

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.

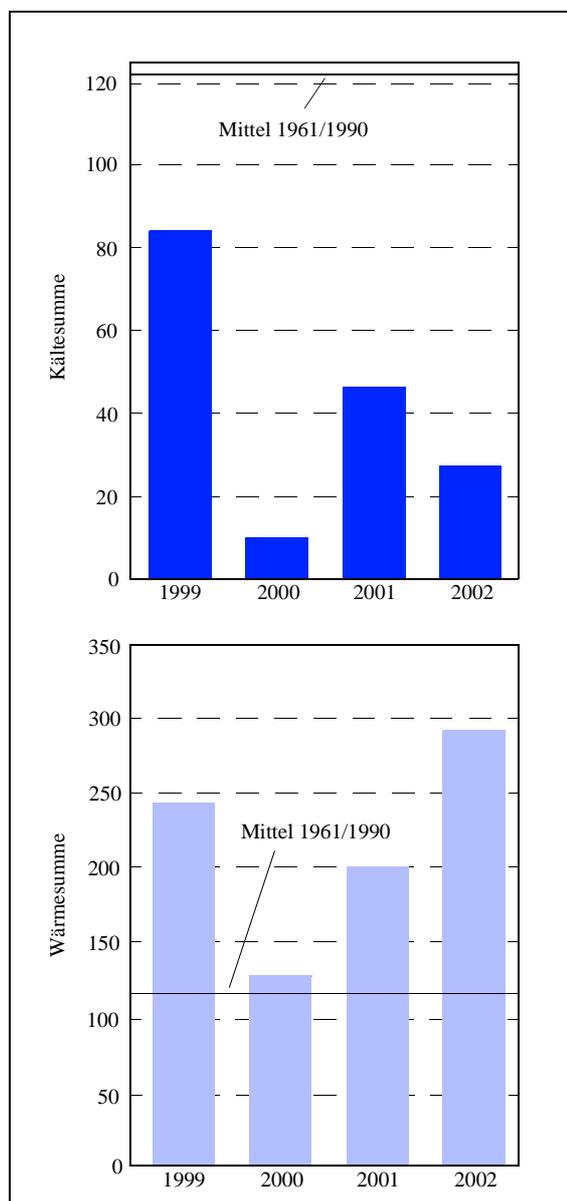


Abb. 1: Summen der Tagesmitteltemperatur an der Wetterstation Warnemünde (TIESEL [2000, 2001, 2002, 2003]). Die Kältesumme ist die Summe der negativen Tagesmitteltemperaturen des Winters. Die Wärmesumme ist die Summe aller Tagesmitteltemperaturen über 16 °C

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).

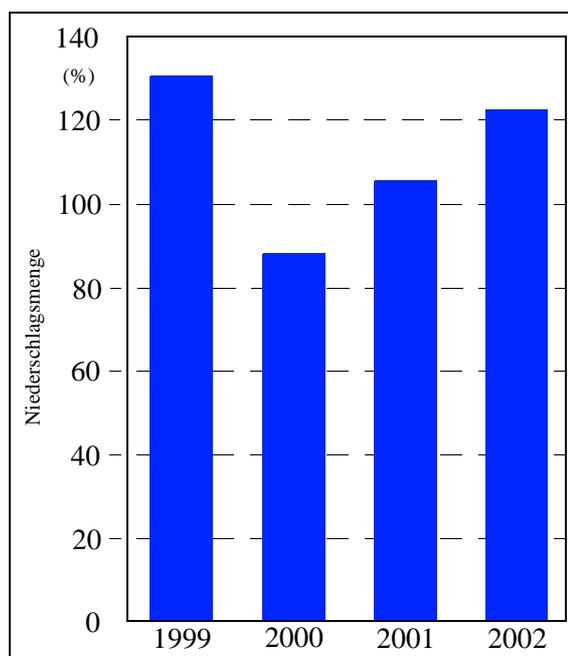


Abb. 2: Jährliche Niederschlagsmenge (%) an der Station Arkona (Rügen, 42 m über NN) nach DWD (1999-2002)

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]).

2.1.2 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).

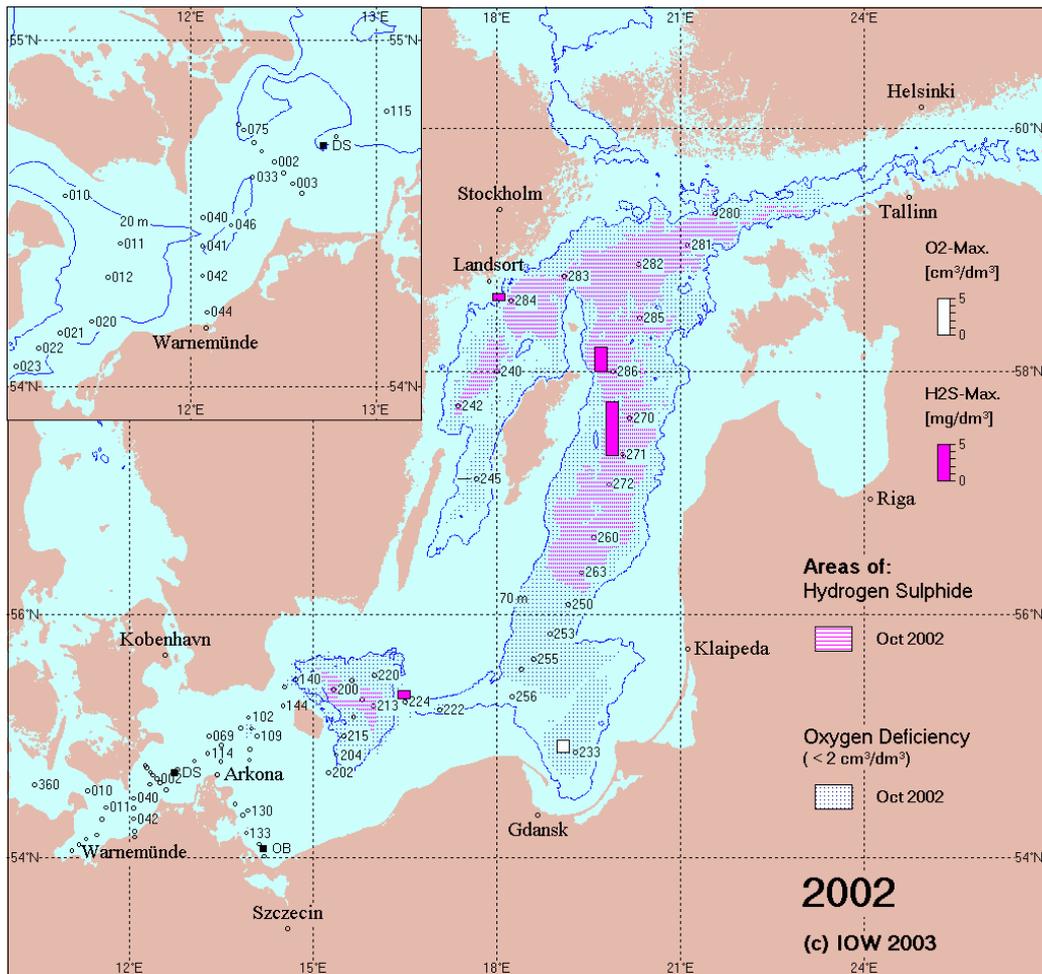


Abb. 3: Gebiete mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff in der grundnahen Wasserschicht der Ostsee sowie maximale Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffkonzentrationen an ausgewählten Stationen (Histogramme) im Oktober 2002; die Abb. enthält zusätzlich die 70 m – Tiefenlinie bzw. die 20 m – Tiefenlinie (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

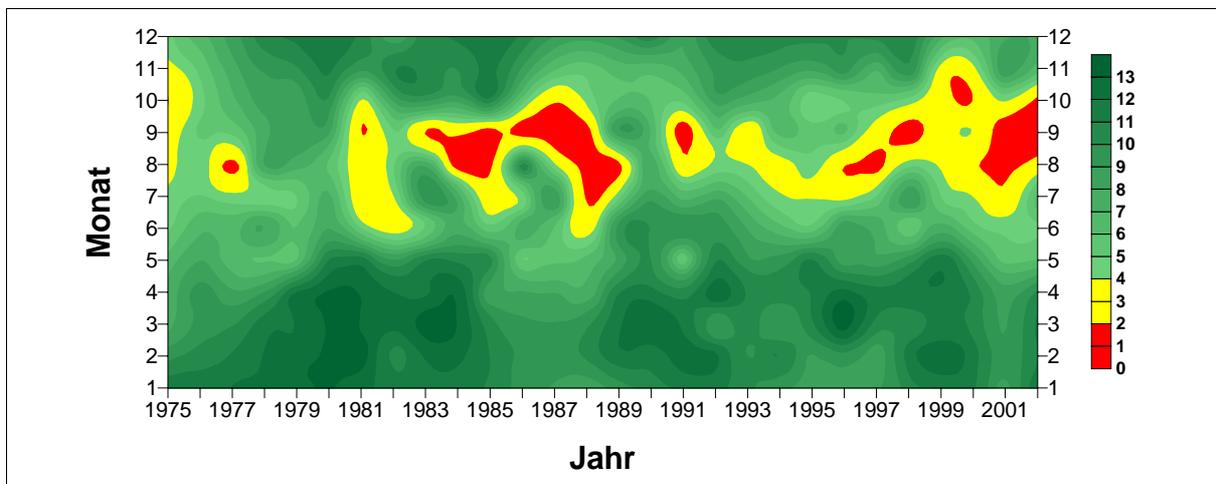


Abb. 4: Sauerstoffgehalt (mg/l) im bodennahen Wasser (24 m) der Lübecker Bucht nördlich Boltenhagen (Station O22) - $\text{mg/l} \cdot 0.7005 = \text{ml/l}$

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-

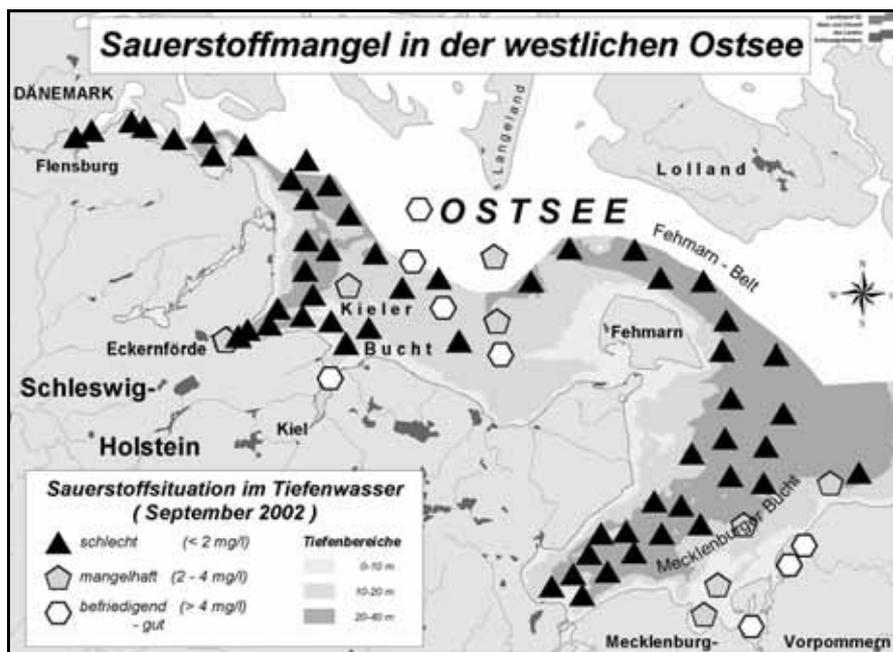


Abb.5: Sauerstoffmangel in der westlichen Ostsee im September 2002 (LANU [2003])

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 Übergangsbereich 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

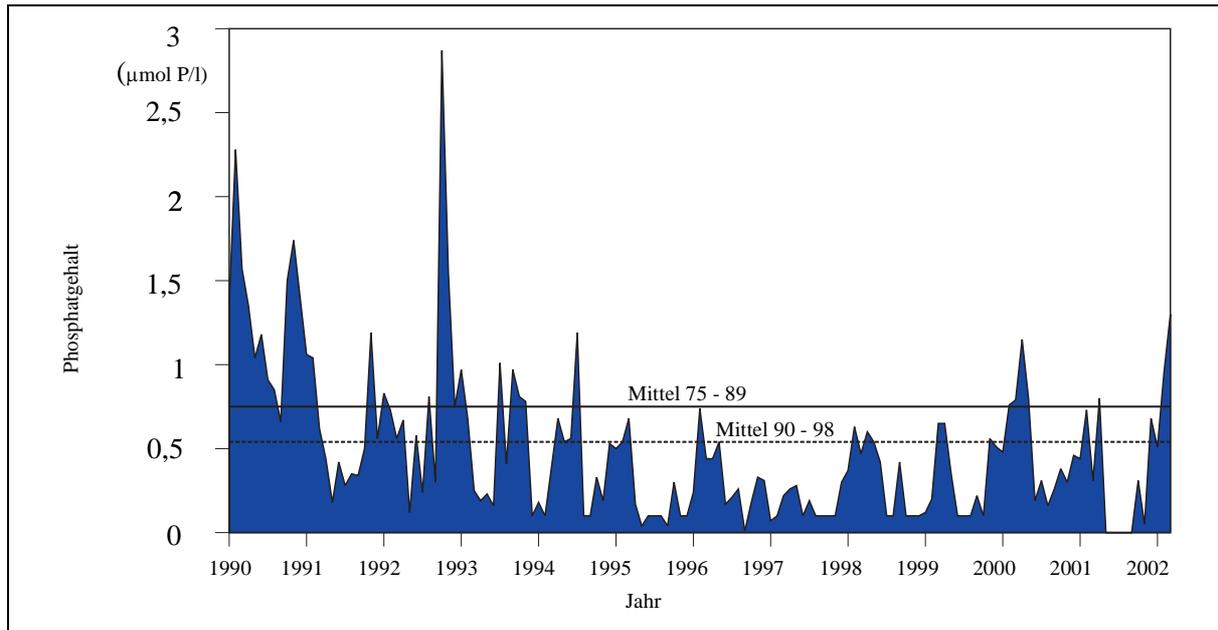


Abb. 1: Entwicklung des Phosphatgehalts in der Mecklenburger Bucht nördlich Warnemünde - (Station O5)

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)

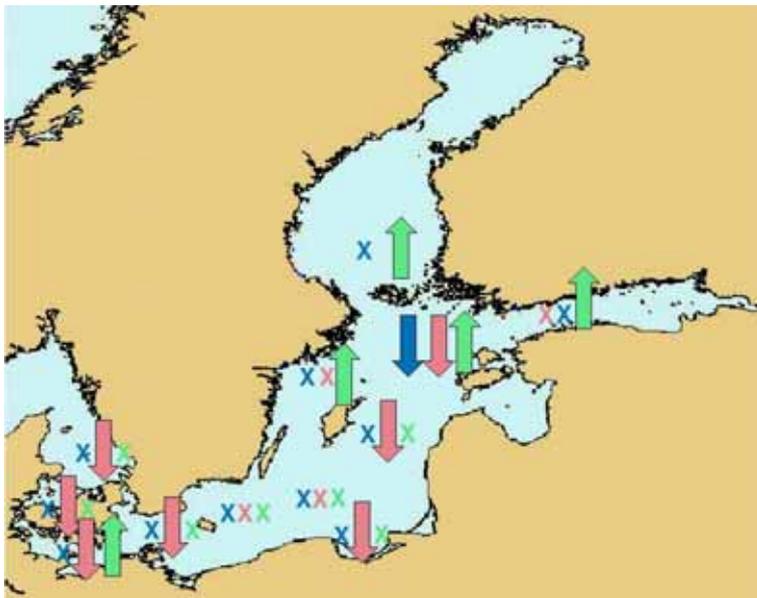


Abb. 2: Trends der Oberflächenkonzentrationen (0 - 10 m Tiefe) für Nitrat+Nitrit (blau), Phosphat (rot) und Chlorophyll (grün) seit 1980.

↑ = 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 µm 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 µm 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 % angetroffen 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 Schelle, 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.

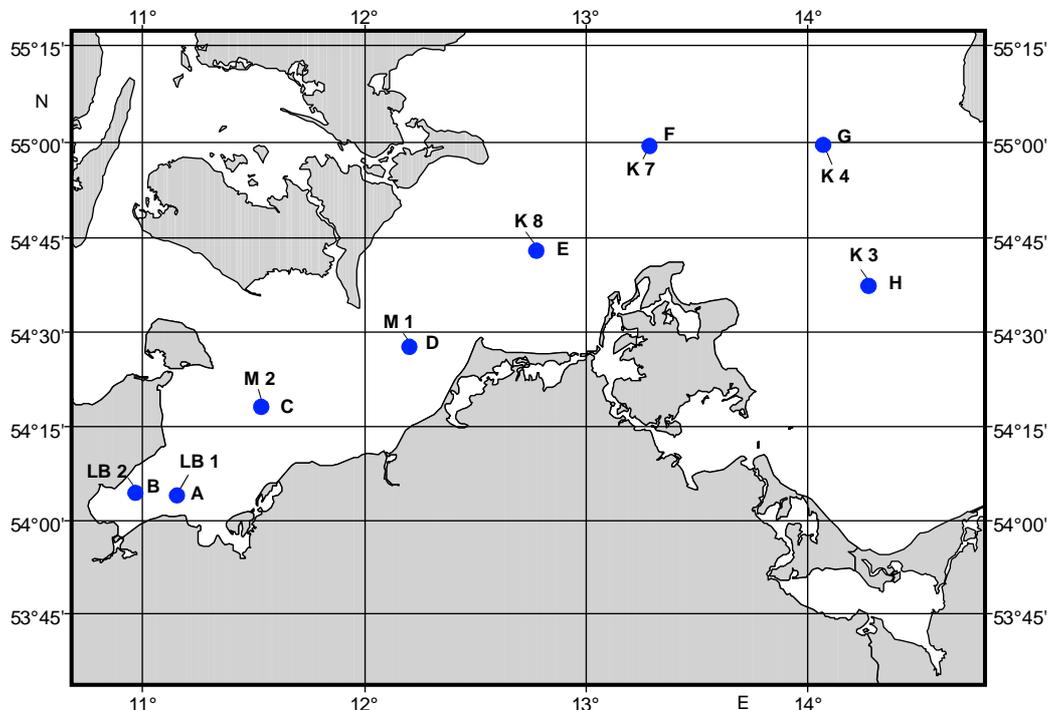


Fig. 1: Sediment-Monitoringstationen in den äußeren Küstengewässern der westlichen Ostsee (Quelle: IOW)

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 Darßer 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.

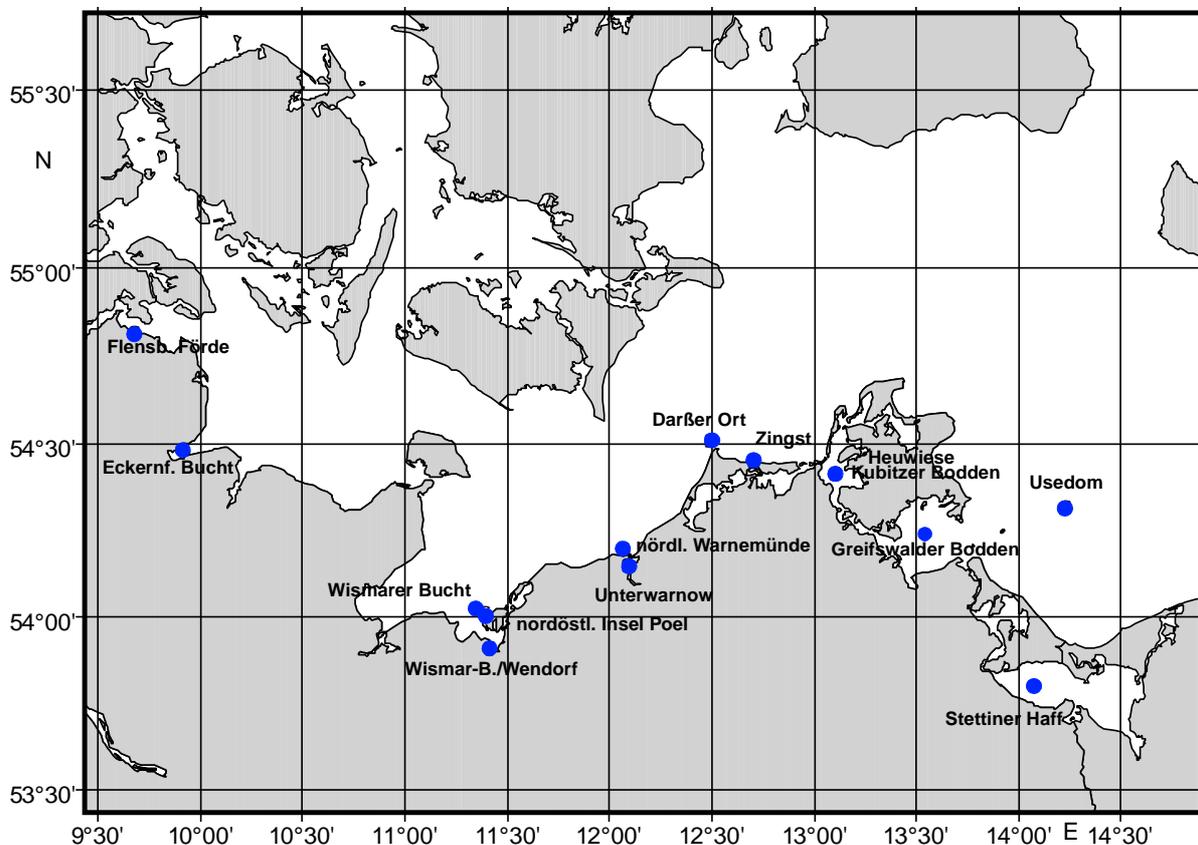


Fig. 2: Ostsee-Monitoring-Stationen für die Analyse von Spurenmitteln und organischen Schadstoffen in Biota 1999 bis 2002

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 Methylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 %. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ für Belastungen durch Methylquecksilber. 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 Oberflächenniveau 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)

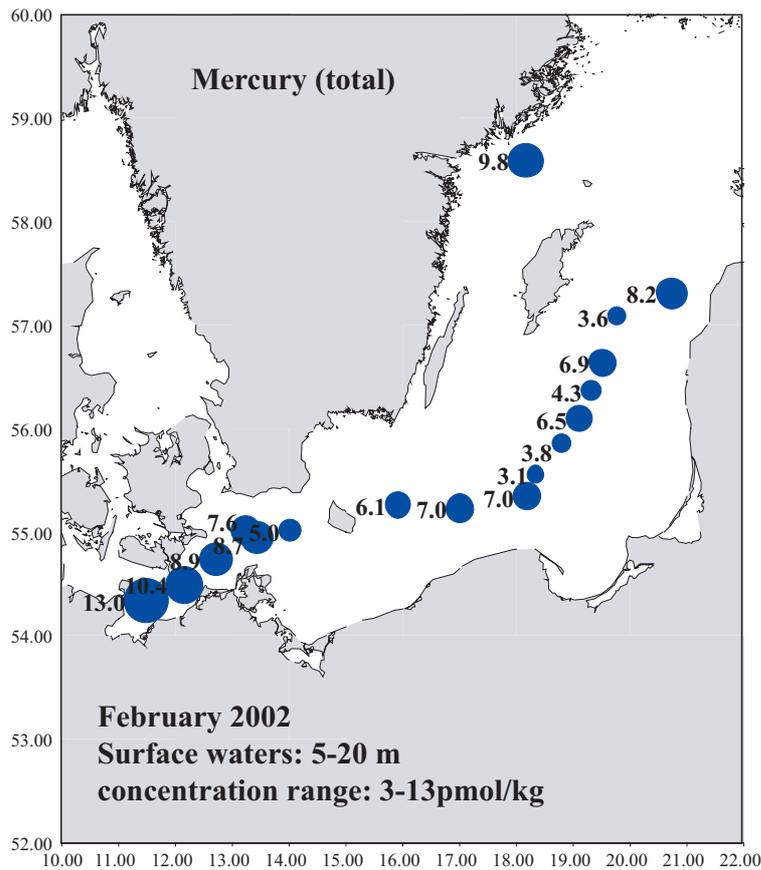


Abb. 3: Verteilung von Quecksilber (pmol/kg) im Oberflächenwasser der westlichen und der zentralen Ostsee im Februar 2002

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 Probenahmestellen 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	
Unterwarnow 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).

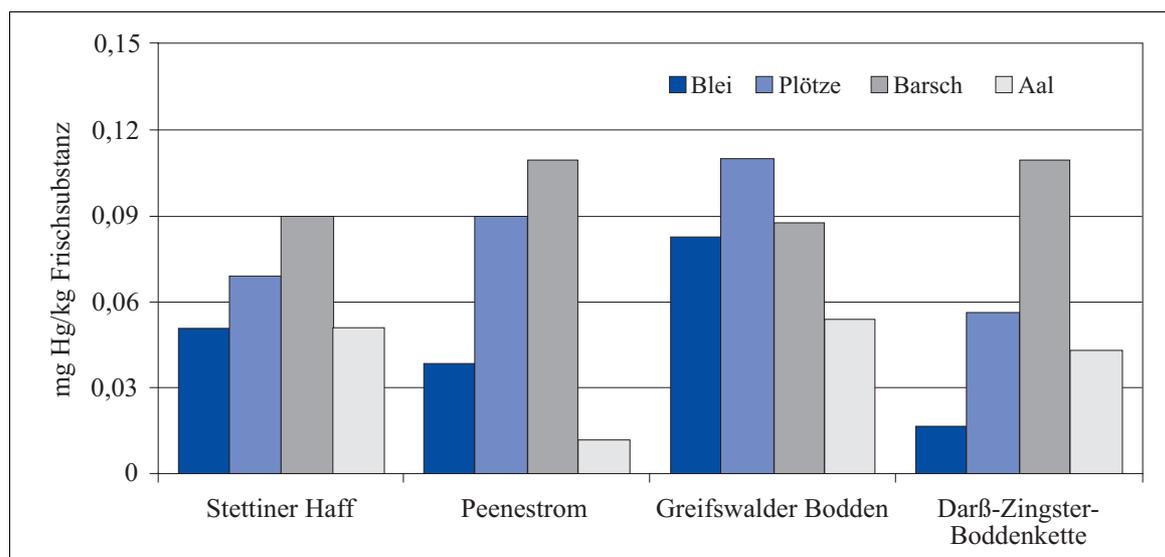


Fig. 4: Quecksilbergehalte in den Fischarten Blei, Plötze, Barsch und Aal in ausgewählten Küstengewässern des Landes Mecklenburg-Vorpommern

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.

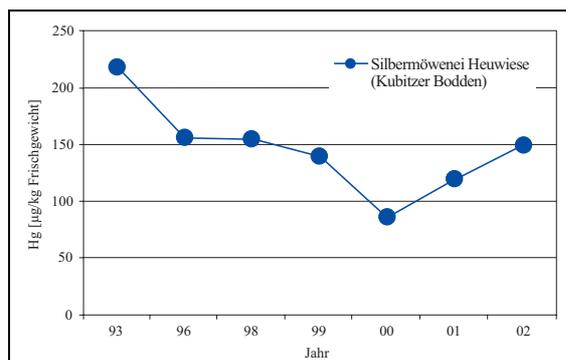


Abb. 5: Mittlere Quecksilberbelastung ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht) in Silbermöweneiern im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns

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]).

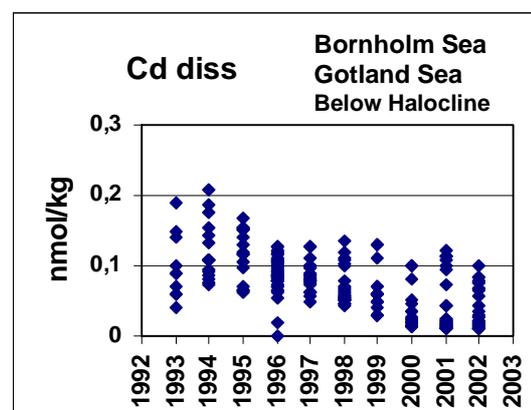
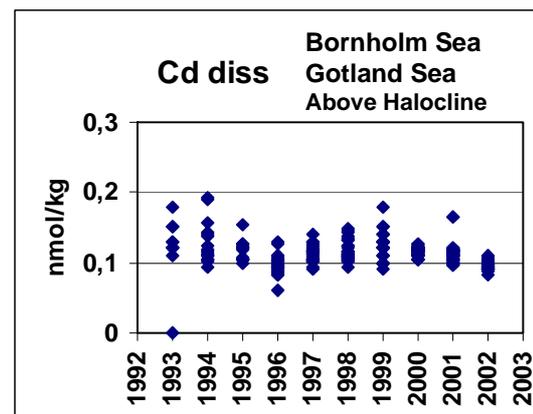


Abb. 6: Trends für Cadmium (gelöst) im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee im Zeitraum 1993 bis 2002

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).

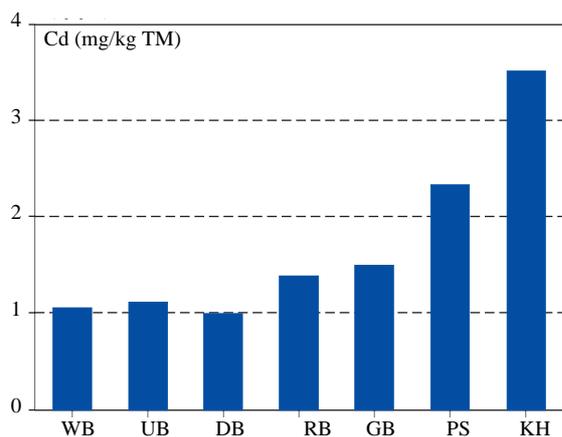


Abb. 7: Cadmiumgehalte in Sedimenten (Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 bis 2000

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 Verlötlungen, 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

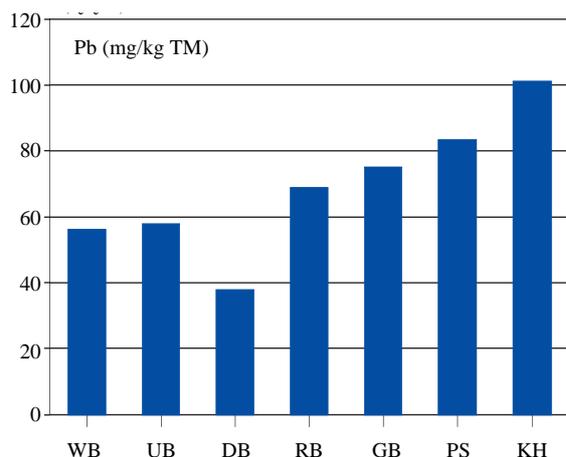


Abb. 8: Bleigehalte in Sedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 bis 2000

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; UW = Unterwarnow; DB = Darß-Zingster Bodden; RB = Rügische 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 Bleigehalte 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 Bleigehalt 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).

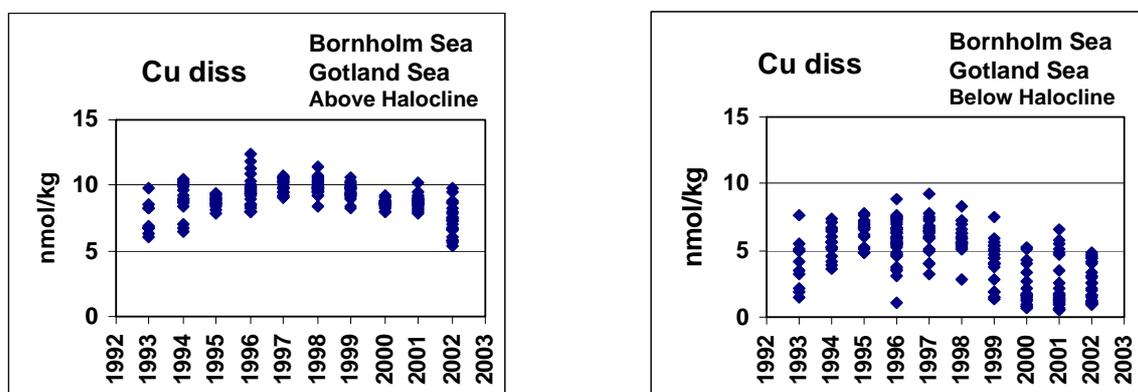


Abb. 9: Trends für Kupfer (gelöst) im Oberflächen- und Tiefenwasser der zentralen Ostsee im Zeitraum 1993 bis 2002

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-holsteinschen** 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 Fähr Stahlbrode und am Wertstandort 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 Arsenkonzentrationen 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

238 Chrom

Biota

Miesmuscheln

Der Median der Chromgehalte der Miesmuscheln an den **schleswig-holsteinischen** Stationen Flensburger Förde (FF) und Eckernförder 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
Eckernförder 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 oder traten gesundheitsgefährdende Konzentrationen 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 1997/97 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).

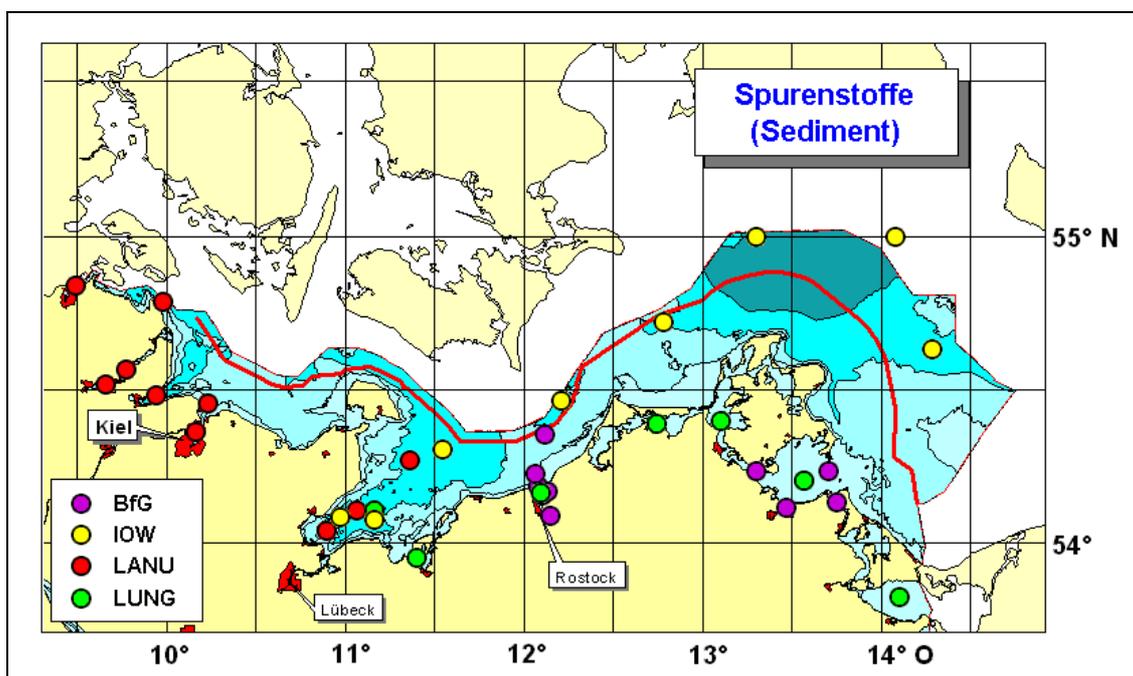


Abb. 1: Probenahmestationen in der Ostsee für die Analyse von Spurenstoffen im Sediment
Fig. 1: Sampling sites in the Baltic Sea for trace analysis in sediments

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.

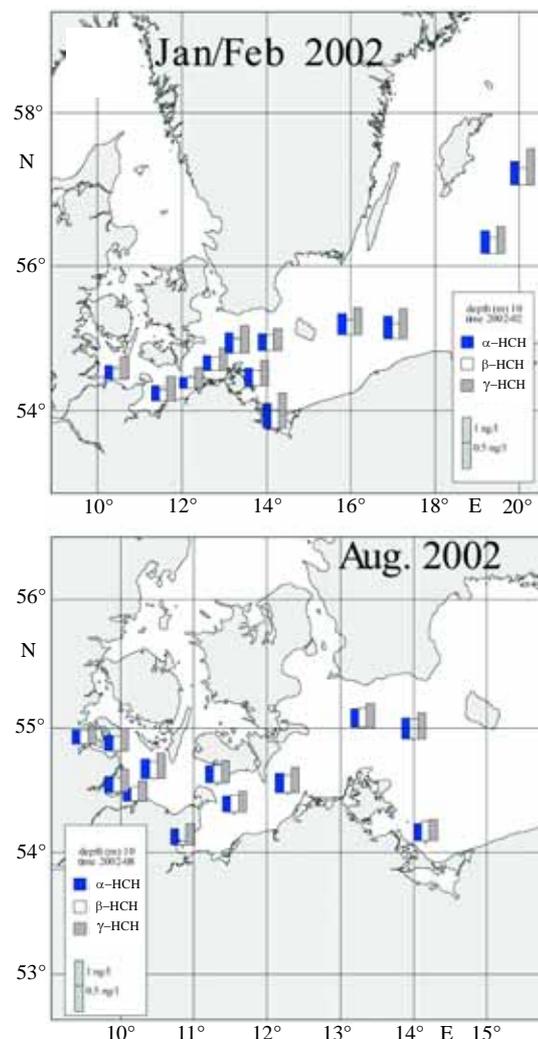


Abb. 2: α -, β - und γ -HCH-Gehalte im Oberflächenwasser (10 m) der Ostsee 2002 in ng/l

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.

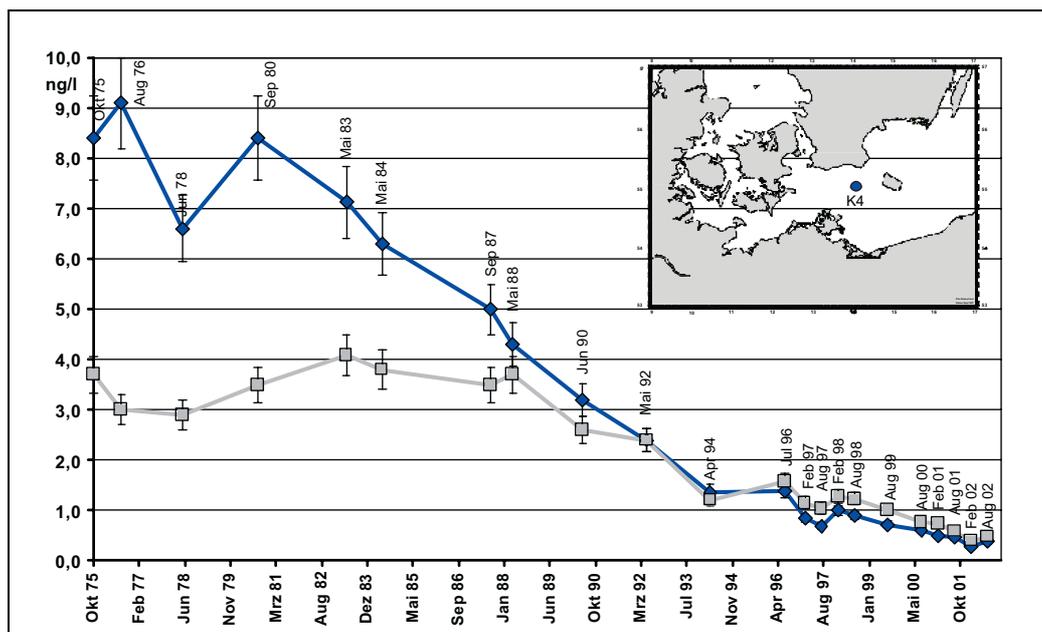


Abb. 3: HCH-Konzentrationen im Arkona-Becken an der Station K4 (3 - 5 m) seit 1975 (blaue Linie = α -HCH, graue Linie = γ -HCH)

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 Rügenschens 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 $\mu\text{g/kg TM}$ gemessen (zum Vergleich 1998: 126 $\mu\text{g/kg TM}$). In der Kieler Innenförde betrug die PCB-Summenkonzentration 144 $\mu\text{g/kg TM}$. An den übrigen Stationen variierten die Konzentrationen zwischen 7,5 (Sagasbank Ost) und 55 $\mu\text{g/kg TM}$ (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 $\mu\text{g/kg TM}$. 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 $\mu\text{g/kg TM}$ 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 $\mu\text{g/kg TM}$, während im Bereich des Greifswalder Boddens ein Median von 3,2 $\mu\text{g/kg TM}$ errechnet wurde. Die äußeren Stationen vor Rostock-Warnemünde wiesen dabei niedrige bis mittlere Konzentrationen von 0,3 bis 4,8 $\mu\text{g/kg TM}$ im Gegensatz zu den inneren Stationen auf. Maximale Konzentrationen wurden im Jahr 1999 im Zentralbereich des Greifswalder Boddens (226 $\mu\text{g/kg TM}$) und im Jahr 2001 am Werftstandort/Warnowmündung (90 $\mu\text{g/kg TM}$)

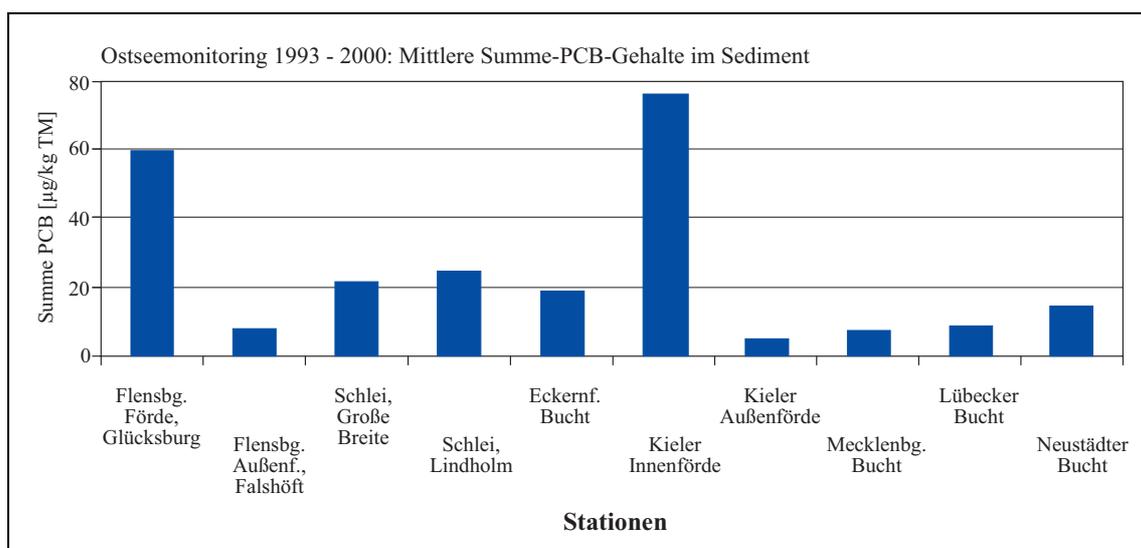


Abb. 4: Mittlere PCB-Summengehalte in Ostseesedimenten (sechs Probenahmen im Zeitraum 1993 - 2000)

Fig. 4: Mean total PCB in Baltic Sea sediments in the period 1993-2000 (sampling frequency n = 6)

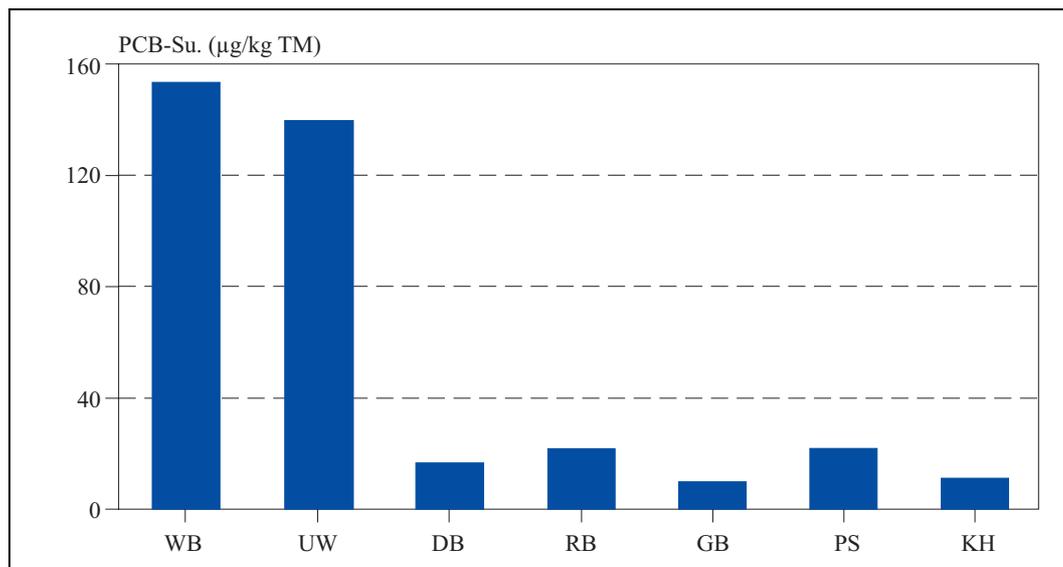


Abb. 5: PCB-Summenkonzentrationen in Sedimenten (Gesamtfraktion < 2 mm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Mittelwerte 1995 - 2000

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 Wertstandort 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 Wertstandort/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 Darßer Ort (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 Bestimmungsgrenze 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).

Probenahmeffläche	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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht) 1999 - 2002 an der vorpommerschen Küste
 Tab. 5: PCB concentrations in eel pout muscle (mean values, $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM auf, wobei mit Ausnahme der Unterwarnow kaum Messwerte über 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 Brei-ling (insbesondere Station Unterwarnow/Stadthafen Rostock) deutlich höhere Konzentrationen auf. Eine im Jahr 1999 an dieser Station gemessene maximale DDT-Konzentration von 122 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM wurde zwar in den darauffolgenden Jahren nicht mehr angetroffen, dennoch bleiben die Konzentrationen auf einem hohen Niveau (ca. 80 – 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM, Fraktion < 2 mm
 Tab. 6: DDT concentrations in surface sediments from the coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern in 1999-2002, $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 Wertstandort/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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 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 Bodenlandschaft	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 Fluoranthen 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]).

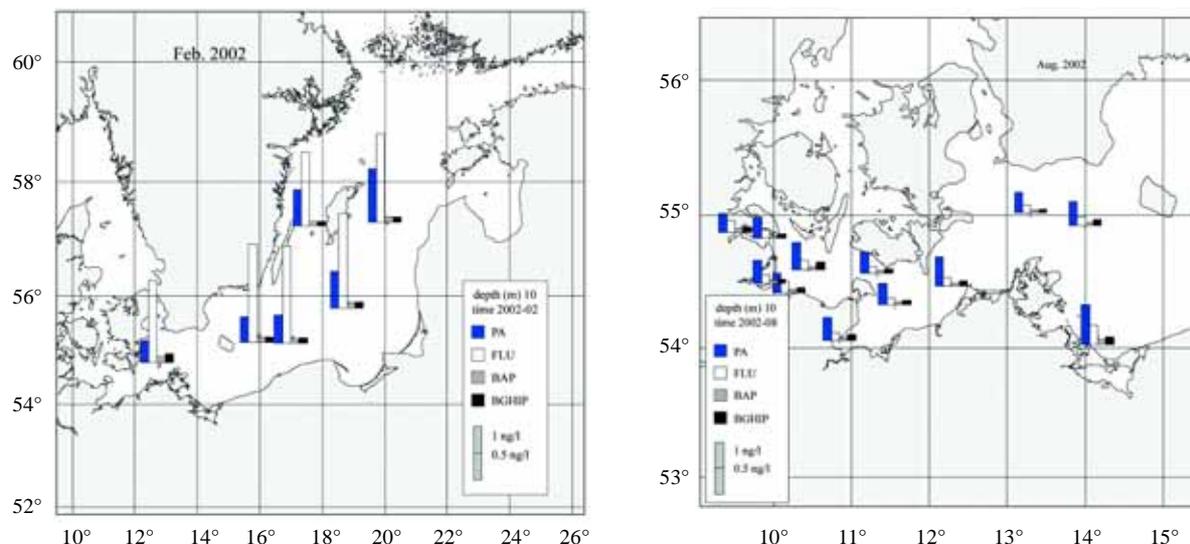


Abb. 6: Konzentrationen ausgewählter PAK [ng/l] im Oberflächenwasser im Februar und August 2002

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 polycyclischen 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.

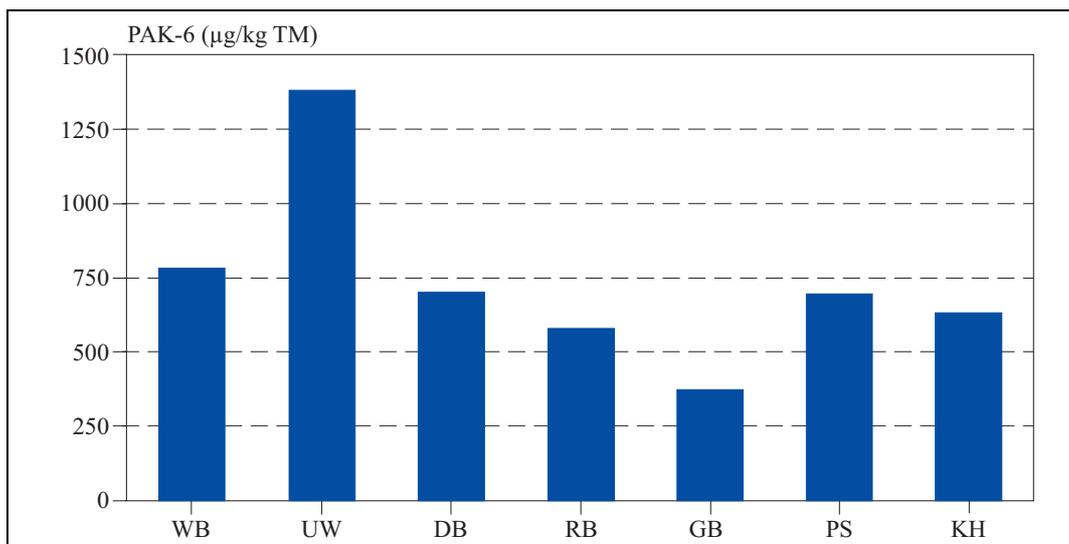


Abb. 7: PAK-Summenkonzentrationen in Sedimenten (Gesamtfraktion < 2 mm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Mittelwerte 1995 - 2000

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 = Rügenische 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 Breitling 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 Warnow-Mündung.



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
Unterwarnow	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
Sebuthylazin	0,02		< BG		
Simazin	0,10	1,54	5,08	3,38	3,65
Terbuthylazin		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]

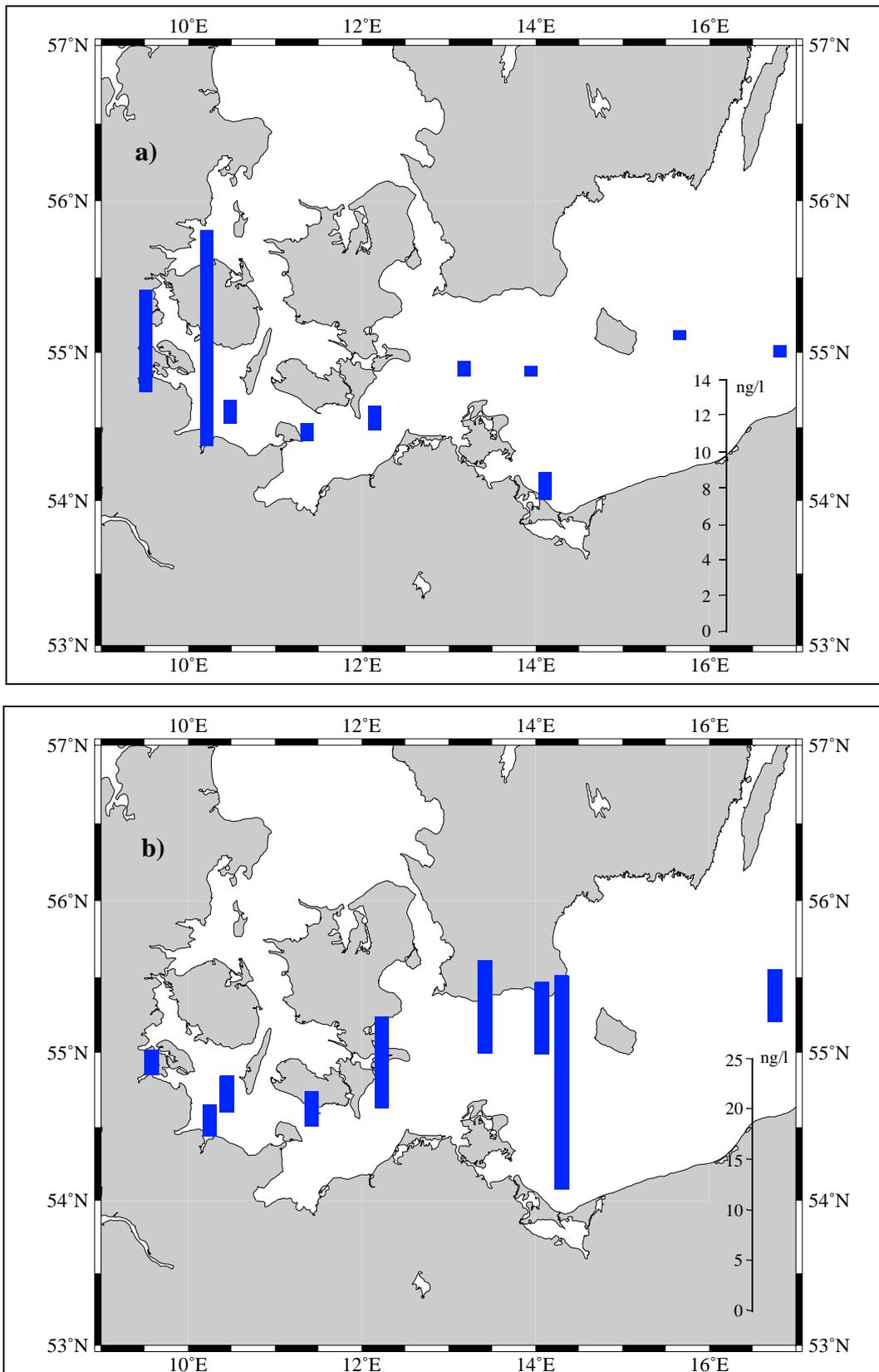


Abb. 10: Konzentrationsverteilung (ng/l) von a) Diuron und b) 2,4-D im Oberflächenwasser (5 m) der Ostsee (Median-Werte bzw. Einzelwerte des Zeitraums 2000 - 2002, Aug./Sept.)

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 zehnfach 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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM,

in der Regel bei γ -HCH zwischen 0,5 und 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Trenderfassungen sind schon auf Grund des hier betrachteten zu kurzen Zeitraums nicht m"oglich. Mit Ausnahme des Werftstandortes Unterwarnow kann aber generell von einem relativ konstanten Niveau gesprochen werden, aus dem sich PCB- und DDT-Werte f"ur das Jahr 2000 leicht herausheben. Dies gilt auch in den meisten F"allen f"ur die Stationen an der schleswig-holsteinischen K"uste, wobei das Niveau bei den HCHs h"oher, 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 $< 10 \text{ pg}/\text{l}$). 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 Gl"ucksburg) 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 DarBer 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

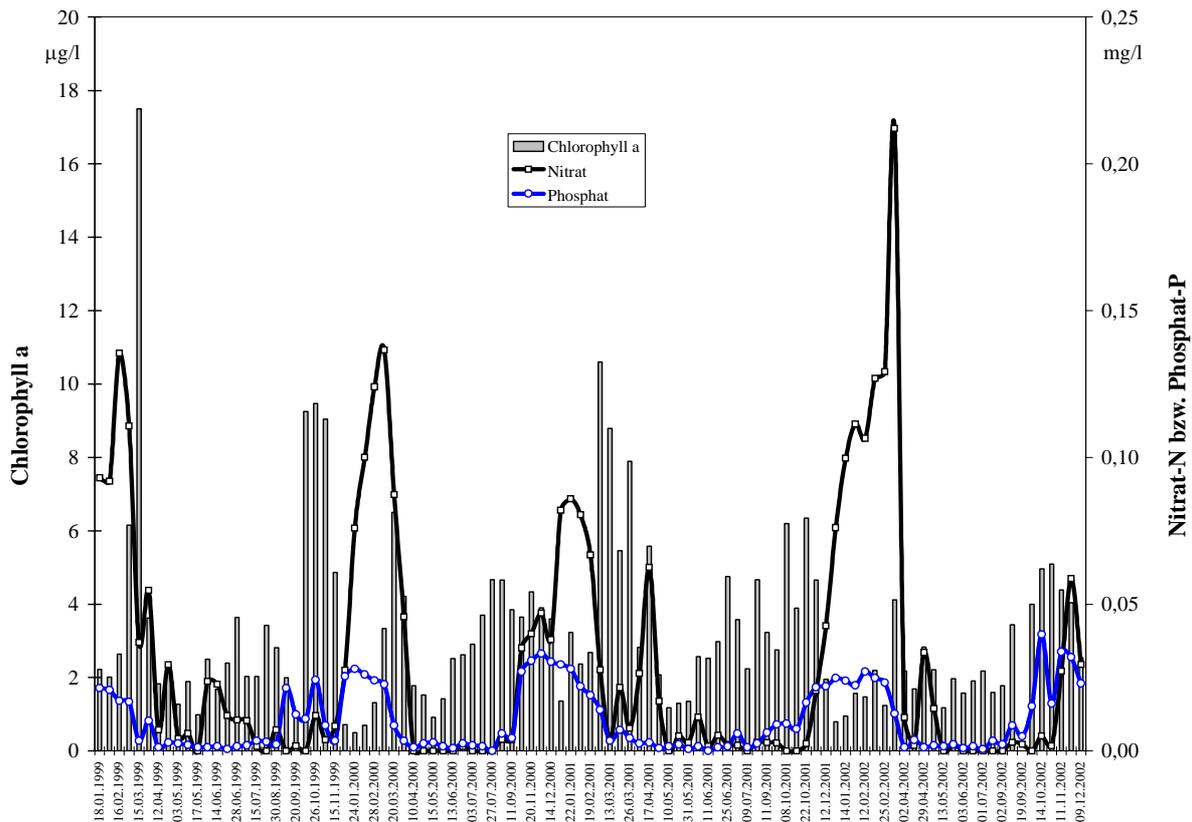


Abb. 1: Verlauf der Konzentrationen von Chlorophyll a, Nitrat-N und Phosphat-P von 1999 bis 2002 in der Kieler Außenförde (Station 225059). Darstellung der einzelnen Messtage: Datum von jedem zweiten Messtag ist angezeigt.

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 Haffe) 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.

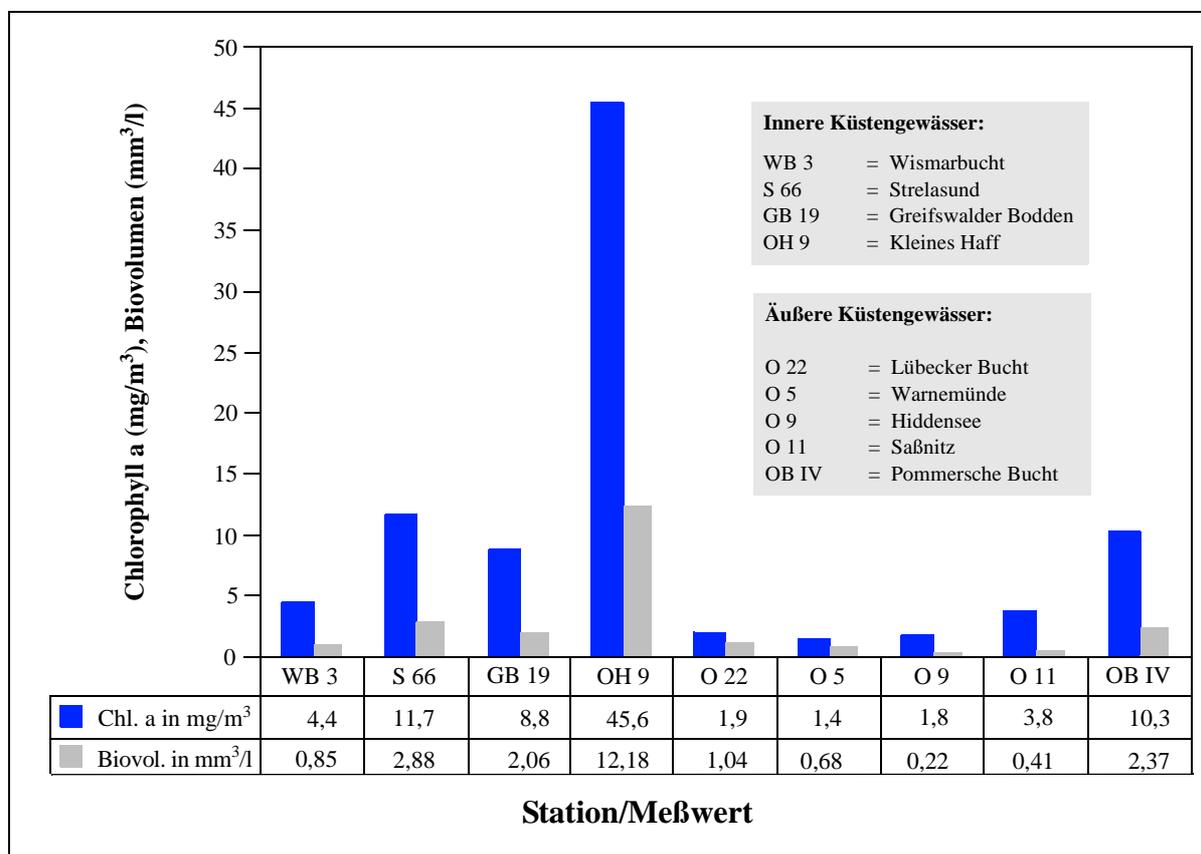


Abb. 2: Regionaler Vergleich der Chlorophyll a- und Phytoplankton-Konzentrationen im Oberflächenwasser von inneren und äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Jahresmittel von 1999).

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 x 10⁶ 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 x 10⁶ Zellen/l) anzutreffen, die bis März anhielt und dabei auf Werte von 10,1 mm³/l bei 19 x 10⁷ 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

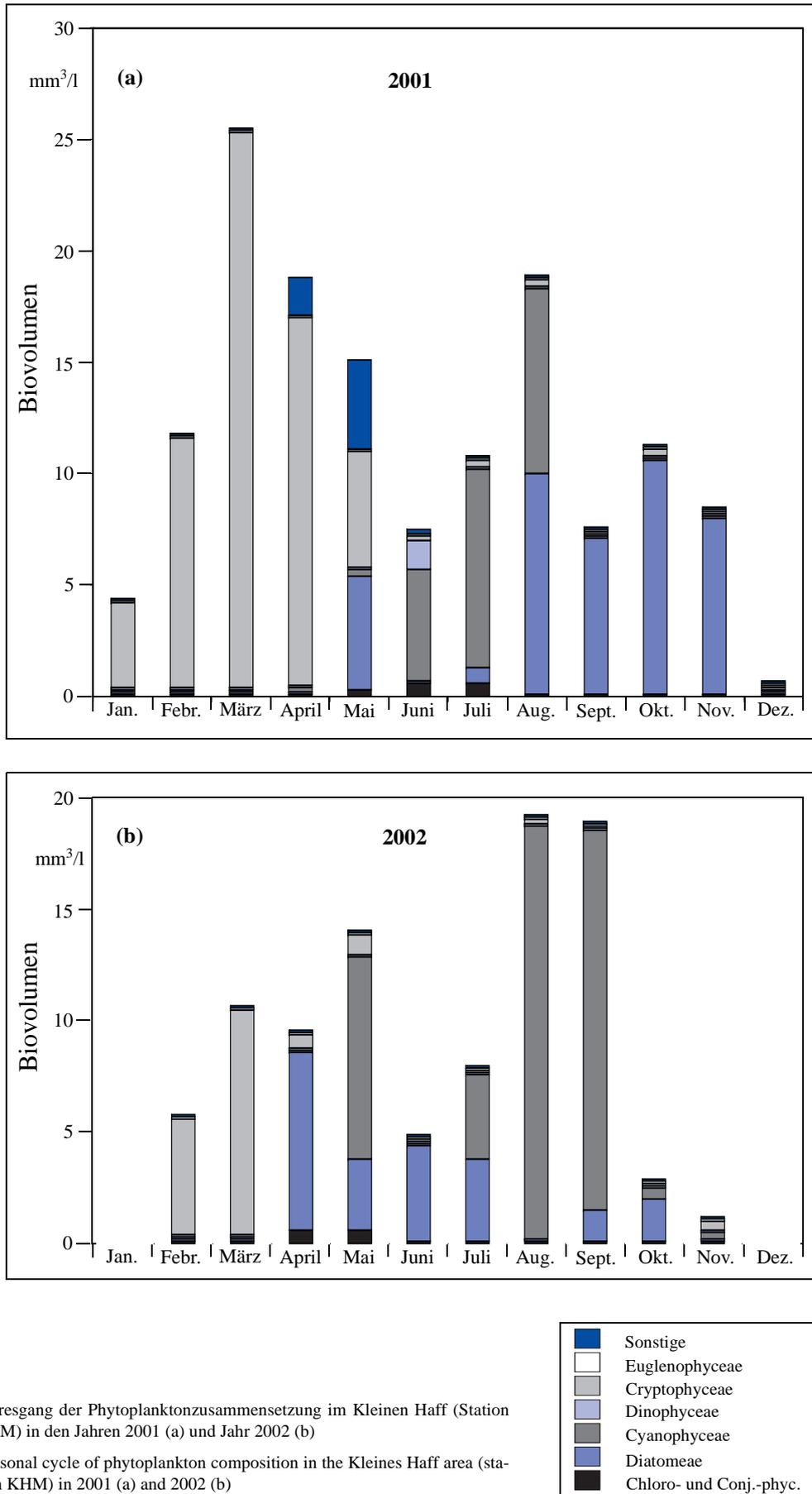


Abb. 3: Jahresgang der Phytoplanktonzusammensetzung im Kleinen Haff (Station KHM) in den Jahren 2001 (a) und Jahr 2002 (b)

Fig. 3: Seasonal cycle of phytoplankton composition in the Kleines Haff area (station KHM) in 2001 (a) and 2002 (b)

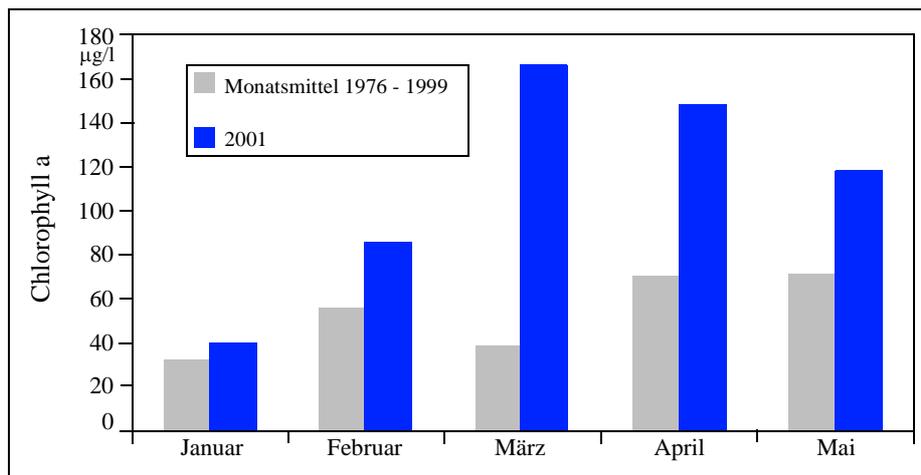


Abb. 4: Chlorophyll-a-Konzentrationen im Kleinen Haff im Winter/Frühjahr 2001 im Vergleich mit langjährigen Monatsmittelwerten

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 $1,35 \text{ mm}^3/\text{l}$ 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 $0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$. Bis August tauchten als typische polyhalobe Vertreter des sommerlichen Phytoplanktonaspektes *Ceratium tripos* ($2,7 \text{ mm}^3/\text{l}$) und *Dactyliosolen fragilissimus* ($1,2 \text{ mm}^3/\text{l}$) auf. Die östlichen Seegebiete (Hiddensee, Saßnitz, Pommersche Bucht) waren charakterisiert durch ein massenhaftes Auftreten kleiner zentrischer Kieselalgen ($8,0 \text{ Mio. Zellen/l}$). 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 % ($6 \text{ mm}^3/\text{l}$). Ihr drastischer Rückgang bis August war mit einem schnellen Anstieg von *Microcystis*-Arten von $5,0 \text{ Mio. Zellen/l}$ (Juni) auf $17,0 \text{ Mio. Zellen/l}$ verbunden.

Die sonst übliche Herbstblüte des Dinoflagellaten *Ceratium tripos* trat auch 1999 in der Mecklenburger Bucht auf, allerdings war diese Art mit $1,0 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Vergleich zu *Gymnodinium* sp. ($3,4 \text{ mm}^3/\text{l}$) 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. $0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$ 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. $15,0 \mu\text{g/l}$ und die Biovolumina mit $< 0,1$ bzw. $2,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ sowohl im März als auch im April deutlich unter den langjährigen Mittelwerten von $8,3$ bzw. $25,8 \mu\text{g/l}$ und $1,5$ bzw. $6,7 \text{ mm}^3/\text{l}$. 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 $4,6 \mu\text{g/l}$ 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 $6 \mu\text{g/l}$ 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.

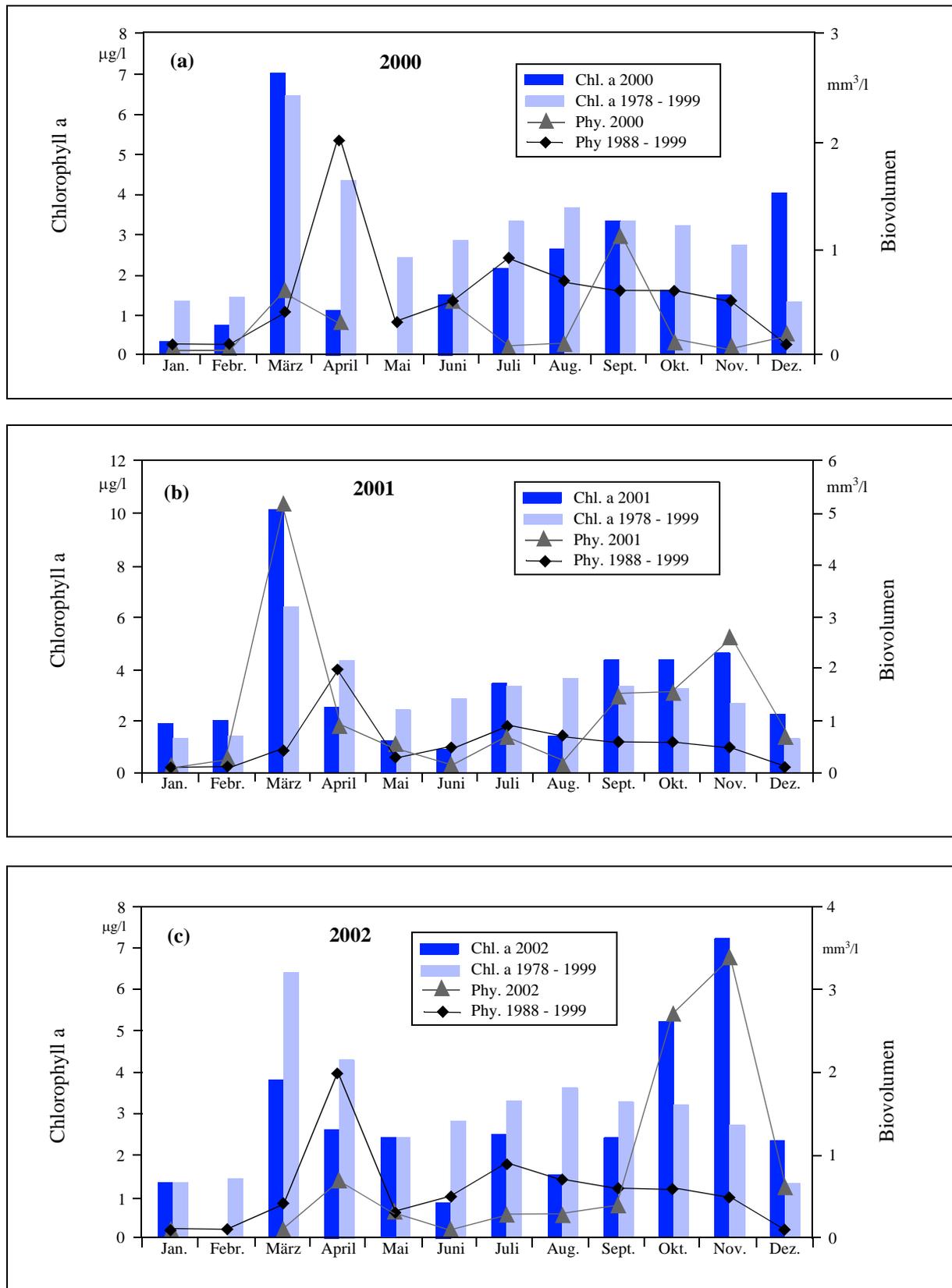


Abb. 5: Jahresverlauf der Chlorophyll-a-Konzentrationen und des Phytoplankton-Biovolumens in den Jahren 2000 (a), 2001 (b) und 2002 (c) im Vergleich mit langjährigen Monatsmitteln in der Lübecker Bucht (Station O22)

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)

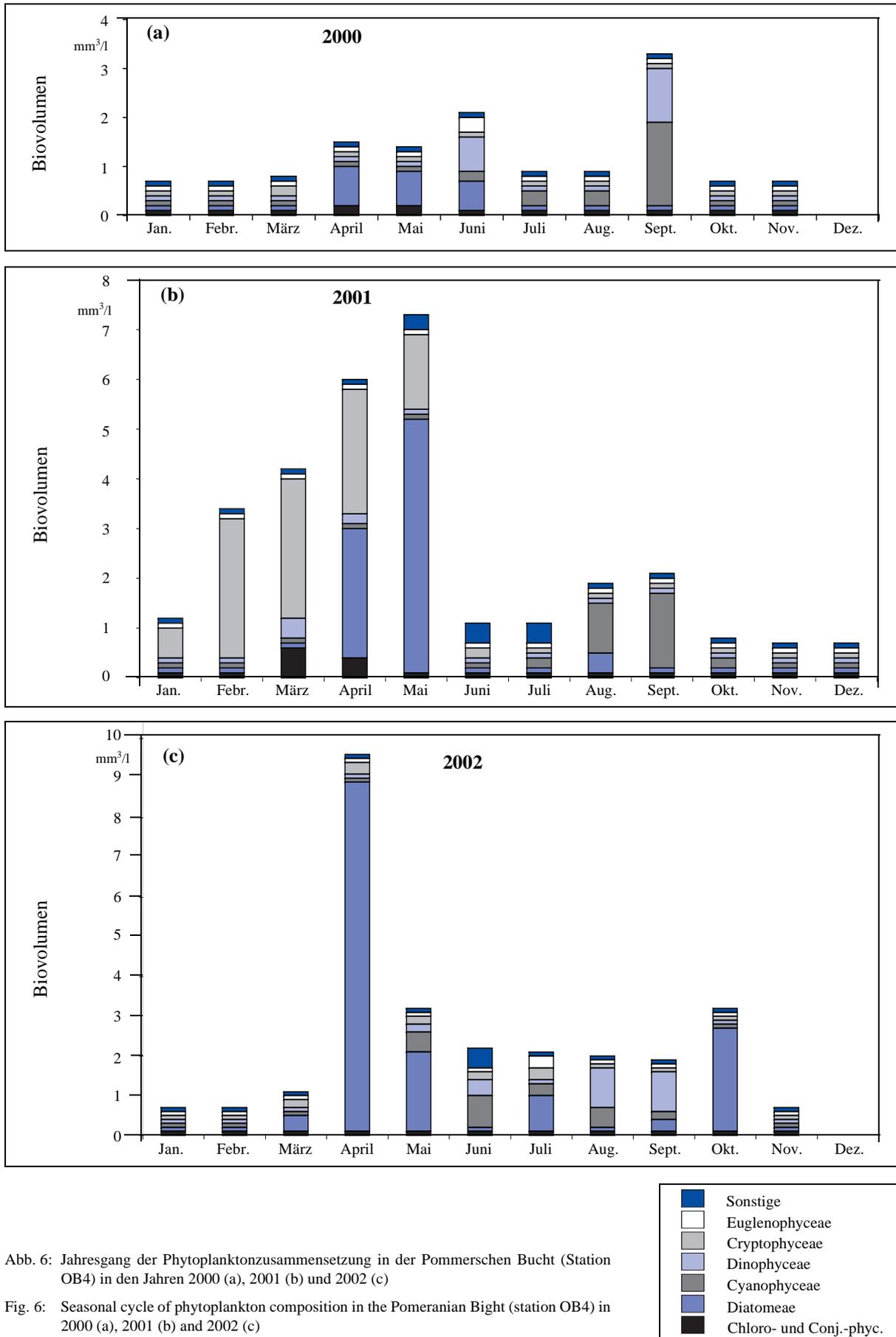


Abb. 6: Jahrgang der Phytoplanktonzusammensetzung in der Pommerschen Bucht (Station OB4) in den Jahren 2000 (a), 2001 (b) und 2002 (c)

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* ($0,84 \text{ mm}^3/1$), 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 Kieselalgen (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.

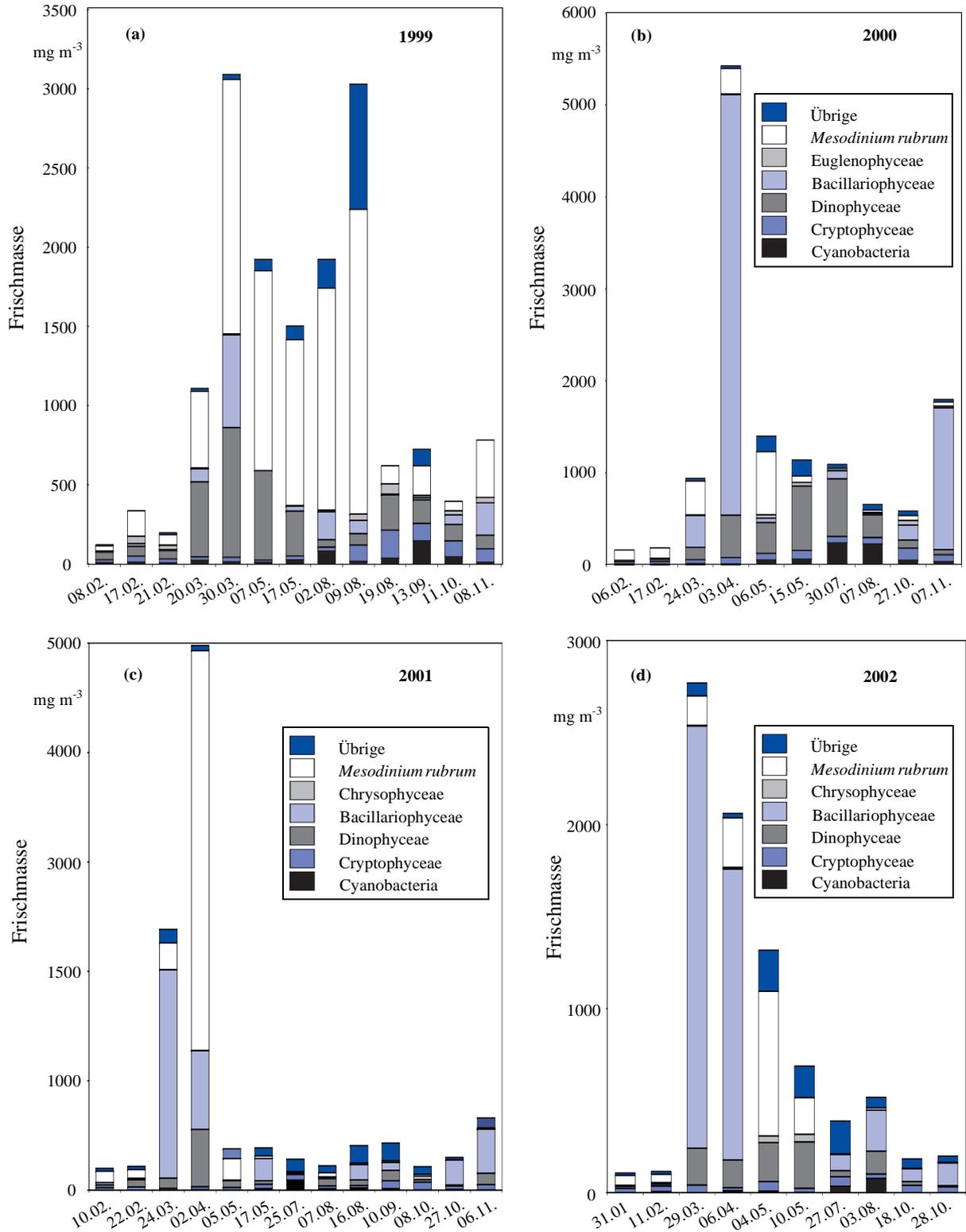


Abb. 7: Jahresgänge der Phytoplanktonzusammensetzung in den Jahren 1999 (a), 2000 (b), 2001 (c) und 2002 (d) in der zentralen Arkonasee (Stationen OM BMP K5 und OM BMP K7). Für Abb. (a) gilt die Legende der Abb. b. Angaben in Frischmasse (1000 mg/m^3 entsprechen einem Biovolumen von $1 \text{ mm}^3/\text{l}$)

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
Turbellaria																			
<i>Alaurina composita</i>		x	x	x		x							x	x				x	x
Chaetognatha																			
<i>Sagitta</i> spp.	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 bifilosa</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
Balanus improvisus	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 zwischen-jährliche 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 beobachtet 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.

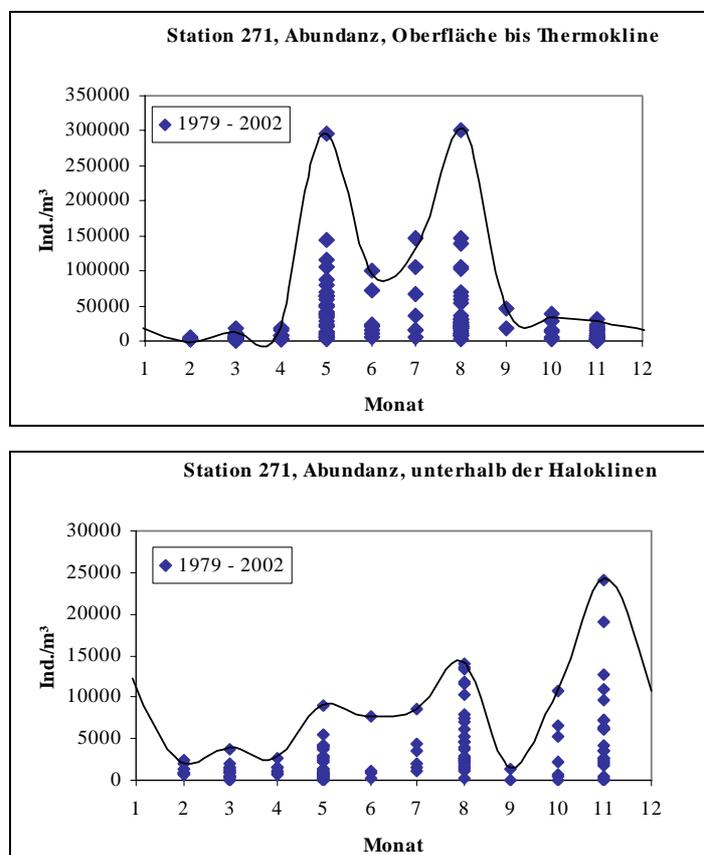


Abb. 1: Jahreszeitliche Schwankungsbreite der Abundanz des mittelgroßen Zooplanktons oberhalb der Temperatursprungschicht und unterhalb der Haloklinen auf der Grundlage aller Daten, die zwischen 1979 und 2002 seitens der HELCOM in der zentralen Gotlandsee gewonnen wurden

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

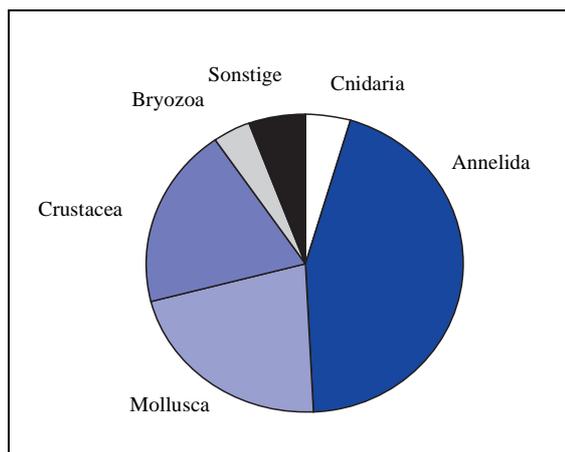


Abb. 1: Verteilung der Arten auf die taxonomischen Gruppen (Gesamtzahl der Taxa = 106) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahr 2002.

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 Kadetrinne (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 Habitateigenschaften 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 schlammig und an der Station F1 (26 m) schlammig. 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]).

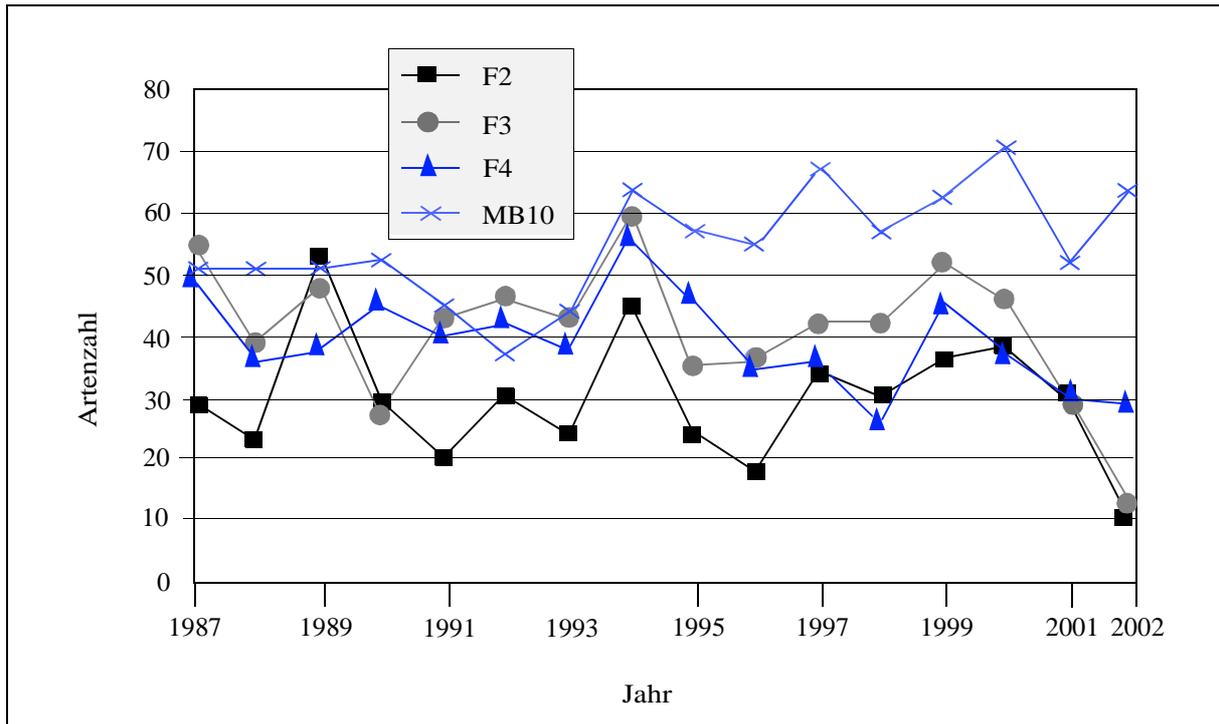


Abb. 2: Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Kieler (F2, F3, F4) und der nordwestlichen Mecklenburger Bucht (MB 10) von 1987 bis 2002.

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.

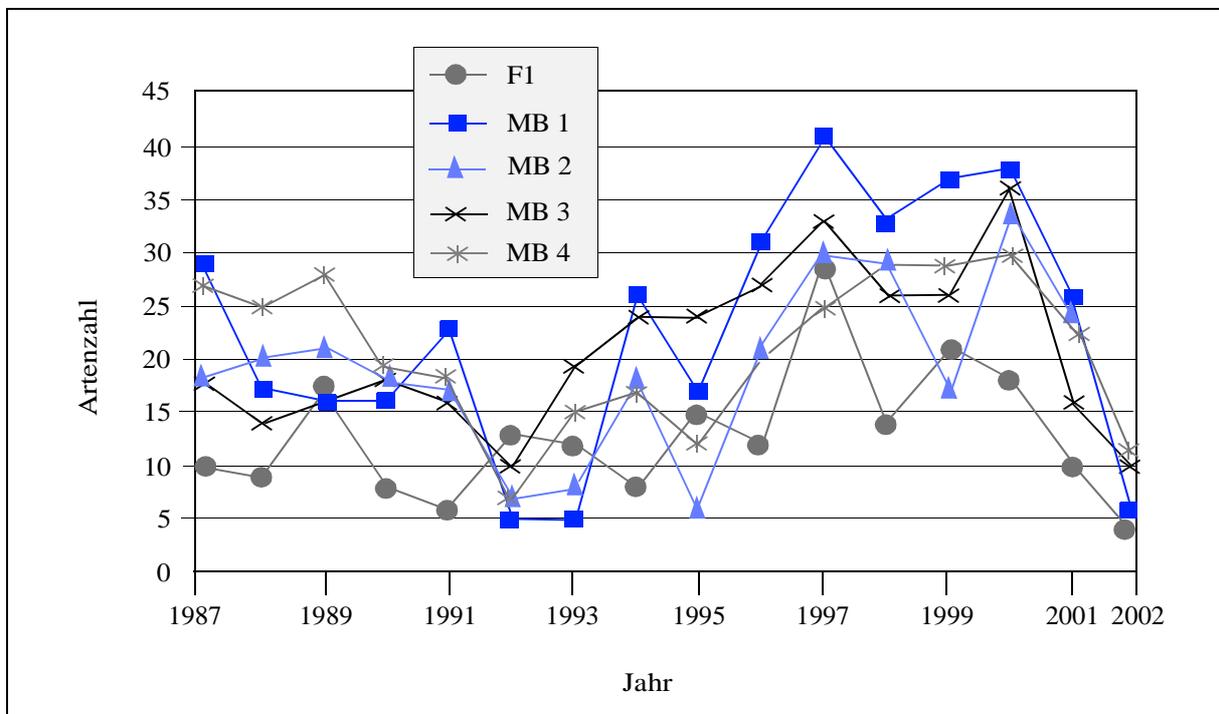


Abb.3: Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Kieler (F1) und der nordwestlichen Mecklenburger Bucht (MB 1-4) von 1987 bis 2002.

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 schlickige 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).

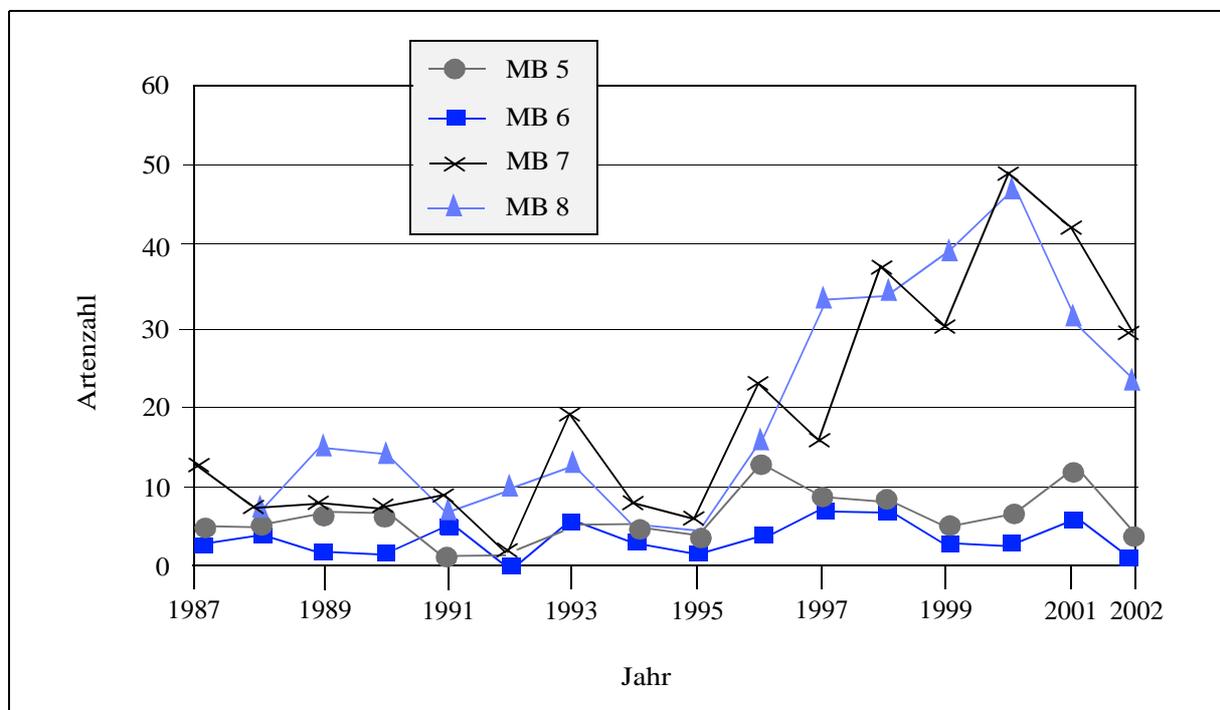


Abb. 4 Artenzahlen im Herbst auf den Monitoring-Stationen in der Lübecker Bucht (MB 5-8) von 1987 bis 2002.
Fig. 4: Numbers of species at monitoring stations in the Bay of Lübeck (MB 5-8) in autumn, from 1987 to 2002.

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 *Ensis 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).

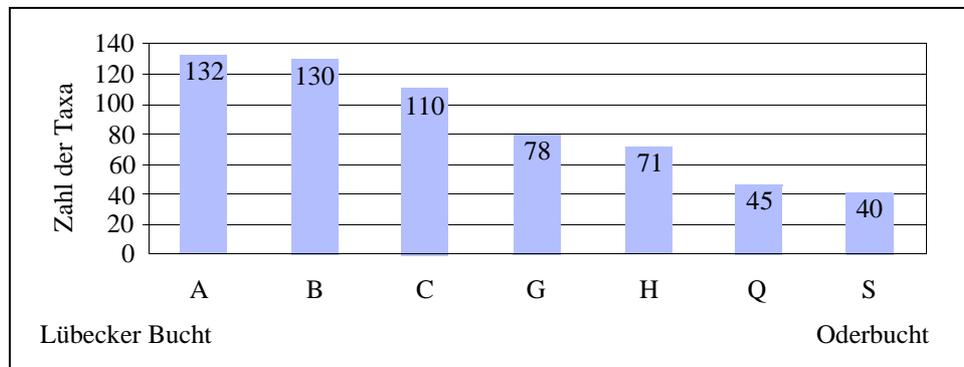


Abb. 5: Gesamtanzahl der Arten je Transekt (1994 - 2002)

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

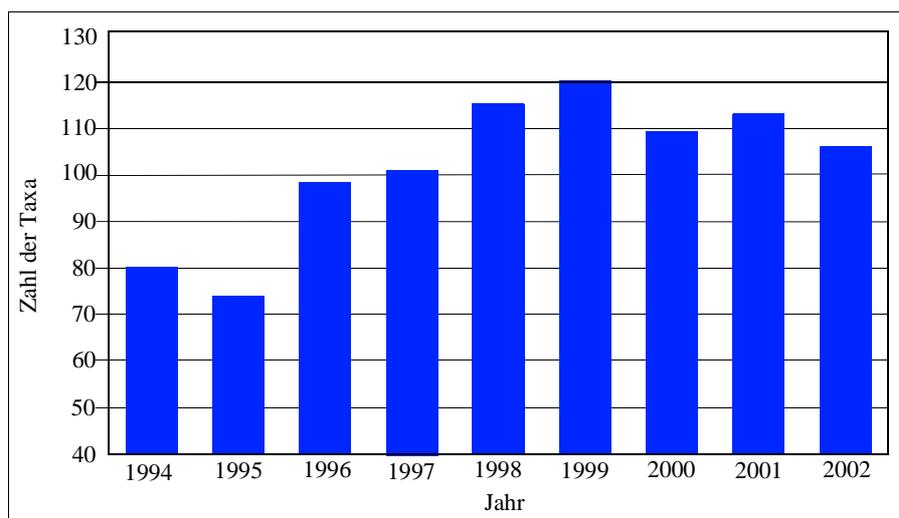


Abb. 6: Gesamtzahl der Arten aller Transekte (1994 - 2002)

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 Schlick bis schlickigem Feinsand. In den Proben tritt des öfteren H_2S -Geruch auf.

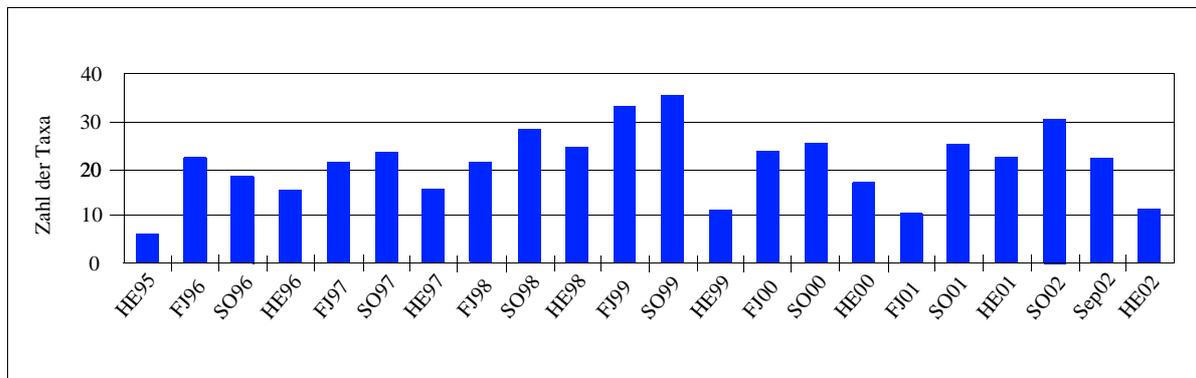


Abb. 7a: Anzahl der Arten nördlich Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)
 Fig. 7a: Numbers of species north of Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

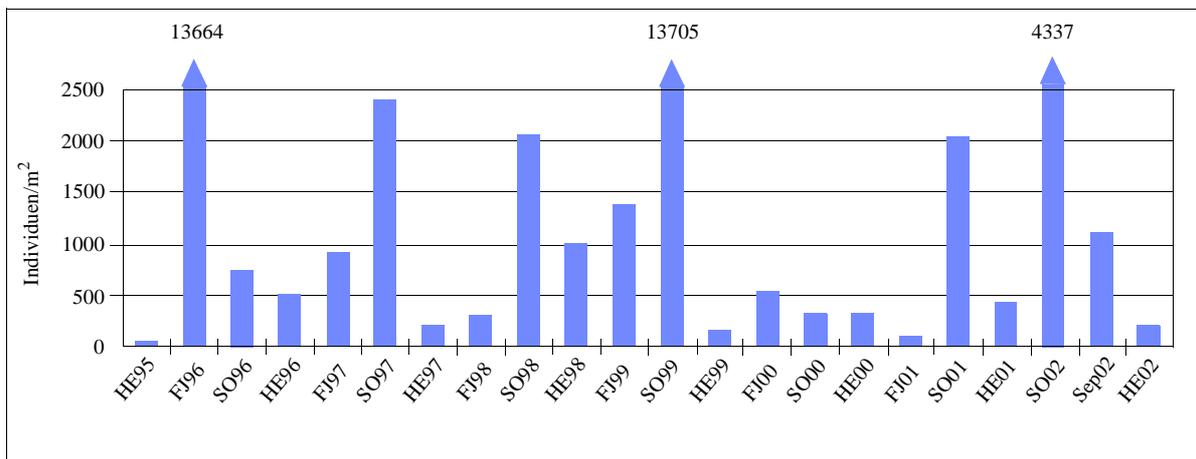


Abb. 7b: Anzahl der Gesamtindividuen nördlich Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)
 Fig. 7b: Numbers of total individuals north of Klein Klützhöved (KMA 20) in 20 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

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 Schlick.

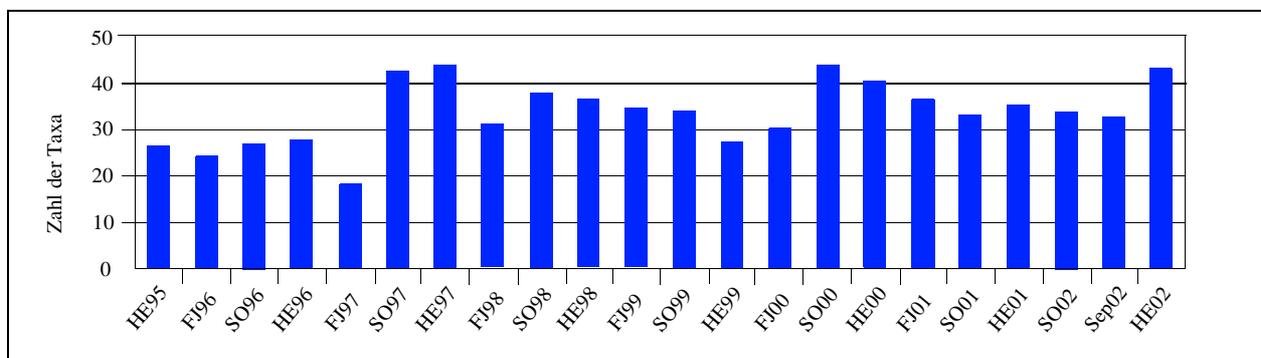


Abb. 8a: Anzahl der Arten nördlich Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)
 Fig. 8a: Numbers of species north of Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

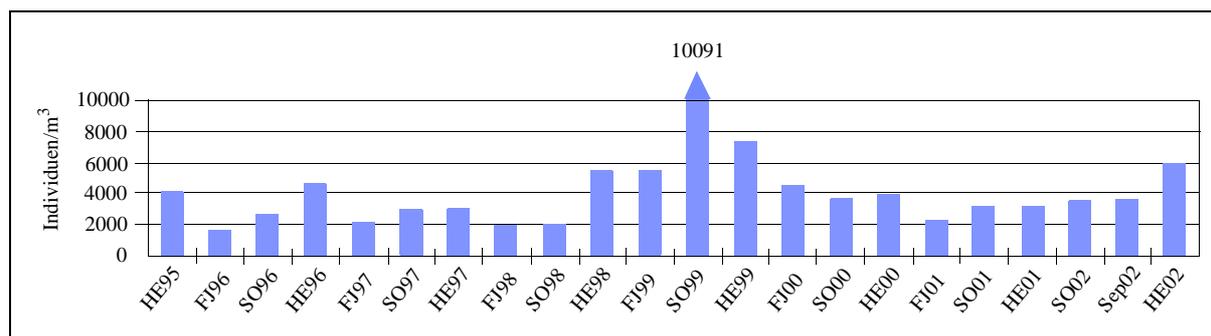


Abb. 8b: Anzahl der Gesamtindividuen nördlich Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m Wassertiefe (HE = Herbst, FJ = Frühjahr, SO = Sommer)
 Fig. 8b: Numbers of total individuals north of Klein Klützhöved (KMA 15) in 15 m of water (HE = autumn, FJ = spring, SO = summer)

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 schlickigem 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 Gesamtindividuen-dichte 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 gefunden Taxa kamen zwischen 13 und 20 Arten je Probennahme 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 Probennahme 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	RLO	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	RLO	Präsenz	Art	RLO	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.

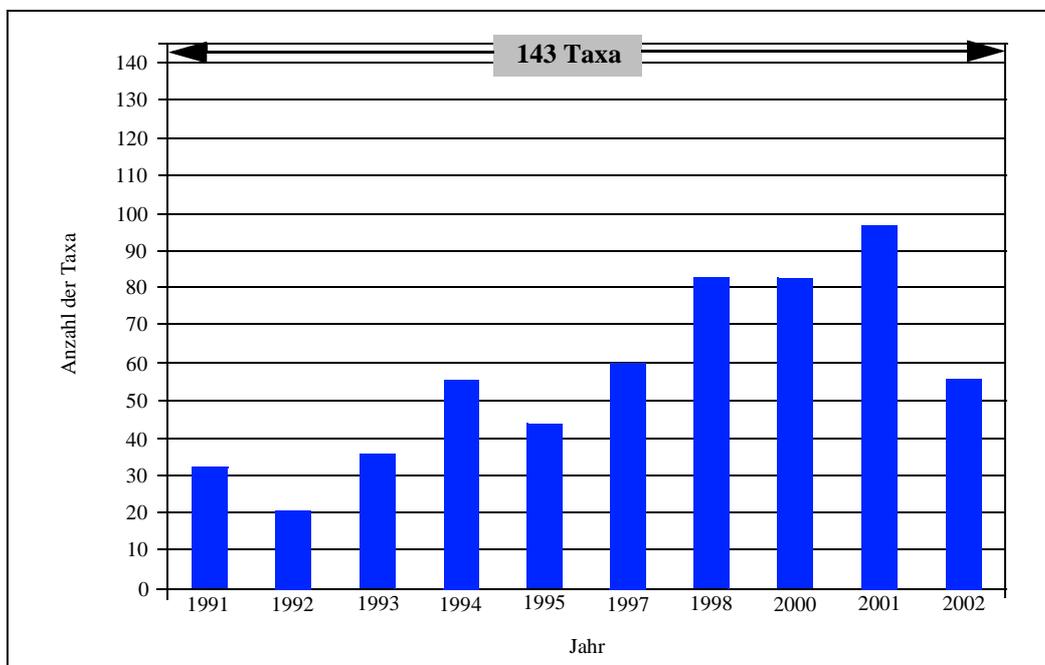


Abb. 9: Gesamtartenzahl der vorgefundenen Taxa an den Stationen. 143 Taxa wurden insgesamt bisher an den untersuchten Stationen gefunden (1996 und 1999 keine Daten)

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)

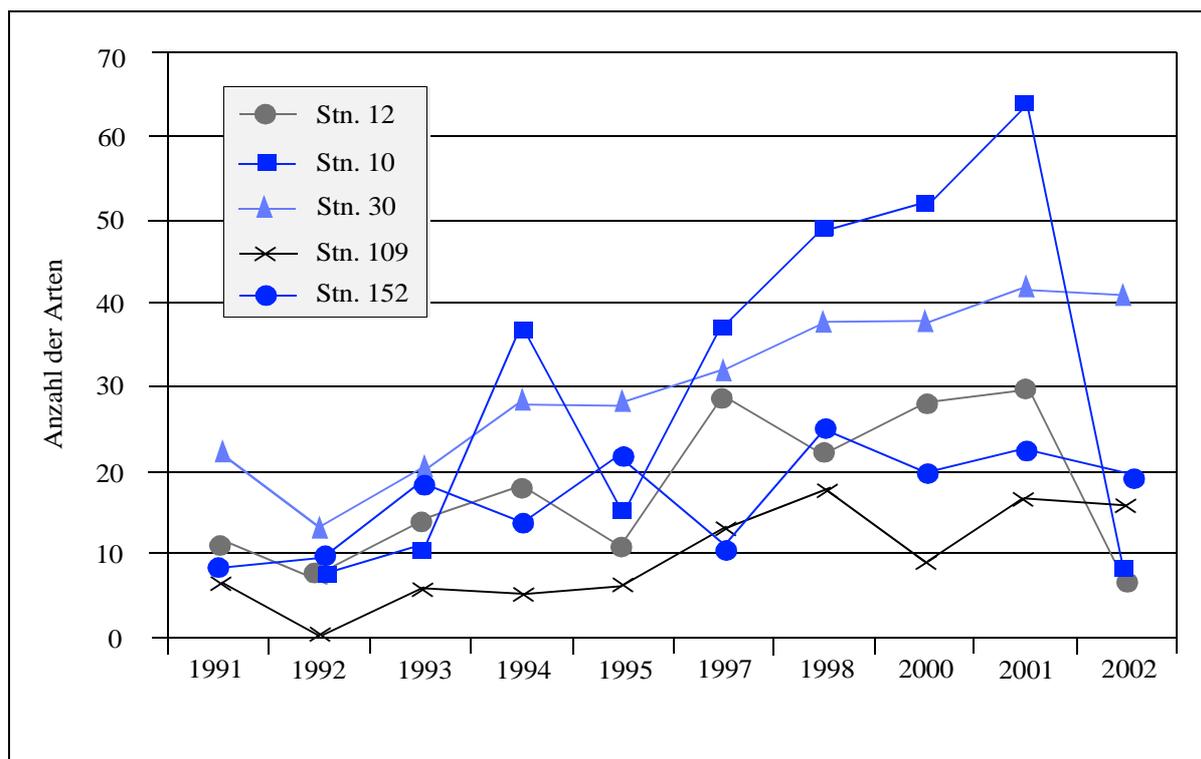


Abb. 10: Entwicklung der Artenzahlen an den einzelnen Stationen von 1991 bis 2002

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 m² so sank im Jahre 2002 die Dichte auf ca. 230 Individuen pro m² ab. Im Becken der Mecklenburger Bucht (Stn. 12) war der Einfluss noch deutlicher. Von 3.900 Individuen pro m² im Jahre 2000 über 2.200 Individuen pro m² im Jahre 2001 fiel die Abundanz auf etwa 80 Indi-

viduen pro m². 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 m² (Stn. 10) und zwischen 8 und 40 g aschefreie Trockenmasse pro m² (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 m². In der Arkonasee (45 m Tiefe) nahm die Abundanz von 70 Individuen pro m² in 2000 über 270 Individuen pro m² in 2001 auf 600 Individuen pro m² zu. In der Pommernbucht war die Variationsbreite zu groß (zwischen 1.500 und 4.200 Individuen pro m²), 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 m² in 2002 festgestellt werden.

Besondere Arten

Von den Arten der Roten Liste (GOSELCK 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 Lübek-

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-

biere, 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 minuta</i> (RISSO)		x					x			x	
12	Glattbutt - <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>Hyperoplus 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> (KRØYER)						x					x
43	Ukelei - <i>Alburnus alburnus</i> (LINNAEUS)											x
44	Vierbärtelige Seezunge - <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 monofilinen *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
Plötze	<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

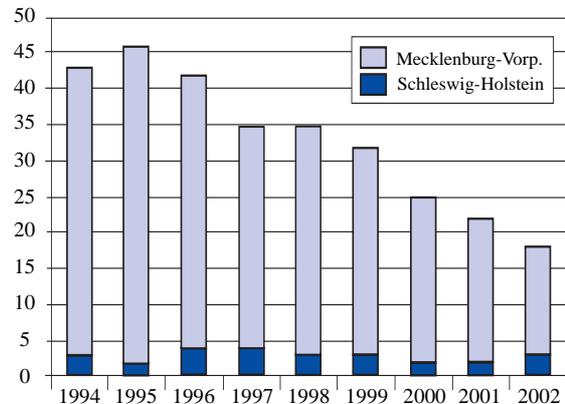


Abb.1: Anzahl der Brutpaare des Alpenstrandläufers an der deutschen Ostseeküste ab 1994

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.

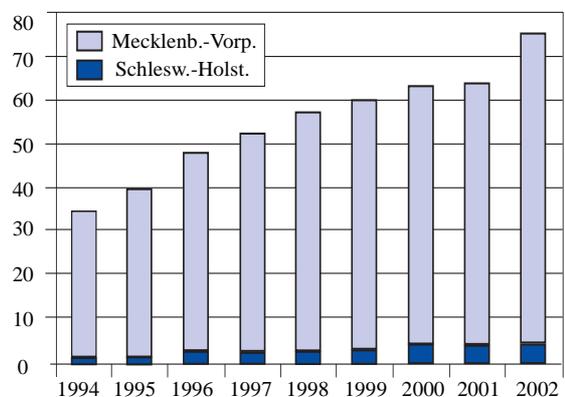


Abb. 2: Anzahl der Brutpaare des Seeadlers an der deutschen Ostseeküste ab 1994

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.

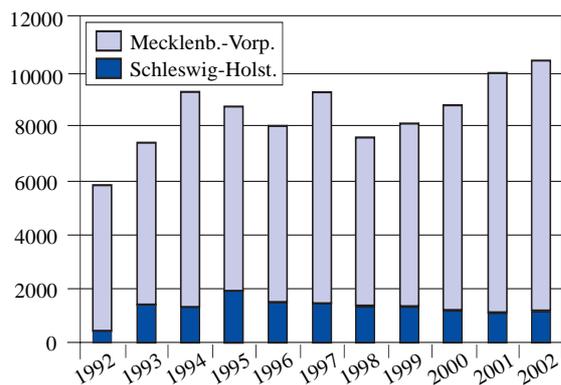


Abb.3: Anzahl der Brutpaare des Kormorans an der deutschen Ostseeküste ab 1992

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 Prädation und störenden Witterungseinflüssen. Der auf niedrigem Niveau befindliche Gesamtbestand ist daher als hochgradig gefährdet einzustufen.

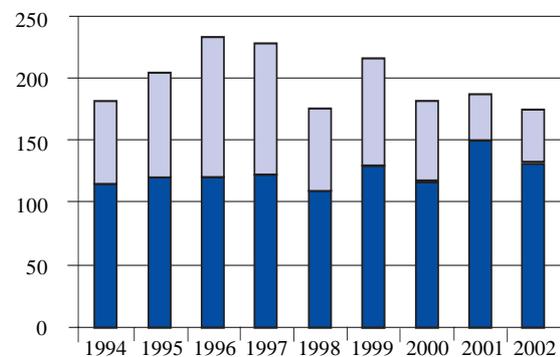


Abb.4 Anzahl der Brutpaare der Zwergseeschwalbe an der deutschen Ostseeküste ab 1994 (Legende wie Abb. 3)

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.

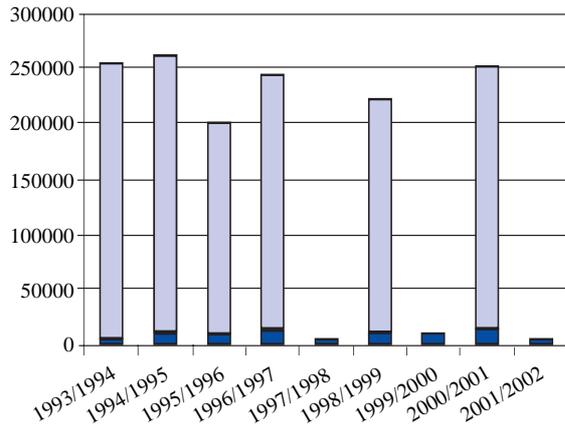


Abb.5: Überwinterungspopulation der Eisente in den deutschen Küstengewässern der Ostsee ab dem Winter 1993/94 (Legende wie Abb. 3)

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 zwei-jährigen 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.

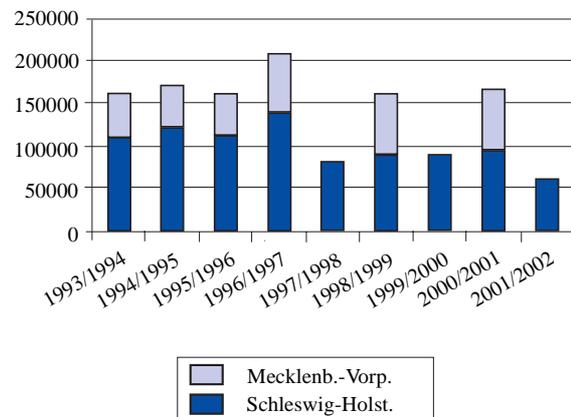


Abb.6: Überwinterungspopulation der Eiderente in den deutschen Küstengewässern der Ostsee ab dem Winter 1993/94

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

261 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.

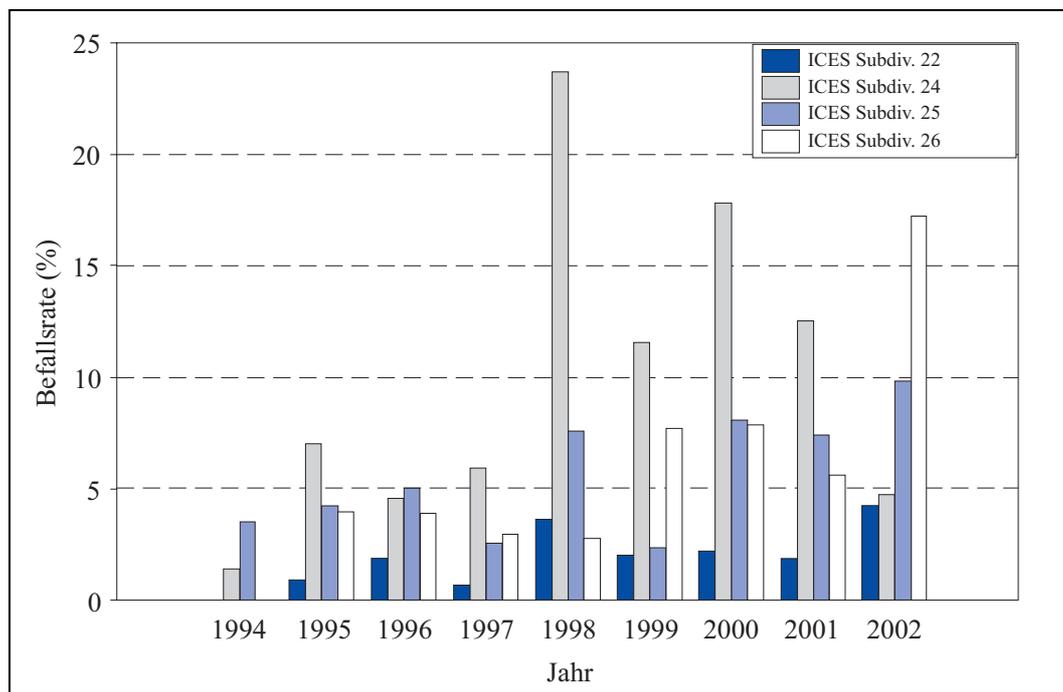


Abb. 1: Häufigkeit von akuten und heilenden Stadien von Hautulcerationen bei Dorschen (*G. morhua*) in vier Gebieten (ICES-Subdivisionen) der südlichen Ostsee im Dezember der Jahre 1994 bis 2002

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).

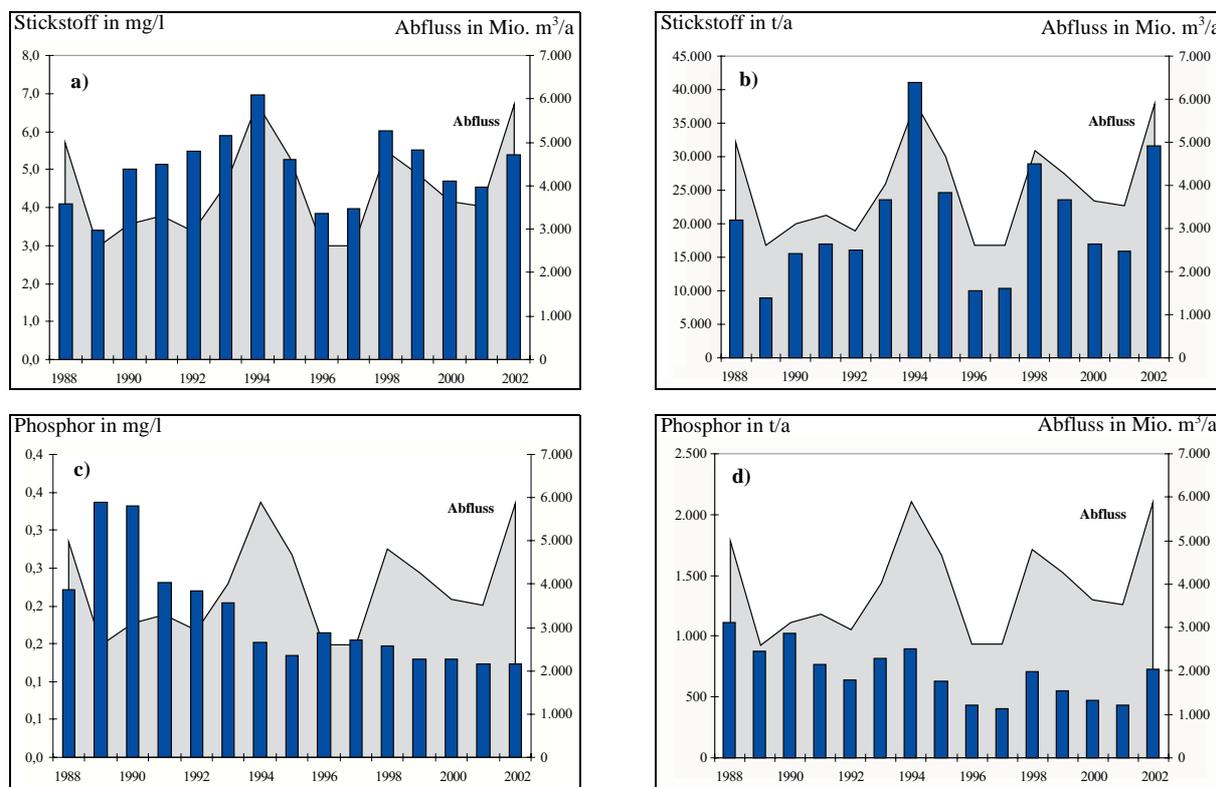


Abb. 1: Nährstoffkonzentrationen und -frachten der deutschen Ostseezuflüsse für 1988 bis 2002 (100 % Einzugsgebiet)

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.