenden nur DDT genannt), von 20 bis 222 µg/kg TM auf, wobei mit Ausnahme der Unterwarnow kaum Messwerte über 100 µg/kg TM auftraten. Wie bei den PCBs ist auch für DDT und seine Metabolite eine recht homogene Verteilung in den Oberflächensedimenten an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns anzutreffen, auf die bereits DANNENBERGER und LERZ [1996] hingewiesen haben. Dies wird als Hinweis auf eine hohe Sedimentdynamik gewertet. Wie bei den PCBs fallen die relativ geringen DDT-Gehalte im Kleinen Haff und Peenestrom auf.

Gemäß Untersuchungen der BFG waren im Bereich der Warnowmündung die Sedimente an den Stationen der Außenküste nicht oder nur gering mit p,p'-DDT-Verbindungen belastet. Dagegen wiesen die Stationen im Brei­ling (insbesondere Station Unterwarnow/Stadthafen Rostock) deutlich höhere Konzentrationen auf. Eine im Jahr 1999 an dieser Station gemessene maximale DDT-Konzentration von 122 µg/kg TM wurde zwar in den darauffolgenden Jahren nicht mehr angetroffen, dennoch bleiben die Konzentrationen auf einem hohen Niveau (ca. 80 – 90 µg/kg für die Summe der p,p'-DDT-Verbindungen). Der Greifswalder Bodden ist insgesamt niedriger belastet. Vereinzelt traten an der Dänischen Wieck/Ryckmündung höhere DDT-Konzentrationen auf.

Während die Konzentrationen der Warnowmündung sich auf dem Niveau des Berichtszeitraumes 1997/1998 bewegen, sind im Greifswalder Bodden die Konzentrationen auf die Hälfte zurückgegangen (Tab. 6).

	p,p'-DDT			p,p'-DDD			p,p'-DDE		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
Warnowmündung	<0,02	0,77	122	<0,02	5,02	100 0	0,04	3,13	34,7
Vorpommersche Bodden	<0,02	0,33	1,41	<0,02	0,57	10,9	<0,02	0,57	2,94

Tab. 6: DDT-Gehalte in Oberflächensedimenten der Mecklenburg-Vorpommerschen Küste von 1999 bis 2002 in µg/kg TM, Fraktion < 2 mm
 Tab. 6: DDT concentrations in surface sediments from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern in 1999-2002, µg/kg dw, fraction < 2 mm

Biota

Muscheln

Die zwischen 1999 und 2001 an der **mecklenburg-vorpommerschen** Küste vorgefundenen durchschnittlichen Gesamt-DDT-Gehalte lagen zwischen 8,6 und 92,7 µg/kg TM. Die Werte wiesen eine sehr hohe räumliche und teilweise auch zwischenjährliche Variabilität auf (Tab. 7). Die interannuellen Schwankungen liegen in der Größenordnung Faktor 2, in den stärker belasteten inneren Gewässern etwas höher.

Die mit Abstand höchsten DDT-Belastungen wurden in Muscheln aus der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde und der inneren Wismar-Bucht vorgefunden. Das gilt sowohl für die einzelnen DDT-Verbindungen, als auch für den Gesamtgehalt. Die Werte lagen in der Wismar-Bucht im Durchschnitt um den Faktor 3 und in der Unterwarnow um den Faktor 4 über den Gehalten der äußeren Reviere. Die geringsten DDT-Gehalte wurden in den drei Untersuchungsjahren überwiegend in den Muschelproben nördlich Zingst, vereinzelt auch nordöstlich Poel analysiert. Die Proben vom Darßer Ort (UPB) zeigen noch etwas niedrigere Werte als nördlich der Zingst und nordöstlich von Poel.

Die hohen Werte für die Summe der DDT-Verbindungen an der Unterwarnow in den Jahren 1999 und 2001 mit Werten über 70 bzw. 90 µg/kg TM sind im Wesentlichen auf die hohen p,p'-DDD-Werte zurückzuführen. Das DDD/DDT-Verhältnis ist für Biota untypisch und läßt auf andere Ursachen als den metabolischen Abbau von DDT schließen.

Die Belastung in den Probenahmegebieten von **Schleswig-Holstein** liegt im mittleren Bereich,

etwa vergleichbar mit den Bereichen nördlich von Warnemünde und nördlich Zingst, wobei auch bei den DDTs die Eckernförder Bucht niedrigere Gehalte als die Flensburger Förde aufweist. **Achtung:** Zum Vergleich mit den auf Trockenmasse bezogenen Werten aus MV sind die in der Tabelle angeführten auf Frischgewicht bezogenen Gehalte aus der Flensburger Förde und Eckernförder Bucht mit dem Faktor 7, die von Darßer Ort (UPB) mit dem Faktor 20 zu multiplizieren! Ein Vergleich zwischen den einzelnen Gebieten lässt sich nur auf der Basis einer groben Abschätzung durchführen, da 1. die Probenahmezeitpunkte z. T. bis zu zwei Monaten auseinanderliegen, 2. verschiedene Laboratorien beteiligt sind, und die dadurch bedingten Unterschiede insbesondere bei den DDTs relativ groß sind, wie zahlreiche Ringversuche gezeigt haben, und 3. die Relationen der einzelnen DDT-Abbauprodukte untereinander als auch zum DDT (soweit angegeben) weder an einzelnen Stationen in der zeitlichen Folge noch zwischen den verschiedenen Gebieten zu einem Zeitpunkt einem einheitlichen Muster folgen.

Fische

Die DDT-Belastung in Fischen wurde in der Muskulatur von Aalmuttern bestimmt. Innerhalb des Beobachtungszeitraums 1999 bis 2002 blieben die Gehalte relativ konstant. Lediglich im Jahr 2000 ist eine „Störung“ durch erhöhte Werte zu sehen. Damit hat sich die abnehmende Tendenz des Zeitraums 1994 - 1998 nicht weiter fortgesetzt. Im Gegensatz zu den Muscheln bleiben die Relationen zwischen den einzelnen Verbindungen erhalten: p,p'-DDT und o,p'-DDT als auch die Metabolite p,p'-DDD und p,p'-DDE zeigen jeweils vergleichbare zeitliche Verläufe (Tab. 8).

	Datum	Bezug	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Σ DDT
Wismar-Bucht Wendorf	26.10.99	TM	<0,5	17,0	2,2	11,0	1,5	7,3	38,9
	02.11.00		0,73	20,2	2,9	11,4	1,2	5,9	42,3
	22.10.01		<0,5	11,7	<0,5	6,0	0,94	2,5	21,7
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	09.10.99	TM	<0,5	29,2	9,6	29,2	1,8	4,9	74,8
	26.10.00		<0,5	31,2	<0,5	0,74	1,5	1,3	35,4
	16.10.01		<0,5	39,0	4,5	38,2	2,4	8,4	92,7
Nordöstlich Insel Poel	02.11.99	TM	<0,5	6,1	0,66	1,2	0,88	2,3	11,1
	21.11.00		<0,5	9,5	0,69	1,8	1,8	2,6	15,7
	29.10.01		<0,5	6,3	0,50	1,8	1,5	2,5	12,7
Nördlich Warnemünde	04.11.99	TM	<0,5	7,6	1,0	1,4	0,97	2,0	13,0
	20.11.00		0,66	11,8	1,1	2,7	1,1	4,1	21,5
	17.10.01		<0,5	7,5	<0,5	2,5	0,96	2,3	13,7
Nördlich Zingst	11.01.00	TM	<0,5	7,9	0,99	2,0	0,73	1,2	12,8
	08.11.00		1,2	7,7	0,61	1,4	0,57	2,0	13,4
	13.11.01		<0,5	4,7	<0,5	1,5	0,64	1,2	8,6
Nördlich Insel Usedom Oderbank	06.01.00	TM	<0,5	8,7	0,65	1,5	0,81	1,3	13,0
	16.11.00		1,0	14,0	0,72	1,3	0,83	2,0	19,9
	14.11.01		<0,5	5,5	<0,5	1,2	1,6	2,1	10,9
Darßer Ort	1999	FG (x20 = TM)		0,60		0,33	0,11	0,21	
	2000		0,33		0,06	0,05	0,16		
	2001		0,39		0,15	0,05	0,14		
	2002		0,29		0,11	0,03	0,09		
Flensburger Förde	30.08.99	FG (x7 = TM)		1,35		0,60			
	05.09.00		0,56		0,14				
	09.10.01		1,05		0,15				
	15.10.02		0,84		0,14				
Eckernförder Bucht	06.09.99	FG (x7 = TM)		0,56		0,28			
	07.09.00		0,80		0,32				
	08.10.01		0,84		0,14				
	14.10.02		0,68		0,17				

Tab. 7 Mittlere Belastung der Muscheln mit DDT und dessen Metaboliten in den Küstengewässern M-V. Daten von LUNG in [µg/kg TM], errechnet aus sechs Messwerten; UPB-Daten in [µg/kg FG], und Schleswig-Holstein [µg/kg FG].

Tab. 7: Mean concentrations of DDT and metabolites in mussels from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (µg/kg dw) and Schleswig-Holstein (µg/kg ww)

Probenahme­fläche	Probenahme­jahr	o,p'-DDT	p,p'-DDT	p,p'-DDD	p,p'-DDE	sDDX
Darßer Ort/ Vorpommersche Boddenlandschaft	1999	0,1	0,83	1,04	2,46	4,43
	2000	nb	1,15	1,47	3,9	6,52
	2001	0,12	0,84	0,9	2,69	4,55
	2002	0,12	1	0,95	2,18	4,25

Tab. 8 Gehalte von DDT und Metaboliten in Aalmuttermuskulatur (Mittelwerte in [µg/kg Frischgewicht]) 1999 - 2002 an der vorpommerschen Küste

Tab. 8: Concentrations of DDT and metabolites in eel pout muscle (mean values, µg/kg ww) from the coastal waters of Vorpommern in 1999 -2002

Die Maximalgehalte an DDT in den Fischarten Barsch, Plötze und Blei aus den Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** liegen im Bereich

von 50 µg/kg Frischgewicht . Das entspricht einem Zehntel der zulässigen Höchstmenge für Magerfische mit einem Fettgehalt unter 10 %.

245 Kohlenwasserstoffe (Erdölkohlenwasserstoffe)

Wasser

Die Bestimmung der „**Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen**“ mittels UV-Vis-Fluoreszenzspektroskopie wurde 2001 eingestellt und durch die Bestimmung von ausgewählten Einzelkomponenten (Alkane und PAK) ersetzt.

Der Konzentrationsbereich der Summe der **Aliphaten** von C₁₂ bis C₃₀ lag in den Sommermonaten (August) des Berichtszeitraums in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 6 ng/l und 264 ng/l (Medianwert: 35 ng/l). Die Konzentrationsmittelwerte einzelner n-Alkane (C₁₉ bis C₃₀) variierten zwischen 0,3 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 4,4. Der Median lag bei 2,1 und weist damit auf einen mittleren Anteil petrogener Alkane hin. Die größten Einzelkonzentrationen wurden für C₁₇ (max. 188 ng/l) gefolgt von C₁₅ (max. 33 ng/l) gemessen. Beide Substanzen sind bekannte Stoffwechselprodukte von marinen Algen. Der mengenmäßig größte Anteil der Alkane stammt somit aus biogenen Quellen, nämlich aus Algen und terrestrischen Pflanzen.

Aufgrund der hohen Variabilität der Werte sind keine zeitlichen Trends zu beobachten.

Sediment

Die Sedimente der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** wiesen mittlere MKW-Konzentrationen von 47 bis 272 mg/kg TM auf. Im Greifswalder Bodden und in den Rügenischen und Darß-Zingster Bodden lagen die MKW-Gehalte im Bereich von 45 bis 65 mg/kg TM, während in Haff und Peenestrom durchschnittlich 100 bis 115 mg/kg TM ermittelt wurden. Die höchsten MKW-Belastungen wiesen die Sedimente aus der Unterwarnow auf.

246 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Wasser

In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins werden keine Untersuchungen zu PAKs im Wasser durchgeführt.

In der **offenen See** war kein eindeutiger räumlicher 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 der Flensburger Förde und der Pommerschen Bucht vor der Odermündung, wo auch höhere Anteile an Schwebstoffen beobachtet wurden.

Es wurden klare Unterschiede in den Konzentrationen der PAK (Abb. 6) zwischen Sommer und Winter beobachtet. Im August lagen die Konzentrationen im Wasser zwischen < 0,005 und 1,6 ng/l, mit Medianen der einzelnen PAK zwischen 0,002 und 0,96 ng/l. Die höchsten Werte wurden für Naphthalin und Phenanthren gemessen, während 5- und 6-Ring-Aromaten die niedrigsten Konzentrationen zeigten. Im Februar variierten die Konzentrationen zwischen 0,01 und 2,4 ng/l, mit Medianen von einzelnen PAH zwischen 0,02 ng/l und 1,87 ng/l. Zu diesem Zeitpunkt wurden für Fluoranthren und Pyren die höchsten Konzentrationen beobachtet. Winter/Sommer Unterschiede waren am höchsten (5- bis 10-fach) bei den 4- bis 6-Ring-Aromaten (Tab. 9).

Die PAK-Konzentrationen im Wasser waren in den Jahren von 1999 bis 2002 ähnlich wie in den vorangegangenen Jahren. 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 Muster der PAK deuten darauf hin, dass sie hauptsächlich aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe stammen. Damit ist auch ein hoher Anteil an atmosphärischer Deposition wahrscheinlich. Die Belastung mit toxisch relevanten PAK liegen um zwei bis drei Zehnerpotenzen unter jenen Konzentrationen, bei denen in Tierversuchen erste Anzeichen für kanzerogene Effekte auftraten (VARANASI [1989]).

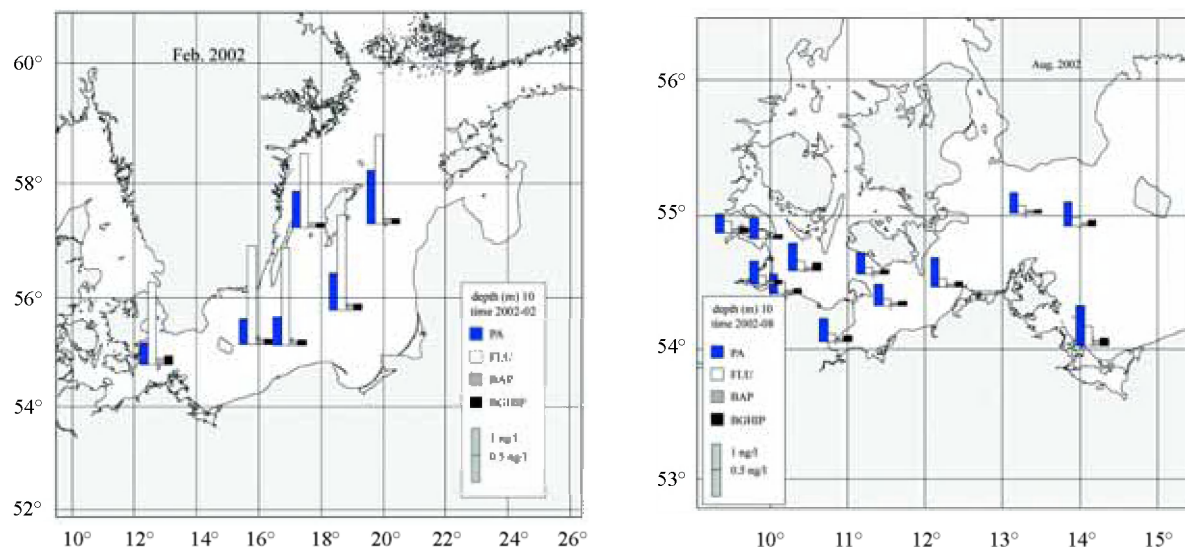


Abb. 6: Konzentrationen ausgewählter PAK [ng/l] im Oberflächenwasser im Februar und August 2002

Fig. 6: Concentrations of selected PAHs (ng/l) in Baltic Sea surface water in February and August 2002

	Median	Min.	Max.
ACE	0,051	<0,01	0,121
ACY	0,032	0,012	0,087
ANT	0,0105	0,009	0,03
BaA	0,006	0,004	0,051
BaP	0,012	0,009	0,082
BbF	0,029	0,009	0,068
BeP	0,018	0,012	0,114
BghiP	0,0595	0,03	0,106
CHRTR	0,039	0,028	0,076
DBT	0,052	0,042	0,444
FL	0,267	0,215	0,37
FLU	0,123	0,063	0,21
I123P	0,0155	0,009	1,13
NAPH	0,9625	0,008	1,575
PER	0,002	0,001	0,762
PHEN	0,384	0,241	0,521
PYR	0,112	0,085	0,242

Tab. 9: PAH-Konzentrationen im Seewasser der westlichen Ostsee im Aug. 2002 [ng/l]

Tab. 9: PAH concentrations in sea water from the western Baltic Sea in August 2002 (ng/l)

Sediment

Die mittleren Summenkonzentrationen der sechs nach Trinkwasserverordnung untersuchten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe variierten in den **mecklenburg-vorpommerschen** Küstengewässern zwischen 367 und 1376 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Die höchsten PAK-Belastungen wiesen die Sedimente aus der Unterwarnow auf (Abb. 7). Bereits WITT [1998] wies auf die hohe PAK-Belastung der Oberflächensedimente aus der Unterwarnow hin. In einigen Gewässerbereichen der inneren Küstengewässer sind die „Sünden der Vergangenheit“, wie havariebedingte Freisetzungen von PAKs, teilweise noch stark und mit ökotoxikologischer Relevanz in den Sedimenten spürbar (BRÜGMANN et al. [2000]).

Während die Stationen an der Außenküste der Warnowmündung geringe PAK-Konzentrationen aufweisen, sind im inneren Bereich deutlich höhere Werte zu finden (BFG). Belastungsschwerpunkt bildet nach wie vor die Station der Unterwarnow, wo in der Nähe einer ehemaligen Dachpappenfabrik Konzentrationswerte bis 8,7 mg/kg TM gemessen wurden.

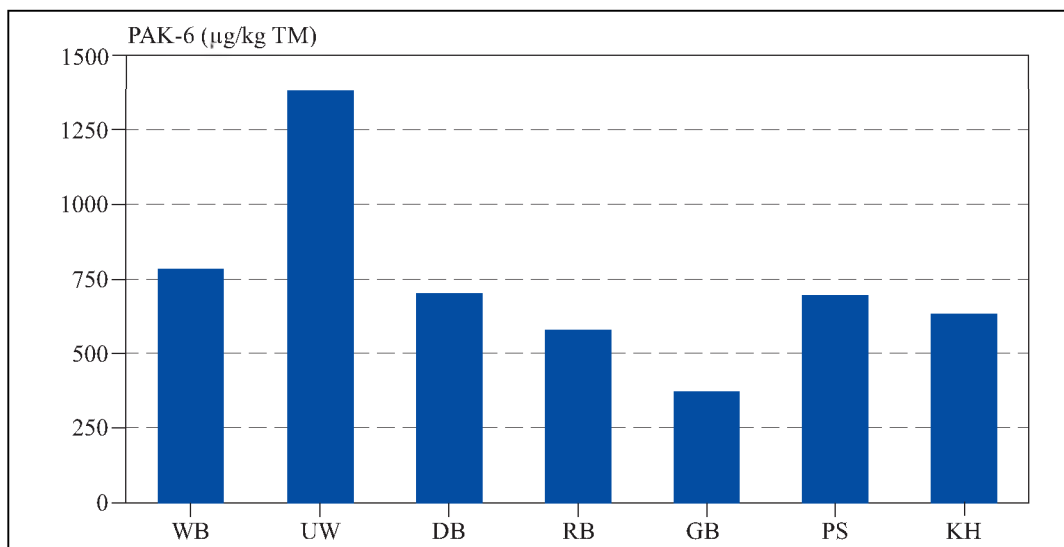


Abb. 7: PAK-Summenkonzentrationen in Sedimenten (Gesamtfraktion < 2 mm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 - 2000

Fig. 7: Total PAH in sediments (fraction < 2 mm) from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, mean values 1995 - 2000

WB = Wismar Bucht, UW = Unterwarnow, DB = Darß-Zingster Bodden, RB = Rügense Bodden, GB = Greifswalder Bodden, PS = Peenestrom, KH = Kleines Haff

Der Median der Warnowmündung weist gegenüber den Jahren 1997/1998 einen höheren Wert auf. Auch hier liegt die Ursache wie bei PCB in dem Aufgeben einer Station an der Außenküste, die durch niedrige Messwerte den Median nach unten korrigierte.

Die Konzentrationen der PAK₁₆ im Greifswalder Bodden sind dagegen unauffällig, sie liegen gegenüber den Jahren 1997/98 auf niedrigerem Niveau (Tab. 10).

	Minimum	Median	Maximum
Warnow-Mündung	< 0,1	0,34	8,71
Vorpommersche Bodden	< 0,1	0,17	1,00

Tab. 10: PAK-Gehalte (Summe 16) in Oberflächensedimenten der Meckl.-vorpommerschen Ostseeküste von 1999 bis 2002 in mg/kg TM, Fraktion < 2 mm

Tab. 10: PAH concentrations (Sum 16) in surface sediments from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern from 1999 to 2002, mg/kg dw, fraction < 2 mm

247 Zinnorganische Verbindungen

Sediment

Zinnorganische Verbindungen sind in der Flensburger Förde, bei Falshöft, in der Eckernförder Bucht, der Kieler Außenförde und in der Lübecker und Mecklenburger Bucht nicht nachweisbar. In der inneren Schlei (Große Breite)

werden TBT-Konzentrationen von 170 µg/kg TM gemessen, bei Lindholm 120 µg/kg TM und in der Kieler Innenförde 72 µg/kg TM. Die Abbauprodukte DBT und MBT sind ebenfalls in jeweils geringeren Konzentrationen messbar. Tetrabutylzinn ist an keiner Station nachweisbar. Zinnorganische Verbindungen werden seit 1998 in Oberflächensedimenten der Küstengewässer **Mecklenburg-Vorpommerns** durch das LUNG untersucht. Die mittleren TBT-Konzentrationen weisen die Unterwarnow als das am stärksten belastete Gewässer aus (Tab. 11). Hier wurden

TBT-Konzentrationen gemessen, die den derzeit als Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken angesehenen Wert von 50 µg Sn/kg

TM um ein Vielfaches übersteigen. In den übrigen Gewässern wurde dieser Wert meist nur in Hafenschlickproben überschritten.

Gewässer	Jahr	Probenanzahl	TBT in µg Sn/kg TM
Unterwarnow	1998	8	640 (57 – 2169)
	2002	12	419 (29 – 1246)
Wismar-Bucht	1999	15	272 (1 – 1923)
	2002	14	80 (4 – 776)
Darß-Zingster Bodden	1998	13	65 (3 – 291)
Rügensche Bodden	1999	11	54 (1 – 213)
Darß-Zingster und Rügensche Bodden	2000	6	6 (1 – 28)
Greifswalder Bodden	2000	12	34 (1 – 149)
Peenestrom	1999	4	44 (4 – 86)
	2000	8	22 (1 – 72)
Kleines Haff	1999	3	38 (12 – 78)
	2000	12	18 (7 – 38)
Mecklenburger Bucht	1999	5	15 (5 – 29)
	2002	5	14 (8 – 21)

Tab. 11: TBT-Konzentrationen in Sedimenten mecklenburg-vorpommerscher Küstengewässer, Mittelwerte und Spannweite
Tab. 11: TBT concentrations in sediments from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, mean values and range

Die im Abstand von 3 bis 4 Jahren durchgeführten Wiederholungsmessungen deuten vor allem in den höher belasteten Gebieten auf einen abnehmenden Trend hin.

Die mit Abstand höchsten Konzentrationen wiesen bei den BFG-Untersuchungen erwartungsgemäß die Station am Werftstandort/Warnemünde (3500 µg/kg TM) und der Unterwarnow (2200 µg/kg TM) auf, während an den Stationen der Außenküste sehr niedrige TBT-Konzentrationen gemessen wurden. Die ermittelten Mediane liegen für den Werftstandort bei 1600 µg/kg TM und für die Station der Unterwarnow bei 250 µg/kg TM. Aber auch die Station im östlichen Breiting ist durch TBT-Konzentrationen geprägt, die die Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken um das Siebenfache übersteigen. Der ermittelte Median liegt bei 365 µg/kg TM.

Alle nachgewiesenen Kontaminationen entsprechen denen der Vorjahre, d. h. der durch die LUNG-Untersuchungen festgestellte leicht abnehmende Trend kann zumindest für die Messstellen nicht bestätigt werden.

Die Abb. 8 zeigt die Mediane der TBT-Konzentrationen an den Messstationen der Warnowmündung.



Abb. 8: Mediane der TBT-Konzentrationen in Sedimenten an den Messstationen der Warnowmündung (1999 - 2002)

Fig. 8: Median values of TBT in sediments from sampling sites at the mouth of the river Warnow from 1999 - 2002

Für den Greifswalder Bodden lagen bisher keine Daten vor. Nach den zwischen 1999 und 2002 vorgenommenen Untersuchungen ergibt sich folgendes Bild: Maximale TBT-Konzentrationen ($65 \mu\text{g}/\text{kg TM}$) wurden im Greifswalder Bodden im Jahr 2001 an der Station Dänische Wieck/Ryckmündung gemessen. Die gemessenen Konzentrationen der übrigen Jahre liegen jedoch deutlich unterhalb der Höchstwerte ($3,1$ bis $8 \mu\text{g}/\text{kg TM}$), so dass der Median für den Berichtszeitraum bei $6,5 \mu\text{g}/\text{kg TM}$ liegt. Der Zentralbereich des Greifswalder Boddens weist TBT-Konzentrationen zwischen 8 und $25 \mu\text{g}/\text{kg TM}$ auf.

Die Abb. 9 zeigt die Mediane der TBT-Konzentrationen von 1999 bis 2002 an den Messstationen im Greifswalder Bodden.



Abb. 9: Mediane der TBT-Konzentrationen in Sedimenten an den Messstationen im Greifswalder Bodden (1999 - 2002)

Fig. 9: Median values of TBT in sediments from Greifswalder Bodden sampling sites (1999 - 2002)

248 Andere Schadstoffe

Wasser

Diieldrin wurde in mehreren Proben in der offenen Ostsee nahe der Nachweisgrenze ($0,03 \text{ ng/l}$) beobachtet. Die Konzentrationen der folgenden Substanzen im Wasser waren alle unter ihrer

jeweiligen Nachweisgrenze: Aldrin ($< 0,03 \text{ ng/l}$), Isodrin ($< 0,03 \text{ ng/l}$), Endrin ($< 0,03 \text{ ng/l}$), Hexachlorbutadien ($< 0,01 \text{ ng/l}$), Trifluralin ($< 0,005 \text{ ng/l}$) und die Trichlorbenzole ($< 0,03 \text{ ng/l}$).

An den beiden Messstellen der **mecklenburg-vorpommerischen** Küstengewässer wurden neben den „klassischen“ organischen Schadstoffen auch 50 Pflanzenschutzmittelwirkstoffe untersucht, von denen 10 nachgewiesen wurden (Tab. 12).

Messstelle	Wirkstoff	BG [$\mu\text{g/l}$]*	Anzahl Positivbefunde	Max. [$\mu\text{g/l}$]
Kleines Haff	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure	0,05	7 (22 %)	1,68
	2,4-Dichlorprop	0,05	5 (16 %)	2,00
	Isoproturon	0,02	4 (13 %)	0,12
	MCPA	0,01	1 (3 %)	0,48
	Ametryn	0,04	1 (3 %)	0,05
	Atrazin	0,01	1 (3 %)	0,048
	Simazin	0,02	1 (3 %)	0,092
Unterwamow	Diuron	0,01	3 (9 %)	0,054
	2,4-Dichlorprop	0,05	2 (6 %)	0,13
	Dikegulac	0,5	1 (3 %)	1,28
	Isoproturon	0,02	1 (3 %)	0,15
	Simazin	0,02	1 (3 %)	0,24
	Metazachlor	0,2	1 (3 %)	0,051

Tab. 12: Positivbefunde von Pflanzenschutzmitteln in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Tab. 12: Pesticide levels in the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern

Relativ häufig war 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) im Haff nachzuweisen. Dieses als Wuchsstoff-Herbizid eingesetzte Mittel war neben Simazin und Atrazin bereits bei den Sonderuntersuchungen während des Sommerhochwassers der Oder von Juli bis September 1997 im Haff nachgewiesen worden (RÖPKE et al. [1998]). In den Jahren 2000 bis 2002 kam 2,4-D im Haff von Februar bis April vor.

In fünf Wasserproben, das entspricht 16 % aller im Zeitraum 2000 bis 2002 im Haff untersuchten Proben, wurde 2,4-Dichlorprop in messbaren Konzentrationen bestimmt, wobei sich diese Positivbefunde auf den Zeitraum von Februar bis Mai 2001 konzentrieren.

An vier Messterminen waren im Haff Isoproturon und an jeweils einem Termin Ametryn, Atrazin und Simazin nachzuweisen. Alle genannten Wirkstoffe gehören zu den Herbiziden.

In der Unterwarnow wurden an 3 bzw. 2 Messterminen Diuron und 2,4-Dichlorprop nachgewiesen. Erstgenannte Verbindung wird als Totalherbizid auch im nichtlandwirtschaftlichen Bereich zur Flächenentkrautung (z. B. von Gleisanlagen) eingesetzt. Ein Eintrag aus dem an die Unterwarnow angrenzenden Hafengebiet erscheint als sehr wahrscheinlich. Die Zielvorgabe für Diuron für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wird von der LAWA [1998] mit 0,05 µg/l angegeben.

An jeweils einem Messtermin wurden in der Unterwarnow die Wirkstoffe Dikegulac, Isoproturon, Simazin und Metazachlor nachgewiesen, wobei beim Simazin die LAWA-Zielvorgabe von 0,1 µg/l überschritten wurde.

In der Ostsee wurden von dem BSH 36 Pflanzenbehandlungsmittel (Insektizide und Herbizide) untersucht; die Beprobungen fanden im August/September der Jahre 2000 bis 2002 statt. Wie Tab. 13 zeigt, wurden insgesamt 19 Stoffe nachgewiesen. Die höchsten Konzentrationen wurden für Atrazin, Diuron, Irgarol, Isoproturon, Simazin, Terbutylazin, 2,4-D, Dichlorprop und MCPA beobachtet. Die meisten dieser Herbizide wurden auch auf den beiden Stationen von Mecklenburg-Vorpommern gefunden. Die Konzentrationen in der Ostsee lagen natürlich

wesentlich niedriger als in den inneren Gewässern. Verglichen mit den „klassischen“, lipophilen Schadstoffen (CKW, s. o.) sind die Konzentrationen jedoch deutlich höher.

Bemerkenswert ist die geographische Verteilung einiger dieser Stoffe. Exemplarisch sind in Abb. 10 die Konzentrationsverteilungen von Diuron und 2,4-D dargestellt.

Bei Diuron sind in der Kieler Bucht und der Flensburger Förde die höchsten Konzentrationen festzustellen; das gleiche Bild findet sich beim Irgarol. Da beide Stoffe auch in Antifouling-Anstrichen in der Schifffahrt eingesetzt werden (Ersatzstoffe für TBT), ist es sehr plausibel, diese erhöhten Werte mit der Werftindustrie und der erhöhten Schiffsdichte der Freizeitboote in Verbindung zu setzen. Die hohen Werte in der Unterwarnow (s. Tab. 12) - in Hafennähe - bestätigen diesen Eintragsweg.

Die Verteilung von 2,4-D zeigt dagegen die Oder als eine Hauptquelle auf; ähnliche Verteilungen finden sich für Isoproturon, Terbutylazin und Atrazin. Auch dies ist in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Messungen im Kleinen Haff.

Eine dritte Verteilungsstruktur weist das Simazin auf: Hier finden sich recht gleichmäßig auf allen Stationen relativ hohe Konzentrationen im Bereich von 1,5 bis 4,5 ng/l, wobei von West nach Ost ein leichter Anstieg festzustellen ist. Diese gleichmäßige Struktur deutet auf diffuse Quellen wie atmosphärischen Eintrag oder Altlasten hin.

	BG [ng/l]	Min. [ng/l]	Max. [ng/l]	Mittelwert [ng/l]	Median [ng/l]
Alachlor	0,10		< BG		
Atrazin	0,30	2,84	26,02	5,23	3,82
Azinphos-ethyl	0,20		< BG		
Azinphos-methyl	0,30		< BG		
Chlorfenvinphos	2,00		< BG		
Chlorpyriphos-ethyl	0,35		< BG		
Chlorpyriphos-methyl	0,10		< BG		
Chlortoluron	2,50	0,15	0,77	0,30	0,22
Diazinon	0,06	0,19	0,19	0,19	0,19
Dichlorvos	0,10		< BG		
Dimethoat	5,00		< BG		
Diuron	0,50	0,42	13,34	3,04	0,97
Fenitrothion	0,06		< BG		
Fenthion	0,02		< BG		
Fenuron	0,04	0,39	0,39	0,39	0,39
Irgarol	0,14	0,12	5,77	1,17	0,28
Isoproturon	0,04	0,20	2,49	0,61	0,43
Linuron	1,00		< BG		
Malathion	0,06		< BG		
Metamitron	0,20		< BG		
Metazachlor	10,00	0,08	0,86	0,20	0,17
Metolachlor	0,08	0,22	0,34	0,28	0,28
Metribuzin	1,00		< BG		
Monolinuron	8,00		< BG		
Parathion-ethyl	1,00		< BG		
Parathion-methyl	0,02		< BG		
Pendimethalin	0,40		< BG		
Prometryn	0,50	0,32	0,88	0,60	0,61
Propazin	0,10	0,20	0,41	0,27	0,25
Sebutylazin	0,02		< BG		
Simazin	0,10	1,54	5,08	3,38	3,65
Terbutylazin		0,04	5,16	0,94	0,61
Terbutryn		0,20	0,58	0,36	0,32
2,4-D	0,10	2,12	34,14	7,09	3,82
Dichlorprop	0,60	0,39	2,57	0,80	0,56
Ibuprofen	0,08		< BG		
MCPA		0,87	2,57	1,43	1,21
Mecoprop		0,31	1,84	0,71	0,54

Tab. 13: Konzentrationen der polaren Pflanzenbehandlungsstoffe im Oberflächenwasser der Ostsee [ng/l]

Tab. 13: Concentrations of polar pesticides in Baltic Sea surface water [ng/l]

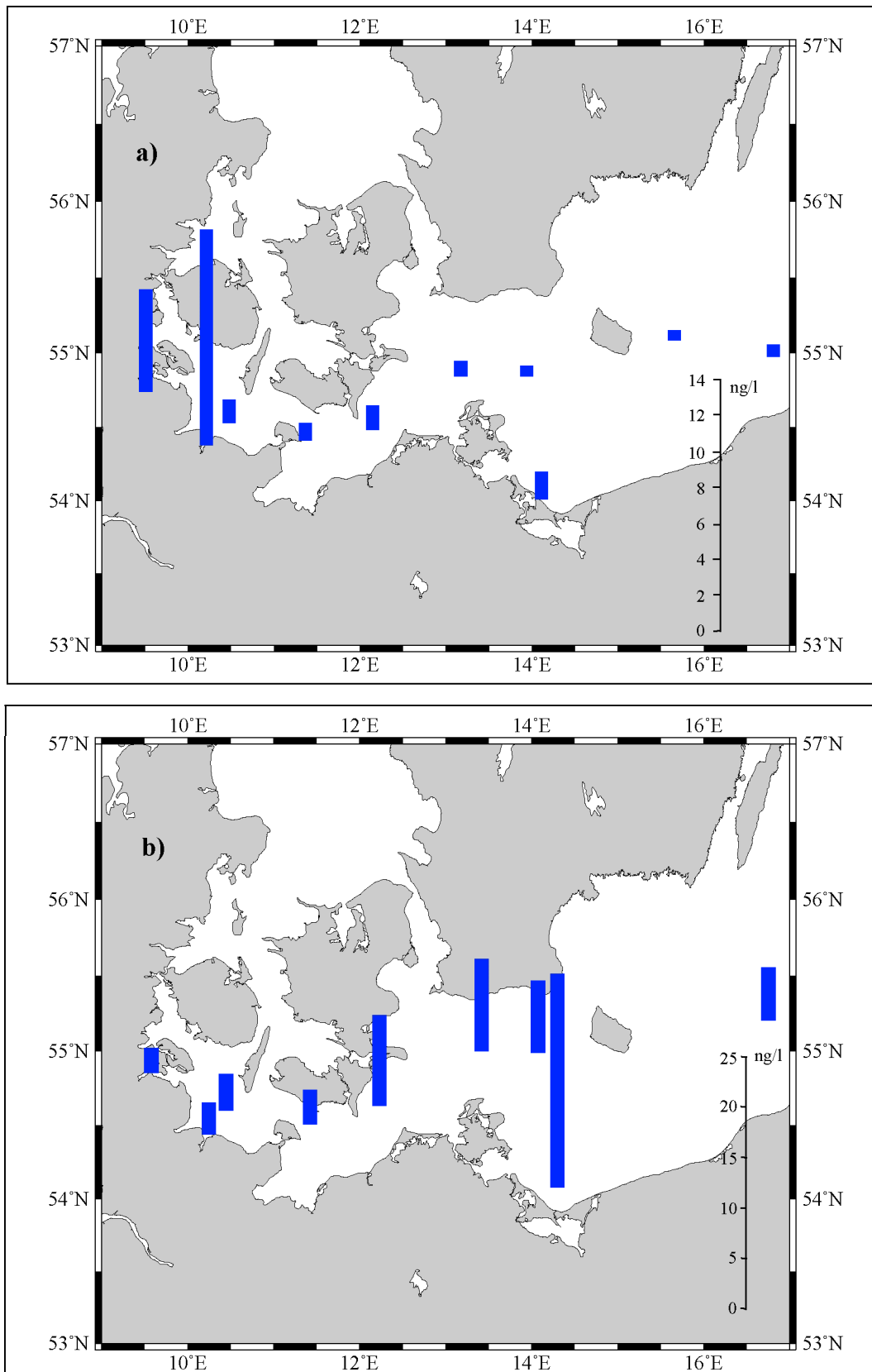


Abb. 10: Konzentrationsverteilung (ng/l) von a) Diuron und b) 2,4-D im Oberflächenwasser (5 m) der Ostsee (Median-Werte bzw. Einzelwerte des Zeitraums 2000 - 2002, Aug./Sept.)

Fig. 10: Spatial distribution of a) Diuron and b) 2,4-D in Baltic Sea surface water (5 m layer) (ng/l, sampling period 2000 - 2002, Aug./Sept.)

Zusammenfassung und Bewertung

Wasser

Die polareren Verbindungen wie die HCH-Isomere und die modernen Pestizide (Triazine, Phenylharnstoffe und Phenoxyessigsäuren) liegen im Wasser in deutlich höheren Konzentrationen vor als die lipophileren, „klassischen“ Schadstoffe wie HCB, DDT, PCB und PAK.

Die lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe (HCB, DDT und PCB) wurden im Wasser nur in sehr geringen Konzentrationen angetroffen (meist < 10 pg/l). Die Belastung war in Küstennähe generell höher als in der offenen Ostsee. Zeitliche Trends konnten aufgrund der hohen Variabilität und der eingeschränkten Datenlage nicht beobachtet werden.

Die Belastung des Ostseewassers 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 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 (PAK).

Die meisten Schadstoffkonzentrationen im Ostseewasser befinden sich in ähnlichen Bereichen wie in der Deutschen Bucht und Nordsee. Bei der DDT-Gruppe sind leicht höhere Konzentrationen in der Ostsee beobachtet worden. Auch bei γ -HCH sind die Werte leicht erhöht. Die Konzentrationen von α -HCH sind etwa dreimal, die von β -HCH mindestens zehnmals so hoch wie in der Nordsee.

Im Gegensatz zur südlichen Nordsee ist die räumliche Verteilung in der westlichen und zentralen Ostsee durch das Fehlen von größeren Eintragsquellen gekennzeichnet. Aus diesem Grund werden nur geringe oder keine Gradienten beobachtet.

Langfristige Trends sind nur für die HCH-Isomere gefunden worden. Hier wurden sowohl innerhalb des Untersuchungszeitraums als auch gegenüber den Vorjahren sehr deutliche Abnahmen in den Konzentrationen beobachtet.

Sedimente

Ein zusammenfassender Überblick über die Belastung der Sedimente ist außerordentlich schwierig, da einerseits Daten über die offene See fehlen, andererseits die Daten aus den Küstengebieten sehr heterogen sind. Erschwert wird eine regionale Betrachtung vor allem dadurch, dass weder ein Bezug auf den TOC-Gehalt noch eine Korngrößennormierung vorhanden war.

Der größte Belastungsschwerpunkt ist das Gebiet der Unterwarnow, insbesondere der Werftstandort. Bei allen Schadstoffen sind hier die höchsten Konzentrationen zu beobachten. Aufgrund der Hafen- und Werft-Aktivitäten sind diese hohen Werte problemlos zu erklären. Ein weiterer Schwerpunkt war eine Station im zentralen Greifswalder Bodden (Landtief). Hier wurden stark erhöhte Werte für die HCH-Isomere, HCB und PCB beobachtet. Für die PCB-Konzentrationen wurden des Weiteren lokale Schwerpunkte in der Flensburger Förde (Höhe Glücksburg) und der Kieler Innenförde gefunden.

Außerhalb dieser Belastungsschwerpunkte sind die Konzentrationen wesentlich geringer. Je nach Substanz liegen die Max/Min-Verhältnisse zwischen 10 und 3500. Weitergehende regionale Bewertungen benötigen die Berücksichtigung von Sedimentparametern (TOC, Korngrößenverteilung).

Die Konzentrationen organischer Schadstoffe in Sedimenten sind gegenüber dem letzten Berichtszeitraum 1997/1998 im Mittel überwiegend auf vergleichbarem Niveau geblieben (Warnowmündung) oder haben leicht abgenommen (Greifswalder Bodden).

Biota

Die Gehalte organischer Schadstoffe in Aalmuttern vom Darßer Ort haben im Zeitraum 1999 - 2002 nach einem zwischenzeitlichen Anstieg im Jahr 2000 im Folgejahr wieder abgenommen und diese Tendenz 2002 teilweise fortgesetzt (PCBs) oder auf diesem Niveau verharrt (DDTs). Nur β - und γ -HCH zeigen nicht dieses Maximum im Jahr 2000; hier nehmen die Werte von 2001 auf 2002 stärker ab.

Uneinheitlicher zeigt sich das Bild bei den Muscheln. Dazu wurden an der Station Darßer Ort mit Ausnahme der DDT-Gruppe und weniger Einzelwerte (CB138/153, β -HCH) überwiegend Werte an oder unter der Bestimmungsgrenze erhalten. Ebenso liegen in den übrigen Gebieten an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern bei den HCH-Isomeren nur wenige Werte oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g/kg}$ TM.

in der Regel bei γ -HCH zwischen 0,5 und 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Tendaussagen sind schon auf Grund des hier betrachteten zu kurzen Zeitraums nicht möglich. Mit Ausnahme des Werftstandortes Unterwarnow kann aber generell von einem relativ konstanten Niveau gesprochen werden, aus dem sich PCB- und DDT-Werte für das Jahr 2000 leicht herausheben. Dies gilt auch in den meisten Fällen für die Stationen an der schleswig-holsteinischen Küste, wobei das Niveau bei den HCHs höher, bei den PCBs und DDTs vergleichbar zu den im Konzentrations-Mittelfeld liegenden Stationen von Mecklenburg-Vorpommern liegt.

Summary and evaluation

Water

The concentrations of polar compounds such as HCH isomers and modern pesticides (triazines, phenylurea and phenoxyacetic acids) in water are clearly higher than those of the more lipophilic „traditional“ pollutants such as HCB, DDT, PCB und PAH.

Lipophilic chlorinated hydrocarbons (HCB, DDT and PCB) were found at very low concentrations in water (mostly < 10 pg/l). Pollution in the near-shore coastal waters was generally higher than in the open Baltic Sea. No temporal trends have been observed because of the high variability and limited data available.

Petroleum hydrocarbon levels in Baltic Sea water were low. Analysis of the single compounds has shown that the aliphatic hydrocarbons originated primarily from biogenic sources. PAH concentrations also were relatively low and did not show a distinct spatial pattern. The concentrations of higher condensed PAH (4-6-ring aromatics) increased toward the coast, which is due mainly to higher levels of suspended particulate matter. Because of the high variability, temporal trends were not found for any of the different classes of hydrocarbons. However, there were seasonal differences with maxima in winter (PAH).

The level of pollutant concentrations in the Baltic Sea water resembles that observed in the German Bight and North Sea. The DDT group has slightly higher levels in the Baltic Sea. Also the γ -HCH values are slightly elevated. The concentrations of α -HCH in the Baltic Sea are about three times higher than in the North Sea, those of β -HCH are at least ten times higher.

In contrast with the southern part of the North Sea, the spatial distribution in the western Baltic and Baltic Proper shows an absence of any major input sources. Therefore, there are only low gradients or none at all.

Long-term trends have only been found for the HCH isomers, where markedly lower concentrations were found both during the monitoring period and in comparison with the preceding years.

Sediments

It is extraordinarily difficult to provide a synoptic view of sediment pollution because, on the one hand, data from the open sea is not available and, on the other hand, data from the coastal areas is very heterogeneous. A regional analysis is also rendered difficult by the absence of reference to TOC levels and non-existent grain size standardisation.

The strongest pollution hot spot is the area of the Lower Warnow, especially near the shipyard site, where the highest levels of all contaminants monitored were found. The harbour and shipyard activities clearly account for the high values. Another hot spot was a station in the central Greifswalder Bodden (Landtief), where substantially elevated levels of HCH isomers, HCB, and PCB were observed. Other local PCB hot spots were found in the Flensburg Fjord (off Glücksburg) and the inner Kiel Fjord.

Outside these hot spots, the pollutant concentrations are considerably lower, with max/min ratios of 10 – 3500, depending on the individual pollutant. For more encompassing regional evaluations, sediment parameters (TOC, grain size distribution) have to be taken into account.

Compared to the last reporting period of 1997/1998, the concentrations of organic pollutants in sediment are largely at a comparable level (Warnow mouth) or have decreased slightly (Greifswalder Bodden).

Biota

During the period from 1999 to 2002, the organic pollutant levels in eel pout from Darßer Ort continued to decrease in 2001, following an increase in 2000. In 2002 this trend either continued (PCBs) or remained stable at the same level (DDTs). Only β - and γ -HCH had no maximum in 2000; they show stronger decreases between 2001 and 2002.

There has not been a uniform pattern of mussel contamination. At the Darßer Ort station, the measured values were mostly at or below the detection limit, with the exception of the DDT group and a few single measurements (CB138/153, β -HCH).

Also in the other coastal areas of Mecklenburg-Vorpommern, only few HCH isomer values exceeded the detection limit of 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg dw}$, with γ -HCH normally ranging between 0.5 and 1 $\mu\text{g}/\text{kg dw}$. A trend has not been

observed, one reason for this being the short period of time covered. With the exception of the Lower Warnow shipyard site, the pollutant level has been generally more or less constant, with slightly elevated PCB and DDT values in 2000. That applies also to most stations at the coast of Schleswig-Holstein, where higher HCH values were measured while the PCB and DDT values were comparable to those stations in Mecklenburg-Vorpommern where medium levels were found.

25 Marine Lebensgemeinschaften

25.1 Phytoplankton

Das Phytoplankton stellt die Gesamtheit der im Wasser suspendierten mikroskopisch kleinen Algen dar. Als wichtigster Primärproduzent im Meer bildet es die Grundlage des gesamten Nahrungsnetzes und somit auch für den Bestand des Ökosystems. Durch Eutrophierung kommt es zu erhöhtem Algenwachstum und daraus resultierenden negativen Effekten für das Ökosystem, wie stärkerer Trübung, Sauerstoffzehrung am Boden und vermehrtem Auftreten von Algenblüten. Derartig langfristige Effekte lassen sich noch nicht über den hier betrachteten 4-Jahres-Zeitraum nachweisen. Trenduntersuchungen seit 1979 von WASMUND und UHLIG [2003] in der Ostsee zeigen jedoch eine deutliche Zunahme der Dinoflagellaten (Dinophyceen) und eine Abnahme der Kieselalgen (Diatomeen, Bacillariophyceen) insbesondere im Zeitraum der Frühjahrsblüte sowie eine Tendenz zur Abnahme der sommerlichen Blaualgen (Cyanobakterien).

Die Biomasse des Phytoplanktons wird mikroskopisch aus dem durch Vermessung der einzelnen Zellen zu errechnenden Biovolumen bestimmt. Bei Annahme einer Dichte von 1 mg/mm^3 sind Biovolumen und Biomasse (Frischmasse) von der Zahl her gleich, und beide Größen werden verwendet. Sie zeigen wie die Chlorophyll-a-Konzentration einen typischen Jahresgang, der durch verschiedene Blüten geprägt ist, die mehr oder weniger deutlich in allen im BLMP untersuchten Gewässern in Erscheinung treten. Am markantesten ist die Frühjahrsblüte, die sich mit einer Verbesserung der Lichtverhältnisse auf Grundlage der im Winter remineralisierten Nährstoffe entwickelt. Der Zusammenhang zwischen Phytoplanktonwachstum (Chlorophyllanstieg) und absinkenden Nährstoffkonzentrationen ist besonders gut in Abb. 1 für das Frühjahr 1999 zu erkennen. Trotz der grundsätzlich gleichen Wirkmechanismen

haben die unterschiedlichen Areale ihre Spezifika. So ist beispielsweise der Salzgehalt in der westlichen Ostsee höher als in der zentralen Ostsee und in den inneren Küstengewässern, was die Artenzusammensetzung entscheidend beeinflusst. Nährstoffeinträge in Küstengewässer durch Flüsse, Kläranlagen und Resuspension nährstoffbeladener Sedimente führen dort zu erhöhten Biomassen. Die unterschiedlichen Areale sollen deshalb im Folgenden separat betrachtet werden.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

Grafisch wird hier nur der 4-Jahres-Verlauf der Chlorophyll-a-Konzentration im Zusammenhang mit den Nährstoff-Konzentrationen in der Kieler Außenförde (Station 225059) dargestellt (Abb. 1). Die Zelldichten sind im Allgemeinen in den inneren Bereichen der Flensburger und Kieler Förde sowie der Eckernförder Bucht höher im Vergleich mit ihren jeweiligen Außenbereichen. Insgesamt lässt sich die Tendenz erkennen, dass die Anzahl der Mikroalgen von Norden nach Süden abnimmt.

1999

Infolge des milden Winters 1998/1999 und des überdurchschnittlichen Lichtangebots waren die Chlorophyll-a-Werte im Allgemeinen schon im Januar und Februar deutlich erhöht (Abb. 1). Die durch Kieselalgen dominierte Frühjahrsblüte erreichte ihr Maximum am 15. März 1999 und wurde Mitte Mai durch kleine Flagellaten abgelöst. Ab Anfang Juni bis Mitte Juli herrschten von der nördlichen Kieler Bucht bis zur Mecklenburger Bucht, bis auf wenige Ausnahmen, wieder Kieselalgen vor. Dominant waren *Chaetoceros curvisetus*, *Dactyliosolen fragilissimus* und *Cerataulina pelagica*. Ab Anfang Juli entwickelte sich in der Flensburger Innenförde eine kleine Algenblüte des Dinoflagellaten *Prorocentrum minimum*, deren Dichte bis Ende Juli/Anfang August auf 6 Mio. Zellen/l angestiegen war und danach wieder abnahm. Seit Mitte Juli traten im Bereich vor Heiligenhafen und in der Lübecker Bucht vermehrt Cyanobakterien auf. Neben gerin-

Autoren des Kapitels 2.5.1

N. WASMUND, J. GÖBEL, C. SCHÖPPE

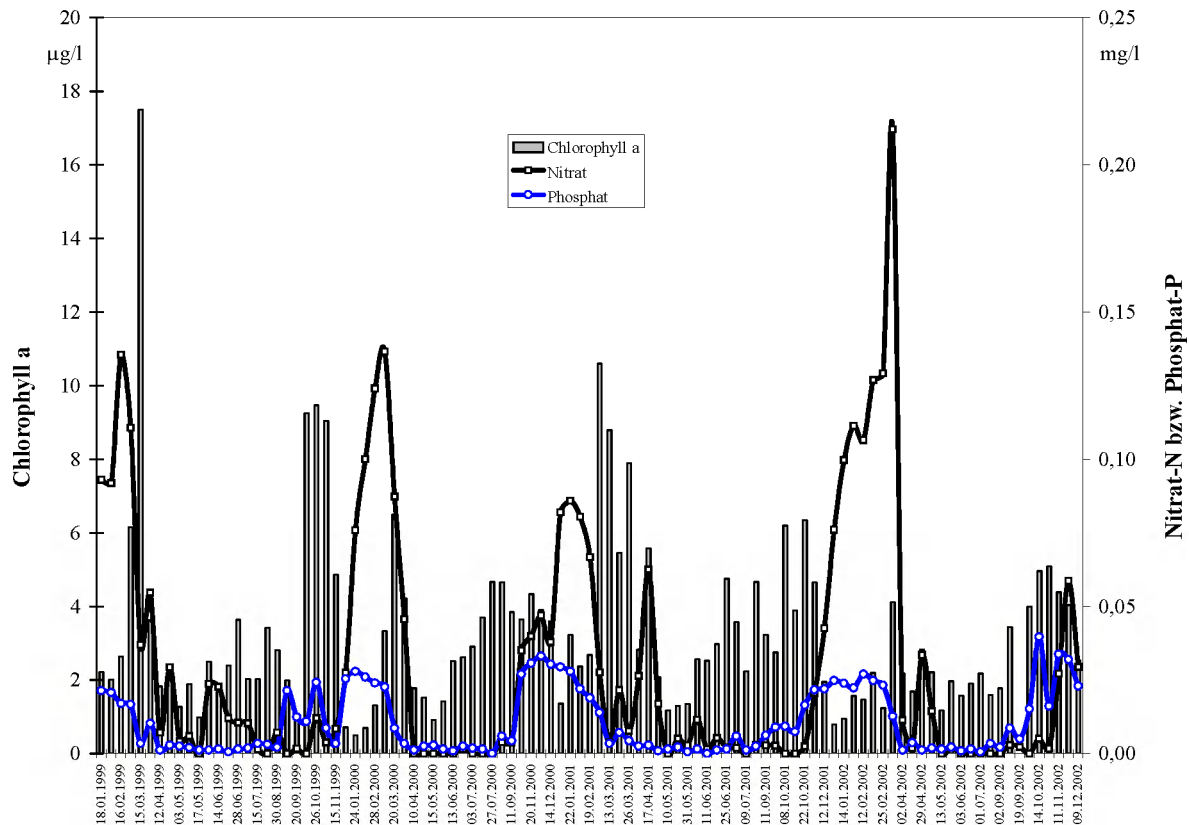


Abb. 1: Verlauf der Konzentrationen von Chlorophyll a, Nitrat-N und Phosphat-P von 1999 bis 2002 in der Kieler Außenförde (Station 225059). Darstellung der einzelnen Messtage: Datum von jedem zweiten Messtag ist angezeigt.

Fig. 1: Concentrations of chlorophyll a, nitrate-N, and phosphate-P from 1999 to 2002 at Kiel Aussenförde (station 225059). Representation of measurement days: the date of every second measurement day is shown

geren Anzahlen der potenziell toxischen Arten *Nodularia spumigena* und *Anabaena sp.* war vorwiegend *Aphanizomenon sp.* vertreten. Von Mitte August bis Mitte September nahmen alle Arten, außer den Kieselalgenarten wie *Dactyliosolen fragilissimus*, *Rhizosolenia pungens* und *Proboscia alata* in der Kieler Bucht stetig ab. Die Herbstblüte im Oktober/November war deutlich ausgeprägt.

2000

Die Phytoplanktonentwicklung entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (Kieler Bucht) zeigte im Berichtsjahr weder von der Biomasse noch vom Artenspektrum auffällige Abweichungen im Vergleich mit den Vorjahren. Vor Heiligenhafen und in der Lübecker Bucht kamen während der gesamten Beprobungsphase fast stets nur geringe Zellzahlen vor. In der Kieler Außenförde war die Sommerblüte stärker und die Herbstblüte geringer ausgeprägt als im Vorjahr, so dass beide Blüten mehr oder weniger ineinander übergingen (Abb. 1).

Mitte Juni war die sommerliche Kieselalge *Skeletonema costatum* in der Flensburger Innenförde, schon östlich von Holnis dagegen der autotrophe Ciliat *Mesodinium rubrum* (= *Myrionecta rubra*) dominant. Ab Anfang Juli erweiterte sich das Artenspektrum der Mikroalgen entlang der schleswig-holsteinischen Küste um einige Kieselalgenarten (*Dactyliosolen fragilissimus*, *Thalassionema nitzschioides*) und sommerliche Dinoflagellatenarten (*Heterocapsa triquetra*, *Ceratium fusus*, *C. tripos*, *Amphidinium crassum*). *Heterocapsa triquetra* erreichte kurzfristig Zellzahlen von 1,38 bis 2,04 Mio. Zellen/l in der Flensburger Förde bzw. 0,61 bis 1,08 Mio. Zellen/l in der Kieler Innenförde. Ende Juli wurden beide genannten Innenbereiche von jeweils unterschiedlichen Kieselalgenarten dominiert: Die Flensburger Innenförde von *Cyclotella sp.* (6,34 Mio. Zellen/l) und die Kieler Förde durch *Dactyliosolen fragilissimus* und *Skeletonema costatum*. Die spätsommerlichen Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* waren von August bis Mitte September in den Außenbereichen vor-

herrschend, in den Innenbereichen Kieselalgen (in der Flensburger Innenförde *Pseudo-nitzschia* spp., in der Eckernförder Bucht *Proboscia alata* und in der Kieler Innenförde *Cerataulina pelagica* und *Leptocylindrus danicus*). Fädige Cyanobakterien waren während der Augustwochen überall, jedoch in ungewöhnlich geringen Mengen vorhanden.

2001

Auch im Jahre 2001 wies das Artenspektrum keine außergewöhnlichen Phytoplanktonentwicklungen auf. Die im März von Kieselalgen dominierte Frühjahrsblüte verlängerte sich durch einen zusätzlichen Nitrat-Schub, wahrscheinlich durch Auftrieb von Tiefenwasser, bis Mittel April und wurde im Mai von Flagellaten und ab Juni von Dinoflagellaten abgelöst. Auch der autotrophe Ciliat *Mesodinium rubrum* vermehrte sich im Juni in der Kieler Förde so stark, dass es kurzfristig zu rötlichen Wasserverfärbungen kam.

Ende Juli wurden große Bereiche der Meeresoberfläche um Fehmarn und in der Lübecker Bucht von Blaualgenfeldern bedeckt. Der Anteil der potenziell giftigen *Nodularia spumigena* überwog. Die Trübung reichte stellenweise ins Badewasser, aufgrund dessen kurzfristig an einigen Stellen Badeverbote erteilt wurden. Die lauen ablandigen Winde wurden nach 4 Tagen jedoch von Westwinden abgelöst, die schnell zu einem Verschwinden der Algenteppiche führten.

Das Phytoplankton der letzten drei Augustwochen war divers und hochvariabel. Anfang September kamen in der Flensburger Förde neben verschiedenen Kieselalgenarten vermehrt auch Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* vor. Der autotrophe Ciliat *Mesodinium rubrum* hatte weiter zugenommen und wurde im inneren Bereich der Förde mit Zelldichten zwischen 20.000 und 62.000 Zellen/l beobachtet. Nur die Proben aus der Lübecker Bucht enthielten noch wenige fädige Cyanobakterien, wobei *Aphanizomenon* sp. 98 % ausmachte. Interessant ist das Vorkommen von *Heterocapsa rotundata* mit 102.000 bis 229.000 Zellen/l im äußeren Bereich der Bucht.

2002

Die kräftig und anhaltend verlaufende Frühjahrsblüte des Jahres 2002 spiegelt sich im Chlorophyll-a-Gehalt der Kieler Außenförde (Abb. 1) nicht angemessen wider, da wegen Ausfalls von Messterminen die Frühjahrsblüte verpasst wurde. Sie wird aber durch die starke Abnahme speziell der Nitrat-Konzentration angezeigt. Die Dominanz der Kieselalgen und Flagellaten blieb noch bis Mitte Juni erhalten. Nur in der Kieler Innenförde hatte sich kurzfristig der „Red-Tide“-Dinoflagellat *Heteroscapsa triquetra* vermehrt. Ab Mitte bis Ende Juni hatte sich die Kieselalge *Dactyliosolen fragilissimus* im gesamten Probenahmegebiet durchgesetzt. Jedoch bildete sie nur in der Kieler Innenförde eine starke Algenblüte mit ca. 12 Mio. Zellen/l aus. Ab Anfang Juli wurde diese Art zunehmend von der Kieselalge *Cerataulina pelagica* verdrängt, die ab Mitte Juli in der Flensburger Innenförde zu einer kleinen Algenblüte mit ca. 10 Mio. Zellen/l auswuchs. *Heterocapsa triquetra* erreichte gleichzeitig Zelldichten von etwa 0,5 Mio. Zellen/l. In der Kieler Innenförde fand zu dem Zeitpunkt die jährlich wiederkehrende sommerliche Blüte der Kieselalge *Skeletonema costatum* (53 Mio. Zellen/l) statt. Ende Juli war *Skeletonema costatum* auch in der inneren Flensburger Förde mit bis zu 8 Mio. Zellen/l vertreten.

Der sommerliche Ablauf der Phytoplanktonentwicklung wurde im Jahre 2002 kurzfristig durch die Starkregenereignisse Ende Juli beeinflusst. Auf den dadurch verursachten Anstieg an verfügbaren Nährstoffen reagierte insbesondere der „Red-Tide“-Dinoflagellat *Prorocentrum minimum* mit der Ausbildung von Algenblüten. Spitzenwerte wurden in der Kieler Förde mit 11 Mio. Zellen/l und westlich Fehmarns mit bis zu 80 Mio. Zellen/l erreicht. Hier kam es zu auffälligen rötlichen Verfärbungen des Wassers, den sogenannten „Red-Tides“, die durch die bereits über Wochen anhaltende stabile Wetterlage mit geringen Windstärken noch gefördert wurden. Verfärbungen an der Wasseroberfläche durch auftreibende Blaualgenfäden wurden nur küstenfern beobachtet und gelangten nicht in die unmittelbaren Küstenbereiche.

Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Die Küste Mecklenburg-Vorpommerns ist reich gegliedert. Durch langgestreckte Inseln und Halbinseln werden große Gewässerteile (Bodden und Haff) weitgehend von der See abgeriegelt. Diese inneren Küstengewässer unterscheiden sich deutlich von der eigentlichen See durch im Allgemeinen niedrigere Salzgehalte und Eutrophierungserscheinungen. Von den äußeren Küstengewässern sind insbesondere die Lübecker Bucht und die Pommersche Bucht hervorzuheben. Eine Auswahl der wichtigen Stationen und deren Zuordnung zu inneren oder äußeren

Küstengewässern wird in Abb. 2 gegeben. In dieser Abbildung sind die Jahresmittelwerte der Chlorophyll-a-Konzentration und des Phytoplankton-Biovolumens wiedergegeben. Phytoplankton-Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration sind mehr oder weniger gut korreliert. Die Grafik zeigt, dass Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration in den inneren Küstengewässern im Durchschnitt deutlich höher sind, als in den äußeren. Auch ein Anstieg von West nach Ost ist zu bemerken. Insbesondere das Kleine Haff und die Pommersche Bucht sind von den Nährstoffeinträgen der Oder beeinflusst und deshalb stärker eutrophiert als die anderen Bereiche.

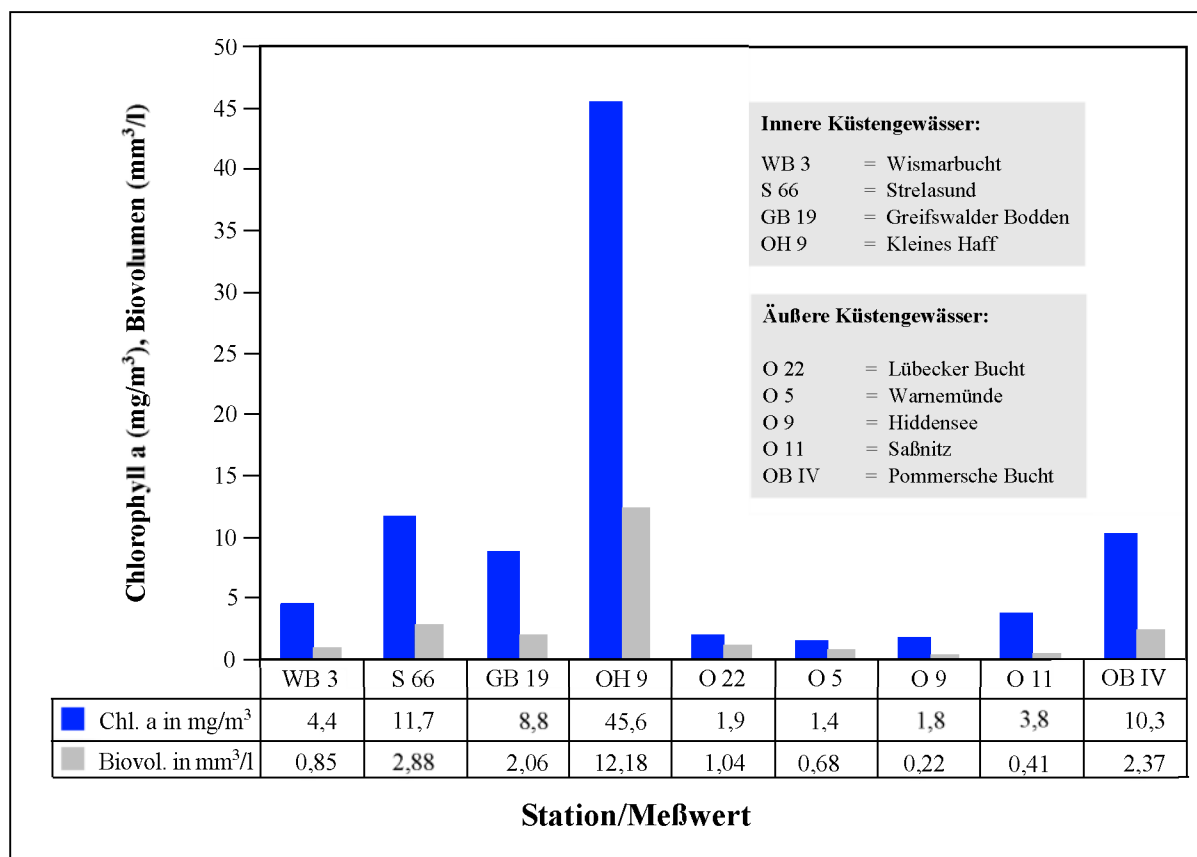


Abb. 2: Regionaler Vergleich der Chlorophyll a- und Phytoplankton-Konzentrationen im Oberflächenwasser von inneren und äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Jahresmittel von 1999).

Fig. 2: Regional comparison of chlorophyll a and phytoplankton concentrations in surface water of the inner and outer coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (annual mean of 1999)

Innere Küstengewässer

1999

In den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Bodden und Haffe) dominierten im Frühjahr 1999 die typischen Kieselalgen *Asterionella formosa*, *Diatoma elongatum*, *Chaetoceros* spp. und *Thalassiosira* spp. sowie Cyanobakterien der Gattungen *Woronichinia* und *Snowella*. Im Mai zeigten die inneren Küstengewässer Chlorophyll-a-Konzentrationen zwischen 1,6 und 79,7 µg/l. Bemerkenswert ist die im Greifswalder Bodden beobachtete massive Entwicklung von µ-Algen (128 Mio. Zellen/l; 1,7 mm³/l). Die winzigen Zellen (1–3 µm) stellten 70 % des Gesamtbiovolumens. Möglicherweise nimmt die Bedeutung der µ - Algen im sommerlichen Artenspektrum des Phytoplanktons der östlichen Seegebiete zu.

Im Greifswalder Bodden und im Strelasund erreichten kleine zentrische Kieselalgen im Juni Abundanzen bis zu 27 Mio. Zellen/l. Die coccalen Cyanobakterien *Woronichinia* spp. und *Snowella* spp. nahmen von Juni bis August von 0,2 Mio. auf 2,5 Mio. Kolonien/l zu. Daneben wurden potenziell toxische Formen wie *Nodularia spumigena* sowie Vertreter der Gattungen *Anabaena*, *Anabaenopsis* und *Aphanizomenon* gefunden. Im Kleinen Haff ist die frühe und starke Entwicklung von *Coscinodiscus rothii* im Juni erwähnenswert, die sonst erst ab Juli/Anfang August zu beobachten ist. Bis August stieg die Abundanz von *Microcystis*-Arten auf enorme 380 Mio. Zellen/l (16,6 mm³/l). Heterocystenführende Stickstofffixierer wie *Aphanizomenon* sp. spielten erst im September eine Rolle (2,3 mm³/l). Auf Grund anhaltend hoher Wassertemperaturen waren Vertreter der Gattung *Microcystis* im Kleinen Haff mit Abundanzen von 130 Mio. Zellen/l (6,0 mm³/l) bis in den Oktober hinein zu beobachten.

2000

Im März wurde in der inneren Wismarbucht ein starkes Wachstum des Euglenoflagellaten *Eutreptiella* sp. (bis zu 0,8 Mio. Zellen/l) beobachtet. Im übrigen wurde das Phytoplankton wie in den Vormonaten von den Crypto- und Dinoflagellaten *Teleaulax acuta* bzw. *Heterocapsa rotundata* dominiert. Die höchsten Zelldichten erreichte

Teleaulax acuta mit 6,0 Mio. Zellen/l (2,2 mm³/l) im Kleinen Haff.

Die Frühjahrsblüte trat im Allgemeinen im März oder April auf. Sie wurde zum Beispiel im Kleinen Haff bei Chlorophyll-a-Konzentrationen von 198 µg/l von *Diatoma elongatum*/*Asterionella formosa* und zentrischen Kieselalgen der Gattung *Stephanodiscus* hervorgerufen. In den übrigen untersuchten Gewässern (Wismarbucht, Strelasund, Greifswalder Bodden) waren *Teleaulax acuta* und *Heterocapsa rotundata* weiterhin zahlreich im Frühjahr vertreten.

Im Juni kam es in der inneren Wismarbucht mit 60,7 µg/l Chlorophyll a zu einer Überschreitung der langjährigen Monatsmittelwerte (LMMW) von 250 %. Die Nordrügenschens Bodden, der Kubitzer Bodden und der Strelasund lagen mit ihren aktuellen Konzentrationen bei 140 % des LMMW. Im Kleinen Haff wurde mit einem Gesamtbiovolumen von 31,4 mm³/l ein neues Juni-Maximum in der langjährigen Reihe (1988 bis 1999) erreicht. Dominant zeigten sich fädige Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena* und *Planktolyngbya* mit insgesamt 60 Mio. Fäden/l (17,2 mm³/l) sowie die potenziell toxischen Arten *Aphanizomenon „balticum“* und *Planktothrix agardhii* mit insgesamt 8,4 Mio. Fäden/l (8,0 mm³/l). Auch *Microcystis aeruginosa*/*M. flos-aquae* war mit 62 Mio. Zellen/l verstärkt vertreten (3,3 mm³/l). Von Juni bis August stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen am Messpunkt KHM von 48,4 µg/l auf 111 µg/l an. Die für das Kleine Haff typische sommerliche Massenentwicklung von *Microcystis*-Arten wurde 2000 nicht beobachtet. Erwähnenswert sind wiederum die hohen Abundanzen von µ-Algen im Seegebiet Strelasund/Greifswalder Bodden. Im Zeitraum von April bis Juli stiegen sie stetig an, erreichten ausgehend von 19 Mio. Zellen/l eine Anzahl von 166 Mio. Zellen/l.

Die Herbstmonate sind von deutlich abnehmenden Chlorophyll a- und Phytoplanktonkonzentrationen gekennzeichnet. Im Seegebiet Strelasund/Greifswalder Bodden wurden im Oktober noch einmal µ-Algen bis zu 193 Mio. Zellen/l gezählt. In der Wismarbucht fand sich zu diesem Zeitpunkt noch eine kleine Blüte der Kieselalge *Dactyliosolen fragilissimus* (4,1 mm³/l). Bis Dezember nahmen Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* auf den untersuchten Stationen zu.

2001

Im Januar und Februar bewegten sich die Chlorophyll-a-Konzentrationen zwischen 0,6 und 105 µg/l und die Biovolumina ergaben Werte im Bereich von 0,2 und 11,2 mm³/l. An einigen Stationen überschritten die Chlorophyll-a-Konzentrationen die LMMW deutlich, wie z. B. im Februar im Greifswalder Bodden (bis zu 750 %), bedingt durch eine starke Entwicklung von *Teleaulax acuta*, *Plagioselmis prolunga* (5 Mio. Zellen/l) und *Skeletonema costatum* (9 Mio. Zellen/l). Die am 15.03.01 registrierte Massenentwicklung von *Skeletonema costatum* im Greifswalder Bodden erreichte mit einem Biovolumen von 6,2 mm³/l ein neues Maximum in der langjährigen Messreihe für März (seit 1988), war aber am 21.03.01 mit 0,3 mm³/l bereits fast wieder verschwunden. Im Kleinen Haff erreichte *Teleaulax acuta* bereits im Februar ein Biovolumen von 11,2 mm³/l. Bei steigenden Zellzahlen bis zu 97 Mio./l für *Teleaulax acuta* und *Plagioselmis prolunga* erreichte diese Entwicklung bei einem Biovolumen von 25 mm³/l im März ihren Höhepunkt (Abb. 3 a). Die entsprechenden Chlorophyll-a-Werte im Kleinen Haff (Station KHM) lagen mit 121 bis 209 µg/l deutlich höher als die langjährigen Märzwerte von 40 µg/l (Abb. 4). Die sonst im April dominanten Diatomeen waren im April 2001 extrem schwach vertreten. Auch im Mai entsprach die Zusammensetzung des Artenspektrums nicht dem gewohnten Erscheinungsbild. Völlig untypisch war die noch immer hohe Präsenz von Cryptophyceen (fast 20 Mio. Zellen/l) sowie der hohe Anteil von Chrysophyceen (37,5 Mio. Zellen/l). Die aktuellen Chlorophyll-a-Werte überschritten weiterhin die LMMW (Abb. 4).

Die im Juni für die inneren Küstengewässer ermittelten Chlorophyll-a-Konzentrationen bewegten sich zwischen 2,7 und 154 µg/l, wobei die Konzentrationsschwerpunkte in der Unterwarnow, in der Darß-Zingster Boddenkette sowie im Peenestrom zu finden waren. Das Konzentrationsniveau lag unterhalb der LMMW. Die alljährlich auftretenden µ-Algen erreichten Abundanzen von bis zu 50 Mio. Zellen/l. Im Kleinen Haff begann die sommerliche Entwicklung fädiger Cyanobakterien der Gattungen *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Limnothrix* und *Pseudoanabaena* bereits im Juni. Das

Biovolumen dieser Arten fiel von 4,5 (Juni) auf 0,3 mm³/l (August) ab. Auch die übliche sommerliche Massenentwicklung der zu den potenziell toxischen Cyanobakterien zählenden Gattung *Microcystis* blieb aus. Sie erreichten ein Biovolumen von nur 0,7 mm³/l. Dominant zeigten sich im August dafür *Woronichinia*-Arten. Auch im Seegebiet Greifswalder Bodden/Strelasund war diese Cyanobakterien-Gattung dominant. Im Juli und August wurden Chlorophyll-a-Werte zwischen 3,1 und 138 µg/l erreicht, was der normalen Größenordnung entspricht. Sehr geringe Konzentrationen fanden sich in der nördlichen Unterwarnow mit Werten um 4,0 µg/l (LMMW: 57 bzw. 30 µg/l im Juli bzw. August). An fast allen untersuchten Messpunkten wurde der Phytoplanktonaspekt von kleinen Flagellaten geprägt (*Pseudopedinella*, *Hemiselmis*, *Tetraselmis*, *Teleaulax*). Im September lagen Chlorophyll-a-Konzentrationen in den inneren Seegebieten im Bereich von 1,6 bis 115 µg/l. Die bereits im August im Kleinen Haff begonnene Entwicklung von *Coscinodiscus rot-hii* setzte sich im September durch und dominierte den Phytoplanktonaspekt mit 7,0 mm³/l.

2002

Im Januar/Februar 2002 lagen die ermittelten Phytoplanktonbiovolumina zwischen 0,1 und 5,2 mm³/l. Die winterlichen Chlorophyll-a-Werte bewegten sich zwischen 1,2 µg/l in der Wismarbucht und 102 µg/l in der Darß-Zingster Boddenkette, wobei es lokal zu deutlichen Überschreitungen der LMMW kam (150 - 200 %). Ursache für die Mehrbefunde waren starke Diatomeenbestände im Greifswalder Bodden/Strelasund (*Skeletonema costatum*: $2,7 \times 10^6$ Zellen/l) und der Unterwarnow (*Diatoma elongatum*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna* var. *acus*). Im Kleinen Haff war im Februar eine „Monokultur“ von *Teleaulax acuta* (5,2 mm³/l bei $9,5 \times 10^6$ Zellen/l) anzutreffen, die bis März anhielt und dabei auf Werte von 10,1 mm³/l bei 19×10^7 Zellen/l anstieg (Abb. 3 b). Mitte April trat dann der für das Frühjahr typische Aspekt mit *Asterionella formosa* und *Diatoma elongatum* in Erscheinung.

Im Juni-August wurden Chlorophyll-a-Konzentrationen bis 179 µg/l und Biovolumina bis

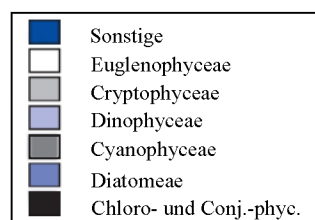
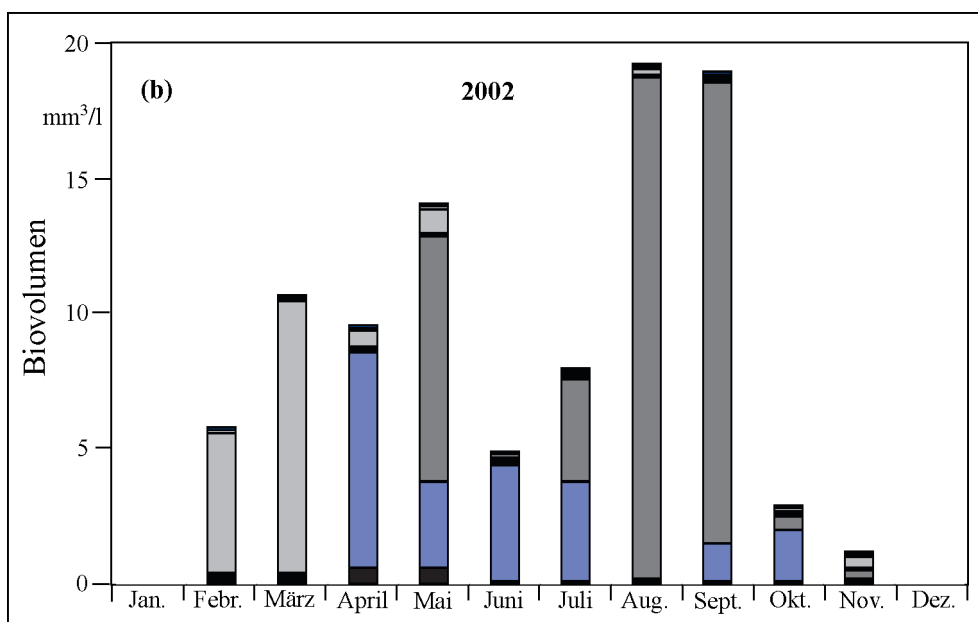
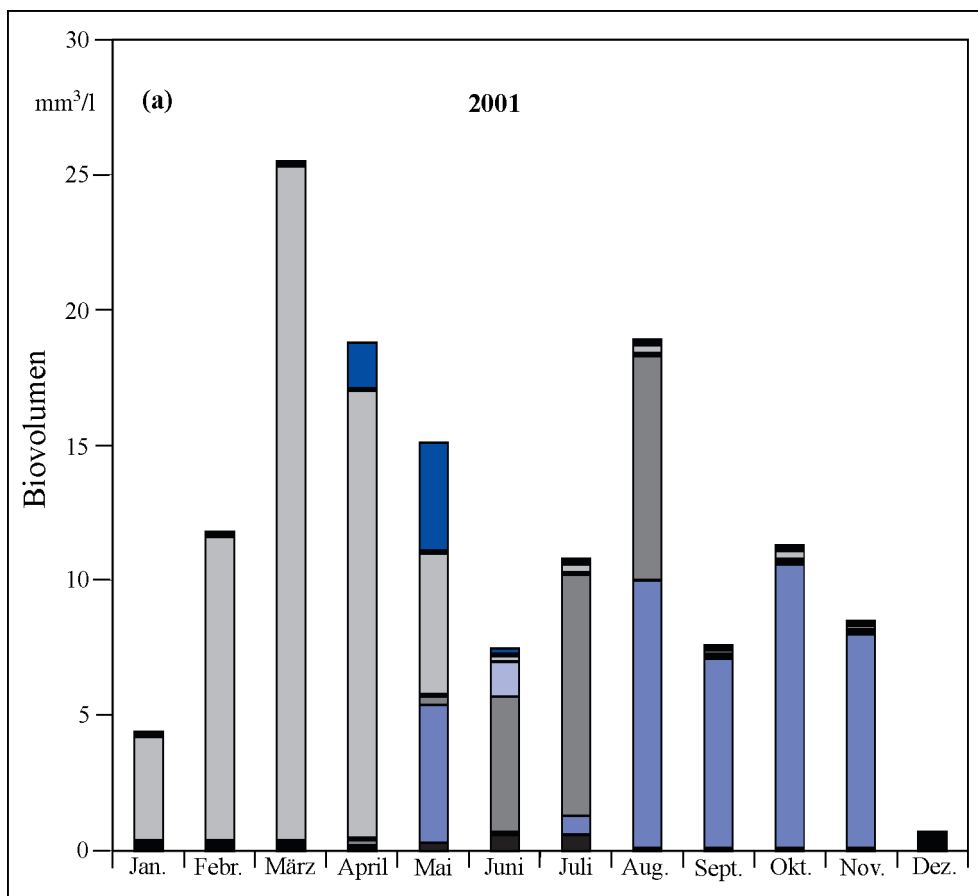


Abb. 3: Jahresgang der Phytoplanktonzusammensetzung im Kleinen Haff (Station KHM) in den Jahren 2001 (a) und Jahr 2002 (b)

Fig. 3: Seasonal cycle of phytoplankton composition in the Kleines Haff area (station KHM) in 2001 (a) and 2002 (b)

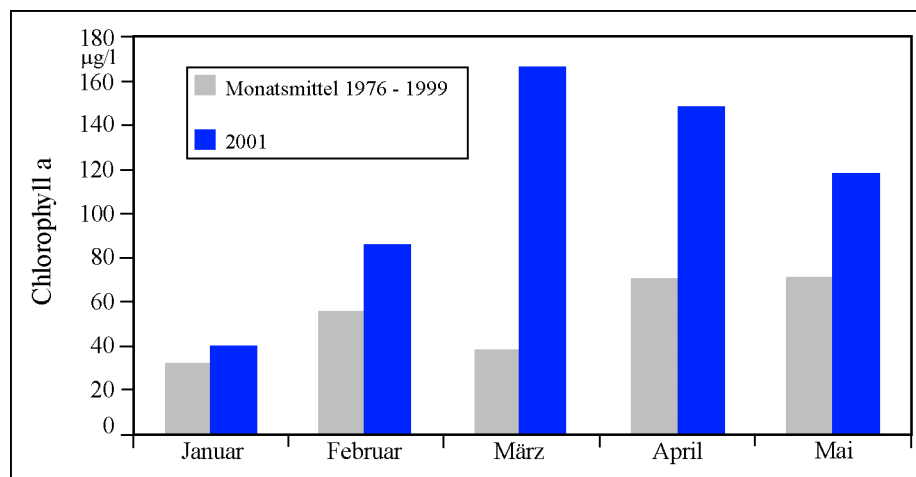


Abb. 4: Chlorophyll-a-Konzentrationen im Kleinen Haff im Winter/Frühjahr 2001 im Vergleich mit langjährigen Monatsmittelwerten

Fig. 4: Chlorophyll-a concentrations in the Kleines Haff area in winter/spring 2001 compared to the long-term monthly means

18,8 mm³/l ermittelt. Bereits im Juni wurde in der Unterwarnow mit 11 Mio. Fäden/l (2,0 mm³/l) ein beachtlicher Bestand an fädigen Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena*, *Limnithrix* und *Planktolyngbya* gefunden. Die potenziell toxischen Formen *Planktothrix agardhii* und *Aphanizomenon flos-aque* erreichten ein Biovolumen von 1,1 mm³/l. Im Juli und August waren diese Arten jedoch fast vollständig wieder verschwunden. Im Seegebiet Greifswalder Bodden/Strelasund wurden mit 4,3 mm³/l im Juli überdurchschnittliche Biovolumina ermittelt, bedingt durch das artenreiche Auftreten coccaler koloniebildender Cyanobakterien der Gattungen *Woronichinia* und *Snowella* und ein hohes Aufkommen von μ -Algen (204 Mio. Zellen/l). Im August kam es zu starken Aufrahmungerscheinungen von fädigen Cyanobakterien der Arten *Anabaena cf. spiroides*, *Nodularia spumigena* und *Aphanizomenon flos-aque*. Im Kleinen Haff zeigte sich ab Juli erwartungsgemäß die beginnende sommerliche Entwicklung von *Coscinodiscus rothii*, sowie die jährlich auftretende Blüte der Cyanobakterien-Gattung *Microcystis*, die auf 2,3 mm³/l im August anstieg. Auch hier sowie im Peenestrom wurden bei entsprechenden Witterungsbedingungen starke Aufrahmungen beobachtet.

Bis September blieb der hochsommerliche Phytoplanktonaspekt weitgehend erhalten. Im

Strelasund und im Kleinen Haff stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen und die Biovolumina unter Fortbestehen der Artenzusammensetzung noch weiter an. In der Wismar-bucht entwickelten sich zentrische Diatomeen der Gattung *Coscinodiscus* und *Dactyliosolen fragilissimus*. In der Unterwarnow gingen die Chlorophyll-a-Werte von 28,0 µg/l im August auf 7,4 µg/l im September drastisch zurück. Im Oktober war an allen Messpunkten das für diese Jahreszeit bekannte Konzentrationsniveau erreicht.

Äußere Küstengewässer

1999

In den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns konnte durch das LUNG am 9.3.1999 noch keine Blüte festgestellt werden. Am 18.3.1999 wurde durch das IOW in der Lübecker Bucht eine Kieselalgenblüte (*Chaetoceros decipiens*, *Ch. curvisetus*, *Rhizosolenia setigera*) von 2,9 mm³/l und am 23.3.1999 in der Pommerschen Bucht eine vom autotrophen Ciliaten *Mesodinium rubrum* dominierte Blüte von insgesamt über 5 mm³/l festgestellt. Auch die wöchentlichen Probenahmen des IOW vor Heiligendamm (siehe <http://www.io-warnemuende.de>: Daten und Bilder; Algenblüten vor Heiligendamm) zeig-

ten das Maximum der Blüte Ende März. Hier trat hauptsächlich *Skeletonema costatum* mit einem Biovolumen von 1,35 mm³/l in Erscheinung, während die wichtigsten Kieselalgenarten der östlichen Küstengewässer *Diatoma elongatum* und *Asterionella formosa* waren.

Im den Küstengewässern zwischen Boltenhagen und Hiddensee dominierten in charakteristischer Weise im Juni/Juli kleine Flagellaten der Gattungen *Chrysococcus*, *Teleaulax*, *Plagioselmis* und *Eutreptiella* mit Biovolumina zwischen < 0,1 und 0,2 mm³/l. Bis August tauchten als typische polyhalobe Vertreter des sommerlichen Phytoplanktonaspektes *Ceratium tripos* (2,7 mm³/l) und *Dactyliosolen fragilissimus* (1,2 mm³/l) auf. Die östlichen Seegebiete (Hiddensee, Saßnitz, Pommersche Bucht) waren charakterisiert durch ein massenhaftes Auftreten kleiner zentrischer Kieselalgen (8,0 Mio. Zellen/l). In der Pommerschen Bucht wurde im Juni außerdem eine starke Cyanobakterienentwicklung (*Planktolyngbya subtilis*, *Pseudanabaena limnetica*, *Planktothrix agardhii*, *Aphanizomenon „balticum“*) registriert. Der Anteil dieser fädigen Formen am Gesamtbiovolumen betrug 40 % (6 mm³/l). Ihr drastischer Rückgang bis August war mit einem schnellen Anstieg von *Microcystis*-Arten von 5,0 Mio. Zellen/l (Juni) auf 17,0 Mio. Zellen/l verbunden.

Die sonst übliche Herbstblüte des Dinoflagellaten *Ceratium tripos* trat auch 1999 in der Mecklenburger Bucht auf, allerdings war diese Art mit 1,0 mm³/l im Vergleich zu *Gymnodinium* sp. (3,4 mm³/l) am 12.10.99 nur schwach entwickelt. Im Oktober/November kam es im Seegebiet zwischen Boltenhagen und Hiddensee zu einer in diesem Ausmaße noch nicht beobachteten Blüte der potenziell toxischen Kieselalge *Pseudo-nitzschia pungens*. Westlich der Darßer Schwelle ergaben sich Abundanzen zwischen 730.000 und 1 Mio. Zellen/l, nordwestlich von Hiddensee konnten 55.000 Zellen/l ermittelt werden, wobei Biovolumina von max. 0,4 mm³/l errechnet wurden.

2000

In den Wintermonaten Januar/Februar wurden im Außenküstenbereich trotz sehr milder Witterungsbedingungen sowohl bezüglich der Phyto-

planktonkonzentrationen und -vorkommen als auch hinsichtlich der Chlorophyll-a-Konzentrationen keine Besonderheiten beobachtet. Dominant zeigten sich Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* sowie der kleine Dinoflagellat *Heterocapsa rotundata*.

Bis März stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen aufgrund der typischen frühjährlichen Kieselalgenblüte (*Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*) erwartungsgemäß kräftig an, insbesondere in den westlichen Seegebieten und weiter bis Hiddensee (Station O22; Abb. 5 a).

Im östlichen Küstenbereich (östlich Saßnitz (Station O11) bis zur Pommerschen Bucht) blieben die Chlorophyll-Werte mit 2,1 bzw. 15,0 µg/l und die Biovolumina mit < 0,1 bzw. 2,1 mm³/l sowohl im März als auch im April deutlich unter den langjährigen Mittelwerten von 8,3 bzw. 25,8 µg/l und 1,5 bzw. 6,7 mm³/l. Offensichtlich ist die hier zu erwartende Frühjahrsalgenblüte nur durch das Probenraster gefallen (Abb. 6 a). Die Probenahmen erfolgten am 13.3.2000 und am 10.4.2000 und damit nach langjähriger Erfahrung zu früh, um das in der Regel im April auftretende Frühjahrsmaximum zu erfassen. Die Chlorophylldaten des IOW vom 25.3.2000 zeigten mit einer Chlorophyll-a-Konzentration von 4,6 µg/l eine beginnende Frühjahrsblüte in der Pommerschen Bucht an, die von Kieselalgen und *Mesodinium rubrum* dominiert wurde.

Im Mai ergaben sich bei anhaltend warmer und sonnenscheinreicher Witterung im Küstengebiet zwischen Fischland und Saßnitz mit 1 bis 6 µg/l lokal stark erhöhte, in der Pommerschen Bucht (OB4) jedoch verringerte Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vergleich mit den langjährigen Monatsmittelwerten. Entlang der gesamten Außenküste dominierten im Frühsommer *Heterocapsa rotundata* neben Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis*, kleinen zentrischen Diatomeen sowie unbestimmten Chrysophyceen. Hervorzuheben ist das massive Auftreten von zu den Cyanobakterien zählenden µ-Algen in der Pommerschen Bucht (OB4) mit bis zu 72 Mio. Zellen/l. An potenziell toxischen Cyanobakterien wurden insbesondere in den östlichen Seegebieten nur geringe Mengen gefunden.

Mit Ausnahme der Pommerschen Bucht entsprachen die Chlorophyll-a-Konzentrationen im September weitgehend den bekannten Größenordnungen. Ein extrem hoher Chlorophyll-Wert wurde mit 21,3 µg/l nördlich von Ahlbeck (OB4) gemessen. Das langjährige September-Mittel liegt dort bei 8,4 µg/l. Dort wurden neben µ-Algen (35 Mio. Zellen/l) potenziell toxische fädige Cyanobakterien der Gattung *Planktothrix* (1,5 Mio. Fäden/l) gefunden. Ende Oktober waren in den westlichen Seegebieten Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* mit 21.000 Zellen/l vertreten. Mit Fortschreiten der Jahreszeit wurden in zunehmendem Maße wieder Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* sowie Flagellaten der Gattung *Pyramimonas* gefunden.

2001

In den Wintermonaten Januar/Februar 2001 wurden entlang der gesamten Außenküste des Landes Mecklenburg-Vorpommern bei milder Witterung und überdurchschnittlichen Wassertemperaturen vielfach erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen beobachtet (Abb. 5 b). Extrem hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen wurden im Februar in den östlichen Seegebieten an Station O 133 (Greifswalder Oie) mit 11,0 µg/l (500 %) und in der Pommerschen Bucht (OB4) mit 19,6 µg/l (700 %) gemessen. Dominant traten wie im Vorjahr Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* auf sowie die kleine Dinophycee *Heterocapsa rotundata*. Erwähnenswert ist das massive Vorkommen von *Teleaulax acuta* in der Pommerschen Bucht (Abb. 6 b) mit 7 Mio. Zellen/l (= 2,8 mm³/l) – ein neues Maximum in der Reihe der langjährig ermittelten Biovolumina 1976 bis 1999.

Anfang März zeigte sich in den westlichen Seegebieten bei extrem verringerten Silikat-Konzentrationen eine intensive Diatomeenentwicklung von *Chaetoceros*-Arten (4,0 mm³/l) sowie *Thalassiosira nordenskiöldii* (1,2 mm³/l) und *Thalassionema nitzschioides* (0,1 mm³/l). Das zu diesem Zeitpunkt an der Station O22 gemessene Gesamtbiovolumen von 5,2 mm³/l stellt in der langjährigen Reihe der Monatsmittelwerte ebenfalls ein neues Maximum dar (Abb. 5 b). Die in Abb. 5 b nicht einbezogene IOW-Meß-

reihe von Stat. O22 zeigte am 14.3.2001 ein Phytoplankton-Biovolumen von fast 8 mm³/l. Dieses dürfte die Spitze der Blüte darstellen, denn die geringen im Oberflächenwasser vorgefundenen Nitratkonzentration (0,012 mmol m⁻³ NO₃) lassen kein wesentliches weiteres Wachstum mehr zu. Damit liegt die Höhe der Frühjahrsblüte in der Lübecker Bucht im selben Bereich wie im Jahre 2000. Im März wurde an Station O11 eine starke Entwicklung von *Skeletonema costatum* festgestellt (20 Mio. Zellen/l = 3,1 mm³/l, ein neuer Extremwert in der Messreihe seit 1988). Im April erstreckte sich die Population von *Skeletonema costatum* mit ansteigenden Zellzahlen von nordwestlich Hiddensee (0,5 Mio. Zellen/l) über die Region Saßnitz (16,5 Mio. Zellen/l) bis in die Pommersche Bucht (15 Mio. Zellen/l) hinein (vgl. Abb. 6 b). Im Mai zeigte sich an Station OB4 eine Chlorophyll-a-Konzentration von 43,2 µg/l, die fast dem 3-fachen des LMMW entspricht.

Im Juni wurden entlang der gesamten Außenküste neben wenigen Dinophyceen (*Gymnodinium*, *Heterocapsa*) nicht näher bestimmte Chrysophyceen (bis zu 4,6 Mio. Zellen/l) registriert. Potenziell toxische Cyanobakterien wurden im Juli/August nur in geringem Umfang und regional begrenzt (westlich der Darßer Schwelle, mit maximal 0,4 mm³/l) beobachtet. Dagegen traten im August/September in der Pommerschen Bucht (Abb. 6 b) die Cyanobakterien *Anabaena* cf. *spiroides* und *Woronichinia* spp. neben diversen *Scenedesmus*-Arten und kleinen zentrischen Diatomeen dominant in Erscheinung.

Im September war neben dem typisch spätsommerlichen Aufkommen verschiedener Dinophyceenarten der Gattung *Ceratium* (1,2 mm³/l) westlich von Boltenhagen eine kleine Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus* zu beobachten. Während in der Pommerschen Bucht, im Greifswalder Bodden und im Strelasund im Oktober noch die Blaualge der Gattung *Woronichinia* dominierte, war an der westlichen Außenküste (O22, O5) *Ceratium tripos* (1,0 bis 2,1 mm³/l) bis in den November hinein präsent. In der östlichen Region (O11) wurde in der Zeit von Oktober/November ein kleines Vorkommen von *Coscinodiscus* sp. (1,6 mm³/l) registriert.

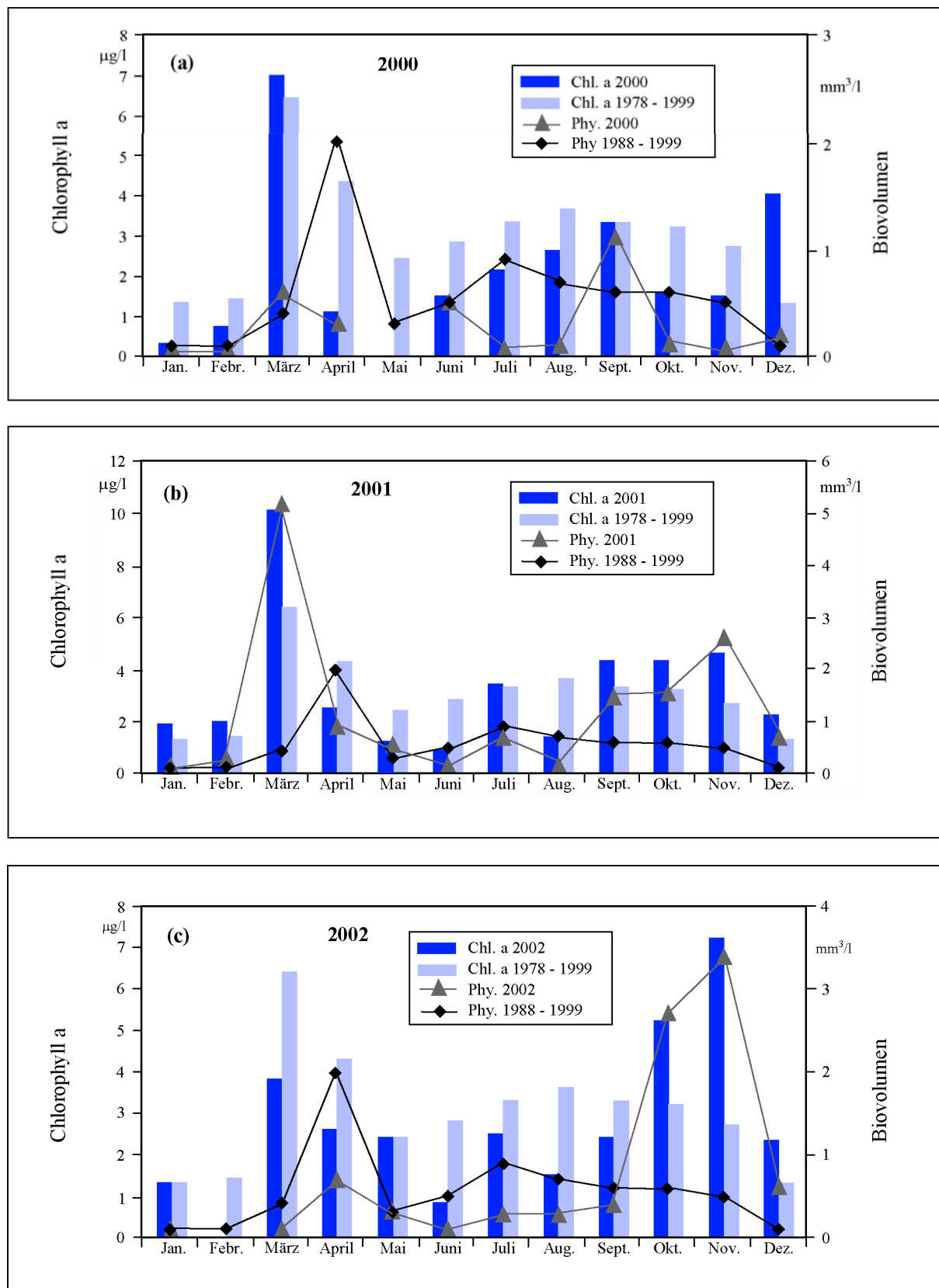


Abb. 5: Jahresverlauf der Chlorophyll-a-Konzentrationen und des Phytoplankton-Biovolumens in den Jahren 2000 (a), 2001 (b) und 2002 (c) im Vergleich mit langjährigen Monatsmitteln in der Lübecker Bucht (Station O22)

Fig. 5: Seasonal cycle of chlorophyll-a concentrations and phytoplankton biovolume in 2000 (a), 2001 (b) and 2002 (c) in comparison with the long-term monthly means in the Bay of Lübeck (station O22)

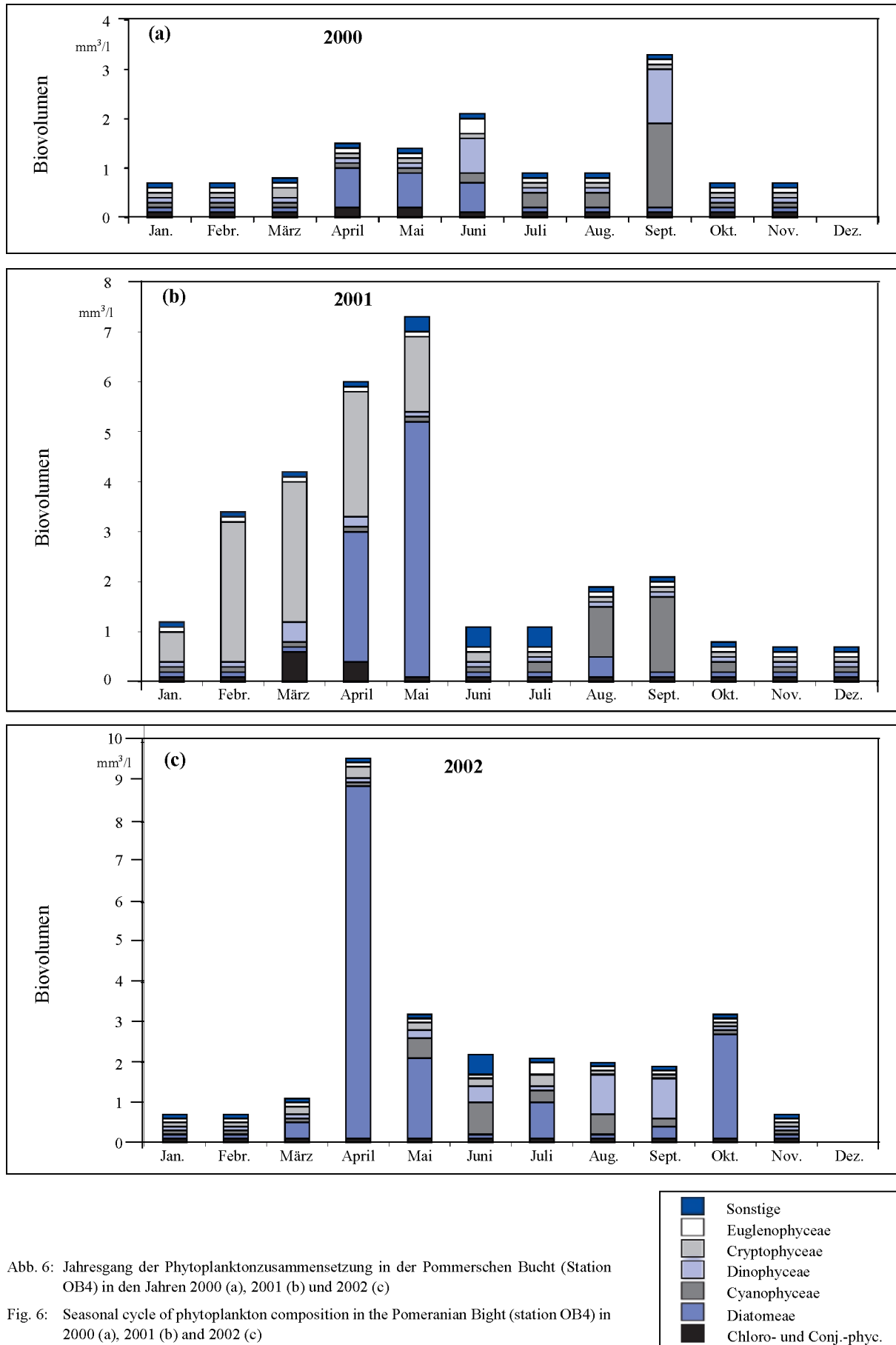


Abb. 6: Jahrgang der Phytoplanktonzusammensetzung in der Pommerschen Bucht (Station OB4) in den Jahren 2000 (a), 2001 (b) und 2002 (c)

Fig. 6: Seasonal cycle of phytoplankton composition in the Pomeranian Bight (station OB4) in 2000 (a), 2001 (b) and 2002 (c)

2002

Wie schon im Vorjahr, dominierten in den Wintermonaten Januar/Februar 2002 *Teleaulax acuta*, *Plagioselmis prolunga*, *Hemiselmis virens* und *Heterocapsa rotundata*. Während sich an der Station O22 in der Lübecker Bucht das frühjährliche Maximum der Chlorophyll-a-Konzentration wiederum im März zeigte (Abb. 5 c), stiegen die Werte an zahlreichen anderen Messpunkten entlang der Außenküste, insbesondere im Bereich der Stationen O5 bis O7 sowie an O10 und O14, bis April weiter an, und erreichten mit Konzentrationen zwischen 2,5 und 33,2 µg/l augenscheinlich erst zu diesem Zeitpunkt das Frühjahrsmaximum. Dabei zeigten sich die aktuell gemessenen Chlorophyll-a-Werte im Vergleich zu den langjährigen Monatswerten vielfach stark erhöht, einhergehend mit lokal deutlich über dem Durchschnitt liegenden Wassertemperaturen und relativ niedrigen Salzgehalten. So wurde am Messpunkt Warnemünde (O5) mit 14,1 µg/l ein neues Chlorophyll-a-Maximum in der langjährigen Messreihe seit 1977 registriert. Der bisherige Maximalwert lag bei 6,4 µg/l (1986). Die zwischen Boltenhagen und Warnemünde aufgetretenen überaus geringen Silikatkonzentrationen korrelieren mit der starken Entwicklung der Kieselalge *Skeletonema costatum* mit Biovolumina bis zu 4,4 mm³/l. In den östlichen Seegebieten sind die typischen Frühjahrsblüher *Asterionella formosa* und *Diatoma elongatum* mit Werten bis zu 8,3 mm³/l dominant.

In den Sommermonaten Juni bis August stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen in den westlichen Seegebieten zwischen Boltenhagen und Hiddensee im Zeitraum von Juni zu Juli kräftig an. In den östlichen Küstenabschnitten zwischen Saßnitz und Ahlbeck (Pommersche Bucht) war dieser Zuwachs an Chlorophyll-a erst von Juli zu August zu beobachten. Potenziell toxische Cyanobakterien traten an der gesamten Außenküste sporadisch auf. Schon im Juni wurden nördlich Rügens die typischen Algenteppiche beobachtet. In der Lübecker Bucht (O22) wurde im Juli/August eine Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus* (1,7 Mio. Zellen/l) registriert. Vor Rostock (O5) wurde daneben die potenziell toxische Diatomee *Pseudo-nitzschia pungens* (154.000 Zellen/l) gefunden. Der hochsommer-

liche Phytoplanktonaspekt wurde im Gegensatz zum Vorjahr bestimmt durch das Aufkommen der ebenfalls zu den potenziell toxischen Planktonen zählenden Dinophyceen *Prorocentrum micans* und *P. minimum* (1,0 mm³/l, August, OB4, Abb. 6 c)

Mit der herbstlichen Entwicklung von *Ceratium fusus*, *Ceratium tripos* und zentrischen Diatomeen der Gattung *Coscinodiscus*, kommt es insbesondere in den westlichen Seegebieten im Oktober noch einmal zu einem deutlichen Anstieg der Chlorophyll-Werte (Station O22: 5,2 µg/l, Abb. 5 c). In der Pommerschen Bucht sinken die Werte dagegen schnell ab (7,4 µg/l). Die Phytoplanktonbiovolumina liegen zwischen < 0,1 mm³/l (O5 vor Warnemünde) und 3,0 mm³/l (O11 vor Saßnitz), wobei der typische winterliche Phytoplanktonbestand kleiner Cryptophyceen auftrat.

Hohe See

1999

In der offenen See (Mecklenburger Bucht bis Bornholmsee) begann ein kräftiges Kieselalgenwachstum Mitte März, so dass auch hier die Blüte ihren Höhepunkt Ende März erreichte (Abb. 7 a). In der östlichen Gotlandsee fand die Algenentwicklung etwa 2 Wochen später statt, was aber wesentlich früher ist als in den vergangenen Jahren. In der Mecklenburger Bucht war die Frühjahrsblüte geprägt durch Kieselalgen (*Thalassiosira levanderi*, *Chaetoceros* sp., *Skeletonema costatum*). Von der Arkonasee bis in die östliche Gotlandsee setzte sich die Tendenz der Zunahme der Dinoflagellaten (*Gymnodinium* spp., *Scrippsiella hangoei*, *Peridiniella catenata* usw.) auf Kosten der Kieselalgen während der Frühjahrsblüte weiter fort (vgl. WASMUND et al. [1998]). Besonders hervorzuheben ist die ungewöhnlich starke Entwicklung des photoautotrophen Ciliaten *Mesodinium rubrum* in allen offenen Seegebieten (vgl. Abb. 7 a).

Die sonst im Sommer erwarteten Blüten der Cyanobakterien *Nodularia spumigena* und *Aphanizomenon* sp. wurden in der Arkonasee und Bornholmsee nicht beobachtet. Ihre Biomasse stieg aber bis Mitte September an, ohne

jedoch Blüten-Konzentrationen zu erreichen (Abb. 7 a). Erstaunlicherweise entwickelte sich in der Bornholmsee aber im August eine Kieselalgenblüte aus *Coscinodiscus granii* (0,84 mm³/l), die sonst erst im Spätherbst zu erwarten war. Lediglich in der östlichen Gotlandsee war eine Cyanobakterienblüte von *Nodularia* und *Aphanizomenon* zu finden.

2000

Zum 22.3.2000 hatte sich in den zentralen Bereichen der Mecklenburger Bucht (Stat. OM BMP M2) bereits die Frühjahrsblüte mit einer Biomasse um 5000 mg m⁻³ etabliert, dominiert von den Kieselalgen *Skeletonema costatum* (3587 mg m⁻³), *Thalassiosira baltica* (268 mg m⁻³), *T. levanderi* (233 mg m⁻³) und dem photoautotrophen Ciliaten *Mesodinium rubrum* (535 mg m⁻³). Nach Aussage von Satellitenbildern dürfte diese Blüte am 8.4.2000 beendet gewesen sein.

Die eigentliche Ostsee (Arkonasee, Bornholmsee, Gotlandsee) unterscheidet sich von der Mecklenburger Bucht bezüglich des Zeitpunktes der Frühjahrsblüte und der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons deutlich, wobei die Grenze nicht direkt an der Darßer Schwelle, sondern meistens durch die westliche Arkonasee verläuft. Wie in der Mecklenburger Bucht hatte sich in der westlichen Arkonasee (Stat. OM BMP K8) zum 23.3.2000 eine Kieselalgenblüte von *Skeletonema costatum* mit Biomassen von insgesamt fast 6 g m⁻³ entwickelt, während in der zentralen Arkonasee (Stat. OM BMP K5), in der Bornholmsee und der östlichen Gotlandsee zu dieser Zeit erst eine Biomasse um etwa 1 g m⁻³ erreicht war. Erst am 3.4.2000 wurde auch an den Stationen OM BMP K5 (Abb. 7 b) und OM BMP K2 eine deutliche *Skeletonema*-Blüte registriert. In den östlicheren Teilen der eigentlichen Ostsee dominierte *Mesodinium rubrum*. Das Vorherrschen von *Mesodinium rubrum* wurde erstmals im Jahre 1999 beobachtet, scheint nun aber in der Arkonasee wieder zurückgedrängt zu sein. Auch die 1999 beobachtete Tendenz einer Verdrängung der Kieselalgen durch erstmals zeitgleich auftretende Dinoflagellaten in der Arkonasee bestätigte sich im Jahre 2000 nicht. Insofern gleicht das Jahr 2000 bezüglich der Frühjahrsblüte in der Arko-

nasee den durchschnittlichen Befunden der 90er Jahre mehr als dem Jahr 1999. Die Beobachtung von WASMUND et al. [1998], dass es seit 1990 in der südlichen Gotlandsee und der Bornholmsee keine großen Kieselalgen-Frühjahrsblüten mehr gegeben hat (event. mit Ausnahme von 1993), konnte in der Bornholmsee erstmals für das Jahr 2000 nicht mehr bestätigt werden.

Zum 15.5.2000 hatte sich die Phytoplanktonbiomasse im Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht stark verringert, während in 15 m Wassertiefe ein Maximum von Dinoflagellaten (450 mg m⁻³) auftrat. Die beweglichen Arten suchen offensichtlich die Tiefen auf, in denen zu dieser Zeit noch Nährstoffe vorhanden sind und andererseits das Licht für ein Wachstum noch ausreichend ist. Auch in der Arkonasee und Bornholmsee waren die Kieselalgen Anfang Mai fast komplett verschwunden, wodurch nun *Gymnodinium* cf. *lohmannii* und *Mesodinium rubrum* die wichtigsten autotrophen Vertreter wurden. In der Gotlandsee bildete der Dinoflagellat *Peridiniella catenata*, wie in den Vorjahren, im Mai eine Blüte (1042 mg m⁻³ an Stat. OM BMP J1). An Station OM BMP K1 waren neben *Peridiniella catenata* auch *Protoperidinium longispinum*, *Dinophysis norvegica* und *Aphanizomenon* sp. wichtig.

Ende Juli/Anfang August traten die zu erwartenden hohen Biomassen stickstofffixierender Cyanobakterien auf. In der Arkonasee und der Bornholmsee blieben die Dinoflagellaten allerdings im allgemeinen die bedeutendste Gruppe (*Gyrodinium fusiforme*, *Gymnodinium* cf. *lohmannii*), während sich *Mesodinium rubrum* reduzierte. In der östlichen Gotlandsee wuchs *Mesodinium rubrum* jedoch, wie schon im März, zur dominanten Art an. Schwache Ausläufer der Cyanobakterienblüte (*Nodularia spumigena*, *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp.) schoben sich Ende Juli nur bis in den östlichen Bereich der Mecklenburger Bucht (Stat. OM BMP M1) vor.

Im Oktober/November 2000 war in der Mecklenburger Bucht die typische Dominanz von *Ceratium tripos* (z.B. mit 3436 mg m⁻³ an Stat. OM BMP M2) zu finden. In der westlichen Arkonasee (Stat. OM BMP K8) zeigte sich Ende Oktober und Anfang November ein interessanter

Dominanzwechsel von Dinoflagellaten (*Ceratium tripos*) zu Kieselalgen (*Coscinodiscus* spp.), wahrscheinlich wegen Verdriftungen über die Darßer Schwelle. Auf den übrigen Station der eigentlichen Ostsee bildete jedoch die 60 bis 100 µm große Kieselalge *Coscinodiscus* sp. bereits ab Ende Oktober die gewohnte Herbstblüte.

2001

Wie schon in den Vorjahren, entwickelte sich die Blüte in den zentralen Bereichen der einzelnen Seegebiete später als in den flacheren Küstenbereichen. Während die Frühjahrsblüte in der Lübecker Bucht schon am 14.3.2001 ihren Höhepunkt erreicht hatte (vgl. 5 b), nahm die Phytoplankton-Biomasse in der zentralen Mecklenburger Bucht noch bis zum 23.3.2001 und in der Arkonasee bis zum 2.4.2001 zu (Abb. 7 c). Die Nährstoffe hatten in der Arkonasee erstaunlicherweise schneller abgenommen als in der zentralen Mecklenburger Bucht. Das wäre ein Anzeichen dafür, dass die frühere Beobachtung eines Fortschreitens des Blütezeitpunktes von West nach Ost (vgl. WASMUND et al. [1998]) nicht in jedem Jahr zutrifft. Offensichtlich muss man auch mit der Bedeutung des Einstroms von Wasser der Pommerschen Bucht für die Frühjahrsblüte rechnen. Der Zeitpunkt der Frühjahrsblüte dürfte in der Bornholmsee nicht wesentlich von dem der Arkonasee abweichen, denn auch hier war Nitrat schon zum 1.4.01 verbraucht. In der östlichen Gotlandsee hatte sich Ende März erst eine geringe Biomasse entwickelt, so dass das Maximum der Frühjahrsblüte dort im Laufe des April zu erwarten war.

Die Frühjahrsblüte wurde im Jahre 2001 im Allgemeinen von der Kieselalge *Skeletonema costatum* gebildet. In der Lübecker Bucht waren *Chaetoceros* sp., *Thalassiosira nordenskiöldii* und *Rhizosolenia setigera* die wichtigsten Frühjahrs-Kieselalgen. In der zentralen Mecklenburger Bucht folgte auf die *Skeletonema*-Blüte *Dictyocha speculum*, in der zentralen Arkonasee (Stat. OM BMP K5) und der Pommerschen Bucht (Stat. OM OB) aber *Mesodinium rubrum*. Die in der späteren Phase der Frühjahrsblüte zu erwartenden Dinoflagellaten entwickelten sich in der Arkonasee (Abb. 7 c), Bornholmsee und Pommerschen Bucht (Abb. 6 b) nur schwach.

Die Kieselalgenblüte geht, wie allgemein bekannt, abrupt zu Ende. Sie wird abgelöst durch eine Entwicklung von Flagellaten, die entweder durch vertikale Wanderungen noch Nährstoffreserven tieferer Wasserschichten oder aber geringe Konzentrationen regenerierter Nährstoffe nutzen können. Diese Fähigkeiten haben die Frühjahrs-Kieselalgen offenbar nicht. Zumindest mangelt es nicht an dem spezifischen Kieselalgen-Nährstoff, dem Silikat. Deshalb scheint es auch plausibel zu sein, dass sich nach der Kieselalgenblüte Kieselflagellaten (Siliocoflagellaten, zu den Chrysophyceae gehörig) entwickeln. Umso erstaunlicher ist, dass der wesentliche Vertreter dieser Gruppe, *Dictyocha speculum*, in der westlichen Ostsee im Mai im Allgemeinen ohne sein typisches Kieselskelett wächst.

Im August kam es in der Mecklenburger Bucht und der westlichen Arkonasee zu der erwarteten Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus*. Die typische Cyanobakterienblüte trat in der Mecklenburger Bucht nur sporadisch auf. Im Zeitraum vom 23.07.01 bis 27.07.01 konnten mehrere Algenteppiche von der Größe eines Fußballfeldes oder streifenartigen Ausdehnungen von ca. 20 m Breite und bis zu 1000 m Länge festgestellt werden. Die ockerfarbenen Felder von *Nodularia spumigena* wurden aber dominiert von Kieselalgen der Gattung *Nitzschia*. Kräftige Oberflächenblüten wurden bei windstillem Wetter in der nördlichen Arkonasee und der Bornholmsee Ende Juli beobachtet. Aus Satellitendaten lässt sich aber schließen, dass der Höhepunkt der Blüte zum Zeitpunkt der Monitoringfahrt längst vorüber war. Die Cyanobakterienblüte begann bereits Anfang Juni (4. bis 8.6.2001) nordwestlich Gotland, und zwar entgegen vorheriger Annahmen bereits bei ca. 12 °C Wassertemperatur. Im Juni hatte sie sich über die Gotlandsee ausgebreitet, und es erschien *Aphanizomenon* sp. in größeren Mengen in den Wasserproben. Die maximale Ausdehnung erreichte die Blüte am 4. Juli, als sie sich vom Finnischen Meerbusen bis in die Arkonasee erstreckte. Ab 10. Juli breitete sich die Blüte weiter in die westliche Ostsee aus. Die Cyanobakterienblüten verschwanden im Allgemeinen bereits ab Ende Juli 2001.

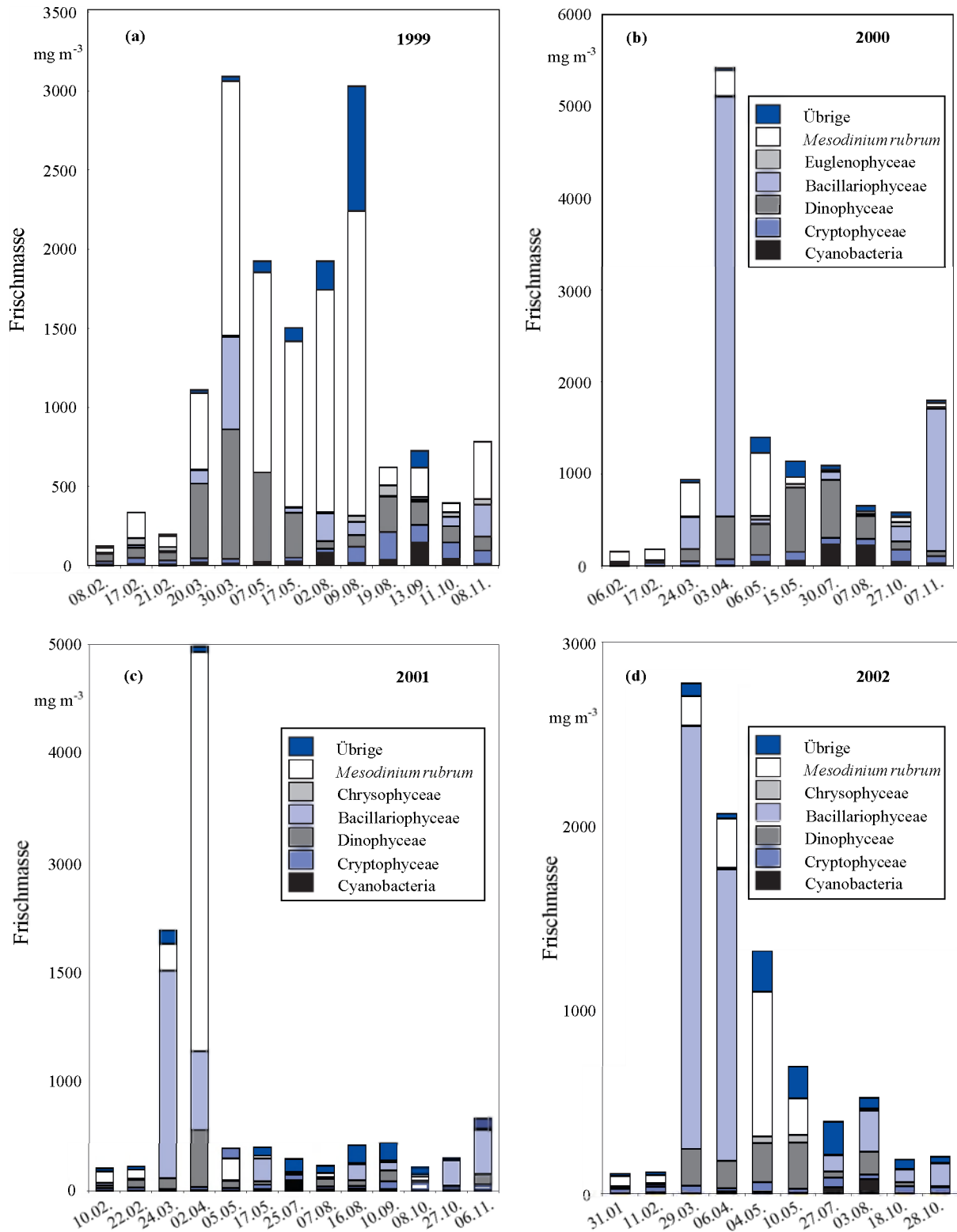


Abb. 7: Jahresgänge der Phytoplanktonzusammensetzung in den Jahren 1999 (a), 2000 (b), 2001 (c) und 2002 (d) in der zentralen Arkonasee (Stationen OM BMP K5 und OM BMP K7). Für Abb. (a) gilt die Legende der Abb. b. Angaben in Frischmasse (1000 mg/m^3 entsprechen einem Biovolumen von $1 \text{ mm}^3/\text{l}$)

Fig. 7: Seasonal cycles of phytoplankton composition in 1999 (a), 2000 (b), 2001 (c) and 2002 (d) in the central Arkona Sea (stations OM BMP K5 and OM BMP K7). The caption in Fig. b applies also to Fig. (a). Data as wet mass (1000 mg/m^3 corresponds to a biovolume of $1 \text{ mm}^3/\text{l}$)

Die Mecklenburger Bucht war von September bis November hauptsächlich durch *Ceratium tripos* und diverse Kieselalgen in stark schwankenden Abundanzen gekennzeichnet. Das häufige Vorkommen von *Ceratium*-Arten bis zur Station OM BMP K8 spricht, wie schon die sommerlichen Blüten von *Dactyliosolen fragilissimus*, für eine biologische Grenze zwischen den Stationen OM BMP K8 und OM BMP K5. Die östlichen Seegebiete von der zentralen Arkonasee bis zur östlichen Gotlandsee waren im Herbst durch mehr oder weniger starke Blüten von *Coscinodiscus granii* geprägt (Abb. 7 c). Diese Art breitete sich Ende Oktober 2001 aufgrund eines Ausstromereignisses kurzzeitig sogar bis in die zentrale Mecklenburger Bucht aus.

2002

In der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee (Abb. 7 d) hatte sich die Frühjahrsblüte bis Ende März 2002 gebildet und war Anfang April im Rückgang begriffen. In der Bornholmsee stieg sie bis Anfang April noch an, und in der östlichen Gotlandsee wurde ein Maximum erst am 8. Mai registriert. In der Lübecker Bucht dürfte am 27.3.02 das Biomasse-Maximum der Frühjahrsblüte mit etwa $5,4 \text{ g m}^{-3}$ fast getroffen sein. Die Frühjahrsblüte wurde im Jahre 2002 im allgemeinen von der Kieselalge *Skeletonema costatum* gebildet. In der zentralen Mecklenburger Bucht und der Lübecker Bucht folgte auf die *Skeletonema*-Blüte *Dictyocha speculum*, in der östlichen Mecklenburger Bucht *Dinophysis baltica* und in der zentralen Arkonasee und der Pommerschen Bucht *Mesodinium rubrum*. Die in der späteren Phase der Frühjahrsblüte zu erwartenden Dinoflagellaten entwickelten sich in der Arkonasee und Bornholmsee nur schwach. Insofern scheint die seit 1989 beobachtete Ausbreitung von Dinoflagellaten seit dem Jahre 2000 zurückgedrängt zu sein. Lediglich in der östlichen Gotlandsee blieben die Dinoflagellaten (*Peridiniella catenata*) neben dem seit 1999 verstärkt auftretenden Ciliaten *Mesodinium rubrum* der wesentliche Bestandteil der Frühjahrsblüte. Die leichte Silikatabnahme zeigt an, dass auch hier ein gewisses Kieselalgenwachstum stattgefunden haben muss, was in der Gotlandsee in der 90er Jahren kaum beobachtet worden ist.

Im Sommer kam es in der Mecklenburger Bucht und der westlichen Arkonasee zu der erwarteten Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus*, während eine Cyanobakterienblüte in der Mecklenburger Bucht nicht in Erscheinung trat. Schwache Oberflächenblüten von Cyanobakterien wurden nur bei windstillem Wetter in der nördlichen Arkonasee, nördlichen Bornholmsee sowie der nördlichen und südöstlichen Gotlandsee Ende Juli beobachtet. Aus Satellitendaten lässt sich schließen, dass die Cyanobakterienblüte bereits Ende Juni nordwestlich von Gotland begann und sich dann über die Gotlandsee und schließlich Mitte Juli bis in die Bornholmsee und die Arkonasee ausbreitete. Selbst in der beprobten späten Phase (Ende Juli) der Blüte wies sie noch einen Toxingehalt von 400 bzw. 230 ng/l Nodularin in der Arkonasee bzw. östlichen Gotlandsee auf (Messungen durch B. Luckas, Univ. Jena).

Die Mecklenburger Bucht war im Herbst hauptsächlich durch Dinoflagellaten (*Ceratium tripos*, in der Lübecker Bucht auch *Prorocentrum minimum*) und diverse Kieselalgen (*Coscinodiscus granii*, *Cerataulina pelagica*) in stark schwankenden Abundanzen gekennzeichnet. Das häufige Vorkommen von *Ceratium*-Arten bis zur Station OM BMP K8 spricht für eine biologische Grenze zwischen den Stationen OM BMP K8 und OM BMP K5. Die für den Herbst typische Blüte von *Coscinodiscus granii* war nur schwach entwickelt (Abb. 7 d).

Zusammenfassung

In der Kieler Bucht sind die Frühjahrs- und Herbstblüten jedes Jahr mehr oder weniger deutlich ausgeprägt. Die Frühjahrsblüte begann im Jahre 1999 nach einem milden Winter schon sehr früh. In den Jahren 2000 und 2001 wurde eine starke Sommerblüte beobachtet, wobei das Jahr 2000 durch eine ungewöhnlich geringe und das Jahr 2001 durch eine sehr starke Cyanobakterienblüte gekennzeichnet war. Im Jahre 2002 war die Frühjahrsblüte sehr kräftig ausgebildet. Im Sommer kam es nach hohen Niederschlägen Ende Juli zu Rotverfärbungen wegen Massenvermehrungen von *Proocentrum minimum*.

Die inneren Küstengewässer von Mecklenburg-Vorpommern waren während der gesamten Vegetationsperiode durch relativ hohe Phytoplankton-Biovolumina bzw. Chlorophyll-a-Konzentrationen gekennzeichnet. Die Entwicklung der im Winter dominanten kleinen Cryptophyceen reichte weit in das Frühjahr hinein und schien im Jahre 2001 sogar die sonst im Frühjahr dominanten Kieselalgen verdrängt zu haben. Hohe Wassertemperaturen führten im Kleinen Haff bis in den Herbst 1999 hinein zu hohen Cyanobakterienbiomassen. Diese wurden im Herbst 2000 nicht beobachtet. Bemerkenswert sind die hohen Abundanzen an winzigen μ -Algen im Bereich des Greifswalder Boddens in den Sommern 1999 bis 2002.

In den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und der offenen See war die Phytoplankton-Konzentration deutlich geringer als in den Bodden und Haffen. Die Frühjahrsblüte war im allgemeinen durch Kieselalgen geprägt. In der zentralen Ostsee überwogen aber Dinoflagellaten sowie der in den Jahren 1999-2002 ungewöhnlich stark vertretene Ciliat *Mesodinium rubrum*. Dinoflagellaten und *Mesodinium rubrum* nahmen in den Frühjahren 1999 bis 2002 tendenziell wieder ab zugunsten der Kieselalgen. Im Herbst 1999 war erstmals eine Blüte der potenziell toxischen Kieselalge *Pseudo-nitzschia pungens* zwischen Boltenhagen und Hiddensee beobachtet worden.

Summary

In the Kiel Bight, variable intensities of the annual spring and autumn blooms have been observed. In 1999, following a mild winter, the spring bloom began very early. Strong summer blooms were observed in 2000 and 2001, the 2000 bloom being characterised by an unusually weak cyanobacteria growth, and the 2001 bloom by a very strong one. The spring bloom in 2002 was very strong. Following major rainfalls at the end of July, red tides occurred due to mass developments of *Proocentrum minimum*.

Throughout the vegetation period, relatively high phytoplankton biovolumes and chlorophyll-a concentrations occurred in the inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern. The development of small Cryptophyceae, which are dominant in winter, continued far into the spring season, and in 2001 they even seemed to prevail over diatoms, which are normally dominant in spring. High water temperatures in the area of Kleines Haff led to persistently high cyanobacteria biomasses until autumn. This was not the case in autumn 2000. Exceptionally high abundances of microalgae in the μ range were observed in the waters of Greifswalder Bodden during the 1999 – 2002 summer seasons.

In the outer coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern and in the open sea, phytoplankton concentrations were markedly lower than in the inner coastal lagoons. The spring blooms were generally dominated by diatoms. However, in the Baltic Proper, dinoflagellates and the ciliate *Mesodinium rubrum*, which reached unusually high concentrations in 1999-2002, were dominant. Dinoflagellates and *Mesodinium rubrum* showed a decreasing tendency in the spring seasons of 1999-2000, while diatoms were increasing in abundance. In autumn 1999, the first bloom of the potentially toxic diatom *Pseudo-nitzschia pungens* was observed in the waters between Boltenhagen and Hiddensee.

252 Zooplankton

Das mittelgroße Zooplankton, vorwiegend aus Copepoda, Cladocera, Rotatoria und meroplanktischen Larven bestehend, nimmt im Sommer fast 40 % der Biomasse des gesamten Zooplanktons ein. Damit übertrifft es sowohl das Makrozooplankton, das mit mehr als 30 % hauptsächlich durch die Schirmqualle *Aurelia aurita* vertreten ist, als auch die Protozoen, deren Anteil etwas über 20 % ausmacht. Diese Zahlen basieren auf Kohlenstoffabschätzungen in der Kieler Bucht von MÖLLER [1984]. Das Mesozooplankton ist eine wichtige Komponente in der Nahrungskette und trägt zum Selbstreinigungspotential der Gewässer bei. Es ist daher Bestandteil des Langzeitbeobachtungsprogramms in der Ostsee.

Messprogramm

Die Proben wurden jährlich auf fünf Terminfahrten von der Kieler Bucht über die Beltsee, die Mecklenburger Bucht, die Arkonasee mit Pommerscher Bucht, die Bornholmsee bis in die südliche und mittlere Gotlandsee gewonnen, unter Anwendung der Empfehlungen der *Monitoring and Assessment Group (MONAS)* der HELSINKI-Kommission (http://www.helcom.fi/combine_manual/anxc7.html, vergl. WASMUND et al. [2004]).

Demzufolge wurde ein WP-2 Netz mit 100 µm Maschenweite benutzt, um die Wassersäule in maximal drei Tiefenstufen, die nach aktuellen Schichtungsverhältnissen gewählt wurden, zu beproben. Die Analyse des Planktons erfolgte seit 1992 mit einem Umkehrmikroskop (Leica, Labovet), meist mit 50facher bis maximal mit 125facher Vergrößerung, unter Verwendung einer Mini-Bogorov-Kammer. Der Zählfehler liegt für die Summe aller taxonomischen Gruppen bei weniger als 10 % (vgl. POSTEL et al. [2000]).

Autor des Kapitels 2.5.2

LUTZ POSTEL

Taxonomische Gruppen

Das Zooplankton der Ostsee ist bekanntlich artenarm. Im westlichen und zentralen Bereich waren in den Jahren 1999 bis 2002 von 31 Taxa 12 stets ganzjährig anzutreffen. Dabei handelte es sich meistens um Copepoden. Die übrigen Vertreter kamen temporär vor, in Abhängigkeit von Temperatur, Nahrungsangebot, Salzwassereinstrom (z. B. *Sagitta* spp.) oder Süßwasserzufluss (*Cyclops* spp., *Limnocalanus macrurus*). Die Reproduktionszyklen und die Sauerstoffverhältnisse im Benthos steuern das Auftreten von meroplanktischen Larven.

Die Zahlen in Tabelle 1 schwanken zwischen 16 und 27 Taxa pro Terminfahrt, wobei die geringeren Werte für den März und Mai typisch sind. Ab August erhöhten sie sich infolge des Jahreszyklus einiger Taxa (*Acartia tonsa*, *Bosmina* spp., *Keratella* spp., *Oikopleura dioica*) und durch Salzwassereinbrüche. So zeigten im Jahre 2002 *Noctiluca scintillans*, *Euphysa aurata* und *Calanus finmarchicus* einen Einstrom von salzreichem Wasser in die westliche Ostsee bis zum Bornholmtief an. Diese Vertreter sind eher selten in der Ostsee anzutreffen und daher ein Zeichen für stärkere Ereignisse. Die abundanteren *Sagitta elegans* hingegen gehören regelmäßig nach Herbst- und Winterstürmen zum Artenspektrum des Bornholmtiefs und fallen dort nur bei lang anhaltenden Stagnationsperioden, wie z. B. vor 1993, ganzjährig aus (POSTEL und BEHRENDIS in: KONONEN et al. [1996]). Während solcher Phasen treten auch *Limnocalanus macrurus* häufiger in der südlichen Ostsee auf. Zwischen 1999 und 2002 waren sie nur in Einzelexemplaren in Höhe Gotland zu beobachten.

Meroplanktische Larven waren permanent im Beobachtungszeitraum vertreten, mit Ausnahme der Gastropoda-Larven, deren Reproduktionszeit sich vom Spätsommer bis in den Oktober/November erstreckt (POSTEL in: WASMUND et al. [2001]).

Über regionale und vertikale Verteilungsmuster gibt Tabelle 2 am Beispiel der Herbstterminfahrt im Jahre 2000 Auskunft. Hier ist die Abwesenheit von *Oithona similis* in der östlichen Gotlandsee ein Zeichen für stagnierende Bedingungen im Tiefenwasser. Bei einem Wasseraustausch wäre diese für die westliche Ostsee typische Art dort präsent, wie das im Februar und im Sommer 2002 der Fall war.

	Febr. 99	Febr. 00	Febr. 01	Febr. 02	März 99	März 00	März 01	März 02	Mai 99	Mai 00	Mai 01	Mai 02	Aug. 99	Aug. 00	Aug. 01	Aug. 02	Okt. 00	Okt. 01	Okt. 02
Protozoa																			
<i>Tintinnida</i> spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Noctiluca scintillans</i>																			x
Cnidaria																			
<i>Euphysa aurata</i>																			x
Ctenophora																			
<i>Pleurobrachia pileus</i>				x												x			
Calanoida																			
<i>Acartia bifilosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acartia longiremis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Centropages hamatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eurytemora affinis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudocalanus</i> spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Temora longicornis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acartia tonsa</i>													x	x	x	x	x	x	x
<i>Paracalanus parvus</i>	x						x									x			x
<i>Limnocalanus macrurus</i>	x										x								
<i>Calanus finmarchicus</i>				x															
Cylopoida																			
<i>Oithona similis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cyclops</i> spp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x						x	x
Harpacticoida																			
<i>Harpacticoida</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Cladocera																			
<i>Evadne nordmanni</i>	x		x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Podon</i> spp.		x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina</i> spp.		x		x		x			x			x	x	x	x	x	x	x	x
Rotatoria																			
<i>Synchaeta</i> spp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella</i> spp.	x			x		x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
Appendicularia																			
<i>Fritillaria borealis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Oikopleura dioica</i>															x	x	x	x	x
Turbellaria																			
<i>Alaurina composita</i>		x	x	x		x							x	x		x		x	x
Chaetognatha																			
<i>Sagitta</i> spp.	x	x	x	x	x													x	x
Meroplanktische Larven																			
Bivalvia-Larven	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Polycheata-Larven	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Balanus improvisus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Gastropoda-Larven	x	x	x	x		x	x			x	x		x	x	x	x	x	x	x
Bryozoa-Larven	x	x	x	x			x							x		x	x	x	x
Anzahl taxonomischer Gruppen	22	21	21	22	17	21	18	19	19	19	20	17	21	22	21	24	22	25	28

Tab. 1: Jahreszeitliche Präsenz der zwischen 1999 und 2002 (von der Kieler Bucht bis in die mittlere Gotlandsee) identifizierten taxonomischen Gruppen des mittelgroßen Zooplanktons

Tab. 1: Seasonal occurrence of the taxonomic groups of mesozooplankton identified between 1999 and 2002 (between Kiel Bight and central Gotland Sea)

	Beltsee	Mecklenb. Bucht	Mittlere Gotlandsee			Pommersche Bucht
Station	TF0360	TF0012	TF0271			OB Boje
Datum	25.10.2000	26.10.2000	03.11.2000			
Tiefenstufe	0 - 14 m	0 - 20 m	0 - 40 m	40 - 90 m	90 - 240 m	0 - 11 m
Calanoide Copepoden						
<i>Acartia longiremis</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Centropages hamatus</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Pseudocalanus</i> spp.	x	x	x	x	x	x
<i>Temora longicornis</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Acartia biflosa</i>		x	x	x	x	x
<i>Acartia tonsa</i>		x				
<i>Eurytemora affinis</i>			x	x		
Cyclopoide Copepoden						
<i>Oithona similis</i>	x	x				
<i>Cyclops</i> spp.						x
Harpacticoide Copepoden						
<i>Harpacticoida</i>	x					
Cladoceren						
<i>Evadne nordmanni</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Bosmina</i> spp.	x		x	x	x	
<i>Podon intermedius</i>	x	x	x			x
Rotatorien						
<i>Synchaeta</i> spp.	x		x	x	x	
<i>Keratella</i> spp.	x					
Appendikularien						
<i>Fritillaria borealis</i>				x	x	
<i>Oikopleura dioica</i>	x	x				
Meroplanktische Larven						
Bivalvia-Larven	x	x	x			
Gastropoda-Larven	x	x				x
Polychaeta-Larven	x	x				x
<i>Balanus improvisus</i>	x	x				x
Bryozoa-Larven	x	x				
Anz. taxonom. Gruppen	17	15	11	10	9	11

Tab. 2: Regionale und vertikale Präsenz der in der Beltsee, der Mecklenburger Bucht, der mittleren Gotlandsee und der Pommerschen Bucht im Oktober/November 2000 identifizierten taxonomischen Gruppen des mittelgroßen Zooplanktons.

Tab. 2: Regional and vertical occurrence of the taxonomic groups of mesozooplankton identified in the Belt Sea, Mecklenburg Bight, central Gotland Sea and Pomeranian Bight in October/November 2000

Alle vertretenen taxonomischen Gruppen gehören seit langem zum Bestand des Zooplanktons der offenen Ostsee, *Acartia tonsa* seit den 30er Jahren (BRYLINSKI [1981]) und der Turbellar *Alaurina composita* seit Ende der 80er Jahre (BREUEL et al. [1993]). Die zuerst in der Rigaer Bucht, später im Finnischen Meerbusen und in den Übergangsgebieten beider Regionen beschriebene, sehr auffällige Cladocerenart *Cercopagis (cercopagis) pengoi* aus dem pontokaspien Bereich (OJAVEER und LUMBERG [1995]) trat im Untersuchungsgebiet noch nicht auf.

Abundanzen: Jahresgang und zwischenjährige Variationen

Allgemein kennen wir einen Jahresgang des mittelgroßen Zooplanktons mit hohen Abundanzen (Individuen pro Kubikmeter) im Sommer und mit besonderen Spitzen im Mai und im August. Letztere haben in der gelegentlich massenhaften parthenogenetischen Reproduktion der Rotatoria bzw. der Cladocera ihre Ursache, in Abhängigkeit von Wassertemperatur und damit ver-

bundenen Schichtungsverhältnissen. Wärmere Perioden korrelieren mit hohen Abundanzen, solange der Nahrungsvorrat reicht. Insofern sind solche Phasen immer nur auf zwei bis drei Wochen beschränkt (POSTEL [1995]).

Im Jahresgang der Summe aller taxonomischen Gruppen machen sich diese Abundanzspitzen im Mai bzw. August in der wärmeren oberflächennahen Schicht bemerkbar. In der Tiefe verzögert sich diese Entwicklung über den Vertikaltransport um etwa drei Monate, bei 10fach geringerer Abundanz und unter Beteiligung anderer Taxa. Abbildung 1 zeigt dies am Beispiel der Gotlandsee für den Zeitraum zwischen 1979 und 2002.

Allerdings ist nicht garantiert, ob sich diese hohen Abundanzen im Mai und August genau nachweisen lassen. Dies hängt sehr davon ab, ob die zeitlich eng begrenzten Maxima im richtigen Augenblick beprobt werden.

In Tabelle 3 werden die maximalen Abundanzen der wichtigsten Zooplanktonkategorien der Jahre 1999 bis 2002 miteinander und mit der Periode von 1991 bis 1995 verglichen.

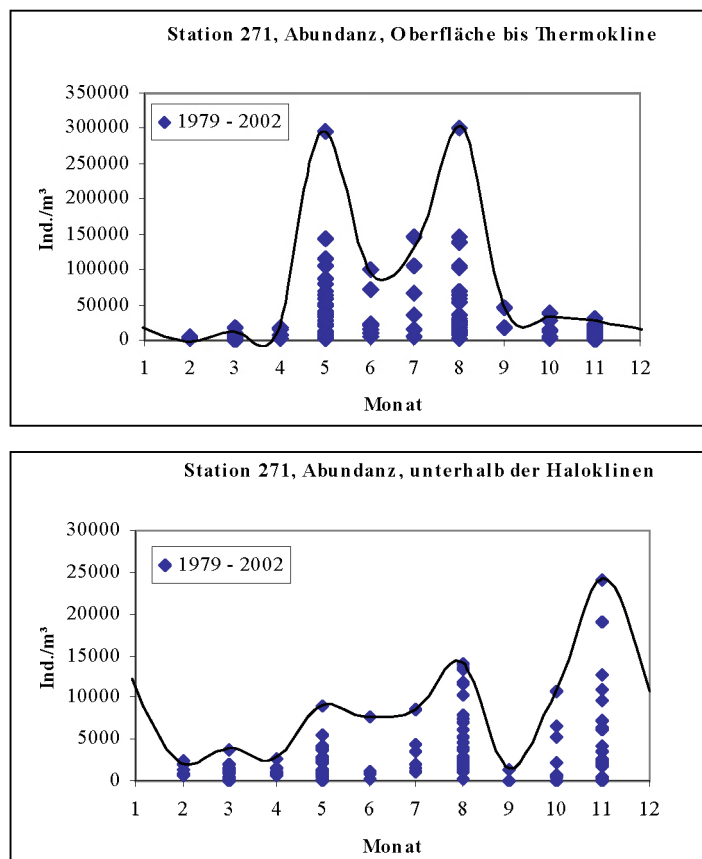


Abb. 1: Jahreszeitliche Schwankungsbreite der Abundanz des mittelgroßen Zooplanktons oberhalb der Temperatursprungschicht und unterhalb der Haloklinen auf der Grundlage aller Daten, die zwischen 1979 und 2002 seitens der HELCOM in der zentralen Gotlandsee gewonnen wurden

Fig. 1: Seasonal fluctuation range of the abundance of mesozooplankton above the thermocline and below the haloclines, on the basis of all data collected by HELCOM in the central Gotland Sea between 1979 and 2002

Taxa	Maximale Abundanz (Individuen/m ³)				
	1991-1995	1999	2000	2001	2002
Rotatorien	500.000	101.500	350.000	135.000	124.000
Cladoceren	245.000	357.900	60.000	130.000	564.600
Calanoide Copepoden	68.000	24.800	30.400	25.900	31.600
Cyclopoide Copepoden	14.000	8.533	8.000	9.500	4.700
Appendikularien	8.000	4.700	3.500	12.000	13.800
Polychaeten - Larven	5.000	3.500	3.000	2.000	3.900
Bivalvia - Larven	4.000	10.200	9.000	28.000	12.100
Gastropoden - Larven	500	900	800	1.300	2.200
Summe	100 %	61 %	55 %	41 %	89 %
Maximale Wassertemperatur, mittlere Gotlandsee		21 °C	17 °C	20 °C	20 °C

Tab. 3: Maximale Abundanz der fünf holo- und drei meroplanktischen Gruppen in den Jahren 1999 bis 2002 im Vergleich mit der Rangordnung aus den Jahren 1991 bis 1995, unabhängig von Station und Tiefe (Maxima fett gedruckt, unterste Zeile maximale Wassertemperatur)

Tab. 3: Maximum abundance of the five holoplankton and three meroplankton groups from 1999 to 2002 compared with their ranking from 1991 to 1995, independent of station and depth (maxima in bold print, lowest line max. water temperature)

Zwischen 1999 und 2002 blieben die maximalen Abundanzen in der Summe stets unter dem Niveau von 1991 bis 1995 (= 100 %). Das ist der geringeren Anzahl von Rotatorien zu verdanken, die Anfang der 90er Jahre durch eindeutig zeitige Frühjahrsbedingungen begünstigt waren (POSTEL, in V. BODUNGEN et al. [1995]). Im Jahre 2002 kompensierten die Cladocera den fehlenden Anteil fast, dank günstiger Sommertemperaturen von 20 °C. Diese Temperaturabhängigkeit der Massenentwicklung von Cladocera (*Bosmina* spp.) ist bekannt. Das zeigt sich auch in den extrem niedrigen Werten aus dem Jahre 2000. Hier erreichte die Sommertemperatur lediglich 17 °C. In den Jahren 1999 und 2001 blieben die Cladoceren-Abundanzen bei

21 bzw. 20 °C unter den Erwartungen, 2001 mehr als 1999, möglicherweise wegen ungünstiger Messtermine.

Ein fallender Trend, der einer sinkenden Eutrophierung zu verdanken wäre, wird durch die 2002er Ergebnisse unterbrochen und wäre insofern mit Vorsicht zu betrachten. Dagegen sprechen auch die Ergebnisse des Vergleiches der maximalen Abundanzen von calanoiden Copepoda in Tabelle 4. In der Summe veränderten sie sich zwischen 1999 und 2002 gegenüber dem Vergleichsjahr von 1995 nicht wesentlich, obwohl sich die Proportionen zwischen den Taxa verschoben hatten, am deutlichsten zwischen *Acartia tonsa*, *Temora longicornis* und *Acartia bifilosa*.

Calanoide Copepoden	Maximale Abundanz (Individuen/m ³)				
	1995	1999	2000	2001	2002
<i>Acartia tonsa</i>	11.000	1.000	2.000	2.000	3.400
<i>Acartia bifilosa</i>	6.500	4.700	4.100	9.100	10.900
<i>Acartia longiremis</i>	5.000	5.300	5.500	4.000	3.500
<i>Temora longicornis</i>	4.000	7.600	12.000	4.500	9.300
<i>Centropages hamatus</i>	1.500	1.300	3.000	1.600	2.000
<i>Pseudocalanus</i> spp.	1.000	4.500	3.600	3.300	1.200
<i>Eurytemora affinis</i>	100	400	200	1.400	1.300
Summe	29.100	24.800	30.400	25.900	31.600

Tab.4: Maximale Abundanz der sieben calanoiden Copepoda-Gattungen bzw. Arten in den Jahren 1999 bis 2002 im Vergleich mit der Rangordnung im Jahre 1995, unabhängig von Station und Tiefe (auffällige Änderungen dick gedruckt)

Tab.4: Maximum abundance of the seven calanoid copepod genera and/or species from 1999 to 2002 compared with their ranking in 1995, independent of station and depth (remarkable changes in bold print)

Zusammenfassung

Die zwischenjährige Variabilität ist in den oberen 25 m der Wassersäule am deutlichsten ausgeprägt, wobei es sich meist um temperaturbedingte Änderungen in der parthenogenetisch verursachten Massenentwicklung von Rotatoria und Cladocera handelt. Während die erste Gruppe vom zeitigen Beginn des Frühjahres profitiert, gilt dies im zweiten Fall für warme Sommer. Beides muss nicht in einem Jahr zusammenfallen. Salzgehaltsänderungen wirken sich östlich der Darßer Schwelle im Tiefenwasser aus. Als Indikatoren für normale Salzwassereinträge können die Chaetognatha im Bornholmtief gelten. Auf stärkere Ereignisse machten die für die Ostsee untypischen, marinen Arten, wie z. B. *Calanus finmarchicus* im Jahre 2002 aufmerksam.

Ein fallender Trend, womöglich als Folge einer abnehmenden Eutrophierung, war in den Zooplankton-Abundanzen der offenen Ostsee nicht ablesbar und wäre mit Blick auf den Bestand pelagischer Nutzfische auch nicht wünschenswert (POSTEL [2000]). Die maximale Abundanz der calanoiden Copepoden ändert sich in den Vergleichsjahren unwesentlich. Es treten aber deutliche Verschiebungen innerhalb des Artenspektrums auf.

Summary

The interannual variability is greatest in the upper 25 m of the water column and affects mainly temperature-related variations in parthenogenetic mass developments of Rotatoria and Cladocera. The former group benefits from an early beginning of spring, the latter one from a warm summer. This does not necessarily occur in the same year. Salinity changes affect the deep water east of Darss Sill. Chaetognatha in the Bornholm Deep can be considered indicators of normal inflows of highly saline water. Stronger inflow events have been indicated by marine species that are atypical of the Baltic Sea, e. g. *Calanus finmarchicus* in 2002.

Zooplankton abundances in the open Baltic Sea did not show a declining trend, which could have indicated decreasing eutrophication. With respect to stocks of commercially exploited pelagic fish, this would actually not have been desirable (POSTEL [2000]). There were no significant changes in the maximum abundance of calanoid copepods in the reference years. However, marked shifts within the species spectrum were observed.

253 Makrozoobenthos

Einleitung

Die Verbreitung des Zoobenthos in der Ostsee ist vor allem von drei natürlichen Faktoren abhängig: der Substratbeschaffenheit, dem Sauerstoff- und dem Salzgehalt am Meeresboden. Verschmutzungen und der Eintrag von Nährstoffen können sich negativ auf die Lebensgemeinschaft auswirken. Mit einer systematischen Beobachtung der Bestandsentwicklung einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften können diese Veränderungen im Meeresökosystem erfasst werden.

Zum Makrozoobenthos gehören alle Tiere, die am Meeresboden leben und mindestens so groß sind, dass man sie mit bloßem Auge sieht, bzw. dass sie in einem Sieb von 1 mm Maschenweite liegen bleiben. Das Artenspektrum (Abb. 1) setzt sich im Wesentlichen aus Vertretern der Annelida, also der Meeresborstenwürmer (Polychaeta) und Wenigborster (Oligochaeta), der Mollusca, hier vor allem der Muscheln (Bivalvia) und Schnecken (Gastropoda) und der Krebse (Crustacea) zusammen. Daneben finden sich auch Stachelhäuter (Echinodermata), Moostierchen (Bryozoa) und Nesseltiere (Cnidaria). In den deutschen Küstengewässern der Ostsee dominieren zahlenmäßig Meeresborstenwürmer, Muscheln und Schnecken. Der Hauptteil der Biomasse wird insbesondere von den Muscheln gebildet. Von den über 150 Arten werden die meisten in geringer Zahl angetroffen. Nur sehr wenige Arten dominieren in Anzahl und Biomasse.

Autoren des Kapitels 2.5.3

MARIO VON WEBER, JOACHIM VOß, MICHAEL L. ZETTLER

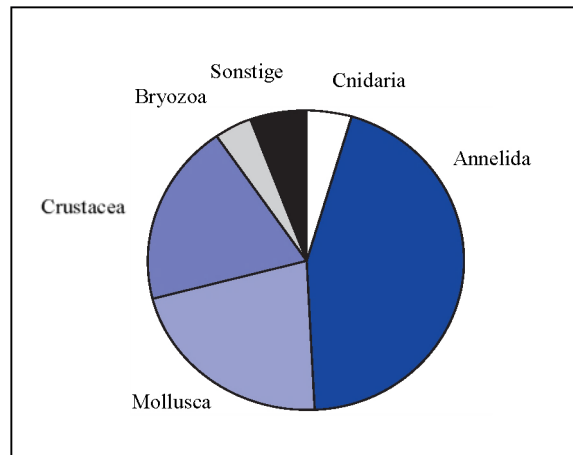


Abb. 1: Verteilung der Arten auf die taxonomischen Gruppen (Gesamtzahl der Taxa = 106) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahr 2002.

Fig. 1: Distribution of species among taxonomic groups (total number of taxa = 106) in the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern in 2002.

Für das Zoobenthosmonitoring des LANU der schleswig-holsteinischen Ostseeküste fanden im Jahr 1999 Probennahmen im Frühjahr, Sommer und Herbst statt, während ab dem Jahre 2000 Beprobungen nur noch in den Herbstmonaten Oktober/November durchgeführt wurden. Gleichzeitig wurde die Anzahl der pro Station genommenen Greifer von 3 auf 5 erhöht. Im Nordwesten der Kieler Bucht werden im Bereich Falshöft 4 Stationen entlang eines Tiefengradienten von 9 bis 26 m beprobt. In der Mecklenburger Bucht wurden 10 Stationen regelmäßig angelaufen, wobei die Station Sagasbank-West (MB9) nach dem Herbst 1999 aus dem Monitoring-Programm herausgenommen wurde.

Das Monitoring des LUNG beprobt die Bodenbereiche in 10, 15 und 20 m Tiefe entlang der Außenküsten Mecklenburg-Vorpommerns, von der Lübecker Bucht bis zur Pommerschen Bucht (GOSSELCK et al. [2000, 2001, 2002, 2003]). Insgesamt wurden auf 7 Profilen (A, B, C, G, H, Q, S) 18 Stationen bearbeitet. Je Station wurden pro Terminbereisung 3 Parallelproben untersucht. Die charakteristische natürliche Variabilität der Gebiete erfordert eine unterschiedliche Probenahmefrequenz. Dementsprechend werden die Lübecker (A) und Mecklenburger Bucht (B, C) dreimal (im Frühjahr, Sommer und Herbst) an 10 Stationen, die Kadettrinne (G) und

nördlich Zingst (H) an 3 Stationen zweimal (im Frühjahr und Herbst), die drei Stationen in der Prorer Wiek/Saßnitzrinne (Q) einmal (im Herbst) und die beiden Stationen in der Pommerschen Bucht (S) zweimal jährlich (im Frühjahr und Herbst) untersucht.

In der offenen Ostsee wurden vom IOW, beginnend vom Fehmarnbelt bis zur Pommernbucht, jeweils im Oktober 2000 bis 2002 an 5 Stationen Benthosuntersuchungen durchgeführt. Die Stationen lagen in den Gebieten Fehmarnbelt (Stn. 10), Mecklenburger Bucht (Stn. 12), Darßer Schwelle (Stn. 30), Arkonasee (Stn. 109) und nördliche Pommernbucht (Stn. 152). Je nach Sedimenttyp wurden zwei verschiedene van-Veen-Greifer (980 cm² und 1060 cm²) mit unterschiedlichen Gewichten (38 kg bzw. 70 kg sowie 23 kg) eingesetzt. Pro Station wurden 3 Parallelproben (Hol) entnommen. An allen Stationen wurde eine Dredge (Kieler Kinderwagen) mit einer Spannweite von 1,5 m und einer Maschenweite von 5 mm eingesetzt. Die Dredge erbrachte insbesondere bei den vagilen und selteneren Arten Nachweise, die mit Hilfe des Greifers übersehen worden wären. Aus gleichem Grund und zur besseren Beurteilung der Sediment- und Habitatsigenschaften wurden mit einem per Drift gezogenen Schlitten Videoaufnahmen gemacht.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins¹

Nordwestliche Kieler Bucht, Lübecker Bucht und westliche Mecklenburger Bucht

Artenzahlen

Im Zeitraum vom Frühjahr 1999 bis zum Herbst 2002 wurden im gesamten Untersuchungsgebiet 144 Arten bzw. Taxa nachgewiesen. Von diesen fanden sich im Gebiet Falshöft (nordwestliche Kieler Bucht) 111 Arten und in der Mecklenburger Bucht 120 Arten.

Die Sedimente bei Falshöft sind an den Stationen oberhalb 20 m Wassertiefe (F3, F4) sandig, an der Station F2 (20 m) sandig bis schllickig und an der Station F1 (26 m) schllickig. Die flacheren drei Standorte sind besonders artenreich. So fanden sich an den Stationen F2, F3 und F4 im Herbst 1999 durchschnittlich über 30 Arten und im Herbst 2000 noch zwischen 20 und 25 Arten (Abb. 2). 2001 sank die durchschnittliche Artenzahl weiter auf unter 20 und brach im folgenden Jahr, nach einer ausgeprägten Sauerstoffmangelsituation, stark ein. So wurden an der Station F2 noch 10 Arten festgestellt, an der Station F3 13 und lediglich an der in 9 m Wassertiefe gelegenen Station F4 wurden 29 Arten beobachtet. Das sind die geringsten Werte seit dem Beginn des Monitorings im Herbst 1987 (Abb. 2).

Auch die östlich des Fehmarnsundes gelegene Station Burgstaaken (MB10) ist charakterisiert durch das Vorkommen vieler Arten. Sie liegt in einer Wassertiefe von 17 m und weist sandiges Sediment auf. Hier wurden im Zeitraum von 1999 bis 2002 die höchsten Artenzahlen im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt. Sie lagen 1999 und 2000 bei durchschnittlich über 40 Arten pro Termin. Während an den 3 Stationen bei Falshöft die Artenzahlen seit 1999 rückläufig sind - wobei das Jahr 2002 aufgrund der besonderen Bedingungen sicherlich eine Ausnahme darstellt - blieb dieser Trend an der Station Burgstaaken (MB10) aus. Aufgrund ihrer Lage im Bereich oder oberhalb der sommerlichen Dichtesprungschicht bleibt auf diesen 4 Stationen eine regelmäßige Stagnation und eine Sauerstoffverarmung des Wasserkörpers aus. Dies belegen auch die saisonalen Schwankungen im Sauerstoffgehalt, die an diesen Stationen weniger stark ausgeprägt waren als an anderen Standorten. Diese Umstände sorgen über längere Zeiträume für gute Lebensbedingungen und erlauben die Etablierung artenreicher Lebensgemeinschaften.

¹ Der Beitrag zum Makrozoobenthos in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins basiert zu großen Teilen auf einer Auswertung der Makrozoobenthosdaten aus dem Monitoring des Landesamtes für Natur und Umwelt durch Mark Lenz, Institut für Meereskunde, Kiel (LENZ [2004]).

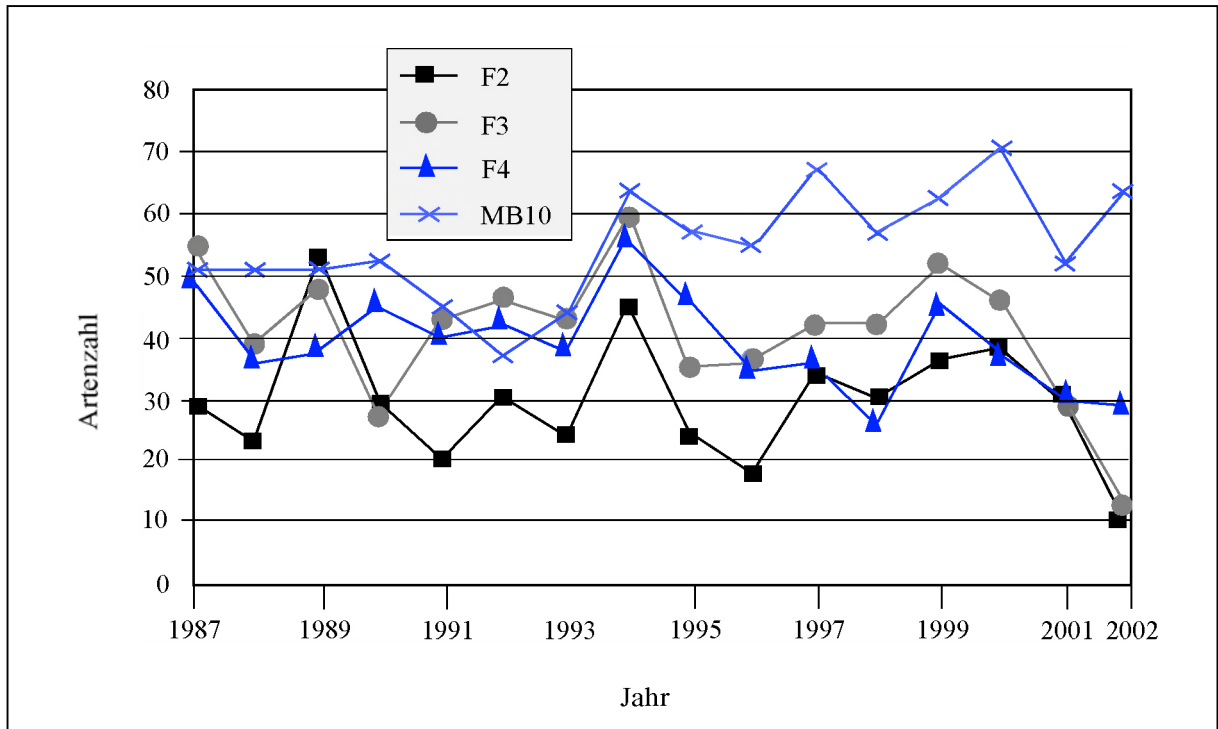


Abb. 2: Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Kieler (F2, F3, F4) und der nordwestlichen Mecklenburger Bucht (MB 10) von 1987 bis 2002.

Fig. 2: Numbers of species at monitoring stations in the Kiel Bight (F2, F3, F4) and northwestern Mecklenburg Bight (MB 10) in autumn, from 1987 to 2002.

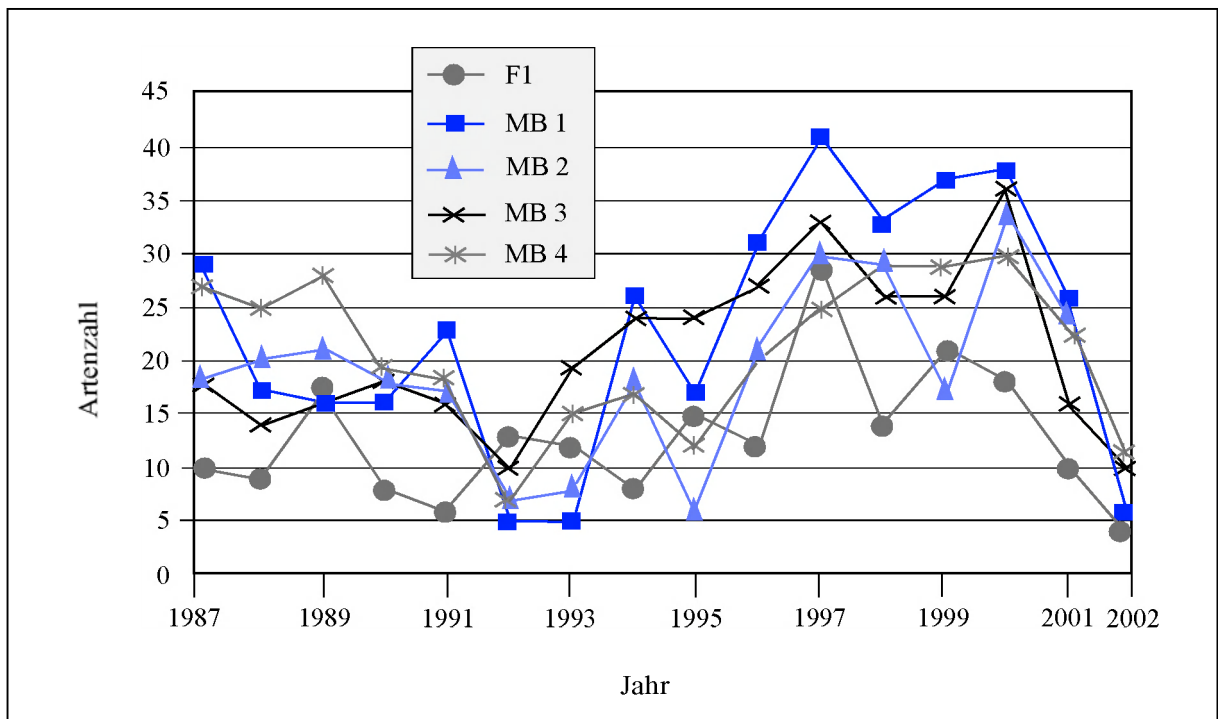


Abb.3: Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Kieler (F1) und der nordwestlichen Mecklenburger Bucht (MB 1-4) von 1987 bis 2002.

Fig. 3: Numbers of species at monitoring stations in the Kiel Bight (F1) and northwestern Mecklenburg Bight (MB 1-4) in autumn, from 1987 to 2002.

An den tiefer gelegenen Stationen des Gebietes Falshöft (F1), des Fehmarnbelts (MB1) und der nordwestlichen Mecklenburger Bucht (MB2-MB4) stiegen die Artenzahlen seit 1992 bis zum Jahr 2000 stetig an. Danach erfolgte wieder eine starke Abnahme bis zu einem erneuten Minimum im Jahre 2002 an fast allen Stationen. So fanden sich im Herbst 2000 an allen Stationen zwischen 18 (F1) und 38 (MB1) Arten, während im Herbst 2002 nur zwischen 4 und 11 Arten vorkamen (Abb. 3). Diese Standorte wiesen insgesamt niedrigere Artenzahlen auf, als die flacher gelegenen, zuerst besprochenen Stationen und wurden deutlich durch die außergewöhnlich starken Sauerstoffmangelereignisse der Jahre 1992 und 2002 beeinträchtigt.

Auf den Stationen der inneren Mecklenburger bzw. Lübecker Bucht (MB5 – MB8) kommt es im Spätsommer häufiger zu einer Stagnation der Bodenwasserkörper, so dass regelmäßig Sauerstoffmangel auftritt.

Besonders artenarm sind die Stationen Walkyriengrund (MB5) und Neustädter Bucht (MB6). Hier fanden sich in den Herbstbeprobungen der Jahre 1999 bis 2002 in keinem der genommenen Greifer mehr als 12 Arten und im Herbst 2002 waren die Proben fast gänzlich frei von Benthosorganismen (Abb. 4). Eine besondere Entwicklung zeichnet sich seit der Mitte der 90er Jahre an den Stationen Travemünde (MB7) und Scharbeutz (MB8) ab. Diese liegen in 16 bis 20 m Tiefe und weisen sandige bis leicht schlammige Sedimente auf. Hier haben seit der Mitte der 90er Jahre die während der Herbstbeprobungen gefundenen Artenzahlen stark zugenommen und erreichten im Jahr 2000 ein Maximum. Während sich im Herbst 1995 noch maximal 6 Arten in den Greifern fanden, so waren es im Herbst 2000 an der Station MB7 49 und 47 an der Station MB8. Danach sanken die Artenzahlen wieder ab, ohne jedoch wieder auf das niedrige Niveau der frühen 90er Jahre zurückzufallen (Abb. 4).

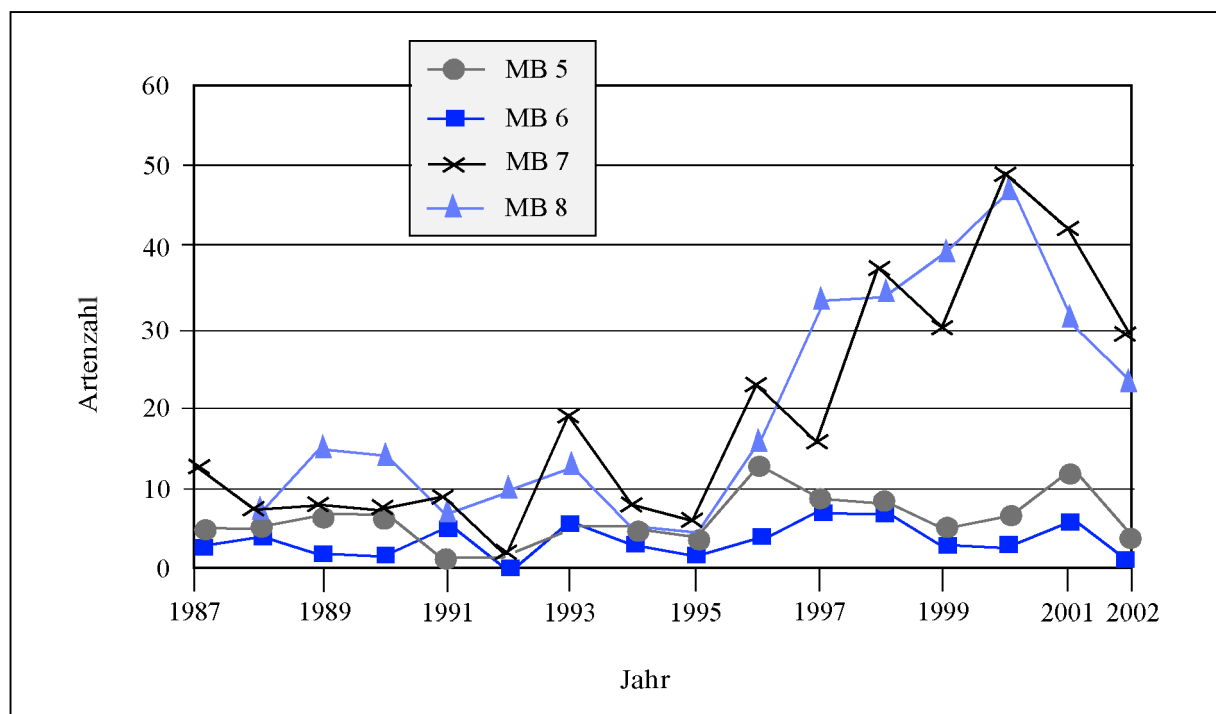


Abb. 4 Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Lübecker Bucht (MB 5-8) von 1987 bis 2002.
Fig. 4: Numbers of species at monitoring stations in the Bay of Lübeck (MB 5-8) in autumn, from 1987 to 2002.

Biomassen

Der Großteil der Biomasse des Makrozoobenthos entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste wird von Muscheln gebildet. Im Gebiet Falshöft sind neben der Islandmuschel *Arctica islandica* auch die Weiße Pfeffermuschel *Abra alba*, die Körbchenmuschel *Corbula gibba* und die Kleine Herzmuschel *Parvicardium ovale* von Bedeutung. An der in 9 m Wassertiefe gelegenen Station F4 bildet zudem die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* einen hohen Biomasseanteil. Neben der Gruppe der Muscheln ist an der Station F1 zudem der Priapswurm *Halicryptus spinulosus* von Bedeutung. An den weiteren Stationen des Gebiets tragen vor allem Borstenwürmer der Gattung *Nephtys*, der Köcherwurm *Lagis koreni* und der Cumaceen-Krebs *Diastylis rathkei* zur Gesamtbiomasse bei.

In der Mecklenburger Bucht übersteigt die Biomasse von *Arctica islandica* an nahezu allen Stationen deutlich die der anderen Benthosarten. Eine Ausnahme bildet die mit 16 m Tiefe relativ flache und sandige Station Scharbeutz (MB8), an der die Islandmuschel unbedeutend ist und zeitweise völlig fehlt, während die Baltische Tellmuschel *Macoma balthica* den größten Biomasseanteil stellt. Neben der Islandmuschel waren an den Stationen der nordwestlichen Mecklenburger Bucht und des Fehmarnbells (MB1 – MB4) vor allem die Borstenwürmer *Heteromastus filiformis*, *Nephtys ciliata* und *Terebellides stroemi* sowie der Cumaceen-Krebs *Diastylis rathkei* von Bedeutung. An den artenarmen Stationen der Lübecker Bucht (MB5 + MB6) waren es der Priapswurm *Halicryptus spinulosus*, der Borstenwurm *Nephtys hombergii* und wiederum der Krebs *Diastylis rathkei*. An den Stationen Travemünde (MB7) und Scharbeutz (MB8) fanden sich neben *Arctica islandica* und *Macoma balthica* noch weitere Muscheln, die entscheidend zur Gesamtbiomasse beitragen: die Nordische Astarte *Astarte borealis*, die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die Weiße Pfeffermuschel *Abra alba* sowie *Mysella bidentata*. Zudem waren der Priapswurm *Halicryptus spinulosus* und die Borstenwürmer *Lagis koreni* und *Terebellides stroemi* von Bedeutung. An der Station Burgstaaken (MB10)

schließlich dominierten neben *Arctica islandica* die Muscheln *Astarte borealis*, *Macoma balthica* und *Abra alba*, die Borstenwürmer *Nephtys caeca* und *Terebellides stroemi* sowie der Cumaceen-Krebs *Diastylis rathkei*.

An der Mehrzahl der beprobten Stationen gingen, wie zu erwarten, auch die Biomassen im Herbst 2002 deutlich zurück. Ausnahmen bildeten die Sagasbank-Ost (MB3) und vor allem die Station Travemünde (MB7) in der Lübecker Bucht. An Letzterer hatte die Biomasse seit Mitte der 90er Jahre kontinuierlich zugenommen und zeigte nur in 2001 einen Einbruch. Dieser Standort wies in den Jahren 1999, 2000 und 2002 von nahezu allen Stationen die höchsten Biomassewerte (41 - 49 g aschefreie Trockenmasse pro m²) auf, die in der Hauptsache auf die Islandmuschel *Arctica islandica* zurückgingen. Eine deutliche und kontinuierliche Biomassenzunahme wurde auch an der Station Fehmarnbelt in der Zeit von 1999 bis 2001 verzeichnet. Zudem fand sich hier in 2001 die höchste im Untersuchungszeitraum festgestellte Biomasse (65 g aschefreie Trockenmasse pro m²). Alle anderen Stationen wiesen zum Teil stark schwankende Biomassenverhältnisse auf.

Seltene Arten und Neozoen

Der in der Mecklenburger Bucht als vom Aussterben bedroht geltende Polychaet *Euchone papillosa* fand sich von 1999 bis 2001 an 6 vor allem schlickigen Stationen der Mecklenburger Bucht und an der Station F2 in der nordwestlichen Kieler Bucht. Im Fehmarnbelt (MB1) wurden im Frühjahr und Sommer 1999 maximale Abundanzen dieser Art von 139 Individuen pro m² gefunden. Erwähnenswert ist auch das wiederholte Auftreten des Amphipoden *Pontoporeia femorata*, einer stark bedrohten glazialen Reliktform, im Gebiet Falshöft in den Jahren 1999 und 2001 und an den Stationen Burgstaaken (MB10) und Scharbeutz (MB8) von 2000 bis 2002. Die ebenfalls seltene Rauhe Tellmuschel *Macoma calcarea* fand sich im Untersuchungszeitraum durchgehend an der Station Burgstaaken (MB10) und bis 2001 auch an der Station Sagasbank-Ost (MB3), wo sie

eine maximale Abundanz von 75 Individuen pro m² erreichte. Zudem trat sie an den Falschhöft-Stationen F2 und F3 auf sowie im Fehmarnbelt (MB1) und in der äußeren Mecklenburger Bucht (MB2 - MB4).

Der Borstenwurm *Marenzelleria neglecta*², ein Neueinwanderer, der östlich der Mecklenburger Bucht in zum Teil großen Dichten auftritt, wurde in der Kieler Bucht und an den Stationen der Mecklenburger Bucht im Untersuchungszeitraum nicht gefunden. Auch die Amerikanische Schwertmuschel *Esis directus*, die bereits mehrfach aus der Kieler Bucht gemeldet wurde, fand sich nicht.

Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns³

Die Abnahme des Salzgehalts von durchschnittlich 18 PSU im bodennahen Wasser der Lübecker Bucht auf 7 PSU in der Pommerschen Bucht führt zu einer erheblichen Artenverarmung von West nach Ost. Im Gebiet der Darßer Schwelle (G) findet man nur noch die Hälfte des Arteninventars der westlichen Mecklenburger Bucht (A), in der Pommerschen Bucht (S) noch etwa ein Drittel (Abb. 5). Die Gesamtzahl in den jährlich 130 untersuchten Proben schwankte im Berichtszeitraum zwischen 120 und 106 Arten. 2002 wurde mit 106 Arten die geringste Anzahl seit 1999 vorgefunden (Abb. 6).

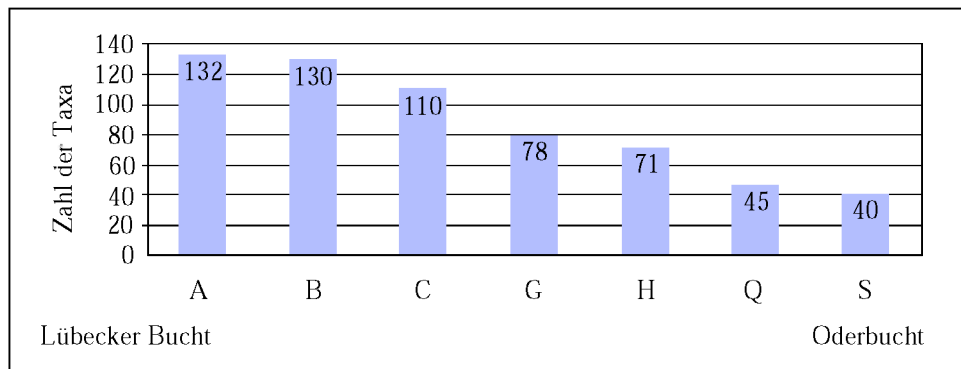


Abb. 5: Gesamtanzahl der Arten je Transekt (1994 - 2002)

A - Klein Klützhöved, B - Kaltenhof/Poel, C - Kühlungsborn, G - Kadetrinne, H - Zingst, Q - Prorer Wiek/Saßnitzrinne, S - Zinnowitz

Fig. 5: Total number of species per transect (1994 - 2002)

A - Klein Klützhöved, B - Kaltenhof/Poel, C - Kühlungsborn, G - Kadetrinne, H - Zingst, Q - Prorer Wiek/Saßnitzrinne, S - Zinnowitz

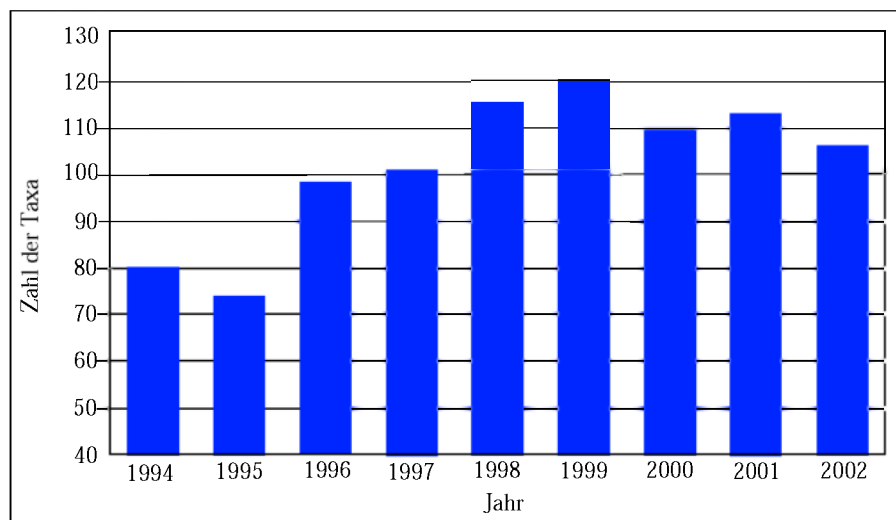


Abb. 6: Gesamtzahl der Arten aller Transekte (1994 - 2002)

Fig. 6: Total number of species on all transects (1994 - 2002)

2 Nach SIGORSKI and BICK [2004]: Revision of *Marenzelleria Mesuil*, 1896 (Spionidae, Polychaeta). *Sarsia* 89, 253-275, ist *Marenzelleria* in der Ostsee jetzt *Marenzelleria neglecta*.

3 Der Beitrag zum Makrozoobenthos in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns basiert auf den Berichten zum Küstenmonitoring Zoobenthos, die vom Institut für Angewandte Ökologie Broderstorf im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie erstellt werden (GOSSELCK et al. [2000, 2001, 2002, 2003]).

Artenzahlen, Abundanzen und Biomassen

Lübecker und Mecklenburger Bucht

In der Lübecker und Mecklenburger Bucht wird das Makrozoobenthos ab 20 m Wassertiefe vor allem durch eine hydrografische Besonderheit beeinflusst: Die Ausprägung einer sehr stabilen sommerlichen thermohalinen Schichtung führt im Wasserkörper unterhalb der sog. Sprung-

schicht (in 12 bis 15 m Tiefe) regelmäßig zwischen August und Oktober zu einer Sauerstoffverarmung, im Extremfall sogar zu anoxischen Verhältnissen. Das Besiedlungsbild in diesem Tiefenbereich ist demzufolge von erheblichen Fluktuationen der Artenzahl, der Artenzusammensetzung, der Individuenanzahl (Abb. 7a, b) und der Biomasse gekennzeichnet. Das Sediment besteht überwiegend aus sandigem Schlack bis schlackigem Feinsand. In den Proben tritt des öfteren H_2S -Geruch auf.

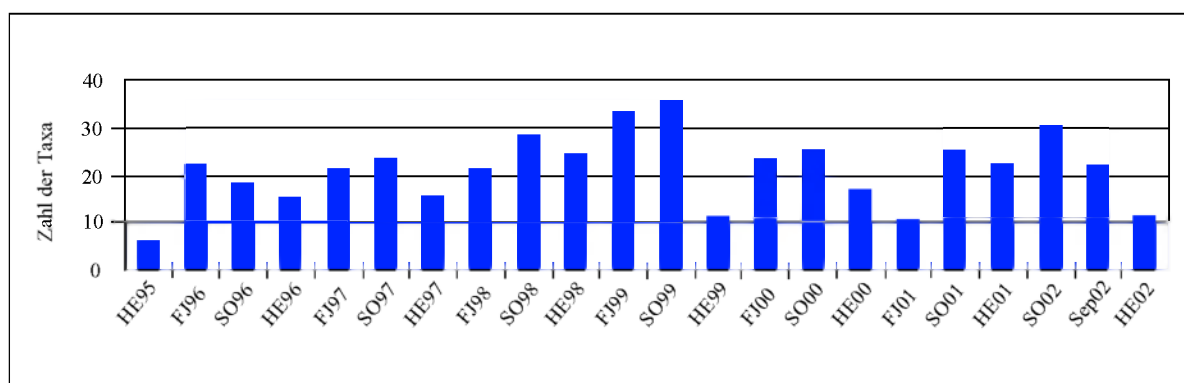


Abb. 7a: Anzahl der Arten nördlich Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)

Fig. 7a: Numbers of species north of Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

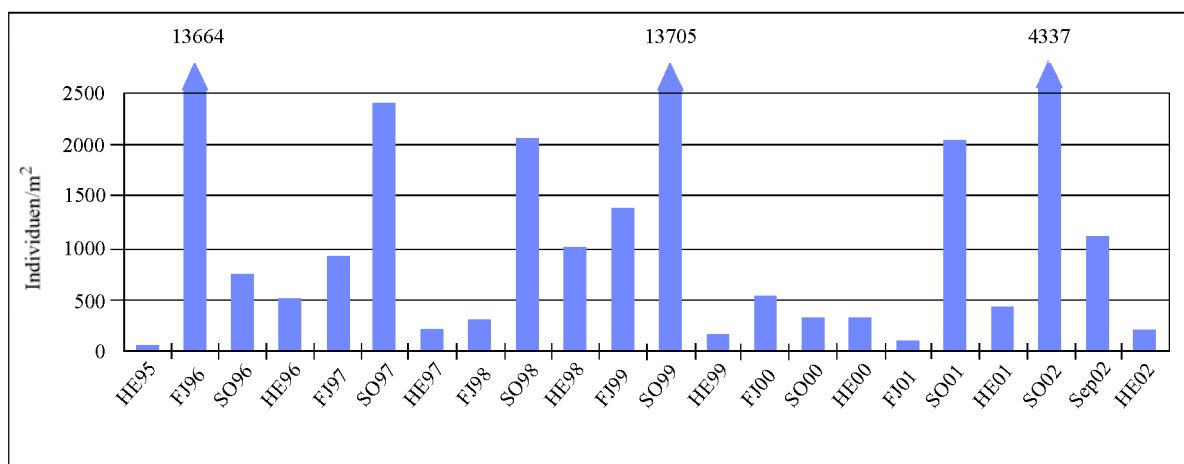


Abb. 7b: Anzahl der Gesamtindividuen nördlich Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)

Fig. 7b: Numbers of total individuals north of Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

Die Besiedlungsstruktur der Station nördlich Klein Klützhöved (KMA20) spiegelt diese hydrografischen Besonderheiten wieder. Die Artenzahl lag zwischen 10 und 35, im Mittel bei 22. Im Frühjahr und Sommer 1999 wurden, mit maximal 35 Arten und fast 14.000 Individuen pro m², die höchste Artenzahl und Besiedlungsdichte seit Beginn der Untersuchungen gefunden. Im Herbst 1999, 2000 und 2002 war die Lebensgemeinschaft infolge eines vorangegangenen Sauerstoffmangels wieder deutlich verarmt. Die Arten- und Individuenzahlen gingen auf 10 Arten mit 100 bis 200 Individuen pro m² zurück. In der darauffolgenden Erholungsphase bis zum Frühsommer nahm die Arten- und Individuenzahl wieder zu, wobei die hohen Werte vom Sommer 1999 in den Folgejahren nicht wieder erreicht wurden.

Nördlich Kaltenhof/Insel Poel (KMB22) wirkten sich die sommerlichen Sauerstoffmangelperioden noch gravierender aus. Nach einem Arten- und Individuenmaximum von 34 Arten und 1.300 Individuen pro m² im Sommer 1999 und einem deutlichen Zusammenbruch im Herbst, zeigte die Gemeinschaft bis zum Herbst 2002 keine Anzeichen von Erholung. Die Zahl der Arten schwankte zwischen 3 und 34, im Mittel wurden nur 12 Arten gefunden. Die Gesamtanzahl der gefundenen Tiere lag im Mittel bei 270 Individuen pro m². Im Herbst 2002 wurde mit 3 Arten und 40 Tieren pro m² die geringste Besiedlung vorgefunden.

Die Station nördlich Kühlungsborn (KMC20) liegt am südöstlichen Rand des 20-m-Bereichs der Mecklenburger Bucht und ist durch ihre hydrografischen Besonderheiten nicht so stark von Sauerstoffmangel betroffen. Das zeigt sich in einer relativ stabilen Besiedlungsstruktur. Die Artenzahl war im

Sommer 1999 mit 37 so hoch wie noch nie und schwankte im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 zwischen 22 und 37 Arten. Im Mittel wurden sogar 28 Arten gefunden. Die Gesamtanzahl der Tiere zeigte jedoch deutliche Fluktuationen zwischen 800 und 4.400 Individuen pro m², mit geringen Besiedlungsdichten im Herbst und Frühjahr, was auf eine Beeinflussung durch Sauerstoffmangel schließen lässt. Die Individuenzahlen wurden von wechselnden Dominanzen geprägt. Häufigste Arten waren der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei*, die Islandmuschel *Arctica islandica* und der Wurm *Terbellides stroemi*.

Die mittlere Biomasse variierte an den 3 Stationen zwischen 7,1 und 28 g aschefreie Trockenmasse pro m². Im Herbst 2002 wurden auf den Stationen KMB und KMC Biomassen von 0,01 bzw. 0,9 g aschefreie Trockenmasse pro m² gefunden. Das sind die geringsten Werte seit 1995/96. Die Biomasse wurde im Wesentlichen von der Islandmuschel gebildet.

Eine völlig andere Situation ist auf den gleichen Transekten in 15 m Wassertiefe zu beobachten. Die sommerliche thermohaline Sprungschicht in der Lübecker und Mecklenburger Bucht etabliert sich in der Regel zwischen 12 bis 15 m Wassertiefe. Dadurch kann es im Normalfall in dieser Zone zu keinem Sauerstoffmangel kommen. Der Salzgehalt als Hauptfaktor für die Verbreitung ist noch so hoch, dass ein Großteil der in der Mecklenburger Bucht vorkommenden marinen Arten hier gute Lebensbedingungen vorfindet. Dieser Bereich ist demzufolge von einer stabilen arten-, individuen- und biomassereichen Gemeinschaft besiedelt (Abb. 8a, b). Das Sediment besteht in der Regel aus Feinsand, manchmal mit geringen Anteilen von Schlack.

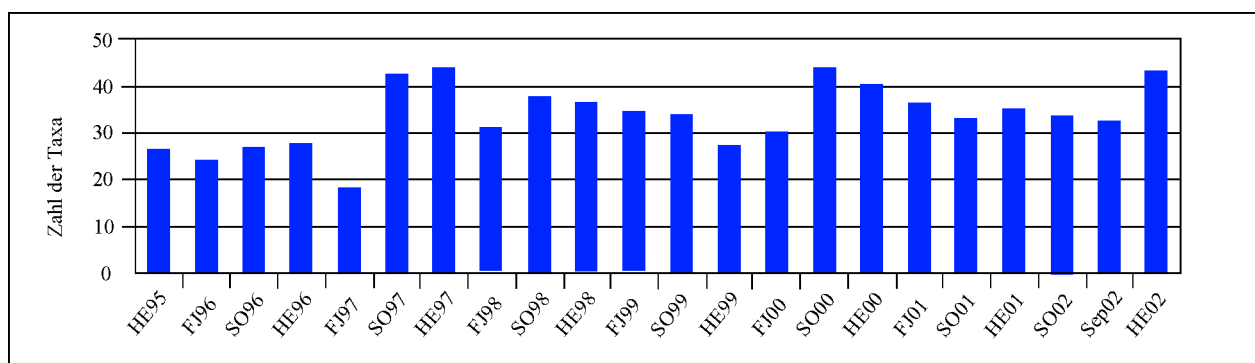


Abb. 8a: Anzahl der Arten nördlich Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)

Fig. 8a: Numbers of species north of Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

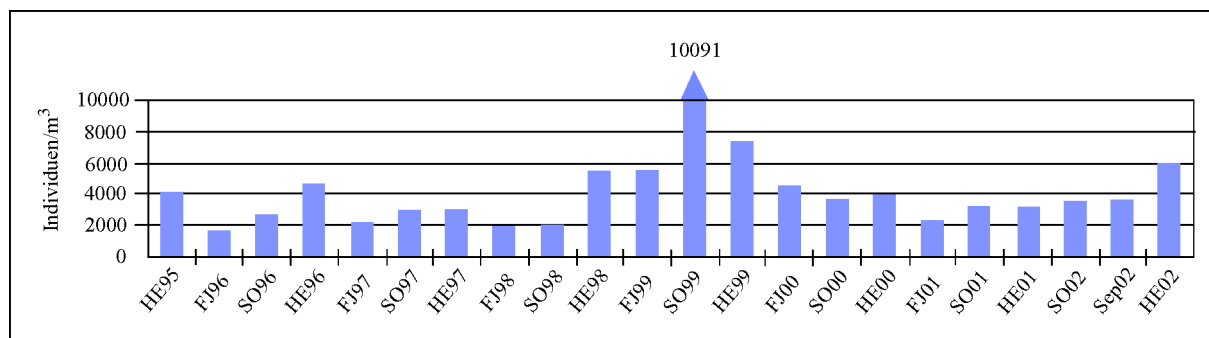


Abb. 8b: Anzahl der Gesamtindividuen nördlich Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)
 Fig. 8b: Numbers of total individuals north of Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

Wie Abb. 8a und b zeigen, ist die Besiedlung in 15 m Tiefe deutlich arten- und individuenreicher als in 20 m Tiefe. Die Station nördlich Klein Klützhöved (KMA15) weist mit 98 bisher nachgewiesenen Taxa die artenreichste Besiedlung aller Monitoringstationen auf. Die Besiedlungsstruktur ist im gesamten Untersuchungszeitraum sehr stabil und zeigt keine Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel. Die Artenzahl variierte von 1999 bis 2002 zwischen 27 und 43, im Mittel wurden 35 Arten gefunden. Mit Ausnahme der hohen Zahlen von Herbst 1998 bis Herbst 1999, die durch Massenvorkommen der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und des Wurms *Pygospio elegans* hervorgerufen wurden, zeigte auch die Individuendichte nur geringe Schwankungen im Bereich von 2.000 bis 4.000 Individuen pro m². Neben den beiden Muschelarten *Astarte borealis* und *Macoma balthica*, welche die höchsten Individuenzahlen bildeten, traten zeitweise auch die Muscheln *Mysella bidentata*, *Abra alba* und *Corbula gibba*, der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei* sowie die Würmer *Scoloplos armiger* und *Tubificoides benedeni* sehr zahlreich auf.

Auf der Station nördlich Kaltenhof/Insel Poel (KMB15) wurden bisher insgesamt 82 Arten bzw. Artengruppen nachgewiesen. Die Artenzahl schwankte zwischen 23 und 40, im Mittel wurden 33 Arten angetroffen. Die Gesamtindividuenzahlen lagen im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 zwischen 1.500 und 8.600 Individuen pro m². Damit waren die Fluktuationen der Arten- und Individuenzahlen etwas höher als an der Station KMA15. Sehr häufige Arten sind die Muscheln *Macoma balthica*, *Mysella bidentata*,

Abra alba und der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei*. Im Sommer und Herbst 2002 wurden über 1.500 Individuen pro m² der beiden Würmer *Pygospio elegans* und *Polydora quadrilobata* gefunden. Insgesamt war die Besiedlungsstruktur des Makrozoobenthos auf der Station KMB15 stabil und zeigte keine Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel.

Auf der Station nördlich Kühlungsborn (KMC15) machte sich der etwas geringere Salzgehalt durch eine leichte Abnahme der Artenvielfalt bemerkbar (Abb. 5). Zwischen 1995 und 2002 wurden auf dieser Station 78 Arten gefunden. Im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 schwankte die Artenzahl zwischen 16 und 35. Im Durchschnitt wurden 29 Arten gefunden. Die Gesamtindividuenzahlen lagen zwischen 670 und 8.700 Individuen pro m². Die Muscheln *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* und zeitweise *Cerastoderma glaucum*, die Würmer *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger*, die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei* waren die dominierenden Arten. Die Besiedlung wies außer Abundanzschwankungen einzelner Arten keine Besonderheiten auf.

Die durchschnittliche Biomasse von 9,9 bis 26 g aschefreie Trockenmasse pro m² lag auf den 3 Stationen in der Größenordnung der 20-m-Zone, zeigte jedoch nicht so starke Fluktuationen. Die Biomasse wurde an den Stationen KMA15 und KMB15 von den Muscheln *Astarte borealis*, *Macoma balthica* und z.T. *Arctica islandica* gebildet. Auf der KMC15 dominierte hauptsächlich *Macoma balthica*.

Der Bereich in 10 m Wassertiefe liegt oberhalb der sommerlichen Sprungschicht. Abgesehen von ungünstigen hydrographischen Ereignissen, wie dem äußerst seltenen Aufquellen von sauerstoffarmem Tiefenwasser, ist in dieser Zone großflächiger Sauerstoffmangel nahezu ausgeschlossen. Der Salzgehalt ist jedoch nicht mehr so hoch, so dass viele marine Arten diesen Tiefenbereich nicht mehr besiedeln können. Das Sediment besteht in der Regel aus Feinsand, manchmal schlammigem Feinsand und stellenweise Anteilen von größeren Fraktionen.

Nördlich Klein Klützhöved (KMA10) wurden zwischen 1994 und 2002 insgesamt 87 Arten nachgewiesen. Die Artenzahl schwankte im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 19 und 40 Arten, im Durchschnitt wurden 31 Taxa gefunden. Die Besiedlungsdichte auf dieser Station ist zeitweise sehr hoch. Die Gesamtindividuenzahlen variierten sehr stark, mit Extremwerten zwischen 2.200 und fast 38.000 Individuen pro m². Durchschnittlich kamen 13.000 Individuen pro m² vor. Diese Maxima wurden durch das massenhafte Auftreten der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und der Miesmuschel *Mytilus edulis* verursacht, die auch ein Hinweis auf die ungleichmäßige räumliche Verteilung der Bodenorganismen ist. Häufige Arten waren weiterhin die Würmer *Pygospio elegans*, mit Massenentwicklungen um die 10.000 Tiere pro m² im Juli 1999 und September 2002 sowie *Scoloplos armiger* und *Tubificoides benedeni*. In den Miesmuschelaggregaten wurden zeitweise auch hohe Individuenzahlen von den Krebsen *Idotea balthica*, *Jaera albifrons*, *Gammarus* spp., *Melita palmata*, *Microdeutopus gryllotalpa* und dem Seestern *Asterias rubens* beobachtet.

Nördlich Kaltenhof/ Insel Poel (KMB10) wurden zwischen 1994 und 2002 insgesamt 71 Arten nachgewiesen. Die Artenzahl lag zwischen 1999 und 2002 zwischen 10 und 37 Arten. Der Durchschnitt je Probenahme betrug 28 Taxa. Wie auf der Nachbarstation KMA10 unterlag die Besiedlungsdichte auf dieser Station zeitweise extremen Schwankungen. Die Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 6.500 im Juni 2001 und fast 50.000 Individuen pro m² im November 2002.

Durchschnittlich wurden 17.000 Tiere pro m² gefunden, das sind 13.000 Tiere mehr, als auf der 5 m tiefer liegenden Station KMB15 im Durchschnitt gefunden wurden. Diese extremen Besiedlungsdichten werden im Wesentlichen von periodisch auftretenden Invasionen der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* verursacht. Im November 2002 wurden über 40.000 Wattschnecken pro m² gezählt. Weitere häufige Arten sind die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die Würmer *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, *Tubificoides benedeni* und *Neanthes succinea* sowie der Flohkrebs *Gammarus salinus*. Bemerkenswert ist auf dieser Station die sehr hohe Zahl von 20 Krebs- und 8 Schneckenarten, die in den Miesmuschelbänken hervorragende Lebensbedingungen vorfinden.

Nördlich Kühlungsborn (KMC10) wurden seit 1994 insgesamt 62 Arten bzw. Artengruppen gefunden. Die Artenzahl variierte im Berichtszeitraum zwischen 16 und 29 Arten, bei einer durchschnittlichen Artenzahl von 22 Taxa. Die Besiedlungsdichte auf dieser 10 m-Station war geringer als auf den beiden Transekten Klein Klützhöved (A) und Insel Poel (B). Die Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 550 bis 19.600 Individuen pro m². Im Mittel wurden rund 10.000 Individuen pro m² gefunden, etwa das Dreifache der Besiedlungsdichte der entsprechenden 15-m-Station. Wiederum dominierte die Wattschnecke zu etwa 70 % die Individuenzahlen. Daneben erreichten die Würmer *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger* sowie die Muschel *Macoma balthica* hohe Besiedlungsdichten.

Die mittlere Biomasse lag an den Stationen KMA10 und KMB10 mit 120 bzw. 160 g aschefreie Trockenmasse pro m² um eine Zehnerpotenz höher als auf den Tiefenstufen 15 und 20 m. Die Maxima lagen bei über 400 g. Dabei wurden über 80 % von der Miesmuschel *Mytilus edulis* erbracht. Die Station KMC10 war dagegen mit 13 g aschefreie Trockenmasse pro m² eher gering besiedelt. Hier dominierten außer *Mytilus edulis* noch die Muscheln *Cerastoderma glaucum* und *Mya arenaria*.

Kadetrinne und nördlich Zingst

Die Darßer Schwelle mit der Kadetrinne als „Nadelöhr“ für die Versorgung mit salz- und sauerstoffreichem Wasser hat eine herausragende Bedeutung für die Besiedlung der östlich anschließenden Seegebiete und tiefen Becken der Ostsee. Die Darßer Schwelle ist eine natürliche Barriere für die meisten vollmarinen Organismen (Abb. 5), da der Salzgehalt in Richtung Osten deutlich abnimmt. Größere Mengen salz- und sauerstoffreichen Wassers gelangen nur während extremer Einstromlagen in die eigentliche Ostsee.

Die Benthosgemeinschaft der Kadetrinne (KMG26) wird bestimmt durch häufige Fluktuationen des Salzgehalts, haline Schichtungen und zeitweise auch Sauerstoffmangel in den bodennahen Wasserschichten und zeigt dementsprechend ein gestörtes Besiedlungsbild. Das Sediment ist schlickig, aber fast stets mit Steinen sowie unterschiedlichen Anteilen von Fein- und Grobsand, Kies und vereinzelt auch Mergel vermischt. Zwischen 1996 und 2002 wurden 69 Taxa gefunden. Durch den Einstrom salzreichen Wassers ist es auch marinen Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen möglich, dieses Gebiet zu besiedeln. Zwischen 1999 und 2002 schwankte die Artenzahl deutlich. Pro Bereisung wurden zwischen 8 und 42, mit im Mittel 16 Arten, gefunden. Die Besiedlungsdichte war im Vergleich mit den Stationen in der Mecklenburger Bucht deutlich geringer. Die Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 70 und 3.200 Individuen pro m²; durchschnittlich wurden 740 Individuen pro m² gefunden. Da das Besiedlungsbild stark fluktuiert, sind wechselnde Dominanzen für diese Station kennzeichnend. Zu den häufig dominierenden Arten zählte der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei* und die baltische Plattmuschel *Macoma balthica*.

Die Station nördlich Zingst (KMH20) befindet sich in dem mehr als 20 m tiefen Zipfel des Arkonabeckens nördlich der Insel Zingst und ist durch Feinsand mit Schlickanteilen gekennzeichnet. Von 1997 bis 2002 wurden 54 Taxa nachgewiesen. Die Artenzahl schwankte zwischen 22 und 27; im Durchschnitt wurden 25 Arten gefunden. Die Besiedlung war deutlich stabiler und dichter als in der Kadetrinne. Die Individuendichte reichte von 2.100 bis 7.800, im Mittel wur-

den 3.700 Individuen pro m² gefunden. Im Vergleich zu den Stationen in der Mecklenburger Bucht dominierten hier die Würmer, während die Zahl der Muschelarten deutlich geringer war. Ausgeprägte Individuendominanzen traten nicht auf. Häufige Arten waren in wechselnder Reihenfolge die Würmer *Scoloplos armiger*, *Pygospio elegans*, die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und die Miesmuschel *Mytilus edulis*. Da diese Station noch im Einstrombereich der Kadetrinne liegt, traten hier sogar noch einige Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen auf.

Die Station KMH10 befindet sich auf Feinsand bzw. schlickigem Feinsand. Der deutlich geringere Salzgehalt und die Strukturarmut der Sandböden in 10 m Tiefe hat eine weitere Artenreduktion zur Folge. So wurden von 1994 bis 2002 insgesamt nur 40 Arten nachgewiesen. Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen fehlen. Im Berichtszeitraum schwankte die Artenzahl zwischen 14 und 21. Im Durchschnitt wurden 17 Arten gefunden. Die Besiedlungsdichte war mit 4.200 bis 11.500 und mittleren 8.000 Individuen pro m² etwa doppelt so hoch wie in 20 m Tiefe. Die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* war mit Abstand die häufigste Art, die mit 60 bis 80 % die Gesamtindividuedichte dominierte. Daneben waren die Würmer *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, *Hediste diversicolor* sowie die Muscheln *Mya arenaria* und *Mytilus edulis* häufig.

Die Biomasse in der Kadetrinne schwankte sehr stark. Die Extrema betragen 0,04 bis 24 g asche-freie Trockenmasse pro m². Im Mittel wurden nur 5 g gefunden. Werte kleiner 0,05 g im Herbst 2000 und 2002 lassen auf einen Zusammenbruch der Besiedlung durch Sauerstoffmangel schließen. Die Stationen KMH10 und 20 zeigten dagegen mit 11 bis 74 g und jeweils mittleren 34 g etwa 7 mal höhere Werte.

Prorer Wiek und Pommersche Bucht

Mit 6 bis 7 PSU werden in der Pommerschen Bucht die niedrigsten Salinitäten an der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns gemessen. Die Pommersche Bucht ist durch den Nährstoffeintrag aus der Oder hoch eutrophiert. Bei entsprechenden östlichen und nordöstlichen Windlagen erfolgt ein küstennaher Stofftrans-

port aus der Pommerschen Bucht über die Saßnitzrinne in das Arkonabecken. Diese Einflüsse führen wiederum zu einer spürbaren Veränderung der Besiedlungsstruktur.

Das Sediment in der Saßnitzrinne ist in 20 m Tiefe durch Schlack mit H₂S-Geruch gekennzeichnet. Mit nur 17 nachgewiesenen Taxa ist die Station KMQ20 die artenärmste Station im Monitoringprogramm des LUNG. Zwischen 1994 und 2002 wurden nur 5 bis 8 Arten gefunden. Auch die Besiedlungsdichte war sehr gering und schwankte zwischen 200 und 1.000 Individuen pro m². Dominierende Art war *Macoma balthica*. Die Besiedlung ist durch Sauerstoffmangel und die Anwesenheit von H₂S im Sediment permanent geschädigt. Das Sediment in 15 m Tiefe besteht aus schlackigem Feinsand. Die Artenvielfalt der Station KMQ15 in der Prorer Wiek ist mit 32 Taxa etwas höher. Die Zahl der Taxa je Termin betrug von 1999 bis 2002 16 und 23. Die Gesamtindividuenzahlen von 3.500 bis 6.200 Individuen pro m² waren 10 mal höher als in 20 m Tiefe. An allen 4 Terminen war die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* die dominierende Art, gefolgt von *Mytilus edulis* und *Hediste diversicolor*. Die Station KMQ10 in der Prorer Wiek befindet sich in 10 m Tiefe ebenfalls auf schlackigem Feinsand. Die Besiedlungsstruktur ähnelt der auf Station KMQ15. Von den bisher 31 gefundenen Taxa kamen zwischen 13 und 20 Arten je Probenahme vor. Die Individuendichte schwankte zwischen 4.100 und 9.500 Individuen pro m² und war damit etwas höher als in 15 m Tiefe. Dominierende Arten waren die gleichen wie auf der KMQ15. Bemerkenswert war im November 1999 das Auftreten der Süßwasserkrabbe *Rithropanopeus harrisi*, eines Neozoen, der zur Zeit vor allem in die östlichen inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns eindringt. Die Biomasse der extrem dünn besiedelten Station KMQ20 lag bei nur 2 g aschefreie Trockenmasse pro m². Die beiden Stationen in 15 und 10 m Tiefe zeigten mit durchschnittlich 21 und 24 g wieder normale Werte.

Die beiden Stationen KMS15 und KMS10 in der Pommerschen Bucht nordwestlich Zinnowitz befinden sich auf Feinsand. Seit 1995 wurden auf der Station KMS15 32 Arten nachgewiesen. Je Probenahme kamen zwischen 8 und 19, im Durchschnitt 15 bzw. 17 Arten vor. Die Gesamtindividuenendichte schwankte zwischen 130 und

11.800 Individuen pro m². Durchschnittlich besiedelten in 15 m 5.250 und in 10 m Tiefe 8.100 Individuen pro m² das Sediment. Im Herbst 2002 wurde auf der KMS15 mit nur noch 8 Arten und 133 Individuen pro m² die bisher geringste Besiedlungsdichte vorgefunden. Das deutet auf eine vorangegangene Sauerstoffmangelsituation hin, die sich jedoch nur in 15 m Tiefe auswirkte. Dominierende Art war mit Abstand die Wattschnecke *Hydrobia ulvae*. Im August 2002 wurde auf der Station KMS15 eine ungewöhnlich hohe Dichte von fast 2.600 Individuen pro m² des Neozoen *Marenzelleria neglecta* beobachtet. Die mittlere Biomasse betrug in 15 m 13 g und in 10 m Tiefe 65 g aschefreie Trockenmasse pro m². Bedingt durch die Sauerstoffmangelsituation im Spätsommer 2002 sank die Biomasse in 15 m Tiefe von fast 10 g im August auf 0,3 g im November.

Seltene Arten und Neozoen

Von den 2002 nachgewiesenen Taxa sind insgesamt 29 Arten in der Roten Liste Ostsee/ Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern (GOSSELCK et al. [1996]) verzeichnet. Dabei werden 25 Arten in die Kategorien „gefährdet“ bzw. „potentiell gefährdet“ eingestuft (Tab. 1). Die meisten dieser Arten kommen in den Proben des Küstenmonitorings regelmäßig und zum Teil zahlreich vor oder wurden bei anderen Untersuchungen im Gebiet häufig gefunden. Ihre Bestände scheinen nicht akut bedroht zu sein.

Die als „stark gefährdet“ eingestufte *Astarte elliptica* und die Islandmuschel *Arctica islandica* werden seit 1995 auf den Profilen in der Lübecker (A) und Mecklenburger Bucht (B, C) ab 15 m Tiefe regelmäßig angetroffen. Die Islandmuschel ist wesentlich häufiger und weiter verbreitet und wird, ebenso wie *Astarte borealis*, auch noch im Gebiet östlich der Darßer Schwelle angetroffen. *Astarte elliptica* tritt meist in geringer Abundanz auf. Alle drei Arten sind im Bereich von 20 m Wassertiefe durch periodischen Sauerstoffmangel gefährdet. Die Bestände der beiden *Astarte*-Arten wurden während der katastrophalen Sauerstoffmangelsituation 1988 durch aufquellendes anoxisches Tiefenwasser stark dezimiert. *Arctica islandica* kann zwar Sauerstoffmangel eine Zeitlang tolerieren, dies gilt jedoch nicht für die Jungmuscheln. Die abgestutzte Klaffmuschel *Mya*

truncata wird in Proben des Küstenmonitorings seit 1997, meist nur in wenigen Exemplaren, nachgewiesen. Sie wurde auch im Rahmen anderer Projekte vereinzelt gefunden. Der Fund einer Wellhornschnecke *Buccinum undatum* in der Lübecker Bucht (KMA10) ist besonders bemerkenswert, da seit längerer Zeit im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns keine publizierten Funde vorliegen. Es liegen z. Z. nur Nachweise von Stationen des schleswig-holsteinischen Monitorings aus dem Gebiet um Fehmarn und in der nordwestlichen Kieler Bucht bei Falshöft vor. Bei Studien für das Bundesamt für Naturschutz im Jahre 2003 wurden umfangreiche Vorkommen zwischen 12 und 21 m Wassertiefe im Fehmarnbelt nachgewiesen (ZETTLER et al. [2003]). Die Plattmuschel *Macoma calcarea* (Kategorie 1 – „vom Aussterben bedroht“), die 2000 und 2001 in einzelnen Exemplaren vor Kühlungsborn

(KMC20) aufgetreten war, konnte 2002 nicht nachgewiesen werden. Der kleine Bestand dieser Art in der Mecklenburger Bucht war 1988 ebenfalls ein Opfer des aufsteigenden Tiefenwassers geworden und galt seitdem als verschollen (ZETTLER et al. [2000]).

Im November 1999 wurde erstmalig die Süßwasserkrabbe *Rithropanopeus harrisi* in der Prorer Wiek gefunden, ein Neozoe, der zur Zeit in die östlichen inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns einwandert. Der Wurm *Marenzelleria neglecta* wurde Mitte der 80er Jahre zuerst in den Darß-Zingster Bodden beobachtet (ZETTLER et al. [2002]) und hat inzwischen alle östlich der Darßer Schwelle befindlichen inneren Küstengewässer und die Pommersche Bucht mit teilweise sehr hohen Abundanzen besiedelt.

Taxa	R.I.O	Vorkommen Küstenmonitoring	Präsenz
<i>Buccinum undatum</i>	0	A10	2%
<i>Mya truncata</i>	1	A15, B15, C20, G26	14 %
<i>Astarte elliptica</i>	2	A15, A20, B15	21%
<i>Arctica islandica</i>	2	A15, A20, B15, B22, C15, C20, G26, H20	40 %

Taxa	R.I.O	Präsenz	Art	R.I.O	Präsenz
<i>Harmothoe impar</i>	3	16 %	<i>Nephtys caeca</i>	P	42 %
<i>Nereimyra punctata</i>	3	23 %	<i>Streblospio dekuhuyzeni</i>	P	16 %
<i>Lagis koreni</i>	3	44 %	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	P	23 %
<i>Astarte borealis</i>	3	37 %	<i>Aricidea minuta</i>	P	7 %
<i>Mysella bidentata</i>	3	40%	<i>Ophelia rathkei</i>	P	7 %
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3	60 %	<i>Travisia forbesii</i>	P	5 %
<i>Cyathura carinata</i>	3	12 %	<i>Terebellides stroemi</i>	P	33 %
<i>Calliopius laeviusculus</i>	3	5 %	<i>Turboella inconspicua</i>	P	19 %
			<i>Odostomia rissoides</i>	P	7 %
<i>Cordylophora caspia</i>	P	2 %	<i>Diastylis rathkei</i>	P	60 %
<i>Phyllodoce maculata</i>	P	7 %	<i>Gammarus locusta</i>	P	2 %
<i>Mysta barbata</i>	P	2 %	<i>Corophium crassicorne</i>	P	14 %
<i>Streptosyllis websteri</i>	P	7 %			

Tab. 1: Nachweis von Arten der Roten Liste Ostsee/ Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern in den Proben des Küstenmonitorings 2002
Angabe der Präsenz für den gesamten Probensatz (43 Stationen):

0 = ausgestorben, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, P = potentiell gefährdet

Tab. 1: Determination of Red List species in the Baltic Sea area of Mecklenburg-Vorpommern based on samples from 2002 coastal monitoring
Presence in the complete set of samples (43 stations):

0 = extinct, 1 = threatened by extinction, 2 = critically endangered, 3 = endangered, P = potentially endangered

Offene Ostsee

Seit 1991 konnte in der Zusammenfassung aller 6 Stationen eine stetige Zunahme der Artenzahl bis 2001 beobachtet werden (Abb. 9 und 10). Im letzten Jahr (2002) kam es zu einem Zusammenbruch des Makrozoobenthos an den westlichen Stationen (Stn. 010 und 012) im Fehmarnbelt und in der Mecklenburger Bucht. Die ansonsten durch besonders diverse Besiedlung gekennzeichneten Areale (ZETTLER et al. [2000]) waren durch Sauerstoffmangel betroffen. Da sich die Situation an der Station 012 (Mecklenburger Bucht) aus Sicht des Makrozoobenthos im Oktober 2002 besonders dramatisch darstellte, soll im Folgenden darauf näher eingegangen werden. Auf Grund des seit fast 20 Jahren durchgeführten Monitorings an dieser Station liegen eine Reihe von Langzeitdaten vor, die aussagekräftig für die Entwicklung des Makrozoobenthos im Tiefenbereich (> 20 m) der Mecklenburger Bucht sind. Im Laufe der letzten 20 Jahre sind mehrfach Sauerstoffmangelsituationen aufgetreten, die zum Teil erhebliche Auswirkungen auf das Benthos ausübten. Gekennzeichnet sind solche Ereignisse insbesondere durch niedrige Abundanzen (die abundanten aber sauerstoffsensitiven Annelida und Crustacea

fallen aus), hohe Biomassen (die zum Teil recht resistenten Muscheln - hauptsächlich *Arctica islandica* - überleben), die Artenzahl sinkt drastisch (nur wenige resistente Arten überleben, z.B. *A. islandica*, *Halicryptus spinulosus*) und die Dominanz der Mollusca (siehe *A. islandica*) steigt an. Natürlich hängt die Reaktion des Benthos auch von der Dauer solcher Sauerstoffdepressionen ab. Kurzfristige Ereignisse werden überstanden oder relativ schnell kompensiert. Länger anhaltende Depressionen bewirken einen drastischen Zusammenbruch der Populationen bis hin zum völligen Verschwinden. Im Jahre 2002 verursachte der seit Sommer andauernde Sauerstoffmangel, ausgehend von der Kieler Bucht, eine dramatische Defaunation, die bis zur Mitte der Mecklenburger Bucht reichte. Im Oktober wurden nur 0,71 ml/l Sauerstoff im bodennahen Wasser gemessen. Auf dem Unterwasser-video waren insbesondere die zahlreich an der Sedimentoberfläche liegenden, abgestorbenen Islandmuscheln zu sehen. Obwohl *A. islandica* relativ resistent gegenüber solchen Ereignissen ist, werden langanhaltende Sauerstoffmangelsituationen ebenfalls nicht überstanden. Dennoch gehörte diese Art zu den wenigen „Überlebenden“ dieser Katastrophe.

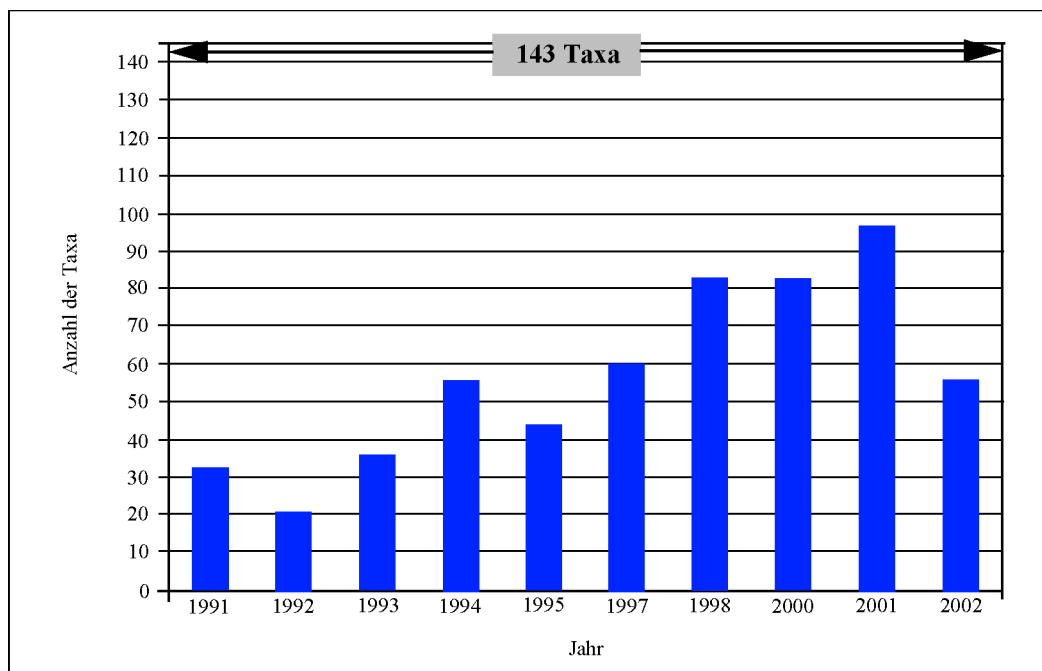


Abb. 9: Gesamtartenzahl der vorgefundenen Taxa an den Stationen. 143 Taxa wurden insgesamt bisher an den untersuchten Stationen gefunden (1996 und 1999 keine Daten)

Abb. 9: Total number of taxonomic species found at the stations. A total of 143 taxa have been found so far at the stations investigated (no data for 1996 and 1999)

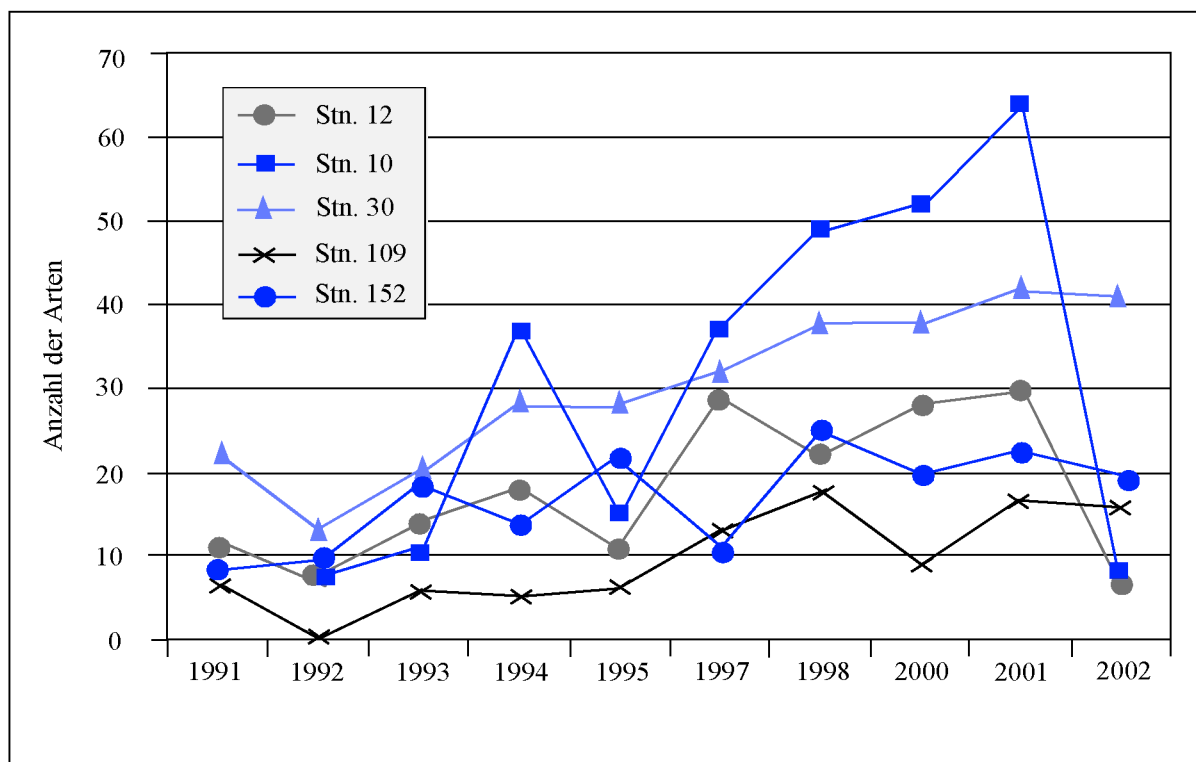


Abb. 10: Entwicklung der Artenzahlen an den einzelnen Stationen von 1991 bis 2002

Fig. 10: Development of species numbers at the individual stations from 1991 to 2002

Die Entwicklung der Artenzahl spiegelte sich auch bei der Betrachtung der Einzelstationen wider. Bis auf die beiden westlichen Stationen (Stn. 010 und 012) lagen die beobachteten Werte im erwarteten Bereich. Es wurde nur eine unwesentliche Abnahme in der Artenzahl im Vergleich zu 2000 (siehe WASMUND et al. [2002]) festgestellt (Abb. 9 und 10). Insgesamt wurden bisher 143 Taxa nachgewiesen. Jedoch tauchen davon 30 bis 40% nur gelegentlich auf.

Abundanzen und Biomassen

Der Sauerstoffmangel machte sich nicht nur bei der Artenzahl sondern auch bei der Gesamtabundanz erheblich bemerkbar. Lagen die Werte 2000 und 2001 im Fehmarnbelt (Stn. 10) bei 1.700 bis 2.600 Individuen pro m^2 so sank im Jahre 2002 die Dichte auf ca. 230 Individuen pro m^2 ab. Im Becken der Mecklenburger Bucht (Stn. 12) war der Einfluss noch deutlicher. Von 3.900 Individuen pro m^2 im Jahre 2000 über 2.200 Individuen pro m^2 im Jahre 2001 fiel die Abundanz auf etwa 80 Indi-

viduen pro m^2 . Diese rekrutierte sich hauptsächlich aus einigen Muschelarten (siehe oben). Wegen der biomassedominanten Muschelarten war die Abnahme bei der Biomasse nicht so dramatisch. Die Werte lagen innerhalb der Variation der Vorjahre zwischen 50 und 90 g aschefreie Trockenmasse pro m^2 (Stn. 10) und zwischen 8 und 40 g aschefreie Trockenmasse pro m^2 (Stn. 12). An der Darßer Schwelle (Stn. 30), in der Arkonasee (Stn. 109) und in der nördlichen Pommernbucht (Stn. 152) war der Einfluss des Sauerstoffmangels nicht mehr nachweisbar. An der Station 30 pegelte die Abundanz innerhalb der letzten 3 Jahre zwischen 3.000 und 4.000 Individuen pro m^2 . In der Arkonasee (45 m Tiefe) nahm die Abundanz von 70 Individuen pro m^2 in 2000 über 270 Individuen pro m^2 in 2001 auf 600 Individuen pro m^2 zu. In der Pommernbucht war die Variationsbreite zu groß (zwischen 1.500 und 4.200 Individuen pro m^2), um klare Tendenzen erkennen zu können. Bei der Biomasse konnte eine Abnahme von 35 g in 2000 über 22 g in 2001 zu 13 g aschefreie Trockenmasse pro m^2 in 2002 festgestellt werden.

Besondere Arten

Von den Arten der Roten Liste (GOSSELCK et al. [1996]) sind insbesondere einige Muscheln hervorzuheben. Die Islandmuschel (*Arctica islandica*) ist der Kategorie 3 zugeordnet und konnte in allen Jahren an den westlichen Stationen (10 und 12) sehr häufig und in der Arkonasee (109) als Einzeltiere nachgewiesen werden. Außerdem sind die Arten der Gattung *Astarte* zu nennen. *A. borealis* (Kat. 3), *A. elliptica* (Kat. 2) und *A. montagui* (Kat. 1) konnten regelmäßig im Fehmarnbelt (Stn. 10) und an der Darßer Schwelle (Stn. 30) beobachtet werden. *Mya truncata* (Kat. 3) konnte bisher nur im Jahre 2000 an der Stn. 12 festgestellt werden. Ebenfalls an die-

ser Station sind für 2000 und 2001 noch *Euchone papillosa* (Kat. 1) und *Lagis koreni* (Kat. 3) zu nennen. Im Fehmarnbelt sind auf Grund der Nähe zum Großen Belt regelmäßig seltene Arten zu finden. Insbesondere im Jahre 2001 konnten eine Reihe von „Gästen“ und gefährdeten Arten registriert werden. Dazu zählen die Hydrozoa *Melicertum octocostatum* und *Rathkea octopunctata*, die Polychaeten *Glycera alba*, *Mediomastus fragilis*, *Pseudopolydora pulchra* und *Scalibregma inflatum*, der Schlangensterne (*Ophiura albida*) sowie die Ascidie *Dendrodoa grossularia*. An den östlichen Stationen sind die Rote-Liste-Arten *Saduria entomon* (Kat. 2), *Monoporeia affinis* (Kat. 1) und *Pontoporeia femorata* (Kat. 2) hervorzuheben.

Zusammenfassung

Die ungewöhnlich starke Sauerstoffmangelsituation im Jahr 2002 führte in der westlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis zur Mitte der Mecklenburger Bucht zu einem dramatischen Faunensterben in den Bodenbereichen tiefer als 20 m. Nur wenige resistente Arten wie die Islandmuschel *Arctica islandica* überlebten diese Katastrophe. Dagegen wurden in 10 und 15 m Tiefe stabile arten-, individuen- und biomassereiche Gemeinschaften angetroffen. Diese Zonierung ist eine Folge der ausgeprägten vertikalen Dichteschichtung und des starken Sauerstoffgradienten. In 15 m Tiefe ist der Salzgehalt noch so hoch, dass ein Großteil der marinen Muschel- und Wurmarten hier gute Lebensbedingungen vorfindet. In 10 m Tiefe hat die Strukturvielfalt des Substrats trotz des geringeren Salzgehalts einen ähnlichen Effekt, erkennbar an der Besiedlung mit sehr vielen Krebs- und Schneckenarten. Eine ungewöhnlich verarmte Besiedlung im November 2002 in der Oderbucht ist ebenfalls auf Sauerstoffmangel im Sommer zurückzuführen. Aktuell ist eine Tendenz zur Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Bodenlebensgemeinschaft in der westlichen Ostsee festzustellen.

Im Zeitraum von 1999 bis 2002 nahm die Zahl der insgesamt nachgewiesenen Arten ab. Im küstennahen Bereich wurden jedoch eine Reihe von Arten gefunden, die in der Roten Liste der Ostsee als „vom Aussterben bedroht“ gelten: in der Mecklenburger Bucht der Polychaet *Euchone papillosa*, der Amphipode *Pontoporeia femorata* (stark bedrohte glaziale Reliktform) und die Tellmuschel *Macoma calcarea*. Bemerkenswert war im Jahre 2002 der Fund der Wellhornschnecke *Buccinum undatum* in der Lübeck-

ker Bucht, die sonst nur aus dem Gebiet um Fehmarn und in der nordwestlichen Kieler Bucht bekannt ist. Sie wird in der Roten Liste "Ostsee Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern" als „ausgestorben oder verschollen“ geführt. Die an der mecklenburgischen Küste „vom Aussterben bedrohte“ Abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* tritt seit 1997 in wenigen Exemplaren in 20 m Tiefe vor Kühlungsborn auf. In den schleswig-holsteinischen Küstengewässern wird sie allerdings regelmäßig gefunden. In der offenen Ostsee sind vor allem Vorkommen der Rote-Liste-Arten *Saduria entomon*, *Monoporeia affinis* und *Pontoporeia femorata* als glaziale Reliktformen an den Stationen östlich der Darßer Schwelle hervorzuheben.

Summary

The extraordinarily strong oxygen depletion in 2002 led to a dramatic mass mortality of fauna in bottom areas below 20 m in the Western Baltic between Kiel Bight and the central part of Mecklenburg Bight. Only a few resistant species such as the Icelandic Cyprine *Arctica islandica* survived the disaster. By contrast, stable communities with a large number of species and individuals and a large biomass were found at 10 and 15 m depth. This zoning results from a marked vertical density stratification and strong oxygen gradient. Salinity at 15 m depth still is so high that a large proportion of marine mussel and worm species still find favourable living conditions. The structural diversity of the substrate at 10 m depth has a similar effect, despite lower salinity, which is apparent from the colonisation with a multitude of crustacean and gastropod species. An unusually low species diversity in the Oder Bight in November

2002 is also due to oxygen depletion during the summer. Currently, a trend toward deteriorating living conditions for bottom-living communities has been observed in the western Baltic.

In the time from 1999 to 2002, the total number of observed species decreased. However, in nearshore areas, a number of species were found that are classified as critically endangered in the Baltic Sea Red List: in the Mecklenburg Bight the Polychaeta *Euchone papillosa*, the amphipod *Pontoporeia femorata* (critically endangered glacial relict), and the tellin *Macoma calcarea*. A striking discovery in 2002 was the Common Whelk *Buccinum undatum* in the

Bay of Lübeck, which normally occurs only in the area around Fehmarn and in the northwestern Kiel Bight. In the Red List of the Baltic Sea, part area Mecklenburg-Vorpommern, it is recorded as „extinct or missing“. The Blunt Soft-shell Clam *Mya truncata*, which is critically endangered in the Mecklenburg coastal waters, has been found since 1997, with few individuals, in 20 m of water off Kühlungsborn. It is observed regularly, though, in the coastal waters of Schleswig-Holstein. In the open Baltic Sea, especially occurrences of the Red-List species *Saduria entomon*, *Monoporeia affinis*, and *Pontoporeia femorata* as glacial relicts at stations east of Darß Sill deserve special mention.

254 Die Fischfauna im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns

Von den rund 100 Fischarten im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns werden 14 Seefischarten und 11 Süßwasser- und Wanderfischarten in den Fangstatistiken für die Küstengewässer ausgewiesen. Von diesen dominieren bei den Anlandungen und Erlösen nur sechs Arten (Dorsch, Hering, Flunder, Flussbarsch, Zander und Aal). Neben einer Darstellung der gesamten Anlandungen der Fischerei im Küstenbereich werden nachfolgend die Fänge auf den Flussbarsch in ausgewählten Küstenabschnitten vorgestellt.

Kleinfischarten (wie Grundeln, Stichlinge, Seesnaden usw.) sind in kommerziellen Fanggeräten kaum anzutreffen, so dass relativ wenig über diese Arten (vor allem in ihrer Verbreitung) bekannt ist. Da ihrer Stellung im Küstenökosystem ein zunehmend hoher Indikatorwert hinsichtlich der Charakterisierung des genutzten Lebensraumes zukommt, wurde seit Mitte der 90er Jahre an der Entwicklung eines diesbezüglichen Klein- und Jungfischmonitorings gearbeitet.

Nach Abstimmung mit dem schwedischen Institute of Coastal Research (National Board of Fisheries) im Sommer 1999 wurde im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns mit dem „coastal fish monitoring“ entsprechend den HELCOM-Guidelines (EC MON 5.3/4) von 1997 begonnen. Einige Ergebnisse beider Programme werden hier vorgestellt.

Entwicklung der Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei

Die Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns von 1999 bis 2002 sind in der Tabelle 1 dargestellt. Während die Fangmenge in den Jahren 1999 bis 2001 relativ konstant war, kam es 2002 zu einer erheblichen Steigerung, die vorwiegend auf einer Zunahme der Heringsfänge basiert. Der Rückgang der Anlandungen bei den Süßwasser- und Wanderfischarten ist vor allem auf eine deutliche Reduzierung der Barschanlandungen von 490 auf 244 t zurückzuführen.

Fischart/ Sortiment		1999	2000	2001	2002
Seefische gesamt		14.958	13.822	15.469	21.265
davon	Hering	7.136	6.477	8.628	16.119
	Dorsch	3.806	4.061	3.906	2.139
	Flunder	1.877	1.995	1.591	1.671
Süßwasser- und Wanderfische gesamt		1.755	1.212	1.423	1.195
davon	Flussbarsch	490	281	329	244
	Zander	270	272	254	277
	Aal	142	108	108	98
Gesamt		16.778	15.068	16.936	22.580

Tab. 1: Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns 1999 bis 2002 (in t)

Tab. 1: Landings of coastal and high-seas fisheries in Mecklenburg-Vorpommern 1999 to 2002 (t)

Autoren des Kapitels 2.5.4.

W. JANSEN, C. UBL, A. BLADT

Bei den besonders im Blickpunkt befindlichen Beständen des Flussbarsches in drei ausgewählten Küstenregionen (Tab. 2) gab es von 1999 bis 2002 einen spürbaren Rückgang im Fangaufkommen im Stettiner Haff und im Greifswalder Bodden um ca. 50 %. Die Fänge in der Wismar Bucht gingen auf die unbedeutende Menge von 0,2 t zurück.

Während die Erträge in der Seen- und Flussfischerei über die Jahre relativ konstant blieben, gab es in den Anlandungen der Küstenfischerei beim Barsch einen erheblichen Rückgang von etwas über 1.000 t im Jahr 1992 auf die bereits genannten 244 t im Jahr 2002. Die Frage nach den Ursachen ist nicht leicht zu beantworten. Nach vorliegen-

den Informationen ist die Fangintensität der kommerziellen Fischerei trotz Rückgang in der Anzahl der Berufsfischer über die Jahre relativ konstant geblieben. Es müssen also andere Gründe zu dieser Entwicklung beigetragen haben. Voreilige Interpretationen oder Spekulationen unterbleiben an dieser Stelle, die Ergebnisse der noch laufenden Untersuchungen sind abzuwarten.

Da der Barsch zu den wichtigen Nutzfischarten in Mecklenburg-Vorpommern gehört und er durch seine Stellung im Nahrungsgefüge ein bedeutender Indikator für die Qualität von Gewässerökosystemen ist, sollte diese Fischart weiter beobachtet werden.

Küstengewässer	1999	2000	2001	2002
Stettiner Haff	204,1	72,1	149,2	84,6
Greifswalder Bodden	50,7	27,3	27,5	29,6
Wismar Bucht	0,8	0,7	0,2	0,2

Tab. 2: Anlandungen des Flussbarsches in ausgewählten Küstenabschnitten Mecklenburg-Vorpommerns von 1999 bis 2002 (in t)

Tab. 2: Perch landings in selected coastal sections of Mecklenburg-Vorpommern 1999 to 2002 (t)

Klein- und Jungfisch-Monitoring

Die im Salzhaff (Wismar Bucht) in den Jahren 1996 und 1997 begonnenen Untersuchungen zur Kleinfischauna der Küstengewässer wurden 1998 und 1999 vor Nienhagen (westlich Warnemünde) weitergeführt. Im Rahmen der noch laufenden methodischen Arbeiten und zur besseren Erfassung dieser Kleinfischarten wurden in der Region neuentwickelte Jungfischreusen getestet, die mit Stellnetzen, Ledderingsnetzen und Aalkörben gekoppelt wurden. Die Gerätekombinationen wurden in Wassertiefen von 2 bis 10 m eingesetzt. An festgelegten Standorten (Wismar Bucht, Nienhagen, Dierhagen, Hiddensee, Süderperd und Zickersches Höft) werden mit den genannten Fanggeräten zweimal im Jahr (Frühjahr und Herbst) Untersuchungen durchgeführt.

Durch ein Ingenieurbüro erfolgte eine videooptische Unterwasserkartierung der Untersuchungsge-

biete, welche langfristig zur besseren Auswertung der erzielten Fangdaten beitragen könnte.

Die gegenwärtig erfassten Fischarten in diesem Küstenabschnitt sind in der Tab. 3 enthalten. In den vorgestellten Jahren 2001 und 2002 wurden insgesamt 47 Fischarten (8211 Individuen) gefangen, die meisten davon am Standort Nienhagen in der Nähe eines künstlichen Unterwasserhabitates (Riff). Die geringste Artenzahl mit 10 Fischarten wurde bisher vor Hiddensee nachgewiesen. Allerdings konnte dieser Standort aus logistischen Gründen und witterungsbedingt nicht so oft wie die anderen Standorte beprobt werden. Durch die genannte Gerätekombination und eine relativ kontinuierliche Befischung der vorgestellten Regionen werden mit längeren Datenreihen Aussagen über regional typische Fischartengemeinschaften der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns angestrebt.

Nr	Fischart	2001					2002					
		Station										
		W	N	D	S	Z	W	N	D	H	S	Z
1	Aal - <i>Anguilla anguilla</i> LINNAEUS	x	x	x		x	x	x			x	x
2	Aalmutter - <i>Zoarces viviparus</i> (LINNAEUS)	x			x	x	x	x		x	x	x
3	Barsch - <i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS	x	x					x			x	x
4	Blei - <i>Abramis brama</i> (LINNAEUS)							x				x
5	Butterfisch - <i>Pholis gunellus</i> (LINNAEUS)							x	x			
6	Dorsch - <i>Gadus morhua</i> LINNAEUS	x	x	x			x	x	x	x	x	
7	Dreistachliger Stichling - <i>Gasterosteus aculeatus</i> LINNAEUS	x			x	x	x		x		x	x
8	Fleckengrundel - <i>Pomatoschistus pictus</i> (MALM)						x	x				
9	Flunder - <i>Pleuronectes flesus</i> LINNAEUS	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
10	Froschdorsch - <i>Raniceps raninus</i> (LINNAEUS)							x				
11	Glasgrundel - <i>Aphia mimuta</i> (RISSO)		x					x			x	
12	Glatbutt - <i>Scophthalmus rhombus</i> (LINNAEUS)							x				
13	Goldmaid - <i>Symphodus melops</i> (LINNAEUS)							x				
14	Grasnadel - <i>Syngnathus typhle</i> LINNAEUS	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
15	Großer Sandaal - <i>Hyperophus lanceolatus</i> (LE SAUVAGE)		x				x	x				
16	Hecht - <i>Esox lucius</i> LINNAEUS					x						x
17	Hornhecht - <i>Belone belone</i> (LINNAEUS)	x										
18	Kaulbarsch - <i>Gymnocephalus cernuus</i> (LINNAEUS)											x
19	Kleine Schlangennadel - <i>Nerophis ophidion</i> (LINNAEUS)	x	x			x		x	x		x	x
20	Kleine Seenadel - <i>Syngnathus rostellatus</i> NILSSON		x				x	x				
21	Kleiner Sandaal - <i>Ammodytes tobianus</i> LINNAEUS	x		x		x	x				x	x
22	Kliesche - <i>Pleuronectes limanda</i> (LINNAEUS)	x	x	x				x				
23	Klippenbarsch - <i>Ctenolabrus rupestris</i> (LINNAEUS)		x					x				
24	Lachs - <i>Salmo salar</i> LINNAEUS			x								
25	Dünnlippige Meeräsche - <i>Liza ramada</i> (RISSO)							x				
26	Meerforelle - <i>Salmo trutta</i> LINNAEUS	x		x			x	x				
27	Plötz - <i>Rutilus rutilus</i> (LINNAEUS)										x	
28	Sandgrundel - <i>Pomatoschistus minutus</i> (PALLAS)	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
29	Schleie - <i>Tinca tinca</i> (LINNAEUS)							x				
30	Scholle - <i>Pleuronectes platessa</i> LINNAEUS		x				x	x				
31	Schwarzgrundel - <i>Gobius niger</i> LINNAEUS	x		x	x	x	x	x			x	x
32	Schwimmgrundel - <i>Gobiusculus flavescens</i> (FABRICIUS)	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
33	Seebull - <i>Taurulus bubalis</i> (EUPHRASEN)						x	x		x	x	x
34	Seehase - <i>Cyclopterus lumpus</i> LINNAEUS	x							x	x		
35	Seeskorpion - <i>Myoxocephalus scorpius</i> LINNAEUS		x	x	x		x	x		x	x	
36	Seestichling - <i>Spinachia spinachia</i> (LINNAEUS)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
37	Seezunge - <i>Solea solea</i> (LINNAEUS)		x					x				
38	Sprotte - <i>Sprattus sprattus</i> LINNAEUS					x					x	
39	Steinbutt - <i>Psetta maxima</i> (LINNAEUS)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
40	Steinpicker - <i>Agonus cataphractus</i> (LINNAEUS)							x				
41	Stint - <i>Osmerus eperlanus</i> (LINNAEUS)	x				x						
42	Strandgrundel - <i>Pomatoschistus microps</i> (KRÖYER)						x					x
43	Ukelei - <i>Alburnus alburnus</i> (LINNAEUS)											x
44	Vierbärtelige Seezuppe - <i>Enchelyopus cimbrius</i> (LINNAEUS)							x				
45	Wittling - <i>Merlangius merlangus</i> (LINNAEUS)		x					x				
46	Zander - <i>Sander lucioperca</i> (LINNAEUS)										x	
47	Zwergstichling - <i>Pungitius pungitius</i> LINNAEUS	x			x	x	x					
	Artenzahl gesamt	20	19	14	9	14	21	33	11	10	20	18

Tab. 3: Nachgewiesene Fischarten an den verschiedenen Standorten
(W = Wismar Bucht, N = Nienhagen, D = Dierhagen, H = Hiddensee, S = Südperd, Z = Zickersches Höft)

Tab. 3: Occurrence of fish species in different areas
(W = Wismar Bight, N = Nienhagen, D = Dierhagen, H = Hiddensee, S = Südperd, Z = Zickersches Höft)

Küstenfischmonitoring (coastal fish monitoring) im Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns

Das zum COMBINE-Programme gehörende Monitoring wird durch Schweden im Ostseeraum koordiniert. Dazu wurde mit den Partnern aus Schweden die vorgesehene Region im Ostteil der Insel Rügen (bei Thiessow) besichtigt und als Standort festgelegt. Aus technischen Gründen wird sich vorerst auf begleitende

Untersuchungen zum Aufkommen des Flussbarsches der Region des Greifswalder Boddens orientiert. Die für die Durchführung des Monitorings erforderlichen monofilen *Coastal Survey-Netze* vom Typ Baltic Sea, mit fünf verschiedenen Maschenweiten, werden seit dem Jahr 2000 am genannten Standort eingesetzt.

Die im Untersuchungszeitraum von 2000 bis 2002 vor Rügen gefangenen Fischarten sind in der Tab. 4 zusammengefasst.

Fischarten	Wissenschaftlicher Name	2000	2001	2002
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> LINNAEUS [1758]			x
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS [1758]	x	x	x
Blei	<i>Abramis brama</i> (LINNAEUS [1758])			x
Flunder	<i>Pleuronectes flesus</i> LINNAEUS [1758]	x	x	x
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (LINNAEUS [1758])			x
Hecht	<i>Esox lucius</i> LINNAEUS [1758]	x	x	x
Hering	<i>Clupea harengus</i> LINNAEUS [1758]	x	x	x
Hornhecht	<i>Belone belone</i> (LINNAEUS [1758])			x
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (LINNAEUS [1758])	x	x	x
Plötz	<i>Rutilus rutilus</i> (LINNAEUS [1758])	x	x	x
Seeskorpion	<i>Myoxocephalus scorpius</i> LINNAEUS [1758]		x	
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (LINNAEUS [1758])	x		x

Tab. 4: Die im Küstenfischmonitoring 200 bis 2002 gefangenen Fischarten

Tab. 4: Fish species caught during coastal fish monitoring from 2000 to 2002

Von den 12 Fischarten hatten die Plötze und der Flussbarsch die größten Anteile, gefolgt von Kaulbarsch, Flunder und Hering. Bei einem Vergleich der Biomassen dominierten ebenfalls Plötze und Barsch mit nachfolgenden Arten wie Flunder, Hecht, Hering und Kaulbarsch. Für

eine Bewertung der Fangentwicklung oder eine Trendanalyse einzelner Fischarten sind die Datenreihen noch zu kurz. Auffällig war ein Rückgang im Fang der Plötze sowohl in der Individuenzahl als auch in der Biomasse, während der Barschfang relativ konstant blieb.

255 Küsten- und Seevogelmonitoring in der Ostsee

Auf Vorschlag des BfN wurden 1997 nachfolgende Küsten- und Meeresvogelarten nach Abstimmung mit den zuständigen Landesbehörden in das BLMP Ostsee einbezogen:

Als Brutvogel

- Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*)
- Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)
- Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*)
- Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*)

Als Rastvögel

- Eisente (*Clangula hyemalis*)
- Eiderente (*Somateria mollissima*)

Die ausgewählten Arten weisen in ihrem Nahrungs-, Rast- oder Bruthabitat einen eindeutigen Bezug zur Ostsee auf und besitzen darüber hinaus hinsichtlich einiger Eigenschaften Indikatorfunktionen.

Brutvögel - Stand 2002

Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*)

Der Alpenstrandläuferbrutbestand scheint in Schleswig-Holstein auf sehr niedrigem Niveau stabil zu sein. Da eindeutige Brutnachweise schwer zu erbringen sind und aus Schutzgründen auch nicht erzwungen werden sollen, ist es aber auch nicht ausgeschlossen, dass die Art an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste überhaupt nicht mehr erfolgreich brütet.

Der Brutbestand in Mecklenburg-Vorpommern geht kontinuierlich zurück. Mit dem Aussterben des südlichen Alpenstrandläufers in Mecklenburg-Vorpommern als Brutvogel muss in den nächsten Jahren gerechnet werden. Ursachen sind unzureichende Habitatbedingungen als Ergebnis eines im frühen 20. Jahrhundert begonnen Prozesses der Lebensraumzerstörung und hohe Brutverluste durch Prädation.

Autoren des Kapitels 2.5.5.

KATHRIN HEINICKE UND DIETER BOEDEKER

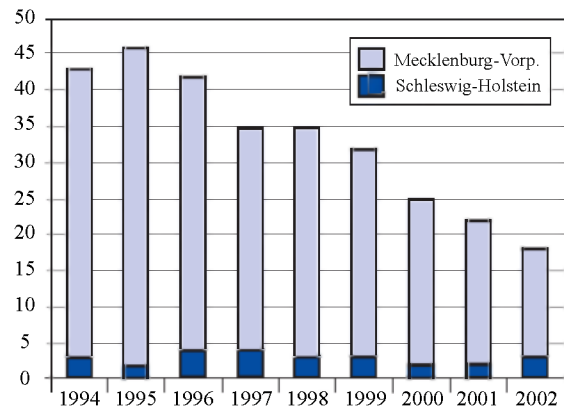


Abb.1: Anzahl der Brutpaare des Alpenstrandläufers an der deutschen Ostseeküste ab 1994

Abb.1: Number of dunlin breeding pairs at the German Baltic Sea coast from 1994

Seeadler (*Haliaeetus albicilla*)

Der Seeadlerbrutbestand an der Küste nimmt wie im Binnenland sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Mecklenburg-Vorpommern weiter zu.

Diese Entwicklung ist ein Ergebnis der Einstellung der Anwendung von DDT sowie des konsequenten Schutzes der Horstbereiche, durch den der Reproduktionserfolg deutlich anstieg.

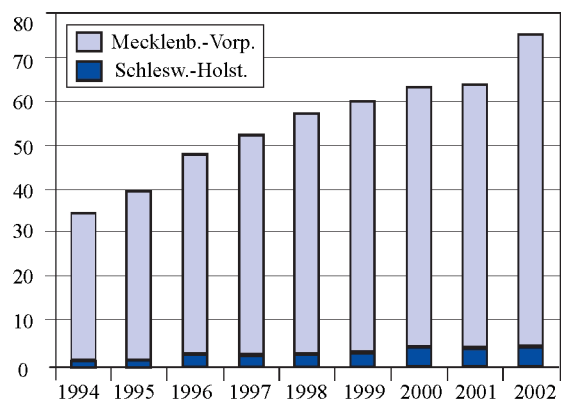


Abb. 2: Anzahl der Brutpaare des Seeadlers an der deutschen Ostseeküste ab 1994

Abb. 2: Number of white-tailed eagle breeding pairs at the German Baltic Sea coast from 1994

Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*)

Obwohl es inzwischen drei Kormoran-Kolonien im Nahbereich der schleswig-holsteinischen Ostseeküste gibt, ist der Gesamtbestand hier seit 1995 auch ohne Bestandsregulierungen rückläufig.

In Mecklenburg-Vorpommern dagegen wuchs die Population trotz Vergrämungsmaßnahmen während der Brutzeit sowie verschiedener bestandsreduzierender Maßnahmen weiterhin an. Der überwiegende Teil der Population brütet inzwischen außerhalb der klassischen Seevogelschutzgebiete. Dort sind die Brutbestandszahlen aufgrund von Verlagerungen und Eingriffen sogar rückläufig. Die steigende Population an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns lässt auch die gesamte deutsche Ostseepopulation des Kormorans weiter ansteigen.

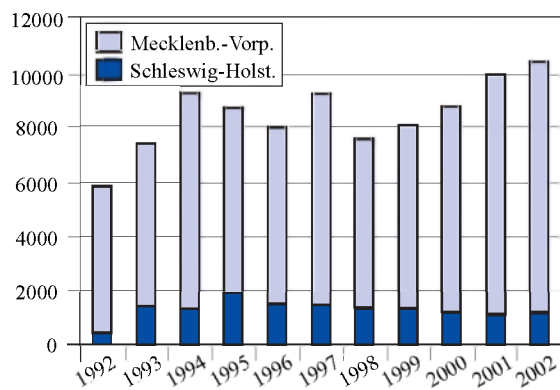


Abb.3: Anzahl der Brutpaare des Kormorans an der deutschen Ostseeküste ab 1992

Abb. 3: Number of cormorant breeding pairs at the German Baltic Sea coast from 1992

Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*)

Der Brutbestand von Zwergseeschwalben ist an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste nach wie vor (auf relativ niedrigem Niveau) stabil. Allerdings konzentriert sich das Brutgeschehen bereits seit Jahren vorrangig auf zwei Gebiete (Lenster Strand und NSG Schwansener See), in denen intensive Schutzmaßnahmen für diese Art durchgeführt werden.

Auch in Mecklenburg-Vorpommern ist eine Konzentration auf nur zwei Gebiete festzustellen (Neuer Bessin und NSG Langenwerder). Trotz Bestandsanstieg Mitte der 90er ist in den letzten Jahren wieder ein Bestandsrückgang zu verzeichnen.

Problematisch ist der in den verbliebenen Gebieten niedrige Bruterfolg aufgrund von Prädatation und störenden Witterungseinflüssen. Der auf niedrigem Niveau befindliche Gesamtbestand ist daher als hochgradig gefährdet einzustufen.

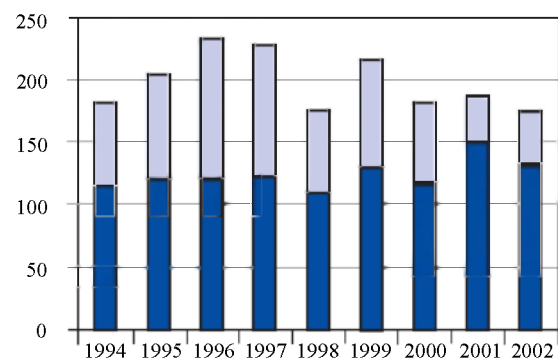


Abb.4 Anzahl der Brutpaare der Zwergseeschwalbe an der deutschen Ostseeküste ab 1994 (Legende wie Abb. 3)

Abb.4 Number of little tern breeding pairs at the German Baltic Sea coast from 1994 (legend as in Fig. 3)

Rastvögel - Stand 2002

Eisente (*Clangula hyemalis*)

Die Überwinterungsbestände von Eisenten liegen insgesamt im Bereich der normalen Schwankungen.

In Mecklenburg-Vorpommern erfolgt die Erfassung der Überwinterungsbestände nur im zweijährigen Turnus, so dass für die Winter 1997/98, 1999/2000 sowie 2001/2002 keine Zahlen vorliegen.

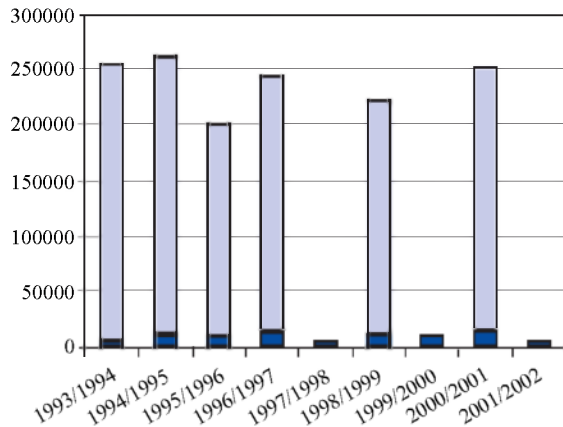


Abb.5: Überwinterungspopulation der Eisente in den deutschen Küstengewässern der Ostsee ab dem Winter 1993/94 (Legende wie Abb. 3)

Abb.5: Wintering population of long-tailed ducks in the German coastal waters of the Baltic Sea, from the winter of 1993/94 (legend as in Fig. 3)

Eiderente (*Somateria mollissima*)

Meeresentenspezialisten registrierten in der Roosta-Resolution für die Ostsee-/Wattenmeerpopulation von Eiderenten in den letzten 10 Jahren eine Halbierung der Überwinterungsbestände.

Bei Betrachtung auf Bundeslandebene deutet sich zumindest für Schleswig-Holstein auch anhand der vorliegenden Daten ein Bestands-

rückgang an. Seit dem Winter 1997/98 übersteigen die Bestandszahlen die 100.000-Grenze nicht mehr, während sie zuvor stets darüber lagen.

In Mecklenburg-Vorpommern erfolgt die Erfassung der Überwinterungsbestände nur im zweijährigen Turnus, so dass für die Winter 1997/98, 1999/2000 sowie 2001/2002 keine Zahlen vorliegen. Ein abnehmender Trend ist hier bisher nicht zu erkennen.

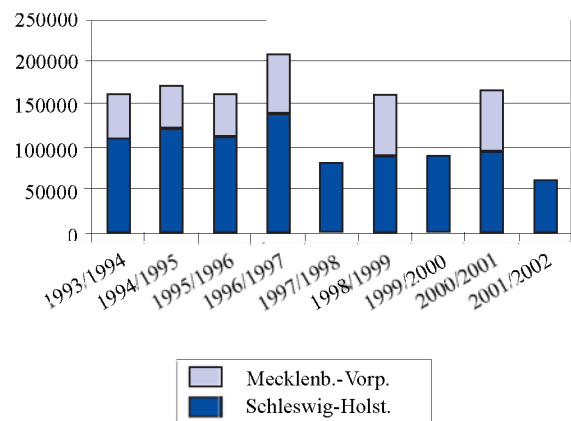


Abb.6: Überwinterungspopulation der Eiderente in den deutschen Küstengewässern der Ostsee ab dem Winter 1993/94

Abb.6: Wintering population of eider ducks in the German coastal waters of the Baltic Sea, from the winter of 1993/94

Danksagung

Für die Übermittlung von Daten und Informationen zur Bestandsentwicklung der einzelnen Arten sei der Staatlichen Vogelschutzwarte Schleswig-Holstein, Herrn Dr. Knief, und dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Herrn Dr. Wölfel, recht herzlich gedankt.

26 Schadstoff-Effektmonitoring

26.1 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 untersucht die Bundesforschungsanstalt für Fischerei regelmäßig im Dezember Krankheiten und Parasiten von Fischen der südlichen Ostsee. 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 einschließlich heilender Stadien quantifiziert. Hierbei handelt es sich um rote runde bis ovale offene Wunden auf der Körperoberfläche, die die Haut und z. T. die darunter liegende Muskulatur in Mitleidenschaft ziehen können. Regel-

mäßig lassen sich auch Dorsche mit Narbenbildungen 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 gebracht mit schädlichen Auswirkungen anthropogener Schadstoffe. 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 können und an diesen Stellen das Eindringen von Bakterien erleichtert wird.

In Abb. 1 sind für vier Regionen (ICES-Subdivisionen) der südlichen Ostsee Befallsraten des Dorsches mit akuten und heilenden Stadien von Ulcerationen für den Zeitraum 1994 bis 2002 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

Autor des Kapitels 2.6.

T. LANG

4,2 % wurde im Dezember 2002 gemessen. Auf Stationen bei Rügen (ICES-Subdivision 24) lagen die Befallsraten höher und erreichten im Dezember 1998 ihren Höchstwert, der mit 23,6 % im Vergleich zu den anderen Gebieten extrem hoch ausfiel. Danach nahm in diesem Gebiet die Befallsrate wieder deutlich ab. Die Gebiete vor der polnischen Küste (westlich: ICES-Subdivision 25; östlich: ICES-Subdivision 26) zeigen eine tendenzielle Zunahme der Befallsraten, im Dezember 2002 wurde in

ICES-Subdivision 26 ein Höchstwert von 17,1 % registriert. 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 daraufhin, 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.

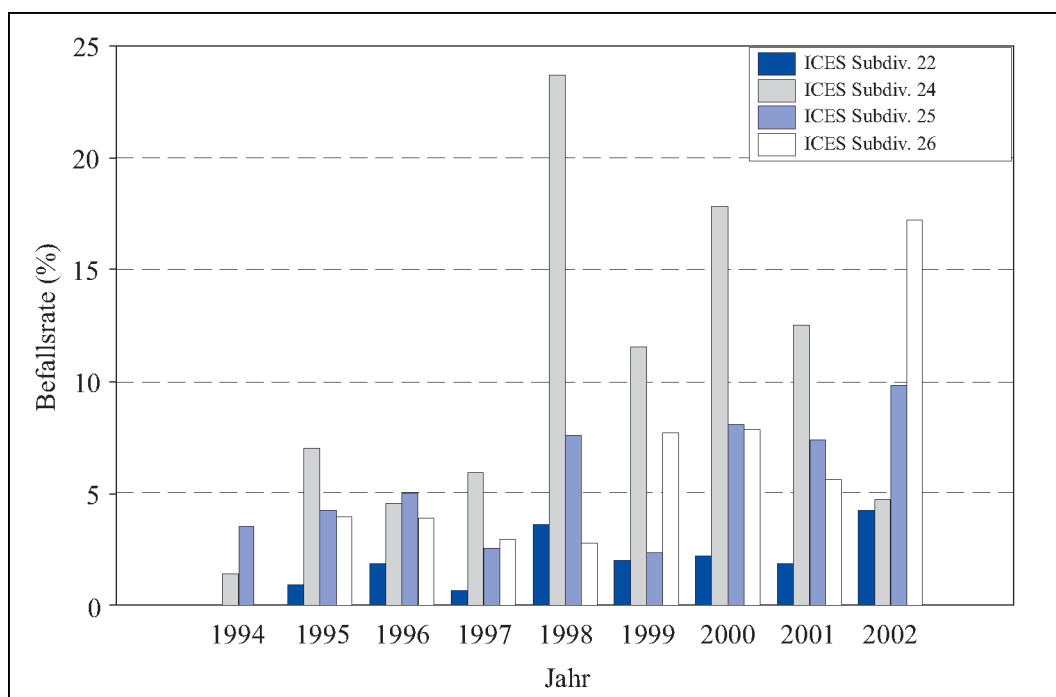


Abb. 1: Häufigkeit von akuten und heilenden Stadien von Hautulcerationen bei Dorschen (*G. morhua*) in vier Gebieten (ICES-Subdivisionen) der südlichen Ostsee im Dezember der Jahre 1994 bis 2002

Fig. 1: Frequency of acute/healing skin ulcer in cod (*G. morhua*) from four areas of the southern Baltic Sea (ICES Subdivisions) sampled in December 1994-2002

Zusammenfassung

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches aus der südlichen Ostsee im Zeitraum 1994 - 2002 waren Hautulcerationen und Skelettdeformationen. Maximalwerte von akuten und heilenden Stadien von Hautulcerationen fanden sich 1998 im Bereich Rügen (23,8 %). In Untersuchungsgebieten der südöstlichen Ostsee haben die Befallsraten mit Hautulcerationen zugenommen. Hier wurden im Dezember 2002 die höchsten Werte von 9,8 % bzw. 17,1 % ermittelt (Abb.1).

Summary

The most common diseases of cod from the southern Baltic in the period 1994 - 2002 were skin ulcers and skeletal deformities. Maximum values of acute and healing stages of skin ulcers were found in the area of Rügen (23.8 %) in 1998. In the study areas of the southeastern Baltic Sea, the prevalence of skin ulcers has increased. The highest values in this area, at 9.8 % and 17.1 % respectively, were found in December 2002 (Fig. 1).

262 Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen

Leberknoten/-tumoren

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 der Bundesforschungsanstalt für Fischerei zum Auftreten von Leberknoten/-tumoren bei Ostseefischen werden in erster Linie an Flundern (*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.

Zusammenfassung

In der Ostsee kommen Lebertumoren im Gegensatz zur Nordsee nur sehr selten vor. Die durchschnittlichen Befallsraten lagen bei Flundern und bei Klieschen in der Regel bei < 1 %. Räumliche oder zeitliche Trends hinsichtlich von Veränderungen der Befallsraten ließen sich nicht feststellen.

Summary

Liver ulcers are very rare in the Baltic Sea, unlike in the North Sea. Their average prevalence in flounder and dab was normally < 1 %. Spatial or temporal prevalence trends were not observed.

27 Flusseinträge und direkte Einträge in die Ostsee

Wassereinzugsgebiet der Ostsee

Das Ostsee-Einzugsgebiet umfasst ca. 1.720.000 km², wovon 95 % der Fläche auf die neun Ostseeanliegerstaaten Finnland, Russland, Estland, Lettland, Litauen, Polen, Deutschland, Dänemark und Schweden entfallen. Die restlichen 5 % der Einzugsgebietsfläche gehören zu Weißrussland, zur Ukraine, zur Tschechischen Republik, zur Slowakischen Republik und zu Norwegen. Das Einzugsgebiet der zentralen Ostsee und des Golf von Finnland liegen in der gleichen Größenordnung zwischen 400.000 km² und 500.000 km². Die Archipelsee und der Sund haben die kleinsten Wassereinzugsgebiete. Den größten Anteil am Ostsee-Einzugsgebiet hat Schweden, gefolgt von Polen, Russland und Finnland. Deutschland hat das kleinste Ostsee-Einzugsgebiet mit ungefähr 29.000 km², jedoch ist dies mit Bevölkerungsdichten von 74 Einwohnern pro km² (E/km²) in der zentralen Ostsee und 159 E/km² in der westlichen Ostsee recht stark besiedelt. Demgegenüber ist die Bottnische bzw. Bottnische See recht dünn besiedelt. Im schwedischen Teil dieser Einzugsgebiete leben ca. 3 E/km² bzw. 6 E/km². Bei Betrachtung der Bevölkerungsdichte Schwedens fällt die hohe Schwankungsbreite innerhalb des Landes auf. So leben im Kattegat 30 E/km², in der zentralen Ostsee 48 E/km² und im Sund ca. 240 E/km². Die zentrale Ostsee weist ebenfalls hohe Schwankungen in der Bevölkerungsdichte, jedoch bezogen auf die einzelnen Anliegerstaaten auf. So reicht diese von 9 E/km² in Estland und 28 E/km² in Lettland über 57 E/km² in Litauen und Russland bis zu 122 E/km² in Polen.

Der größte Teil der Schadstofffrachten wird über die großen Zuflüsse in die Ostsee eingetragen, wobei im langjährigen Mittel 479 km³/a (15.190 m³/s) Flusswasser in die Ostsee fließen. Davon stammt ca. die Hälfte aus den sieben größten

Zuflüssen zur Ostsee: Newa, Weichsel, Nemunas, Daugava, Oder, Göta älv und Kemijoki. Bei Betrachtung der Landnutzung im Ostsee-Einzugsgebiet wird ersichtlich, dass 60 % bis 70 % dieser Flächen in Deutschland, Dänemark und Polen landwirtschaftlich genutzt werden. In Estland, Lettland und Litauen liegt dieser Anteil bei nur 30 % bis 50 %, während Schweden, Finnland und Russland nur etwa 10 % dieser Flächen landwirtschaftlich nutzen. Mehr als 65 % bis 90 % der Ostsee-Einzugsgebietsflächen in Finnland, Russland, Schweden und Estland sind Wald, Sümpfe und Wasserflächen. Dieser Anteil beträgt in Polen, Lettland und Litauen ca. 30 % bis 50 % und sinkt in Dänemark und Deutschland auf 20 % bis 25 % ab.

Deutsches Wassereinzugsgebiet der Ostsee

Das deutsche Ostsee-Einzugsgebiet umfasst ca. 29.000 km², das sind ca. 2 % des gesamten Ostsee-Einzugsgebietes. Es wird südwestlich durch die kontinentale Hauptwasserscheide begrenzt, welche im wesentlichen durch das östliche Hügelland in Schleswig-Holstein, den Mecklenburgischen Landrücken und das Urstromtal der Oder und Neiße gebildet wird. Etwa 60 % der Einzugsgebietsfläche entfallen auf Mecklenburg-Vorpommern, 18 % auf Schleswig-Holstein und 22 % auf die Länder Brandenburg und Sachsen. Die Küstenlänge Schleswig-Holsteins beträgt 535 km und die Mecklenburg-Vorpommerns 1.470 km, wovon nur 340 km unmittelbare Außenküste sind. 90 % der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns weisen einen natürlich bedingten jährlichen Rückgang von 0,2 bis 0,4 m auf.

Die Küstengewässer umfassen den Deutschland unmittelbar vorgelagerten Teil der südlichen Ostsee und die landschaftstypischen inneren Seegewässer. Zu den inneren Seegewässern gehören die Boddengewässer und Haffe sowie Buchten und Flussmündungen, die auf Grund ihrer direkten Verbindung mit der Ostsee durch einfließendes Salzwasser beeinflusst werden und wie Standgewässer eine hohe Verweilzeit

Autorin des Kapitels 2.7

HEIKE HERATA

des Wasserkörpers aufweisen. Die extrem flachen inneren Seegewässer (mittlere Tiefe 3,8 m) bedecken eine Fläche von 1.600 km² mit einem Wasservolumen von ungefähr 6 km³.

Der Süßwasserzustrom aus den deutschen Ostsee-Einzugsgebieten beschränkt sich auf eine Vielzahl von kleinen Flüssen und Gräben, die nicht zu den sieben Hauptzuflüssen zur Ostsee gehören und somit nur einen geringen Wassereintrag verursachen. Der mittlere langjährige Flusswasserzustrom beträgt nach Schätzungen 5,3 km³, wovon 3,3 km³ auf das Land Mecklenburg-Vorpommern entfallen. Zu den größten Flüssen im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet gehören die Peene, Warnow, Trave und Schwentine.

Im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet leben ca. 3,3 Millionen Menschen, wovon 1,3 Millionen auf Mecklenburg-Vorpommern, 1,1 Millionen auf Schleswig-Holstein und 0,9 Millionen auf Brandenburg und Sachsen (deutsches Odereinzugsgebiet) entfallen. In Mecklenburg-Vorpommern leben 450.000 Einwohner in den großen Städten Rostock und Wismar. Ungefähr die Hälfte der Einwohner Schleswig-Holsteins leben in den Städten mit mehr als 80.000 Einwohnern wie z. B. Kiel, Lübeck, Flensburg und Schleswig. Die Fläche im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee wird sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt und beträgt anteilig über 80 % in Schleswig-Holstein und ca. 70 % in Mecklenburg-Vorpommern. Nur geringe Flächenanteile entfallen auf Waldgebiete, Seen und bebaute Flächen.

Nationale Datenerhebung

Daten zu Stoffeinträgen in die Ostsee werden national im Rahmen der Überwachungsprogramme der Bundesländer erhoben. Diese Datenerhebungen bilden die Grundlage für die internationalen Überwachungsprogramme in der Ostsee. Seit 1987 werden von der Helsinki-Kommission¹ periodisch alle fünf Jahre Zusammenstellungen über die Nähr- und Schad-

stoffeinträge in die Ostsee (Baltic Sea Pollution Load Compilation) vorgenommen. So erfolgten im Rahmen der „Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation - PLC-4“ Schätzungen der Einträge an organischen Substanzen, Nährstoffen und Schwermetallen über die in die Ostsee einmündenden Flüsse, unbeobachteten Küsteneinzugsgebiete und direkten Abwassereinleitungen. Im Vergleich zu den Erhebungen 1987, 1990 und 1995 liefert die neue Erhebung für das Jahr 2000 zuverlässigere und umfassende Datensätze, die es erlauben, einen Überblick über die Schadstoffeinträge in die Ostsee zu geben. Des Weiteren werden die ab 1994 jährlich gemeldeten Daten zu den Einträgen über die in die Ostsee einmündenden Flüsse, unbeobachteten Küsteneinzugsgebiete und direkten Abwassereinleitungen von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee nach zuvor festgelegten methodischen Richtlinien "Guidelines for the Pollution Load Compilations" gesammelt und bewertet.

In Deutschland werden die im Rahmen der Helsinki-Kommission benötigten Daten von den Bundesländern Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern erhoben. Die nationalen Flusseintragsdaten beziehen sich auf 31 Flüsse mit einer Einzugsgebietsfläche von 23.010 km² aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, wovon 16.170 km² beobachtetes Einzugsgebiet sind, d.h. durch Messungen in den Flüssen unterhalb der letzten Flussmessstelle gekennzeichnet sind. Die Einträge aus dem 6 800 km² großen nicht beobachteten deutschen Ostsee-Einzugsgebiet werden durch Hochrechnung auf 100 % der Einzugsgebietsfläche unter Berücksichtigung der direkten Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen und Industriebetrieben ermittelt.

Die Einträge aus dem deutschen Odereinzugsgebiet in Brandenburg und Sachsen (5.600 km²) sind darin nicht enthalten, da die Oder auf polnischem Territorium in die Ostsee mündet. Insgesamt umfassen die von deutscher Seite in die Ostsee eingeleiteten Schadstofffrachten eine Größenordnung von 2 % gegenüber denen der anderen Ostseeanliegerstaaten.

1) Die Helsinki-Kommission, kurz HELCOM, ist eine zwischenstaatliche Organisation unter Beteiligung der Staaten Dänemark, Deutschland, Estland, Finnland, Lettland, Litauen, Polen, Russland und Schweden sowie der Europäischen Gemeinschaft. Sie agiert völkerrechtlich auf der Grundlage der Konvention zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebiets, des sogenannten Helsinki-Übereinkommens von 1992, welches am 17. Januar 2000 in Kraft getreten ist.

Flusseinträge und direkte Einträge über die deutschen Zuflüsse in die Ostsee

In den deutschen Ostseezuflüssen erfolgen die Messungen zu Nähr- und Schadstoffen teilweise schon seit 1975, so dass diese Angaben bei der Bewertung der Daten berücksichtigt werden können. Im Jahr 1988 wurden über die deutschen Ostseezuflüsse 20 447 t Stickstoff und 1 108 t Phosphor in die Ostsee eingetragen. Im Vergleich dazu betrug die Phosphorfracht 2002 730 t. Die Stickstofffracht ist 2002 jedoch mit 31 600 t um ca. 10 000 höher als im Jahr 1988. Beim Vergleich der Flusseinträge über den Zeitraum von 1988 bis 2002 darf der steuernde Einfluss des Durchflusses nicht unberücksichtigt bleiben. In den Jahren 1994 und 2002 war der Durchfluss fast doppelt so hoch wie 1990, 1996 und 1997. Phosphor und Stickstoff zeigen ein ausgeprägtes durchflussabhängiges Verhalten. Führt ein erhöhter Durchfluss zur Abnahme der Phosphorkonzentration

(Verdünnungseffekt), so verhält sich Stickstoff genau umgekehrt. Bei ergiebigen Niederschlägen erfolgt eine erhöhte Auswaschung und Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, die erhöhte Stickstoffeinträge sowie einen deutlichen Anstieg der Stickstoffkonzentrationen und -frachten zur Folge haben (siehe Abbildung 1).

Somit ist ein direkter Vergleich der Nährstofffrachten der Jahre 1988 und 2002 nicht möglich. Ein Vergleich der Nährstofffrachten aus den Jahren 1988 und 2000, die ähnliche Abflussbedingungen aufweisen, unterstreicht jedoch, dass zwar für Phosphor, jedoch nicht für Stickstoff, die Emissionen aus dem deutschen Einzugsgebiet zurückgegangen sind. So spiegeln sich gegenwärtig die erheblichen Phosphorreduktionen an den Quellen auch in der Wasserqualität der deutschen Ostseezuflüsse wider. Bei Stickstoff ist noch kein abnehmender Trend – weder in den Flussfrachten noch in den Konzentrationen – erkennbar (siehe Abbildung 1).

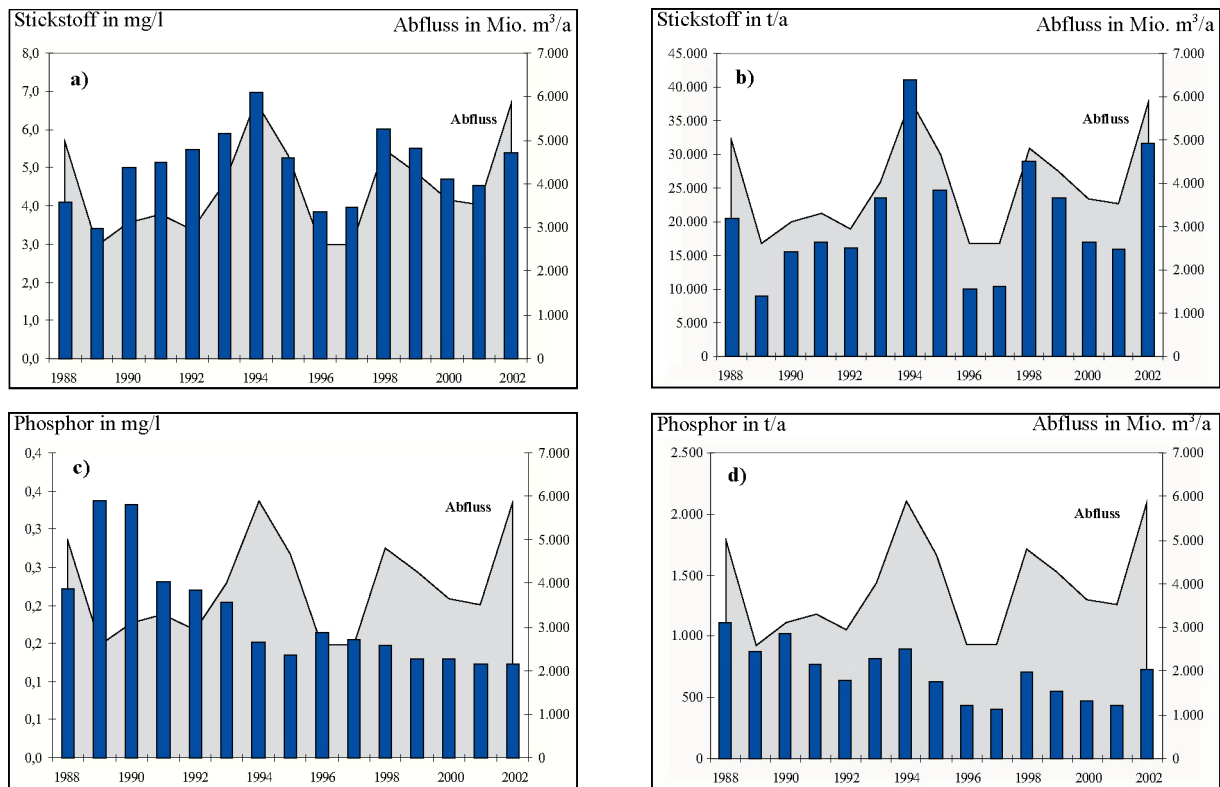


Abb. 1: Nährstoffkonzentrationen und -frachten der deutschen Ostseezuflüsse für 1988 bis 2002 (100 % Einzugsgebiet)

a) Stickstoffkonzentrationen in den deutschen Ostseezuflüssen, b) Stickstofffrachten der deutschen Ostseezuflüsse, c) Phosphorkonzentrationen in den deutschen Ostseezuflüssen, d) Phosphorfrachten der deutschen Ostseezuflüsse

Fig. 1: Nutrient concentrations and loads of the German Baltic Sea tributaries from 1988 to 2002 (100 % catchment area)

a) Nitrogen concentrations in the German Baltic Sea rivers, b) Nitrogen loads of the German Baltic Sea rivers, c) Phosphorus concentrations in the German Baltic Sea rivers, d) Phosphorus loads in the German Baltic Sea rivers

Demgegenüber ist nur ein abnehmender Trend der Quecksilber- und Kupfereinträge in die Ostsee vom deutschen Ostsee-Einzugsgebiet zwischen 1995 und 2002 (siehe Tabelle 1) erkennbar. Die Einträge der anderen Schwer-

metalle sind zwischen 1995 und 2002 in der gleichen Größenordnung geblieben oder etwas angestiegen. Alle Schwermetallfrachten sind jedoch im Nassjahr 2002 auf Grund des erhöhten Abflusses erheblich höher als im Jahr 2001.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Abfluss Q in Mio. m ³ /a	4551	2532	2542	4700	4165	3548	3518	5877
Nährstoffe								
P _{total} in t/a	613	418	393	692	543	462	433	729
PO ₄ -P in t/a	276	184	174	304	224	229	218	351
N _{total} in t/a	23988	9741	10197	28374	23007	16607	15913	31619
NH ₄ -N in t/a	1515	1684	970	1161	917	692	590	893
NO ₂ -N in t/a	245	139	106	236	161	132	137	256
NO ₃ -N in t/a	18621	5894	7101	22361	18122	12555	11691	24308
Schwermetalle								
Hg in kg/a	140	108	56	51	40	39	14	26
CD in kg/a	204	97	90	230	239	114	116	229
Zn in kg/a	21945	8320	10043	15180	16408	13811	28993	37398
Cu in kg/a	13659	3704	4211	6247	7204	4020	7378	12705
Pb in kg/a	2350	1927	1748	4771	2752	1814	3475	4856
Ni in kg/a	2988	1898	2320	6892	8186	4583	6505	7366
Cr in kg/a	1504	409	378	736	1055	762	1235	2643
As in kg/a	2108	2072	3649	5683	2994	890	3956	7625

Tab. 1: Deutsche Stoffeinträge in die Ostsee über Flüsse und unbeobachtete Küsteneinzugsgebiete von 1995 bis 2002

Quelle: Landesämter für Natur und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein

Tab. 1: German nutrient inputs from rivers and unmonitored coastal areas into the Baltic Sea from 1995 to 2002

Source: Landesämter für Natur und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein

Meer Lesen

2.1 Ozeanographie

- BLMP, 2002: Das Oderhochwasser. Meeresumwelt 1997 –1998, 162-167.
- DWD, 1999-2002: WitterungsReport Daten. Deutscher Wetterdienst Offenbach.
- FEISTEL, R., NAUSCH, G. and E. HAGEN, 2003a: The Baltic inflow in autumn 2001. Meereswiss. Berichte, **54**, Warnemünde, 55-68.
- FEISTEL, R., NAUSCH, G., MOHRHOLZ, V., LYSIAK-PASTUSZAK, E., SEIFERT, T., MATTHÄUS, W., KRÜGER, S. and J.S. HANSEN, 2003b: Warm waters of summer 2002 in the deep Baltic Proper. *Oceanologia* **45**, 4, 571-592.
- FEISTEL, R., NAUSCH, G., MATTHÄUS, W. and E. HAGEN, 2003c: Temporal and spatial evolution of the Baltic deep water renewal in spring 2003. *Oceanologia*, **45**, 4, 623-642.
- FMI, 2002: The ice winter 2001/2002 was mild. http://fimr.fi/en/palvelut/jaapalvelu/jaatalvi_2001-2002.html
- HELCOM, 2003: The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and western Baltic. *Baltic Sea Environ.Proc.* **90**, 1-61.
- LANU, 2003: Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee im Sommer und Herbst 2002. In: Jahresbericht 2002. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek, 133-139.
- LUNG, 2002: Küstengewässer-Monitoring Mecklenburg-Vorpommern. Küstengewässerbericht 1/2002, Januar Februar, 2/2002, März.
- MATTHÄUS, W. and G. NAUSCH, 2003: Hydrographic-hydrochemical variability in the Baltic Sea during the 1990s in relation to changes during the 20th century. ICES Marine Science Symposia: Hydrobiological Variability in the ICES Area, 132-143.
- NAUSCH, G., FEISTEL, R., LASS, H.U., NAGEL, K. und H. SIEGEL, 2003: Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2002. Meereswiss. Ber. **55**, Warnemünde, 1-71.
- NEHRING, D., MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H. U. and K. NAGEL, 1995: The Baltic Sea in 1995 – beginning of a new stagnation period in its central deep waters and decreasing nutrient load in its surface water. *Dt. Hydrogr. Z.* **47**, 319-327.
- 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.
- TIESEL, R., 2000 – 2003: unveröffentlichte Daten.

2.2 Nährstoffbedingungen

- BACHOR, A., 1996: Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990 – 1995. *Wasser und Boden*, **48**, 8, 33-36.
- HELCOM, 1997: Airborne pollution load to the Baltic Sea 1991 – 1995. *Baltic Sea. Environ. Proc.* **69**, 1-55.
- HELCOM, 2003: The Baltic Marine Environment 1999 – 2002. *Baltic Sea. Environ. Proc.* **87**, 1-46.
- LANU, 2003: Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee im Sommer und Herbst 2002. In: Jahresbericht 2002. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek, 133-139.

- LUNG, 2002: Küstengewässer-Monitoring Mecklenburg-Vorpommern. Küstengewässerbericht 1/2002, Januar Februar, 2/2002, März.
- NAUSCH, G. and G. SCHLUNGBAUM, 1995: Nährstoffdynamik in einem flachen Brackwassersystem (Darß - Zingster Boddengewässer) unter dem Einfluss variierender meteorologischer und hydrographischer Bedingungen. *Bodden*, **2**, 153-164.
- 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.
- NAUSCH, G., NEHRING, D. and G. AERTJEBERG, 1999: Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. *Limnologica*, **29**, 233-241.
- NAUSCH, G., MATTHÄUS, W. and R. FEISTEL, 2003: Hydrographic and hydrochemical conditions in the Gotland Deep area between 1992 and 2003. *Oceanologia* **45**, 4, 557-569.
- 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.
- WASMUND, N., VOSS, M. and K. LOCHTE, 2001: Annual nitrogen fixation in the Baltic proper. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **214**, 1-14.

2.3 Anorganische Schadstoffe

- BACHOR, A., 2001: Zur Sedimentbeschaffenheit der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Veranstaltungsband 4/2001 der Bundesanstalt für Gewässerkunde zum 2. Ostsee-Workshop am 15. November 2001 in Berlin, S. 1-5.
- BLADT, A. und W. JANSEN, 2002: Monitoring zur Rückstandsanalyse von Fischen aus Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. *Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern*. Heft 26, 66-78, ISSN 1618-7938.
- BUCKMANN, K., K. DUWE, A. FREY, U. GEBHARDT, B. HELLMANN, J. POST und A. WEIDAUER, 1998: Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. Greifswalder Geographische Arbeiten, Band 16. S. 12-41.
- BRÜGMANN, L., BACHOR, A. und M. BRODHAGEN, 2000: Sedimentqualität in Küstengewässern und Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns. Beitrag auf dem internat. Symposium der Bundesanstalt für Gewässerkunde vom 12.-14. April 1999 in Berlin. BfG-Mittlg. Nr. 22, S. 145-150.
- DIPPNER J. W. und C. POHL, 2004: Trends in heavy metal concentrations in the western and central Baltic Sea waters, detected by using empirical orthogonal functions analysis (EOF's). *J. Mar. Sys.*, **46**, 69-83.
- DUFFEK, A., G. SCHLUNGBAUM und A. BACHOR, 2001: Die Schadstoffsituation in den Bodden - am Beispiel der Schwermetalle ausgewählter Küstengewässer. *Meer und Museum*, **16**. Die Darß-Zingster Bodden - Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft. S. 35-38.
- EIDAM, J., A. BACHOR, D. DANNENBERGER und H. SCHMIDT, 2000: Zum Schwebstofftransport im westlichen Oderästuar - Haupteintragspfad für Schadstoffe? *Bodden*, **9**, Hrsg.: Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Institut für Ökologie. 87-95.
- LEIPE, T., TAUBER, F., BRÜGMANN, L., IRION, G. und U. HENNINGS, 1998: Schwermetallverteilung in Oberflächensedimenten der westlichen Ostsee, Arkonabecken, Mecklenburger/ Lübecker Bucht und Kieler Bucht. *Meyniana*. **50**, 137-154.
- LEIPE, T., KERSTEN M., HEISE S., POHL C., WITT G., LIEHR, G., ZETTLER, M. und F. TAUBER, 2005: Environmental pollution and toxicity assessment of sediments in a sphere of influence of a historical dumping site in the western Baltic Sea. *Mar. Poll. Bull.* (in press).
- POHL, C. und U. HENNINGS, 2002: Die Schwermetallsituation in der Ostsee im Jahre 2001. Marine Science Reports, No. 49, Baltic Sea Research Institute, Warnemünde, Germany, pp. 102.
- POHL, C. und U. HENNINGS, 2003: Die Schwermetallsituation in der Ostsee im Jahre 2002. Marine Science Reports, 55, Baltic Sea Research Institute, Warnemünde, Germany; pp. 99.

2.4 Organische Schadstoffe

- Anon, 1999: Messprogramm Meeresumwelt ab 1999. Wissenschaftliche Erläuterungen, Messprogramm, Messpositionen. Bund-Länder Messprogramm, Heft 1, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock.
- BACHOR, A., 2001: Zur Sedimentbeschaffenheit der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 2. Ostsee-Workshop am 15. November 2001 in Berlin, Veranstaltungsband 4/2001 der Bundesanstalt für Gewässerkunde, S. 1-5.
- 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**, 161 - 183.
- BRÜGMANN, L., BACHOR, A. und M. BRODHAGEN, 2000: Sedimentqualität in Küstengewässern und Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns. Beitrag auf dem internationalen Symposium der Bundesanstalt für Gewässerkunde vom 12. - 14. April 1999 in Berlin, BfG-Mittlg. Nr. 22, S. 145-150.
- DANNENBERGER, D. and A. LERZ, 1996: Polychlorinated Biphenyls (PCB) and Organochlorine Pesticides in Sediments of the Baltic and Coastal Waters of Mecklenburg-Vorpommern. *Dt. hydrogr. Z.*, **48**, 1, 5 - 26.
- DANNENBERGER, D. and A. LERZ, 1999: Occurance and Transport of Organic Micro-contaminants in Sediments of the Odra River Estuarine System. *Acta hydrochim. Hydrobiol.*, **27**, 5, 303-307.
- GAUL, H., 1991: Temporal and spatial trends of organic micropollutants in sea water of the coastal area. *Rep. Mar. Poll. Lab.*, **6**, 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, 1996a: 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.
- HELCOM, 1996b: Protection of the Baltic Sea – Results and Experiences. Helsinki Commission, 32 pp.
- KALBFUS, W., 1997: Butylzinnverbindungen in Nord- und Ostsee. *Dt. hydrogr. Z.*, Suppl. 7, 75.
- NEHRING, S., 1999a: Antifoulingmittel und ihre ökologischen Auswirkungen. *Schiff und Hafen*, **9**, 62-64.
- NEHRING, S., 1999b: Effekte von Tributylzinn (TBT) aus Antifoulinganstrichen auf Schneckenpopulationen an der deutschen Nordseeküste. *Hydrologie und Gewässerbewirtschaftung*, **43**, 66-74.
- RÖPKE, A., M. V. WEBER and A. BACHOR, 1998: Oder Flood 1997 – Implications for the German part of the Oder Lagoon. HELCOM Scientific Workshop: The Effects of the 1997 Flood of the Odra and Vistula Rivers, 12.-14. January 1998 in Hamburg. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Nr. 13, S. 19-21.
- 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.
- WITT, G., 1998: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAKs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere*, **38**, 7, 1603-1614.
- WITT, G., 2000: Eintrag, Transport und Verbleib von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in der Ostsee. Habilitationsschrift an der Universität Rostock, 49 S.
- WWF, 1997: Umweltgifte mit hormoneller Wirkung. Meeresumweltschutz-Studie. 30 S.

2.5 Marine Lebensgemeinschaften

2.5.1 Phytoplankton

- WASMUND, N., G. NAUSCH and W. MATTHÄUS, 1998: Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea - spatio-temporal development and long-term trends. *J. Plankton Research*, **20**, 1099-1117.
- WASMUND, N. and S. UHLIG, 2003: Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, **60**, 177-186.

2.5.2 Zooplankton

- BODUNGEN, V. B., JOST, G., POSTEL, L., POWILLEIT, M., WASMUND, N., 1996: Biologisches Monitoring und wissenschaftliche Zustandseinschätzung der Ostsee im Rahmen der HELCOM. Abschlußbericht 1991 – 1995. IOW, 183 S.
- BREUEL, G., JOST, G., KAISER, W., POWILLEIT, M., WASMUND, N., v. BODUNGEN, B., 1993: Biologisches Monitoring und Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 1992. Bericht des IOW im Auftrag des Umweltbundesamtes, 51 S.
- BRYLINSKI, J. M., 1981: Report on the presence of *Acartia tonsa* Dana (*Copepoda*) in the harbour of Dunkirk (France) and its geographical distribution in Europe. *J. Plankton Res.*, **3**, 2, 255 - 260.
- KONONEN, K., H. KUOSA, J.-M. LEPPÄNEN, R. OLSONEN, J. KUPARINEN, L. POSTEL and G. BEHREND, 1996: Overall assessment: Pelagic biology. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93: background document. Helsinki: Helsinki Commission - Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, 64B, 215-222.
- MÖLLER, H., 1984: Daten zur Biologie der Quallen und Jungfische in der Kieler Bucht. Kiel: 127 S.
- OJAVEER, H., LUMBERG, A., 1995: On the role of *Cercopagis (cercopagis) pengoi* (OSTROUMOV) in Pärnu Bay and the NE part of the Gulf of Riga ecosystem. *Proc. Estonia Acad.Sci. Ecol.*, **5**, 1/2, 20 - 25.
- POSTEL, L., FOCK, H., HAGEN, W., 2000: Biomass and abundance. In: Harris, R., Wiebe, P. Lenz, J. Skjoldal, H.R., Huntley, M. (eds.) ICES Zooplankton Methodological Manual. San Diego: Academic Press, 83 – 192.
- POSTEL, L., 2000. Interannual variations of the amount of herring in relation to plankton biomass and activity, temperature and cloud coverage in the Baltic Sea. ICES Annual Science Conference 2000: ICES CM paper M 16, 12 pp (<http://www.ices.dk/products/CMdocs/2000/m/m1600.pdf>).
- POSTEL, L., 1995: Zooplankton. pp. 150 – 160. In: Meereskunde der Ostsee, Hrsg. G. Rheinheimer. Berlin: Springer, 338 pp.
- WASMUND, N., POLLEHNE, F., POSTEL, L., SIEGEL, H. und M. L. ZETTLER, 2001: Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2000. Meereswiss. Ber., Warnemünde 47, 121 pp.
- WASMUND, N., POLLEHNE, F., POSTEL, L., SIEGEL, H. und M. L. ZETTLER, 2004: Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2003. Meereswiss. Ber., Warnemünde 60, 87 pp.

2.5.3 Makrozoobenthos

- GOSSELCK, F., BÖNSCH, R. und M. KREUZBERG, 2000, 2001, 2002, 2003: Küstenmonitoring Zoobenthos, Berichte 1999, 2000, 2001, 2002. Unveröffentl. Berichte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- GOSSELCK, F., ARLT, G., BICK, A., BÖNSCH, R., KUBE, J., SCHROEREN, V. und J. VOSS, 1996: Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, **48**, 41-51.

- LENZ, M., 2004 : Makrozoobenthos der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Auswertung des Monitorings 1987 – 2002. Mark Lenz, Institut für Meereskunde, Kiel, im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek (unveröff. Bericht).
- SIGORSKI, A. V. and A. BICK, 2004: Revision of *Marenzelleria Mesuil*, 1896 (Spionidae, Polychaeta). *Sarsia*, **89**, 253-275.
- WASMUND, N., POLLEHNE, F., POSTEL, L., SIEGEL, H. und M. L. ZETTLER, 2002: Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2001. Meereswissenschaftliche Berichte, 51, 80pp.
- ZETTLER, M.L., BÖNSCH, R. UND F. GOSSELCK, 2000: Das Makrozoobenthos der Mecklenburger Bucht – rezent und im historischem Vergleich. Meereswissenschaftliche Berichte 42, 144pp.
- ZETTLER, M. L., DAUNYS, D., KOTTA, J., and A. BICK, 2002: History and success of an invasion into the Baltic Sea: The Polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies. In: E. Leppäkoski et al. (eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe*. Kluwer Academic Publishers, 66-75.
- ZETTLER, M.L., RÖHNER, M., FRANKOWSKI, J., and I. GLOCKZIN, 2003: F+E-Vorhaben „Benthologische Arbeiten zur ökologischen Bewertung von Windenergie-Anlagen-Eignungsgebieten in der Ostsee“ – Informationen über Lebensraumtypen in potentiellen NATURA 2000-Gebieten gemäß FFH-RL und deren benthische Besiedlung. Endbericht die Areale Westliche Rönnebank (WRB), Kadettrinne (KR) und Fehmarnbelt (FB). Forschungsbericht im Auftrag des BfN, 81pp.

2.5.5 Küsten- und Seevogelmonitoring in der Ostsee

- Verein Jordsand (Hrsg.), 2002: Die Roosta Resolution. Seabird Specialist Group Meeting, Roosta, Estland, 19. April 2002. Übersetzt von T. DITTMANN. In: *Seevögel*, **23**, Heft 2, S. 61.

Meeresumwelt 1999 - 2002

Qualitätssicherung

3 Qualitätssicherung

Die Sicherstellung der Vergleichbarkeit der Messergebnisse im Bund/Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee (BLMP) wird in Abstimmung mit der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung durch die Qualitätssicherungsstelle des BLMP, die seit März 1999 fest am Umweltbundesamt als Daueraufgabe etabliert ist, wahrgenommen. Sie arbeitet in einem chemischen und biologischen Arbeitskreis und organisiert und leitet regelmäßig Sitzungen für die Arbeitsgruppe Qualitätssicherung.

Entsprechend den nationalen und internationalen Anforderungen beinhaltet das Qualitätssicherungsprogramm des BLMP die Validierung der im marinen Monitoring eingesetzten Analyseverfahren und Bestimmungsmethoden sowie Maßnahmen zur internen und externen Qualitätssicherung.

Auf der Homepage des Umweltbundesamtes existiert für die Qualitätssicherungsstelle unter www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/q-blmp.htm eine eigene Internetseite, auf der über sämtliche Aktivitäten der Qualitätssicherungsstelle berichtet wird und Berichte zu verschiedenen Themen direkt heruntergeladen werden können. Die Seite wird in regelmäßigen Abständen aktualisiert.

3.1 Interne Qualitätssicherung

Eine Voraussetzung für die Durchführung qualitätsgesicherter Untersuchungen ist die Einrichtung eines internen Qualitätsmanagementsystems in jedem Labor auf Grundlage der DIN EN ISO 17025. Für die interne Qualitätssicherung sind die Labore eigenverantwortlich zuständig, werden dabei aber durch die Qualitätssicherungsstelle unterstützt.

Autoren des Kapitels 3

PETRA SCHILLING, MICHAEL GLUSCHKE UND
PETER WOITKE

Workshops zu Analysemethoden und Beobachtungsverfahren im BLMP-Monitoring

Von der Qualitätssicherungsstelle wurden im Berichtszeitraum mehrere Workshops zu verschiedenen Untersuchungsverfahren und Matrizes organisiert. Hervorzuheben ist der Workshop „Analyseverfahren und Qualitätssicherung zur Bestimmung von Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Meerwasser“ (UBA [2001c]) und der von Biologen und Chemikern gemeinsam durchgeführte, matrixübergreifende Erfahrungsaustausch zum Thema „Meeresmonitoring und Qualitätssicherung“ im Mai 2002 (UBA [2002b]).

Leitlinie zur Methodvalidierung

Bereits 1999 wurde von der Qualitätssicherungsstelle eine „Leitlinie zur Methodvalidierung“ erarbeitet und den Laboratorien zur Verfügung gestellt (UBA [1999b]). Gegenwärtig wird diese Leitlinie um ein Kapitel zur „Messunsicherheit“ ergänzt.

Herstellung von Referenzmaterialien

Regelungen zur laborinternen Qualitätssicherung erfordern die Verwendung von Qualitätskontrollmaterialien, die möglichst extern zertifiziert sein sollten. Aus diesem Grund hatte die AG Qualitätssicherung beschlossen, für gelösten Gesamt-Stickstoff (DTN), gelösten Gesamt-Phosphor (DTP) und gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) jeweils ein solches Material herzustellen. Die Herstellung der Lösungen erfolgte durch die Qualitätssicherungsstelle, die Zertifizierung der eingestellten Konzentration in einem nationalen Ringversuch mit den am BLMP beteiligten Laboratorien im Frühjahr 1999 (UBA [1999c]). Um eine Anpassung der Qualitätskontrollmaterialien an eine unterschiedliche Salzmatrix sowie an verschiedene Konzentrationsbereiche zu gewährleisten, erfolgte die Herstellung als Konzentrat in Reinstwasser. An 15 Laboratorien wurde

jeweils eine Probe der DTN-, DTP- und DOC-Konzentrate in tiefgefrorenem Zustand auf Trockeneis verschickt. Zur Analyse dieser Lösungen konnte das jeweilige „Hausanalyseverfahren“ des teilnehmenden Labors verwendet werden.

Die ermittelten Vergleichspräzisionen zwischen 2 % und 6 %, die Übereinstimmung zwischen dem Gesamtmittelwert aller Messungen und der vorgegebenen Soll-Konzentration sowie das enge Vertrauensintervall des Mittelwerts der gemessenen DTN-, DTP- bzw. DOC-Konzentration erlauben die Verwendung der Lösungen als zertifiziertes Referenzmaterial. Auf Anfrage stellt die Qualitätssicherungsstelle den BLMP-Laboren kostenlos Proben der zertifizierten Lösungen zur Verfügung.

32 Externe Qualitätssicherung

Die Maßnahmen der externen Qualitätssicherung, wie z. B. nationale und internationale Laborvergleichsuntersuchungen, Workshops zur Harmonisierung der verwendeten Untersuchungsverfahren und externe Audits in den BLMP-Laboren, dienen zur Sicherstellung der Genauigkeit und Vergleichbarkeit der im Rahmen des BLMP erhobenen chemischen und biologischen Daten.

Durchführung von externen Audits in den BLMP-Laboratorien

Seit 2001 bietet die Qualitätssicherungsstelle die Durchführung externer Audits in den BLMP-Laboratorien an, die, mit entsprechend geschultem Personal, auf Grundlage der DIN EN ISO 17025 erfolgen und eine wichtige Hilfestellung bei der Einführung und Aufrechterhaltung eines laborinternen Qualitätsmanagementsystems sind. Ein erstes externes Audit wurde 2001 im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLO) in Hildesheim durchgeführt.

Externe Qualitätssicherung der chemischen Parameter des BLMP

Im Bereich der chemischen Untersuchungen des marinen Monitorings hat sich QUASIMEME (Quality Assurance Information in Marine Environmental Monitoring in Europe) als wichtiger Ringversuchsveranstalter international etabliert.

QUASIMEME bietet für die verschiedensten Parameter mehrere Ringversuche pro Jahr an. So werden regelmäßig stabilisierte Meerwasserproben, homogene marine Sedimente oder Biota-Proben verschickt, in denen entsprechend den Parameter-Listen der internationalen Monitoring-Programme Nährstoffe, Schwermetalle oder verschiedene organische Schadstoffe zu bestimmen sind. Zur Bewertung der Leistungsfähigkeit der beteiligten Laboratorien wird für jedes Labor, jede untersuchte Probe und jeden gemessenen Parameter ein sogenannter Z-Score berechnet.

Entsprechend den Vereinbarungen zur Bewertung von Ringversuchen belegen Z-Scores $|Z| < 2$ eine erfolgreiche Teilnahme des jeweiligen Labors am Ringversuch, Z-Scores zwischen 2 und 3 gelten als noch befriedigend („questionable“) und Z-Scores $|Z| > 3$ zeigen eine ungenügende Leistung des Ringversuchsteilnehmers an.

Internationale Laborvergleichsuntersuchungen, wie die von QUASIMEME angebotenen Ringversuche, berücksichtigen lediglich die durch Extraktion/Aufschluss, Clean-up und Messung bedingte Varianz der Ergebnisse, ohne den Einfluss der Probenahme und Probenvorbehandlung auf den Gesamtfehler der Analysenergebnisse zu erfassen. Im Rahmen des EU-Projektes QUASH (Quality Assurance of Sampling and Sample Handling) fand im Oktober 1998 eine Vergleichsuntersuchung am Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) in Hamburg statt, mit der Probenahme und Probenvorbereitung im Nährstoff-Monitoring untersucht werden sollten. Dabei wurden aus 60-l-„Gesamt-Proben“ mit unterschiedlichen Gehalten an Phosphat, Nitrit, Nitrat, Ammonium und Silikat von jedem teilnehmenden Labor Unterproben entnommen und entsprechend ihrer in der Routine eingesetzten Methode zur Nährstoff-Messung vorbereitet. Die

Messung der Nährstoffgehalte aller vorbereiteten Unterproben erfolgte anschließend durch ein Referenzlabor (BSH), um den Einfluss der Varianz der analytischen Messung gering zu halten. Wesentlichstes Ergebnis dieser Untersuchungen war die gute Wiederhol- und Vergleichspräzision für die Mehrzahl der Nährstoffbestimmungen (Tab. 1). Relativ hohe Standardabweichungen ergaben sich, wie zu erwarten, nur bei Messungen nahe der Bestimmungsgrenze von 0,01 $\mu\text{mol/l}$ für die Parameter Nitrat und Nitrit.

Vergleichsstandardabweichungen um bzw. weit unter 10 % im Bereich höherer Konzentrationen belegen, dass die unterschiedliche Probenvorbereitung durch die teilnehmenden Laboratorien keinen signifikanten Einfluss auf die Messung der Nährstoffgehalte hat und damit für den Gesamtfehler der Nährstoffbestimmungen von untergeordneter Bedeutung ist. Weitere Details zu den Ergebnissen des Workshops sind dem Abschlussbericht (UBA [1998]) zu entnehmen.

Parameter	Mittelwert [$\mu\text{mol/l}$]	Messpräzision [%]	Wiederholpräzision [%]	Vergleichspräzision [%]
OP: Oberflächenprobe (5 m)				
Phosphat-P	0,153	2,78	7,40	11,76
Silikat-Si	10,100	0,30	0,57	1,43
Ammonium-N	1,890	1,95	4,45	6,55
Nitrat+Nitrit-N	0,048	17,28	35,36	59,91
Nitrit-N	0,010	18,87	22,06	64,67
TP: Tiefenprobe (45 m)				
Phosphat-P	1,870	0,58	0,64	0,98
Silikat-Si	58,600	0,27	0,60	2,27
Ammonium-N	0,760	2,06	7,39	8,50
Nitrat+Nitrit-N	11,200	0,49	0,40	1,19
Nitrit-N	0,047	3,21	4,27	10,67

Tab. 1: Ergebnisse der Untersuchung zur Vergleichbarkeit der Probenahme und Probenvorbereitung im marinen Nährstoff-Monitoring (1998/1999, BSH, Hamburg)

Table 1: Results of a study of the comparability of sampling and sample treatment in marine nutrient monitoring (1998/1999, BSH, Hamburg)

Zur umfassenden Bewertung des Einflusses der Probenahme auf die Bestimmung von Nährstoffen wurden im Frühjahr 2000 durch das Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) und das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) von drei Schiffen an einer BLMP-Probenahmestation auf der offenen Ostsee zeitgleich Proben aus unterschiedlichen Wassertiefen entnommen. Die Bestimmung der Nährstoffe erfolgte wiederum durch ein Referenzlabor (LUNG). In Abhängigkeit von der Konzentration zeigte sich eine vergleichbare und sehr gute Präzision der analytischen Nährstoff-Bestimmungen. Die parallel durchgeführte

Bestimmung des Salzgehaltes ergab für alle untersuchten Proben eine Vergleichspräzision von < 4 % und deutet auf eine geringe Inhomogenität des beprobten Wasserkörpers hin, möglicherweise bedingt durch den Schiffsabstand und/oder durch die Doppelprobenahme im zeitlichen Abstand von ca. 1 Stunde. Die im Unterschied dazu signifikant höheren Varianzen der gemessenen Nährstoffkonzentrationen können nicht allein durch die natürliche Variabilität des beprobten Wasserkörpers erklärt werden, sondern weisen auf einen deutlichen Einfluss der Probenahme auf die Nährstoffbestimmung hin. Um diesen Einfluss besser quantifizieren zu können, sind für die Zukunft weitere Untersuchungen durch die Qualitätssicherungsstelle geplant.

Externe Qualitätssicherung der biologischen Parameter des BLMP

Für die biologischen Parameter (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophytobenthos) des BLMP existierte bisher noch kein fest etabliertes System der Qualitätssicherung, wie es bei chemischen Untersuchungen bereits Routine ist. Die Untersuchung der Organismengemeinschaften umfasst zum einen die taxonomische Bestimmung der Arten bzw. Artengruppen und zum anderen die Individuen-Zählung bzw. Biomassebestimmung. Auf Basis dieser Daten werden dann Aussagen zum Zustand der Meeresumwelt möglich. Die dafür eingesetzten Untersuchungsverfahren sind bisher kaum oder gar nicht automatisierbar

und erfordern einen hohen personellen Aufwand. Sie sind in viel stärkerem Maße von den subjektiven Kenntnissen und Erfahrungen des einzelnen Bearbeiters abhängig, als dies bei chemischen Untersuchungen der Fall ist. Aus diesem Grund sind Anstrengungen um so dringender, die Vergleichbarkeit der im Rahmen des BLMP erhobenen biologischen Daten zu prüfen, zu gewährleisten und - so weit notwendig und möglich - zu verbessern.

Neben der Durchführung von Ringversuchen und der Förderung von Methodenentwicklungen ist deshalb ein intensiver Erfahrungsaustausch und die regelmäßige Schulung des Personals in Form von Trainingskursen und Workshops erforderlich.

Ringversuchsinhalt	Bereitstellung des Ringversuchsmaterials	Abschlußbericht, Anzahl der Teilnehmer
Artbestimmung von 25 ausgewählten Makrozoobenthosarten (UBA [2000b])	Aqua-fact International Services, Ltd. Irland	Januar 2000, 11 Teilnehmer
Artbestimmung und Zählung einer natürlichen Phytoplanktonprobe aus der Nordsee (UBA [2001a])	Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum	März 2001, 12 Teilnehmer
Artbestimmung ausgewählter Makrozoobenthosarten aus der Nord- und Ostsee (UBA [2002c])	Universität Rostock, Bereich Meeresbiologie	Oktober 2001, 15 Teilnehmer
Vergleichbarkeit von Chlorophyll- α -Bestimmungen mit verschiedenen Methoden (UBA [2002a])	Universität Rostock, Bereich Meeresbiologie	November 2002, 11 Teilnehmer

Tab. 2: Übersicht zu den im Berichtszeitraum 1999 bis 2002 abgeschlossenen biologischen Ringversuchen
 Table 2: Compilation of biological interlaboratory tests completed in 1999 to 2002

Workshopinhalt	Veranstaltungsort	Veranstaltungsdatum, Anzahl der Teilnehmer
Taxonomie der Cyanobacteria und kokkalen Grünalgen und ihre Verbreitung in der Ostsee	Biologische Station Hiddensee	18.09. – 22.09.2000, 20 Teilnehmer
Taxonomie mariner Makrophyten und ihre Bedeutung für das Monitoring im Rahmen der internationalen Meeresschutzabkommen (UBA [2001b])	Feldstation des Institutes für Meereskunde der Universität Kiel, Maasholm	27.05. – 02.06.2001, 25 Teilnehmer
Meeresmonitoring und Qualitätssicherung – 1. Erfahrungsaustausch (UBA [2002b])	Internationale Naturschutzakademie, Insel Vilm	04.11. – 06.11.2002, 25 Teilnehmer

Tab. 3: Übersicht zu den im Berichtszeitraum 1999 bis 2002 durchgeführten Workshops
 Table 3: Übersicht zu den im Berichtszeitraum 1999 bis 2002 durchgeführten Workshops

Seit 1998 werden durch die Qualitätssicherungsstelle regelmäßig biologische Ringversuche (siehe Tab. 2) und taxonomische Workshops (siehe Tab. 3) organisiert und es hat sich gezeigt, dass Laborvergleichsuntersuchungen (Ringversuche) auch für biologische Parameter machbar und sinnvoll sind und damit Defizite der Datenqualität aufgedeckt werden können.

Qualitätssicherung des Makrozoobenthos-Monitorings

Für biologische Ringversuche, bei denen die taxonomische Expertise geprüft werden soll, ist die Entwicklung entsprechend angepasster Auswerteverfahren dringend erforderlich, da es hierfür bisher weder verbindliche Bewertungskonzepte bzw. Qualitätskriterien gibt, noch auf kommerziell verfügbare Auswertesoftware zurückgegriffen werden kann.

Erste Erfahrungen wurden bei der Auswertung zweier Makrozoobenthos-Ringversuche („Artbestimmung ausgewählter Makrozoobenthosorganismen“ und „Artbestimmung ausgewählter Makrozoobenthosarten aus der Nord- und Ostsee“) gewonnen. Hier wurden verschiedene Ansätze zur Auswertung eingesetzt: die Auswertung über sogenannte Treffermaße (siehe Tab. 4) und eine statistische Analyse mit Hilfe eines Logit-Modells (UBA [2000b] und [2002c]). An den Ringversuchen hatten 11 bzw. 15 Labore teilgenommen. Ziel war es, die taxonomische Expertise der Ringversuchsteilnehmer in Bezug auf die Artbestimmung von Makrozoobenthos-Organismen aus dem BLMP-Gebiet zu überprüfen. Gleichzeitig sollten Hinweise zur Vergleichbarkeit der im Rahmen des BLMP erhobenen Daten gewonnen und mögliche Problemschwerpunkte bei einzelnen Organismengruppen erkannt werden.

Treffermaß	Trefferkategorie
1	Gattung und Art korrekt
0,75	Gattung korrekt, Art nicht benannt („sp.“)
0,50	Gattung korrekt, Art falsch
0,25	Gattung und Art falsch, nächste höhere taxonomische Zuordnung korrekt
0	nächste höhere taxonomische Zuordnung falsch

Tab. 4: Treffermaße und -kategorien für die Auswertung taxonomischer Makrozoobenthos-Ringversuche (UBA [2001])

Im Rahmen des Logit-Modells wurde ein statistischer Ansatz konstruiert, der den Schwierigkeitsgrad der taxonomischen Zuordnung sowie den Kompetenzgrad der Labore angemessen berücksichtigt. Als Maß für die Kompetenz eines Labors wurde die standardisierte Differenz Z zu dem „Kompetenzgrad eines hypothetischen Median-Labors“ berechnet, der dem Median der Kompetenzgrade aller Labore entspricht. Werte $|Z| > +2$ sprechen dafür, dass ein Labor deutlich besser und Werte $|Z| < -2$ deuten darauf hin, dass ein Labor auffallend schlechter als das

Median-Labor ist. Das Ergebnis einer solchen Auswertung ist in Abb. 1 dargestellt.

Die beiden Makrozoobenthos-Ringversuche zeigten, dass die Labore in der Lage waren, die meisten Arten sicher zu bestimmen und der Schwerpunkt zukünftiger Ringversuche auf ausgewählten Arten der Hauptgruppen Mollusca, Crustacea und Polychaeta liegen sollte. Die beiden eingesetzten Auswerteverfahren werden bei zukünftigen Ringversuchen weiter erprobt und verbessert.

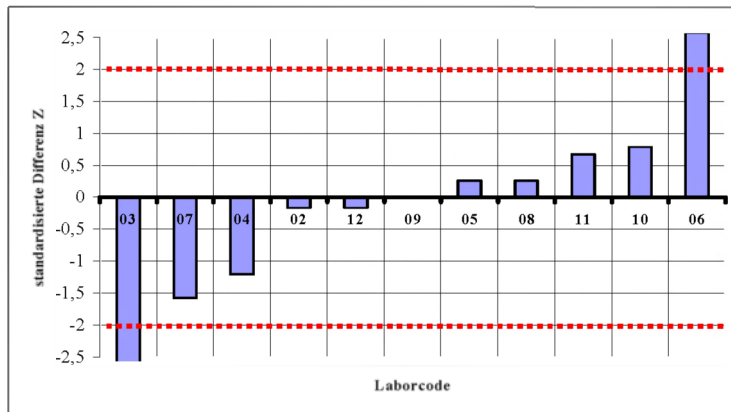


Abb. 1: Ergebnisse des Vergleichs der standardisierten Differenzen der elf am ersten Makrozoobenthos-Ringversuch beteiligten Laboratorien vom Medianlabor

Fig. 1: Results of the comparison of standardised differences between the eleven laboratories participating in the macrozoobenthos interlaboratory test and the median laboratory

Qualitätssicherung des Phytoplankton-Monitorings

Eine ganz wichtige Maßnahme der externen biologischen Qualitätssicherung sind regelmäßige, intensive Schulungen des am BLMP beteiligten Personals in Form von Trainingskursen und taxonomischen Workshops. Praktische Bestimmungsübungen am Mikroskop werden dabei von wissenschaftlichen Vorträgen begleitet, die das erforderliche Fachwissen vertiefen.

Im September 2000 fand der 3. Phytoplankton-Workshop zur Thematik „Taxonomie der Cyanobacteria und kokkalen Grünalgen und ihre Verbreitung in der Ostsee“ statt. Die sichere taxonomische Ansprache ist besonders wichtig, weil von zahlreichen Arten der sehr schwer zu bestimmenden Gruppe der Cyanobacteria die Bildung von Toxinen bekannt ist.

An dem Phytoplankton-Ringversuch „Artbestimmung und Zählung einer natürlichen Phytoplankton-Probe aus der Nordsee“, der 2001 abschließend ausgewertet wurde, hatten 11 Labore teilgenommen. Die teilnehmenden Labore sollten die in den einzelnen Proben enthaltenen Phytoplanktonarten bestimmen, auflisten und die Individuenzahl pro Art angeben. Von den 140 Gattungen und Arten, die von den

Ringversuchsteilnehmern insgesamt genannt wurden, wurden nur einige wenige Arten wirklich von allen Bearbeitern nachgewiesen (nur 15 Arten von mindestens 6 Bearbeitern). Beim überwiegenden Teil der Angaben handelte es sich somit um Einzelangaben und das vorliegende Datenmaterial erlaubte keine abschließende Einschätzung der Leistungsfähigkeit der einzelnen Labore. Deshalb muss nach neuen Wegen gesucht werden, wie für die Phytoplanktonuntersuchungen die Fragenkomplexe taxonomische Bestimmung auf der einen sowie Zählung und Biomassebestimmung auf der anderen Seite in objektivierbarer Form einer sinnvollen Qualitätskontrolle unterzogen werden können.

Grundvoraussetzung für die Erhebung von Phytoplanktondaten ist eine einheitliche Artenliste, die allen Bearbeitern zur Verfügung stehen muss und deren Aktualisierung von einer Stelle zu koordinieren ist. Diese Liste muss Konventionen in Form von Vereinbarungen bzw. Definitionen für unklare oder nicht exakt zu bestimmende Gruppen und einheitliche allgemein verbindliche Größenklassen einschließen. Die ständigen Fortschritte in der Taxonomie bedürfen der regelmäßigen Beratung durch Spezialisten für einzelne Phytoplanktongruppen. Es sind weitere Anstrengungen zur Verbesserung

und Harmonisierung der Zählmethodik zu unternehmen. Die Entwicklung und Anwendung neuer Untersuchungsverfahren zur Verringerung des manuellen Aufwandes und zur besseren Dokumentation, z. B. durch den Einsatz bildverarbeitender Systeme, muss vorangetrieben werden. Es gibt offensichtliche Probleme bei der exakten Ansprache der Arten. Sie erfordern die regelmäßige, intensive Schulung des Personals. Die Teilnahme an diesen Schulungen ist im Rahmen des BLMP verpflichtend. Die Planung, Durchführung und Auswertung zukünftiger Phytoplankton-Ringversuche muss mit äußerster Sorgfalt erfolgen. Hauptaugenmerk ist dabei auf die Gewährleistung der Homogenität und die Klärung methodischer Details zu legen. Zur Abschätzung des statistischen Zählfehlers sind Mehrfachbestimmungen durchzuführen. Langfristig müssen verbindliche und allgemein anwendbare Bewertungskriterien für die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der Laboratorien entwickelt werden. (UBA [2001a])

Neben der mikroskopischen Bestimmung und Zählung des Phytoplanktons wird der Chlorophyll-a-Gehalt des Wassers als wichtiger Biomasseparameter für die Routineüberwachung der Algenentwicklung herangezogen. Dazu setzen die einzelnen BLMP-Labore unterschiedliche Metho-

den ein. 2002 wurde deshalb ein Ringversuch zur Vergleichbarkeit von drei verschiedenen Methoden zur Chlorophyll-a-Bestimmung (DIN 38 412 Teil 16 - Heiß-Ethanol-Extraktion, HELCOM-Combine-Manual Annex C-4 - Kalt-Ethanol-Extraktion und die laborinterne Routinemethode) mit Probenmaterial aus der Ostsee durchgeführt. An diesem Ringversuch nahmen 11 Labore teil. Die statistischen Auswertungen erfolgten mittels der Software PROLAB 2002 entsprechend der DIN 38402 Teil 42 sowie der Q-Methode in Kombination mit dem Huber-Schätzer. Darüber hinaus wurde ein im Rahmen von QUASIMEME verwendetes Auswerteverfahren (Cofino-Methode) eingesetzt. Die Bewertung der Ringversuchsergebnisse erfolgte mittels des *Zu*-Scores (Einzelheiten hierzu siehe UBA [2002a]).

In den Abb. 2 und 3 sind die Ergebnisse der Auswertung nach DIN 38402 Teil 42 beispielhaft für die beiden untersuchten Proben und die drei Bestimmungsmethoden dargestellt. Überschreitungen des *Zu*-Scores von 2 sind grau hervorgehoben. Die Bewertung der Labore erfolgte nur auf Basis der *Zu*-Scores der Chlorophyll-a-Ergebnisse, weil die Ergebnisse der Pheophytinbestimmung auf Grund sehr hoher relativer Standardabweichungen nicht als reproduzierbar angesehen werden konnten.

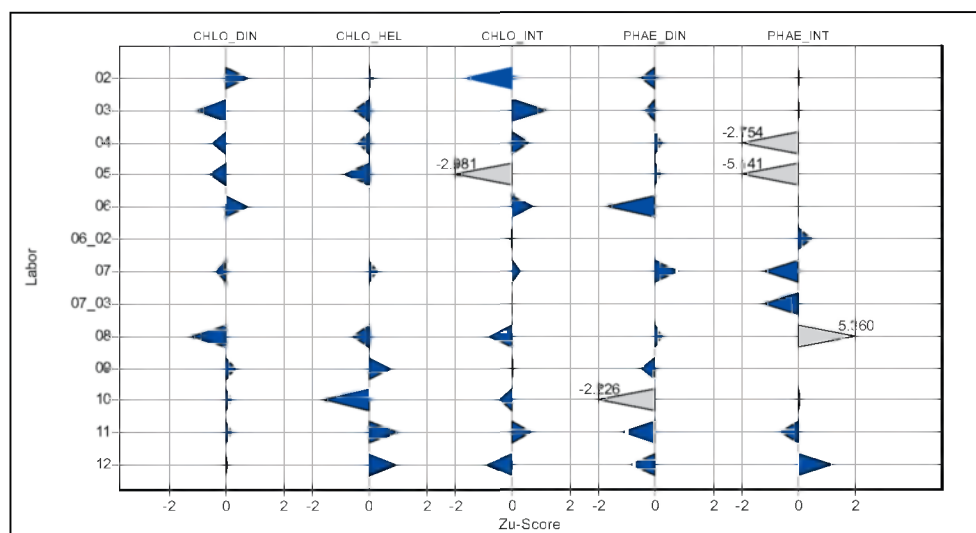


Abb. 2: Chlorophyll-a-Ringversuch 2002, *Zu*-Scores Probe 1 (Auswertung nach DIN 38402-42)

Fig. 2: Chlorophyll-a interlaboratory test 2002, *Zu*-Scores sample 1 (evaluation acc. to DIN 38402-4)

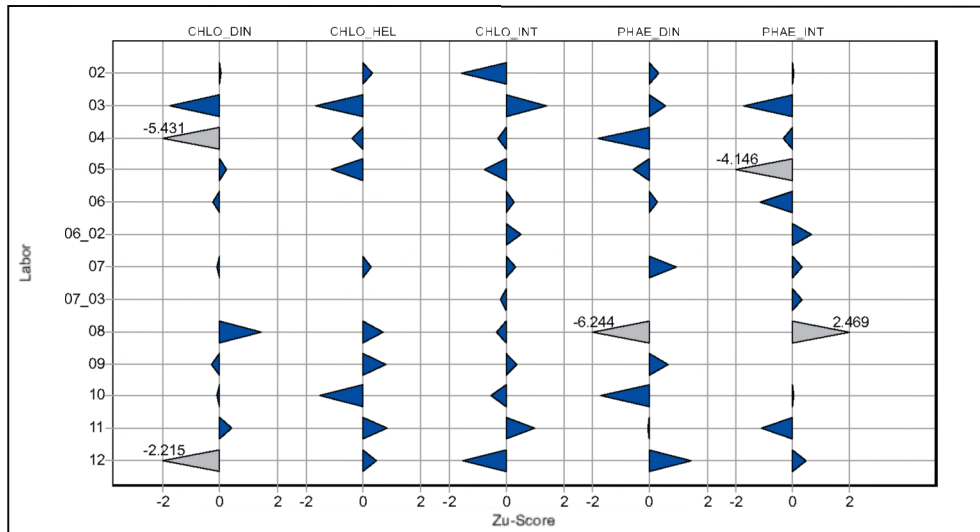


Abb. 3: Chlorophyll-a-Ringversuch 2002, Zu-Scores Probe 2 (Auswertung nach DIN 38402-42)

Fig. 3: Chlorophyll-a interlaboratory test 2002, Zu-Scores sample 2 (evaluation acc. to DIN 38402-4)

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes mit allen drei untersuchten Analysenverfahren durchführbar ist und bei Anwendung der DIN-Methode eine relative Vergleichsstandardabweichung von ca. 24 % aufweist. Eine Streuung von ca. 30 % ergibt sich bei Anwendung der HEL-COM-Methode. Die kleinsten relativen Vergleichsstandardabweichungen konnten bei Anwendung der laborinternen Routinemethoden festgestellt werden (17 – 20 %).

Die sehr hohe Variabilität der Untersuchungsergebnisse bei den Phaeopigmentbestimmungen lässt den Schluss zu, dass keine der drei betrachteten Messmethoden eine reproduzierbare Bestimmung dieses Parameters ermöglicht. Sowohl unter Wiederhol- als auch unter Vergleichsbedingungen liegen die Standardabweichungen teilweise weit oberhalb von 50 %. Daher empfiehlt es sich, die Vorgehensweise bei der Phaeophytinbestimmung grundsätzlich zu überdenken und insbesondere nach den Einflussfaktoren zu suchen, die das Verfahren destabilisieren. Eine Überprüfung und Überarbeitung der bestehenden DIN 38412 L16 und der ISO 10260 ist anzustreben.

Qualitätssicherung des Makrophytobenthos-Monitorings

Im Mai 2001 fand in Maasholm der 1. Makrophytobenthos-Workshop zur „Taxonomie mariner Makrophyten und ihre Bedeutung für das Monitoring im Rahmen der internationalen Meeresschutzabkommen“ statt, bei dem neben Probenahmen vor Ort und zahlreichen Bestimmungsübungen unter Anleitung ausländischer Experten Vorträge gehalten und in Arbeitsgruppen die Anforderungen der EU-WRRL an das Makrophyten-Monitoring im marinen Bereich diskutiert wurden. Es ist vorgesehen, in etwa dreijährigem Abstand regelmäßig weitere Workshops zum Makrophytobenthos durchzuführen (UBA [2001b]).

Zusammenfassung

Die Qualitätssicherungsstelle des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) am UBA hat sich in enger Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Qualitätssicherung im Berichtszeitraum durch zahlreiche Aktivitäten um die Sicherstellung der Genauigkeit und Vergleichbarkeit der Messergebnisse im BLMP bemüht.

Für die interne Qualitätssicherung sind die Labore eigenverantwortlich zuständig. Unterstützung erhalten sie dabei durch die Qualitätssicherungsstelle in dem z. B. eine „Leitlinie zur Methodvalidierung“ erarbeitet wurde und Referenzmaterialien für die Parameter gelöster Gesamt-Stickstoff (DTN), gelöster Gesamt-Phosphor (DTP) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) hergestellt und kostenlos bereitgestellt werden konnten.

Zu den externen Qualitätssicherungsaktivitäten gehören die regelmäßige Organisation und Durchführung biologischer Ringversuche und taxonomischer Workshops für die Bereiche Phytoplankton, Chlorophyll-*a*, Makrophyto- und Makrozoobenthos. Auch die Möglichkeit der Durchführung externer Audits durch die Qualitätssicherungsstelle in den BLMP-Laboratorien auf Grundlage der DIN EN ISO 17025 wurde in Anspruch genommen. Es erfolgten Untersuchungen zur Vergleichbarkeit der Probenahme und Probenvorbereitung im marinen Nährstoff-Monitoring und es wurde ein matrixübergreifende Erfahrungsaustausch zum Thema „Meeresmonitoring und Qualitätssicherung“ im Mai 2002 durchgeführt.

Informationen über die Aktivitäten der Qualitätssicherungsstelle stehen im Internet zur Verfügung. Unter: www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/q/blmp.htm können Berichte zu den verschiedenen Themen direkt heruntergeladen werden.

Summary

The Quality Assurance Panel of the North Sea and Baltic Sea Monitoring Programme of Federal Government and the Federal States (German Marine Monitoring Programme, GMMP) and the Working Group on Quality Assurance have been very active and have striven to ensure the accuracy and comparability of the results of measurement in the GMMP.

The GMMP-laboratories themselves are responsible for the internal quality assurance. They are supported by the Quality Assurance Panel which compiled a guideline for the validation of methods. Furthermore, reference material for dissolved total nitrogen (DTN), dissolved total phosphorous (DTP) and dissolved organic carbon (DOC) was produced and is now available for the laboratories free of charge.

The regular organization and realisation of biological ring tests and taxonomical workshops for phytoplankton, chlorophyll-*a*, macrophytobenthos and macrozoobenthos are part of the external quality assurance activities. Additionally, the Quality Assurance Panel has been given the opportunity for external audits in the GMMP-laboratories on basis of the DIN EN ISO 17025. Investigations into the comparability of sampling and sample preparation in the marine nutrient monitoring were carry out and in May 2002 a comprehensive workshop “Marine Monitoring and Quality assurance” took place.

The Quality Assurance Panel has its own web site www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/q/blmp.htm where the download of reports is possible.

Literatur

- UBA/BSH, 1998: BLMP-Workshop "Nährstoffbestimmung im marinen Monitoring", 21. - 22. Oktober 1998, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg-Sülldorf, Abschlußbericht Oktober 1998.
- UBA/BfA, 1999a: "Quash – WP2 „Lipid and Water as Cofactors“, report on a German Interlaboratory Study „Determination of Dry Matter and Total Lipids in Fish“, report June 1999.
- UBA 1999b: Leitlinie zur Methodvalidierung, AG "Qualitätssicherung" Bund/Länder-Meßprogramm Nord- und Ostsee. J. Wellnitz, U. Harms und C. Schöneborn.
- UBA 1999c: Zertifizierung eines Qualitätskontrollmaterials DTN, DTP und DOC, Abschlußbericht des Ringversuchs April 1999.
- UBA, 2000a: Erfahrungsaustausch „Analyseverfahren und Qualitätssicherung im marinen Sediment-Monitoring“, 04.07.-05.07.2000, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz. Zusammenstellung der Beiträge Juli 2000.
- UBA, 2000b: 1. Makrozoobenthos-Ringversuch „Artbestimmung ausgewählter Makrozoobenthosarten“, Bericht Januar 2000.
- UBA, 2001a: 3. Phytoplankton-Ringversuch „Artbestimmung und Zählung einer natürlichen Phytoplanktonprobe aus der Nordsee“, Bericht März 2001.
- UBA, 2001b: 1. Makrophyten-Workshop „Taxonomie mariner Makrophyten und ihre Bedeutung für das Monitoring im Rahmen der Internationalen Meeresschutzabkommen“, Bericht Dezember 2001.
- UBA, 2001c: Erfahrungsaustausch „Analyseverfahren und Qualitätssicherung zur Bestimmung von Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Meerwasser“, 02.07.-04.07.2001, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm. Zusammenstellung der Beiträge Juli 2001.
- UBA, 2002a: 1. Chlorophyll-a-Ringversuch „Vergleichbarkeit von Chlorophyll-a-Bestimmungen an Probenmaterial aus der Ostsee“, Abschlußbericht November 2002.
- UBA, 2002b: Erfahrungsaustausch „Meeresmonitoring und Qualitätssicherung“, 05.11.-06.11.2002, Internationale Naturschutzakademie Insel Vilm. Zusammenstellung der Beiträge November 2002.
- UBA, 2002c: 3. Makrozoobenthos-Ringversuch „Artbestimmung ausgewählter Makrozoobenthosarten aus der Nord- und Ostsee“, Bericht Oktober 2001, korrigierte Fassung Mai 2002.

Abkürzungsverzeichnis

AFTG	Aschefreies Trockengewicht
ALGFES	Algenfrüherkennungssystem der BAH
ARGE- Elbe	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
ARGE- Weser	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Weser
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BAH	Biologisch Anstalt Helgoland
BaP	Benzo [a] pyren
BEQUALM	Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms (EU-Projekt)
BFAFi	Bundesforschungsanstalt für Fischerei
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BG	Bestimmungsgrenze
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BP	Butylphenol
BPA	Bisphenol A
BPF	Bisphenol F Isomer
BRC	Background Reference Concentrations
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)
CTD	Conductivity temperature density
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)
DOD	Deutsches Ozeanographisches Datenzentrum
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
EAC	Ökotoxikologische Bewertungskriterien
EKW	Erdöl-Kohlenstoffe
EROD	7-Ethoxyresorfin O-Deethylase, Enzym der Phase I des Entgiftungsstoffwechsel bei Organismen
FG	Frischgewicht
FMGVO	Fisch- und Muschelgewässerverordnung
HAP	Hydroxyacetophenon
HBA	Hydroxybenzoesäure
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
IfV	Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ in Wilhelmshaven
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
LFA-MV	Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern
LVUA	Lebensmittel- und Veterinäruntersuchungsamt
MARNET	Marines Umeltmessnetz in Nord- und Ostsee
MBT	Monobutylzinnverbindungen
Mn	chemisches Zeichen für Mangan
MOF	Mischfunktionelle Oxigenasen
MONAS	Monitoring Assessment Group
MUDAB	Meeresumweltdatenbank
NAO	Index der Nordatlantischen Oszillation
NAO	Nordatlantische Oszillation
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Forschungsstelle Küste Norderney)
NP	Nonylphenolen
NPnEC	Nonylphenolcarboxylate
OP	Octylphenol
OPnEC	Octylphenoxy-carboxylate
OPnEO	Octylphenoylethoxylate
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
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PSU	Practical Salinity Unit, Salzgehalt
PP	Pentylphenol
QUASH	Quality Assurance of Sampling and Sample Handling (EU- Projekt)
QUASIMEME	Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe
S	Salzgehalt
SST	Sea Surface Temperature
Sn	chemisches Zeichen für Zinn
SPM	Suspended Particulate Matter
TBT	Tributylzinnverbindungen
TcyT	Tri-Cyclohexylzinn
TTBT	Tetra-Butylzinn
TM	Trockenmasse
TMAP	Tritalerales Monitoring Programm
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TPhT	Triphenylzinn
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WGE Elbe	Wassergütestelle Elbe
Zn	chemisches Zeichen für Zink

Autorenverzeichnis

Dr. Alexander Bachor
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern
Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft
Badenstraße 18
18439 Stralsund
E-Mail: alexander.bachor@lung.mv-regierung.de

Dr. G. Becker
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: gerd.becker@bsh.de

Prof. Dr. P. Becker
Institut für Vogelforschung
"Vogelwarte Helgoland"
An der Vogelwarte 21
26386 Wilhelmshaven

Dr. J. van Beusekom
Alfred Wegener Institut
Wattenmeerstation Sylt
Hafenstr. 43
25992 List/Sylt
E-Mail: jbeusekom@awi-bremerhaven.de

A. Bladt
Landesveterinäruntersuchungsamt
Mecklenburg-Vorpommern
Thierfelder Straße 18 - 19
18059 Rostock

D. Boedeker
Bundesamt für Naturschutz
FG I 3.2 Meeres- und Küstennaturschutz
18581 Putbus auf Rügen
E-Mail: dieter.boedeker@bfm-vilm.de

Dr. Heike Büttner
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
E-Mail: buettner@bafg.de

Dr. M. Elbrächter
Forschungsinstitut Senckenberg
c/o Alfred-Wegener-Institut
für Polar- und Meeresforschung
Wattenmeerstation Sylt
25992 List/Sylt

Dr. Rainer Feistel
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: rainer.feistel@io-warnemuende.de

A. Frohse
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: alexander.frohse@bsh.de

Dr. H. Gaul
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg

J. Göbel
Landesamt für Natur und Umwelt
Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek

Dr. W. Greve
Forschungsinstitut Senckenberg
c/o DESY, Gebäude 3
Notkestr. 85
22607 Hamburg
E-Mail: wgreve@meeresforschung.de

Dr. K. Grünwald
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
E-Mail: gruenwald@bafg.de

Dr. M. Haarich
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Marckmannstraße 129 b
Haus 4 - 2. Stock
20359 Hamburg
E-Mail: michael.haarich@ifo.bfa-fisch.de

Dr. M. Hanslik
Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Heinestraße 1
26919 Brake

Dr. U. Harms
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Marckmannstraße 129 b
Haus 4 - 2. Stock
20359 Hamburg

K. Heinicke
Bundesamt für Naturschutz
FG I 3.2 Meeres- und Küstennaturschutz
18581 Putbus auf Rügen
E-Mail: kathrin.heinicke@bfm-vilm.de

Dr. H. Heinrich
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: hartmut.heinrich@bsh.de

Dr. Heike Herata
Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1
14193 Berlin
E-Mail: heike.herata@uba.de

Dr. W. Jansen
Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft
und Fischerei
An der Jägerbäk 2
18069 Rostock
E-Mail: w.jansen@lfa.mvnet.de

H. Klein
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: holger.klein@bsh.de

Dr. Jochen H. E. Koop
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
E-Mail: koop@bafg.de

Dr. Th. Lang
Direktor und Professor
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Fischereiökologie
Deichstr. 12
27472 Cuxhaven
E-Mail: thomas.lang@ifo.bfa-fisch.de

Dr. T. Leipe
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: thomas.leipe@io-warnemuende.de

Dr. Heiko Leuchs
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
leuchs@bafg.de

P. Löwe
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: peter.loewe@bsh.de

Jutta Nast
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: jutta.nast@bsh.de

Dr. Günther Nausch
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: günther.nausch@io-warnemuende.de

Dr. H. Nies
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: hartmut.nies@bsh.de

B. Obert
Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Norden-Norderney
An der Mühle 5
26548 Norderney

Dr. T. Petenati
Landesamt für Naturschutz und Umwelt
Hamburger Chaussee 25
245200 Flintbek
E-Mail: tpetenati@lanu.landsh.de

Dr. Ch. Pohl
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: christa.pohl@io-warnemuende.de

Dr. Lutz Postel
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: lutz.postel@io-warnemuende.de

Frank Reiners
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: frank.reiners@bsh.de

Dr. P. Schilling
Umweltbundesamt
Fachgebiet II 2.5
Qualitätssicherungsstelle des BLMP (Biologie)
Bismarckplatz 1
14193 Berlin
E-Mail: petra.schilling@uba.de

Dr. S. R. Schmolke
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: stefan.schmolke@bsh.de

Ch. Schöppe
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern
Außenstelle Stralsund
Labor für Küstengewässeruntersuchungen
Badenstr. 18
18439 Stralsund
E-Mail: christine.schoeppe@lung.mv-regierung.de

Dr. C. Schröter-Kermani
Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1
14193 Berlin

Dr. B. Schubert
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
E-Mail: schubert@bafg.de

A. Schulz
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: achim.schulz@bsh.de

Dr. Burkhard Stachel
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt
Billstr. 84
20359 Hamburg
E-Mail: burkhard.stachel@bsu.hamburg.de

Dr. Dieter Steffen
Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim
E-Mail: dieter.steffen@nlwkn-hi.niedersachsen.de

Dr. N. Theobald
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Bernhard-Nocht-Str. 78
20359 Hamburg
E-Mail: norbert.theobald@bsh.de

C. Ubl
Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft
und Fischerei
An der Jägerbäk 2
18069 Rostock
E-Mail: c.ubl@lfa.mvnet.de

Dr. Joachim Voß
Landesamt für Natur und Umwelt des Landes
Schleswig-Holstein (LANU)
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
E-Mail: jvoss@lanu.landsh.de

Dr. Mario von Weber
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Str. 12
18273 Güstrow
E-Mail: mario.von.weber@lung.mv-regierung.de

Dr. Markus A. Wetzel
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz
E-Mail: markus.wetzel@bafg.de

Dr. Norbert Wasmund
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: norbert.wasmund@io-warnemuende.de

Dr. K. H. Wiltshire
Alfred-Wegener-Institut für
Polar- und Meeresforschung
Biologische Anstalt Helgoland
Kurpromenade 201
27483 Helgoland

Dr. Peter Voitke
Leiter Prozessanalytik, Qualitätsmanagement
EMS-DOTTIKON AG
CH-5605 Dottikon, Schweiz
E-Mail: peter.voitke@ems-dottikon.ch

Dr. Michael L. Zettler
Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Seestr. 15
18119 Rostock-Warnemünde
E-Mail: michael.zettler@io-warnemuende.de