

Aus dem Institut für Naturschutz- und Umweltschutzforschung (INUF) des Verein Jordsand

Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Möwen (*Laridae*) im Seegebiet der Deutschen Bucht (*)

Von Johannes Prüter, Hans Lohse, Heidemarie Helmsmüller, Gottfried Vauk und Eike Hartwig

1. Einleitung

Das Problem der Anreicherung persistenter Umweltgifte im Körpergewebe von hoch im trophischen System angesiedelten Organismen ist seit langem bekannt (BOURNE & VAUK 1988, HARTWIG et al. 1990). Schadstoffbedingte Bestandseinbrüche besonders bei carnivor und piscivor Vogelarten vor allem in den 60er und 70er Jahren dieses Jahrhunderts machten weltweit auf diese Probleme aufmerksam und hatten Anwendungsverbote für einige der besonders gefährlichen Verbindungen insbesondere in der Landwirtschaft zur Folge (u.a. CONRAD 1977, DUINKER & KOEMANN 1978, ELLENBERG 1981).

An Küsten- und Seevögeln der deutschen Nordseeküste (u.a. Austernfischer, Flußseeschwalbe, Lachmöwe, Silbermöwe) werden kontinuierliche Rückstandsanalysen vor allem unter Verwendung von Eiern durchgeführt (BECKER, KOEPFF et al. 1991, BECKER, HEIDMANN et al. 1992, BEYERBACH, BÜTHE et al. 1988, THOMPSON, BECKER & FURNESS 1993).

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen deuten für einige der untersuchten Arten bei offensichtlich hohen Unterschieden von Jahr zu Jahr auf rückläufige Konzentration zumindest bei einzelnen bedeutsamen Schadstoffen hin (für andere Schadstoffe sind jedoch auch Zunahmen dokumentiert; BECKER, HEIDMANN et al. 1992). Regionale Unterschiede in der Umweltbelastung spiegeln sich im Ausmaß der Kontamination der untersuchten Organismen wider und können interspezifische Unterschiede, die in der jeweiligen Stellung der Art im trophischen System begründet sind, unter Umständen überlagern.

Zusätzlich zu diesen Arbeiten ist es dringend notwendig, auch Daten zur Gewebsbelastung ausgewählter Vogelarten in bestimmten Regionen auf möglichst aktuellem Stand zur Verfügung zu haben, da

- sie ein unmittelbares Bild von akuten und chronischen Belastungen eines Bestandes zu allen Jahreszeiten abgeben;
- verschiedene Schadstoffe, vor allem aus der Gruppe der Schwermetalle (z.B. Blei und Cadmium), im Ei nicht nachweisbar sind (BECKER, TERNES & RÜSSEL 1985) und

– bei der Ursachenforschung nach akuten Massensterben von See- und Küstenvögeln Grundlagendaten über die derzeit »normalen« Schadstoffkonzentrationen im Gewebe der betroffenen Arten unerlässlich sind (s. HEIDMANN, BÜTHE et al. 1987).

Erste Ergebnisse von Schwermetall- und Biozidanalysen von Geweben verschiedener Seevögel aus dem Bereich der Insel Helgoland veröffentlichten VAUK & LOHSE (1978) und VAUK, LOHSE & ZUNK (1979). Weitere Untersuchungen aus neuerer Zeit betreffen Silbermöwen sowie verschiedene See- und Küstenvogelarten der deutschen Nordseeküste (BECKER, CONRAD & SPERVELAGE 1989, HEIDMANN, BEYERBACH et al. 1987, KALLENBORN & HÜHNERFUSS 1993).

Bei Schadstoffanalysen an tot gefundenen Tieren besteht grundsätzlich das Problem, daß es aufgrund von praemortalem körperlichen Abbau zu besonders hohen Konzentrationen insbesondere der lipophilen Schadstoffe in den Geweben kommen kann. Daher sollten auch Analysen an solchen Tieren vorgenommen werden, die in gesundheitlicher Hinsicht den »Normalzustand« eines betrachteten Gesamtbestandes repräsentieren können. Jagdbare Arten bieten sich zur Untersuchung an, im Küstenraum vor allem Möwen.

In Ergänzung und Fortführung der Arbeiten von VAUK & LOHSE (1978) und VAUK, LOHSE & ZUNK (1979) wurden Mantel-, Herings-, Silber- und Sturmmöwen (*Larus marinus*, -*fuscus*, -*argentatus*, -*canus*) aus dem Bereich der Insel Helgoland (einschließlich einiger Silbermöwen von der Insel Scharhörn) im Rahmen eines Vorhabens des »Instituts für Naturschutz- und Umweltschutzforschung (INUF) des Vereins Jordsand« auf ihre Gewebsbelastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen hin untersucht (PRÜTER 1989). Einige Ergebnisse dieser Untersuchung sollen an dieser Stelle veröffentlicht werden.

Das Hauptaugenmerk galt dabei neben möglichen interspezifischen Unterschieden in Ausmaß und Spektrum der Schadstoffkontamination, die mit Verschiedenartigkeiten in der Ernährungsökologie zusammenhängen können, auch der Frage nach grundsätzlicher Eignung ganzjährig unsystematisch gesammelter Möwen für ein dringend auszuweitendes kontinuierliches Schadstoff-Monitoring. Ferner ist zu prüfen, ob Änderungen im Schadstoffgehalt der Tiere im Vergleich zu den Ergebnissen

der oben genannten »Vorläufer«-Untersuchungen nachweisbar sind, die mit Veränderungen im Ausmaß der Umweltbelastung erklärt werden können.

Eine Beschränkung des Untersuchungsmaterials auf die Gruppe der Möwen wurde vorgenommen, weil:

1. die ökologische Einbindung dieser Arten in den marinen Lebensraum der Deutschen Bucht aufgrund zahlreicher im Rahmen des Möwenforschungsprojekts der Inselstation der Vogelwarte Helgoland (1979–1984) erfolgter Untersuchungen vergleichsweise gut bekannt ist (zusammengefaßt bei VAUK & PRÜTER 1987);
2. Möwen als Bioindikatoren in diesem Raum bereits für andere Fragestellungen genutzt wurden, z.B. Ölverschmutzung (AVERBECK et al. 1993), Müllverstrickung (HARTWIG et al. 1992), Blutparameter (AVERBECK 1991) sowie Krankheits- und Infektionsstatus (RYLL et al. 1994).
3. Möwen als vergleichsweise häufige und dem Jagdrecht unterliegende Arten auch in Zukunft Bedeutung als Untersuchungsobjekte bei diesen und ähnlichen Fragestellungen behalten sollten.

2. Material und Methoden

2.1 Herkunft, Zusammensetzung und Aufbereitung des Untersuchungsmaterials

Es wurden die vier Möwenarten Mantel-, Herings-, Silber- und Sturmmöwe untersucht. Die Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials zeigt Tab. 1. Um über den zwischenartlichen Vergleich der Schadstoffbelastung hinaus auch mögliche innerartliche Unterschiede berücksichtigen zu können, wurde bei der Silbermöwe ein besonders großer Materialumfang ausgewertet (94 Tiere; Tab. 1).

Bei der Auswahl des Materials wurden vorzugsweise mit Schrot geschossene Tiere berücksichtigt, die zwischen Februar und Dezember 1987 auf Helgoland im Rahmen regulärer Möwenbejagung anfielen (VAUK 1982). Die von Scharhörn stammenden Herings- und Silbermöwen wurden zwischen 27. und 30. Mai 1987 im Rahmen bestandsregulierender Eingriffe erlegt (PRÜTER & VAUK 1988). Die zusätzlich berücksichtigten tot oder moribund gefundenen Möwen stammen ausschließlich von Helgoland.

(*) Forschungsvorhaben »Untersuchungen von Seevögeln auf Belastung mit Umweltgiften (Biozide und Schwermetalle) im Bereich der Deutschen Bucht« des INUF, gefördert mit Forschungsmitteln des Landes Bremen.

Tab. 1: Das Untersuchungsmaterial, getrennt nach Art, Alter und Geschlecht, Herkunft und Fundumstand; ohne Klammer: berücksichtigt bei der Schwermetallanalyse; in Klammern: berücksichtigt bei der CIKW-Analyse. Zur Altersbestimmung vgl. Kapitel 2.3.

		O/I		II		III		IV/ad		Σ	Gesamt
		männl.	weibl.	männl.	weibl.	männl.	weibl.	männl.	weibl.		
<u>Mantelmöwe</u> (Larus marinus) Helgoland, 1987	tot gefd./getötet	1	5 (1)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	2	11 (4)	26 (14)		
	geschossen	3 (2)	3 (2)	4 (4)		4 (1)	1 (1)	15 (10)			
<u>Heringsmöwe</u> (Larus fuscus) Helgoland, 1987	tot gefd./getötet		1 (1)		1	1 (1)	1	4 (2)	9 (7)		
	geschossen					4 (4)	1 (1)	5 (5)			
<u>Silbermöwe</u> (Larus argentatus) Helgoland, 1987	tot gefd./getötet	7 (2)	2 (1)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	4 (2)	23 (13)	94 (76)		
	geschossen	4 (4)	12 (9)	6 (2)	1 (2)	2 (2)	16 (15)	52 (45)			
Scharhörn, 1987	geschossen					9 (8)	10 (10)	19 (18)			
<u>Sturmmöwe</u> (Larus canus) Helgoland, 1987	tot gefd./getötet	1 (1)				1 (1)	1 (1)	3 (3)	12 (12)		
	geschossen			1 (1)		1 (1)	7 (7)	9 (9)			

Die Altersbestimmung erfolgte anhand von Gefiedermerkmalen, die Geschlechtsbestimmung durch Sektion.

Die Möwen wurden entweder frisch unmittelbar nach Erlegen bzw. Auffinden sezziert, in selteneren Fällen auch tiefgefroren bis zur Sektion aufbewahrt.

Für die Bestimmung der organischen Schadstoffe im Körperfett wurde jeweils der rechte Brustmuskel komplett herausgeschnitten, für die Schwermetallanalytik wurden Leber und Niere gesammelt. Bei einer geringeren Zahl von Tieren wurden überdies Knochen für spezielle Fragen der Bleianalytik sowie Bürzeldrüsen zur Bestimmung organischer Schadstoffe gesammelt.

Die Analysen wurden in der Staatlichen Chemischen Untersuchungsanstalt des Landes Bremen durchgeführt.

2.2 Schadstoffanalytik

2.2.1 Organische Schadstoffe

Neben den in Rückstandsanalysen üblicherweise berücksichtigten persistenten Schadstoffen aus der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe (z.B. HCH-Isomere, HCB, DDT samt Metaboliten, Dieldrin, PCBs) wurden in einigen Proben auch solche leicht flüchtigen Kohlenwasserstoffe mit untersucht, die Mitte der 80er Jahre durch zum Teil hohe Konzentrationen in menschlichen Lebensmitteln Aufsehen erregten (z.B. Perchlorethylen, Trichlorethan, Trichlorethylen). Weiterhin wurden analysiert Octachlorstyrol, Heptachlor, Heptachlorepoxyd, Endrin und Aldrin. In dieser Arbeit wird jedoch nur auf eine Auswahl der untersuchten Schadstoffe Bezug genommen, da das Probenmaterial für die übrigen

Stoffe keine allgemeinen Aussagen zuläßt (PRÜTER 1989).

Die Aufarbeitung des Probenmaterials erfolgte in Anlehnung an die Standardmethode der DFG.

2.2.2 Schwermetalle

An Schwermetallen wurden im Rahmen dieser Untersuchung neben den »klassischen« Umweltgiften Blei (Pb), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) auch Chrom (Cr) berücksichtigt. Dieses schien sinnvoll, da für dieses Metall bisher kaum Grundlagendaten von der Belastung der See- und Küstenvögel vorliegen und nach der Paris-Konvention (Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung vom Lande aus) die Einbringung nur kontrolliert erlaubt und zu überwachen ist (graue Stoffliste) (LENZ 1990).

Die Schwermetallgehalte wurden in Lebern und Nieren ermittelt, zusätzlich erfolgte bei 34 Silbermöwen eine Pb-Bestimmung im Oberschenkel-(Femur)-Knochengewebe.

Detaillierte Angaben zur Schwermetallbestimmung sind den Ausführungen von HELMSMÜLLER in dem dieser Arbeit zugrundeliegenden Gutachten (PRÜTER 1989) zu entnehmen. Zur Kontrolle der Analysendurchführung wurde in jeder Probenserie eine Referenzprobe mitbearbeitet.

2.3 Auswertungs- und Darstellungsmethode

Das Untersuchungsmaterial ist u.a. bezüglich Herkunft, Lebensalter, Gesundheitszustand und der jeweiligen Situation der Möwen im Rahmen ihrer physiologischen saisonalen Gewichtsschwankungen (PRÜTER 1986) inhomogen. Damit ist es aber gerade wegen der bewußt nicht nach bestimmten Standards ausgerichteten Sammelme-

thode weitestgehend repräsentativ für den jeweils betroffenen Gesamtbestand (Brut-/Gastvögel) im Bereich der Deutschen Bucht. Die Auswertungs- und Darstellungsmethode berücksichtigt die so vorgenommene Materialauswahl.

Starke Unterschiede der Belastungswerte, auch innerhalb einer Art, gehören zum typischen Bild. Daher wird nicht der Versuch unternommen, die hohe Diversität im Interesse der graphischen und statistischen Aufbereitung rechnerisch zu glätten. Die graphischen Darstellungen beschränken sich in der Regel auf die Angabe von Mittelwert (\bar{x}) und Median (\tilde{x}); bei PRÜTER (1989) sind in den zugehörigen Tabellen Standardabweichung (s) und Variationsbreiten (v) zu entnehmen (hier sind auch, um eine möglichst weitreichende Vergleichbarkeit der Ergebnisse dieser Untersuchung mit möglichen Folgearbeiten zu späterer Zeit zu gewährleisten, die Analysedaten in originärem Zustand mitgeteilt).

Die Angabe »0,00« in den Tabellen ist gleichbedeutend mit »unterhalb der Nachweisgrenze«.

Die Ergebnisse der Schwermetallanalysen sind bezogen auf das Trockengewicht der Proben; der Gehalt an organischen Schadstoffen ist bezogen auf den Fettgehalt.

Bei der Altersdefinition des gesammelten Materials wurde folgende Einteilung benutzt, die auch in den Abbildungen angegeben ist:

0 – »diesjährige« Vögel vom Flüggewerden bis zum Ende des betreffenden Kalenderjahres;

I – Vögel im ersten Lebensjahr zwischen 1. Januar und 30. Juni;

II – Vögel im zweiten Lebensjahr (1. Juli – 30. Juni);

III – Vögel im dritten Lebensjahr;
 IV – Altvögel mit Resten jugendlichen Gefieders (mögliches Alter: 4–7 Jahre);
 ad – ausgefärbte Altvögel (bei Sturmmöwen mindestens 3jährige Tiere, bei Großmöwen mindestens 4jährige).

3. Ergebnisse

3.1 Chlororganische Verbindungen

Aus dem Gesamtspektrum der untersuchten chlororganischen Verbindungen werden Ergebnisse einzelner ausgewählter wichtiger Schadstoffgruppen dargestellt.

Das technische Stoffgemisch der polychlorierten Biphenyle (PCB) ist in den durchgeführten Analysen, wie in allen anderen aktuellen Rückstandsanalysen an warmblütigen Meerestieren (HEIDMANN, BEYERBACH et al. 1987, KALLENBORN & HÜHNERFUSS 1993), das am stärksten vertretene und derzeit problematischste Umweltgift aus dem Gesamtspektrum der chlorierten Kohlenwasserstoffe.

Besonders die hochchlorierten **PCB**-Kongeneren 138 und 153 sind extrem persistent und im Gewebe hoch konzentriert. Das Mengenverhältnis der untersuchten PCB-Kongeneren zueinander ist, wie das Beispiel der Silbermöwe zeigt (Tab. 2), im Vergleich der verschiedenen Altersklassen nahezu identisch. Auch im zwischenartigen Vergleich ergeben sich keine signifikanten quantitativen Unterschiede im untersuchten PCB-Spektrum; die niedriger chlorierten Kongeneren 28, 52 und 101 haben im Mittel einen Anteil zwischen 2 und 4,5% (Abb. 1). Es wird daher in der folgenden Auswertung in der Regel die Summe aus den 6 ermittelten Kongeneren als »Summe PCB« angegeben.

Von den **HCH**-(Hexachlorcyclohexan)-Isomeren ist das wenig persistente alpha-Isomer nur in 34 von insgesamt 109 untersuchten Möwen (32,2%) zu finden, das als Lindan bekannte Insektizid gamma-HCH nur wenig häufiger (n=53; 48,6%). Erwartungsgemäß häufiger und in gewöhnlich sehr viel höheren Konzentrationen ist das persistente beta-Isomer nachweisbar.

Hexachlorbenzol (**HCB**), das bis zum Anwendungsverbot 1981 wegen seiner fungiziden Eigenschaften als Saatgutbeizmittel eingesetzt wurde und bis heute bei verschiedenen technischen Prozessen anfällt, ist mit einer Ausnahme in allen Möwen nachweisbar. Extrem hohe Belastungen (eine tot gefundene Silbermöwe mit 67,9 ppm) sind allerdings selten.

DDT läßt sich trotz des seit 1972 bestehenden Anwendungsverbots in der Landwirtschaft immer noch in fast allen Möwen nachweisen. Insbesondere der in Warmblüterorganismen gebildete Hauptmetabolit DDE ist bis heute das mit Abstand am stärksten konzentrierte Umweltgift aus der Gruppe der in der Landwirtschaft eingesetzten Biozide.

Tab. 2. Das Mengenverhältnis der untersuchten PCB-Kongeneren (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180; Σ = 100%) in allen Silbermöwen getrennt nach Altersklassen.

PCB		28	52	101	138	153	180
0/I	\bar{x}	0,27	0,28	0,54	22,22	25,52	7,41
	%	0,48	0,50	0,96	39,51	45,38	13,18
II/III	\bar{x}	0,99	0,68	4,75	88,31	91,69	36,60
	%	0,44	0,30	2,13	39,60	41,11	16,41
IV/ad	\bar{x}	0,21	0,41	0,62	19,42	23,21	9,97
	%	0,39	0,76	1,15	36,06	43,11	18,52
alle	\bar{x}	0,32	0,42	1,09	28,17	31,81	12,58
	%	0,43	0,56	1,47	37,87	42,76	16,91

Aus der Gruppe der leicht flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe ist vor allem das als Lösungsmittel z.B. in chemischen Reinigungsanlagen verwendete **PER** (Perchloräthylen) in fast allen daraufhin untersuchten Möwen nachweisbar.

Octachlorstyrol (**OCS**), das vermutlich während des Verbrennungsprozesses chlorierter Abfallstoffe auf See gebildet wird (BÜTHER 1990), ist in fast allen Möwen nachweisbar, selten jedoch in Konzentrationen größer als 1 ppm. Das gilt in gleicher Weise für das **Dieldrin**, ein extrem toxischer Stoff, dessen Anwendung in der Bundesrepublik nicht mehr zulässig ist.

In den untersuchten Möwen der Deutschen Bucht nicht nachweisbar sind die früher in großem Stil als Insektizide bzw. Rodentizide eingesetzten Stoffe **Endrin** und **Aldrin**.

Bevor inter- und intraspezifische Unterschiede im Ausmaß der Schadstoffbelastung erörtert werden können, soll der Frage nach dem Einfluß der jeweiligen Fundumstände auf die Höhe der gemessenen Werte nachgegangen werden (Abb. 2). Am Beispiel der Silbermöwe, für die ausreichend Datenmaterial zur Verfügung stand, kann eindeutig gezeigt werden, daß die tot bzw. moribund gefundenen Tiere bis zu einem Vielfachen stärker belastet sind als die geschossenen Artgenossen.

Es ist in keinem Fall auszuschließen, daß eine starke Anreicherung der hoch toxischen organischen Schadstoffe im Gewebe bereits vorab vorlag und ursächlich zur körperlichen Schwächung oder gar zum Tode des Vogels beigetragen hat. Sicher aber ist, daß die infolge Krankheit tot oder moribund gefundenen Tiere ungeachtet der Krankheitsursachen zusätzlich einen prä-mortalen Fett- und Gewebeabbau durchlaufen haben, der erhebliche Konzentrationseffekte insbesondere bei den extrem persistenten Schadstoffen im verbleibenden Körperfett zur Folge hat (PARSLOW & JEFFERIES 1973). Die mittleren Fettgehalte im Probengewebe liegen bei den adulten tot/moribund gefundenen Tieren (Silbermöwe IV/ad) mit 3,63% deutlich niedriger als bei den geschossenen mit 4,94%; bei den jungen Tieren (Silbermöwe 0–III) ist der Unterschied (1,79% : 8,04%) sehr viel gravierender.

3.1.1 Gibt es Hinweise auf geschlechtsspezifische Unterschiede im Belastungsgrad? Geschlechtsspezifische Unterschiede in der Nahrungsökologie, wie sie z.B. PRÜTER (1986) für Mantelmöwen nachweisen konnte, sind als Ursache für mögliche Unterschiede im Belastungszustand zwischen den Geschlechtern denkbar. Auch die Tatsache, daß die Weibchen über die Eiablage

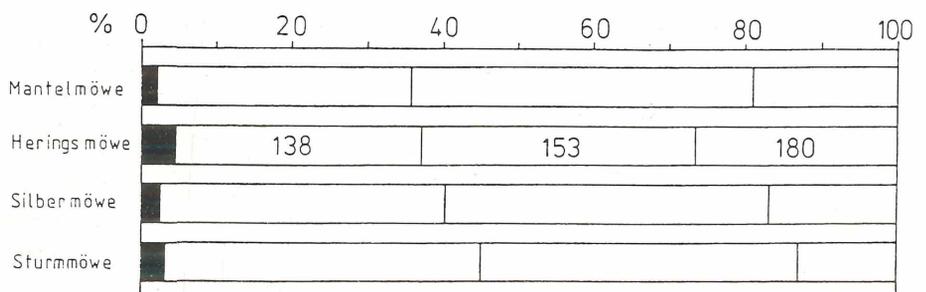


Abb. 1: Das Mengenverhältnis der untersuchten PCB-Kongeneren (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) im zwischenartigen Vergleich; (zugrunde liegen die Mittelwerte aller untersuchten Tiere der betreffenden Art; schwarz: Gesamtheit der niedrig chlorierten Kongeneren 28, 52 und 101).

fettlösliche Schadstoffe abgeben können, könnte sich in dieser Hinsicht auswirken.

Im Vergleich der Geschlechter sind z.B. die Männchen der alten Silbermäwen zwar mit der weit überwiegenden Zahl der Schadstoffe tatsächlich höher belastet als die Weibchen (Tab. 3), die Unterschiede sind so gering, daß sie bei der weiteren Auswertung unberücksichtigt bleiben.

Nach LEMMETYINEN et al. (1982) sind weibliche Silbermäwen im Vergleich z.B. mit Flußseeschwalben weniger gut in der Lage, lipophile Schadstoffe über das Ei auszuscheiden; Unterschiede im Protein- und Lipidstoffwechsel werden als mögliche Ursache diskutiert.

3.1.2 Zur Frage der Altersakkumulation

Der Frage, ob und in welchem Ausmaß sich die chlororganischen Verbindungen in den Vögeln mit zunehmendem Lebensalter anreichern, wird am Beispiel der geschossenen Silbermäwen nachgegangen. Die in Abb. 3 dargestellten Daten deuten darauf hin, daß vor allem bei den extrem persistenten Chlorkohlenwasserstoffen beta-HCH, DDT, DDE und, besonders ausgeprägt, bei der »Summe PCB« eine solche Altersakkumulation vorliegt.

Daß beim Lindan, bei OCS und Dieldrin die vorhandenen Ergebnisse keinen eindeutigen Trend zeigen, kann mit der Heterogenität des Untersuchungsmaterials zusammenhängen.

Ob im Falle des leichtflüchtigen Perchloräthylen (PER) tatsächlich umgekehrte Verhältnisse vorliegen, nämlich eine besonders hohe Kontamination der jungen Silbermäwen (Abb. 3), die sich mit zunehmendem Alter verringert, muß offenbleiben. Folgeuntersuchungen müßten diese Frage beantworten.

3.1.3 Die Chlorkohlenwasserstoff-Belastung im zwischenartlichen Vergleich

Wie gezeigt, werden vor allem die sehr persistenten chlororganischen Schadstoffe mit fortschreitendem Alter zunehmend akkumuliert (Abb. 3). Daher sollte ein zwischenartlicher Vergleich der Belastungswerte nur im Rahmen einheitlicher Altersgruppen vorgenommen werden.

Für die Gruppe der Jungvögel im 1. bis 3. Lebensjahr ist dieser Vergleich zwischen Mantel- und Silbermäwe möglich (Abb. 4). Es ergibt sich, daß junge Mantelmäwen mit allen wesentlichen chlororganischen Schadstoffen im Mittel höher, z.T. um ein Mehrfaches höher, belastet sind als gleichaltrige Silbermäwen. Dieser Unterschied ist besonders ausgeprägt beim HCB, DDT und DDE sowie bei den PCBs.

Im Vergleich mit alten Silbermäwen sind die an der Gesamtheit der überwiegend jugendlichen Mantelmäwen (alte Tiere allein standen nicht in ausreichender Anzahl zur Verfügung) gemessenen Werte im Durchschnitt in jedem Fall höher (Abb. 5).

Tab. 3: Die Gehalte ausgewählter Chlorkohlenwasserstoffe in männlichen und weiblichen Silbermäwen (IV/ad) im Vergleich; \bar{x} = arithmetisches Mittel, s = Standardabweichung, v = Variationsbreite; alle Werte in ppm.

	männl. (n = 19)			weibl. (n = 25)		
	\bar{x}	s	v	\bar{x}	s	v
γ HCH	0,33	0,32	0,00 – 1,35	0,21	0,20	0,00 – 0,89
HCB	0,91	0,61	0,05 – 2,36	0,53	0,39	0,00 – 1,65
DDE	10,82	18,32	1,96 – 83,19	6,86	6,58	0,51 – 23,47
Dieldrin	0,80	0,78	0,05 – 3,22	0,56	0,56	0,00 – 1,66
Σ PCB	44,75	33,32	15,99 – 96,83	47,81	41,43	9,49 – 183,15

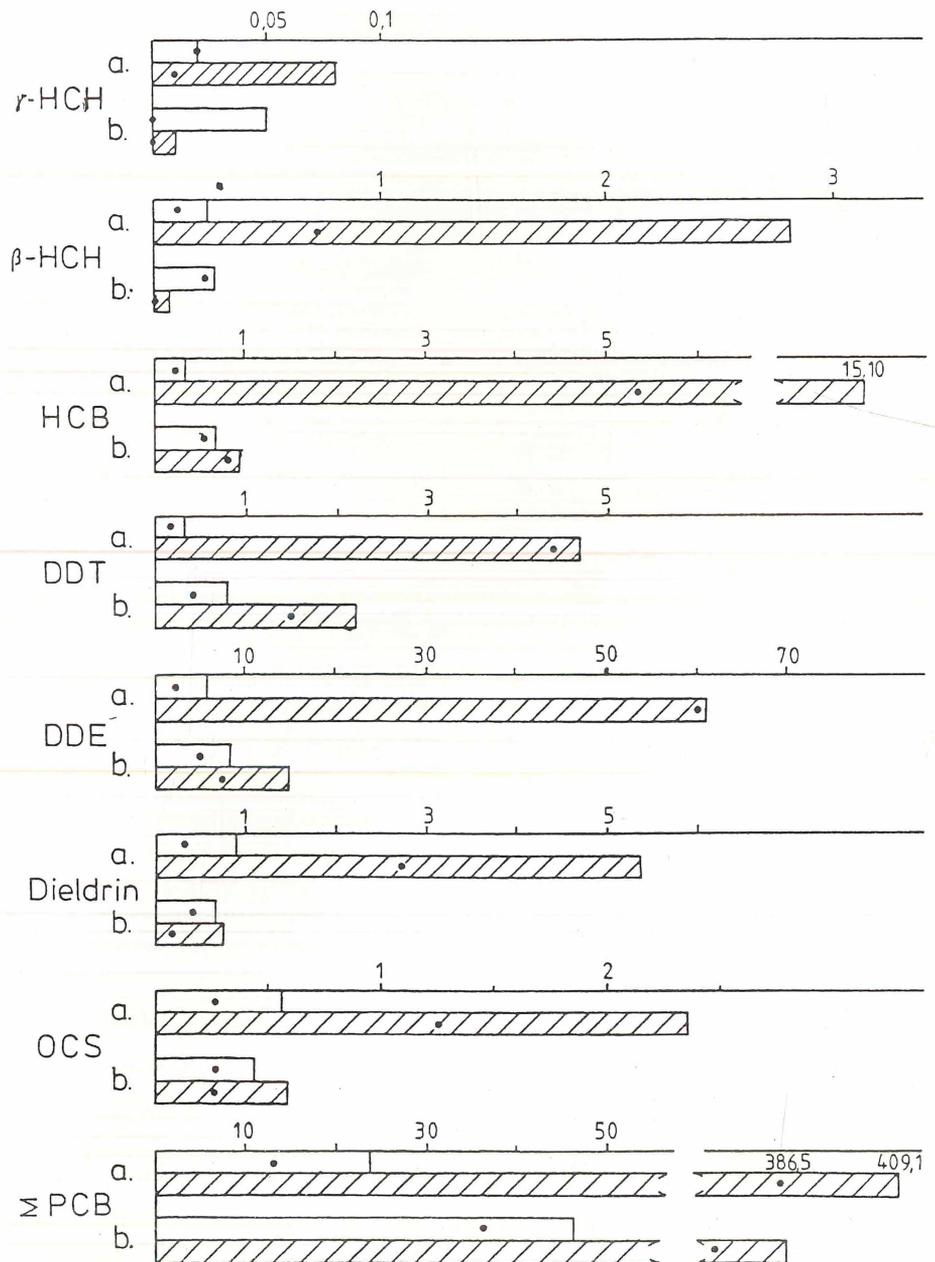


Abb. 2: Die Belastung geschossener (weiß) und tot/moribund gefundener Silbermäwen (schraffiert) mit ausgewählten Chlorkohlenwasserstoffen im Vergleich; a: Altersgruppe 0-III, b: IV/ad; die Balkenlänge entspricht dem arithmetischen Mittel, der Punkt nennt den zugehörigen Medianwert; alle Werte in ppm.

Ähnlich hohe, im Falle der von der Gesamtkonzentration her bedeutsamsten Schadstoffe DDT, DDE und PCBs sogar höhere Belastungswerte erreichen die alten Heringsmöwen. Alte Sturmmöwen sind mit fast allen untersuchten persistenten chlororganischen Verbindungen im zwischenartigen Vergleich am geringsten belastet (Abb. 5).

3.1.4 Gehalte fettlöslicher Schadstoffe in der Bürzeldrüse – ein möglicher Weg der Exkretion

Insbesondere bei allen Wasservögeln, so auch bei Möwen, befindet sich oberhalb des Ansatzes der Steuerfedern auf dem Bürzel eine große exkretorische Hautdrüse, die Bürzeldrüse (*Glandula uropygialis*), die ein lipidreiches Sekret produziert. Dieses Sekret verstreicht der Vogel während der Ruhe- und Putzphase mit dem Schnabel im Gefieder. So werden über die Bürzeldrüse laufend fetthaltige Stoffe aus dem Körper ausgeschieden, und es liegt nahe, daß auf diesem Wege auch fettlösliche persistente chlororganische Schadstoffe ausgeschieden werden können.

Bei den Rückstandsanalysen des Bürzeldrüsenfetts einiger Silbermöwen sind diese Stoffe in ähnlichem Mengenverhältnis zu finden wie im Körperfett; die Mehrzahl der Stoffe ist im Mittel im Bürzeldrüsenfett allerdings geringer konzentriert (Tab. 4). Auffällig ist, daß die relative Konzentration der PCBs im Bürzeldrüsenfett mit zunehmendem Chlorierungsgrad abnimmt. Es ist denkbar, daß die z.T. weniger persistenten niedrigchlorierten PCBs im Lipid-Stoffwechsel der Bürzeldrüse stärker mobilisiert, möglicherweise auch metabolisiert

Tab. 4: Der Gehalt einiger organischer Schadstoffe im Körperfett (Brustmuskulatur) und in der Bürzeldrüse von Silbermöwen im Vergleich (zugrunde liegen nur die Mittelwerte von denjenigen Individuen, bei denen Bürzeldrüsen-Werte ermittelt wurden); der %-Wert nennt den mittleren Gehalt im Bürzeldrüsenfett bezogen auf den Gehalt im Körperfett.

	Körperfett		Bürzeldrüsenfett		%
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	
Fettgehalt	7,66	5,45	43,53	5,86	
β -HCH	0,07	0,11	0,04	0,09	57,2
γ -HCH	0,02	0,06	0,01	0,03	50,0
HCB	0,59	0,53	0,38	0,31	64,4
DDE	8,04	7,32	5,88	4,86	73,1
DDT	1,43	2,45	0,45	0,45	31,5
DDD	0,57	0,71	0,46	0,53	80,7
PCB 28	0,06	0,12	0,06	0,12	100,0
52	0,07	0,16	0,14	0,19	200,0
101	0,62	0,62	0,52	0,53	83,9
138	20,62	20,49	11,83	11,52	57,4
153	24,67	26,15	13,83	14,12	56,1
180	12,00	12,96	5,23	6,31	43,6
Dieldrin	0,40	0,48	0,41	0,63	102,5

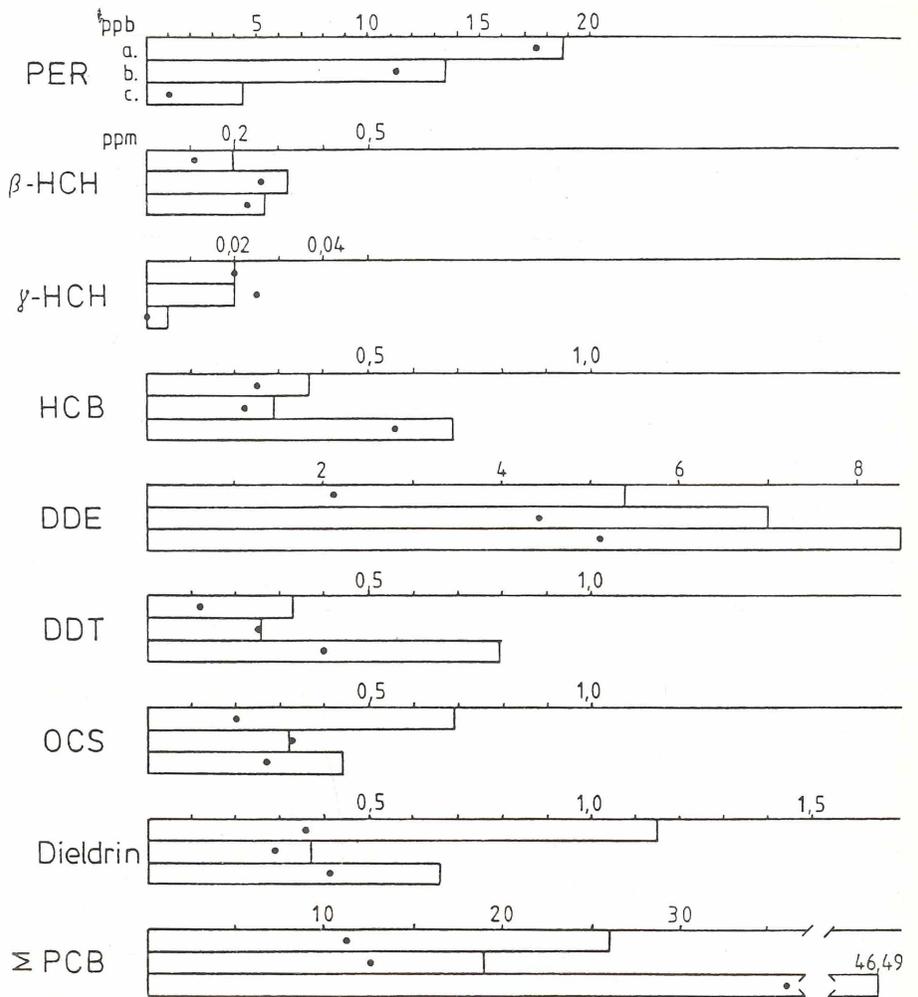


Abb. 3: Chlorkohlenwasserstoff-Belastung der geschossenen Silbermöwen getrennt nach Altersgruppen; a: 0/I, b: II/III, c: IV/ad; die Balkenlänge entspricht dem arithmetischen Mittel, der Punkt nennt den zugehörigen Medianwert; alle Werte (mit Ausnahme von PER: ppb) in ppm.

und ausgeschieden werden (BEYERBACH, BÜTHE & HEIDMANN 1989).

3.2 Schwermetalle

Die vier Schwermetallelemente Blei, Cadmium, Chrom und Quecksilber lassen sich, von wenigen Ausnahmen abgesehen, in Lebern und Nieren aller untersuchten Möwenindividuen nachweisen. Die individuelle Variation in der Schwermetallbelastung ist groß. Insbesondere im Falle des Bleis verzerren einzelne Extreme das Bild. Die Vermutung liegt nahe, daß diese Ausreißerwerte insbesondere bei den geschossenen Tieren durch Geschoßrest bzw. -abrieb im Gewebe verursacht wurden (FRANK 1986).

Das Vorkommen methodisch bedingter Extremwerte ist zwar bei der Verwendung geschossener Tiere für Bleirückstandsanalysen generell nicht auszuschließen, eine grundsätzlich höhere Bleibelastung geschossener Vögel im Vergleich zu tot oder moribund aufgefundenen ist allerdings nicht feststellbar. So ergibt die Gesamtschau, daß die Medianwerte (\bar{x}) der Bleibelastung sowohl in den Lebern als auch in den Nieren bei geschossenen Silbermöwen

niedriger liegen als bei den tot oder moribund gefundenen Artgenossen:

geschossen (n=70):

Leber 0,32 ppm, Niere 0,62 ppm,

tot/moribund (n=23):

Leber 0,41 ppm, Niere 0,72 ppm.

Es bleibt festzuhalten, daß unter den genannten Vorbehalten geschossene Möwen mit derselben Berechtigung für Bleirückstandsanalysen im Körpergewebe benutzt werden können wie tot oder moribund gefundene Tiere, da mit im Grundsatz unrealistischen Werten nicht zu rechnen ist. Nach Ergebnissen von Röntgenuntersuchungen an im Küstenraum tot gefundenen Möwen muß mit einer Wahrscheinlichkeit von etwa 30% davon ausgegangen werden, daß diese Tiere aufgrund eines früheren Beschusses bereits Bleischrote im Körper tragen, die in physiologischer Hinsicht unter Umständen bereits sehr viel länger Wirkung entfalten konnten (AVERBECK et al. 1990).

Die **Bleiwerte** der untersuchten Silbermöwen liegen in Leber und Niere im Mittel unter 1 ppm (Abb. 6), die **Chromwerte**, von

Ausreißern abgesehen, ebenfalls. Vergleichsweise hoch sind die mittleren **Quecksilberkonzentrationen** in der Leber sowie **Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen** in der Niere.

3.2.1 Zur Frage der Altersakkumulation

Eine Anreicherung von Blei mit zunehmendem Lebensalter ist bei Silbermäwen weder in der Leber noch in der Niere feststellbar (Abb. 6). Eine altersabhängige Bleiakumulation im Knochengewebe tritt erwartungsgemäß (HUTTON 1981) auf: Bei 16 darauffin untersuchten adulten Silbermäwen lag der Bleigehalt im Femur um das 6,5fache höher als bei 14 Jungvögeln im ersten Lebensjahr (Tab. 5, Abb. 6).

Für Cadmium ist in Übereinstimmung mit den bei HARTWIG et al. (1990) publizierten Ergebnissen in den Lebern eine geringfügige, in den Nieren eine ausgeprägte Altersakkumulation zu beobachten, die bereits bei den subadulten Tieren höchste Ausmaße erreicht (Abb. 6). Ein Vergleich der Cadmiumgehalte in Leber- und Nierengewebe zwischen den zeitgleich gesammelten männlichen und weiblichen Silbermäwen-Brutvögeln von der Insel Scharhörn ergibt keine

signifikanten geschlechtsspezifischen Unterschiede:

Leber: \bar{x} : 1,82 ppm (n=10 weibl.)
 \bar{x} : 2,18 ppm (n=9 männl.)
 Niere: \bar{x} : 6,08 ppm (n=10 weibl.)
 \bar{x} : 5,23 ppm (n=9 männl.)

Eine u.a. schon von FURNESS & HUTTON (1979) an Skuas (*Catharacta skua*) nachgewiesene altersabhängige Anreicherung von Quecksilberverbindungen liegt offensichtlich auch bei den hier untersuchten Silbermäwen vor (Abb. 6): Die mittleren Konzentrationen erreichen in Leber und Niere ähnlich hohe Werte.

Das gilt in gleicher Weise für die Ergebnisse der Chromanalyse; eine zunehmende Akkumulation dieses Stoffes mit fortschreitendem Alter ist nicht nachweisbar (Abb. 6).

3.2.2 Schwermetallbelastung im zwischenartlichen Vergleich

Im Vergleich der mittleren Schwermetallkonzentrationen von Mantel- und Silbermäwen im ersten Lebensjahr sind zwischenartliche Unterschiede nur in der Quecksilberbelastung zu erkennen (Abb. 7): Demnach liegt die mittlere Konzentration bei jun-

gen Silbermäwen in der Leber um etwa 22% niedriger als bei gleichaltrigen Mantelmäwen. Im Alter verliert sich dieser Unterschied (Abb. 8); auch im Hinblick auf die übrigen untersuchten Schwermetalle ist der Belastungsgrad bei alten Mantel- und Silbermäwen ähnlich.

Eine durchweg vergleichsweise hohe Belastung weisen alte Heringsmäwen auf (Abb. 8), besonders auffällig in den Nierenwerten von Blei, Cadmium und Quecksilber.

Alte Sturmmäwen (Abb. 8) sind mit Quecksilber vergleichsweise gering, mit Cadmium in der Niere hingegen ähnlich hoch belastet wie Heringsmäwen.

4. Diskussion

Die hier vorgelegten Ergebnisse belegen die im Seegebiet der Deutschen Bucht vorhandene, z.T. hohe Belastung der Mäwen mit anthropogenen Schadstoffen unterschiedlichster Art. Insbesondere die primär aus der Industrietechnik stammenden Verbindungen (z.B. PCBs, HCB, Quecksilberverbindungen), die im weiteren Elbmündungsbereich noch heute die höchsten Konzentrationen in der gesamten Deutschen Bucht erreichen (u.a. BECKER 1994), sind auch in den Gewebeproben der von Scharhörn und Helgoland stammenden Mäwen erwartungsgemäß stark vertreten.

Aus der Gruppe der in der Landwirtschaft verwandten Pestizide, deren Einsatz in der Bundesrepublik Deutschland z.T. schon seit vielen Jahren untersagt ist, sticht unter quantitativem Aspekt besonders das DDT mit seinen Derivaten hervor: In den hier untersuchten Gewebeproben (u.a. Abb. 2) lagen die Werte höher als in Eiern von Seevögeln desselben Raumes und vergleichbaren Untersuchungsjahres (BECKER, BÜTHE et al. 1985, 1988). Offensichtlich bestehen doch beträchtliche Unterschiede zwischen den verschiedenen chlororganischen Verbindungen, in welchem Ausmaß sie in die Lipidfraktion des sich bildenden Eies »entlassen« werden.

Die individuelle Variation der Gewebekonzentrationen bestimmter Stoffe ist auch innerhalb einer Art beachtlich (u.a. Tab. 3). Mögliche Ursachen können u.a. folgende sein:

(1) Es gibt innerhalb der einzelnen Arten Individuen mit sehr spezieller, unter Umständen auch abweichender Ausrichtung in der Nahrungswahl, was zu sehr spezifischen Schadstoffmustern führen kann (VAUK & PRÜTER 1987).

(2) Die potentiellen Herkunftsgebiete der Vertreter der untersuchten Arten umfassen einen weiten Raum und sind im Einzelfall unbekannt. Selbst kurzfristige Brut- und Rastaufenthalte z.B. in extrem belasteten Gebieten können die Schadstoffkonzentrationen im Gewebe nachhaltig beeinflussen (u.a. CLAUSEN, KARLOG et al. 1985).

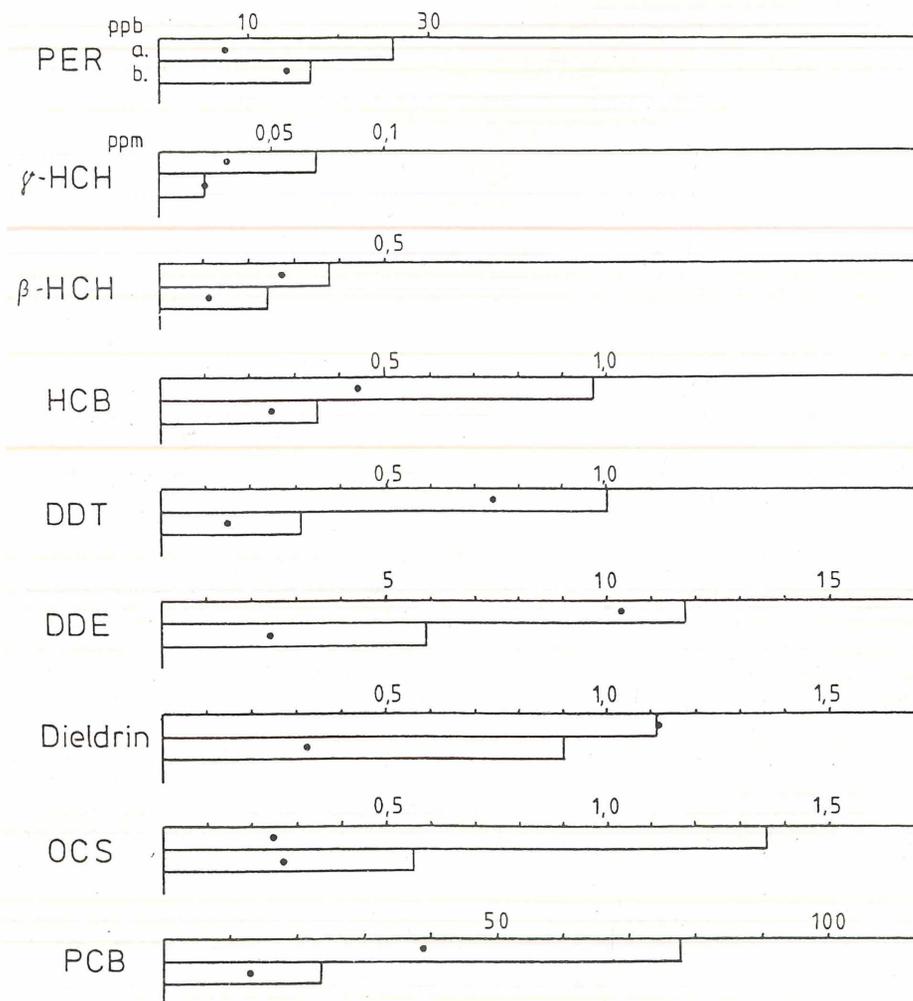


Abb. 4: Chlorkohlenwasserstoff-Belastung der Mantelmöwe im 1.-3. Lebensjahr (a) und gleichaltriger Silbermäwen (b, nur geschossene) im Vergleich; weitere Erläuterungen siehe Abb. 3.

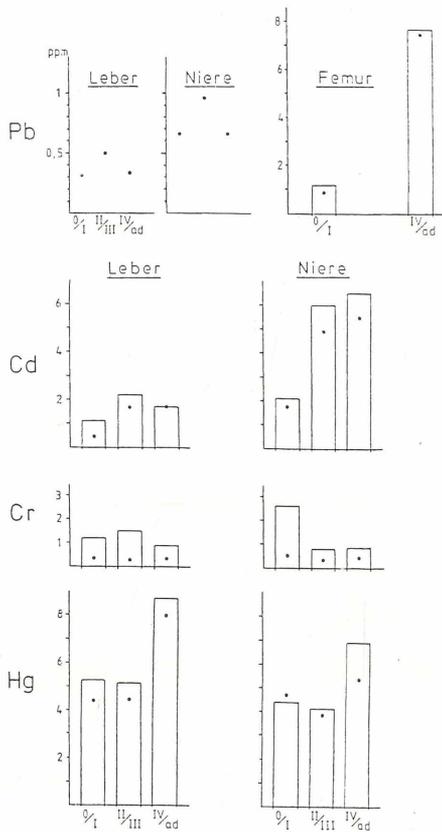


Abb. 6: Schwermetallkonzentrationen in Lebern und Nieren von Silbermöwen unterschiedlichen Alters; die Säulenhöhe entspricht dem arithmetischen Mittel, der Punkt nennt den zugehörigen Medianwert; alle Werte bezogen auf ppm Trockengewicht (Ausnahme: Pb-Femur auf Feuchtgewicht).

(3) Das genaue Lebensalter der untersuchten Altvögel ist nicht bekannt. Eine Bioakkumulation z.B. über 20 oder 30 Jahre (was bei freilebenden Möwen nicht ausgeschlossen ist; SCHLOSS, PETERSEN, PRÜTER & VAUK 1992), führt zumindest bei den persistenten Schadstoffen mit Sicherheit zu anderen Werten als eine Anreicherung über 5 Lebensjahre.

Dennoch können inter- und intraspezifische Unterschiede im Belastungsgrad nachgewiesen werden, die sehr enge kausale Beziehungen zur ökologischen Einbindung der untersuchten Möwen in den betreffenden Lebensraum, zu ihrer Stellung im trophischen System, erkennen lassen.

Bisher vorliegende Ergebnisse von vergleichenden Rückstandsuntersuchungen an pflanzenfressenden, omnivoren und primär fischfressenden Seevogelarten an der deutschen Nordseeküste (BECKER 1994, HEIDMANN, BEYERBACH et al. 1987) zeigten bereits sehr deutlich, daß sich die höhere trophische Position der Fischfresser in einer ungleich höheren Belastung mit den zur Akkumulation fähigen lipophilen Schadstoffen (inkl. der organischen Quecksilberverbindungen) niederschlägt.

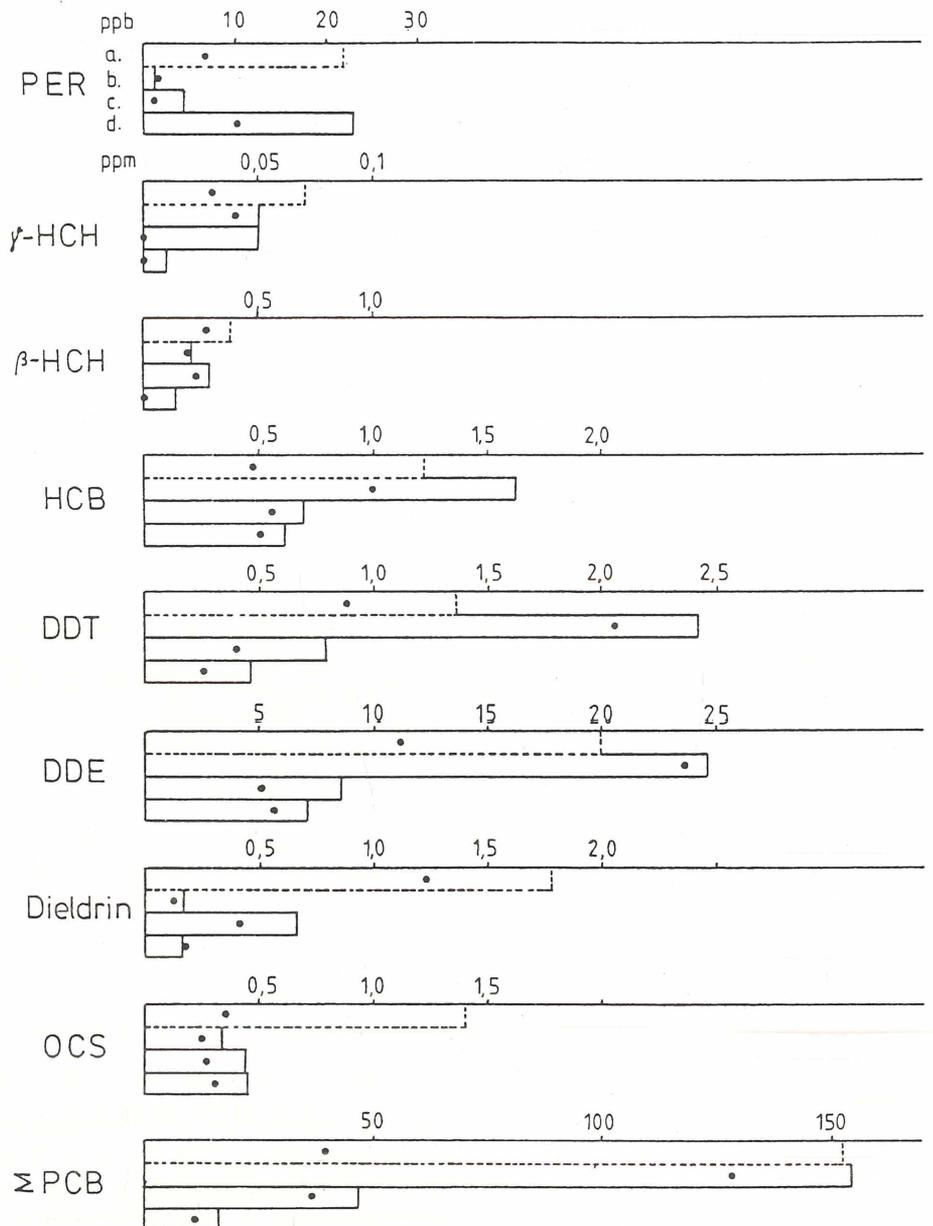


Abb. 5: Chlorkohlenwasserstoff-Belastung alter Möwen im zwischenartlichen Vergleich; a: Mantelmöwe (alle Altersgruppen berücksichtigt), b: Heringsmöwe, c: Silbermöwe, d: Sturmmöwe; weitere Erläuterungen siehe Abb. 3.

Auch bei der hier vorgenommenen vergleichenden Betrachtung einer Artengruppe, der Möwen, bei der die Unterschiede in der Ernährungsökologie geringer ausfallen, sind gleichfalls verschiedenartige Bilder der Schadstoffkontamination feststellbar.

Schon die bei jungen Mantel- und Silbermöwen im 1. Lebensjahr erkennbaren Unterschiede in der Belastung mit den persistenten lipophilen Schadstoffen (Abb. 4) können damit erklärt werden, daß der Fischanteil in der Nahrung der jungen Mantelmöwe im Untersuchungsgebiet sehr viel höher liegt als bei gleichaltrigen Silbermöwen (PRÜTER 1986).

Die Spitzenwerte, die die Heringsmöwe z.B. mit dem seit 1972 in der Bundesrepublik verbotenen DDT und seinen Derivaten erreicht (Abb. 5), können im Grundsatz mit

ihrer starken Fixierung auf Fischnahrung begründet werden. Bei dieser Art könnte aber auch die Tatsache von Bedeutung sein, daß ihre Winterquartiere südwärts bis an die subtropischen Küsten reichen (GLUTZ V. BLOTZHEIM & BAUER 1982), wo sie mit dem bis heute noch intensiv eingesetzten DDT in unmittelbarer Kontakt kommen dürfte, als es im mitteleuropäischen Raum der Fall ist. Die Sturmmöwe ist unter den hier untersuchten Möwenarten, betrachtet man den gesamten Jahreslebensraum, am stärksten terrestrisch orientiert (VAUK & PRÜTER 1987). Ihr in der Regel kurzfristiger Aufenthalt auf offener See, insbesondere in winterlichen Kälteperioden, ist offenbar nicht ausreichend, die typischen Belastungswerte eines piscivoren Nordsee-Vogels anzunehmen. Ihr Schadstoffmuster zeichnet

sich durch vergleichsweise geringe Konzentrationen an chlorierten Kohlenwasserstoffen und Quecksilberverbindungen aus (Abb. 5, 8), hingegen durch relativ hohe Werte bei Blei und Cadmium (Abb. 8). Sehr ähnliche Unterschiede in der Schwermetallbelastung fanden LEONZIO, FOSSI & FOCARDI (1986) auch bei einem Vergleich von Silber- und Lachmöwen in Norditalien.

Haben sich nun die Schadstoffgehalte der Möwen im Untersuchungsjahr 1987 im Vergleich zu den ebenfalls auf Helgoland Mitte der 70er Jahre durchgeführten Untersuchungen (VAUK & LOHSE 1978, VAUK, LOHSE & ZUNK 1979) verändert? Einer klaren Beantwortung dieser Frage steht das Problem im Wege, daß sich die Methoden der chemischen Analytik weiterentwickelt haben und ein sehr viel detaillierteres und somit exakteres Messen erlauben. Insbesondere im Falle der Schwermetalle und der PCBs muß aus diesen Gründen auf einen unmittelbaren quantitativen Vergleich mit früheren Werten verzichtet werden. Auch die mittlerweile vielfach bekannt gewordenen hohen jährweisen Schwankungen der Schadstoffgehalte (BECKER 1994) mahnen zur Vorsicht bei der Interpretation von Daten aus einzelnen Jahren.

Vergleicht man unter den genannten Vorbehalten dennoch die von VAUK & LOHSE (1978) mitgeteilten Daten zur Chlorkohlenwasserstoff-Belastung von Silbermöwen

Tab. 5: Bleigehalte im Femur (Oberschenkelknochen) junger und adulter Silbermöwen: Werte in ppm bezogen auf Frischsubstanz.

	Nr.	I		Nr.	IV/ad	
		männl.	weibl.		männl.	weibl.
	109	1,624		105		16,969
	111	0,283		106	1,426	
	116	0,281		107		7,698
	123		0,878	110	13,200	
	125		1,591	112	1,965	
	126		0,201	113		4,927
	127		6,232	115		8,800
	130	1,069		117	10,059	
	137		0,679	119		2,150
	138	0,130		124		7,170
	140	0,837		128		3,121
	142		0,952	135		16,001
	148	0,539		139		7,166
	149	1,100		143		8,900
				144	3,466	
				151	9,241	
n		14			16	
\bar{x}		1,171			7,641	
s		1,532			4,801	
Min.		0,130			1,965	
Max.		6,232			16,969	
\hat{x}		0,858			7,432	

der 70er Jahre mit den Werten dieser Untersuchung von 1987, so ergibt sich in allen (möglichen) Fällen ein erheblicher Rückgang: Die HCB- und HCH-Konzentrationen z.B. verringerten sich etwa um den Faktor 4, beim DDT sogar um Faktor 24. Die an der Mantelmöwe ermittelten Ergebnisse dieser Untersuchung deuten in dieselbe Richtung. Rückstände von Endrin und Aldrin, früher noch in Einzeltieren zu finden, sind 1987 nicht mehr nachweisbar.

Ob für die Zukunft Entwarnung gegeben werden kann, müssen fortlaufende Analysen der Umweltochemikalien in See- und Küstenvögeln ergeben. BECKER (1994) stellt aus Ergebnissen von Untersuchungen an Eiern von Küstenvögeln aus dem deutschen Wattenmeer aus den Jahren 1981-1990 fest, daß bei den meisten Schadstoffen im Jahresvergleich nach besonders hohen Konzentrationen 1987 besonders niedrige dagegen 1990 auffallen. Die besonders niedrigen Konzentrationen 1990 sind möglicherweise die Folge von Beendigung, Einschränkung und Umstellung der Produktion der chemischen Industrie der neuen Bundesländer, die sich positiv auf die Umwelt ausgewirkt haben.

Als ein Ergebnis dieser 1987 durchgeführten Untersuchung (PRÜTER 1989) bleibt unter methodischem Aspekt festzuhalten:

Trotz nicht nach bestimmten Standards erfolgter Sammlung des Untersuchungsmaterials lassen sich für die Region »Deutsche Bucht« typische Schadstoffmuster und darüber hinaus art- und altersspezifische Unterschiede in der Gewebsbelastung erkennen, die gut mit den vorhandenen Kenntnissen von der Ökologie der Möwen korrelieren (VAUK & PRÜTER 1987).

Auch die geschossenen Möwen eignen sich, neben anderen Küsten- und Seevögeln (BECKER 1993), somit als Indikatororganismen für die Belastungssituation in »Normalbeständen«. Eine langfristig angelegte Überwachung der Schadstoffwerte auch im Körpergewebe »normal« belasteter Vögel ist daher zu fordern, um Veränderungen in den Umweltkonzentrationen bestimmter Schadstoffe kontinuierlich verfolgen zu können, auf neuartige Umweltgifte frühzeitig aufmerksam zu werden, mögliche langfristige Auswirkungen der Schadstoffbelastung auf Bestandsveränderungen der betrachteten Arten erkennen zu können und um im Fall akuter Bestandseinbrüche vergleichbare Grundlagendaten für eine eindeutige Ursachenermittlung zur Verfügung zu haben.

5. Zusammenfassung

Es werden einige Ergebnisse eines im Jahre 1987 durchgeführten Forschungsvorhabens des »Instituts für Naturschutz- und Umweltschutzforschung (INUF) des Vereins Jordsand« dargestellt und diskutiert, das die Gewebsbelastung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen (in Leber und Niere) von Mantel-, Herings-, Silber- und Sturm Möwen aus dem Bereich der Insel Helgoland (einschließlich einiger Silbermöwen von der Insel Scharhörn) zum Gegenstand hatte.

Neben möglichen interspezifischen Unterschieden in Ausmaß und Spektrum der Schadstoffkontamination galt das Augenmerk auch der Frage nach grundsätzlicher Eignung ganzjährig unsystematisch gesammelter Möwen für ein kontinuierliches Schadstoff-Monitoring.

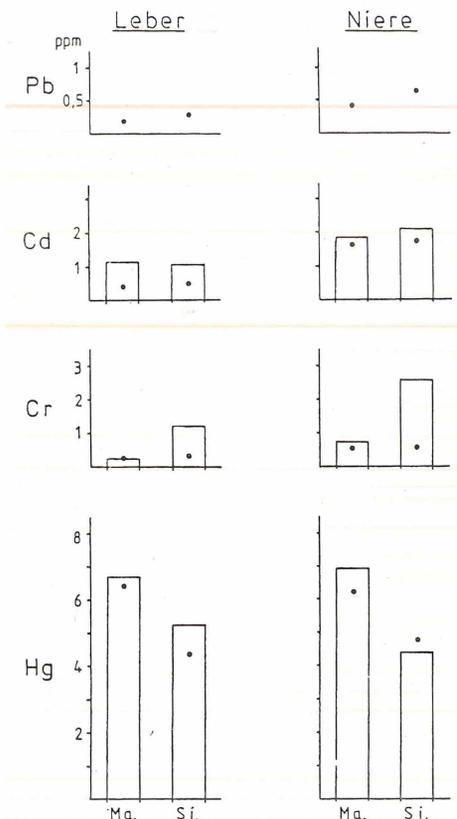


Abb. 7: Schwermetallkonzentrationen in Lebern und Nieren junger Mantel- und Silbermöwen (0/I) im Vergleich; weitere Erläuterungen siehe Abb. 6.

Die Ergebnisse werden mit denen von »Vorläufer«-Untersuchungen aus den 70er Jahren verglichen sowie mit neueren Trends diskutiert.

The results are compared with those from previous studies in the seventies and discussed with newer trends.

7. Literatur

AVERBECK, C., E. KEMPKEN, S. PETERMANN, J. PRÜTER, G. VAUK & C. VISSÉ (1990). Röntgenuntersuchungen zur Bleischrotbelastung tot aufgefundener Vögel in Norddeutschland. – Z. Jagdwiss. 36: 30–42.

AVERBECK, D. (1991): Herring Gull *Larus argentatus* Pont. and Great Black-backed Gull *Larus marinus* L. haematology as a tool in bioindication. – Seevögel 12/4: 74–78.

AVERBECK, D., M. KORSCH, G. VAUK & J. WILKE (1993): Seevögel als Ölopfers. – UBA-Forschungsbericht Wasser 10204414: 58 S.

BECKER, P. H., A. BÜTHE & W. HEIDMANN (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. I. Chlororganische Verbindungen. – J. Orn. 126/1: 29–51.

BECKER, P. H., W. TERNES & H. A. RÜSSEL (1985): Schadstoffe in Gelegen von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste. II. Quecksilber. – J. Orn. 126/3: 253–262.

BECKER, P. H., A. BÜTHE & W. HEIDMANN (1988): Rückgänge von Schadstoffen in Küstenvögeln? – J. Orn. 129/1: 104–106.

BECKER, P. H., B. CONRAD & H. SPERVELAGE (1989): Chlororganische Verbindungen und Schwermetalle in weiblichen Silbermöwen (*Larus argentatus*) und in Eiern mit bekannter Legefolge. – Die Vogelwarte 35/1: 1–10.

BECKER, P. H., C. KOEPFF, W. A. HEIDMANN & A. BÜTHE (1991): Schadstoffmonitoring mit Seevögeln. – Texte 2/92; Umweltbundesamt Berlin: 1–260.

BECKER, P. H., W. A. HEIDMANN, A. BÜTHE, D. FRANK & C. KOEPFF (1992): Umweltchemikalien in Eiern von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste: Trends 1981–1990. – J. Orn. 133/2: 109–124.

BECKER, P. H. (1993): Seevögel als Bioindikatoren. – Wilhelmshavener Tage Nr. 4 (Maritimer Umweltschutz): 79–93.

BECKER, P. H. (1994): Gefährdung von Küstenvögeln durch Umweltchemikalien. – In: J. L. LOZAN, E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag: 270–278.

BEYERBACH, M., A. BÜTHE, R. DETTMER, W. A. HEIDMANN, H. KNÜWER & H. A. RÜSSEL (1988): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Eiern und Lebern von Lachmöwen (*Larus ridibundus*) aus niedersächsischen Brutkolonien. – Seevögel 9/3: 33–39.

BEYERBACH, M., A. BÜTHE & W. A. HEIDMANN (1989): Metabolisierung von polychlorierten Biphenylen in Küstenvögeln. – Seevögel 11/1: 13–16.

BOURNE, W. R. P. & G. VAUK (1988): Accumulation by birds. – In: W. SALOMONS, B. L. BAYNE, E. K. DUURSMA & U. FÖRSTNER (Eds.): Pollution of the North Sea: An Assessment. Springer-Verlag: 579–595.

BÜTHE, H. (1990): Chlorierte organische Verbindungen in Fischen. – In: J. L. LOZAN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey: 274–281.

CLAUSEN, B., O. KARLOG, A. ANDRESEN, K. ELVESTAD, P. HALD-MARTENSEN & P. ANDERSEN-HARILD (1985): Kviksolvindholdet i fugle skudt naer en kemisk fabrik pa Harboøre Tange, Nordvestjylland (Mercury content in birds shot near a chemical plant at Harboøre Tange, Northvestjylland/Denmark). – Dansk. Vet. Tidsskr. 68: 492–500.

CONRAD, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. – Vogelkdl. Bibliothek, Bd. 5; Kilda Verlag, Greven.

DUNKER, J. C. & J. H. KOEMAN (1978): Summary Report on the distribution and effects of toxic pollutants (metals and chlorinated hydrocarbons) in the Wadden Sea. – In: K. ESSINK & W. J. WOLFF (eds.): Pollution of the Wadden Sea area. Report 8. Wadden Sea Working Group, Leiden: 45–54.

ELLENBERG, H. (Hrsg.) (1981): Greifvögel und Pestizide. Versuch einer Bilanz für Mitteleuropa. – Ökologie der Vögel, Bd. 3/Sonderheft 1981.

FRANK, A. (1986): Lead fragments in tissues from wild birds: a cause of misleading analytical results. – The Science of the Total Environment 54: 275–281.

FURNESS, R. W. & M. HUTTON (1979): Pollutant levels in the Great Skua *Catharacta skua*. – Environm. Pollut. (Ser. A) 19: 261–268.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 8/1, 3. Teil. Akad. Verlagsges. Wiesbaden.

HARTWIG, E., T. KÖTH, J. PRÜTER, E. SCHREY, G. VAUK & E. VAUK-HENTZELT (1990): Seevögel. – In: J. L. LOZAN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey: 305–319.

HARTWIG, E., M. KORSCH & E. SCHREY (1992): Seevögel als Müllopfer in der Deutschen Bucht. – Seevögel 13/1: 1–4.

HEIDMANN, W. A., M. BEYERBACH, W. BÖCKELMANN, A. BÜTHE, H. KNÜWER, B. PETERAT & H. RÜSSEL-SINN (1987): Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der deutschen Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln. – Die Vogelwarte 34/2: 126–133.

HEIDMANN, W. A., A. BÜTHE, B. PETERAT & H. KNÜWER (1987): Zur Frage des Einflusses chemischer Rückstände auf das Sterben von Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) an der niedersächsischen Küste im Winter 1986/87. – Die Vogelwarte 34/2: 73–79.

HUTTON, M. (1981): Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. – Environm. Pollut. (Ser. A) 26: 129–145.

KALLENBORN, R. & H. HÜHNERFUSS (1993): Vergleich der Verteilung von ausgewählten chlorierten organischen Schadstoffen in den Eiderenten (*Somateria mollissima* (L.)) aus den Einzugsbereichen der Naturschutzgebiete Neuwerk und Oehe-Schleimünde. – Seevögel 14/2: 23–31.

LEMMETYINEN, R., P. RANTAMÄKI & A. KARLIN (1982): Levels of DDT and PCB's in different stages of life cycle of the Arctic Tern *Sterna paradisaea* and the Herring Gull *Larus argentatus*. – Chemosphere 11: 1059–1068.

LENZ, W. (1990): Über die Effizienz der internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung. – In: J. L. LOZAN, W. LENZ, E. RACHOR, B. WATERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey: 350–355.

LEONZIO, C., C. FOSSI & S. FOCARDI (1968): Lead, mercury, cadmium and selenium in two spe-

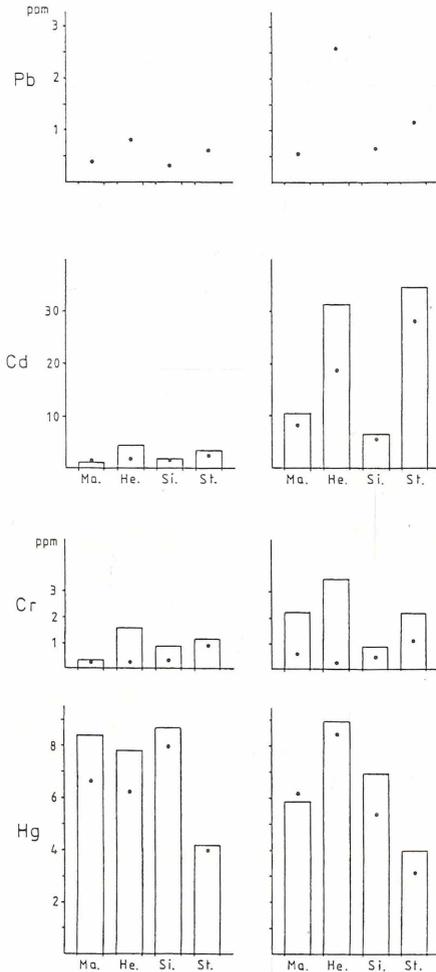


Abb. 8: Schwermetallkonzentrationen in Lebern (links) und Nieren (rechts) alter Mantel-, Herings-, Silber- und Sturmmöwen (IV/ad) im Vergleich; weitere Erläuterungen siehe Abb. 6.

6. Summary

Investigations on pollutant levels in Gulls (*Laridae*) from the German Bight. Results were presented and discussed from a 1987 conducted research project of the »Institute of nature and environment protection research (INUF) of the Jordsand Society« on the tissue burdens with chlorinated hydrocarbons and heavy metals (in liver and kidney) in Greater and Lesser Black-backed, Herring and Common Gulls (*Larus marinus*, *L. fuscus*, *L. argentatus*, *L. canus*) from the area of the Helgoland island (including some Herring Gulls from the island of Scharhörn/Elbe Estuary).

Possible interspecific differences in extent and spectrum of the contamination with pollutants and the question of general suitability of all-season unsystematically sampled gulls for a continuous monitoring of pollutants are the main focus of the investigations.

cies of Gull feeding on inland dumps, and in marine areas. – The Science of the Total Environment 57: 121–127.

- PARSLOW, J. L. F. & D. J. JEFFERIES (1973): Relationship between organochlorine residues in livers and whole bodies of Guillemots. – Environm. Poll. A5: 87–101.
- PRÜTER, J. (1986): Untersuchungen zum Bestandsaufbau und zur Ökologie der Möwen (*Laridae*) im Seegebiet der Deutschen Bucht. – Dissertation im Fachbereich Biologie der Universität Hannover: 142 S.
- PRÜTER, J. & G. VAUK (1988): Ergebnisse einer zweiten Silbermöwen (*Larus argentatus*)-Bestandsregelung auf der Insel Scharhörn, Elbmündung. – Zeitschr. Jagdwiss 34: 120–124.
- PRÜTER, J. (1989): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Möwen (*Laridae*) im Seegebiet der Deutschen Bucht. – Unveröffentl. Gutachten des INUF im Auftrage des Landes Bremen: 73 S.
- RYLL, M., S. BRAUNE, J. PRÜTER & U. NEUMANN (1994): Untersuchungen zum Nachweis von *Chlamydia psittaci* in Silbermöwen (*Larus argentatus*) Norddeutschlands. – Seevögel 15/4: 87–90.
- SCHLOSS, W., S. PETERSEN, J. PRÜTER & G. VAUK (1992): Fundumstände, Todesursachen und Höchstalter freilebender Vögel nach den Ergebnissen von Ringfundauswertungen. – Seevögel 13/4: 72–78.
- THOMPSON, D. R., P. H. BECKER & R. W. FURNESS (1993): Long-term changes in mercury concentrations in herring gulls *Larus argentatus* and common terns *Sterna hirundo* from the German North Sea coast. – J. Appl. Ecol. 30: 316–320.
- VAUK, G. & H. LOHSE (1978): Biocid-Belastung von Seevögeln sowie einiger Landvögel und Säuger der Insel Helgoland. – Veröff. Überseemus. Bremen, Reihe E 1: 3–26.
- VAUK, G., H. LOHSE & B. ZUNK (1979): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung Helgoländer Land- und Seevögel sowie einiger Säuger der Insel. – Veröff. Überseemus. Bremen, Reihe E 2: 1–17.
- VAUK, G. (1982): Bestandsentwicklung der Silbermöwe (*Larus argentatus*) und die Regulierung ihres Bestandes durch jagdliche Maßnahmen auf der Insel Helgoland. – Seevögel 3/4: 71–84.
- VAUK, G. & J. PRÜTER (1987): Möwen – Arten, Bestände, Verbreitung, Probleme. – Jordsand-Buch Nr. 6; Niederelbe Verlag, Otterndorf.

Anschrift der Verfasser:

J. P.: Norddeutsche Naturschutzakademie Hof Möhr, 29640 Schneverdingen.

H. L., H. H.: c/o Staatliche Chemische Untersuchungsanstalt, St.-Jürgens-Straße, 28205 Bremen.

G. V.: Triftstr. 2, 29640 Schneverdingen.

E. H.: Verein Jordsand, Haus der Natur, Wulfsdorf, 22926 Ahrensburg.

Buchbesprechungen

CAMPHUSEN, Kees J., & Mardik F. LEOPOLD (1994):

Atlas of Seabirds in the Southern North Sea

IBN Research Report 94/6, NIOZ-Report 1994-8. 126 S. mit zahlreichen Diagrammen; ISSN 0923-3210. Bestellung: Norbert Dankers, IBN-TEXEL, P.O. Box 167, NL-1790 AD Den Burg, Nederland. Preis: hfl 25,-.

Der vorliegende Bericht faßt die Ergebnisse von Seevogel-Erfassungen im niederländischen Sektor der südlichen Nordsee (21445 km²), die von Schiffen aus von 1987 bis 1993 durchgeführt wurden, zusammen. Der niederländische Sektor reicht von der Scheldt-Mündung im Süden über die Doggerbank im Norden bis zur Terschellingerbank entlang der 30-m-Tiefenlinie. Daten angrenzender britischer, belgischer und deutscher Gebiete werden mit einbezogen.

Die Fülle der Daten wird getrennt nach Arten für bestimmte Zeiträume in Diagrammen dargestellt und im Text diskutiert. Es erfolgt ein Vergleich der Ergebnisse mit denen von Flugzeug- oder Land-Erfassungen. Dadurch ergibt sich ein möglichst umfassendes Bild der Verteilung und des Verhaltens der Seevögel in der südlichen Nordsee. – Dieser Bericht ist eine wichtige und nützliche Datenbasis, aus der sich Erkenntnisse für Schutzkonzepte ableiten lassen.

Eike Hartwig

SCHÖNFELDER, Peter und Ingrid (1995):

Der Kosmos-Heilpflanzenführer

Europäische Heil- und Giftpflanzen

318 S., 442 Farbfotos, 95 Farbzeichnungen, gebunden; ISBN 3-440-06954-0; Franck-Kosmos-Verlag, Stuttgart. Preis: DM 44,-.

Der Heilpflanzenführer ist nach wie vor aktuell und liegt nun in seiner 6. Auflage, nach dem neu herausgekommenen 10. Deutschen Arzneibuch gründlich überarbeitet, vor. Er umfaßt, schnell bestimmbar mit dem nach Blütenfarbe und -form geordneten Kosmos-Farbcode, alle bei uns verwendeten Heilkräuter, und beschreibt Drogen, Inhaltsstoffe, Wirkungen, Anwendungsformen und die gebräuchlichen, fertigen Präparate.

Neben ausführlicher Berücksichtigung der Giftpflanzen ist ein besonderes Kapitel den gefährlichen Giftpflanzen gewidmet. Ferner sind in tabellarischer Form die wichtigsten Anwendungen pflanzlicher Drogen zusammengestellt.

Die Autoren haben bei der Auswahl der Pflanzen jene bevorzugt, die von der pharmazeutischen Industrie heute noch verarbeitet werden, so daß der Leser/Patient sich über die in seinem Medikament enthaltenen Drogen und ihre Stammpflanzen informieren kann.

Eike Hartwig

PRESSER, Helmut (1995):

Die Orchideen Mitteleuropas und der Alpen

Variabilität – Biotope – Gefährdung

Leinen-Hardcover, 222 S., Format 21 x 28 cm, ISB 3-609-65600-X; ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg. Preis: DM 78,-.

Wegen ihrer Schönheit und ihres Formenreichtums haben Orchideen von jeher die Menschen fasziniert. Inzwischen sind die meisten der etwa 70 wildwachsenden mitteleuropäischen Arten selten und zum Teil vom Aussterben bedroht. Diese Tatsache erhöht noch das Interesse an dieser entwicklungs geschichtlich jungen Pflanzenfamilie.

Das vorliegende Buch will zwei Ziele verfolgen: Zum einen stellt es die Biotope vor, in denen die Orchideen wachsen; zum anderen will es zeigen, und zwar durch viele qualitativ hochwertige Farbabbildungen, welche Arten in Mitteleuropa wachsen. Es werden 75 Orchideenarten mit allgemeinen Angaben, Merkmalen, Verwechslungsmöglichkeiten, Blütezeit und Standort vorgestellt. In gesonderten Kapiteln werden Besonderheiten, wie Hybriden und Anomalien, beschrieben und fotografisch dargestellt sowie Gefährdungsursachen und Schutzmöglichkeiten beschrieben.

Der Autor hofft, daß im Leser die Bereitschaft zum Schutz der Orchideen hervorgerufen wird nach dem Motto: »Nur was man schätzt, will man schützen und erhalten!« Es ist sehr zu wünschen, daß dieses Buch dabei helfen kann.

Eike Hartwig

SOMMER, Ulrich (1996):

Algen, Quallen, Wasserfloh

Die Welt des Planktons

192 S., 42 Abb.; broschiert; ISBN 3-540-60307-7. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. Preis: DM 29,80.

Was ist Plankton? Es ist die Lebensgemeinschaft zumeist winziger im Wasser schwebender pflanzlicher und tierischer Organismen. Diese Lebensgemeinschaft spielt in den vielen Gewässern der Erde eine wichtige Rolle in der Nahrungskette und beeinflusst die Stoffkreisläufe im Wasser und sogar in der Atmosphäre.

Der Autor, Hochschullehrer am Institut für Meereskunde der Universität Kiel für Planktonökologie, gibt mit diesem Buch einen Einblick in die oft mikroskopisch kleine Welt des Planktons der Seen, Flüsse und Meere. Anhand zahlreicher Zeichnungen und Farbtafeln werden die Schönheit und Formenvielfalt der Krebse und Larven, Quallen und Algen, Bakterien und Pilze gezeigt. Aber auch Fragen der Eutrophierung, Gewässerversauerung und des Gefährdungspotentials von Giftalgen werden behandelt. Der Text ist verständlich geschrieben und mit zahlreichen Abbildungen und Schemata versehen. Ein nützliches Buch für alle, die Einblick in die komplexe Lebensgemeinschaft gewinnen wollen. Eike Hartwig

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Seevögel - Zeitschrift des Vereins Jordsand zum Schutz der Seevögel und der Natur e.V.](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [17_2_1996](#)

Autor(en)/Author(s): diverse

Artikel/Article: [Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Möwen \(Laridae\) im Seegebiet der Deutschen Bucht 27-36](#)