

5 Belastung mit organischen Schadstoffen

5.1 Wasser-Untersuchungen

Gesamtkohlenwasserstoff-Gehalte

Der Gehalt an „Gesamtkohlenwasserstoff“ ist ein halbquantitativer Wert für die Belastung eines Wasserkörpers durch aromatische Erdölkohlenwasserstoffe. In der Deutschen Bucht lagen die Gesamtkohlenwasserstoffgehalte 1994-1996 zwischen 0,35 µg/l in der zentralen Nordsee und 3,2 µg/l in der inneren Deutschen Bucht. Mit bis zu 17,1 µg/l wiesen die Anschlusswerte bei Cuxhaven und Stade deutlich den besonderen Eintrag auf, der aus der Elbe in die Deutsche Bucht kommt. Die Verteilung in der Deutschen Bucht ist nicht immer gleich und kann von Monat zu Monat unterschiedlich sein, da die Lage der Elbe-Fahne windabhängig ist.

Werte wie sie z.B. im Atlantik gemessen werden, sind um den Faktor 10 geringer als in der Deutschen Bucht: Während hier und in der südlichen Nordsee die Konzentrationen zwischen 0,8 und 2 µg/l liegen, sinkt sie im offenen Atlantik auf 0,2 bis 0,05 µg/l ab. Neben quantitativen Unterschieden bestehen allerdings auch große Unterschiede in der Zusammensetzung, so dass erst die Untersuchung der Einzelkomponenten genauere Aussagen erlaubt.

Auf allen Stationen ist eine hohe zeitliche Variabilität zu beobachten, besonders an den küstennahen Stationen, die in der Elbefahne liegen. Der Grund für die beobachtete hohe Variabilität liegt darin, dass die Konzentration nicht nur durch die Temperatur (Abbauprozesse), sondern auch durch den Süßwasseranteil (Eintrag vom Land) und den Schwebstoffgehalt (hohe Anreicherung der Kohlenwasserstoffe) der Wasserproben beeinflusst wird. Die jahreszeitliche Abhängigkeit wird durch kurzzeitig veränderliche (meteorologische und hydrographische) Parameter überlagert.

Aufgrund der hohen Variabilität ist z.Z. keine Beurteilung der zeitlichen Entwicklung möglich. Die 1994 bis 1996 beobachteten Werte lagen in dem gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe (Alkane)

Der Konzentrationsbereich der Aliphate lag 1994-1996 zwischen 40 ng/l in der äußeren Deutschen Bucht und 400 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gradienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. n-Alkane, eine Untergruppe der Aliphate, sind Hauptbestandteile von Erdöl, können aber auch in der Natur neu gebildet werden. Eine Unterscheidung der Quellen in Umweltproben ist nur anhand der verschiedenen Verteilungsmuster möglich.

Die Konzentrationen einzelner n-Alkane (C₁₉ bis C₃₀) lagen 1994-1996 in der Deutschen Bucht zwischen 0,7 und 5 ng/l, mit vereinzelt Spitzenwerten bis zu 10 ng/l. In Küstennähe stiegen die Werte bis auf 25 ng/l und im Mündungsbereich der Elbe bis auf 100 ng/l an.

Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahlgiger Kettenlängen (Maximum meist bei C₂₉) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der "Carbon Preference Index" von 1,2 bis 2 auf einen hohen zusätzlichen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) überragte C₁₇ (bis 300 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt waren auch C₁₅ und C₁₉ stark gegenüber den übrigen Kohlenwasserstoffen erhöht (15 bis 75 ng/l). Alle drei Alkane sind bekannte Stoffwechselprodukte von Algen. Besonders hohe Konzentrationen wurden auf Station 36 vor der ostfriesischen Küste beobachtet.

Aufgrund der hohen Variabilität waren keine zeitlichen Entwicklungen zu beobachten.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aromaten in der Deutschen Bucht lag 1994-1996 zwischen 1,8 ng/l und 90 ng/l bei Stade. Die Konzentrationen der Einzel-PAK liegen in der Deutschen Bucht - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 10 ng/l bis unter 0,01 ng/l. Bei den hochkondensierten 5- und 6-Ring-Aromaten ist zur Küste hin ein sehr starker Gradient zu beobachten, während bei den 2- und 3-Ring Aromaten der Gradient weniger steil ausfällt. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) in der offenen See im Bereich von 0,01 bis 0,5 ng/l vorliegen, weisen 5- und 6-Ring-Aromaten hier nur noch Konzentrationen von <0,01 bis 0,05 ng/l auf. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass die hochkondensierten polyzyklischen Aromaten eine sehr große Affinität zu Schwebstoffen zeigen, so dass ihre Konzentrationen besonders stark vom Schwebstoffgehalt abhängen und einen steileren Gradienten von der Küste zur offenen See aufweisen als die besser wasserlöslichen, niedrig kondensierten 2- und 3-Ring-Aromaten.

Die zeitliche Abhängigkeit der Einzelkomponenten-Konzentrationen ist ähnlich komplex wie die der "Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration".

Im Weser-Ästuar werden im Schwebstoff PAK-Gehalte seit 1995 bestimmt. An der Station Hemelingen lagen sie im Juni und Oktober 1995 bei 3,43 bzw. 1,81 mg/TM Schwebstoff (6 PAK lt. TVO). Im Juni und Oktober 1996 wurden 1,23 und 1,58 mg/TM (6 PAK lt. TVO: Fluoranthren, Benzo-(b)-Fluoranthren, Benzo-(k)-Fluoranthren, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren gemessen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β -und γ -HCH)

Im Gegensatz zur Belastungssituation im Wasser der Ostsee waren 1994-1996 die Konzentrationen des α -HCH in der Deutschen Bucht geringer als die des Lindans. Aus vorangegangenen Untersuchungen in der Nordsee ist zudem bekannt, dass Lindan-Konzentrationen in Abhängigkeit von der

Jahreszeit stärker variieren und im Frühsommer meist ansteigen.

Die Lindan-Konzentrationen lagen 1994-1996 im gesamten Ästuarbereich der Ems auf relativ einheitlichem Niveau. Die Mittelwerte schwankten zwischen 2 und 3 ng/l, die höchsten Konzentrationen wurden mit 6 ng/l im Dollart und in der alten Ems gemessen.

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln lagen 1994-1996 einige Lindan-Messungen unterhalb der Grenze von 0,06 ng/l (März 1994), die meisten befanden sich im Bereich von 0,2 bis 4 ng/l. Bemerkenswert waren die Ergebnisse des Dezember 1994, als an allen sechs Stationen relativ hohe Lindan-Konzentrationen von 4 bzw. 5 ng/l auftraten. Bei der nächsten Beprobung, sieben Wochen später, waren die Gehalte an den Stationen Accumer Ee und Harle sogar auf 10 ng/l gestiegen, die der anderen Stationen gesunken (auf <0,05-3 ng/l). 1994-1996 betrug die α -HCH-Konzentrationen an den ostfriesischen Inseln maximal 0,9 ng/l.

An den Stationen der schleswig-holsteinischen Westküste konnte 1994-1996 nur in einem Jahr Lindan nachgewiesen werden, nicht aber α - oder β -HCH (Bestimmungsgrenzen für α -, β -, γ -HCH 1994-1995: 2 ng/l, 1996: 0,7 ng/l). Während Lindan 1994 und 1995 unter 2 ng/l lag, wurden 1996 Lindangehalte zwischen 1,5 und 4,2 ng/l gemessen (Maximum südlich Süderoogsand im August 1996). Im Eiderästuar fanden sich im Mai und August 1996 Lindankonzentrationen von 3,6 und 2,4 ng/l.

Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 5 ng/l vorliegen, zeigen sie in der Deutschen Bucht unterschiedliche Verteilungen. Die Verteilung der Mittelwerte von α -, β - und γ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb.24 wiedergegeben.

Für das α -HCH zeigte sich in der Deutschen Bucht eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen zwischen 0,27 und 0,37 ng/l. Die recht homogene Grundbelastung wurde in der Elbe-Fahne etwas erhöht (bis 0,6 ng/l).

Das β -HCH wies eine wesentlich geringere Grundbelastung auf (< 0,03 ng/l), so dass die Konzentrationen hauptsächlich durch die Elbe

beeinflusst wurden (bis 0,33 ng/l). β -HCH ließe sich deshalb als Elbe-Tracer verwenden.

Beim Lindan waren in der Deutschen Bucht 1994-1996 mittlere Gehalte von 1,16 bis 2,07 ng/l zu beobachten mit einem deutlichen Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch den Elbe-Einfluss verstärkt wurde. Wie großräumige Untersuchungen zeigen, liegt die Ursache hierfür darin, dass das in die Nordsee einströmende Kanalwasser bereits höher mit Lindan belastet ist. Im Jahr 1996 scheint das Kanalwasser besonders weit nach Norden in die äußere Deutsche Bucht verfrachtet worden zu sein (s.u.).

Im Weser-Ästuar wurden Lindan und α -HCH 1995 und 1996 nicht in der gesamten Wasserprobe, sondern ausschließlich im Schwebstoff bestimmt. An der Station Hemelingen konnten die beiden Verbindungen nicht oder nur vereinzelt nachgewiesen werden. Sie lagen zumeist unterhalb der dortigen Bestimmungsgrenze von 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS Schwebstoff, die höchsten Werte fanden sich mit 3,5 und 4,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS im Oktober und November 1996.

Langzeitentwicklung (1975-1996)

Für die HCH liegen verlässliche Messwerte seit 1975 vor, so dass die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann. In den vergangenen Jahren konnte für α -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang in den Konzentrationen beobachtet werden. Für γ -HCH war langfristig ebenfalls eine Verringerung festzustellen, allerdings geringer als beim α -HCH (Abb. 25).

In dem Untersuchungszeitraum 1994 - 96 war beim α -HCH weiterhin ein abnehmender Konzentrationsverlauf zu beobachten, allerdings wird er nur aufgrund der langfristigen Untersuchungen signifikant.

Beim Lindan war weiterhin eine höhere Variabilität festzustellen. Bemerkenswerterweise waren in der äußeren Deutschen Bucht im Jahr 1996 deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten als in den Vorjahren. Aus Beobachtungen von radioaktiven Tracern ergibt sich ein Hinweis darauf, dass 1996 das Kanalwasser ungewöhnlich weit nach Norden in die äußere Deutsche Bucht verfrachtet worden war.

Dies könnte eine Erklärung für die erhöhten Lindan-Werte sein.

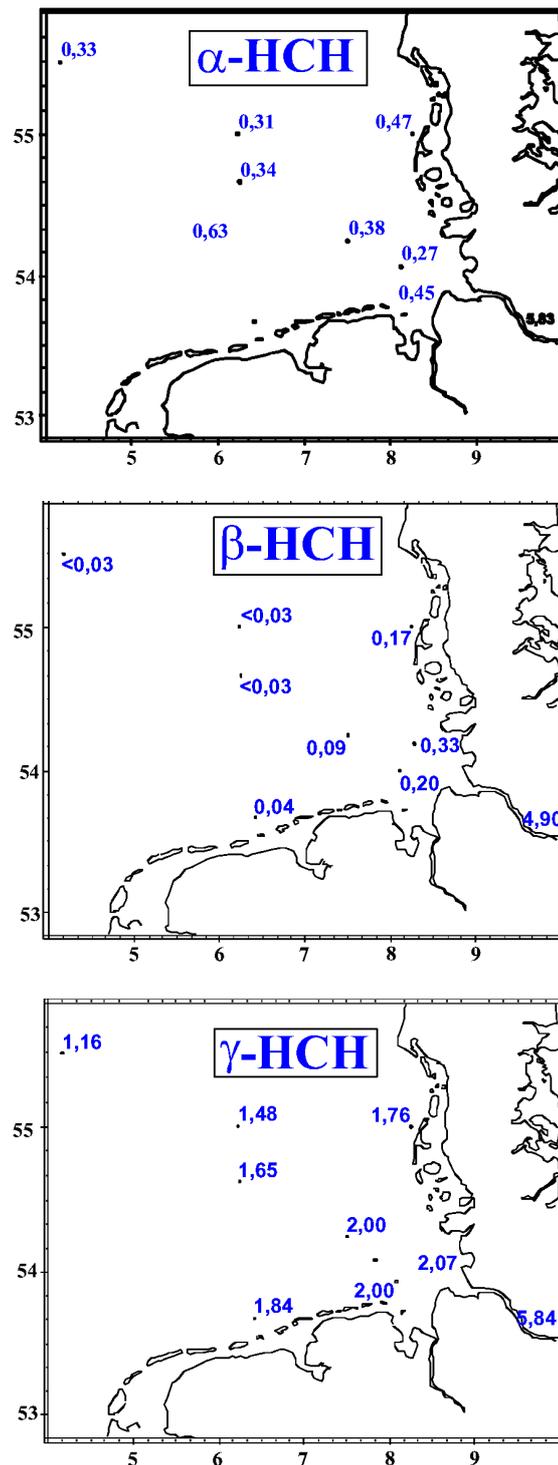


Abb. 24: Verteilung der HCH-Isomere (ng/l) in der Deutschen Bucht (Mittelwerte der Jahre 1994-96)

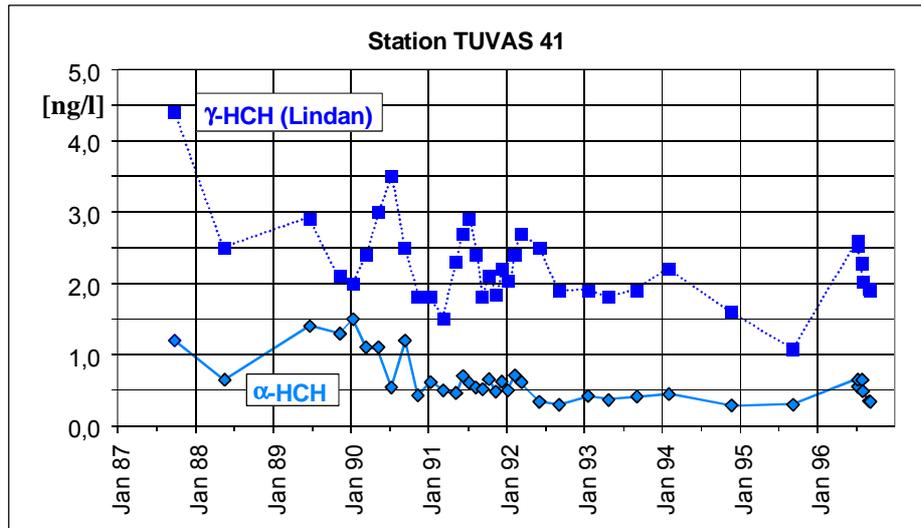


Abb. 25: Zeitlicher Verlauf der Lindangehalte und α -HCH Konzentrationen in der inneren Deutschen Bucht 1987 -1996.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

Die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe in der Deutschen Bucht ähnelt derjenigen der hochkonzentrierten PAK, es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Zeitliche Entwicklungen können aufgrund der kleinen Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen nicht beobachtet werden.

HCB

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln wurden die Bestimmungsgrenzen für HCB (<0,04 bzw. <0,08 ng/l) 1994 und 1995 nur bei drei Werten überschritten (0,1 ng/l). Im Jahr 1996 lagen die HCB-Gehalte höher: nur zwei Ergebnisse waren <0,04 ng/l, die anderen lagen im Bereich bis 0,2 ng/l.

An den Küstenstationen Schleswig-Holsteins lagen die HCB-Gehalte in diesem Zeitraum zum allergrößten Teil unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l.

Während in der Elbe (bei Stade) für HCB mittlere Konzentrationen von ca. 3 ng/l beobachtet wurden, sind in der Elbe-Fahne in der Deutschen Bucht nur noch Werte bis zu 0,04 ng/l zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht liegen die Konzentrationen meist unter

der Bestimmungsgrenze (<0,01 bis <0,03 ng/l).

Im Weser-Ästuar wird HCB nicht in der gesamten Wasserprobe, sondern ausschließlich im Schwebstoff bestimmt. An der Ästuarstation Hemelingen wurde HCB 1995 und 1996 regelmäßig nachgewiesen, mit Jahresmittelwerten von 5,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS im Jahre 1995 und um 7,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS im Jahre 1996.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

An den sechs Stationen der ostfriesischen Inseln schwankten die Summenkonzentrationen der untersuchten acht PCB (Nr. 28+31, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 194) für 1994-1996 in weiten Bereichen. Im März 1994 lagen sie fast ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenzen der einzelnen PCB-Verbindungen (<0,06 bis <0,3), nur an der Otzumer Balje wurden 3 ng/l gemessen. Im Dezember des Jahres fanden sich erhöhte Werte von 2-6 ng/l. Im Jahr 1995 lagen die PCB-Gehalte überwiegend im Bereich der Bestimmungsgrenzen oder darunter. Nur im Dezember 1995 wiesen drei Stationen erhöhte Werte von 3-7 ng/l auf. Das nachfolgende Jahr 1996 erbrachte insgesamt hohe PCB-Gehalte, mit 15 ng/l am höchsten im Dezember in der Osterems. Die PCB-Summen der anderen Stationen erreichten 1996 Werte zwischen 1,5 und 9 ng/l.

An den Küstenstationen Schleswig-Holsteins blieben die Summengehalte der untersuchten, acht PCB-Verbindungen zum allergrößten Teil unter der analytischen Bestimmungsgrenze (1995 und 1996: 1 ng/l. 1996: 0,5 ng/l).

Während in der Elbe (Stade) für die häufigste PCB-Verbindung, das PCB153, mittlere Konzentrationen von ca. 0,2 ng/l beobachtet wurden, waren in der Elbe-Fahne nur noch Werte bis zu 0,04 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<0,01 bis <0,03 ng/l).

Im Weser-Ästuar wurden sechs PCB-Kongenere (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) im Schwebstoff untersucht; die Werte lagen an der Station Hemelingen im Jahresmittel 1995 bei 65,2 µg/kg Trockenmasse und 1996 bei 73,5 µg/kg Trockenmasse.

DDT-Gruppe

Während in der Elbe (Stade) für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das DDD, mittlere Konzentrationen von etwa 1 ng/l ermittelt wurden, waren in der Elbe-Fahne nur noch Werte von bis zu 40 pg/l zu finden (Station 30). In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen meist unter der Bestimmungsgrenze (<10 bis <30 pg/l).

Im Weser-Ästuar wurde 1994-1996 im Schwebstoff regelmäßig nur 4,4-DDE nachgewiesen, ein Abbauprodukt des DDT's. Die Jahresmittelwerte betragen 1995 2,8 µg/kg

Trockensubstanz (TS) und 6,0 µg/kg TS im Jahr 1996.

Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe

Im Weser-Ästuar ergab die Untersuchung ausgewählter leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe im Wasser während des Berichtszeitraums 1994-1996 ausnahmslos niedrige Belastungen mit Messwerten unterhalb oder knapp oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenzen (je nach Substanz 0,03 oder 3 µg/l). Diese Messergebnisse bedeuten zwar nicht unbedingt, dass kein Eintrag stattgefunden hat, da die Substanzen aufgrund ihrer großen Flüchtigkeit in kürzester Zeit durch Ausgasen in die Atmosphäre entweichen können, jedoch ist die Belastung der Weser mit leichtflüchtigen, halogenierten Kohlenwasserstoffen als eher gering anzusehen.

Triazine und andere Pestizide

Die Untersuchung der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe Atrazin, MCPP, 2,4-DP, Isoproturon, Diuron und Simazin im Wasser des Weserästuars ergab im Jahre 1996 ungefähr zur Hälfte positive Befunde, von denen wiederum bei den Substanzen Isoproturon, Diuron und MCPP etwa die Hälfte der Messwerte oberhalb des Trinkwasserwertes von 0,1 µg/l lagen. Die höchste Konzentration mit einem Wert von 0,42 µg/l wurde für die Substanz MCPP gemessen.

52 Organismen-Untersuchungen

Miesmuscheln (*Mytilus edulis*)

Bis 1994 wurden im äußeren Ems-Ästuar bei Borkum Miesmuscheln von der BfG untersucht. Die Schadstoffgehalte werden in [µg/kg Trockengewicht (TG)] angegeben. Die vorliegenden Ergebnisse umfassen die Jahre 1986-1994. Die bei der Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer von der Forschungsstelle Küste, Norderney, durchgeführten Untersuchungen liegen für 1994 bis 1996 vor, sind aber noch nicht im Hinblick auf Trendaussagen ausgewertet worden.

Das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein beprobte 1994-1996 Miesmuscheln im nordfriesischen Wattenmeer in der Norderaue bzw. Süderaue, bei der Insel Südfall (Heverstrom) sowie auf Helgoland (Düne).

Die Schadstoffgehalte sind je nach Labor auf unterschiedliche Bezugsgrößen normiert (Fettgewicht, Feuchtgewicht, Trockengewicht); dementsprechend sind die Ergebnisse schwer vergleichbar. Ebenso waren bis dato die Probennahmestrategien unterschiedlich.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β - und γ -HCH)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag Lindan 1994 zwischen 0,1 und 9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG. Es zeigten sich große Konzentrationsunterschiede zwischen den einzelnen Größenklassen der Muscheln.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland lagen die Lindangehalte in Miesmuscheln im Zeitraum 1994-1996 zwischen 20 und 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht. Die Konzentrationen von α -, β -, und δ -HCH befanden sich zur selben Zeit stets im Bereich bzw. unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum wurde im Jahr 1994 HCB in Konzentrationen zwischen 0,3 und 0,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG gefunden.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag 1994 die Summe der untersuchten 6 PCB-Einzelsubstanzen (lt. DIN) zwischen 37 und 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockengewicht.

Entlang der niedersächsischen Küste zeigte sich 1994 bei Untersuchungen von sechs (lt. DIN) bzw. 72 PCB-Kongeneren an Miesmuscheln, wie bereits in den Vorjahren seit 1986, dass die PCB-Belastung der Muscheln generell im Frühjahr deutlich höher war als im Spätsommer/Herbst. Dementsprechend waren auch die regionalen Unterschiede im Frühjahr stärker ausgeprägt als bei den Beprobungen in der zweiten Jahreshälfte. Im regionalen Vergleich ergab sich ein deutliches Konzentrationsgefälle in südwestlicher Richtung entlang der niedersächsischen Küste. Die höchsten PCB-Summenkonzentrationen traten im Bereich der Elbemündung auf, die Summe der sechs PCBs (lt. DIN) betrug hier 1994 im Frühjahr 11,1 und im Herbst 7,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht. Die niedrigsten Gehalte fanden sich im Gebiet des Ems-Ästuars, dort erreichte die

Summe der 6 PCBs 1994 im Frühjahr 4,8 und im Herbst 3,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland wurden die Miesmuscheln auf 8 PCB-Einzelsubstanzen untersucht (OSPAR/ HELCOM-Liste sowie PCB194). Die Kongenere Nr. 28, 52 und 194 lagen im Zeitraum von 1994 bis 1996 stets im Bereich oder unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht. Die höchsten Gehalte der untersuchten PCB-Einzelsubstanzen in Miesmuscheln zeigten PCB138 mit 100-230 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht und PCB153 mit 130-260 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht.

DDT-Gruppe

In Miesmuschelproben aus dem äußeren Ems-Ästuar bei Borkum lag die Summe der untersuchten DDT-Verbindungen 1994 zwischen 7 und 26 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG.

An den beiden Stationen im nordfriesischen Wattenmeer und der Station bei Helgoland erreichten die p,p'-DDE und -DDD-Gehalte in Miesmuscheln im Zeitraum von 1994-1996 Werte zwischen 40 und 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Fettgewicht.

Nordseefische

Als wichtige Nutz- und Bodenfischart der Nordsee wird in der Deutschen Bucht die Scholle (*Pleuronectes platessa*) auf organische Schadstoffgehalte in der Leber untersucht. Für die folgende Bewertung der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffbelastungen eignen sich Untersuchungen, die seit 1990 im Seegebiet nordwestlich bis nördlich von Helgoland durchgeführt wurden (JMP-Gebiet 13.4). Ab 1995 wurde die Untersuchung von Klieschen zeit- und ortsgleich zu den Schollen aufgenommen, um ein integriertes schadstoffbezogenes Bioeffekt-Monitoring an der Kliesche aufzubauen. Diese Daten sind in dem vorliegenden BLMP-Bericht jedoch noch nicht berücksichtigt.

Dabei wurden jedes Jahr (Probenahmetermin August/September) von 25 Tieren eines definierten Längenbereichs (ab 1995: 20-30-cm) die Lebern individuell auf chlorierte organische Verbindungen untersucht. Die untersuchten Tiere gehörten 1994 überwiegend der Altersklasse 3-4 Jahre, 1995 der Altersklasse

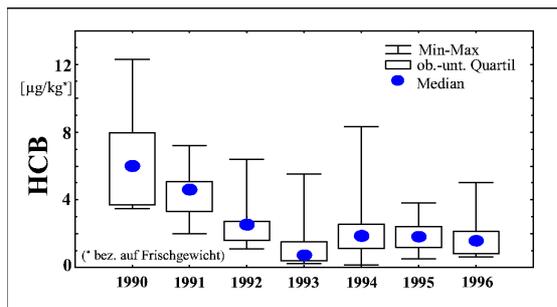


Abb. 26a: HCB-Konzentrationen in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht.

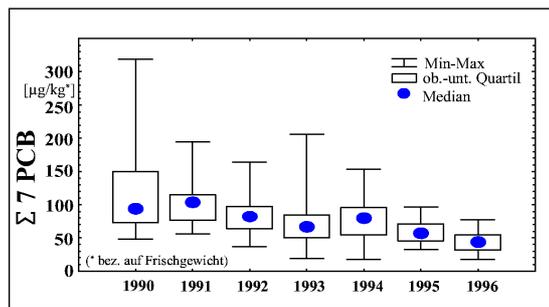


Abb. 26c: Summenkonzentration von 7 PCB in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht.

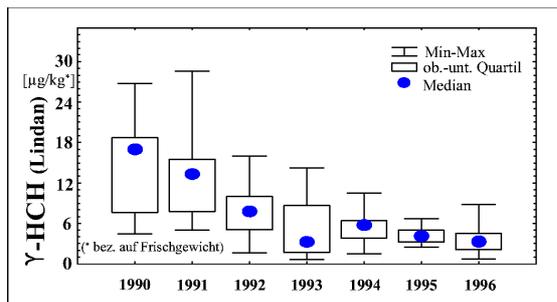


Abb. 26b: Lindan-Konzentrationen in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht.

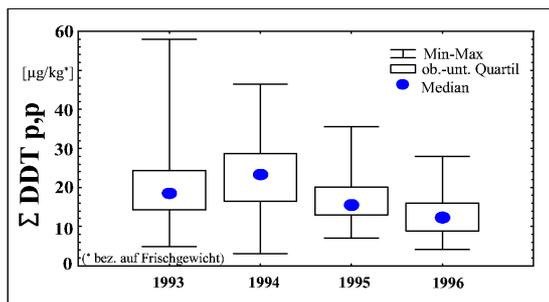


Abb. 26d: DDT-Konzentrationen in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht.

2-3 Jahre und 1996 der Altersklasse 3 Jahre an. Seit 1995 wurden ausschließlich weibliche Schollen untersucht, die Vergleichbarkeit mit den vorangegangenen Daten dieser Zeitreihe ist aber weiterhin gegeben. Diese Änderung steht bereits im Einklang mit den erst zwei Jahre später in Kraft getretenen überarbeiteten Monitoring-Richtlinien von OSPAR. Die Schadstoffgehalte werden auf kg Frischgewicht bezogen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β -und γ -HCH)

In Schollenlivers aus der Deutschen Bucht waren die jährlichen Mediane der HCH-Konzentrationen zwischen 1990 und 1993 auf annähernd 20 % der Werte von 1990 zurückgegangen und pendelten seitdem um dieses Niveau: α -HCH von knapp 5 auf 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und Lindan von 18 auf etwa 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

Die jährlichen Mediane der HCB-Belastung in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht waren zwischen 1990 und 1993 von etwa 6 auf 2

$\mu\text{g}/\text{kg}$ FG zurückgegangen und pendelten seitdem um dieses Niveau.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

In Schollenlivers aus der Deutschen Bucht nahmen die jährlichen Mediane der PCB-Summengehalte (lt. OSPAR/HELCOM) innerhalb von 6 Jahren von rund 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht (1990) auf etwa 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ab; die Regression ergibt eine signifikante lineare Abnahme der PCB-Konzentrationen von 10,8%, so dass hier von einem eindeutigen Trend gesprochen werden darf. Ob und in welcher Stärke sich dieser Trend über die nächsten Jahre fortsetzen wird, kann noch nicht abgeschätzt werden. Es ist aber zu erwarten, dass die Abnahme pro Jahr geringer werden wird.

DDT-Gruppe

Die jährlichen Mediane der Summe der drei o.g. DDT-Verbindungen sanken in Schollenlivers aus der Deutschen Bucht während des Berichtszeitraums von ca. 24 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Jahr 1994 auf etwa 13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Jahr 1996. Trendaussagen können wegen des kurzen Untersuchungszeitraumes noch nicht gemacht werden.

Vogeleier

Als Endglieder der marinen Nahrungskette sind Küstenvögel und deren Eier vergleichsweise hoch mit Umweltchemikalien belastet. Ihre Stellung auf hoher trophischer Ebene prädestiniert Küstenvögel aber auch als sehr geeignete Indikatoren der Kontamination der Biota mariner Ökosysteme. Bereits seit 1981 (seit 1986 jährlich; seit 1995 in Kooperation mit dem Institut für Technisch-Wissenschaftliche Innovation (ITI), Fachhochschule Wilhelmshaven) überwacht deshalb das Institut für Vogelforschung die Belastung von Eiern zweier verbreiteter Brutvogel-Arten der deutschen Nordseeküste (Flussseeschwalben *Sterna hirundo* und Austernfischer *Haematopus ostralegus*).

Methodik

Im Zeitraum 1994 bis 1996 wurden fünf bis sieben Flussseeschwalben- und Austernfischer- Brutgebiete der deutschen Nordseeküste beprobt (Abb.27). Die Gebiete waren entlang der gesamten Küste verteilt und dürften somit sowohl potentiell stark (Ästuar der Flüsse) als auch schwach (Inseln) belastete Bereiche des Ökosystems repräsentieren.

Die Probenahme wie die chemische Analytik orientierte sich an international standardisierten methodischen Richtlinien (Draft JAMP Biota Monitoring Guidelines der OSPAR-COM). Entsprechend dieser Methodik wurde jährlich je Gebiet und Art jeweils zufällig aus zehn Vollgelegen ein Ei entnommen und gaschromatographisch auf chlororganische Verbindungen untersucht.

Analysiert wurden Isomere und Metaboliten der Verbindungen DDT und HCH, HCB sowie 62 PCB-Kongenerne. Sofern nicht ausdrücklich anders angegeben, stellen die beschriebenen Konzentrationen von Umweltchemikalien in Eiern arithmetische Mittelwerte (in ng/g Frischgewicht des Ei-Inhalts) der einzelnen Stichproben (n=10) dar. Dargestellt werden jeweils die Gesamtkonzentrationen der untersuchten Schadstoffgruppen. Deren einzelne Bestandteile gehen aus den Tabellen 5 und 6 hervor, in denen beispielhaft auch quantitative Zusammensetzungen der Gemische angegeben sind. Neben den Ergebnissen aus einzelnen Jahren und Gebieten werden auch langfristige Trends in Form von Rangkorrelationskoeffi-

zienten nach Spearman angegeben. Im Falle der PCB gehen diese Trends auf 34 Kongenerne zurück („Σ 34 PCB“; Tab. 5 und 7), die seit 1987 durchgehend jährlich mit identischer Methode analysiert werden. Erweitert wurden die PCB-Zeitreihen durch summarische Werte aus den Jahren 1981 bis 1996.

Unterstützt wurde das Messprogramm durch die Niedersächsische Wattenmeerstiftung, Hannover.

Belastungsschwerpunkte von chlororganischen Verbindungen

Wie die für das Jahr 1996 dargestellten Ergebnisse zeigen, bildeten die PCB im Vergleich zu den anderen untersuchten Chemikalien die weitaus bedeutendsten Rückstände in den Eiern von Flussseeschwalben und Austernfischern (Abb.28). Obwohl deutliche interspezifische Unterschiede der Kontamination gefunden wurden, variierten die Schadstoffkonzentrationen in den Eiern beider Arten zwischen den Brutgebieten auf vergleichbare Weise. Die höchsten Konzentrationen chlororganischer Verbindungen wurden jeweils in den an der Elbmündung und auf Trischen gesammelten Eiern gefunden, während die Proben Norderoogs am niedrigsten belastet waren.

Dieses räumliche Verteilungsmuster weist die Elbe als wichtigste Eintragsquelle der analysierten Schadstoffe im Bereich der deutschen Nordseeküste aus und ist mit den hydrodynamischen Gegebenheiten erklärbar. Das über die Elbe ins Wattenmeer einfließende verunreinigte Wasser schwenkt mit den vorherrschenden Strömungen des Wassers der Deutschen Bucht vornehmlich in nordöstliche und nördliche Richtungen. Mit zunehmender Verdünnung der Schadstofffracht in Wasser und Nahrungsnetz nimmt die Kontamination der Eier von der Elbmündung über Trischen bis nach Norderoog ab. Die hinsichtlich der Belastung der Eier intermediäre Stellung der westlich der Elbmündung gelegenen Brutgebiete deutet auf weitere Einträge durch Weser und Ems hin, die jedoch im Vergleich zur Elbe offenbar von sehr viel geringerer Bedeutung sind. Verunreinigungen an der deutschen Nordseeküste dürften außerdem vom Rhein ausgehen.

Schadstoffbelastung in Austernfischer und Seeschwalbe

Neben der räumlichen Variabilität der Schadstoffkonzentration in Eiern von Austernfischer und Flusseeeschwalbe, wurden 1994 bis 1996 interspezifische Unterschiede gefunden (Abb. 28,29). Wie aus den Ergebnissen aus dem Jahre 1996 hervorgeht, waren die Seeschwalbeneier stärker kontaminiert als die des Austernfischers, wobei offenbar die Größe dieses Unterschiedes mit der räumlich variierenden Umweltbelastung schwankte (Abb.28). Eine von diesem Befund abweichende Tendenz wurde hinsichtlich der HCH-Belastung gefunden, die nicht bzw. in umgekehrter Weise zwischen den Arten variierte.

Diese Ergebnisse stehen in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Ernährungsökologie der beiden Arten. Da den Flusseeeschwalben nach einem langen Heimzug kaum Energiereserven zur Verfügung stehen, sind diese Vögel genötigt, unmittelbar nach der Ankunft in den Brutgebieten in kürzester Zeit Energie zur Eiproduktion aufzunehmen. Sie tun dies während der Phase der sog. Balzfütterungen, in der die weiblichen Tiere große Mengen fressen, hauptsächlich Fisch.

Aufgrund ihres hohen Fettgehaltes und ihrer Position auf relativ hoher Trophieebene akkumulieren Fische PCB, DDT und Metaboliten und HCB stärker als Invertebraten des Wattes. Demgegenüber akkumulieren Muscheln, insbesondere aber Polychaeten, die einen Großteil der Nahrung der im Wattenmeer brütenden Austernfischer ausmachen, in relativ größerem Umfang HCH-Verbindungen.

Je nach Akkumulationsverhalten der Umweltchemikalien im marinen Ökosystem und je nach Nahrungspräferenz der Endglieder der Nahrungskette ergeben sich so Kontaminationen interspezifisch unterschiedlicher Quantität. Naturgemäß sind diese Unterschiede dort relativ groß, wo die Belastung eines Lebensraumes relativ hoch ist (im Falle der hier untersuchten Flusseeeschwalben und Austernfischer beispielsweise in den Brutgebieten der inneren Deutschen Bucht).

Die in den Jahren 1995 – 1996 beobachteten Organohalogen-Rückstände in Eiern von an

der Jade brütenden Vögeln (Abb.29) schwankten insbesondere bei der Flusseeeschwalbe relativ stark und gehen zunächst kaum mit den langjährigen Trends konform. Da zwischen beiden Vogelarten keine übereinstimmenden Tendenzen erkennbar sind, sind diese Ergebnisse schwierig zu interpretieren. Bezüglich der Flusseeeschwalbe könnten die ermittelten Variationen Ausdruck saisonal wechselnder Nahrungsverfügbarkeiten und -präferenzen (Fisch / Crustaceen) sein.

Zeitliche Entwicklung

Trotz vergleichsweise hoher Schadstoffbelastungen der Eier einzelner Jahre im Zeitraum 1994 bis 1996 können aber in den meisten Brutgebieten und für die überwiegende Zahl der untersuchten Verbindungen seit 1981 abnehmende Konzentrationen konstatiert werden (Tab. 7, Abb. 30). Die teilweise bereits Jahrzehnte zurückliegenden Produktions- und Anwendungsverbote von Pestiziden wie DDT und HCB sowie von PCB, die Stilllegung von Industriestandorten in den ostdeutschen Bundesländern nach der Wiedervereinigung und die abnehmende Belastung der Nordseezuflüsse in deren Folge wirken sich nunmehr offenbar auch positiv auf die Schadstoffbelastung der Küstenvogeleier aus. Ausnahmen bilden allerdings die HCH-Isomere, deren Konzentrationen in Eiern in vielen Fällen auf relativ niedrigem Niveau stagnierten bzw. im Laufe der Jahre zunahm. In diesem Zusammenhang dürfte die andauernde Lindan-Anwendung von Bedeutung sein.

Einflüsse der Organohalogenkontamination auf die Reproduktivität der Vögel können, auch nach den mit wenigen Ausnahmen erfreulichen Entwicklungen der Belastung von Küstenvogeleiern mit Umweltchemikalien in der vergangenen Dekade, nicht vollständig ausgeschlossen werden. Da jedoch die für 1994 bis 1996 ermittelten Schadstoffgehalte von Eiern die nach derzeitigem Kenntnisstand anzunehmenden Schwellenwerte für den Bruterfolg weit unterschreiten, kann vermutet werden, dass die aktuellen Belastungen keine Gefahr für den Bruterfolg der Vögel darstellen.

Tab. 5: Zusammenstellung der untersuchten PCB-Kongenere und deren Anteil am PCB-Gesamtgemisch (Σ PCB) am Beispiel der im Jahre 1996 an der Nordsee brütenden Flusseeeschwalben. Fettdruck: 34 seit 1987 untersuchte Kongenere (Σ 34 PCB).

Kongener	rel. Anteil (%)	Kongener	rel. Anteil (%)
PCB 28	0,6	PCB 153	24,2
PCB 47/48	0,6	PCB 155	0,4
PCB 52	0,3	PCB 156	1,1
PCB 64	0,8	PCB 157	0,2
PCB 66	1,5	PCB 158/129	1,1
PCB 70	0,6	PCB 160/163/164	5,5
PCB 74	0,8	PCB 166	0,1
PCB 84/92	0,3	PCB 167	0,9
PCB 85	0,6	PCB 169	0,0
PCB 87/115	0,5	PCB 170	2,3
PCB 95	0,5	PCB 171	0,8
PCB 99	3,3	PCB 172	0,6
PCB 101/90	3,1	PCB 174	0,5
PCB 105	1,1	PCB 175/187	4,9
PCB 107	0,4	PCB 177	1,2
PCB 110	2,6	PCB 178	0,3
PCB 114	0,2	PCB 180/193	8,1
PCB 118	5,3	PCB 183	2,1
PCB 123	0,1	PCB 189	0,3
PCB 126	0,1	PCB 190	0,8
PCB 128	1,2	PCB 194	0,9
PCB 130	0,4	PCB 195	0,4
PCB 132/146	3,5	PCB 196/203	1,2
PCB 138	9,7	PCB 199	0,9
PCB 141	0,6	PCB 202	0,2
PCB 149	2,2		

Tab. 6: Zusammenstellung der untersuchten DDT-Metaboliten und -Isomere sowie der HCH-Isomere und deren Anteil am jeweiligen Gesamtgemisch (Σ DDT bzw. Σ HCH) am Beispiel der im Jahre 1996 an der Nordsee brütenden Flusseeeschwalben.

Isomer/Metabolit	rel. Anteil (%)	Isomer	rel. Anteil (%)
o,p'-DDT	0,05	α -HCH	0,98
p,p'-DDT	1,64	β -HCH	71,66
o,p'-DDD	0,12	γ -HCH	27,36
p,p'-DDD	9,69		
o,p'-DDE	0,86		
p,p'-DDE	87,64		

Tab. 7: Zeittrends der Schadstoffkonzentrationen in Eiern von Flusseeeschwalben (Fss) und Austernfischern (Af) im Zeitraum 1981 bis 1997 (Dollart seit 1987). Angegeben sind im Falle der Signifikanz Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman. n.s. = nicht signifikant, * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$, * $p \leq 0,001$, / = keine Beobachtung, $\Sigma 34$ PCP: seit 1987**

Schadstoff	Art	Dollart	Jade	Elbe	Trischen	Norderoog
β -HCH	Fss	/	n.s.	-0,39 ***	n.s.	n.s.
	Af	-0,31 **	0,31 ***	-0,20 *	-0,55 ***	-0,46 ***
γ -HCH	Fss	/	n.s.	-0,28 ***	-0,18 *	n.s.
	Af	n.s.	n.s.	0,27 **	n.s.	n.s.
HCB	Fss	/	-0,59 ***	-0,35 ***	-0,37 ***	-0,59 ***
	Af	-0,75 ***	-0,28 **	-0,46 ***	-0,54 ***	-0,58 ***
p,p'-DDT	Fss	/	-0,66 ***	n.s.	-0,40 ***	-0,35 ***
	Af	-0,39 ***	-0,47 ***	-0,28 **	-0,31 ***	-0,66 ***
p,p'-DDE	Fss	/	-0,57 ***	n.s.	-0,24 **	-0,47 ***
	Af	-0,64 ***	-0,49 ***	-0,35 ***	-0,56 ***	-0,66 ***
$\Sigma 34$ PCB	Fss	/	-0,74 ***	-0,76 ***	-0,77 ***	-0,78 ***
	Af	-0,80 ***	-0,66 ***	-0,71 ***	-0,79 ***	-0,78 ***

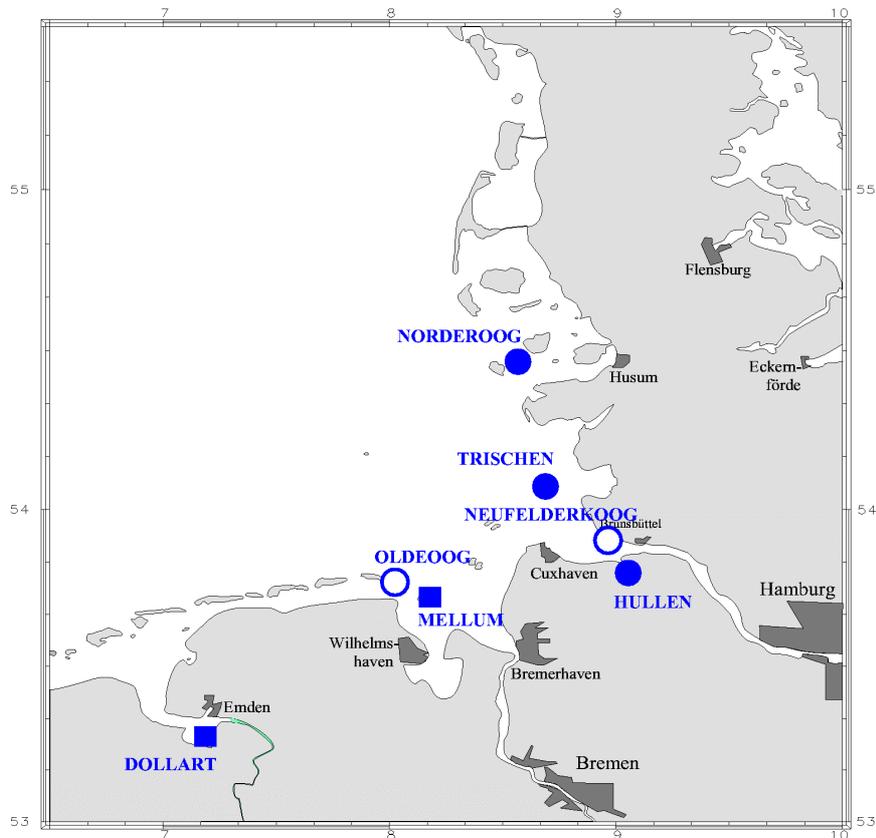


Abb. 27: Karte der deutschen Nordseeküste und Lage der beprobten Brutgebiete von Flusseeeschwalbe und Austernfischer. Punkt: Beide Arten; Kreis: Nur Flusseeeschwalbe; Quadrat: Nur Austernfischer.

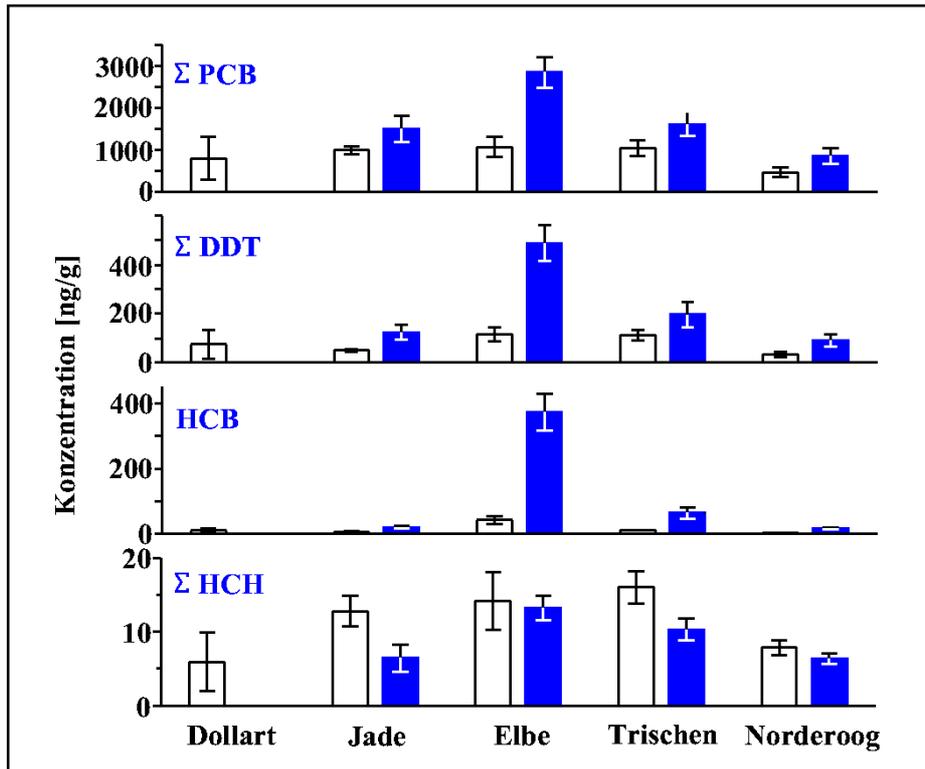


Abb. 28: Räumliche Variation der Kontamination von Küstenvogeleiern mit chlororganischen Verbindungen im Jahre 1996. Angegeben sind jeweils mittlere Konzentrationen (ng/g Frischgewicht des Eihaltes) und 95%-Konfidenzintervalle. Mit Ausnahme der Austernfischer des Dollarts (n = 4) wurden je Brutgebiet und Art 10 Eier untersucht. Weitere Informationen siehe Tab. 5 und 6.

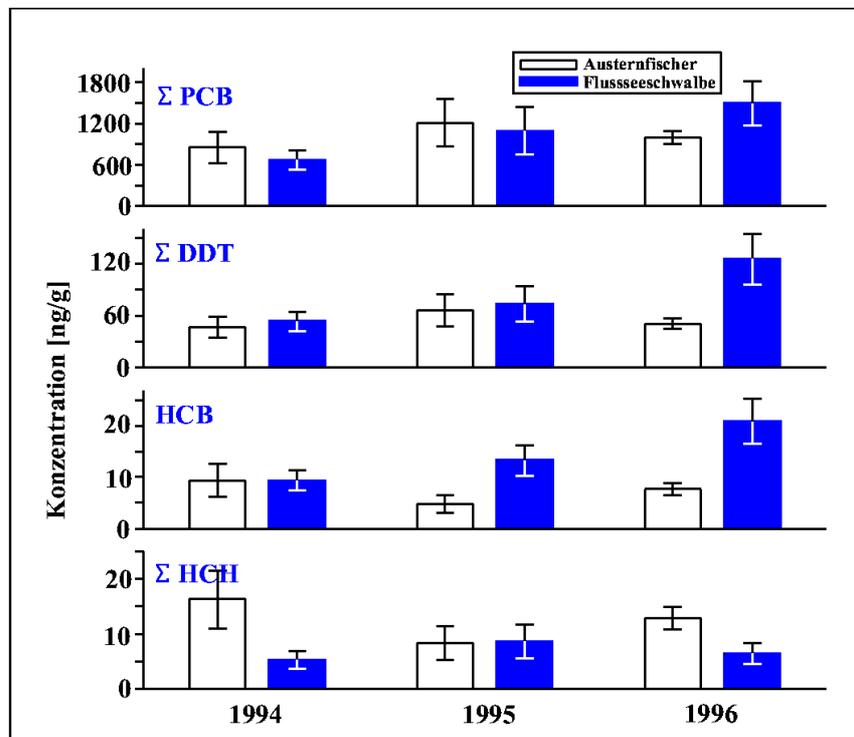


Abb. 29: Variation der Kontamination von Eiern mit chlororganischen Verbindungen am Beispiel der Flussseeschwalben- und Austernfischer-Brutgebiete an der Jade im Zeitraum 1994 bis 1996. Weitere Informationen siehe Abb. 28 sowie Tab. 5 und 6.

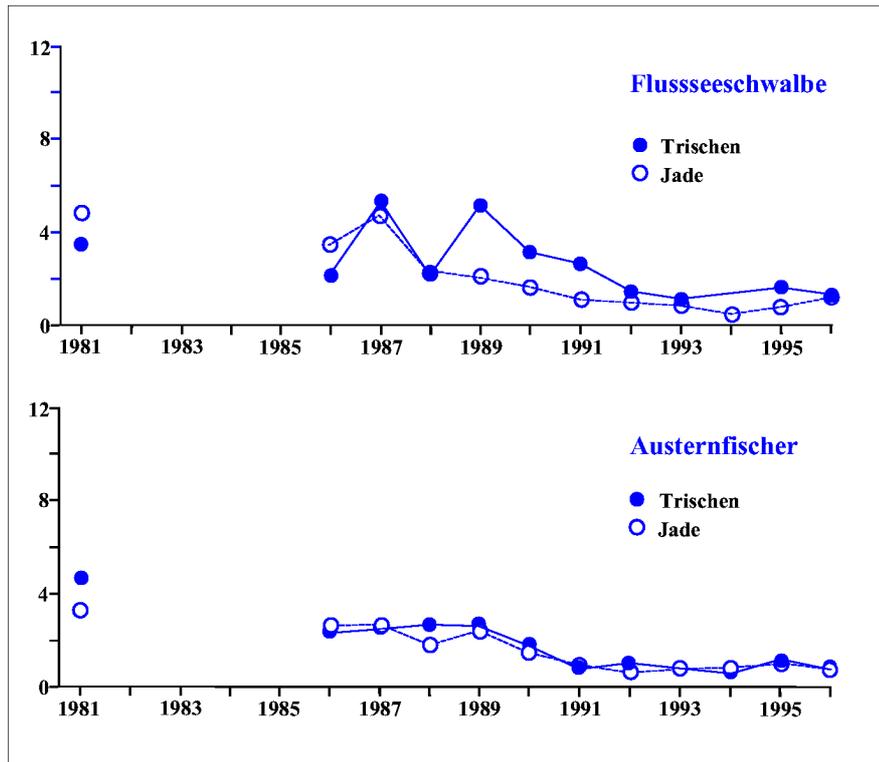


Abb. 30: Zeittrends der Σ PCB-Konzentrationen in Eiern von Flusseeeschwalbe und Austernfischer von Trischen und Jade 1981-1996. 1 mg/kg = 1000 ng/g.

53 Sediment-Untersuchungen

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Bei den Untersuchungen in Nordseesedimenten wurden die sechs PAK-Verbindungen der Trinkwasserverordnung (TVO) untersucht: Fluoranthen, Benzo-(b)-Fluoranthen, Benzo-(k)-Fluoranthen, Benzo-(a)-Pyren, Benzo-(ghi)-Perylen, Indeno-(1,2,3-cd)-Pyren. Ihre Konzentrationen werden in der Regel als Gesamtsumme der einzelnen PAK-Verbindungen angegeben.

In der Ems bewegte sich die Summe der sechs PAK-Verbindungen 1994 - 1996 zwischen 0,3 und 0,8 mg/kg, wobei in den Hafengebieten die jeweils höchsten Konzentrationen gefunden wurden.

In Sedimenten der Weser, bei Hemelingen, wurde im Juni 1995 mit 3,4 mg/kg TM die höchste Summe der sechs PAK-Verbindungen gemessen. Die folgenden Untersuchungen 1995 und 1996 ergaben deutlich verringerte Summengehalte zwischen 1,23 und 1,81

mg/kg TM. Die höchsten Einzelwerte wurden für Fluoranthen gefunden. Das als besonders krebserregend geltende Benzo(a)pyren zeigte von 1995 bis 1996 abnehmende Konzentrationen von 0,38 bis 0,13 mg/kg TM. Zusätzlich zu den sechs PAK der Trinkwasserverordnung wurden außerdem Phenanthren und Pyren bestimmt. Die Pyrengelalte lagen 1995 und 1996 bei 0,36 - 0,95 mg/kg TM und somit in der Größenordnung von durchschnittlich 32% der TVO-Summen-Gehalte.

An den schleswig-holsteinischen Stationen wurde die Sedimentbelastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen bisher einmal, im August 1992, untersucht. Die Sedimente der Stationen Büsumer Watt, Südfall/Heverstrom, Langeneß/Norderaue und Oland zeigten nur äußerst geringe PAK-Summen-Gehalte zwischen 0,002 und 0,007 mg/kg TM. Etwas höher waren die Gehalte in List/Königshafen mit 0,050 mg/kg TM und erheblich höher an der Station Eider bei Tönning mit 1,2 mg/kg TM PAK-Summengehalt und 0,53 mg/kg TM Fluoranthen.

Hexachlorzyklohexan-Isomere (α -, β -und γ -HCH)

Lindan (γ -HCH) fand sich 1994 - 1996 im gesamten Ems-Ästuar bei Konzentrationen um 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Bei Norderney betragen im Januar 1994 die Lindangehalte im Schlickwatt 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM und im Sandwatt 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. In Schleswig-Holstein wurden bei den Sedimentuntersuchungen der Jahre 1990, 1992 und 1995 die höchsten Lindangehalte 1992 mit 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM bei Südfall und List/Sylt ermittelt. Im Jahr 1995 lagen die Lindangehalte an den schleswig-holsteinischen Stationen zumeist im Bereich bzw. unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. α - und β -HCH wurden nicht nachgewiesen oder lagen unter der Bestimmungsgrenze (0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM).

Lipophile chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT-Gruppe)

HCB

In der Ems zeigten sich 1994 bis 1996 die höchsten HCB-Gehalte in den Hafengebieten. Ausgehend von einem Konzentrationslevel von 0,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bei Herbrum stiegen die HCB-Konzentrationen bis auf 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Bereich des Emdener Hafens, um dann auf 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Dollart abzusinken.

Im Januar 1994 fanden sich bei Norderney im Schlickwatt 0,3 und im Sandwatt 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM HCB. An den schleswig-holsteinischen Stationen konnte HCB im Jahr 1995 entweder nicht nachgewiesen werden, oder es lag im Bereich der Bestimmungsgrenze von 0,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM.

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Da die Messungen im Berichtszeitraum zwischen den Laboratorien noch nicht abgestimmt waren, sind die Untersuchungsergebnisse nur begrenzt vergleichbar, insbesondere die sogenannten PCB-Summen-Gehalte (ΣPCB).

Die Summenkonzentration der im Ems-Ästuar untersuchten sechs PCB-Kongenere lag bei Emden um 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und verringerte sich seewärts auf etwa 6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ im Dollart und ostfriesischen Wattgebiet. Im Watt bei Norderney betrug im Januar 1994 die Summenkonzentration der sieben erfassten PCB im Schlickwatt 5,1 und im Sandwatt 3,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Im nord-

friesischen Sediment lagen im August 1995 die Konzentrationen der meisten PCB-Kongenere gemessen unterhalb der Bestimmungsgrenze oder waren gar nicht nachweisbar. Im Zeitraum 1990 und 1992 hatte die Summenkonzentration von acht dieser PCB an den schleswig-holsteinischen Wattenstationen im Höchstfall 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM betragen. Eine Größenordnung höher hingegen lagen die PCB-Gehalte 1990 und 1992 im Eider-Ästuar mit 14 - 17 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (1995: 0,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM).

Organozinn-Verbindungen

Die Bestimmung der drei zinnorganischen Verbindungen Monomethylzinn sowie Mono- und Dibutylzinn im Sediment der Weser bei Hemelingen ergab für die Jahre 1995 und 1996 eine insgesamt relativ geringe Belastung des Sedimentes. Das wegen seiner außerordentlich hohen Toxizität gegenüber aquatischen Organismen besonders bedeutsame Tributylzinn (TBT) allerdings lag im Frühsommer 1995 in einer hohen Konzentration von 67 μg Sn/kg TM vor (Abb.31). Bis zum Herbst des nächsten Jahres sanken die Tributylzinn-Gehalte schrittweise von 30 über 20 auf 3 μg Sn/kg TM (Oktober 1995, Juni und Oktober 1996).

Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD und PCDF)

Dioxine und Furane wurden im Sediment der Weser bei Hemelingen untersucht. Es ergab sich eine deutlich stärkere Belastung durch Dioxine als durch Furane.

So lag die Summe der einzelnen Dioxinspezies (PCDD) zwischen 558 ng/kg TM (1995) und 1894 ng/kg TM (1996). Das sehr giftige, sogenannte Seveso-Gift 2,3,7,8-TCDD wurde in Hemelingen, wie auch im übrigen Flussverlauf, in nur geringen Konzentrationen nachgewiesen, 1995 waren es 1,5 ng/kg TM und 1996 0,7 ng/kg TM. Betrachtet man die Toxizitätsäquivalente nach internationalem Standard (ITEQ), so wurden mit jeweils 15,5 ng/kg TM in den Jahren 1995 und 1996 etwas erhöhte Werte festgestellt.

Die Gesamtbelastung mit Furanen, PCDF, bewegte sich zwischen 319 ng/kg TM (1995) und 428 ng/kg TM (1996).

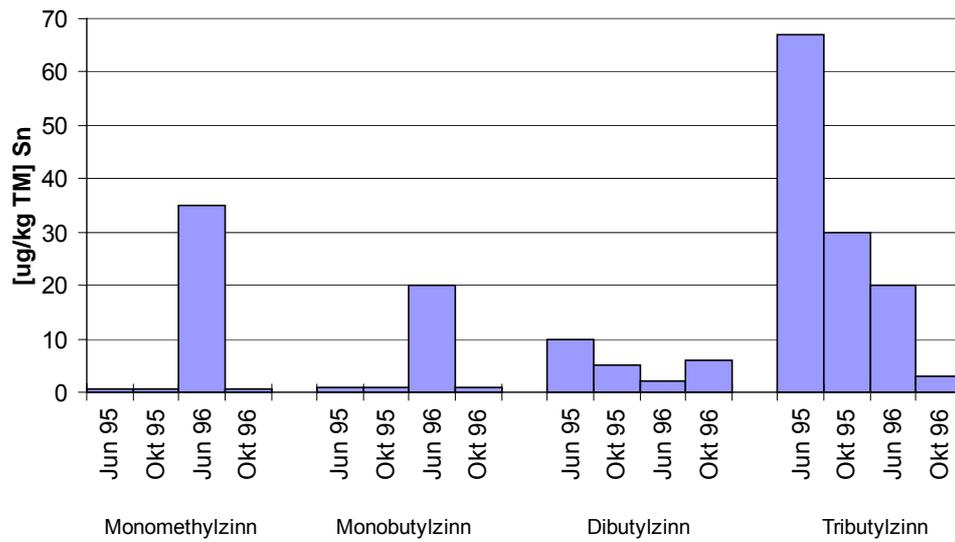


Abb. 31: Organozinnbelastungen des Sedimentes an der Weser-Messtation Hemelingen