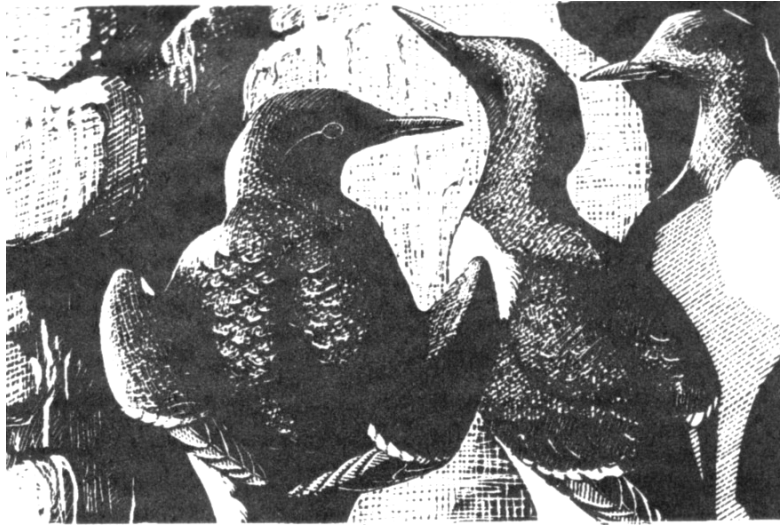


Institut für Meereskunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

- Forschungsbereich 3: Marine Ökologie –

**Spurenelementanreicherung in arktischen und borealen
Meeresvögeln**



Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

Dipl. Biol. Christine Wenzel

aus Wilhelmshaven

Kiel 2003

Dekan: Prof. Dr. W. Depmeier
1. Berichterstatter: Prof. Dr. D. Adelung
2. Berichterstatter: Prof. Dr. M. Spindler

Tag der mündlichen Prüfung: 07.05.2003



Uria aalge

Für Hans



R. tridactyla Pullus



Rissa tridactyla

1 EINLEITUNG.....	1
2 MATERIAL UND METHODEN.....	4
2.1 PROBENMATERIAL.....	4
2.2 PROBENNAHME.....	5
2.2.1 Runde (Süd-Norwegen), Hornøya (Nord-Norwegen).....	5
2.2.2 Helgoland/Deutsche Bucht.....	5
2.2.3 Iles Grande/Bretagne (Frankreich).....	7
2.3 GERÄTE UND REAGENZIEN.....	7
2.4 PROBENAUFBEREITUNG.....	9
2.4.1 Federn	
2.4.2 Innere Organe.....	10
2.5 ANALYTISCHE METHODEN.....	11
2.5.1 Reinheitskontrolle und Absicherung der Methode.....	11
2.5.2 Aufschlussmethode für Kupfer, Cadmium und Selen.....	11
2.5.3 Aufschlußverfahren für Quecksilber und Zink.....	12
2.5.4 Messverfahren für Cadmium, Kupfer und Selen.....	14
2.5.5 Messverfahren für Zink und Quecksilber.....	18
2.6 STATISTISCHE METHODEN	
REGRESSIONEN, KORRELATIONEN UND SIGNIFIKANZTESTS.....	21
3 ERGEBNISSE.....	25
3.1 ANREICHERUNGEN IN DREIZEHENMÖWEN.....	25
3.1.1 Nestlinge/Helgoland.....	25
3.1.1.1 Vergleich der Spurenelementverteilung zwischen den Geweben/Organen ohne Berücksichtigung der Altersklassen (Gesamtstichprobe).....	25
3.1.1.2 Spurenelementverteilung innerhalb der einzelnen Gewebe/Organe.....	29
3.1.1.3 Altersabhängige Spurenelementverteilung zwischen den Gewebe/Organen.....	30
3.1.1.4 Akkumulationsmuster in den einzelnen Altersklassen.....	33
3.1.1.5 Altersabhängige Gesamtbelastung der Leber.....	38
3.1.1.6 Korrelation der Metalle untereinander.....	42
3.1.1.7 Abhängigkeit des Elementgehaltes von Körpermasse und Kondition.....	49
3.1.2 Juvenile und adulte Dreizehenmöwen/Hornøya.....	52
3.1.2.1 Spurenelementverteilung zwischen den Organen.....	52
3.1.2.2 Metallunterschiede in den Gewebetypen.....	55
3.1.2.3 Vergleich des Metall- und Selengehaltes in adulten und juvenilen Vögeln bzw. in "Mutter-Jungvogel"-Paaren.....	58

3.1.2.4 Korrelationen der Spurenelemente untereinander und zwischen den Geweben.....	61
3.2 GEOGRAPHISCHER VERGLEICH.....	64
3.2.1 Dreizehenmöwen.....	64
3.2.2 Trottellummen.....	68
3.2.2.1 Einfluss biologischer Parameter auf den Elementgehalt	68
3.2.2.2 Geographische Unterschiede	73
3.2.2.3 Korrelation der Elemente untereinander.....	79
3.3 ARTENVERGLEICH.....	83
3.3.1 Vergleich der Spurenelementanreicherung zwischen den Arten	83
3.3.2 Vergleich der Spurenelementverteilung in den Geweben der Arten	88
3.3.3 Korrelationen zwischen den Geweben.....	89
3.3.4 Korrelationen der Elemente untereinander	92
4 DISKUSSION	96
I METHODIK	96
1 Methodenkritik.....	96
2 Auswahlkriterien für die untersuchten Gewebetypen.....	96
II ERGEBNISDISKUSSION	98
4.1 WANDERVERHALTEN.....	99
4.1.1 Dreizehenmöwen.....	99
4.1.2 Trottellummen.....	101
4.1.3 Dickschnabellummen.....	102
4.2 PHYSIOLOGISCHER ZUSTAND.....	103
4.3 ALTERSABHÄNGIGE ANREICHERUNGEN.....	108
4.3.1 Spurenelementakkumulation während der Nestlingsentwicklung	108
4.3.1.1 Einfluss durch Elementkonzentration der Eier	109
4.3.1.2 Einfluss durch Nahrung	113
4.3.1.3 Einfluss der Gewichtsentwicklung bzw. des Organwachstums	117
4.3.1.4 Zusammenfassung der Akkumulation in Nestlingen.....	122
4.3.2 Anreicherung in juvenilen ("diesjährigen") und adulten Vögeln.....	122
4.3.2.1 Bioakkumulation in Federn	123
4.3.2.2 Bioakkumulation in Weichgeweben.....	124
4.3.3 Anreicherung in immaturren und adulten Trottellummen borealer Gebiete (Deutsche Bucht und Bretagne)	128
4.4 GESCHLECHTSSPEZIFISCHE ELEMENTVERTEILUNG.....	131

4.5 ERNÄHRUNGSGEWOHNHEITEN UND IHR EINFLUSS AUF DIE ELEMENTGEHALTE IN VERSCHIEDENEN VOGELARTEN	133
4.5.1 Ernährungsgewohnheiten der Dreizehenmöwen.....	134
4.5.2 Ernährungsgewohnheiten der Dickschnabel- und Trottellummen.....	135
4.5.3 Bedeutung der trophischen Stellung für die Elementanreicherung.....	136
4.5.3.1 Spurenelementbelastung der Nahrungstiere	136
4.5.3.2 Spurenelementbelastung der Vogelarten	138
4.6 METABOLISMUS - ABHÄNGIGKEIT VOM KONTAMINATIONSGRAD	143
4.6.1 Einfluss der Mauser auf die Elementgehalte in Weich- und Hartgeweben	143
4.6.1.1 Dreizehemöwen-Nestlinge/Helgoland.....	143
4.6.1.2 Adulte und immature Vögel	145
4.6.1.3 Elementgehalte der Federn vs. Weichgeweben	145
4.6.2 Akkumulation in Weichgeweben.....	147
4.7 WECHSELWIRKUNGEN DER ELEMENTE.....	149
4.7.1 Toxische Relevanz	149
4.7.1.1 Quecksilber	149
4.7.1.2 Selen	153
4.7.1.3 Zink/Kupfer	154
4.7.1.4 Cadmium.....	155
4.7.2 Synergistische und antagonistische Wirkungen bzw. Detoxifikations- mechanismen	157
4.7.2.1 Synergismen	157
4.7.2.2 Antagonismen - Selen/Quecksilber	158
4.7.2.3 Antagonismen - Selen/Cadmium.....	160
4.7.2.4 Antagonismen - Zink, Kupfer/Cadmium, Selen	161
4.8 EINFLUSS DER ELEMENTGEHALTE DES LEBENSRAUMES AUF DIE AKKUMULATION IN SEEVÖGELN.....	163
4.8.1 Boreale Gebiete.....	163
4.8.1.1 Norwegische See	164
4.8.1.2 Bretonischen Küste.....	165
4.8.1.3 Deutsche Bucht.....	165
4.8.2 Arktische Gebiete.....	169
5 ZUSAMMENFASSUNG	172
6 SUMMARY.....	176
7 LITERATURVERZEICHNIS	179
8 ANHANG	208

Tab. 1	Wiederfindungsraten des Referenzmaterials	11
Tab. 2	Parameter für den Mikrowellenaufschluß.....	14
Tab. 3 a	Temperaturprogramm und Messparameter für die Cadmiumanalytik.....	16
Tab. 3 b	Temperaturprogramm und Messparameter für die Kupferanalytik.....	17
Tab. 3 c	Temperaturprogramm und Messparameter für die Selenanalytik.....	17
Tab. 3 d	Messparameter und Analysenbedingungen für Quecksilber	21
Tab. 4	Spurenelementgehalt in verschiedenen Gewebetypen der Dreizehenmöwen-Nestlinge. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g Tg}$	26
Tab. 5	Spurenelementgehalte ($\mu\text{g/g Tg}$) in den verschiedenen Geweben/Organen der Dreizehenmöwen- Altersklassen. Dargestellt sind die Mediane und die Mittelwerte \pm Standardabweichung	31
Tab. 6	Vergleich der Spurenelementgehalte (Cd, Cu, Zn, Hg, Se) in den verschiedenen Gewebetypen der Altersklassen. Dargestellt sind signifikante Unterschiede zwischen den Organen/Geweben mit $p < 0,05$ (*) und $p < 0,01$ (**). Mit einer Schattierung sind die Ergebnisse markiert, die von der Darstellung der Gesamtstichprobe abweichen.	32
Tab. 7	Gesamtelementgehalte in der Leber nestjunger Dreizehenmöwen verschiedener Altersklassen. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g Tg}$	39
Tab. 8	Korrelationen der Spurenelemente untereinander in vier verschiedenen Altersklassen: Darstellung der Stichprobenzahlen (n), des "Pearson's moment correlation coefficient" (**),"Spearman Rang" Korrelationskoeffizient (*) und der Irrtumswahrscheinlichkeit.....	42
Tab. 9	Korrelationen zwischen den Spurenelementen der Altersklasse >10 Tage (AK4 + 5). Die Darstellung entspricht derjenigen aus Tab. 8.	47
Tab. 10	Korrelationen der Spurenelemente mit der Körpermasse der Nestlinge verschiedener Altersklassen. Dargestellt sind Spearman Rang Korrelationen (r), die jeweiligen Irrtumswahrscheinlichkeiten (p) und Regressionen.....	49
Tab. 11	Spurenelementgehalte ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen von adulten und juvenilen Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung.....	53
Tab. 12 a	Spurenelementgehalte in Leberproben von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in $\mu\text{g/g Trockengewicht}$	59
Tab. 12 b	Spurenelementgehalte in Federn von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in $\mu\text{g/g Trockengewicht}$	60
Tab. 12 c	Spurenelementgehalte in Brustmuskelpuben von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in $\mu\text{g/g Trockengewicht}$	60

Tab. 13	Korrelationen der Spurenelemente untereinander in adulten und juvenilen Dreizehenmöwen. Dargestellt sind Pearson-product-moment-Korrelationen (**) und Spearman-Rang-Korrelationen (*).	61
Tab. 14	Spurenelementkonzentrationen adulter Dreizehenmöwen von Runde. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$ Tg. Die Spurenelementgehalte der Dreizehenmöwen von Hornøya sind in Tab. 11 (Kap. 3.1.2.1) dargestellt.	65
Tab. 15	Regressionsanalyse zur Ermittlung signifikanter Abhängigkeiten zwischen dem Elementgehalt (ln-Daten) des Gewebes und verschiedenen Parametern bzw. Spearman-Rang Korrelationen (r) zwischen Elementgehalt (untransformierte Daten) und Konditionsfaktor	70
Tab. 16	Spurenelementgehalte der Trottellummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne in $\mu\text{g/g}$ Tg. Angegeben sind Mediane sowie Mittelwerte \pm Standardabweichung.	74
Tab. 17	Korrelationen der Elemente untereinander in Geweben der Vögel zweier verschiedener Regionen. Dargestellt sind Spearman-Rang-Korrelationen (**) und Pearson's Product-Korrelationen (*) und die entsprechenden Regressionen.	80
Tab. 18	Spurenelementgehalte in verschiedenen Gewebetypen von Trottellummen, Dickschnabellummen und Dreizehenmöwen. Dargestellt sind Medianwerte und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$ Tg.	84
Tab. 19	Korrelationen der Spurenelemente zwischen den verschiedenen Gewebetypen von Trottellummen (<i>U. aalge</i>), Dickschnabellummen (<i>U. lomvia</i>) und Dreizehenmöwen (<i>R. tridactyla</i>).	90
Tab. 20	Korrelationen zwischen den Elementen verschiedener Geweben von Trottellummen (<i>U. aalge</i>) und Dickschnabellummen (<i>U. lomvia</i>): Pearson-Korrelationen und Spearman-Rang-Korrelationen (*)	93
Tab. 21	Spurenelementkonzentrationen der Trottellummen in $\mu\text{g/g}$ Tg. Angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichung bzw. Bereiche oder Mediane von Literaturdaten und eigenen Ergebnissen	107
Tab. 22	Gewichtsentwicklung nestjunger Dreizehenmöwen von Helgoland. Dargestellt ist die Körpermasse (g) als Mittelwert \pm Standardabweichung	118
Tab. 23	Interspezifischer Vergleich der Elementgehalte zwischen Literaturdaten und eigenen Ergebnissen in $\mu\text{g/g}$ Fg. Angegeben sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung oder Bereiche	142
Tab. 24	Toxische/"ungefährliche" Quecksilberkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg	151
Tab. 25	Toxische und "ungefährliche" Selenkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg	154
Tab. 26	Toxische und "ungefährliche" Cadmiumkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg	156

Abb. 1	Übersicht über die Probennahmegebiete und die Altersstruktur der untersuchten Vögel.....	4
Abb. 2 a	Vergleich des Standardadditionsverfahrens (a) mit wässrigen Eichlösungen (b) für Cadmium.....	15
Abb. 2 b	Vergleich des Standardadditionsverfahrens (a) mit wässrigen Eichlösungen (b) für Kupfer.....	15
Abb. 2 c	a) Schlauchsystem der Fließinjektions-Atomspektrometrie (FIAS) 200 von Perkin-Elmer mit KMnO ₄ -Zulauf; 1: FIAS-Ventil; 2: Gas-Flüssigkeits-Separator; P1: Pumpe 1; P2: Pumpe 2.....	19
Abb. 3	Ermittlung der "line of best fit" mittels der LOWESS-Funktion nach WILKINSON (1992).....	24
Abb. 4	Box-Plot-Darstellung der Quecksilberkonzentrationen ($\mu\text{g/g Tg}$) in den Geweben der Dreizehenmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.....	26
Abb. 5	Box-Plot-Darstellung der Selen - (a) und Cadmiumgehalte (b) in den Geweben der Dreizehenmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.....	27
Abb. 6	Box-Plot-Darstellung der Kupfer - (a) und Zinkgehalte (b) in den Geweben der Dreizehenmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.	28
Abb. 7	Spurenelementgehalte (Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen der Dreizehenmöwen-Nestlinge.....	29
Abb. 8	Kupfer- (1) und Cadmiumkonzentrationen (2) in Niere (a) und Leber (b) von verschiedenen Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g Tg}$	34
Abb. 9	Kupferkonzentrationen in Gehirn (1) und Federn (2) von verschiedenen Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g Tg}$	34
Abb. 10	Zinkkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Feder (c) und Gehirn (d) in verschiedenen Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g Tg}$	35
Abb. 11a	Selenkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Federn (c) und Gehirn (d) verschiedener Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g Tg}$	36
Abb. 11 b	Quecksilberkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Federn (c) und Gehirn (d) verschiedener Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g Tg}$	37

Abb. 12 a-c	Gesamtbelastung der Leber mit Cd, Cu und Zn in verschiedenen Altersklassen (Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g Tg}$). Die Alterseinteilung ist gegenüber der in Kap. 3.1.1.4 verändert.....	39
Abb. 13 a-b	Gesamtbelastung der Leber mit Hg und Se in verschiedenen Altersklassen (Mittelwerte + Standardfehler in $\mu\text{g Tg}$). *: Die Alterseinteilung ist gegenüber der in Kap. 3.1.1.4 verändert.....	40
Abb. 14 a	Korrelationen zwischen Zink und Quecksilber bzw. Kupfer in der Leber von AK1+2. Die Werte sind angegeben in $\mu\text{g/g Tg}$	44
Abb. 14 b	Korrelationen zwischen Selen und Zink bzw. Kupfer in der Leber von AK1+2. Die Werte sind angegeben in $\mu\text{g/g Tg}$	44
Abb. 15	Korrelation zwischen den Kupfer- und Cadmiumwerten ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber von AK5.....	45
Abb. 16	Korrelationen zwischen Cadmium und Zink bzw. Kupfer in der Leber von AK4 + 5. Die Werte sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.	46
Abb. 17	Evtl. "Scheinkorrelation" zwischen den logarithmierten Quecksilber- und Kupferwerten der Leber in AK4 + 5. Die Konzentrationen sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.	48
Abb. 18	"Scheinkorrelation" zwischen den Quecksilber- und Kupferwerten der Niere in AK4 + 5. Die Konzentrationen sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.	48
Abb. 19	Korrelationen in der linearisierten Darstellung zwischen dem Kupfer- und Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber und der Körpermasse (g) in Dreizehenmöwen-Nestlingen (AK3).....	50
Abb. 20	Korrelationen in der linearisierten Darstellung zwischen dem Quecksilbergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) von Leber und Niere und der Körpermasse (g) in Dreizehenmöwen-Nestlingen (AK3).....	50
Abb. 21	Korrelation zwischen dem Kupfergehalt der Leber ($\mu\text{g/g Tg}$) und der Körpermasse (g) von AK5 der Dreizehenmöwen-Nestlinge in der linearisierten Darstellung.	51
Abb. 22	Quecksilber-, Selen- und Cadmiummediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen juveniler Dreizehenmöwen.....	54
Abb. 23	Quecksilber-, Selen- und Cadmiummediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen adulter Dreizehenmöwen.	54
Abb. 24	Zink- und Kupfermediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen juveniler und adulter Dreizehenmöwen.	55
Abb. 25	Spurenelementgehalte in Federn juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	56

Abb. 26 a	Spurenelementgehalte im Muskel juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	56
Abb. 26 b	Spurenelementgehalte in Leber juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	57
Abb. 27	Korrelation zwischen den Zinkgehalten in Muskel und Federn juveniler Dreizehenmöwen. Die Konzentrationen sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.	62
Abb. 28	Korrelation zwischen den Selengehalten in Leber und Federn juveniler Dreizehenmöwen. Die Konzentrationen sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.	63
Abb. 29	Vergleich der Quecksilber-, Cadmium- und Kupfergehalte in Muskelproben der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	66
Abb. 30 a	Vergleich der Spurenelementgehalte (Hg, Se, Cd, Cu) in Leber der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	66
Abb. 30 b	Vergleich der Spurenelementgehalte (Hg, Se, Cd, Cu) in Federn der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	67
Abb. 31	Vergleich der Zinkgehalte in Leber, Brustmuskel und Federn (unten) der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	67
Abb. 32	Darstellung des Konditionsfaktors (Lebergewicht : Nierengewicht) in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des Unterhautfettgewebes (gut entwickelt: 1.0; mäßig entwickelt: 1.5; nicht vorhanden: 2.0)	69
Abb. 33	Selen- und Cadmiummediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in Leber und Niere immaturer und adulter Trottellummen aus der Bretagne.....	70
Abb. 34	Linearisierte Darstellung der Abhängigkeiten der Zink- und Kupfergehalte in Leber (a) bzw. der Selengehalte in Leber und Niere (b) von dem Konditionsfaktor. Die Werte sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.....	71
Abb. 35	(Evtl.) Scheinkorrelation der Quecksilbergehalte in der Niere (a) und in den Federn (b) mit dem Konditionsfaktor.	72
Abb. 36	Hg-, Cu- und Zn-Mediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen von Trottellummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne unter Berücksichtigung des Ernährungszustandes. Die Stichprobenzahlen sind den Balken zugeordnet.....	75
Abb. 37	Vergleich des Spurenelementgehaltes verschiedener Gewebe von immaturen und adulten Trottellummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	77
Abb. 38	Korrelation zwischen den Kupfer- und Zinkgehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Leber der Trottellummen aus der Bretagne.	79

Abb. 39 a	Korrelation zwischen den Kupfergehalten und den Zink-, bzw. Selengehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Leber der Trottellummen aus der Bretagne.	81
Abb. 39 b	Korrelation zwischen den Kupfergehalten und den Zink-, bzw. Selengehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Niere der Trottellummen aus der Bretagne.	81
Abb. 40	Elementgehalte in Leber (a) und Muskel (b) von Dreizehenmöwen (<i>R. tridactyla</i>), Trottellummen (<i>U. aalge</i>), Dickschnabellummen (<i>U. lomvia</i>). Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	85
Abb. 41	Spurenelementgehalte in Federn von Dreizehenmöwen (<i>R. tridactyla</i>), Dickschnabellummen (<i>U. lomvia</i>) und Trottellummen (<i>U. aalge</i>). Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	86
Abb. 42	Spurenelementgehalte in Gonade und Niere von Dickschnabellummen (<i>U. lomvia</i>) und Trottellummen (<i>U. aalge</i>). Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$	87
Abb. 43	Korrelation zwischen dem Quecksilbergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber und der Federn bzw. der Brustmuskeln von Dickschnabellummen.	91
Abb. 44	Korrelation zwischen dem Selengehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Niere und der Gonade bzw. der Leber (a) und zwischen dem Zinkgehalt der Leber und der Niere (b) bei Trottellummen.	91
Abb. 45 a	Korrelationen zwischen dem Kupfergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) und dem Zink- bzw. Selengehalt der Niere von Trottellummen.	92
Abb. 45 b	Korrelationen zwischen dem Selen- und Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) von Trottellummen.	93
Abb. 46 a	Korrelationen zwischen dem Cadmium- und dem Kupfergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Lunge von Dickschnabellummen.	94
Abb. 46 b	Korrelationen zwischen dem Kupfer- und dem Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber von Dickschnabellummen.	94
Abb. 47 a/b	Gewichtsentwicklung der Dreizehenmöwennestlinge mit zunehmendem Alter; dargestellt sind das Körpergewicht (g) und das Alter (Tage) bzw. die Unterarmlänge (mm)	119

1. Einleitung

Marine Organismen werden häufig als Indikatoren für den Verschmutzungsgrad unterschiedlicher Meeresgebiete verwendet, da sie i. d. R. Rückschlüsse auf die Bioverfügbarkeit insbesondere von toxischen Spurenelementen und damit auf die Bedeutung der Schadstoffe für das untersuchte Ökosystem zulassen (z. B. FURNESS 1993, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, GOCHFELD & BURGER 1998, NYHOLM 1998, SPAHN & SHERRY 1999, COHEN et al. 2000, THOMPSON & HAMER 2000, TRUST et al. 2000).

Pelagische Seevogelarten, zu denen auch die für die vorliegende Arbeit ausgewählten Trottellummen (*Uria aalge*), Dickschnabellummen (*Uria lomvia*) und Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) gehören, wurden von verschiedenen Autoren als Indikatoren für den Kontaminationsgrad mariner Lebensräume herangezogen (z. B. BECKER 1991, TASKER & BECKER 1992, DONALDSON et al. 1997, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, MONTEIRO & FURNESS 1997, JOIRIS et al. 1997). Sie erfüllen verschiedene Grundvoraussetzungen für eine Bioindikatorart (HAHN et al. 1993, LEWIS et al. 1993), wie z. B. eine gewisse Standorttreue bzw. ein großes Verbreitungsgebiet und eine hohe Individuenzahl (BREITSCHWERDT 1987, DMOWSKI 1999). Auf Grund ihrer trophischen Stellung im marinen Nahrungsnetz weisen sie zudem hohe Schadstoffkonzentrationen auf, die gut nachweisbar und weniger variabel sind als bei Organismen auf niedrigerer trophischer Ebene (LOCK et al. 1992).

Um die Bedeutung der **trophischen Stellung** für die Schadstoffakkumulation in Seevögeln abschätzen zu können, müssen die Ernährungsgewohnheiten der Vögel bekannt sein. Diese sind von Dreizehenmöwen- bzw. Lummen-Populationen u. a. aus den Probennahmegebieten der vorliegenden Arbeit durch zahlreiche Untersuchungen dokumentiert (BARRETT & FURNESS 1990, LÖNNE & GABRIELSEN 1992, MEHLUM & GABRIELSEN 1993, LEOPOLD et al. 1992, MAUL 1994, PIATT & VAN PELT 1997, MEHLUM et al. 1998, HILTON et al. 2000b, SKOV et al. 2000). Es war daher im Rahmen der eigenen Arbeit nicht notwendig, Magenproben zu analysieren. Auf diese Weise kann auch die Schadstoffbelastung verschiedener Vogelarten derselben geographischen Verbreitung aber unterschiedlicher Ernährungsgewohnheiten verglichen werden, um zu prüfen, ob sich die Belastung der Nahrungstiere direkt auf den Schadstoffgehalt der entsprechenden Vögel und damit auf interspezifische Unterschiede im Kontaminationsgrad auswirkt.

Bei der Verwendung von Vögeln als Bioindikatoren oder Monitororganismen müssen die nachfolgend aufgeführten physiologischen und ökologischen Parameter der jeweiligen Art berücksichtigt werden (SCHARENBERG 1989, DMOWSKI 1999), da diese die Schadstoffanreicherung in Vögeln beeinflussen können (ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, DESGRANGES et al. 1998, KIM et al. 1998, STEWART & FURNESS 1998, HERNANDEZ et al. 1999, HINDELL et al. 1999).

Zu diesen physiologischen Parametern zählen das Geschlecht, die Mauser, die Metabolisierung und Regulierung von Schadstoffen, die unterschiedliche Anreicherung in verschiedenen Geweben, bei unterschiedlichen Arten sowie das Wachstum und das Alter bei einer möglicherweise lebenslangen Anreicherung bestimmter Schadstoffe aus evtl. unterschiedlich belasteten Gebieten (GOCHFELD et al. 1999). Bei den ökologischen Parametern werden Ernährungsgewohnheiten und Migrationen berücksichtigt, da z. B. bei einem beträchtlichen Zugverhalten von Vogelarten (HARRIS & TASKER 1999, COHEN et al. 2000) die Herkunft der akkumulierten Umweltchemikalien nicht immer mit Bestimmtheit festgestellt werden kann.

In der vorliegenden Arbeit soll geprüft werden, inwieweit die o. g. Parameter die Indikatorfunktion der untersuchten Vögel für lokale Spurenelementbelastungen beeinträchtigen.

Der eventuelle Einfluss von **Migrationen** auf den Spurenelementgehalt der Vögel soll dabei durch die Bestimmung geographischer Unterschiede in den Schadstoffgehalten relativ eng benachbarter Kolonien untersucht werden. Es werden adulte Dreizehenmöwen zweier norwegischer Brutkolonien (Runde - Mittelnorwegen; Hornøya - Nordnorwegen) sowie immature und adulte Trottellummen zweier borealer Gebiete (Bretonische Küste, Deutsche Bucht) untersucht. Damit soll geprüft werden, inwieweit sich die entsprechenden Populationen trotz eventueller Migrationen durch ihren Kontaminationsgrad voneinander trennen lassen und demnach lokale Belastungen widerspiegeln und inwieweit Ernährungszustand, Alter und Geschlecht die geographisch bedingte Elementanreicherung in Meeresvögeln überlagern bzw. beeinflussen können.

In diesem Zusammenhang wird am Beispiel immaturer und adulter Trottellummen aus borealen Gebieten geprüft, inwieweit es - durch möglicherweise unterschiedliche Schadstoffexpositionen - zu **altersabhängigen Anreicherungen** des Spurenelementgehaltes kommt. Es werden ebenfalls mögliche Effekte der **Mauser** auf die Elementgehalte in Federn und in inneren Geweben berücksichtigt. Inwieweit das **Geschlecht** den Spurenelementgehalt beeinflusst, wird am Beispiel borealer Trottellummen untersucht.

Viele der o. g. Einflüsse können bei Vogeleiern, Nestlingen bzw. Jungvögeln (< 1 Jahr) vernachlässigt werden, so dass dieses Probenmaterial im Allgemeinen für die **Abschätzung lokaler Schadstoffkontaminationen** herangezogen werden kann (z. B. BECKER et al. 1994, DONALDSON et al. 1997, HUGHES et al. 1997, DESGRANGES et al. 1998, NYHOLM 1998, DAUWE et al. 1999, SPAHN & SHERRY 1999, RATTNER et al. 2000). In der vorliegenden Arbeit sollen unterschiedliche Entwicklungsstadien von Dreizehenmöwen-Nestlingen Helgoländer Brutkolonien untersucht und das Akkumulationsmuster während der Entwicklung bestimmt werden, um zu prüfen, ob und welche Entwicklungsstadien sich als Indikatoren lokaler Schadstoffeinträge in die Deutsche Bucht eignen. Zur Bewertung der Indikatorfunktion der Dreizehenmöwen-Nestlinge ist ebenfalls die Berücksichtigung von evtl. "Verdünnungseffekten" durch **Wachstumsprozesse** und von **Mauserinflüssen** unerlässlich. Hierzu werden die Gehalte

in Abhängigkeit von der Körpermasse ermittelt sowie die Konzentrationen und die Gesamtbelastung der Leber als das Organ mit den stärksten Gewichtsschwankungen während des Wachstums gegenübergestellt. Außerdem werden die Spurenelementgehalte in neu gebildeten Federn und Dunen miteinander verglichen.

Ferner soll untersucht werden, ob sich im Laufe der Nestlingsentwicklung bzw. bei adulten Vögeln die Abhängigkeiten zwischen den Elementgehalten verändern. In diesem Fall ist zu prüfen, ob Rückschlüsse auf die Ausbildung von **Detoxifikationsmechanismen** oder **toxische Konzentrationen** gezogen werden können. Die toxischen Wirkungen von Metallen auf biochemischer Ebene (Hormone und Enzyme) wurden bereits u. a. von AMIARD (1983), VARIENGO (1985), DEBACKER et al. (2001) und DECAMPOS et al. (2002) beschrieben und sind daher nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit: Innerhalb der Zelle reagieren Metalle mit Zellbestandteilen, wie z. B. spezifische Liganden (MT), enzymatisch aktiven Produkten oder Enzymen selbst. Ihre toxische Wirkung entfaltet sich durch Bindung an verschiedene funktionelle Gruppen, wobei die Metalle entweder an ein deaktivierendes Zentrum binden oder ein essentielles Metall aus dem aktiven Zentrum eines Proteins verdrängen.

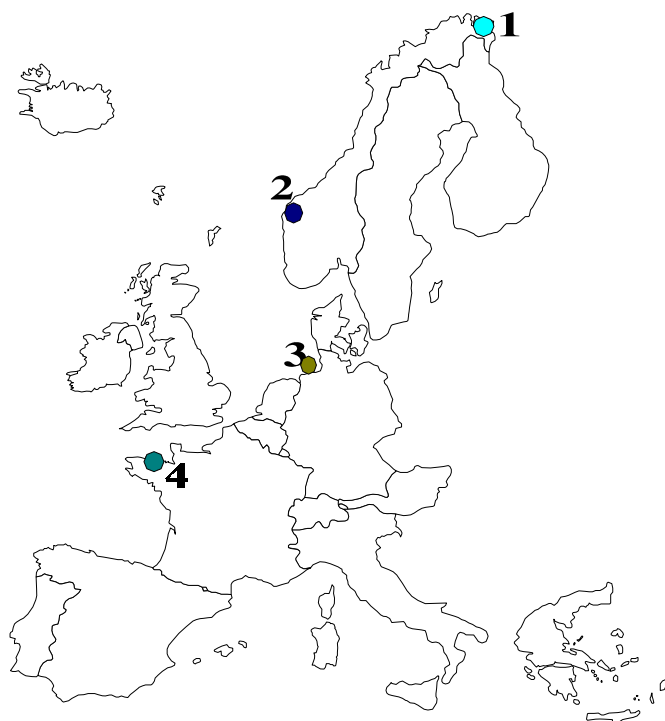
Die leichte Zugänglichkeit des Probenmaterials ist eine weitere wichtige Voraussetzung für die Verwendung von Seevögeln als Bioindikatoren. Da das Abschießen der Tiere aus naturschutzrechtlichen und ökologischen Gründen zu vermeiden ist, soll in dieser Arbeit außerdem untersucht werden, ob sich Totfunde als Indikatoren für Umweltbelastungen eignen und ob ein (geographischer) Vergleich der Spurenelementanreicherungen zwischen gesunden Vögeln und Totfunden möglich ist. In diesem Zusammenhang soll am Beispiel borealer Trottellummen auf den Einfluss der bei Totfunden häufig auftretenden **Hungerzustände** (DEBACKER et al. 1997, PIATT & VAN PELT 1997) eingegangen werden.

2. Material und Methoden

2.1 Probenmaterial

Es wurden drei Seevogelarten - die Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*), die Trottellumme (*Uria aalge*) und die Dickschnabellumme (*Uria lomvia*) - auf ihren Spurenelementgehalt hin analysiert. Bestimmt wurden die Selen- (Se), Cadmium- (Cd), Kupfer- (Cu), Quecksilber- (Hg) und Zinkgehalte (Zn) in Bauchfedern und in den Weichgeweben Leber, Niere, Brustmuskel und - wenn möglich - Lunge, Gonaden und Gehirn. Im Allgemeinen wurden die Untersuchungen nach Altersklassen getrennt durchgeführt.

Es wurden Vögel unterschiedlicher Ernährungsgewohnheiten und geographischer Herkunft gemäß Abbildung 1 untersucht (s. a. Kap. 2.2.).



1: Hornøya

Rissa tridactyla
(adult, "diesjährig")
Uria lomvia
Uria aalge (adult)

2: Runde/Trondheim

Rissa tridactyla
(adult)

3: Deutsche Bucht

Rissa tridactyla
(Nestlinge),
Uria aalge
(adult, immatur)

4: Ile Grande/ Bretagne

Uria aalge
(adult, immatur)

Abb. 1: Übersicht über die Probennahmegebiete und die Altersstruktur der untersuchten Vögel.

2.2 Probennahme

2.2.1 Runde (Süd-Norwegen), Hornøya (Nord-Norwegen)

Dreizehenmöwen, Trottellummen, Dickschnabellummen

Bei der Untersuchung adulter Dreizehenmöwen aus arktischen und borealen Gebieten konnte nicht auf Totfunde zurückgegriffen werden, da sich die Dreizehenmöwen im Gegensatz zu den Trottellummen auf dem offenen Meer kaum schwimmend, sondern vorzugsweise fliegend fortbewegen und daher seltener Opfer von Ölkontaminationen werden. Norwegische Wissenschaftler der Universität Tromsø stellten jedoch eine ausreichende Zahl von adulten Vögeln der o. g. Arten für die Untersuchung zur Verfügung. Im Gegensatz dazu konnten von Mitarbeitern der Universität Trondheim aus den Brutkolonien von Runde ausschließlich Dreizehenmöwen bezogen werden.

Die Vögel wurden in den Sommermonaten 1991, 1992 und 1993 (Juni bis August) von norwegischen Kollegen für Schadstoffmonitoringprogramme an den jeweiligen Brutkolonien mit Netzen oder Angelhaken gefangen, um Sekundärkontaminationen zu vermeiden, und für die Rückstandsanalysen getötet. Nachdem das Körpergewicht der Vögel bestimmt worden war, wurden sie bis zur weiteren Aufbereitung bei mindestens -20°C gelagert. Da für die norwegischen Untersuchungen nur ein Teil der Organe benötigt wurde, stand ausreichendes Probenmaterial für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung. Bei diesen Vögeln wurden die gleichen biometrischen Parameter ermittelt wie bei den Totfunden aus der Deutschen Bucht (Kap. 2.2.2.).

2.2.2 Helgoland/Deutsche Bucht

Dreizehenmöwen

Das Probenmaterial bestand aus Nestlingen, die in den Jahren 1991 - 1993 auf Helgoland unterhalb der an Felsklippen gelegenen Brutkolonien gesammelt worden waren. Diese Vögel stürzten entweder bei Sturm oder durch intraspezifische Aggression (GALBRAITH 1983, KÖTH & VAUK-HENTZELT 1988) von der Klippe oder wurden von Altvögeln beim Landeanflug heruntergestoßen. Auf diese Weise zu Tode gekommene Vögel wurden täglich bei Niedrigwasser gesammelt und bis zur Aufarbeitung bzw. Sektion bei $\leq -20^{\circ}\text{C}$ gelagert. Fundort und Funddatum der Vögel wurden protokolliert und folgende biometrische Parameter ermittelt:

- a) Länge des Unterarms
- b) Länge der zentralen Steuerfeder (bei älteren Nestlingen und flüggen Vögeln)
- c) Kopflänge
- d) Schnabellänge und Schnabelhöhe

- e) Flügellänge [bei Vögeln wie unter b)]
- f) Körpergewicht
- g) Tarsuslänge

Aufgrund dieser Messwerte wurde nach KÖTH (1985) das Alter der Nestlinge bestimmt und diese in Altersklassen (AK) eingeteilt. Jede Altersgruppe umfasste einen Zeitraum von wenigstens 5 Tagen (GLUTZ von BLOTZHEIM & BAUER 1982). Wegen der geringen Mortalitätsrate älterer Nestlinge standen für die vorliegende Arbeit nur wenige Vögel aus den entsprechenden Altersklassen zur Verfügung. Um dennoch statistisch relevante Aussagen treffen zu können, wurden einige Altersklassen wie folgt zusammengefasst:

Altersklasse 1	---	1 Tag alt	---	frisch geschlüpft, mit Eizahn am Schnabel
Altersklasse 2	---	1 - 5 Tage alt	---	Dunenjunges
Altersklasse 3	---	5 - 10 Tage alt	---	wie AK 2
Altersklasse 4	---	10 - 20 Tage alt	---	sichtbares Großgefieder und starke Gewichtszunahme
Altersklasse 5	---	20 - 30 Tage alt	---	wie AK 4
Altersklasse 6	---	30 - 40 Tage alt	---	fast flügge

Das Höchstalter von Dreizehenmöwennestlingen kann nach KÖTH (1985) und POLUSZYNSKI (1979) auf 40 Tage festgelegt werden. Bei älteren Tieren handelt es sich um flügge Vögel, bei denen eine derartig genaue Altersbestimmung nicht mehr möglich ist. Diese Vögel werden in der vorliegenden Arbeit als "diesjährig" bzw. "juvenil" (< 1 Jahr) bezeichnet.

Trottellummen

Neben den Dreizehenmöwen-Nestlingen konnten in demselben Zeitraum adulte und immature Trottellummen gesammelt werden. Es handelt sich bei diesen Vögeln um Totfunde, die hauptsächlich in den Wintermonaten an den Küsten der Deutschen Bucht, vor allem auf Helgoland, gefunden wurden.

Auch bei diesen Vögeln wurden die oben beschriebenen biometrischen Parameter mit Ausnahme der Unterarmlänge und der Länge der zentralen Steuerfeder ermittelt.

Da der Zeitpunkt des Todes bei diesen Vögeln nicht exakt bestimmt werden konnte, wurden nur die Vögel zur Schadstoffanalyse verwendet, deren innere Organe gut erhalten waren. In Bezug auf die Todesursache ließen die häufig vorhandenen äußeren bzw. inneren Verletzungen in den meisten Fällen auf Tod durch Ölkontaminationen auf offener See schließen.

Die einzelnen Protokolldaten der Nestlingsfunde, der adulten und immaturen Totfunde sind den Anhangstabellen zu entnehmen.

2.2.3 Iles Grande/Bretagne (Frankreich)

Trottellummen

Neben den Totfunden aus der Deutschen Bucht standen adulte und immature Trottellummen für die Untersuchung zur Verfügung, die in der Bretagne in der Ornithologischen Station der Ile Grande (*La Station Ornithologique de L'Ile Grande*) gesammelt worden waren. Bei dieser Einrichtung handelt es sich um ein Pflegezentrum für ölverseuchte Vögel. Die Tiere wurden lebend an der Küste gefunden und in dem Institut einer Reinigungsprozedur und einer einwöchigen Rehabilitationsbehandlung unterzogen. Bei zahlreichen Vögeln blieb diese Behandlung trotz des zum Teil guten Ernährungszustandes erfolglos. Die Vögel verendeten entweder während der Behandlung oder wurden durch eine Ätherspritze in die Lunge getötet. Sie standen für die Spurenelementanalytik zur Verfügung. Auch bei diesen Vögeln wurden die oben genannten biometrischen Parameter, mit Ausnahme der Flügel- und Unterarmlänge und der Länge der zentralen Steuerfeder, ermittelt (siehe Anhang).

Das in den Kapiteln 2.2.1 bis 2.2.3 genannte Probenmaterial wurde in den Jahren 1991 - 1995 aufbereitet und analysiert.

2.3 Geräte und Reagenzien

GERÄTE:

- Atomabsorptionsspektrometer Zeeman 3030 mit Graphitrohrküvette, HGA 600 und automatischem Probengeber AS 60, Perkin Elmer (Überlingen)
- Atomabsorptionsspektrometer Zeeman 5100 mit Graphitrohrküvette, HGA 600 und automatischem Probengeber AS 60, Perkin Elmer (Überlingen)
- Flammen-Atomabsorptionsspektrometer 4000, Perkin Elmer (Überlingen)
- FIAS-200-Spektrometer mit Amalgamsystem, Perkin Elmer (Überlingen)
- Hohlkathodenlampen (HKL) für Zink, Cadmium und Kupfer, Perkin Elmer (Überlingen)
- Elektrodenlose Entladungslampen (EDL) für Quecksilber und Selen, Perkin Elmer (Überlingen)
- Druckaufschlusssystem nach Tölg mit Abrauchesätzen, Berghof (Tübingen)
- Mikrowelle MLS1200 Digestion/Drying Module mit EM5 Exhaust Module, Berghof (Tübingen)
- Öffnungsautomat Automatic Capping Module ac 100, Milestone Microwave Laboratory Systems, Berghof (Tübingen)
- PTFE-Aufschlußgefäße 5 - 10 ml und PTFE-Druckaufschlußgefäße für den Mikrowellenaufschluß (100 ml), Berghof (Tübingen)

- Ultraschallbad, Bandelin Electronic (Berlin)
- Glasgeräte, Winzer (Wertheim)
- Abwägeschiffchen, Nr. 609, Schleicher & Schuell (Dassel)
- Eppendorf Reaktionsgefäße Safe-Lock, farblos, 1,5 - 2 ml, Eppendorf (Hamburg)
- Eppendorfpipetten, Eppendorf (Hamburg)
- Analysenwaage, Mettler AE 163, Mettler-Waagen GmbH (Giessen)
- PC-Waage, Mettler-Waagen (Giessen)
- Porzellanmörser mit Pistill, Haldenwanger (Berlin).

REAGENZIEN:

- Salpetersäure, HNO_3 (65 %), suprapur, Merck
- Salzsäure, HCl (30 %), suprapur, Merck
- Perhydrol, H_2O_2 , zur Analyse, Merck
- Kaliumpermanganat, KMnO_4 , zur Analyse, Merck
- Kaliumdichromat, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, krist. reinst, Merck
- Natriumhydroxid-Plätzchen, zur Analyse, Merck
- Natriumborhydrid-Pulver, NaBH_4 , Riedel-de-Haen
- Entschäumer Dow Corning DB-110A EU, Seneffee (Belgien)
- Cd- und Cu-Stammlösungen, je 1 g in 1000 ml 0,25 n HNO_3 , Titrisol, Merck
- Hg-Standardlösung, gebrauchsfertig, $1,000 \pm 0,002$ g/l ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ in HNO_3 0,5 mol/l), Merck
- Se-Standardlösung, gebrauchsfertig, $1,000 \pm 0,002$ g/l (SeO_2 in HNO_3 0,5 mol/l), Titrisol, Merck
- Zn-Standardlösung, gebrauchsfertig, $1,000 \pm 0,002$ g/l ($\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ in HNO_3 0,5 mol/l), Merck
- Aceton zur Analyse, Merck
- Palladium-Matrix-Modifier für Graphitofen-AAS (Pd: $10,0 \pm 0,2$ g/l ($\text{Pd}(\text{NO}_3)_2$ in 15 %iger HNO_3), Merck
- Magnesium-Matrix-Modifier für Graphitofen-AAS (Mg: $10,0 \pm 0,2$ g/l ($\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ in 17 %iger HNO_3), Merck
- Neodisher: FLA (Waschmittel flüssig), N (Phosphorsäure), MA (Waschmittel Pulver)
- WK-lit (Entkalker)

2.4 Probenaufbereitung

Alle während der Probenaufbereitung verwendeten Glas- und Porzellaneräte bzw. Teflongefäße wurden zunächst mit einer Neodisher-Lösung gereinigt, die mindestens 5 % Natriumhydroxidpulver enthielt, um organische Rückstände zu entfernen. Anschließend wurden die Geräte mehrere Stunden (4 - 6 h) in verdünnter Salpetersäure (KARLÉN et al. 2001, ZHOU et al. 2001) bei 80 °C (Rollrandgläser) oder 100 °C ausgekocht, dann mit Aqua bidest gespült und getrocknet. Das Präparierbesteck wurde ebenfalls mit Neodisher behandelt, 5 Minuten in verdünnter Salpetersäure geschwenkt und schließlich mit Aqua bidest gespült.

Insbesondere bei der Quecksilberanalytik ist es für die Richtigkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse (s. Kap. 2.5.1) von entscheidender Bedeutung, alle verwendeten Gerätschaften gründlich zu reinigen (WELZ & SPERLING 1997).

2.4.1 Federn

Es wurden bei immaturren, adulten und "diesjährigen" Vögeln pro Individuum ca. 40 Körperfedern entnommen, da dieser Federtyp am repräsentativsten für die Belastung des Gesamtgefieders ist (BURGER & GOCHFELD 2000 a,b). Außerdem wirken sich hier Mauseffekte weniger stark auf die Spurenelementverteilung aus als bei Flügelfedern (FURNESS et al. 1986, BURGER & GOCHFELD 2000 a,b). Bei den Nestlingsfunden wurden die Federn des gesamten Dorsalbereichs verwendet. Alle Federn wurden bis zur weiteren Behandlung in schwermetallfreien Polyethylenbeuteln aufbewahrt (KIM et al. 1998, THOMPSON et al. 1998). Um die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, erfolgte die Entnahme der Federn immer in der gleichen Körperregion der Vögel, nämlich auf der Dorsalseite unmittelbar über dem rechten Bein. Die entnommenen Federn wurden gereinigt, um exogene Verunreinigungen weitestgehend zu entfernen. NIECKE et al. (1990) untersuchten die Effektivität zahlreicher Waschprozeduren in der Metallanalytik und wendeten u. a. Reinigungsverfahren mit organischen Lösungsmitteln, wie z. B. Aceton, oder mit Aqua bidest im Ultraschallbad an. Beide Verfahren erbrachten allerdings nur relativ unbefriedigende Ergebnisse. Bessere Resultate, d.h. geringere Metallgehalte, zeigten sich nach einer Federwaschung mit verdünnter Salzsäure. Eigene Untersuchungen ergaben jedoch, dass durch diese Reinigungsprozedur die Federstruktur angegriffen wurde, so dass die geringeren Metallgehalte der Federn nach dieser Reinigungsmethode vermutlich eher auf die beginnende Entfernung endogener Metallanteile zurückzuführen war als auf eine effektive Beseitigung exogener Verunreinigungen. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Arbeit ein kombiniertes Waschverfahren mit Aceton und Wasser im Ultraschallbad angewendet. Vergleichbare Reinigungsverfahren zeigten nicht nur bei der Haaranalytik (DAS 1981, M'BAKU 1983,

CHATT 1985, WELZ & SPERLING 1997), sondern auch bei der Federanalytik (ASHRAF et al. 1995, BURGER & GOCHFELD 2000 a,b) bereits gute Ergebnisse.

Die Federproben wurden mit 100 - 150 ml Aceton überschichtet, 15 Minuten lang mit Ultraschall behandelt, anschließend zweimal mit Aqua bidest gespült und erneut 15 Minuten mit Aceton gewaschen. Die Waschlösung wurde dekantiert und die Federn nach einer erneuten Spülung mit Aqua bidest ca. 12 Stunden bei 60 °C getrocknet. Die Federproben wurden nach einer weiteren zwölfstündigen Aufbewahrung bei Raumtemperatur zur Analyse vorbereitet (Kap. 2.5).

2.4.2 Innere Organe

Die Proben wurden mit gereinigtem Präparierbesteck (s. o.) aus rostfreiem Stahl entnommen (ZHOU et al. 2001). Bei adulten, immaturren und diesjährigen Vögeln wurden aus dem Zentrum der Gewebe bzw. Organe Proben genommen, um eventuelle periphere Sekundärkontaminationen, die sich insbesondere bei Totfunden durch postmortale Diffusionsprozesse einstellen können, zu vermeiden. Bei den Nestlingsfunden reichte das Gewebematerial häufig nicht aus, um Unterproben zu ziehen. Es handelte sich bei diesen Vögeln allerdings in den meisten Fällen um frisch tote Tiere, so dass derartige Sekundärkontaminationen ausgeschlossen werden konnten.

Die Proben wurden anschließend in gereinigten Rollrandgläsern bis zur weiteren Behandlung bei ≤ -20 °C gelagert (DONALDSON et al. 1997, KIM et al. 1998, HENRY et al. 1998).

Vor der Analyse wurden die Gewebestücke 4 bis 5 Tage bei 0,06 atm Unterdruck gefriergetrocknet. Die Gefriertrocknung von biologischem Material wird als eine der besten Methoden angesehen, die Feuchtigkeit der Proben ohne Kontaminationen und Verluste an den zu bestimmenden Metallen zu beseitigen, wohingegen Trocknungsmethoden im Umluftofen bei 100 °C zu Verlusten leicht flüchtiger Metalle führen können. Zur Homogenisierung der getrockneten Proben wurde ein Porzellanmörser mit Pistill verwendet, da er aus einem chemisch inerten Material besteht. Herkömmliche Mixer, die sich aufgrund ihres Metallanteils nicht mit Säure reinigen lassen, könnten die Proben kontaminieren. Um Verschleppungen von einer Probe zur nächsten zu verhindern, wurde jeweils nur Gewebe einer Vogelart bzw. eines bestimmten Alters und Herkunftsgebietes dieser Art bearbeitet, anschließend wurden Mörser und Pistill gereinigt. Proben mit dem geringsten zu erwartenden Metallgehalt wurden zuerst und diejenigen mit dem höchsten zu erwartenden Metallgehalt zuletzt zerkleinert.

Das getrocknete Probenmaterial wurde im Exsikkator gelagert und kurz vor der Messung 24 Stunden im Gefriertrockner oder bei 50 °C im Trockenschrank nachgetrocknet.

2.5 Analytische Methoden

2.5.1 Reinheitskontrolle und Absicherung der Methode

Es wurden ausschließlich suprapure Reagenzien bzw. Reagenzien zu Analysezwecken verwendet, damit die verwendeten Reagenzien die Proben nicht verunreinigen konnten. Um systematische Fehler durch andere analytisch bedingte Kontaminationsquellen - wie z. B. die Laborluft - auszuschließen, wurden bei jedem Probendurchlauf zwei Blindwerte gemessen. Die Spurenelementkonzentrationen blieben hier stets unter den Nachweisgrenzen der Geräte.

Die Richtigkeit der Methode wurde mit zwei oder mehr Proben des Nieren-Standards "Pig-Kidney" (Bureau of Reference, CRM No 186) pro Durchlauf überprüft. Die Wiederfindungsraten dieses Materials sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Um die Reproduzierbarkeit der verwendeten Aufschlusstechniken und Messmethoden zu testen, wurden 10 Proben des Referenzmaterials gemessen und die Standardabweichung zwischen diesen Messungen ermittelt. Die Abweichung lag deutlich unter 10 %, so dass eine gute Reproduzierbarkeit der Methode gewährleistet ist.

Tab. 1: Wiederfindungsraten des Referenzmaterials.

n = 10	Quecksilber	Selen	Cadmium	Zink	Kupfer
Pig-Kidney Referenzmat.	80-93 %	90-102 %	97-104 %	99-105 %	90-97 %

2.5.2 Aufschlussmethode für Kupfer, Cadmium und Selen

Für die Oxidation der organischen Matrix in Salpetersäure wurden Druckaufschlusssysteme mit PTFE (Polytetrafluorethylen = Teflon) -Einsätzen nach TÖLG verwendet (KOTZ et al. 1972, WÜRFELS et al. 1989a, WÜRFELS et al. 1989b). Da einige Cadmiumverbindungen und viele Selenverbindungen leicht flüchtig sind, wurde dieses geschlossene Aufschlusssystem verwendet, das zudem durch den hohen Druck während des Aufschlusses die Mineralisierungszeit der Proben gegenüber offenen Systemen stark verkürzt. Die großen Vorteile dieses Systems sind die hohen Wiederfindungsraten, das geringe Kontaminationsrisiko, die größere Sicherheit gegenüber Aufschlüssen z. B. mit Perchlorsäure und die hohe Wirksamkeit der Salpetersäure sowie die vollständige Mineralisierung der meisten organischen Substanzen unter diesen Bedingungen (WÜRFELS et al. 1989a, WÜRFELS et al. 1989b). Die Aufschlusstemperaturen liegen bei dieser Technik i. d. R. bei etwa 180°C (WÜRFELS et al. 1989a, WELZ & SPERLING 1997).

Nach den Untersuchungen von WELZ und MELCHER (1985) ist der Salpetersäureaufschluss in PTFE-Gefäßen für Selen jedoch nicht ausreichend, wenn die Hydridtechnik als Messmethode

angewendet wird. In der vorliegenden Arbeit zeigten sich jedoch gute Wiederfindungsraten des Referenzmaterials (Kap. 2.5.1) nach diesem Druckaufschluss und der anschließenden Messung mit dem Graphitrohr-Atomabsorptions-Spektrometer (GF-AAS, s. a. Kap. 2.5.4). Die Ursache hierfür ist, dass die GF-AAS keine vollständige Mineralisierung der Proben voraussetzt (SCHLEMMER 1989), so dass der schnellere Druckaufschluss den oft zeitaufwendigeren offenen oder halboffenen Systemen vorgezogen werden kann.

Für die Cadmium-, Kupfer- und Selenanalysen wurden je nach zu erwartendem Spurenelementgehalt zwischen 50 mg und 120 mg getrocknete und homogenisierte Probematrix direkt in die Teflongefäße eingewogen. Nach dem Zusatz von jeweils 1 ml HNO₃ (suprapur) erfolgte ein 4-stündiger Aufschluss der Proben bei wenigstens 170 °C (WÜRFELS et al. 1989a, WÜRFELS et al. 1989b). Bei den meisten Proben wurden Parallelansätze aufgeschlossen. Wegen der großen Probenzahl war dies jedoch nicht immer möglich. Stark von dem Mittelwert abweichende Proben wurden allerdings stets mehrfach aufgeschlossen und gemessen.

Da die Säurekonzentration der Aufschlusslösungen für die nachfolgenden GF-AAS-Messungen zu hoch war, wurde die Probenlösung nach dem Aufschluss getrocknet (WÜRFELS et al. 1989a, WÜRFELS et al. 1989b). Zu diesem Zweck wurden 1 ml Salzsäure (1 n) zugegeben und die Probe bei 90 °C bis zur Trockene eingedampft. Vorteile dieses sog. Abrauchvorganges sind die vollständigere Mineralisierung des organischen Materials und die Möglichkeit, die abgerauchte Probe auf ein konstantes, dem Schwermetallgehalt angepasstes Volumen aufzufüllen. Zur Verdünnung wurden dabei je nach Gewebetyp 2 - 5 ml einer 0,25 n Salpetersäurelösung verwendet. Nach einer Einwirkungszeit von ca. 1 Stunde wurden die Proben gründlich durchmischt und die Cadmium- und Kupfergehalte direkt gemessen. Zur Selenmessung wurde ein Teil der Probenlösung in Eppendorfcaps aus Polyethylen überführt und bis zur Messung im Kühlschrank gelagert.

2.5.3 Aufschlußverfahren für Quecksilber und Zink

Der Druckaufschluss in der Mikrowelle (max. Leistung: 1200 Watt) konnte aus technischen Gründen nur für die Quecksilber- und Zinkmessungen angewendet werden. Die meisten biologischen Proben lassen sich bereits mit den sog. Niederdruck-Mikrowellensystemen in Lösung bringen (KNAPP et al. 1991). Bei dieser Methode kann in den Aufschlussgefäßen während der Mineralisierung ein maximaler Druck von 20 bar entstehen.

MOHD et al. (1992), DUNEMANN & MEINERLING (1992), KUNITO et al. (2002) und WILHELM et al. (2002) fanden gute Resultate bei der Veraschung von biologischen Materialien in Mikrowellensystemen. Die entscheidenden Vorteile dieses Aufschlussystems sind die hohe Empfindlichkeit z. B. bei Quecksilbermessungen und die starke Verkürzung der Aufschlusszeit

auf wenige Minuten bei gleichzeitig hoher Effektivität des Aufschlusses (DUNEMANN 1989, DUNEMANN & MEINERLING 1992, CHAKRABORTY et al. 1996). Da die Energie dem Aufschlussgemisch nicht über die Gefäßwandungen sondern direkt durch Polarisierung von Molekülbindungen zugeführt wird, reduziert sich die Mineralisierungszeit des organischen Materials auf 1/5 bis 1/10 gegenüber herkömmlichen Druckaufschlussystemen (KNAPP et al. 1991, s. a. Kap. 2.5.2). Besonders für die Quecksilberbestimmung ist dies von großer Bedeutung, da bei den in diesem System verwendeten PTFE-Gefäßen zunehmend Adsorptions- bzw. Desorptionseffekte auftreten können (DUNEMANN 1989, SÖHNGEN 1989, DUNEMANN & MEINERLING 1992, WELZ & SPERLING 1997). Desorptionseffekte wurden bei den eigenen Untersuchungen nicht beobachtet, da die Aufschlussgefäße nach der Benutzung gründlich in der Spülmaschine mit Reinigungslösungen aus Kaliumhydroxid (> 5 %) und Phosphorsäure (> 25 %) ausgedämpft und mit Aqua purificata gespült wurden. Die aufgeschlossenen Blindwerte lagen stets unter der Nachweisgrenze von 0,5 ppm. Adsorptionseffekte konnten jedoch nicht völlig verhindert werden, was sich in den - gegenüber anderen Metallen - geringeren Wiederfindungsraten des Referenzmaterials äußerte (Tabelle 1).

Zum Aufschluss wurde zwischen 100 mg und 200 mg Probenmaterial in die Druckgefäße eingewogen. Diese konnten mit dem "Automatic Capping Module" automatisch verschlossen und wieder geöffnet werden. Da in der vorliegenden Arbeit Niederdruckgefäße für den Aufschluss verwendet wurden, war es unerlässlich, möglichst starke Oxidationswirkungen während der Mineralisierung zu erreichen. Daher wurde als Oxidationsmittel ein Gemisch aus konzentrierter Salpetersäure (65 %) und Wasserstoffperoxid (30 %) im Verhältnis 5:1 verwendet (DUNEMANN & MEINERLING 1992, SAH & MILLER 1992, CHAKRABORTY et al. 1996, SYDEMAN & JARMAN 1998). Die jeweilige Aufschlusszeit betrug insgesamt 40 Minuten, da jeder Aufschluss wiederholt wurde (2 x 20). Die Parameter für den Mikrowellenaufschluss sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Angegeben sind die einzelnen Zeitstufen mit der jeweils angewendeten Stromstärke in Prozent. Die Druckgefäße wurden zum Abkühlen in ein Wasserbad gestellt und anschließend geöffnet. Wegen der hohen Flüchtigkeit der Quecksilberverbindungen und der Kontaminationsgefahr konnte das Aufschlussgemisch nicht eingedampft werden, so dass die Probenlösungen direkt nach dem Aufschluss mit Aqua bidest auf ein Volumen von 20 - 50 ml verdünnt werden mussten. Die Lösungen wurden bis zur Messung in verschlossenen Glaskolben aufbewahrt und für die Quecksilbermessungen mit einigen Kristallen Kaliumdichromat stabilisiert bzw. konserviert (KORUNOVA & DEDINA 1980, XIAO-QUAN et al. 1988, SINEMUS et al. 1993, WELZ & SPERLING 1997).

Tab. 2: Parameter für den Mikrowellenaufschluß.

Stufe	I	II	III	IV	V	Ventilation
% Watt	15	0	27	0	50	0
Zeit (min)	2	3	4	3	3	5

2.5.4 Messverfahren für Cadmium, Kupfer und Selen

Die Cd-, Cu- und Se-Analysen erfolgten mittels der GF-AAS, die u. a. wegen der - im Gegensatz zu der herkömmlichen Flammen-AAS - höheren Empfindlichkeit in der Ultrapurenanalytik eingesetzt wird (GROBENSKI et al. 1981, WELZ und SPERLING 1997). **Cadmium** und **Kupfer** wurden mit dem Zeeman 3030 - Spektrometer mit HGA 600 (WILHELM et al. 2002) und Selen mit dem 5100 - Spektrometer gemessen, das mit der für die Selenmessungen erforderlichen EDL-Lampe (elektrodenlose Entladungslampe) ausgerüstet war. Dieser Lampentyp zeichnet sich gegenüber den für die Cadmium- und Kupfermessungen verwendeten HK-Lampen (Hohlkathodenlampen) durch bessere Empfindlichkeiten und Nachweisgrenzen aus. Das Messprinzip der GF-AAS wurde im Detail z. B. von WELZ und SPERLING (1997) beschrieben.

Beide verwendeten AAS-Geräte enthielten den Zeeman-Untergrund-Korrektor zur Reduzierung spektraler Interferenzen, die bei den zu bestimmenden Elementen zu Störungen führen können (CARNICK et al. 1983, SLAVIN et al. 1983, STURGEON 1996, WELZ und SPERLING 1997). Die verwendeten Graphitrohre waren bei allen Messungen mit sog. L'vov-Plattformen bestückt, wodurch eine effektive Minimierung matrixbedingter Störungen, wie z. B. signalunterdrückende Interferenzen bei leicht flüchtigen Elementen, bei gleichzeitig niedrigster Nachweisgrenze in der Probe erreicht werden konnte (VÖLLKOPF et al. 1980, SCHLEMMER 1989, SCHLEMMER et al. 1989, STURGEON 1996).

Derartig ausgerüstete Graphitrohre sind Bestandteil des sog. "Stabilized Temperature Platform Furnace-Konzeptes" (STPF-Konzept) zur störfreien Spurenelementanalytik und Optimierung der Empfindlichkeit in der Ultrapurenanalytik (STURGEON 1996, WELZ & SPERLING 1997). Bei diesem System, das auch für die eigenen Untersuchungen angewendet wurde, findet die Atomisierung der Probe in einer sich im thermischen Gleichgewicht befindlichen Umgebung statt. Weitere Bestandteile des STPF-Konzeptes sind die Anwendung der bereits erwähnten Zeemann-Untergrund-Korrektur und die Auswertung des AAS-Signals über die Peakflächenintegration (GROBENSKI et al. 1981, WELZ & SPERLING 1997). Ferner empfiehlt sich der Einsatz von "Modifiern" z. B. zur Bildung von thermisch stabilen Verbindungen des Analyten oder der Begleitsubstanzen bzw. Trennung beider Komponenten während der Analyse sowie der Einsatz von pyrolytisch beschichteten Graphitrohren (VÖLLKOPF et al. 1980, STURGEON 1996). Für die Cadmium- und Kupferanalysen waren jedoch unbeschichtete Graphitrohre ausreichend,

während für die Selenmessungen pyrokohlenstoffbeschichtete Rohre verwendet werden mussten. Durch Atomisieren von der L'vov-Plattform kann in biologischen Proben die Messung häufig direkt gegen eine wässrige Bezugskurve durchgeführt werden (VÖLLKOPF et al. 1980), was an einem möglichst parallelen Kurvenverlauf von linearer Messung und Additionskalibrierung erkennbar ist. Dies konnte durch eigene vergleichende Untersuchungen auch für die Cu- und Cd-Messungen bestätigt werden (Abb. 2 a,b). Für die Selenbestimmungen musste jedoch nach der herkömmlichen Additionsmethode verfahren werden.

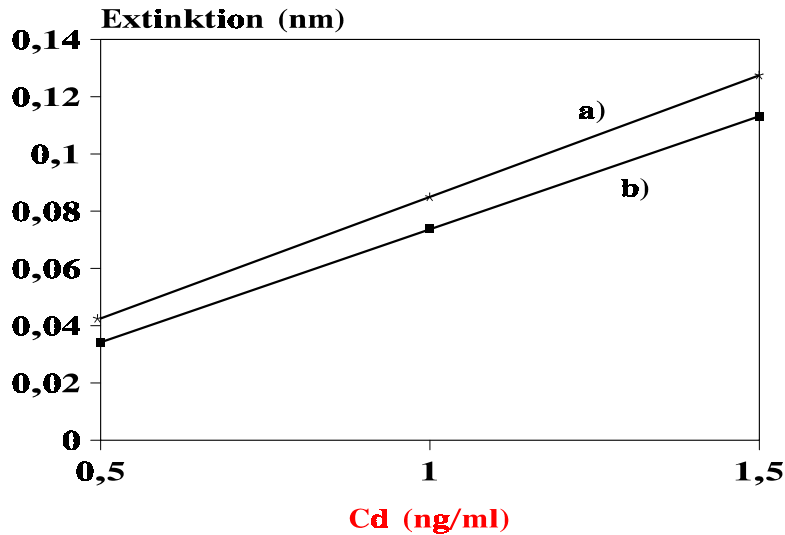


Abb. 2a: Vergleich des Standardadditionsverfahrens (a) mit wässrigen Eichlösungen (b) für Cadmium.

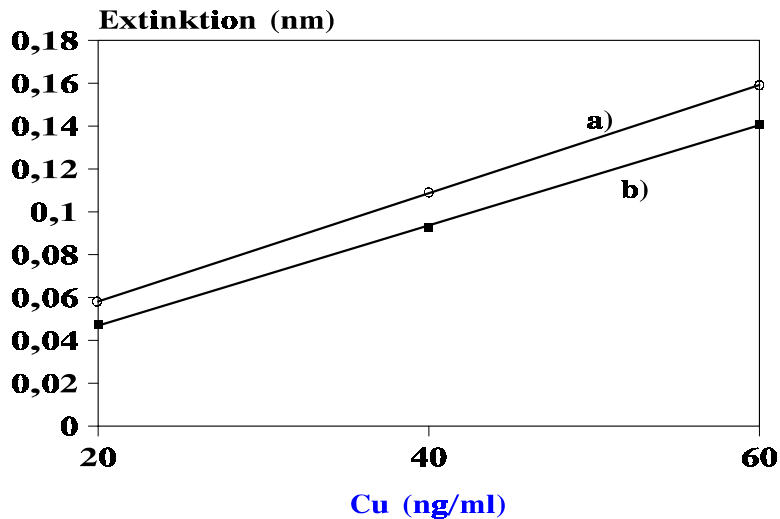


Abb. 2b: Vergleich des Standardadditionsverfahrens (a) mit wässrigen Eichlösungen (b) für Kupfer.

Selen gehört bei der quantitativen Bestimmung mit der GF-AAS zu den Problemelementen. Zahlreiche Probleme konnten durch das STPF-Konzept ausgeschaltet werden, mit Ausnahme der hohen Flüchtigkeit dieses Spurenelements. Um Selen dennoch mit der GF-AAS messen zu kön-

nen, mussten Matrix-Modifier eingesetzt werden, die die Vorbehandlungstemperaturen leicht flüchtiger Elemente stark erhöhen und außerdem matrixbedingte Störungen bei den Messungen reduzieren können (SCHLEMMER et al. 1987, STYRIS et al. 1991, WELZ et al. 1992). Für die Selenbestimmungen bietet sich die Verwendung eines Palladium-Modifiers an, der neben den oben genannten Eigenschaften verhindert, dass ein Teil des Selens als thermisch besonders stabile Form an der Graphitrohrinnenwand irreversibel fixiert wird (MAJIDI & ROBERTSON 1991, QIAO & JACKSON 1991, RÖSICK et al. 1991, WELZ & SPERLING 1997). Besonders geeignet ist eine Mischung aus 15 µg Palladium- und 10 µg Magnesiumnitrat, die auch für die eigenen Analysen verwendet wurde (WELZ et al. 1992, JOHANNESSEN et al. 1993). Dieser Modifier führt wegen seines hohen Reinheitsgrades nicht zu Kontaminationsproblemen bei der GF-AAS (SCHLEMMER 1989). Außerdem können - elementspezifisch - Vorbehandlungstemperaturen von mehr als 1000 °C erreicht und Matrixeinflüsse besser als mit anderen Modifiern reduziert werden (SCHLEMMER et al. 1987, WELZ et al. 1992). Ohne Modifier ist bei Selen eine Vorbehandlungstemperatur von nur 200 °C und eine Atomisierungstemperatur von 1900 °C möglich, mit Modifier lassen sich diese Temperaturen auf 900 °C bzw. 2200 °C steigern (SCHLEMMER et al. 1987, WELZ et al. 1992, WELZ & SPERLING 1997).

Als optimale Temperaturprogramme für die Bestimmung von Cadmium, Kupfer und Selen erweisen sich die in Tabelle 3 (a - c) dargestellten Parameter. Die einzelnen Temperaturstufen unterteilen sich in eine Trocknung der Probe, eine thermische Vorbehandlung zur Beseitigung evtl. störender Matrixkomponenten, eine Atomisierungsphase, während der die Messung ("Read") erfolgt, eine Ausheizphase, in der das Graphitrohr von allen Komponenten gereinigt und für die nächste Messung vorbereitet wird, und eine Abkühlungsphase.

Tab. 3 a: Temperaturprogramm und Messparameter für die Cadmiumanalytik.

Wellenlänge: 228,8		Spaltbreite: 0,7		
Lampenstrom: 6 MA (HKL)		Dosiervolumen: 20 µl		
Eichlösungen: 0,5; 1,0 und 1,5 µg/l				
Stufen	Temperatur (°C)	Aufheizzeit (sek.)	Haltezeit (sek.)	interner Gasstrom
1: Trocknung	80	10	5	300
2: Vorbehandlg.	120	10	5	300
3: Vorbehandlg.	400	20	10	300
4: Atomisierung	1.900	2	6	0 (Read)
5: Ausheizen	2.400	2	4	300
6: Abkühlen	20	1	20	300

Tab. 3 b: Temperaturprogramm und Messparameter für die Kupferanalytik.

Wellenlänge: 324,8		Spaltbreite: 0,7		
Lampenstrom: 15 MA (HKL)		Dosiervolumen: 20 µl		
Eichlösungen: 20; 40; 60 µg/l				
Stufen	Temperatur (°C)	Aufheizzeit (sek.)	Haltezeit (sek.)	interner Gasstrom
1: Trocknung	90	2	0	300
2: Vorbehandlg.	120	10	10	300
3: Vorbehandlg.	900	10	10	300
4: Atomisierung	2.100	0*	5	0 (Read)
5: Ausheizen	2.600	2	2	300
6: Abkühlen	20	1	10	300

*: Superschnelle Aufheizrate

Tab. 3 c: Temperaturprogramm und Messparameter für die Selenanalytik.

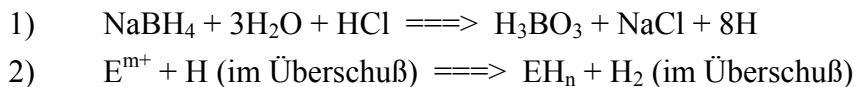
Wellenlänge: 196,0		Spaltbreite: 2,0		
Lampenstrom: 6 Watt (EDL)		Dosiervolumen/Probe: 15 µl		
Eichlösungen: 10; 20; 30 µg/l		Dosiervolumen/Modifier: 10 µl		
Stufen	Temperatur (°C)	Aufheizzeit (sek.)	Haltezeit (sek.)	interner Gasstrom
1: Trocknung	110	10	20	300
2: Vorbehandlg.	160	30	5	300
3: Vorbehandlg.	580	20	5	300
4: Vorbehandlg.	950	15	8	300
5: Vorbehandlg.	1.100	10	10	300
6: Zwischenkühlg	20	1	5	50
7: Atomisierung	2.100	0*	5	0
8: Ausheizen	2.650	1	5	300

*: Superschnelle Aufheizrate

2.5.5 Messverfahren für Zink und Quecksilber

Da **Zink** in allen Proben in ausreichend hohen Konzentrationen enthalten war, konnte dieses Element mit der relativ unempfindlichen Flammen-AAS gemessen werden, bei der die Atomisierung direkt in der Luft/Acetylen-Flamme erfolgt (WELZ & SPERLING 1997, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000). Es wurde eine Integrationszeit von 6 Sekunden gewählt und gegen wässrige Eichlösungen (in 3-%iger HNO_3) mit den Zink-Konzentrationen 0,3 mg/l, 0,6 mg/l und 1,2 mg/l gemessen. Die für die Analysen eingesetzte HKL wurde auf eine Stromstärke von 20 mA eingestellt. Kombiniert mit dem Mikrowellenaufschlusssystem (Kap. 2.5.3.) lieferte diese Messmethode sehr gute Ergebnisse (Tab. 1).

Bei der **Quecksilberbestimmung** wurde ein modifiziertes Verfahren der Hydridtechnik angewendet (WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1991, WELZ & SPERLING 1997). Diese Technik beruht auf der Reaktion einer angesäuerten Probenlösung mit einem Reduktionsmittel - in diesem Fall das Natriumtetrahydroborat (NaBH_4), das mit Natriumhydroxid stabilisiert, vor der Verwendung filtriert und vor jeder Analyse neu angesetzt wurde (WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1991, BROCKMANN et al. 1993, TAHÁN et al. 1993, WELZ & SPERLING 1997). Bei dieser Reaktion entstehen Hydride nach folgendem Schema, wobei "E" das zu bestimmende Element darstellt:



Das so gebildete gasförmige Metallhydrid wird in einem Gas-Flüssigkeits-Separator gesammelt und von dort durch einen Trägergasstrom (Argon) zu einer aufgeheizten Quarzküvette transportiert, wo es durch freie Wasserstoffradikale zum gasförmigen Metallatom umgesetzt wird. Die Küvette und damit die Atomwolke befindet sich im Strahlengang des Spektrometers, so dass über die Extinktion die Elementkonzentration bestimmt werden kann.

Für die Quecksilbermessungen wurde das Hydrid-System modifiziert, da wegen der hohen Flüchtigkeit dieses Elements eine Reduktion der Probenbestandteile zu elementarem Quecksilber anstatt zu Hydriden ausreichend ist. Die Messtechnik wird daher als Kaltdampftechnik bezeichnet (u. a. JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, KUNITO et al. 2002). Atomisierungen bei hohen Temperaturen sind hierbei überflüssig geworden (WELZ & SPERLING 1997).

Die reduzierten Probenbestandteile werden zunächst auf einem Gold-Platinnetz angereichert. Hierdurch wird die Empfindlichkeit erheblich gesteigert (WELZ & SPERLING 1997). Eine derartige Aufkonzentrierung des Quecksilbers wird als Amalgamierung bezeichnet, da das Metall mit den Gold-Platin-Bestandteilen zu einer amalgamartigen Legierung reagiert und erst durch

Ausheizen des Netzes von diesem wieder gelöst wird (LUCKAS & MONTAG 1983, LIANG & BLOOM 1993, McINTOSH 1993, WELZ & SPERLING 1997).

Ein prinzipieller Vorteil der Hydrid- und Kaltdampftechnik ist die Abtrennung des Analyten von einem Großteil der Begleitsubstanzen, so dass der Einsatz eines Untergrundkompensators i. d. R. unnötig ist (WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1989). Das Gold-Platin-Netz wurde regelmäßig durch Auskochen in verdünnter Salpetersäure gereinigt (WELZ & SCHUBERT-JACOBS 1988, WELZ & SPERLING 1997).

Für die eigenen Analysen wurde die Kaltdampftechnik in Form der Fließinjektions-Atom-spektrometrie (FIAS) angewendet (WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1991, WELZ & SPERLING 1997). Das Prinzip dieses Systems basiert auf einem geschlossenen Schlauchsystem (Abb. 2c), in das ein spezifisches Volumen der Probe in eine ununterbrochen fließende Trägerflüssigkeit injiziert wird. Bis zum Erreichen des Messstrahls können diesem Lösungsgemisch Reagenzien, wie z. B. das Reduktionsmittel, automatisch beigemischt werden.

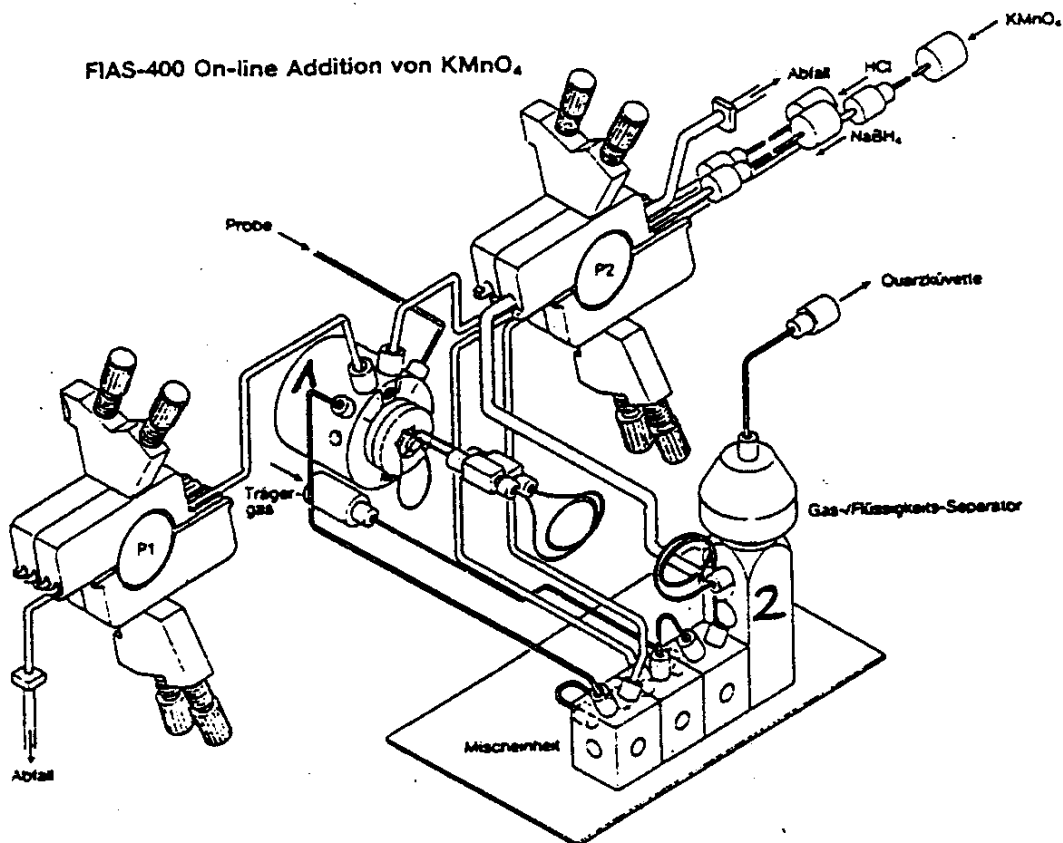


Abb. 2c: Schlauchsystem der Fließinjektions-Atom-spektrometrie (FIAS) 200 von Perkin-Elmer mit KMnO_4 -Zulauf; 1: FIAS-Ventil; 2: Gas-Flüssigkeits-Separator; P1: Pumpe 1; P2: Pumpe 2.

Vorteile dieser FI-Systeme sind der geringere Proben- und Reagenzienverbrauch, die um den Faktor 25 bis 50 höhere absolute Empfindlichkeit, die leichte Automatisierbarkeit und hohe Probenfrequenz, das geringe Kontaminationsrisiko durch Arbeiten im geschlossenen System, Minimierung von Desorptions- oder Adsorptionseffekten durch kleine Oberflächen sowie die deutliche Reduzierung chemischer Störungen, da z. B. die flüssigen Reaktionsprodukte kontinuierlich abtransportiert werden (FANG 1989, WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1989, WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1991, WELZ & SPERLING 1997).

Die Messparameter für Quecksilber mit dem FIAS 200 sind in Tabelle 3d zusammengefasst. In der als "Prefill" gekennzeichneten Stufe erfolgt eine Füllung der Autosamplerkapillare bis zum FIAS-Ventil mit Probenlösung. Im nächsten Schritt wird die Probenschlaufe (1 ml) gefüllt und dann die Probe in den Trägergasstrom injiziert. Anschließend erfolgt die Amalgamierung des Quecksilbers und schließlich die Messung des angereicherten Metalls in der Quarzküvette nach Ausheizen des Au/Pt-Netzes, das vor der nächsten Messung mit Druckluft gekühlt werden muss. Die Quarzküvette muss lediglich bis 100 °C beheizt werden, um ein Kondensieren von Wasserdampf zu vermeiden. Weitere spektrale Störungen treten bei der Kaltdampftechnik nicht auf (WELZ & SPERLING 1997).

Im Gegensatz zur GF-AAS ist bei der Peakflächenintegration von FIAS-Meßsignalen mit einer deutlich schlechteren Reproduzierbarkeit bzw. Präzision zu rechnen, so dass in diesem Fall eine Auswertung über die Peakhöhe durchgeführt wurde (McINTOSH 1993).

Bei der Analyse organischer Proben kann es zu Schaumbildungen im Gas-Flüssigkeits-Separator und daher zu Empfindlichkeitsverlusten durch Flüssigkeit in der Quarzküvette kommen (WELZ & SCHUBERT- JACOBS 1991, WELZ & SPERLING 1997). Als Präventivmaßnahme wurde daher das Reduktionsmittel mit einer 0,1-%igen Lösung eines Entschäumers verzetzt. Ferner wurde eine 1-%ige Kaliumpermanganat (KMnO_4)-Lösung als Oxidationsmittel während der Messung dem Probenstrom zugemischt (SINEMUS et al. 1993, HINDELL et al. 1999). Auf diese Weise kann Methyl-Hg in Hg-Ionen überführt (FURNESS et al. 1995) bzw. Quecksilber aus organischem Material freigesetzt werden (DESGRANGES et al. 1998), falls nach dem Aufschluß noch derartige Rückstände in der Probe enthalten sind. Außerdem werden eine Adsorption von Quecksilber an den Gefäßwandungen und evtl. Störungen durch reduzierend wirkende Begleit-substanzen (WELZ & SPERLING 1997) verhindert.

Tab. 3d: Messparameter und Analysenbedingungen für Quecksilber.

Wellenlänge: 253,7 nm				Spalt: 0,7				
Lampenstrom: 5 Watt (EDL)				Dosiervolumen: 1 ml				
Eichlösungen: 1; 3; 6 µg/l				Küvettemp.: 100 °C				
Trägerlösung: 3 % HCl				Technik: Amalgam				
Reduktionslg.: 0,2 % NaBH ₄ in 0,05 % NaOH und 0,1 % Entschäumer								
Schritt	Zeit (sek)	"Speed" (rpm)		Ventil	Messen	Amalgamparameter		
		Pumpe 1	Pumpe 2			Heizen	Kühlen	Spülen
Prefill	18	100	40	Füllen				
1	16	100	40	Füllen			*	*
2	25	0	120	In- jizieren				*
3	10	0	50	Füllen				*
4	15	0	50	Füllen	*	*		
5	10	0	40	Füllen			*	*
6	1	0	0	Füllen				

2.6 Statistische Methoden - Regressionen, Korrelationen und Signifikanztests

Bevor statistische Tests zur Auswertung der Ergebnisse durchgeführt werden konnten, musste die Verteilungsart der Daten in den einzelnen Stichproben geprüft werden. Zu diesem Zweck wurde die Lilliefors-Modifikation des Kolmogorov-Smirnov-Tests angewendet (SACHS 1992, SYSTAT in: WILKINSON 1992). Bei diesem Verfahren werden die Daten automatisch standardisiert und anschließend auf Normalverteilung getestet. Ist die errechnete Lilliefors-Wahrscheinlichkeit (p) kleiner als 0,05, so sind signifikante Abweichungen von der Normalverteilung vorhanden. Bei $p > 0,05$ liegt eine Normalverteilung vor.

Bei der Verteilung der Stichprobendaten dieser Arbeit handelt es sich häufig um schiefe Verteilungen, so dass in den meisten Fällen verteilungsfreie Signifikanztests, sog. nicht-parametrische bzw. parameterfreie Tests, angewendet werden (ZAR 1984, LOZAN & KAUSCH 1998). Dazu zählen der Mann-Whitney-U-Test, mit dem ungepaarte Stichproben auf signifikante Unterschiede getestet werden, der Kruskal-Wallis-H-Test, der ebenfalls von ungepaarten Proben ausgeht, aber mehr als zwei Gruppen (k) voraussetzt und der Wilcoxon-Test, der gepaarte Stichproben vergleicht, ebenso der Friedman-Test, der wie der Kruskal-Wallis-Test $k > 2$ zugrunde legt (ZAR 1984, SACHS 1992, LOZAN & KAUSCH 1998). Da der Kruskal-Wallis-Test - wie der Friedman-Test (s. u.) - keine Auskunft über paarweise Vergleiche gibt, muss zusätzlich als multipler Vergleichstest für ungleiche Stichprobenzahlen der Dunn-Test durchgeführt werden (ZAR 1984).

Die Teststatistik errechnet sich wie folgt:

$$1) \quad SE = \sqrt{N(N+1)/12 \cdot (1/n_A + 1/n_B)}$$

$$2) \quad Q = R_B - R_A/SE$$

wobei SE = Standardfehler

N = Summe aller Stichproben

n_A u. n_B = Stichproben von Gruppe A und B

R_A u. R_B = Mittlere Rangsummen von Gruppe A und B

Q = Teststatistik

Der so errechnete Wert Q wird mit den in Tabellen dargestellten kritischen Werten bei vorgegebener Irrtumswahrscheinlichkeit und Anzahl von Gruppen verglichen (ZAR 1984). Um z. B. signifikante Unterschiede zwischen den Gewebetypen der einzelnen Nestlingsaltersklassen hinsichtlich ihres Spurenelementgehaltes zu testen, wird der Friedman-Test und für den paarweisen Vergleich der multiple Vergleichstest nach Wilcoxon-Wilcox (SACHS 1992, LOZAN & KAUSCH 1998) angewendet. Zu diesem Zweck werden zwischen den Rängen aus jeweils zwei Gruppen (z. B. zwei Gewebetypen) Rangsummendifferenzen gebildet und diese mit Tabellenwerten verglichen (SACHS 1992).

Bei schiefen Verteilungen von Stichprobendaten sollten stets Medianwerte anstatt Mittelwerte miteinander verglichen werden, da letztere durch Ausreißerwerte häufig stark gegenüber den Medianwerten verschoben sind (WENZEL 1992). Wenn multiple lineare Regressionsverfahren angewendet werden, wird die "Analysis of Variance" (ANOVA) durchgeführt. Sofern es die Übersichtlichkeit der tabellarischen Darstellungen erlaubt, sind daher jeweils die Medianwerte den Mittelwerten gegenübergestellt.

Als graphische Darstellungen werden z. T. die sog. "notched Box & Whisker-Plots" gewählt, die ein Höchstmaß an Information bei gleichzeitig guter Übersichtlichkeit liefern. Anhand dieser graphischen Darstellung ist es möglich, Rückschlüsse auf signifikante Unterschiede zwischen den Medianen der einzelnen Stichproben zu ziehen. Nach LOZÁN (1992) und LOZÁN & KAUSCH (1998) gelten hier die Medianwerte mit den entsprechenden Standardabweichungen, dargestellt als Einkerbungen der Boxen, als signifikant verschieden, wenn sich die Einkerbungen der jeweiligen Box-Plots nicht überlappen. Einzelne Messwerte, die sich außerhalb der Spannweite der Box-Plots befinden (LOZÁN & KAUSCH 1998), werden in der graphischen Darstellung mit gesonderten Symbolen (*, o) gekennzeichnet (s. Kap. 3.2.1.1). Die Darstellungsform der "notched Box & Whisker-Plots" wurde u. a. von LOZÁN (1992), WENZEL (1992) und KREMER (1994) beschrieben.

Neben der Prüfung signifikanter Unterschiede zwischen verschiedenen Stichprobengruppen werden Korrelationsanalysen zwischen Wertepaaren durchgeführt. Hier ist es wichtig, zunächst zu prüfen, ob lineare oder nicht lineare Beziehungen vorliegen, da im ersteren Fall "Pearson's-Product-Moment"-Korrelationen - sofern die Stichproben normal verteilt sind - und im zweiten Spearman-Rang-Korrelationen bevorzugt zur Anwendung kommen (SACHS 1992, LOZAN & KAUSCH 1998). Es werden daher zunächst Regressionsanalysen durchgeführt, bei denen einer Punktwolke in einer graphischen Darstellung eine Regressionsgleichung angepasst wird. Da die Form der Funktion nicht immer vorhersagbar ist, wird mit dem vergleichsweise robusten LOW-ESS-Programm (WILKINSON 1992) eine Annäherung an eine spezifische Kurvenfunktion bzw. Geradengleichung erreicht. Dieses Programm setzt keine spezifische Funktion voraus, sondern ermittelt eine Funktion, indem den einzelnen x-Werten ein spezifischer Wert aus den gemittelten y-Werten zugeordnet wird. Anschließend kann diese "LOWESS-Funktion" mit verschiedenen Kurvenfunktionen verglichen und die am besten angepasste Funktion (= "line/ curve of best fit") als Regressionsgleichung verwendet werden. Dieses Verfahren ist am Beispiel des Quecksilbergehaltes in Dreizehenmöwennestlingen in Abb. 3 dargestellt.

In der vorliegenden Arbeit werden folgende Regressionsgleichungen verwendet:

1) Für lineare Beziehungen: $y = a + b \cdot x$

2) Für nicht lineare Beziehungen:

2.1) Power-Funktion: $y = a \cdot x^b$

2.2) Logarithmische Funktion: $y = a + b \cdot \ln(x)$
 $\ln(y) = a + b \cdot x$

2.3) Quadratische Funktion: $y = a + b \cdot x + c \cdot x^2$

Die Berechnung der Parameter a und b der nicht-linearen Darstellungen erfolgt nach Linearisierung durch Datentransformation (LOZÁN 1992). Bei quadratischen Funktionen ist keine Linearisierung möglich. Die Werte a, b und c werden hier in Anlehnung an die Berechnung von SACHS (1992) ermittelt.

Um den Einfluss von Geschlecht, Alter und Ernährungszustand auf die Elementanreicherungen in Trottellummen zu testen und zu prüfen, welcher der Parameter den größten Einfluss auf den Elementgehalt des jeweiligen Gewebes ausübt, müssen multiple lineare Regressionsanalysen durchgeführt werden (ZAR 1984). Voraussetzungen für die Durchführung derartiger statistischer Analysen sind neben der Linearität der Ausgangsdaten (bzw. der transformierten Daten) die Normalverteilung und Homogenität der Restvarianzen ("Homoskedastizität") in Bezug auf die

"abhängige" Variable (im vorliegenden Fall: Elementkonzentrationen der Gewebetypen). Um die Voraussetzungen für dieses statistische Verfahren zu erfüllen, mussten die Ausgangsdaten transformiert werden, wobei die am besten geeignete Transformationsart die Bildung von natürlichen Logarithmen war. Die oben bereits erwähnten sog. "unabhängigen" Variablen Geschlecht, Alter und Ernährungszustand (Kondition) wurden nicht transformiert.

Um signifikante Abhängigkeiten zwischen den Elementgehalten und obigen Parametern zu ermitteln, wurde das "General Linear Model" der "Analysis of Variance" (SYSTAT, WILKINSON 1992) angewendet. Mit Hilfe dieses Modells können u.a. partielle Regressionskoeffizienten zwischen dem Elementgehalt und einem der Parameter und die jeweiligen Standardfehler dieser Koeffizienten ermittelt werden. Beide Werte bilden die Grundlage für die folgende Student's-t-Statistik zur Berechnung der Signifikanz der Abhängigkeiten (ZAR 1984):

$$t = \frac{b_x}{S_{b_x}}$$

b_x = partieller Regressionskoeffizient der unabhängigen Variable x

S_{b_x} = Standardfehler des Regressionskoeffizienten

Die Signifikanz der ermittelten Abhängigkeiten wird durch einen Vergleich dieser Teststatistik mit Tabellenwerten bestimmt. Das statistische Verfahren ist im Detail bei ZAR (1984) und SACHS (1992) beschrieben.

Alle Konzentrationsangaben basieren auf dem Trockengewicht (Tg).

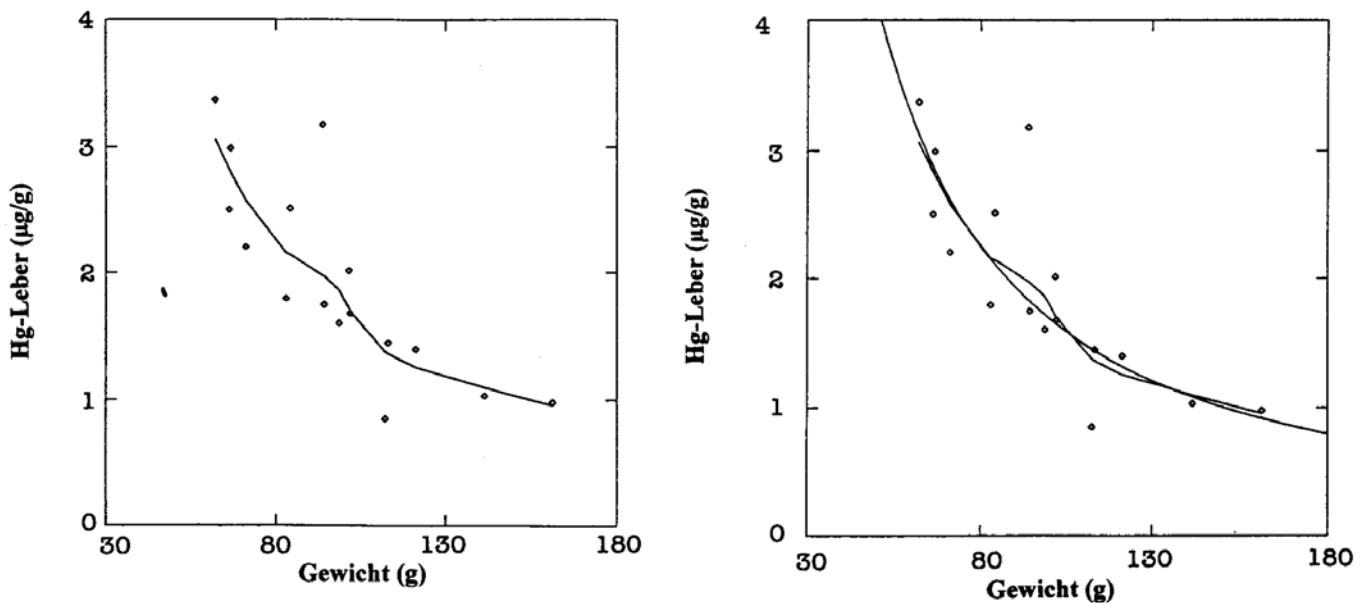


Abb. 3: Ermittlung der "line of best fit" mittels der LOWESS-Funktion nach WILKINSON (1992).

3. Ergebnisse

Im Folgenden werden zunächst **altersabhängige Anreicherungen** in Nestlingen, juvenilen und adulten Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) betrachtet (Kap. 3.1). Anschließend werden **geographische Vergleiche** zur Spurenelementanreicherung in Trottellummen (*Uria aalge*) und Dreizehenmöwen angestellt. In diesem Zusammenhang wird der Einfluss von **Alter**, **Geschlecht** und **Ernährungszustand** auf den Elementgehalt berücksichtigt (Kap. 3.2). Schließlich wird ein **Artenvergleich** zwischen den drei untersuchten Vogelarten (*Rissa tridactyla*, *Uria lomvia*, *Uria aalge*) aus arktischen Gewässern durchgeführt, um die Bedeutung unterschiedlicher **Ernährungsgewohnheiten** und **Wanderaktivitäten** für die Spurenelementanreicherungen in Meeresvögeln zu erfassen (Kap. 3.3). Der Übersichtlichkeit halber werden am Ende eines jeden Themenabschnittes die wichtigsten Ergebnisse stichpunktartig zusammengefasst.

3.1 Anreicherungen in Dreizehenmöwen

Die Anreicherung der Spurenelemente mit zunehmendem Alter wurde an Gewebeproben von nestjungen, juvenilen und adulten Dreizehenmöwen untersucht.

Trotz ähnlicher Fragestellung wurden die Nestlinge gesondert von den juvenilen und adulten Dreizehenmöwen betrachtet, da die jeweiligen Stichproben unterschiedlicher geographischer Herkunft waren (Kap. 2.2). Sofern möglich, wurden dennoch vergleichende Betrachtungen zwischen den drei Altersgruppen angestellt.

Zunächst sollten jedoch die Verteilung der Elemente auf die Gewebe bzw. die Organe, die Veränderung des Akkumulationsmusters mit zunehmendem Nestlingsalter und der Einfluss des Körpergewichts auf den Elementgehalt in den Nestlingen untersucht werden.

3.1.1 Nestlinge/Helgoland

3.1.1.1 Vergleich der Spurenelementverteilung zwischen den Geweben/Organen ohne Berücksichtigung der Altersklassen (Gesamtstichprobe)

Für den Vergleich der Elementgehalte zwischen verschiedenen Gewebetypen bzw. Organen wurden insgesamt 94 Vögel beprobt. Da die untersuchten Vögel von der Klippe gestürzt waren und daher z. T. starke innere Verletzungen aufwiesen, konnten nicht von allen Vögeln gleichmäßig Gewebeproben entnommen werden. Außerdem reichte z. B. das Feder- bzw. das Gehirnmateriale bei den jüngsten Nestlingen teilweise nicht aus, um alle Analysen durchzuführen.

Die Folge waren unterschiedliche Stichprobenzahlen bei der Untersuchung der altersunabhängigen Stichprobe (Abb. 4 - 6; Tab. 4) und bei der nach den Altersklassen getrennten Betrachtung der Elementverteilung (Tab. 5).

Tab. 4: Spurenelementgehalt in den verschiedenen Gewebetypen der Dreizehenmöwen-Nestlinge. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$ Tg.

	Leber n=80-84	Niere n=65-69	Gehirn n=45-56	Federn n=69-92
Hg	1,96 2,07 \pm 1,29	1,41 1,55 \pm 0,8	1,0 1,13 \pm 0,67	3,7 3,77 \pm 1,35
Se	4,12 4,36 \pm 1,04	7,41 7,81 \pm 2,35	2,21 2,18 \pm 0,55	2,19 2,13 \pm 0,71
Cd	0,013 0,019 \pm 0,02	0,04 0,075 \pm 0,105	< 0,002 0,004 \pm 0,006	0,017 0,028 \pm 0,048
Cu	16,6 20,77 \pm 16,11	14,4 14,67 \pm 4,41	6,56 7,1 \pm 1,88	6,58 7,71 \pm 3,49
Zn	85,5 103,5 \pm 58,9	108 116,7 \pm 24,7	70,5 70,3 \pm 5,3	102,5 103,0 \pm 34,48

a) Quecksilber

Abbildung 4 verdeutlicht, dass die höchsten Quecksilbermediane in den Federn (3,70 ppm) und geringere Konzentrationen in Leber (1,41 ppm), Niere (1,41 ppm) und Gehirn (1,0 ppm) zu finden waren. Die Box-Plot-Darstellung in Abbildung 4 zeigt, dass zwischen nahezu allen Gewebetypen signifikante Konzentrationsunterschiede existierten. Lediglich die Hg-Gehalte von Gehirn und Niere waren ähnlich hoch.

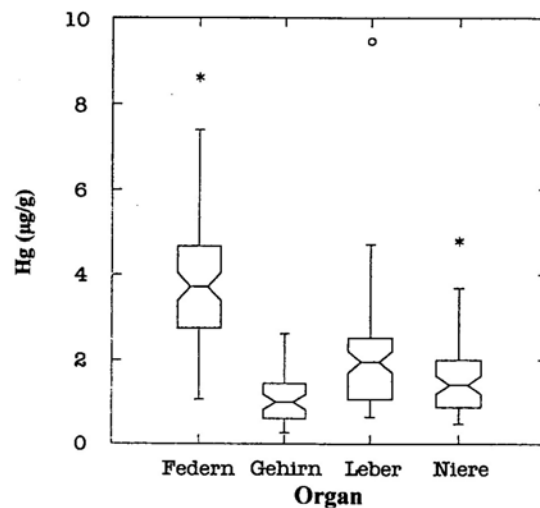


Abb. 4: Box-Plot-Darstellung der Quecksilberkonzentrationen ($\mu\text{g/g}$ Tg) in den Geweben der Dreizehenmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.

b) Selen und Cadmium

Beide Elemente reicherten sich am stärksten in der Niere an (*Se*: 7,4 , *Cd*: 0,04 ppm; Abb. 5a, b). Signifikant niedriger waren in beiden Fällen die Leberwerte (*Se*: 4,12; *Cd*: 0,01 ppm). Im Gegensatz zu den Selenwerten unterschieden sich die Leber-Cd-Werte jedoch nicht signifikant von den entsprechenden Federwerten (0,02 ppm). Die Leber-Se-Werte lagen signifikant höher als die der Federn und des Gehirns, deren Selengehalte mit 2,2 ppm zudem identisch waren. Weitere Unterschiede zwischen der Verteilung beider Elemente waren die geringen Cd-Gehalte des Gehirns, die bis auf wenige Ausnahmen unter der Nachweisgrenze des Gerätes (0,002 µg/g) blieben. Sie waren demnach, im Gegensatz zu Selen, signifikant niedriger als die Federwerte.

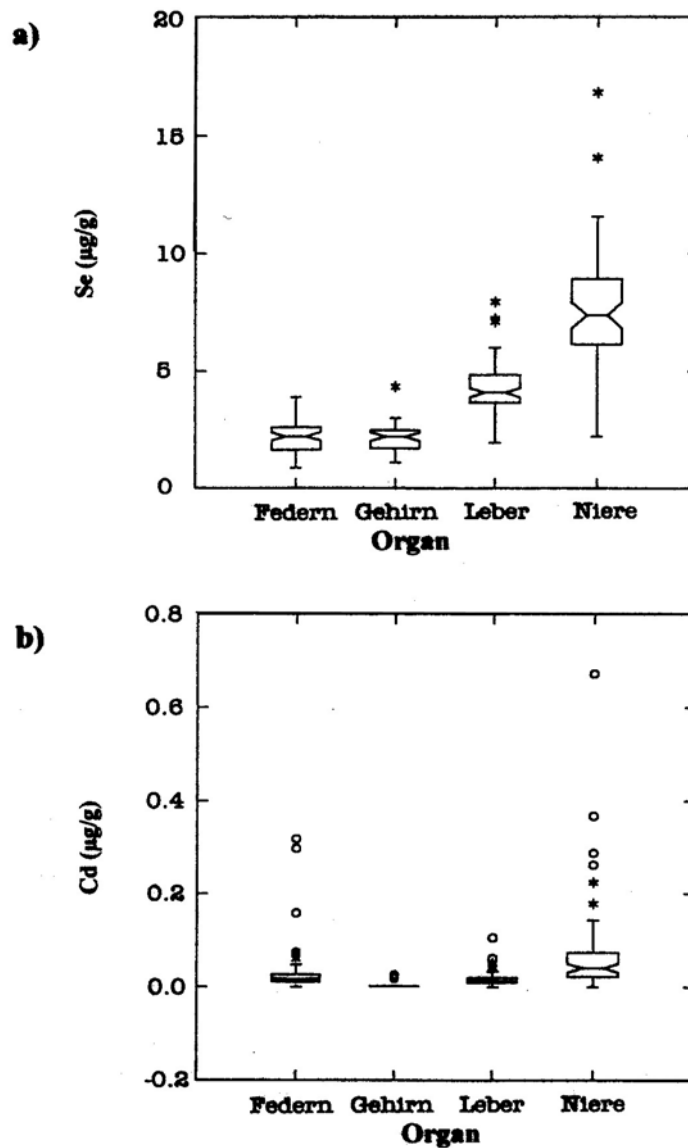


Abb. 5: Box-Plot-Darstellung der Selen - (a) und Cadmiumgehalte (b) in den Geweben der Dreizehnmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.

c) Kupfer und Zink

Obwohl es sich bei beiden Elementen um essentielle Spurenstoffe mit ähnlichen metabolischen Eigenschaften handelt (s. Kap. 4.5), unterschieden sich beide Elemente in den Nestlingen hinsichtlich ihrer Verteilung in verschiedenen Geweben (Abb. 6a und b). Ähnliche **Kupfer**werte konnten in Leber (16,6 ppm) und Niere (14,4 ppm) einerseits und Gehirn (6,56 ppm) und Federn (6,58 ppm) andererseits festgestellt werden. Erstere waren signifikant höher als letztere.

Wie auch bei Quecksilber waren bei **Zink** in den Federn relativ hohe Konzentrationen zu finden (102 ppm), die mit denen der Niere vergleichbar waren (108 ppm). Signifikant niedriger lagen die Leberwerte (85,5 ppm), die wiederum die Gehirnwerte signifikant überstiegen (70,5 ppm).

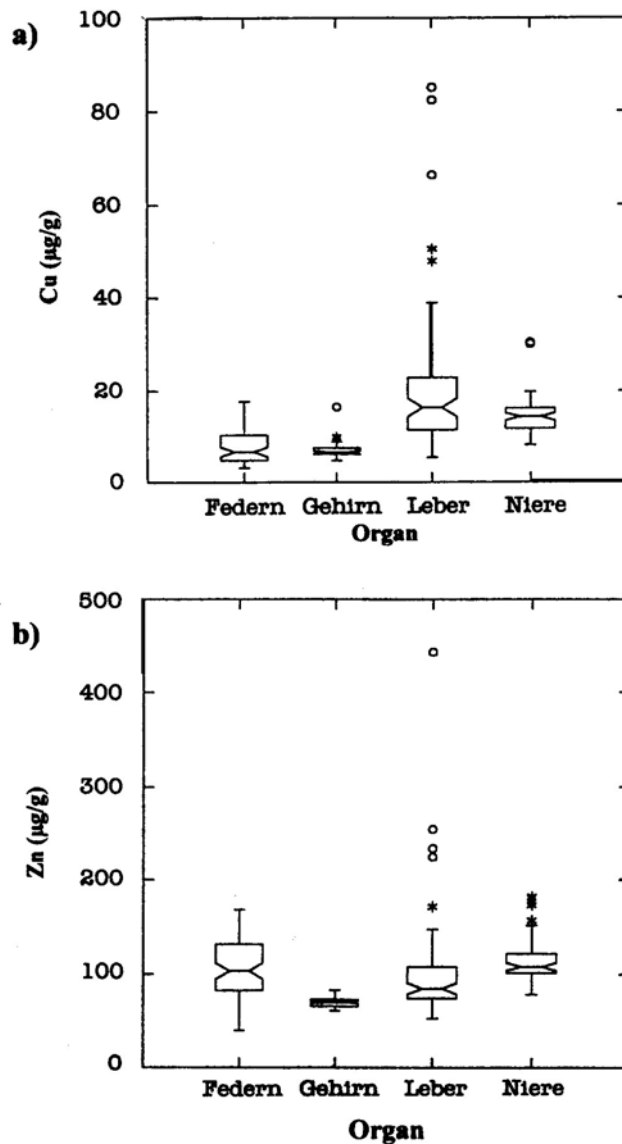


Abb. 6: Box-Plot-Darstellung der Kupfer- (a) und Zinkgehalte (b) in den Geweben der Dreizehnmöwen-Nestlinge: *, o: Messwerte außerhalb der Spannweite der Box-Plots.

3.1.1.2 Spurenelementverteilung innerhalb der einzelnen Gewebe/Organe

Um die Metall- und Selengehalte in den jeweiligen Gewebetypen (Leber, Niere, Gehirn, Federn) auf signifikante Unterschiede zu testen, wurde wie in Kap. 3.1.1.1 der Friedman-Test und anschließend der multiple Vergleichstest nach Wilcoxon-Wilcox (SACHS 1992) angewendet.

Die einzelnen Altersklassen wurden zunächst getrennt betrachtet. Es zeigte sich, dass alle Nestlinge ungeachtet ihrer altersabhängigen Einteilung ein identisches Verteilungsmuster der Metalle pro Organ bzw. Gewebetyp aufwiesen. Aus diesem Grund werden nachfolgend die Ergebnisse für alle Altersklassen zusammengefasst dargestellt. Nach Abbildung 7 und Tabelle 4 verhalten sich die Elementkonzentrationen bei allen Dreizehenmöwen-Nestlingen in Leber, Niere und Gehirn wie folgt:

$$\text{Zn} > \text{Cu} \geq \text{Se} > \text{Hg} > \text{Cd}$$

Die hier dargestellten Konzentrationsunterschiede zwischen den Elementen waren auf dem 1 %-Niveau signifikant. Eine Ausnahme bildeten die Cu- und Se-Gehalte mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p > 0,05$.

Die Elementverteilung war in den Federproben ähnlich, nur konnten hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den Hg- und Se-Gehalten bzw. den Cu- und Hg-Gehalten festgestellt werden:

$$\text{Zn} > \text{Cu} \geq \text{Hg} \geq \text{Se} > \text{Cd}$$

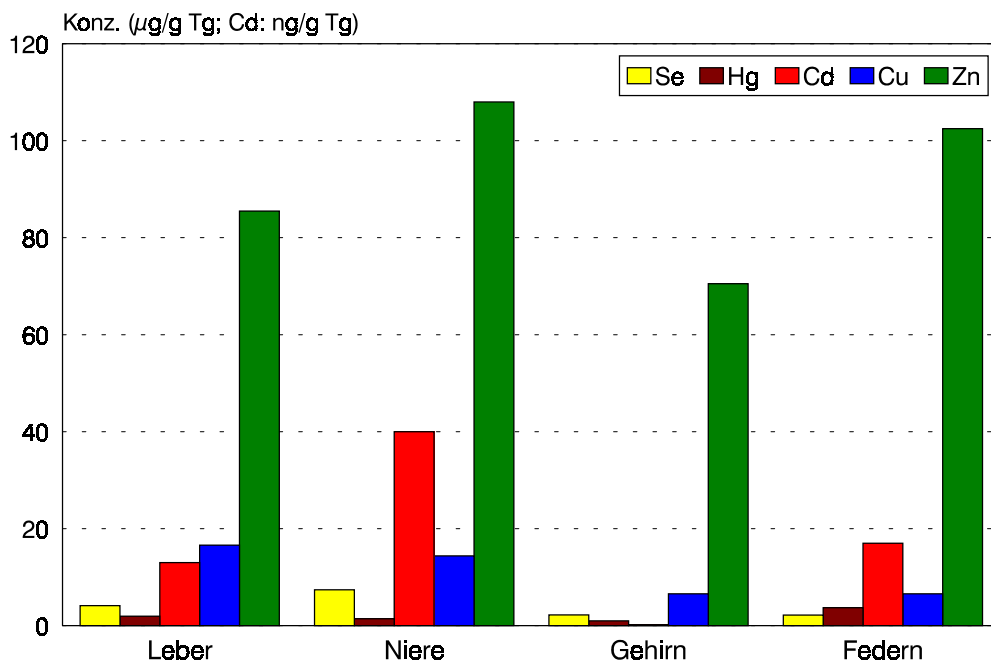


Abb. 7: Spurenelementgehalte (Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen der Dreizehenmöwen-Nestlinge.

3.1.1.3 Altersabhängige Spurenelementverteilung zwischen den Geweben/Organen

Bei der nach den Altersklassen getrennten Betrachtung der Elementverteilungen wurden zur besseren statistischen Absicherung bei einigen Vergleichen (Gehirn und/oder Niere) größere Altersklassen gebildet (s. Tab. 5). Bei dieser neuen Gruppierung wurden die in Kap. 2.2.2 dargestellten Charakteristika der einzelnen Altersklassen berücksichtigt. Es wurden daher neben AK1 und AK2 z. T. auch AK4 und AK5 (Tab. 5 u. 6) zusammengefasst.

Um signifikante Unterschiede zwischen den Gewebetypen der einzelnen Altersklassen hinsichtlich ihres Spurenelementgehaltes zu testen, wurde der Friedman-Test und für den paarweisen Vergleich der multiple Vergleichstest nach Wilcoxon-Wilcox angewendet. Die Ergebnisse dieser paarweisen Vergleiche sind als Signifikanzniveaus in Tabelle 6 dargestellt.

Die Verteilungen der Spurenelemente auf die verschiedenen Gewebetypen bzw. Organe stimmten in den einzelnen Altersklassen (Tab. 5 u. 6) weitgehend mit der vorangegangenen Darstellung der Stichprobe ohne Berücksichtigung der Altersklassen überein (Kap. 3.1.1.1, Tab. 4). Lediglich in bezug auf **Zink** waren größere Abweichungen zu verzeichnen. So waren nur in jüngeren Nestlingen (AK1+2, AK3) die Leberwerte signifikant niedriger als die Nierenwerte (Tab. 6). Die bei der altersunabhängigen Stichprobe festgestellten höheren Werte der Leber und Federn verglichen mit denen des Gehirns konnten dagegen nur bei den älteren Vögeln (AK5 bzw. AK3 - AK5) nachgewiesen werden (Tab. 5 u. 6). Abweichend von den Ergebnissen der Stichprobe ohne Berücksichtigung der Altersklassen waren die Konzentrationen in Leber und Federn von Dunenjungen (AK1+2) bzw. älteren Nestlingen (AK5) nicht signifikant verschieden voneinander.

Die **Kupfer**verteilung wich nur in einem Fall von obiger Gesamtdarstellung ab. Es konnten in AK5 keine signifikanten Unterschiede zwischen den Konzentrationen in der Niere und in den Federn festgestellt werden.

In bezug auf **Cadmium** fehlten in AK1+2 die in der Stichprobe über alle Altersklassen festgestellten signifikanten Unterschiede zwischen den Leber- und Nierenwerten, während in AK3 die Federn signifikant höher belastet waren als die Leber (Tab. 6). Weitere Abweichungen von der Gesamtstichprobe waren die ähnlichen Konzentrationen in Nierenproben und in Federn von AK1+2 und in Federn und Gehirn von AK4+5.

Die **Quecksilber**- und **Selen**verteilung unterschied sich lediglich in AK4 und AK5 (Tab. 6) von der Gesamtdarstellung der Ergebnisse. In beiden Alterklassen konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Se-Werten der Leber und des Gehirns bzw. den Hg-Werten von Leber und der Niere sowie von Leber und Federn (AK5) gefunden werden.

Demnach waren insbesondere in den Dunenjungen (AK1+2) und/oder in den ältesten Nestlingen (AK 4 oder AK5) z. T. andere Elementverteilungen zu finden als in der altersunabhängigen Stichprobe. In AK3 stimmten sie jedoch bis auf wenige Ausnahmen mit dem Gesamtergebnis überein.

Tab. 5: Spurenelementgehalte ($\mu\text{g/g Tg}$) in den verschiedenen Geweben/Organen der Dreizehnmöwen-Altersklassen. Dargestellt sind die Mediane und die Mittelwerte \pm Standardabweichung.

Organ/ Element	AK1 - < 1 Tg n=10-17	AK2 - 1-5 Tg n=15-23	AK3 - 6-10 Tg n=11-18	AK4 - 11-20 Tg n=12-15	AK5 - 21-40 Tg n=13-17
Leber					
<i>Hg</i>	2,75 2,906 \pm 0,923	2,28 2,371 \pm 0,462	1,774 1,958 \pm 0,778	0,961 1,133 \pm 0,486	1,069 1,89 \pm 2,172
<i>Se</i>	4,232 4,449 \pm 1,254	3,734 3,92 \pm 0,555	4,191 4,421 \pm 0,929	4,567 4,628 \pm 1,061	4,38 4,464 \pm 1,274
<i>Zn</i>	65,5 72,4 \pm 19,6	80,2 85,3 \pm 16,6	82,5 91,3 \pm 24,1	93,2 105,9 \pm 42,5	110,9 154,3 \pm 103,6
<i>Cu</i>	8,74 10,13 \pm 4,25	11,8 12,53 \pm 5,41	18,74 21,10 \pm 10,5	22,72 25,66 \pm 14,75	20,9 30,6 \pm 22,05
<i>Cd</i>	0,008 0,011 \pm 0,009	0,008 0,009 \pm 0,004	0,012 0,013 \pm 0,006	0,019 0,025 \pm 0,025	0,026 0,031 \pm 0,016
Niere n=20-24					
<i>Hg</i>	2,024 2,071 \pm 0,55	1,439 1,458 \pm 0,482	0,787 0,939 \pm 0,346	0,879 1,445 \pm 1,245	
<i>Se</i>	6,118 6,105 \pm 0,919	6,651 6,869 \pm 1,82	8,589 9,491 \pm 2,798	8,987 9,455 \pm 1,27	
<i>Zn</i>	103,7 110,3 \pm 24,4	107,2 110,4 \pm 12,8	109,0 116,5 \pm 19,8	119,7 128,7 \pm 26,1	
<i>Cu</i>	11,15 11,29 \pm 1,65	14,05 14,15 \pm 1,70	15,75 15,58 \pm 1,62	17,6 19,24 \pm 5,30	
<i>Cd</i>	0,016 0,024 \pm 0,02	0,032 0,037 \pm 0,016	0,071 0,081 \pm 0,065	0,123 0,19 \pm 0,17	
Feder					
<i>Hg</i>	4,59 4,611 \pm 0,892	4,425 4,365 \pm 0,683	3,985 4,466 \pm 1,657	2,765 2,869 \pm 0,639	2,3 2,24 \pm 0,63
<i>Se</i>	2,515 2,66 \pm 0,54	2,505 2,419 \pm 0,475	2,559 2,565 \pm 0,712	1,743 1,767 \pm 0,222	1,256 1,33 \pm 0,262
<i>Zn</i>	79,2 75,0 \pm 22,7	85,5 81,5 \pm 35,3	121,0 117,8 \pm 24,5	141,5 139,3 \pm 18,9	115,5 114,2 \pm 16,2
<i>Cu</i>	4,23 4,66 \pm 1,09	5,54 6,16 \pm 3,04	5,33 5,42 \pm 1,75	8,67 9,22 \pm 2,3	11,55 11,89 \pm 1,99
<i>Cd</i>	0,016 0,020 \pm 0,012	0,02 0,032 \pm 0,032	0,030 0,045 \pm 0,068	0,009 0,011 \pm 0,006	0,010 0,031 \pm 0,078
Gehirn n=17-18					
<i>Hg</i>	2,0 1,951 \pm 0,56	1,408 1,51 \pm 0,468	0,876 0,829 \pm 0,169	0,437 0,489 \pm 0,195	
<i>Se</i>	2,043 2,068 \pm 0,432	2,363 2,153 \pm 0,44	2,206 2,278 \pm 0,712		
<i>Zn</i>	69,4 68,8 \pm 4,4	72,9 73,6 \pm 4,9	70,5 70,1 \pm 4,9	65,8 67,1 \pm 4,4	
<i>Cu</i>	6,09 6,60 \pm 2,67	6,39 6,52 \pm 0,34	7,92 7,79 \pm 1,18		
<i>Cd</i>	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	

Tab. 6: Vergleich der Spurenelementgehalte (Cd, Cu, Zn, Hg, Se) in den verschiedenen Gewebetypen der Altersklassen. Dargestellt sind signifikante Unterschiede zwischen den Organen/Geweben mit $p < 0,05$ (*) und $p < 0,01$ (**). Mit einer Schattierung sind die Ergebnisse markiert, die von der Darstellung der Gesamtstichprobe abweichen.

<i>Cd</i>	AK1+2 (1 - 5 Tg) n = 11	AK3 (6 - 10 Tg) n = 15	AK4 (11 - 20 Tg) n = 18	AK5 (21 - 40 Tg)
Leber < Niere		**		**
Leber < Feder		*		
Leber > Gehirn	**	*		**
Niere > Federn				**
Niere > Gehirn	**	**		**
Feder > Gehirn	**	**		
<i>Cu</i>	n = 15	n = 15	n = 13	n = 12
Leber > Feder	*	**	**	**
Leber > Gehirn	*	*	**	**
Niere > Feder	*	*	*	
Niere > Gehirn	*	*	*	*
<i>Zn</i>	n = 20	n = 14	n = 15	n = 10
Leber < Niere	**	*		
Leber < Feder		*	**	
Leber > Gehirn				**
Niere > Feder	**			
Niere > Gehirn	**	**	**	**
Feder > Gehirn		*	*	*
<i>Hg</i>	n = 20	n = 15	n = 15	n = 13
Leber > Niere	*	*		
Leber < Feder	*	*	*	
Leber > Gehirn	**	**	*	*
Niere < Feder	**	**	**	**
Gehirn < Feder	**	**	*	**
<i>Se</i>	n = 14	n = 11	n = 12	n = 10
Leber < Niere	*	p=0,05	*	*
Leber > Feder	*	p=0,05	*	*
Leber > Gehirn	**	*		
Niere > Feder	**	**	**	**
Niere > Gehirn	**	**	*	**

3.1.1.4 Akkumulationsmuster in den einzelnen Altersklassen

Im folgenden Kapitel wird das Anreicherungsmuster während des Nestlingswachstums dargestellt. Zu diesem Zweck werden Veränderungen der Elementkonzentrationen zwischen den einzelnen Altersklassen betrachtet.

Für die Bestimmung signifikanter Unterschiede zwischen den Metall- und Selengehalten der Altersklassen wurde der Kruskal-Wallis-H-Tests angewendet. Die paarweisen Vergleiche der einzelnen Gruppen wurden mit Hilfe eines multiplen Vergleichstest für ungleiche Stichprobenzahlen (Dunn Test, s. ZAR 1984) durchgeführt (Kap. 2.6). Für die statistischen Berechnungen wurden bei Niere und Gehirn zur Erhöhung der Stichprobenzahl mehrere Altersklassen zusammengefasst:

<i>Leber, Feder:</i>	<i>Niere:</i>	<i>Gehirn:</i>
AK 1 = frisch geschlüpft	AK 1+2 = frisch geschl. - 5 Tage	AK 1+2 = frisch geschl.-5 Tage
AK 2 = 1 - 5 Tage	AK 3 = 6 - 10 Tage	AK 3 = 6 - 10 Tage
AK 3 = 6 - 10 Tage	AK 4 = 11 - 20 Tage	AK 4* = 11 - 40 Tage
AK 4 = 11 - 20 Tage	AK 5 = 21 - 40 Tage	
AK 5 = 21 - 40 Tage		
(AK 6 => 40 Tage)		

In den Abbildungen 8 - 11 ist die altersabhängige Spurenelementverteilung in Leber, Niere, Federn und Gehirn dargestellt. Aus Tabelle 5 sind die jeweiligen Konzentrationsangaben sowie die Stichprobenanzahl der einzelnen Altersklassen (je 11 - 24 Tiere) zu entnehmen.

Da AK6 nur aus einem Vogel bestand, der als flügger Vogel nicht mehr zu den Nestlingen gezählt werden konnte, wurde diese Altersklasse in den statistischen Berechnungen nicht berücksichtigt. Die Daten sind jedoch zu Anschauungszwecken z. T. mit aufgeführt (Abb. 8 - 11).

a) *Cadmium, Kupfer*

Die Nestlinge wiesen in den ersten Lebenstagen generell geringere Cadmium- und Kupfergehalte auf als in höheren Altersklassen (Abb. 8 - 9). Im Fall von **Cadmium** kam es bei AK4 zu einer signifikanten Zunahme der Konzentrationen in den Nieren- und Leberproben ($p < 0,001$; Abb. 8). Die Konzentrationen in den Federproben dieser Altersklasse nahmen jedoch signifikant gegenüber den vorherigen Altersklassen ab ($p < 0,002$; Tab. 5). Da die Cadmiumwerte des Gehirns in den meisten Proben unter der Nachweisgrenze blieben, sind hier keine Aussagen über Unterschiede zwischen den Altersklassen möglich.

Bei **Kupfer** war eine signifikante Zunahme in Leber und Niere bereits in AK3 zu verzeichnen ($p < 0,05$; Abb. 8). Im Gegensatz zu Cadmium nahmen die Kupferwerte nicht nur in der Leber und in der Niere sondern auch in den Federn und im Gehirn zu (Abb. 9). In den Federn kam es al-

lerdings erst in AK4 (11 - 20 Tage) zu einem signifikanten Anstieg der Konzentrationen ($p < 0,05$), und im Gehirn lagen die Konzentrationen in AK4* = AK4+5 (11 - 40 Tage, Abb. 9) signifikant höher als die in AK1+2 ($p < 0,001$).

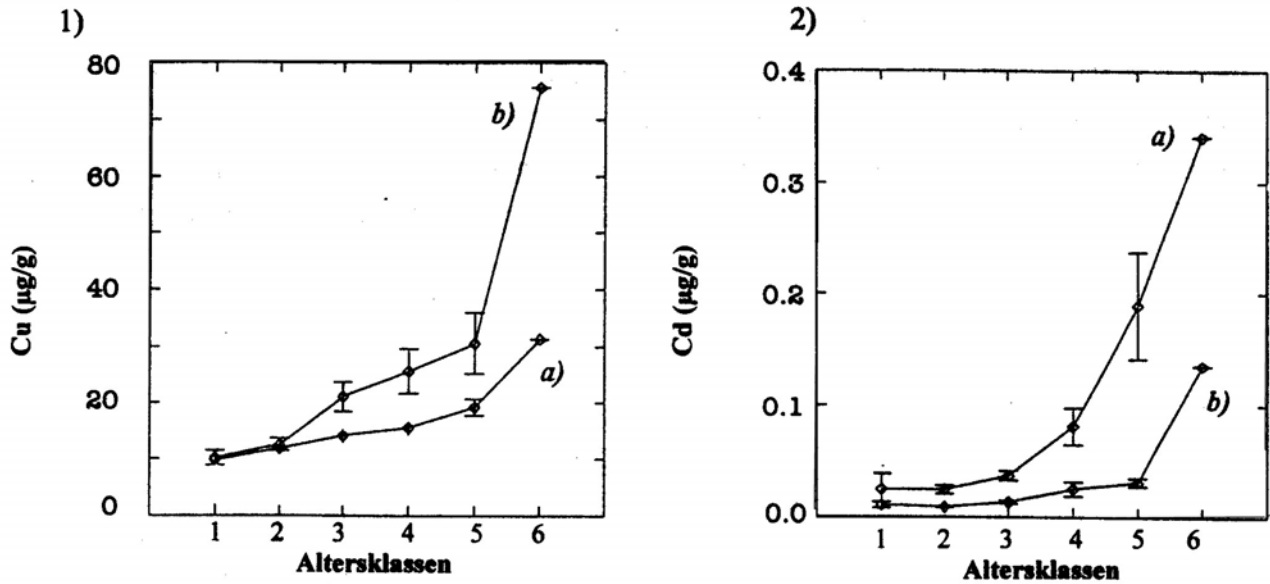


Abb. 8: Kupfer- (1) und Cadmiumkonzentrationen (2) in Niere (a) und Leber (b) von verschiedenen Altersklassen der Dreizehnmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g}$ Tg.

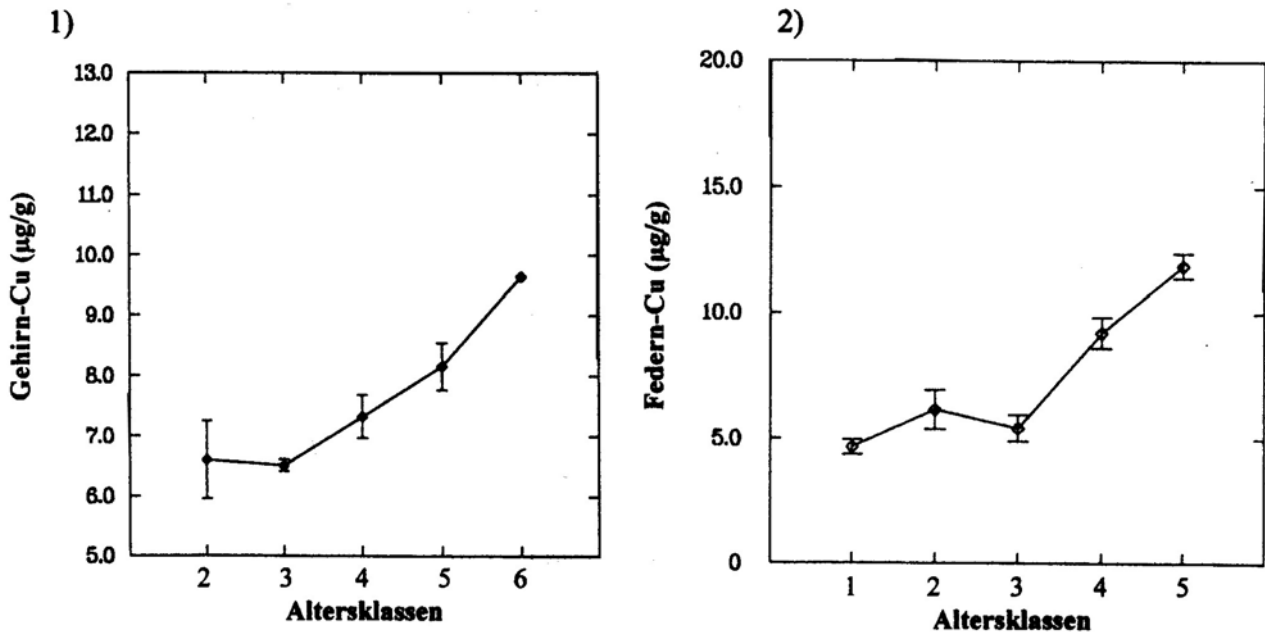


Abb. 9: Kupferkonzentrationen in Gehirn (1) und Federn (2) von verschiedenen Altersklassen der Dreizehnmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g}$ Tg.

b) Zink

Auch in Bezug auf Zink kam es in älteren Nestlingen zu einer Erhöhung der Werte in der Leber und der Niere (Abb. 10), allerdings waren die Unterschiede deutlich geringer ausgeprägt als bei Cadmium und Kupfer. Es konnten z. B. keine signifikanten Unterschiede zwischen zwei aufeinanderfolgenden sondern nur zwischen entfernten Altersklassen festgestellt werden. So lagen die Zinkgehalte in der Leber und der Niere bei AK5 höher als bei AK2 und AK1 ($p < 0,02$). In den Gehirnproben von AK4* (11 - 40 Tage alt; Abb. 10) war weniger Zink enthalten als in denjenigen von AK2 ($p < 0,005$). Lediglich in Bezug auf die Zn-Gehalte der Federn konnten signifikante Unterschiede zwischen aufeinanderfolgenden Altersklassen gefunden werden, wobei AK3 höhere Konzentrationen aufwies als AK2 ($p < 0,02$).

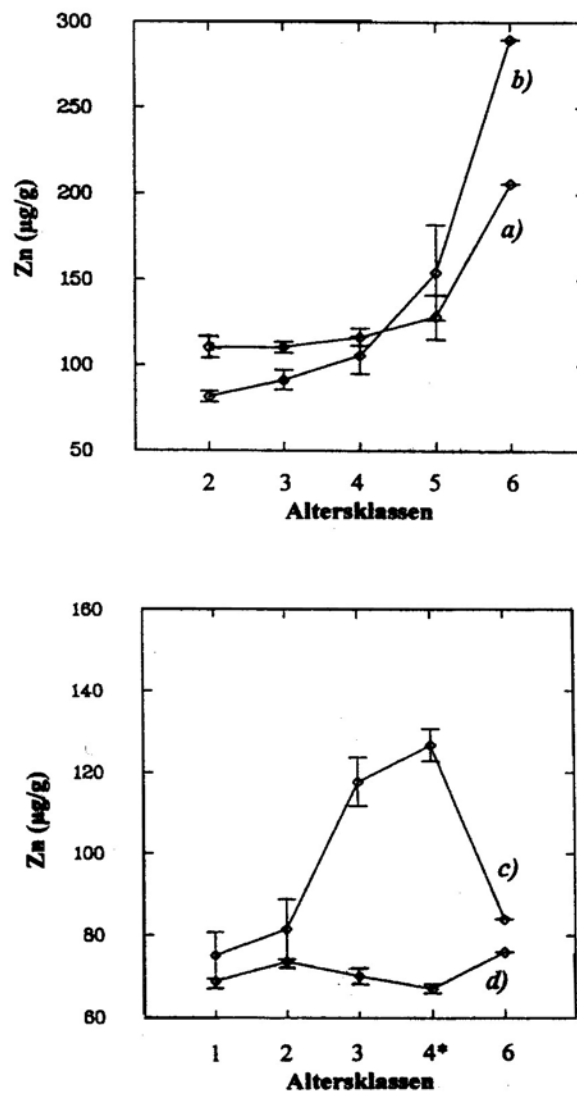


Abb. 10: Zinkkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Feder (c) und Gehirn (d) in verschiedenen Altersklassen der Dreizehnmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g}$ Tg.

c) Selen, Quecksilber

Das Akkumulationsmuster von Selen und Quecksilber unterschied sich deutlich von dem für Cadmium, Kupfer und Zink (Abb. 11a). In den inneren Organen existierten zwischen den einzelnen Altersklassen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des **Selengehaltes**. In den Nierenproben von AK4 kam es zwar zu einem Anstieg gegenüber AK3. Da jedoch für signifikante Unterschiede in der vorliegenden Arbeit eine maximale Irrtumswahrscheinlichkeit von $p < 0,05$ zugrunde gelegt wurde, war dieser Unterschied mit $p = 0,05$ nicht mehr signifikant.

Die Se-Werte der Federn waren in AK4 allerdings signifikant niedriger als die in AK3 ($p < 0,05$; Abb. 11a).

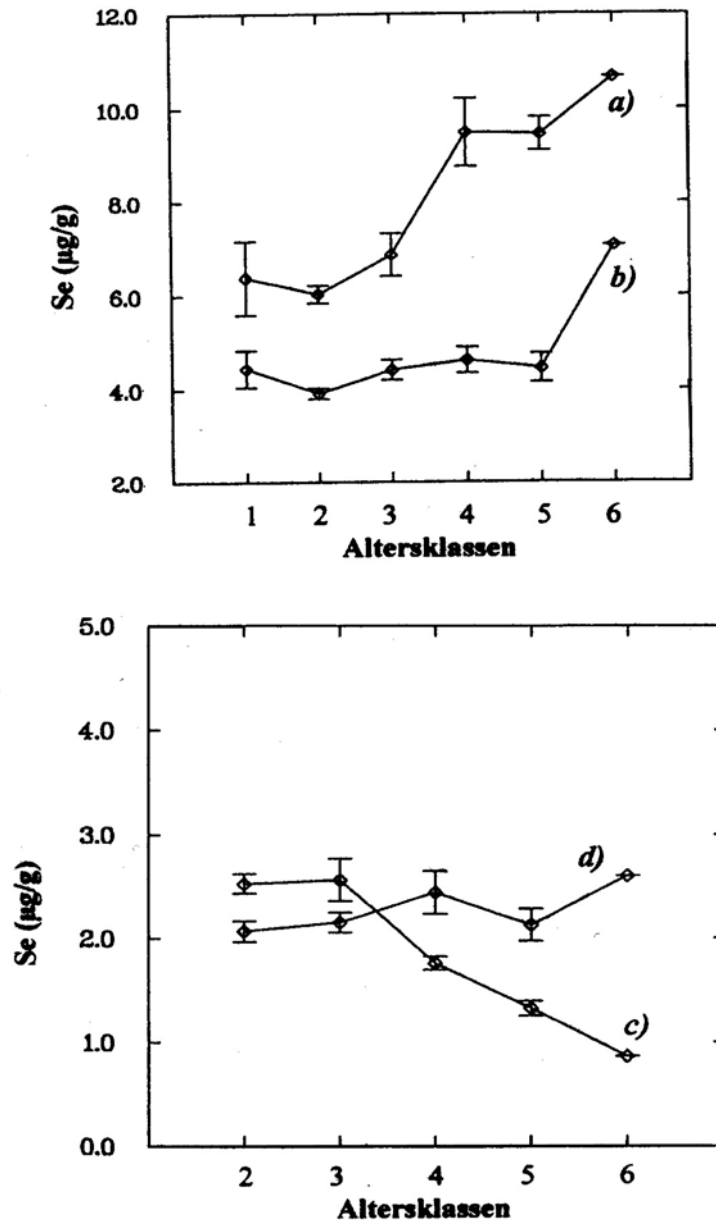


Abb. 11a: Selenkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Federn (c) und Gehirn (d) verschiedener Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g}$ Tg.

Bei **Quecksilber** war in allen Gewebetypen erkennbar, dass jüngere Nestlinge höher belastet waren als ältere (Abb. 11b). So waren in AK4 in der Leber und der Niere die Konzentrationen signifikant niedriger als in AK1 und AK2 ($p < 0,001$). Auch im Gehirn und in den Federn sanken die Hg-Gehalte von AK3 nach AK4 ($p < 0,05$), während die Konzentrationen in den jeweils folgenden Altersklassen ähnlich hoch waren.

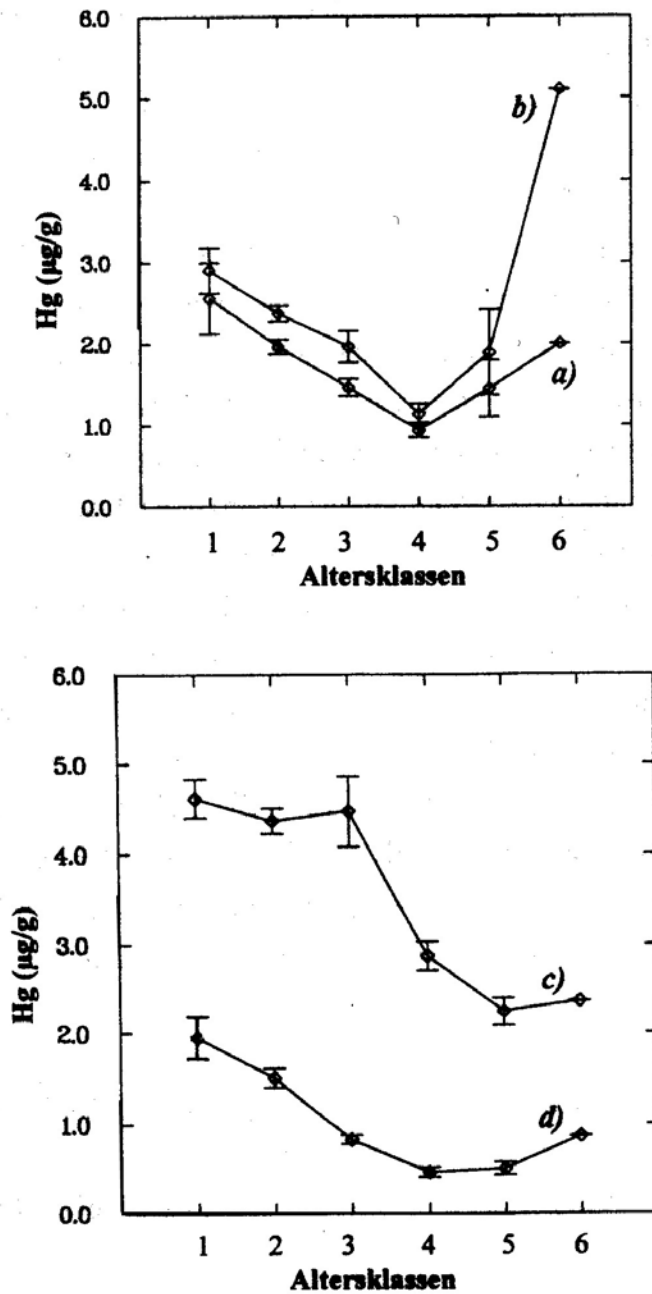


Abb. 11b: Quecksilberkonzentrationen in Niere (a), Leber (b), Federn (c) und Gehirn (d) verschiedener Altersklassen der Dreizehenmöwen-Nestlinge als Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g/g}$ Tg.

3.1.1.5 Altersabhängige Gesamtbelastung der Leber

Da die Leber, verglichen mit anderen Organen, im Laufe der Nestlingsentwicklung den größten Gewichtsveränderungen unterworfen ist, wurde ausschließlich an diesem Organ der Einfluss des Organwachstums auf die Spurenelementverteilung untersucht. Für diese Betrachtung wurde aus den im Jahr 1993 gesammelten Nestlingen eine Untergruppe gewählt, bei der das Gesamtgewicht der Leber bestimmt werden konnte.

Zur Bestimmung signifikanter Unterschiede des Elementgehaltes zwischen den drei Altersgruppen AK1+2 (1 - 5 Tage), AK3 (6 - 10 Tage) und AK5* (31 - 40 Tage) wurde wie in Kapitel 3.1.1.4 verfahren. Die 11 - 30 Tage alten Vögel (AK4*) wurden bei den statistischen Berechnungen nicht berücksichtigt, da nur von zwei Tieren das Gewicht der Leber bestimmt werden konnte (Abb 12 - 13).

Es waren für kein Element signifikante Unterschiede zwischen den beiden niedrigsten Altersklassen (AK1+2 und AK3) bzw. zwischen den beiden höheren Altersklassen (AK3 und AK5*) festzustellen, obwohl die Konzentrationen insbesondere zwischen den beiden höheren Altersklassen in Bezug auf Cd, Cu und Zink bis zu einer Zehnerpotenz voneinander abwichen (Tab. 7). Ursache für die fehlenden Signifikanzen könnte die geringe Stichprobenzahl sein (bei AK3 nur $n = 5$) und die damit verbundene geringe Zahl der für die Rangsummenbildung zur Verfügung stehenden Ränge. Betrachtet man die Verteilung der Ränge auf die einzelnen Altersklassen, so ist eine ansteigende Tendenz mit zunehmendem Alter deutlich erkennbar.

Auf dem 0,1 %-Niveau waren die Belastungen von AK1+2 und AK5* signifikant verschieden voneinander. Dabei war der Gesamtgehalt in der Leber der älteren Vögel stets höher als der der jüngeren (Tab. 7; Abb 12 -13). Allerdings wiesen die Cu- und Zn-Mittelwerte in AK5* sehr hohe Standardabweichungen auf (Tab. 7). Diese könnten ein falsches Bild über signifikante Unterschiede zwischen AK1+2 und AK5* liefern. Betrachtete man jedoch die Minimal- und Maximalwerte der beiden Altersgruppen, so schienen die errechneten Signifikanzen begründet, da sich beide Werte in AK1+2 und AK5* deutlich voneinander unterschieden:

Cu: AK1+2: 32,38 - 58,97 $\mu\text{g Tg}$;

Zn: AK1+2: 196 - 271,1 $\mu\text{g Tg}$

AK5*: 201 - 539,1 $\mu\text{g Tg}$

AK5*: 898,7 - 8666,3 $\mu\text{g Tg}$

Tab. 7: Gesamtelementgehalte in der Leber nestjunger Dreizehenmöwen verschiedener Altersklassen. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g Tg}$.

Alter (Tage)	Hg	Se	Cd	Cu	Zn
1 - 5	6,813	11,245	0,014	39,09	235
(AK1+2)	6,391 \pm 1,622	13,145 \pm 7,47	0,023 \pm 0,018	42,33 \pm 9,8	240,6 \pm 26,8
6 - 10	10,17	18,51	0,037	88,26	358
(AK3)	9,756 \pm 2,867	21,21 \pm 7,437	0,038 \pm 0,012	93,89 \pm 27,44	413 \pm 135,2
31 - 40	22,345	35,115	0,343	390,4	2210,4
(AK5*)	29,061 \pm 17,89	42,716 \pm 21,63	0,370 \pm 0,135	379,8 \pm 139,4	3220 \pm 3005

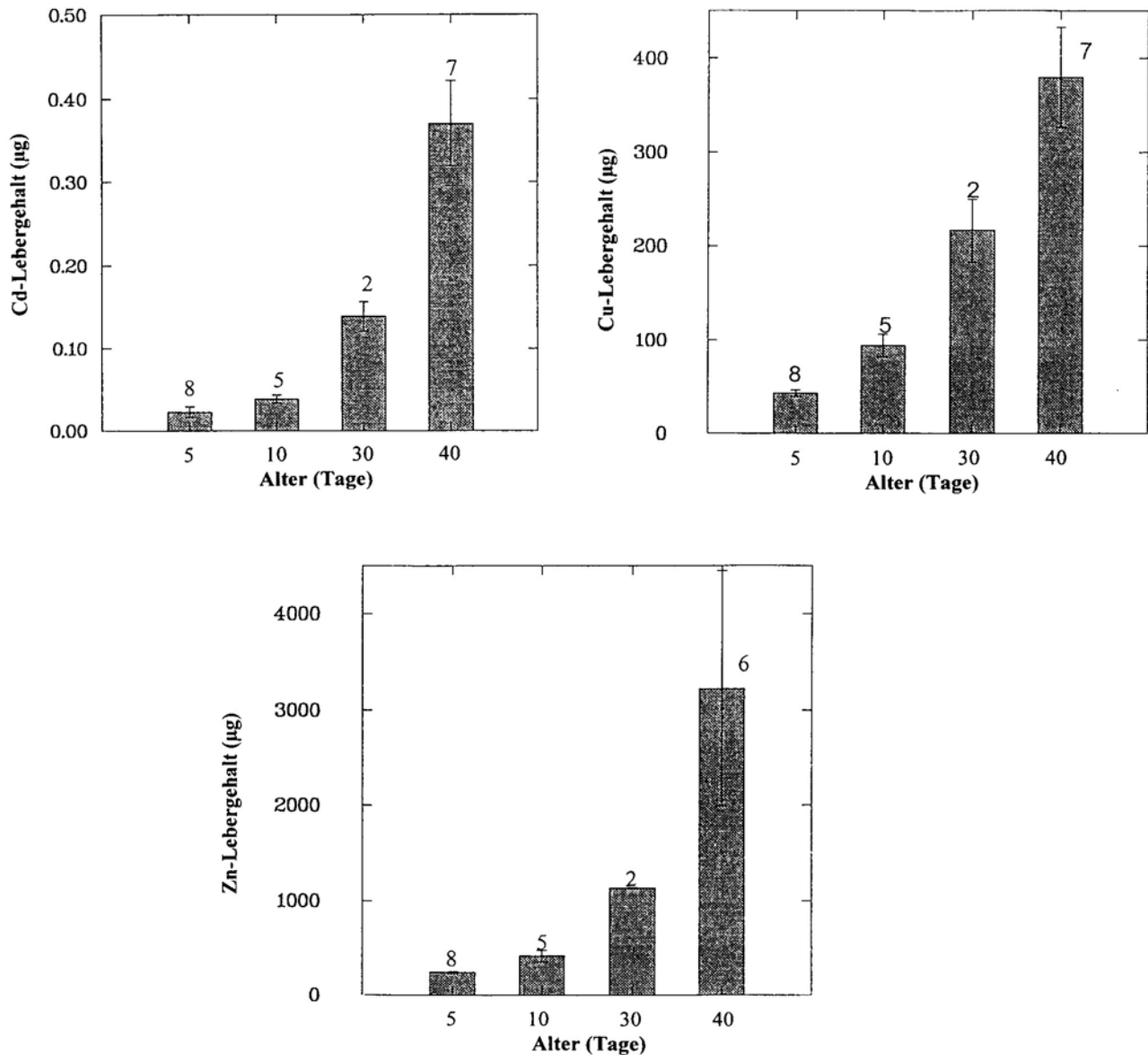


Abb. 12a-c: Gesamtbelastung der Leber mit Cd, Cu und Zn in verschiedenen Altersklassen (Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g Tg}$). Die Alterseinteilung ist gegenüber der in Kap. 3.1.1.4 verändert.

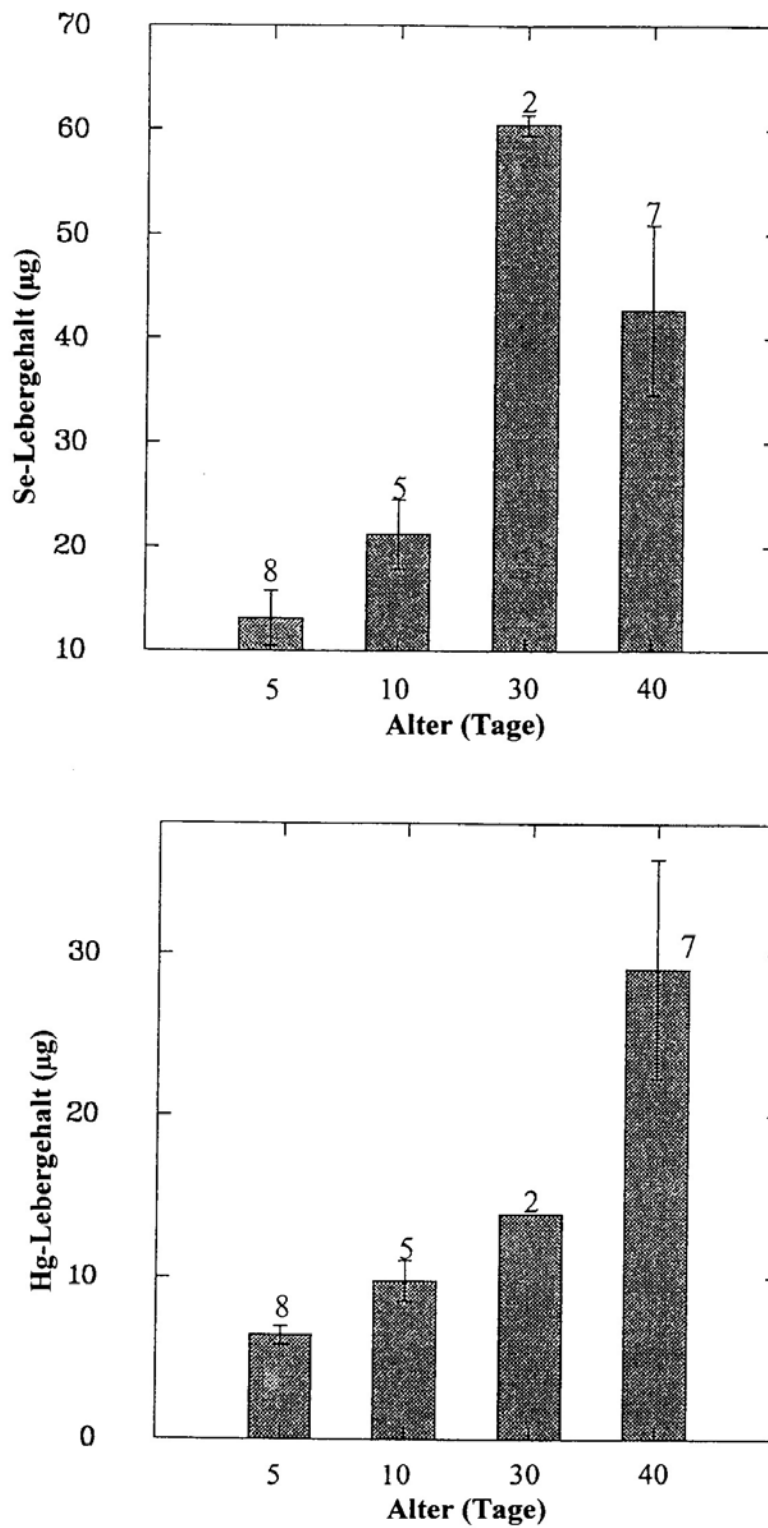


Abb. 13a-b: Gesamtbelastung der Leber mit Hg und Se in verschiedenen Altersklassen (Mittelwerte \pm Standardfehler in $\mu\text{g Tg}$). *: Die Alterseinteilung ist gegenüber der in Kap. 3.1.1.4 verändert.

Zusammenfassung der Akkumulationen in den Dreizehenmöwen-Nestlingen:

Verteilung der Spurenelementgehalte zwischen den Geweben:

- *Quecksilber:* Federn > Leber > Niere \geq Gehirn *Selen:* Niere > Leber > Gehirn, Federn
- *Zink:* Niere, Federn > Leber > Gehirn *Kupfer:* Leber, Niere > Gehirn, Federn
- *Cadmium:* Niere > Leber, Federn > Gehirn

Elementverteilung innerhalb der Gewebe:

- In den Weichgeweben verhielten sich die Elementkonzentrationen wie folgt:
Zn > Cu \geq Se > Hg > Cd;
- In den Federn waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Cu- und Hg- sowie den Hg- und Se-Werten nachzuweisen: Zn > Cu \geq Hg \geq Se > Cd.

Altersabhängige Spurenelementverteilung:

Cadmium:

- Die Konzentrationen waren in **Leber** und **Niere** zu Beginn der Nestlingsentwicklung gering. In AK4 (11 - 20 Tage) kam es in beiden Organen zu einem Anstieg und in den **Federn** zu einer Abnahme der Konzentrationen.
- Die Werte lagen im **Gehirn** i. d. R. unter der Nachweisgrenze.

Kupfer:

- Die Konzentrationen in **Leber** und **Niere** frisch geschlüpfter Nestlinge waren gering. Sie stiegen in AK3 (6 - 10 Tage), in den **Federn** jedoch erst in AK4 an.
- In älteren Vögeln (11 - 40 Tage) waren die Werte im **Gehirn** gegenüber jüngeren erhöht.

Zink:

- Jüngere Altersklassen (≤ 5 Tage) zeigten niedrigere Werte in **Leber** und **Niere** als ältere (AK5: 21 - 40 Tage).
- In AK3 waren die Gehalte der **Federn** höher als in AK2 (1 - 5 Tage).
- Ältere Vögel (11 - 40 Tage) wiesen geringere Konzentrationen im **Gehirn** auf als jüngere (< 5 Tage)

Selen:

- Es existierten keine altersabhängigen Konzentrationsunterschiede in den **Weichgeweben**.
- AK4 wies in **Federn** niedrigere Konzentrationen auf als AK3.

Quecksilber:

- In jüngeren Nestlingen waren die Werte in allen untersuchten Geweben höher als in älteren (**Leber, Niere:** AK2 > AK4; **Federn, Gehirn:** AK3 > AK4).

Gesamtbelastung der Leber:

- Bei älteren Nestlingen (11 - 40 Tage) nahm, verglichen mit den frisch geschlüpften (1 - 5 Tage), die Gesamtbelastung der Leber mit allen Elementen deutlich zu.

3.1.1.6 Korrelation der Metalle untereinander

Im Folgenden werden sowohl lineare als auch nicht-lineare Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der verschiedenen Spurenelemente dargestellt. Da insbesondere für die Bewertung nicht-linearer Zusammenhänge die Art der Funktion von Bedeutung ist, wurde für alle Abhängigkeiten der jeweilige Regressionstyp ermittelt (s. a. Kap. 2.6). Bei linearen Regressionen und normal verteilten Stichproben wurden "Pearson's Product-Moment"-Korrelationen, bei nicht linearen Regressionen und/oder verteilungsfreien Stichproben "Spearman Rang" Korrelationen durchgeführt. Um zu prüfen, ob sich im Laufe der Nestlingsentwicklung die Abhängigkeiten zwischen den Elementen verändern, wurden die einzelnen Altersklassen getrennt betrachtet (Tab. 8).

Tab. 8: Korrelationen der Spurenelemente untereinander in vier verschiedenen Altersklassen: Darstellung der Stichprobenzahlen (n), des "Person's moment correlation coefficient" (**),"Spearman Rang" Korrelationskoeffizient (*) und der Irrtumswahrscheinlichkeit.

Alter	Gewebe/Element	n	r	p <	Regression
AK1+2	Leber				
	Hg - Se	32	0,467*	0,02	$y_{\text{Hg}} = -2,79 + 2,144x_{\text{Se}} - 0,196x_{\text{Se}}^2$
	Hg - Zn	32	0,37**	0,05	$y_{\text{Hg}} = 1,389 + 0,014 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Zn	33	0,514**	0,005	$y_{\text{Cu}} = -2,359 + 0,174 x_{\text{Zn}}$
	Niere				
	Se - Zn	16	0,644**	0,01	$y_{\text{Se}} = 2,805 + 0,029 x_{\text{Zn}}$
	Gehirn				
	Hg - Se	15	0,575*	0,005	$y_{\text{Hg}} = -2,747 + 3,707x_{\text{Se}} - 0,757x_{\text{Se}}^2$
AK3	Leber				
	Hg - Zn	16	0,771**	0,001	$y_{\text{Hg}} = -0,263 + 0,025 x_{\text{Zn}}$
	Hg - Cu	14	0,811**	0,02	$y_{\text{Hg}} = 0,392 + 0,084 x_{\text{Cu}}$
	Cu - Zn	15	0,82**	0,001	$y_{\text{Cu}} = -5,223 + 0,226 x_{\text{Zn}}$
	Niere				
	Cu - Cd	16	0,554**	0,05	$y_{\text{Cu}} = 12,038 + 57,17 x_{\text{Cd}}$
	Cu - Zn	15	0,531**	0,05	$y_{\text{Cu}} = 6,306 + 0,07 x_{\text{Zn}}$

Fortsetzung Tab. 8					
AK4	Leber	n	r	p <	Regression
	Hg - Se	14	0,574*	0,05	$y_{\text{Hg}} = 2,914 - 1,046x_{\text{Se}} + 0,136x_{\text{Se}}^2$
	Cu - Se	14	0,675**	0,02	$y_{\text{Cu}} = -14,541 + 8,716 x_{\text{Se}}$
	Cu - Zn	14	0,657**	0,02	$y_{\text{Cu}} = -6,263 + 0,296 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Cd	14	0,634**	0,02	$y_{\text{Cu}} = 13,124 + 498,71 x_{\text{Cd}}$
	Se - Zn	15	0,579**	0,05	$y_{\text{Se}} = 2,84 + 0,017 x_{\text{Zn}}$
	Cd - Zn	14	0,559*	0,05	$y_{\text{Cd}} = 0,063 - 0,001x_{\text{Zn}} + 5,2 \cdot 10^{-6}x_{\text{Zn}}^2$
	Niere				
	Se - Cd	15	0,812**	0,001	$y_{\text{Se}} = 6,641 + 35,014 x_{\text{Cd}}$
	Feder				
	Se - Cu	11	-0,75**	0,01	$y_{\text{Se}} = 2,385 - 0,07x_{\text{Cu}}$
AK5	Leber	n	r	p <	Regression
	Hg - Cu	17	0,664*	0,01	$y_{\text{Hg}} = 1,692 - 0,059x_{\text{Cu}} + 0,0015x_{\text{Cu}}^2$
	Hg - Zn	14	0,736**	0,005	$y_{\text{Hg}} = 0,71 + 0,005 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Cd	17	0,695*	0,01	$y_{\text{Cu}} = 29,31 - 1249,9x_{\text{Cd}} - 33188x_{\text{Cd}}^2$
	Zn - Cd	14	0,745**	0,005	$y_{\text{Zn}} = 87,035 + 2227,601 x_{\text{Cd}}$
	Cu - Zn	13	0,741**	0,005	$y_{\text{Cu}} = -1,957 + 0,231 x_{\text{Zn}}$
	Niere				
	Hg - Se	12	0,629*	0,05	$y_{\text{Hg}} = 4,748 - 1,315x_{\text{Se}} + 0,00024x_{\text{Se}}^2$
	Hg - Zn	12	0,755*	0,01	$y_{\text{Hg}} = 2,848 - 0,043x_{\text{Zn}} - 2,902x_{\text{Zn}}^2$
	Se - Zn	11	0,718**	0,02	$y_{\text{Se}} = 5,395 + 0,029 x_{\text{Zn}}$
	Se - Cd	13	0,691*	0,02	$y_{\text{Se}} = 7,935 + 12,736x_{\text{Cd}} - 14,222x_{\text{Cd}}^2$
	Hg - Cd	12	0,68 (1)	0,02	
	Zn - Cd	12	0,72 (1)	0,02	

(1) Spearman-"Scheinkorrelationen"

Innerhalb der verschiedenen Altersklassen lagen zahlreiche positive **lineare Abhängigkeiten** zwischen den Elementen vor (Tab. 8). Es waren jedoch nur wenige einheitliche Korrelationen in den Altersklassen vorhanden. So korrelierten in jeder Altersklasse in der Leber *Quecksilber* mit *Zink* (Ausnahme AK4) bzw. *Kupfer* mit *Zink* signifikant (Abb. 14a). Insbesondere zwischen Zink und verschiedenen anderen Elementen (Hg, Cu, Se und/oder Cd) existierten in den Altersklassen lineare Beziehungen (Abb. 14a,b). In allen Nestlingen (Ausnahme AK3) waren signifikante Korrelationen zwischen den *Selen*- und den *Zink*werten festzustellen (Tab. 8). Die Verteilung der Datenpunkte der Hg- und Cu-Gehalte in Abhängigkeit von der Zn- Konzentration war bei allen

Altersklassen ähnlich der in Abbildung 14a dargestellten. Allerdings veränderte sich mit zunehmendem Alter das Verhältnis von Cu und Zn bzw. Hg und Zn zueinander. Dabei war das Verhältnis Hg : Zn stärkeren Veränderungen unterworfen als das von Cu : Zn. In den ersten beiden Altersklassen (< 1 - 5 Tage) betrug der Zn-Gehalt der Leber im Durchschnitt etwa das 30fache der Hg-Konzentration, in AK3 (6 - 10 Tage) nahezu das 50fache. In AK5 (21 - 40 Tage), wie auch schon in AK4 (11 - 20 Tage), vergrößerte sich das Verhältnis erneut auf etwa das 100fache. Das Verhältnis Zn : Cu verringerte sich von AK1+2 nach AK3 bzw. AK5 vom 7fachen auf das 4-5fache und blieb dann konstant.

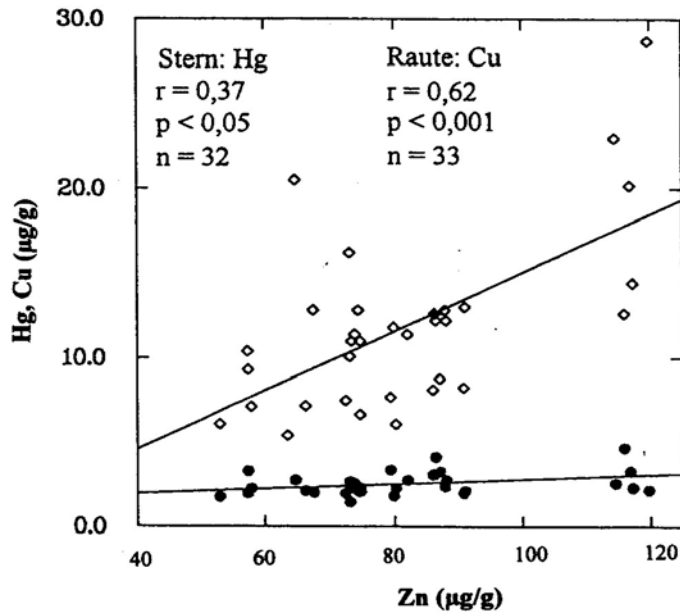


Abb. 14a: Korrelationen zwischen Zink und Quecksilber bzw. Kupfer in der Leber von AK1+ 2. Die Werte sind angegeben in µg/g Tg.

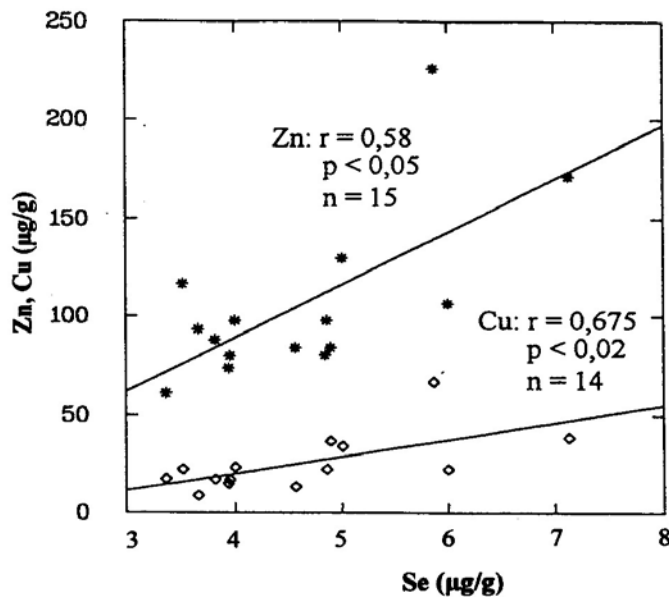


Abb. 14b: Korrelationen zwischen Selen und Zink bzw. Kupfer in der Leber von AK1+2. Die Werte sind angegeben in µg/g Tg.

Betrachtete man die stets positiven **nicht-linearen Abhängigkeiten**, so erhöhte sich deren Anzahl mit zunehmendem Alter. Während in AK1+2 alle Zusammenhänge, mit Ausnahme der zwischen *Quecksilber* und *Selen*, linear waren und nicht-lineare Beziehungen in AK3 sogar völlig fehlten, konnten in AK4 zwischen *Quecksilber* und *Selen* sowie zwischen *Cadmium* und *Zink* nicht lineare Beziehungen festgestellt werden. In den ältesten Nestlingen (AK5) überwogen nicht-lineare Abhängigkeiten.

Die in diesem Kapitel ermittelten nicht-linearen Beziehungen werden zum größten Teil durch quadratische Funktionen beschrieben. Diese Funktionen besagen hier, dass bei niedrigen Konzentrationen geringe Konzentrationsänderungen einer Variable (y) vergleichsweise größeren Konzentrationsänderungen der anderen Variable (x) gegenüberstehen, wobei bei höheren Konzentrationen eine Angleichung an lineare Verhältnisse erfolgt. Im konkreten Fall veränderten sich z. B. in AK5 trotz signifikanter Korrelationen zwischen den *Kupfer*- und *Cadmium*konzentrationen die Kupferwerte im unteren Konzentrationsbereich (ca. 20 µg/g) nur geringfügig, während die Cadmiumkonzentrationen um etwa das 4fache anstiegen (Abb. 15). Bei einem weiteren Anstieg der Cadmiumkonzentrationen nahmen die Kupferkonzentrationen ebenfalls deutlich zu.

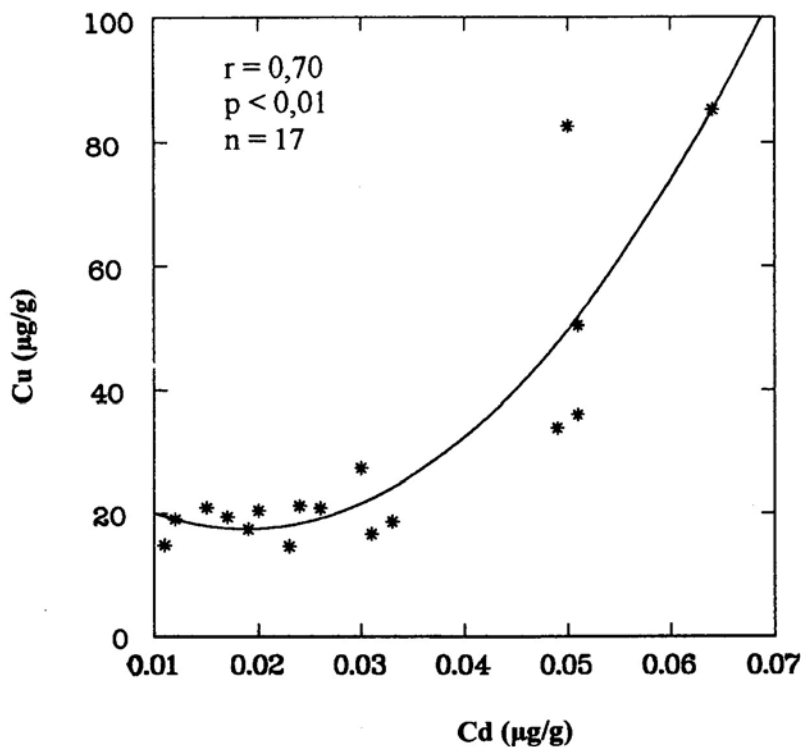


Abb. 15: Korrelation zwischen den Kupfer- und Cadmiumwerten (µg/g Tg) der Leber von AK5.

Die höheren Altersklassen (AK4-5) wiesen nicht nur eine erhöhte Anzahl an nicht-linearen Beziehungen zwischen den Elementen auf sondern generell eine größere Anzahl an Abhängigkeiten als AK1+2 und AK3 (Tab. 8). Es korrelierten zusätzlich in der Leber *Kupfer* mit *Cadmium* bzw. *Cadmium* mit *Zink* und in der Niere *Selen* mit *Cadmium*. Wegen dieser Übereinstimmungen werden nachfolgend AK4 und AK5 zusammengefasst dargestellt, um so die Korrelationsbasis durch eine größere Stichprobenzahl zu erhöhen (Tab. 9). Auffällig war, dass insbesondere in der Leber, aber z. T. auch in der Niere, die "toxischen" Elemente *Quecksilber* und *Cadmium* mit allen *essentiellen Elementen* korrelierten (z. B. Abb. 16, Tab. 9). Sowohl in der Leber als auch in der Niere existierten außerdem signifikante Abhängigkeiten zwischen den beiden "toxischen" Metallen.

Ein Vergleich der Korrelationen zwischen den getrennten (Tab. 8) und zusammengefassten Altersklassen 4 und 5 (Tab. 9) ergab, dass die Anzahl und die Art der Korrelationen in beiden Darstellungen weitgehend übereinstimmten. Allerdings waren die Abhängigkeiten zwischen den *Quecksilber*- und *Zink*werten der Niere bei einer getrennten Betrachtung von AK4 und AK5 nicht linear und bei einer Zusammenfassung beider Altersklassen linear. Außerdem wurde aus den "Scheinkorrelationen" (s. u.) zwischen den *Cadmium*- und *Quecksilbergehalten* in der Niere von AK5 bei der Erhöhung der Korrelationsbasis eine hochsignifikante "echte" Beziehung. Es fehlte bei den zusammengefassten Altersklassen die in der Niere von AK5 ermittelte Korrelation zwischen *Quecksilber* und *Selen*. Zusätzlich traten hier jedoch in der Leber lineare Beziehungen zwischen den *Cadmium*- und *Quecksilber*-/*Selen*werten und in der Niere nicht-lineare Abhängigkeiten zwischen den *Kupfer*- und *Cadmium*werten auf.

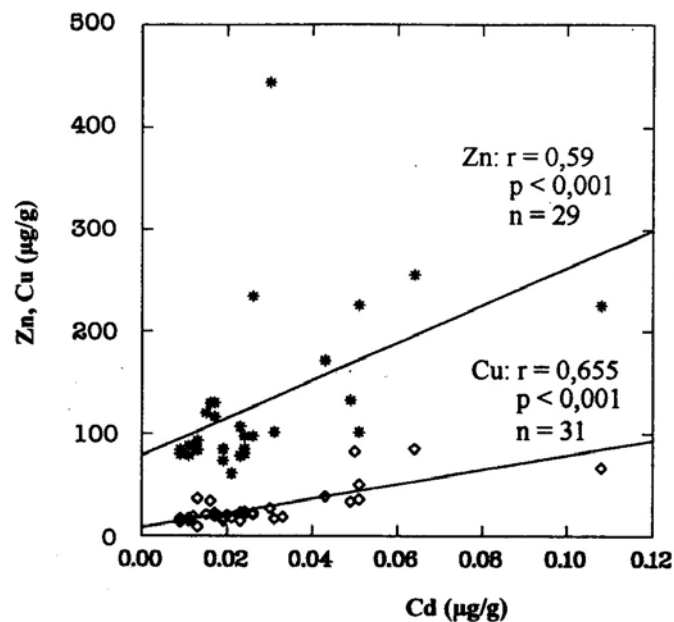


Abb. 16: Korrelationen zwischen Cadmium und Zink bzw. Kupfer in der Leber von AK4 + 5. Die Werte sind in µg/g Tg angegeben.

Tab. 9: Korrelationen zwischen den Spurenelemente der Altersklasse >10 Tage (AK4 + 5). Die Darstellung entspricht derjenigen aus Tabelle 8.

Alter	Gewebe/Element	n	r	p <	Regression
AK4+5	Leber				
	Hg - Se	32	0,409*	0,05	$y_{\text{Hg}} = 2,071 - 0,759x_{\text{Se}} + 0,133x_{\text{Se}}^2$
	Hg - Zn	29	0,586**	0,002	$y_{\text{Hg}} = 0,578 + 0,006 x_{\text{Zn}}$
	Hg - Cd	32	0,41**	0,05	$y_{\text{Hg}} = 0,611 + 32,781 x_{\text{Cd}}$
	Hg - Cu	31	0,568*	0,002	$y_{\text{Hg}} = 0,0861 * x^{0,830}$
	Cu - Cd	31	0,655**	0,001	$y_{\text{Cu}} = 8,331 + 707,548 x_{\text{Cd}}$
	Cu - Se	31	0,469**	0,01	$y_{\text{Cu}} = -15,237 + 9,624 x_{\text{Se}}$
	Cu - Zn	28	0,687**	0,001	$y_{\text{Cu}} = -2,321 + 0,246 x_{\text{Zn}}$
	Se - Cd	32	0,375**	0,05	$y_{\text{Se}} = 3,771 + 27,296 x_{\text{Cd}}$
	Zn - Cd	29	0,591**	0,001	$y_{\text{Zn}} = 78,425 + 1845,24 x_{\text{Cd}}$
	Niere				
	Hg - Zn	27	0,524**	0,01	$y_{\text{Hg}} = -1,105 + 0,018 x_{\text{Zn}}$
	Hg - Cd	27	0,555**	0,005	$y_{\text{Hg}} = 0,515 + 6,010 x_{\text{Cd}}$
	Se - Zn	26	0,524**	0,01	$y_{\text{Se}} = 3,073 + 0,052 x_{\text{Zn}}$
	Zn - Cd	26	0,483*	0,02	$y_{\text{Zn}} = 110,95 + 32,464x_{\text{Cd}} + 400,9x_{\text{Cd}}^2$
	Se - Cd	28	0,594*	0,005	$y_{\text{Se}} = 12,835 + 1,427 * \ln(x_{\text{Cd}})$
	Cu - Cd	28	0,502*	0,01	$y_{\text{Cu}} = 1,380 * x_{\text{Cd}}^{0,140}$
	Cu - Hg	27	0,84 (1)	0,001	
	Federn				
	Hg - Se	26	0,493**	0,02	$y_{\text{Hg}} = 1,315 + 0,696 x_{\text{Se}}$
	Zn - Se	24	0,626**	0,002	$y_{\text{Zn}} = 0,370 + 0,009 x_{\text{Se}}$
	Cu - Zn	27	-0,464**	0,02	$y_{\text{Cu}} = 15,979 - 0,045 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Se	23	-0,663**	0,002	$y_{\text{Cu}} = 16,989 - 4,462 x_{\text{Se}}$

(1) Scheinkorrelation

Anzumerken sei hier, dass einige der in dieser Arbeit genannten Korrelationen unter Vorbehalt betrachtet werden müssen. Es könnte sich hierbei um "Scheinkorrelationen" handeln (Abb. 17 u. 18), die zwar oft hochsignifikant waren, aber maßgeblich auf einem oder zwei Ausreißerwerten beruhten. Derartige Abhängigkeiten sind in den entsprechenden Tabellen mit "(1)" für den *Quecksilber*- und *Kupfer*gehalt in der Niere von AK4+5 (> 10 Tage) gekennzeichnet. Außerdem scheint die Korrelation zwischen beiden Elementen in der Leber dieser Altersgruppe ebenfalls fragwürdig, da trotz der Transformationen die Daten stark streuten (Abb. 17).

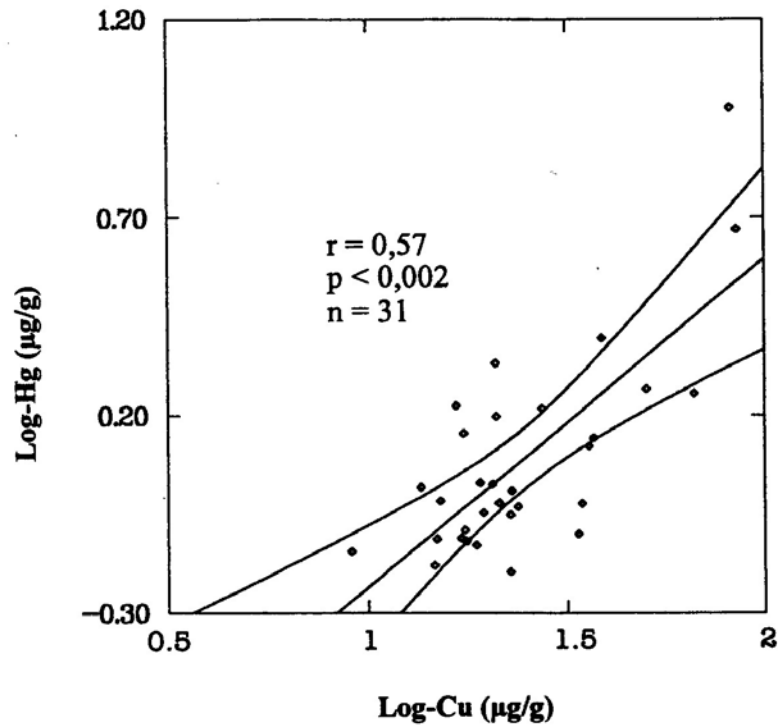


Abb. 17: Evtl. "Scheinkorrelation" zwischen den logarithmierten Quecksilber- und Kupferwerten der Leber in AK4 + 5. Die Konzentrationen sind in µg/g Tg angegeben.

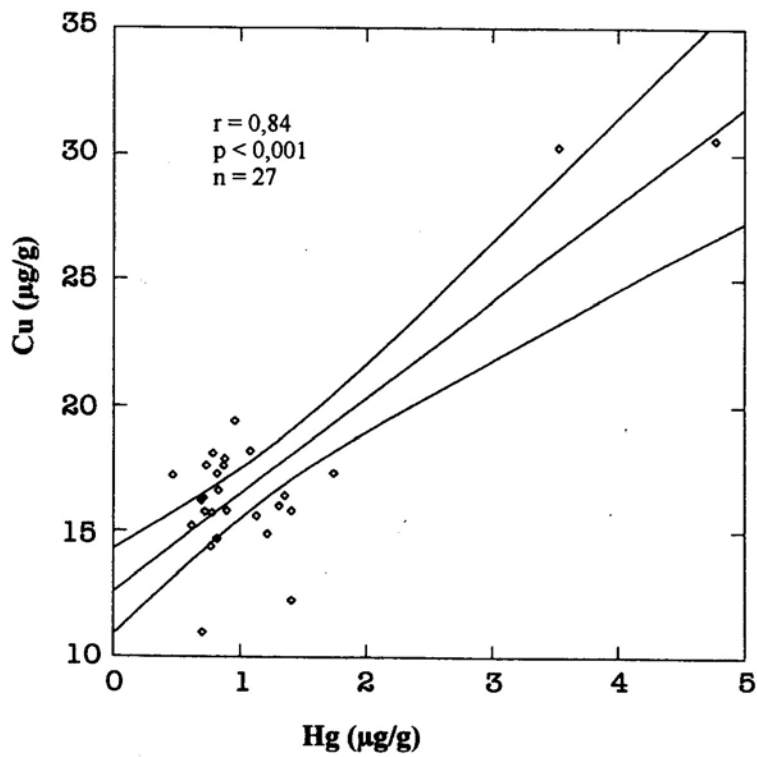


Abb. 18: "Scheinkorrelation" zwischen den Quecksilber- und Kupferwerten der Niere in AK4 + 5. Die Konzentrationen sind in µg/g Tg angegeben.

3.1.1.7 Abhängigkeit des Elementgehaltes von Körpermasse und Kondition

Um die Zusammenhänge zwischen Elementgehalt und Körpermasse zu untersuchen, mussten die Altersklassen bis auf die ersten beiden getrennt betrachtet werden, da es z. T. zu signifikanten Veränderungen der Spurenelementgehalte mit zunehmendem Alter kam (Kap. 3.1.1.4).

In allen Altersgruppen waren nicht-lineare negative Abhängigkeiten der Form $y = a \cdot x^{-b}$ zwischen verschiedenen Elementen und dem Gewicht vorhanden (Tab. 10). Es kam bei einer vergleichsweise geringen Gewichtszunahme gegenüber dem Minimalwert der ermittelten Körpermassen der Vögel zu einer starken Elementabnahme, die allerdings bei einer weiteren Gewichtszunahme immer geringer wurde und dann weitgehend konstant blieb. In einigen Fällen könnten jedoch erneut Scheinkorrelationen zugrunde liegen (s. Tab. 10), da hier die Signifikanz der Korrelationen maßgeblich von sehr wenigen Ausreißerwerten getragen wurde (s. a. Kap. 3.1.1.6). Einige der als signifikant eingestuften Korrelationen wurden für die graphische Darstellung durch Datentransformation linearisiert (Abb. 19 - 21).

Verglichen mit den Korrelationen der Elemente untereinander (Kap. 3.1.1.6) waren bei der Betrachtung des Elementgehaltes in Abhängigkeit von dem Körpergewicht der Nestlinge nur wenige Zusammenhänge erkennbar. So fanden sich zwar in der Leber signifikante Korrelationen zwischen dem Gewicht und dem Hg-, Cu- und Zn-Gehalt. In AK1+2 galt dies allerdings nur für die Hg-Gehalte, während in AK4 keine echten Korrelationen mehr nachgewiesen werden konnten (Tab. 10). In der Niere waren lediglich bei AK3 signifikante Abhängigkeiten zwischen dem Hg-Gehalt und der Körpermasse vorhanden.

Tab. 10: Korrelationen der Spurenelemente mit der Körpermasse der Nestlinge verschiedener Altersklassen. Dargestellt sind Spearman Rang Korrelationen (r), die jeweiligen Irrtumswahrscheinlichkeiten (p) und Regressionen.

Alter	Gewebe/Element	n	r	p	Regression
AK1+2	Leber - Hg	33	-0,517	0,005	$y_{\text{Hg}} = 10,069 \cdot x^{-0,371}$
	Feder - Cu	28	0,413(1)	0,05	
AK3	Leber - Hg	16	-0,874	0,001	$y_{\text{Hg}} = 609,537 \cdot x^{-1,278}$
	Leber - Zn	17	-0,679	0,005	$y_{\text{Zn}} = 1291,219 \cdot x^{-0,589}$
	Leber - Cu	16	-0,623	0,002	$y_{\text{Cu}} = 1534,617 \cdot x^{-0,965}$
	Niere - Hg	16	-0,75	0,002	$y_{\text{Hg}} = 120,226 \cdot x^{-0,986}$
AK4	Feder - Cu	14	0,61 (1)	0,05	
AK5	Leber - Hg	17	-0,814	0,001	$\ln(y_{\text{Hg}}) = 2,479 - 0,008x$
	Leber - Zn	14	-0,741	0,005	$y_{\text{Zn}} = 1123,467 - 173,245 \ln(x)$
	Leber - Cu	17	-0,73	0,002	$y_{\text{Cu}} = 130017 \cdot x^{-1,522}$
	Niere -Hg	13	-0,74(1)	0,001	
	Niere - Zn	12	-0,71(1)	0,05	

(1) Scheinkorrelationen

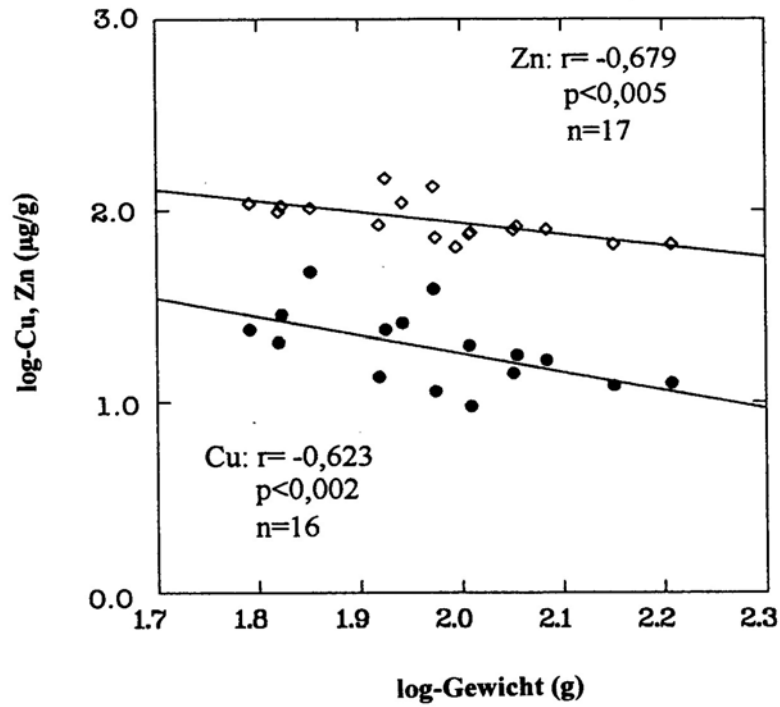


Abb. 19: Korrelationen in der linearisierten Darstellung zwischen dem Kupfer- und Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber und der Körpermasse (g) in Dreizehenmöwen-Nestlingen (AK3).

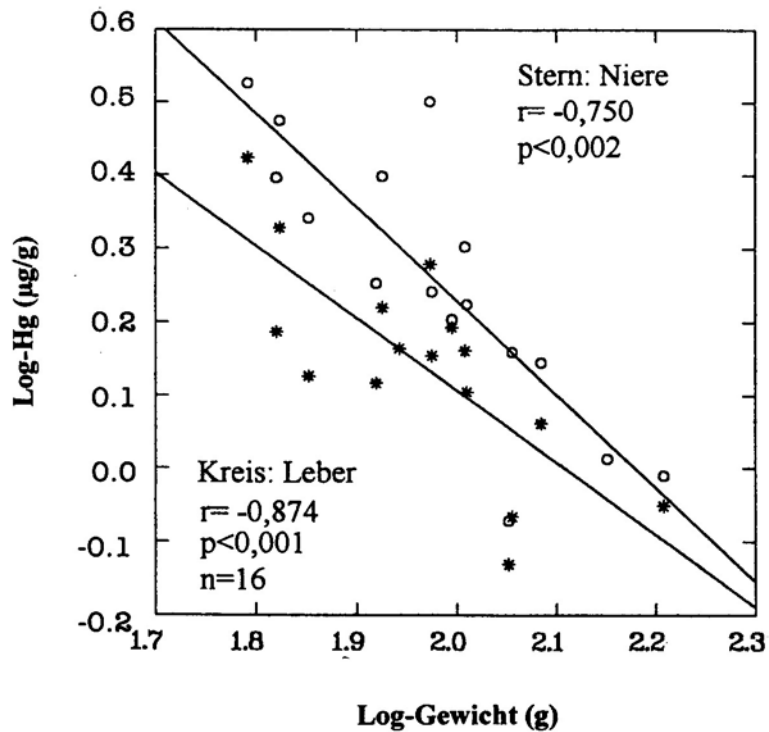


Abb. 20: Korrelationen in der linearisierten Darstellung zwischen dem Quecksilbergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) von Leber und Niere und der Körpermasse (g) in Dreizehenmöwen-Nestlingen (AK3).

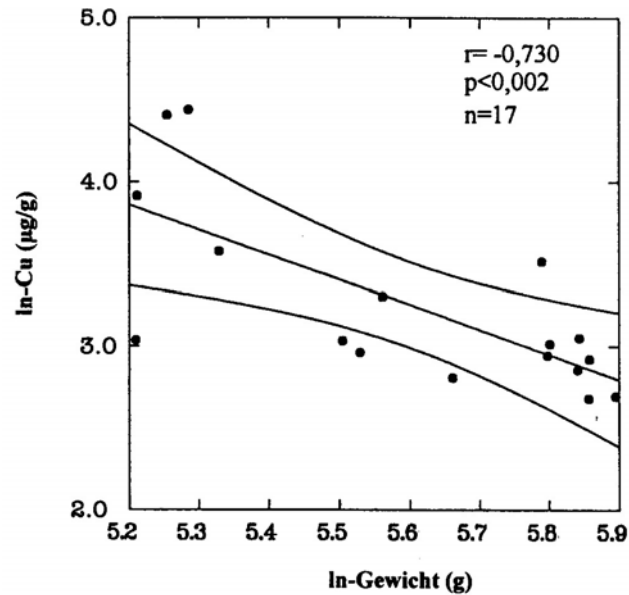


Abb. 21: Korrelation zwischen dem Kupfergehalt der Leber ($\mu\text{g/g Tg}$) und der Körpermasse (g) von AK5 der Dreizehnmöwen-Nestlinge in der linearisierten Darstellung.

Zusammenfassung der in den Nestlingen ermittelten Korrelationen:

Korrelationen zwischen den Elementgehalten

- In älteren Nestlingen (AK4 und AK5) war die größte Anzahl an Korrelationen zwischen den Elementen zu finden.
- In allen Altersklassen korrelierten Cu und Zn positiv.
- Cd korrelierte in höheren Alterklassen (\geq AK3) mit essentiellen Elementen:
 - AK3 - Niere: $\text{Cu} \leftrightarrow \text{Cd}$
 - AK4 + AK5: Leber: $\text{Cu} \leftrightarrow \text{Cd}$
 - $\text{Zn} \leftrightarrow \text{Cd}$
 - Niere: $\text{Se} \leftrightarrow \text{Cd}$
- In allen Altersklassen außer AK4 korrelierte Hg in der Leber mit Zn.
- Mit Ausnahme von AK3 fanden sich in allen Altersklassen Korrelationen zwischen Hg und Se (AK1+2: Leber und Gehirn; AK4: Leber; AK5: Niere) bzw. Se und Zn (AK1+2: Niere; AK4: Leber; AK5: Niere).
- Bei der Zusammenfassung von AK4 und AK5 konnten in Leber und Niere Korrelationen zwischen Hg und Zn, Cd, Cu bzw. zwischen Cd und Cu, Zn, Se gefunden werden.

Abhängigkeiten zwischen Elementgehalt und Körpermasse

- In allen Altersklassen, außer AK4, korrelierte der Hg-Gehalt der Leber mit dem Gewicht der Nestlinge negativ.

- In AK3 und AK4 existierten Abhängigkeiten zwischen dem Leber-Zn- und Cu-Gehalt und dem Gewicht.
- Die Hg-Werte der Niere korrelierten lediglich in AK3 mit dem Gewicht.

3.1.2 Juvenile und adulte Dreizehenmöwen/Hornøya

Um die Veränderungen des Akkumulationsmusters in der weiteren Entwicklung der Dreizehenmöwen zu untersuchen, wurden die Spurenelementanreicherungen in juvenilen und adulten Vögeln untersucht. Für diesen Vergleich wurden insgesamt 27 adulte und 10 juvenile Vögel von Hornøya (Nord-Norwegen) beprobt. Es stand allerdings nicht von allen Tieren die gleiche Anzahl von Probenmaterial zur Verfügung.

3.1.2.1 Spurenelementverteilung zwischen den Organen

Zur Prüfung signifikanter Unterschiede der Spurenelementgehalte zwischen Leber, Federn und Brustmuskel wurde für alle Elemente mit Ausnahme von Selen der Friedman-Test durchgeführt. Zum anschließenden paarweisen Vergleich diente der multiple Vergleichstest nach Wilcoxon & Wilcox (SACHS 1992, s. Kap. 2.6.). Da im Fall von Selen nur zwei Gewebetypen miteinander verglichen wurden, war der Wilcoxon-Test anzuwenden (s. Kap. 2.6.)

a) Quecksilber

Verglichen mit der unter 3.1.1.1 für Dreizehenmöwen-Nestlinge dargestellten Verteilung der Elemente lagen bei adulten Vögeln veränderte Verhältnisse vor. Bei den Nestlingen wurden im Vergleich zu den anderen Gewebetypen die höchsten Hg-Konzentrationen in Federn gefunden. In adulten Dreizehenmöwen waren jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen Leber und Federn vorhanden (Tab. 11). Bei den juvenilen Tieren lagen jedoch mit $p < 0,05$ noch signifikante Unterschiede zwischen den Leber- und Federwerten vor. Entsprechend den Verhältnissen bei den Nestlingen enthielten auch bei den älteren Vögeln die Brustmuskelproben die geringsten Hg-Konzentrationen ($p < 0,01$, Abb. 22 - 23).

b) Cadmium

Deutliche Unterschiede in der Verteilung von Cadmium auf die verschiedenen Organe konnten zwischen den Nestlingen einerseits und juvenilen bzw. adulten Dreizehenmöwen andererseits festgestellt werden (Abb. 22 - 23). Während bei den Nestlingen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Leber- und Federwerten gefunden wurden (s. Kap. 3.1.1.1), waren bei adulten und juvenilen Vögeln die Konzentrationen in der Leber signifikant höher als in den Federn ($p_{\text{adult}} <$

0,001; $p_{\text{juvenil}} < 0,05$). Der Unterschied zwischen Leber- und Federproben belief sich bei juvenilen Vögeln auf eine und bei adulten sogar auf zwei Zehnerpotenzen (Tab. 11). Die Cd-Gehalte waren bei adulten Dreizehenmöwen in der Leber signifikant höher als im Brustmuskel. In den Federn waren sie am niedrigsten ($p < 0,01$). Bei juvenilen Tieren konnte kein Cadmium im Brustmuskel nachgewiesen werden.

c) Essentielle Elemente

Bezüglich der Verteilung von **Selen** und **Kupfer** auf die verschiedenen Gewebetypen (Abb. 22 - 24) unterschieden sich adulte und juvenile Vögel nicht von den Nestlingen. In allen Altersgruppen waren die Leberwerte signifikant höher als die Federwerte ($Se_{\text{adult}}: p < 0,001$; $Se_{\text{juvenil}}: p < 0,02$; Cu: $p < 0,01$). Allerdings war bei den juvenilen Vögeln der Stichprobenumfang bei den Se-Federwerten mit $n = 7$ zu gering für eine gesicherte Aussage. Die Brustmuskelproben wurden nicht auf den Selengehalt hin untersucht.

Bei der **Zink**verteilung in adulten und juvenilen Vögeln (Abb. 24) scheinen ebenfalls Parallelen zu den Nestlingen zu existieren. Die Gehalte in den Federn der juvenilen Vögel waren zwar höher als in der Leber, allerdings waren diese Unterschiede sowohl bei adulten als auch bei juvenilen Vögeln nicht signifikant. Die Brustmuskelproben wiesen jedoch wie bei Quecksilber die geringsten Konzentrationen auf ($p < 0,01$).

Tab. 11: Spurenelementgehalte ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen von adulten und juvenilen Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung.

	Hg	Se	Cd	Zn	Cu
juvenil (n= 7 - 10)					
<i>Leber</i>	0,21 0,24 \pm 0,12	8,01 8,87 \pm 2,99	0,18 0,18 \pm 0,03	85,3 89,1 \pm 18,6	21,7 23,4 \pm 9,4
<i>Federn</i>	0,54 0,55 \pm 0,1	1,29 1,26 \pm 0,15	0,02 0,02 \pm 0,008	113,1 117 \pm 15,6	12,12 12,37 \pm 2,3
<i>Brustmuskel</i>	0,03 0,03 \pm 0,06	-	< 0,002	58,5 57,2 \pm 5,9	16,6 18,4 \pm 6,3
adult					
<i>Leber</i> (n = 21-22)	2,72 2,85 \pm 1,02	13,58 16,91 \pm 9,5	12,3 14,37 \pm 11,3	94,5 111,8 \pm 52,3	19,0 19,6 \pm 5,7
<i>Federn</i> (n = 24-27)	2,03 2,03 \pm 0,4	1,75 1,75 \pm 0,25	0,12 0,13 \pm 0,09	88,3 90,9 \pm 12,1	11,41 11,2 \pm 1,65
<i>Brustmuskel</i> (n = 25-27)	0,55 0,58 \pm 0,22	-	1,17 1,24 \pm 0,64	53,2 53,5 \pm 7,1	18,4 18,1 \pm 1,25

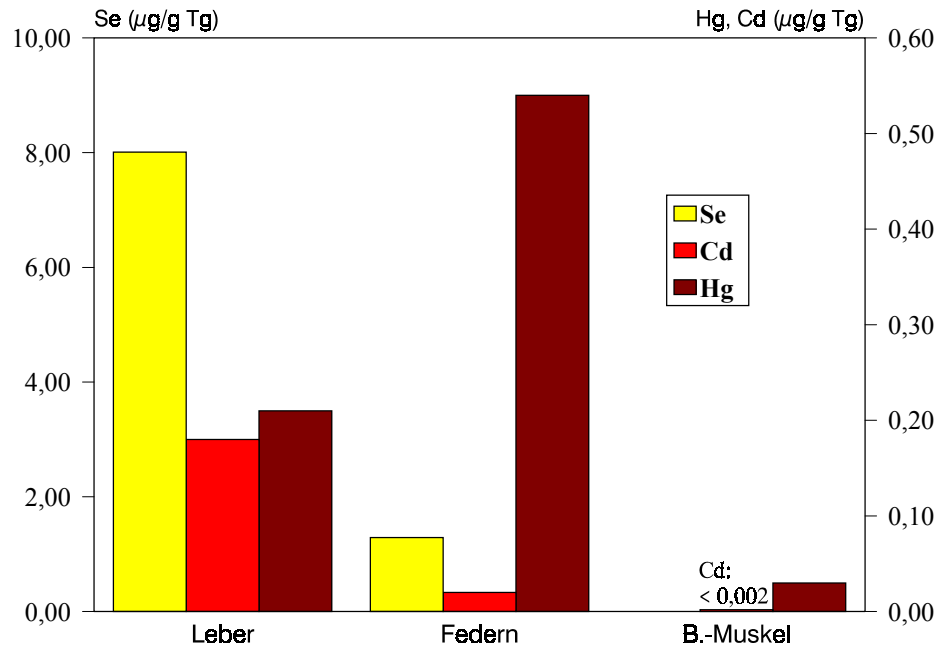


Abb. 22: Quecksilber-, Selen- und Cadmiummediane (µg/g Tg) in verschiedenen Gewebetypen juveniler Dreizehenmöwen.

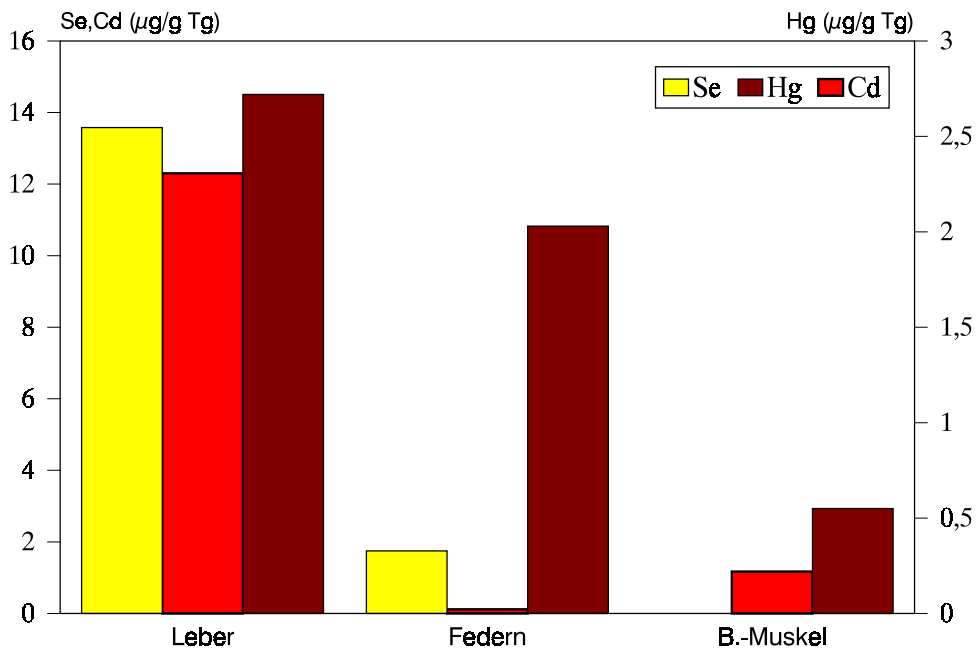


Abb. 23: Quecksilber-, Selen- und Cadmiummediane (µg/g Tg) in verschiedenen Gewebetypen adulter Dreizehenmöwen.

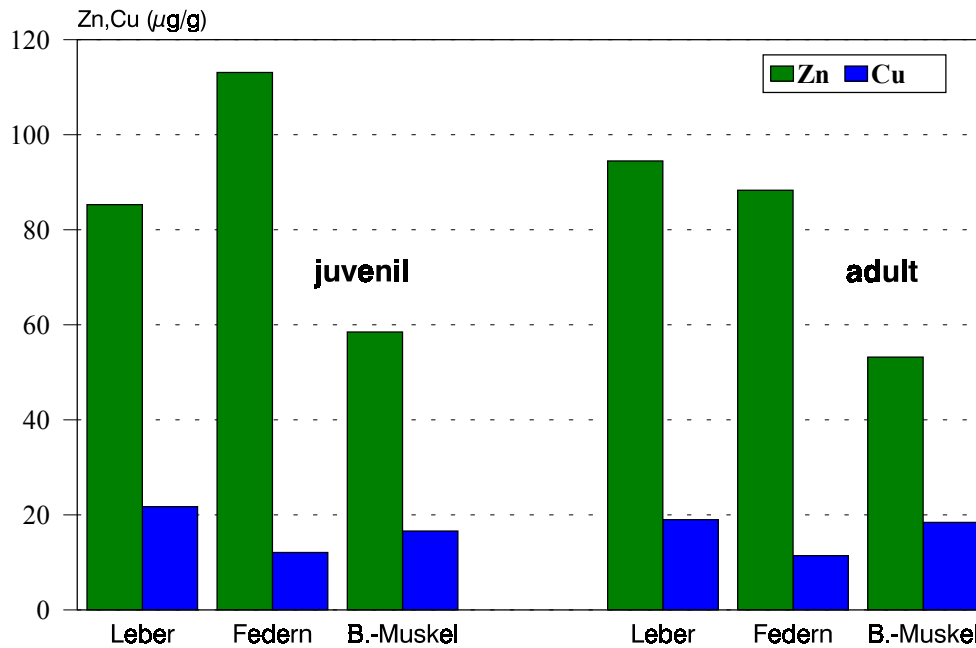


Abb. 24: Zink- und Kupfermediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen juveniler und adulter Dreizehenmöwen.

3.1.2.2 Metallunterschiede in den Gewebetypen

Um Unterschiede zwischen den Spurenelementgehalten innerhalb einzelner Gewebe auf ihre Signifikanz zu testen, wurde der Friedman-Test und anschließend der multiple Vergleichstest nach Wilcoxon & Wilcox angewendet (Kap. 2.6.).

Bei adulten und juvenilen Dreizehenmöwen waren die Konzentrationsabstufungen der Spurenelemente ähnlich (Abb. 25 - 26). In allen Gewebetypen waren **Cadmium** und **Quecksilber** in den niedrigsten und **Zink** und **Kupfer** in den höchsten Konzentrationen zu finden, wobei die Zinkwerte stets signifikant höher waren als die Kupferwerte ($p < 0,05$). Ausnahmen bildeten die Muskelproben der juvenilen Vögel, bei denen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Zink- und Kupfergehalten vorhanden waren, und die Federproben der adulten Vögel, bei denen die **Selen-** und **Quecksilbergehalte** ähnlich hoch waren. Die Cadmium- und Quecksilberwerte waren nur in den Federproben der adulten Dreizehenmöwen signifikant verschieden voneinander ($p < 0,01$).

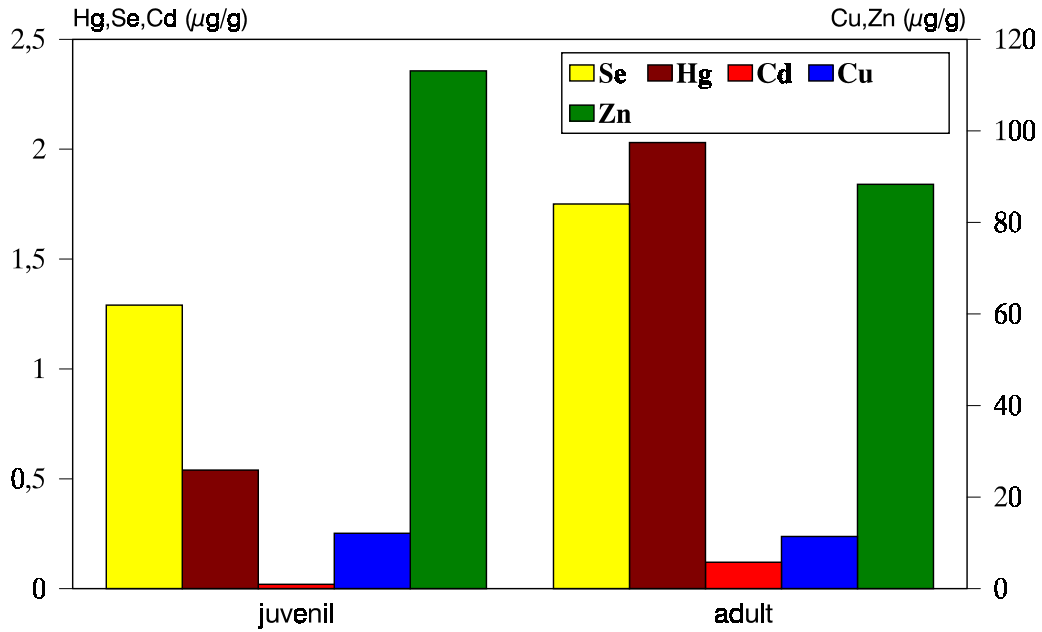


Abb. 25: Spurenelementgehalte in Federn juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

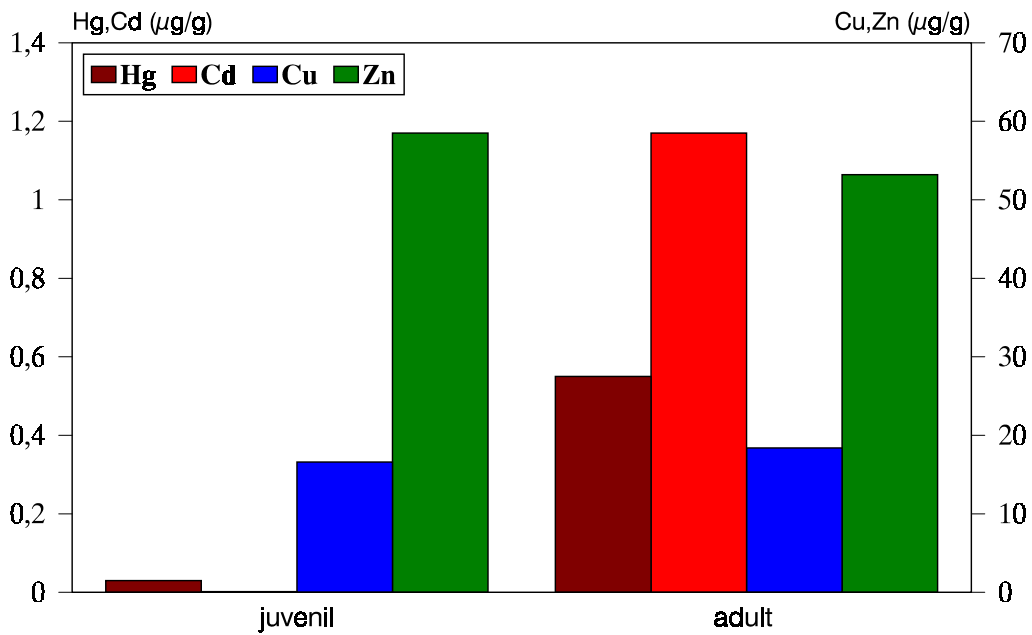


Abb. 26a: Spurenelementgehalte im Muskel juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

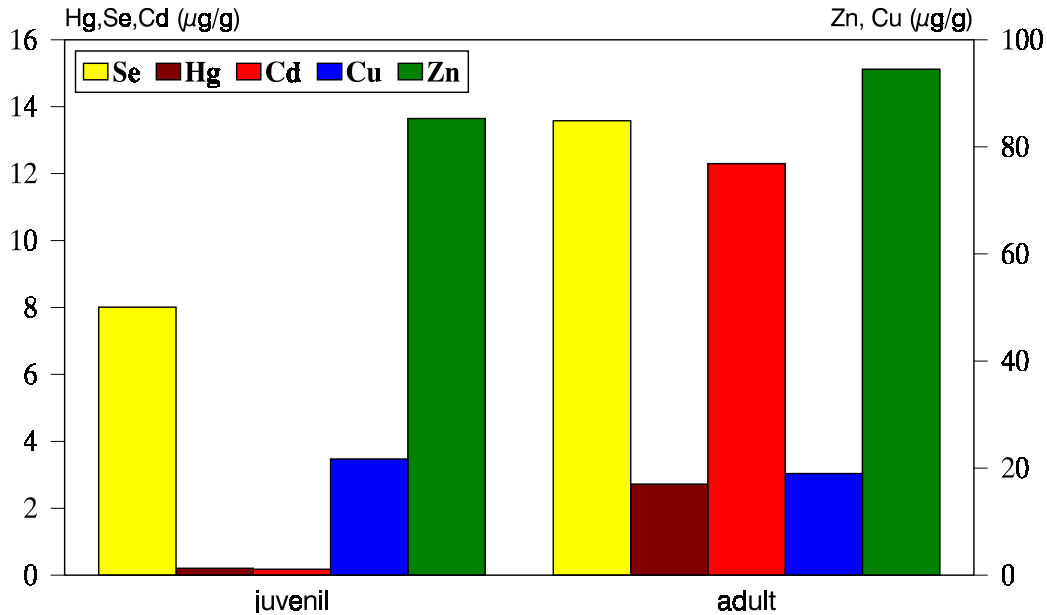


Abb. 26b: Spurenelementgehalte in Leber juveniler und adulter Dreizehenmöwen. Angegeben sind Mediane in µg/g Tg.

Die Konzentrationsunterschiede zwischen den Metallen und Selen verhalten sich wie folgt (s. a. Tab. 11):

	juvenil	adult
Leber:	Hg > Cd** < Se < Cu* < Zn	Cd > Hg** < Se < Cu** < Zn
Muskel:	Hg > Cd** < Cu < Zn	Hg < Cd** < Cu* < Zn
Federn:	Cd < Hg < Se* < Cu** < Zn	Cd < Se < Hg < Cu* < Zn

In dieser Darstellung existierten signifikante Unterschiede zwischen den markierten (*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$) und jeweils darauf folgenden Elementen. In den Federproben waren, neben den oben aufgeführten Unterschieden, bei adulten Vögeln die Konzentrationen zwischen Cd und Hg, zwischen Se und Cu sowie zwischen Hg und Zn und den jeweils folgenden Metallen signifikant verschieden voneinander ($p < 0,01$). Bei juvenilen Vögeln unterschieden sich im gleichen Gewebe die Cd- und Se-Gehalte zusätzlich signifikant ($p < 0,05$).

Vergleicht man die Konzentrationsunterschiede der Elemente in den jeweiligen Gewebetypen von adulten und juvenilen Dreizehenmöwen mit denen der Nestlinge (Kap. 3.1.1.1 und 3.1.1.2), so sind Parallelen zwischen allen Altersgruppen zu finden. Auch bei den Nestlingen waren in allen Gewebetypen die Zn- und Cu-Konzentrationen nicht nur signifikant verschieden voneinan-

der, sondern auch signifikant höher als die übrigen Elementgehalte. Die bei den Nestlingen noch vorhandenen signifikanten Unterschiede zwischen den Hg- und Cd-Werten existierten, mit Ausnahme der Federproben, in den juvenilen und adulten Dreizehenmöwen jedoch nicht mehr.

3.1.2.3 Vergleich des Metall- und Selengehaltes in adulten und juvenilen Vögeln bzw. in "Mutter-Jungvogel"-Paaren

Um signifikante Unterschiede zwischen den Elementgehalten in den Federn, in der Leber und im Brustmuskel von adulten und juvenilen Dreizehenmöwen zu ermitteln, wurde der Mann-Whitney-U-Test für ungepaarte Proben angewendet (Kap. 2.6).

Die Konzentrationen der nicht-essentiellen Elemente **Quecksilber** und **Cadmium** waren in adulten Dreizehenmöwen signifikant höher als in juvenilen ($p < 0,001$; Tab. 11). Dieser Unterschied war in allen Gewebetypen zu finden, wobei adulte Vögel etwa 13fach (Leber) bzw. 18fach (Muskel) höhere Hg-Konzentrationen und 68fach (Leber) höhere Cd-Konzentrationen als juvenile Vögel aufwiesen. In den Federn betragen die entsprechenden Anreicherungsfaktoren für Quecksilber 4 und für Cadmium 6.

Das Akkumulationsmuster der essentiellen Elemente unterschied sich deutlich von dem der nicht-essentiellen. Die **Zink**gehalte der Federn von juvenilen Möwen waren höher als die von adulten Vögel ($p < 0,005$). In Brustmuskel und Leber konnten dagegen keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Altersgruppen festgestellt werden.

Kupfer zeigte ein ähnliches altersabhängiges Verteilungsmuster wie Zink. Allerdings waren hier auch die Federkonzentrationen zwischen den beiden Altersklassen nicht signifikant verschieden. Die **Selen**werte von Leber und Federn lagen demgegenüber bei adulten Vögeln signifikant höher als bei juvenilen ($p < 0,01$).

Direkter Vergleich zwischen Mutter- und Jungtieren sowie Geschwistertieren

Da für die Analysen 6 Mutter-Jungvögelpaare zur Verfügung standen, konnte geprüft werden, ob ein direkter Zusammenhang zwischen den Elementgehalten der Muttertiere und denen der Jungtiere (> 40 Tage aber < 1 Jahr) bestand und ob dieser von dem oben geschilderten generellen Vergleich zwischen adulten und juvenilen Vögeln abwich.

In zwei bis drei Fällen, je nach Untersuchungsgewebe, konnten pro Muttertier sogar zwei Jungvögel analysiert werden, so dass Geschwisterpaare bezüglich ihres Elementgehaltes verglichen werden konnten. Hier sollte die Frage geklärt werden, ob es trotz des vermutlich gleichen Futterstatus der Vögel zu einer unterschiedlichen Anreicherung der Spurenelemente kommt. Wegen des geringen Stichprobenumfangs (z. T. war das Gewebematerial nicht ausreichend) wurden keine statistischen Tests durchgeführt.

Bei den in Tabelle 12 a - c dargestellten Ergebnissen handelt es sich jeweils um Mittelwerte von wenigstens zwei Parallelmessungen. Die Standardabweichung dieser Messungen lag deutlich unter 10 %.

Durch den direkten Mutter-Jungtier-Vergleich wurden die eingangs geschilderten generellen Unterschiede zwischen adulten und juvenilen Vögeln im wesentlichen bestätigt. Die Anreicherungsfaktoren für **Quecksilber** (4 - 5,5) und **Cadmium** (3 - 9) in den Federn waren mit denjenigen des generellen Vergleichs identisch. Auch in den Leberproben waren die Muttertiere im Durchschnitt um das 7- bis 13fache (Quecksilber) bzw. das 45- bis 54fache (Cadmium) höher belastet als ihre Jungtiere. Bezüglich der **essentiellen Elemente** waren ebenfalls keine Unterschiede zwischen dem allgemeinen und den direkten Vergleich erkennbar. Die einzige Ausnahme bildete in diesem Zusammenhang die Zn-Verteilung in den Federn. Die oben beschriebenen signifikanten Unterschiede zwischen den juvenilen und adulten Vögeln waren im direkten Mutter-Jungvogel-Vergleich nicht in allen Fällen erkennbar.

Vergleicht man die Elementverteilung zwischen den Geschwistern, so lagen die Konzentrationsunterschiede oft im Variationsbereich der Standardabweichungen der Parallelmessungen. Es waren allerdings z. T. Unterschiede zwischen den jeweiligen Konzentrationen bis zu einem Faktor von 1,8 vorhanden (Tab. 12 a - c).

Tab. 12 a: Spurenelementgehalte in Leberproben von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in µg/g Trockengewicht.

	Hg	Se	Cd	Cu	Zn
Muttertier 42	1,535	27,578	7,685	23,47	98,7
Jungtier 42a	0,146	13,285	0,15	17,04	79,1
Jungtier 42b	0,088	8,68	0,132	15,93	75,4
Muttertier 62	1,435	16,125	11,018	28,897	141,4
Jungtier 62	0,204	5,935	0,244	21,43	89,2
Muttertier 54	-	-	-	-	-
Jungtier 54a	0,189	5,985	0,147	22,915	91,3
Jungtier 54b	0,31	10,22	0,183	22,04	80,1
Muttertier 55	-	-	-	-	-
Jungtier 55a	0,218	12,285	0,174	23,68	87,4
Jungtier 55b	0,398	12,48	0,172	19,41	66,1

Tab. 12 b: Spurenelementgehalte in Federn von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in µg/g Trockengewicht.

	Hg	Se	Cd	Cu	Zn
Muttertier 42	2,475	1,927	0,048	9,52	94
Jungtier 42a	0,594	1,3	0,012	-	143,8
Jungtier 42b	0,519	-	0,019	9,24	142,7
Muttertier 53	2,281	2,182	0,107	8,54	111,6
Jungtier 53	0,6	1,009	0,02	16,35	100
Muttertier 56	2,184	1,866	0,049	16,57	106,1
Jungtier 56	0,462	-	0,008	14,04	117
Muttertier 62	2,418	1,962	0,055	11,406	88,3
Jungtier 62	0,54	1,18	0,006	12,12	105
Muttertier 54	2,158	2,013	0,149	11,2	87,4
Jungtier 54a	0,533	1,38	0,02	9,615	124,5
Jungtier 54b	0,653	1,46	0,031	12,04	114,9
Muttertier 55	2,414	2,062	0,076	10,86	115,8
Jungtier 55a	0,428	-	0,028	13,92	111,2
Jungtier 55b	0,459	1,192	0,016	10,56	104,3

Tab. 12 c: Spurenelementgehalte in Brustmuskelproben von Muttertieren und ihren Jungvögeln. Die Konzentrationen sind angegeben in µg/g Trockengewicht.

	Hg	Cd	Cu	Zn
Muttertier 42	0,55	1,885	18,46	60,5
Jungtier 42a	n.n.	n.n.	13,18	44,3
Jungtier 42b	n.n.	n.n.	-	54,5
Muttertier 53	0,31	1,555	18,74	42,4
Jungtier 53	0,14	n.n.	34,7	64,8
Muttertier 56	0,35	1,444	20,19	55,5
Jungtier 56	n.n.	n.n.	15,82	59,3
Muttertier 62	0,49	1,369	-	49,2
Jungtier 62	0,14	n.n.	16,05	61,5
Muttertier 54	0,39	1,143	17,76	54
Jungtier 54a	n.n.	n.n.	16,6	60,5
Jungtier 54b	n.n.	n.n.	17,24	51,5
Muttertier 55	0,41	-	-	52,2
Jungtier 55a	n.n.	n.n.	18,16	60,8
Jungtier 55b	n.n.	n.n.	16,47	57,1

n.n.: nicht nachgewiesen (< Nachweisgrenze)

3.1.2.4 Korrelationen der Spurenelemente untereinander und zwischen den Geweben

In diesem Kapitel sollen zunächst die Abhängigkeiten der Elementgehalte voneinander bei adulten und juvenilen Dreizehenmöwen verglichen werden. Es wurde dabei verfahren wie in Kapitel 3.1.1.6.

Die Korrelationen zwischen den einzelnen Elementen unterschieden sich in adulten und juvenilen Dreizehenmöwen (Tab. 13). Lediglich in der Leber konnten zwischen *Kupfer* und *Zink* in beiden Altersklassen Abhängigkeiten gefunden werden. Auffällig war, dass in allen Geweben der juvenilen Tiere besonders die essentiellen Elemente miteinander korrelierten. Zusätzlich bestanden hier noch signifikante Abhängigkeiten zwischen *Cadmium* und *Selen* bzw. zwischen *Quecksilber* und *Kupfer* in der Leber. Bei letzteren lagen jedoch vermutlich Scheinkorrelationen zugrunde. Bei adulten Tieren waren demgegenüber in allen Geweben vermehrt Zusammenhänge zwischen "toxischen" und essentiellen Elementen zu finden, wobei in den Weichgeweben signifikante Korrelationen zwischen *Cadmium* und *Zink* bzw. *Kupfer* und in den Federn zwischen *Quecksilber* und *Selen* vorhanden waren.

Tab. 13: Korrelationen der Spurenelemente untereinander in adulten und juvenilen Dreizehenmöwen. Dargestellt sind Pearson-product-moment-Korrelationen (**) und Spearman-Rang-Korrelationen (*).

Alter	Gewebe/Element	n	r	p	Regression
adult	Leber:				
	Cu - Cd	22	0,613**	0,005	$y_{Cu} = 15,177 + 0,309 x_{Cd}$
	Cu - Zn	22	0,637*	0,002	$y_{Cu} = -20,998 + 8,748 \ln x_{Zn}$
	Zn - Cd	22	0,453**	0,05	$y_{Zn} = 76,592 + 2,453 x_{Cd}$
	Federn:				
	Hg - Se	27	0,509**	0,01	$y_{Hg} = 0,587 + 0,826 x_{Se}$
	Muskel:				
Cu - Zn	25	0,528**	0,01	$y_{Cu} = 13,281 + 0,09 x_{Zn}$	
Cu - Cd	25	-0,44**	0,05	$y_{Cu} = 19,176 - 0,839 x_{Cd}$	
juvenil	Leber:				
	Cu - Zn	10	0,83**	0,01	$y_{Cu} = -17,306 + 0,457 x_{Zn}$
	Se - Zn	10	-0,661*	0,05	$y_{Se} = 31,45 - 0,392 x_{Zn} + 0,001 x_{Zn}^2$
	Se - Cd	10	-0,855*	0,005	$y_{Se} = 29,01 - 158,44 x_{Cd} + 252,7 x_{Cd}^2$
	Hg - Cu	10	0,721(1)	0,05	
	Federn:				
	Se - Zn	7***	0,857	0,02	
Cu - Zn	10	-0,67**	= 0,05	$y_{Cu} = 25,787 - 0,118 x_{Zn}$	

(1): Spearman-"Scheinkorrelationen"

***: keine echte Korrelationsbasis wegen kleinem n

Nachfolgend werden die Korrelationen der einzelnen Spurenelemente zwischen den verschiedenen Gewebetypen, insbesondere zwischen Federn und inneren Organen/Geweben, in adulten und juvenilen Vögeln verglichen.

Es konnten nur zwischen wenigen Geweben signifikante Korrelationen hinsichtlich des Elementgehaltes festgestellt werden (Abb. 27 - 28). In juvenilen Vögeln existierten bei nicht-essentiellen Metallen nach Durchführung der Regressionsanalysen bzw. Prüfung der Verteilungsform der Stichproben (Kap. 2.6.) keine Zusammenhänge zwischen den Gewebetypen. Es konnten lediglich signifikante Abhängigkeiten zwischen den Zn-Konzentrationen von Muskel und Federn (Abb. 27: $y_{\text{Mus}} = 89,779 - 0,279 x_{\text{Fed}}$) und den Cu-Konzentrationen von Feder und Leber festgestellt werden ($n = 10$; $r_{\text{Spearman}} = 0,717$; $p < 0,05$). Bei letzterer Korrelation handelte es sich jedoch erneut um eine Scheinkorrelation, deren Grundlage ein einzelner Ausreißerwert war.

In den adulten Dreizehenmöwen konnten ebenfalls keine Zusammenhänge hinsichtlich der Verteilung der nicht-essentiellen Elemente in den Organen gefunden werden. Signifikante Korrelationen lagen hier zwischen den Se-Werten von Leber und Federn vor (Abb. 28: $y_{\text{Leb}} = -18,146 + 20,524 x_{\text{Fed}}$).

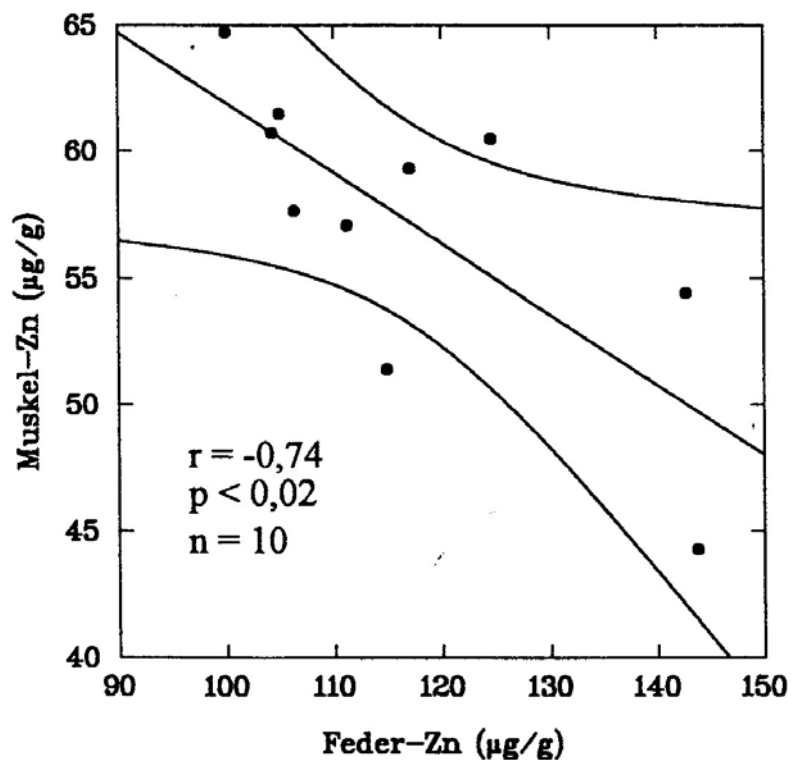


Abb. 27: Korrelation zwischen den Zinkgehalten in Muskel und Federn juveniler Dreizehenmöwen. Die Konzentrationen sind in µg/g Tg angegeben.

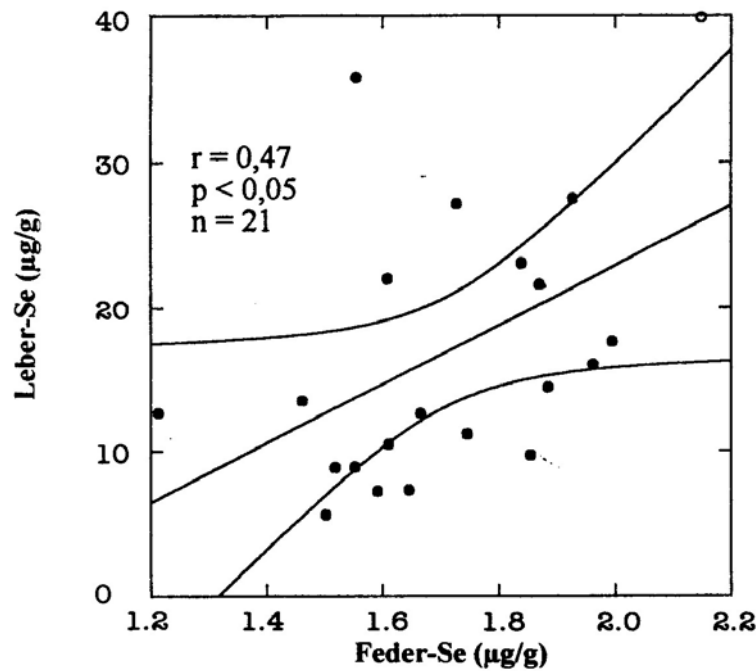


Abb. 28: Korrelation zwischen den Selengehalten in Leber und Federn adulter Dreizehenmöwen. Die Konzentrationen sind in µg/g Tg angegeben.

Zusammenfassung der Elementverteilung in juvenilen und adulten Dreizehenmöwen:

Elementverteilung in den Organen:

- Im Gegensatz zu den Nestlingen waren in adulten Vögeln die Hg-Werte der Leber ebenso hoch wie die der Federn und in juvenilen und adulten Vögeln die Cd-Werte der Leber deutlich höher als in den Federn.
- Bezüglich der Verteilung der essentiellen Elemente existierten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Altersgruppen.

Vergleich: juvenil ⇔ adult bzw. Mutter ⇔ Jungvogel

- Die Se-, Cd- und Hg-Konzentrationen waren in adulten Vögeln (Muttertieren) in allen Geweben höher als in juvenilen Vögeln.
- Die Zn-Gehalte waren in den Federn von juvenilen Vögeln höher als in den Federn von adulten.
- Die Cu-Werte aller Gewebe waren in beiden Altersgruppen identisch.
- Die Elementgehalte waren in Geschwisterpaaren ähnlich.

Korrelationen der Elemente untereinander:

- Lediglich Cu und Zn korrelierten in der Leber in beiden Altersgruppen.
- In juvenilen Vögeln korrelierten nur in der Leber Elemente signifikant miteinander, in adulten zusätzlich in Federn und Brustmuskel.
- In adulten Vögeln waren in der Leber positive Abhängigkeiten zwischen Cu und Cd/Zn bzw. Cd und Zn nachzuweisen.
- In juvenilen Vögeln existierten in der Leber negative Korrelationen zwischen Se und Zn/Cd.

3.2 Geographischer Vergleich

An **Dreizehenmöwen** aus norwegischen Brutkolonien (Südnorwegen bei Runde und Nordnorwegen bei Hornøya) wurde untersucht, ob sich die Spurenelementbelastung adulter Seevögel in borealen bzw. arktischen Gebieten unterschied (Kap. 3.2.1.) und sich demnach Populationen verschiedener geographischer Verbreitung in ihrer Metallanreicherung voneinander trennen lassen. Bei der Betrachtung der **Trottellummen** unterschiedlicher borealer Gebiete (Kap. 3.2.2.) soll geklärt werden, ob ein (geographischer) Vergleich der Spurenelementanreicherungen zwischen gesunden Vögeln und Totfunden möglich ist. Hierbei wurde geprüft, inwieweit Ernährungszustand, Alter (immatur/adult) und Geschlecht die geographische bedingte Metall- und Selenakkumulation überlagern bzw. beeinflussen.

3.2.1. Dreizehenmöwen

Es wurden adulte Dreizehenmöwen von Hornøya (Nord-Norwegen) und Trondheim/Runde (Süd-Norwegen) untersucht. Es handelte sich in beiden Fällen um Brutvögel in gutem physiologischen Zustand, die unter Lizenz von norwegischen Kollegen gefangen und getötet wurden (Kap. 2.2.1). Da bei einigen Vergleichen nur sehr geringe Stichprobenumfänge analysiert werden konnten, wurden verteilungsfreie statistische Tests durchgeführt. Aus beiden Gebieten wurden Federn, Leber- und Brustmuskelproben analysiert. Von den Vögeln aus Runde standen nur je 5 Leber- und Brustmuskelproben zur Verfügung, so dass diese Ergebnisse unter Vorbehalt zu betrachten sind. Außerdem lagen nur von diesen Vögeln Nierenproben vor.

Für die Berechnung signifikanter Unterschiede in den Spurenelementgehalten beider Gebiete wurde der Mann-Whitney-U-Test angewendet.

Tab. 14: Spurenelementkonzentrationen adulter Dreizehenmöwen von Runde. Dargestellt sind Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$ Tg. Die Spurenelementgehalte der Dreizehenmöwen von Hornøya sind in Tab. 11 (Kap. 3.1.2.1) dargestellt.

Gewebe	n	Hg	Se	Cd	Zn	Cu
Leber	5	2,34	23,179	41,667	112,9	23,74
		2,433 \pm 0,54	19,93 \pm 5,97	98,6 \pm 146,6	111,1 \pm 21,3	24,84 \pm 5,85
Niere	10	1,625	26,885	147,69	178,2	20,89
		1,824 \pm 0,577	28,64 \pm 10,39	155,7 \pm 73,2	174,8 \pm 30,51	21,26 \pm 2,11
Federn	10	3,735	2,976	0,118	84	12,99
		3,876 \pm 0,656	2,819 \pm 0,771	0,15 \pm 0,066	82,9 \pm 12,5	12,87 \pm 1,94
Brustmuskel	4 - 5	0,426	-	0,202	74,2	18,29
		0,429 \pm 0,085		0,236 \pm 0,15	72,7 \pm 6,6	18,31 \pm 0,89

a) Quecksilber, Cadmium

Bezüglich der Anreicherung nicht-essentieller Elemente in beiden Gebieten sind keine einheitlichen Aussagen möglich. Die statistische Analyse ergab zwar signifikant höhere Cd-Konzentrationen in den Muskelproben der Vögel von Hornøya verglichen mit denjenigen von Runde ($p < 0,002$; Abb. 29), bei den Leberwerten kehrte sich dieses Verhältnis jedoch um ($p < 0,05$; Abb. 30a). Bei den Leberproben von Runde führte ein extremer Ausreißerwert von 359,63 $\mu\text{gCd/g}$ Tg zu einer starken Verschiebung des Mittelwertes vom Medianwert und zu einer drastischen Erhöhung der Standardabweichung (Tab. 14). Bei Auslassung dieses Wertes errechnete sich ein Median von 38,91 $\mu\text{g/g}$ Tg und ein Mittelwert von 33,37 \pm 15,98 $\mu\text{g/g}$ Tg. Durch die statistische Ranganalyse wurden diese extremen Auswirkungen des Ausreißerwertes jedoch eliminiert. Keine signifikanten Unterschiede konnten in den Cd-Gehalten der Federn festgestellt werden (Abb. 30b).

Die Hg-Werte der Federn von Runde lagen signifikant höher als die von Hornøya ($p < 0,001$, Abb. 30b), während die Konzentrationen von Leber- und Muskelproben in beiden Gebieten ähnlich waren (Abb. 29 - 30a).

b) essentielle Elemente

Betrachtet man die Verteilung der essentiellen Elemente zwischen beiden Regionen, so ließen sich lediglich in den Federn signifikante Unterschiede feststellen: Die Vögel von Runde wiesen höhere Cu- und Se-Werte auf als Vögel von Hornøya (Cu: $p < 0,02$; Se: $p < 0,001$; Abb. 30b). In den inneren Geweben konnten keine signifikanten Unterschiede gefunden werden. Die einzige Ausnahme bildeten hier die Zn-Gehalte des Brustmuskels: Diese waren in den Dreizehenmöwen von Runde erneut höher als in denjenigen von Hornøya ($p < 0,001$; Abb. 31).

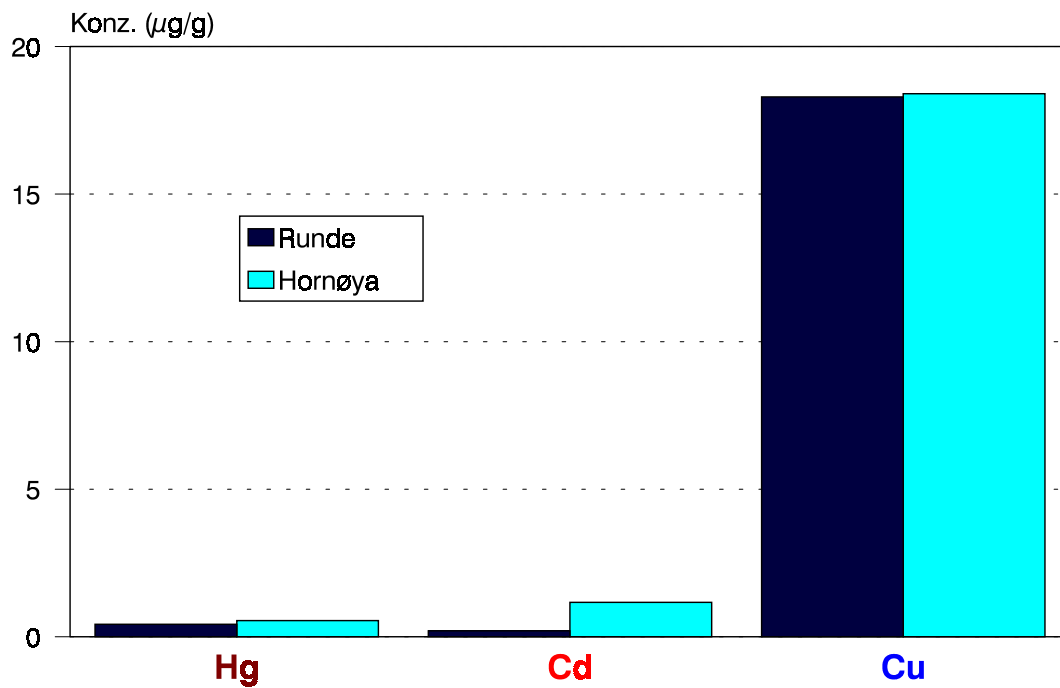


Abb. 29: Vergleich der Quecksilber-, Cadmium- und Kupfergehalte in Muskelproben der Dreizehnmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

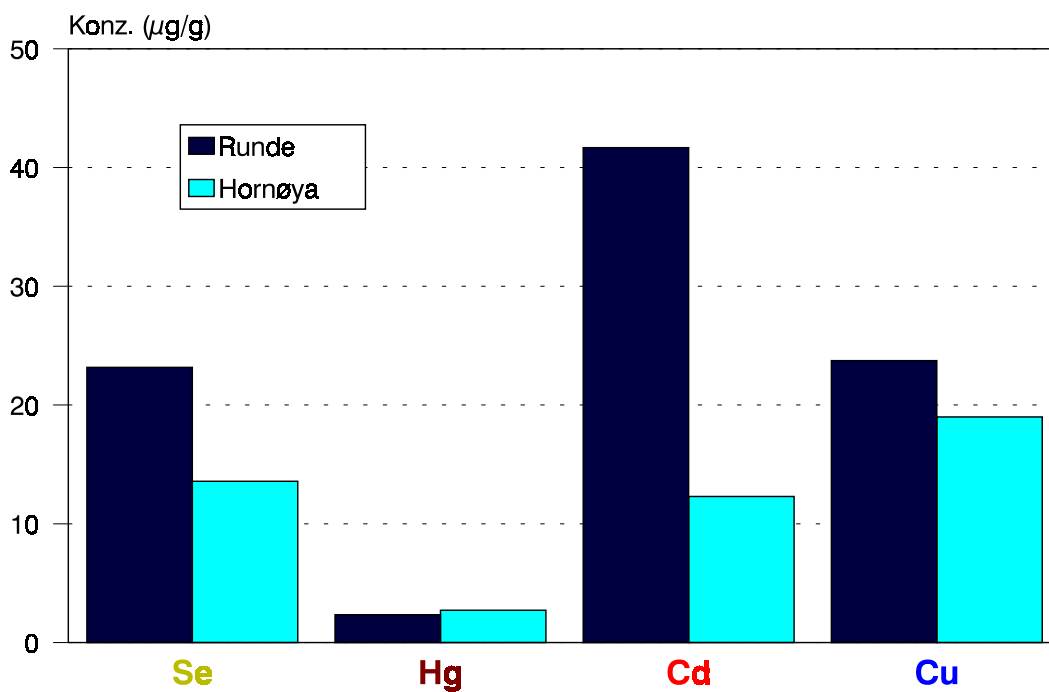


Abb. 30a: Vergleich der Spurenelementgehalte (Hg, Se, Cd, Cu) in Leber der Dreizehnmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

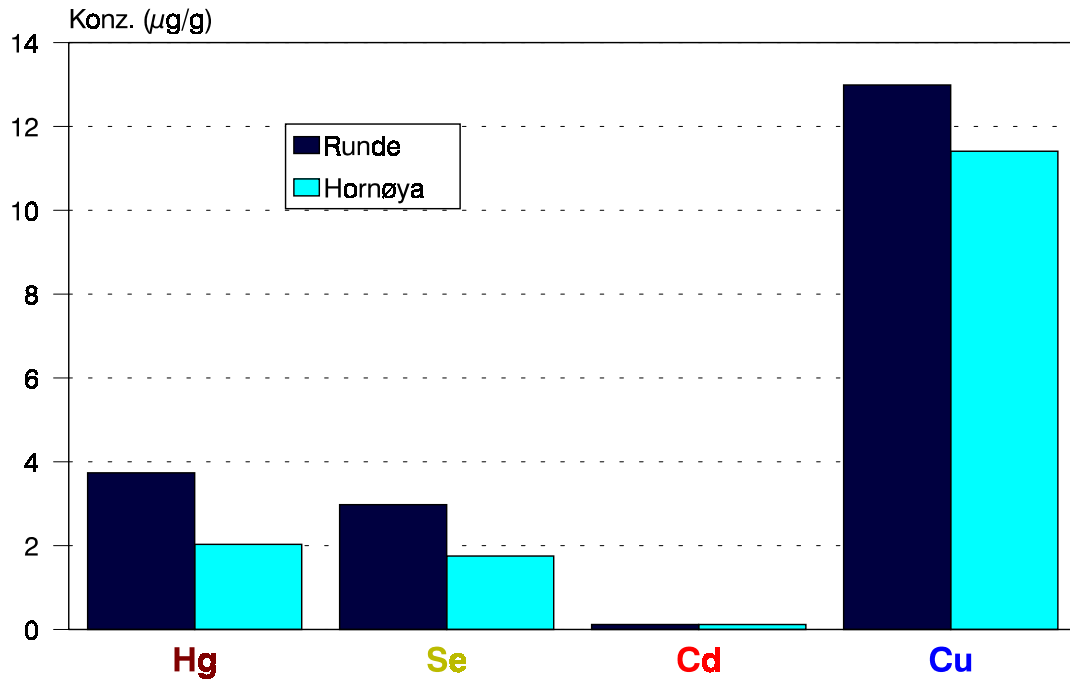


Abb. 30b: Vergleich der Spurenelementgehalte (Hg, Se, Cd, Cu) in Federn der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

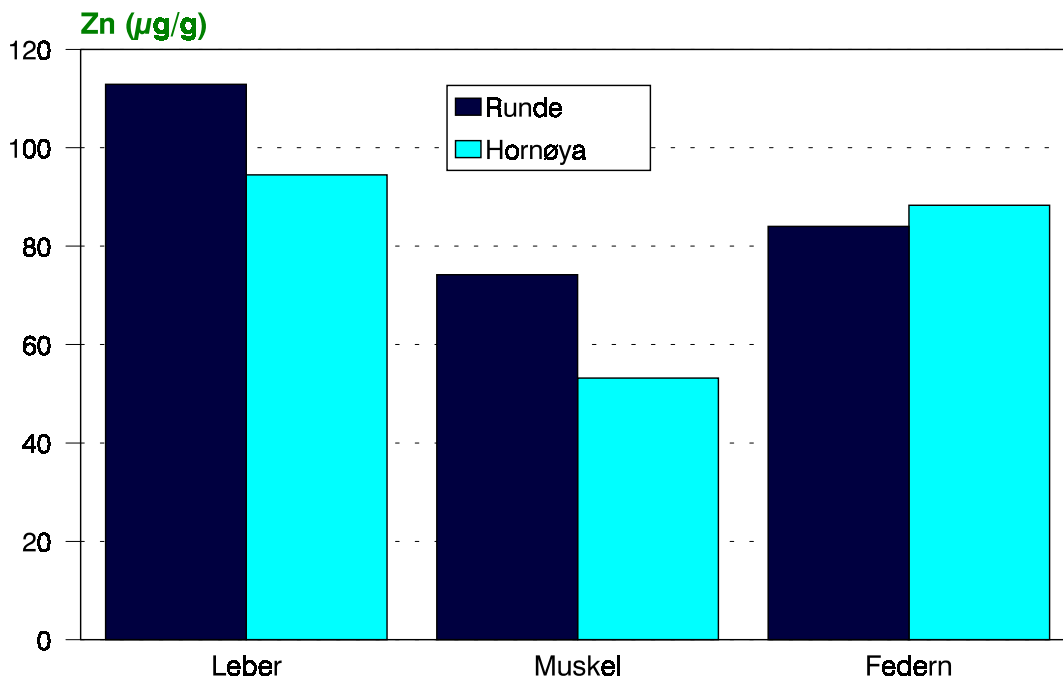


Abb. 31: Vergleich der Zinkgehalte in Leber, Brustmuskel und Federn (unten) der Dreizehenmöwen von Hornøya und Runde. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

3.2.2 Trottellummen

3.2.2.1. Einfluss biologischer Parameter auf den Elementgehalt

Im Folgenden werden die Spurenelementanreicherungen von Trottellummen aus zwei verschiedenen borealen Gebieten (Bretagne und Deutsche Bucht) verglichen. Obwohl der jeweilige Sammlungszeitpunkt der Vögel vergleichbar war (Winterhalbjahr 1991-1993), waren Unterschiede hinsichtlich des Ernährungszustandes, Alters und Geschlechts der Vögel zwischen beiden Gebieten vorhanden.

Es waren daher zunächst folgende Fragen zu klären:

- 1) Können getötete oder tot aufgefundene Vögel unterschiedlichen Ernährungszustandes bezüglich ihrer Spurenelementakkumulation verglichen werden?
- 2) Muss in diesem Zusammenhang zwischen immaturen und adulten bzw. weiblichen und männlichen Vögeln unterschieden werden?
- 3) Wie kann der physiologische Zustand der Vögel quantifiziert werden?

Bei der Untersuchung des **physiologischen Zustandes** der Vögel fiel auf, dass das Unterhautfettgewebe unterschiedlich stark aufgezehrt war. Es konnten drei Abstufungen festgestellt werden: gut entwickeltes Fettgewebe (1.0), mäßig entwickeltes Fettgewebe (1.5) und kein Fettgewebe (2.0; s. a. Abb. 32). Außerdem war bei den schlechter genährten Vögeln das Lebergewicht geringer. Bei dem Versuch, einen Konditionsfaktor für diese Vögel zu ermitteln, erwies sich ein Verhältnis aus Leber- und Nierengewicht als optimale Schätzung der Kondition. Dieser Faktor war umso größer, je besser der Vogel genährt, d. h. je stärker das Unterhautfettgewebe entwickelt war (Abb. 32). Es war nicht möglich, die Körpermasse der Vögel als Grundlage der Berechnungen zu verwenden, da diese durch äußere Kontaminationen (Öl) oder Feuchtigkeit stark verändert war. Das Verhältnis aus Leber- und Nierengewicht (Konditionsfaktor) wurde daher als quantitatives Maß für den physiologischen Zustand der tot aufgefundenen Trottellummen verwendet.

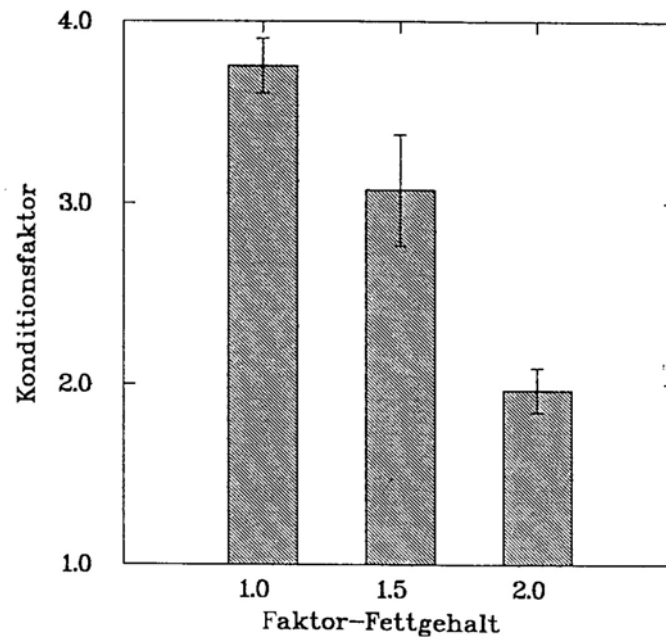


Abb. 32: Darstellung des Konditionsfaktors (Lebergewicht : Nierengewicht) in Abhängigkeit von der Mächtigkeit des Unterhautfettgewebes (gut entwickelt: 1.0; mäßig entwickelt: 1.5; nicht vorhanden: 2.0).

Um zu testen, welcher der Parameter Geschlecht, Alter und Ernährungszustand einen Einfluss auf die Spurenelementkonzentrationen in den Geweben bei gleichzeitiger Berücksichtigung der übrigen Parameter ausübt, mussten multiple Regressionsanalysen durchgeführt werden (Kap. 2.6). Es muss bei einem derartigen statistischen Verfahren beachtet werden, dass starke Korrelationen zwischen diesen unabhängigen Variablen (= Parametern) das Ergebnis verfälschen können. Wie bereits dargestellt, waren direkte Zusammenhänge zwischen dem Fettgehalt und dem Konditionsfaktor vorhanden. Aus diesem Grund wurde in der multiplen Regressionsanalytik neben Alter und Geschlecht nur der Konditionsfaktor berücksichtigt. Das Verfahren wurde exemplarisch bei den Trottellummen aus der Bretagne angewendet, da aus diesem Gebiet genügend Vögel sowohl unterschiedlichen Geschlechts als auch unterschiedlichen Alters und Ernährungszustandes zur Verfügung standen. Insgesamt wurden 55 Vögel beprobt (Weichgewebe: $n = 48$, Federn: $n = 55$). Die statistischen Berechnungen ergaben, dass das **Geschlecht** die Spurenelementkonzentrationen in den Tieren nicht beeinflusste. Auffällig waren in den Weichgeweben die Parallelen bezüglich der Abhängigkeiten von Elementgehalt und Alter und/oder Kondition (Tab. 15).

Sowohl in der Leber als auch in der Niere konnten signifikante Zusammenhänge zwischen dem Cd-Gehalt und dem **Alter** der Trottellummen beobachtet werden, wobei die Werte der adulten Vögel signifikant höher waren als die der immaturen (Mann-Whitney-U-Test: $p < 0,002$). Demgegenüber lagen die Se-Werte der Leber in adulten Vögeln signifikant niedriger als in immaturen (Abb. 33, Tab. 15).

Tab. 15: Regressionsanalyse zur Ermittlung signifikanter Abhängigkeiten zwischen dem Elementgehalt (ln-Daten) des Gewebes und verschiedenen Parametern bzw. Spearman-Rang Korrelationen (r) zwischen Elementgehalt (untransformierte Daten) und Konditionsfaktor.

Element-Parameter	t - Statistik	p _t <	Freiheitsgrade	r	n	p _r <
Leber						
Cd - Alter	- 3,651	0,001	43			
Cu - Kondition	- 8,820	0,001	42	- 0,780	45	0,001
Se - Alter	2,049	0,05	41			
Se - Kondition	- 3,534	0,002	41	- 0,331	44	0,05
Zn - Kondition	- 6,483	0,001	44	- 0,694	45	0,001
Niere						
Cd - Alter	- 3,620	0,001	39			
Cu - Kondition	(-1,984)	= 0,055	42	(- 0,269)	44	> 0,05
Hg - Kondition	- 2,162	0,05	44	- 0,294	46	
Se - Alter	(1,922)	= 0,059	43			
Se - Kondition	- 3,310	0,002	43	- 0,353	46	0,02
Zn - Kondition	- 4,000	0,001	43	- 0,49	45	0,001
Feder						
Cu - Kondition	- 4,139	0,001	40	- 0,520	43	0,001
Hg - Kondition	- 3,222	0,005	40	- 0,494	42	0,002
Se - Alter	- 2,500	0,02	42			
Zn - Alter	- 2,355	0,05	55			

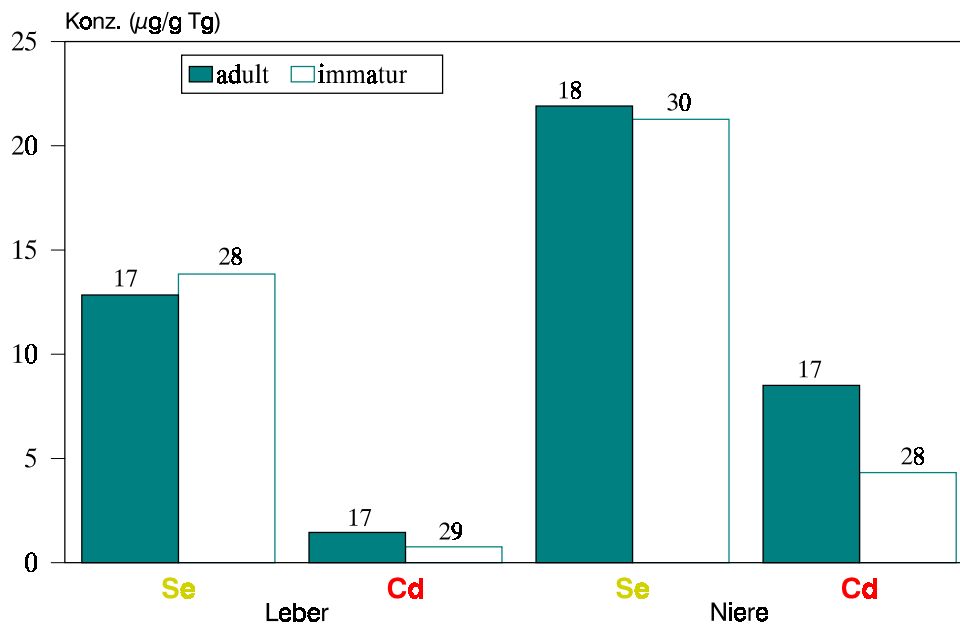


Abb. 33: Selen- und Cadmiummediane (µg/g Tg) in Leber und Niere immaturer und adulter Trottellummen aus der Bretagne.

In Leber und Niere konnten Abhängigkeiten zwischen dem **Konditionsfaktor** und den essentiellen Elementen (Cu, Zn, Se) beobachtet werden (Abb. 34, Tab. 15). Die Korrelationen zwischen Selen und dem Konditionsfaktor waren jedoch trotz der errechneten Signifikanzen weniger eindeutig als die von Zink und Kupfer, da die Einzeldaten trotz der Datentransformationen relativ stark streuten (Abb. 34).

Die Konzentrationen aller essentiellen Elemente korrelierten in den Weichgeweben und z. T. auch in den Federn negativ mit den Konditionsfaktoren (Tab. 15). Bei den Korrelationen handelte es sich um Spearman-Rangkorrelationen der untransformierten Ausgangsdaten. Alle dargestellten Korrelationen waren signifikant.

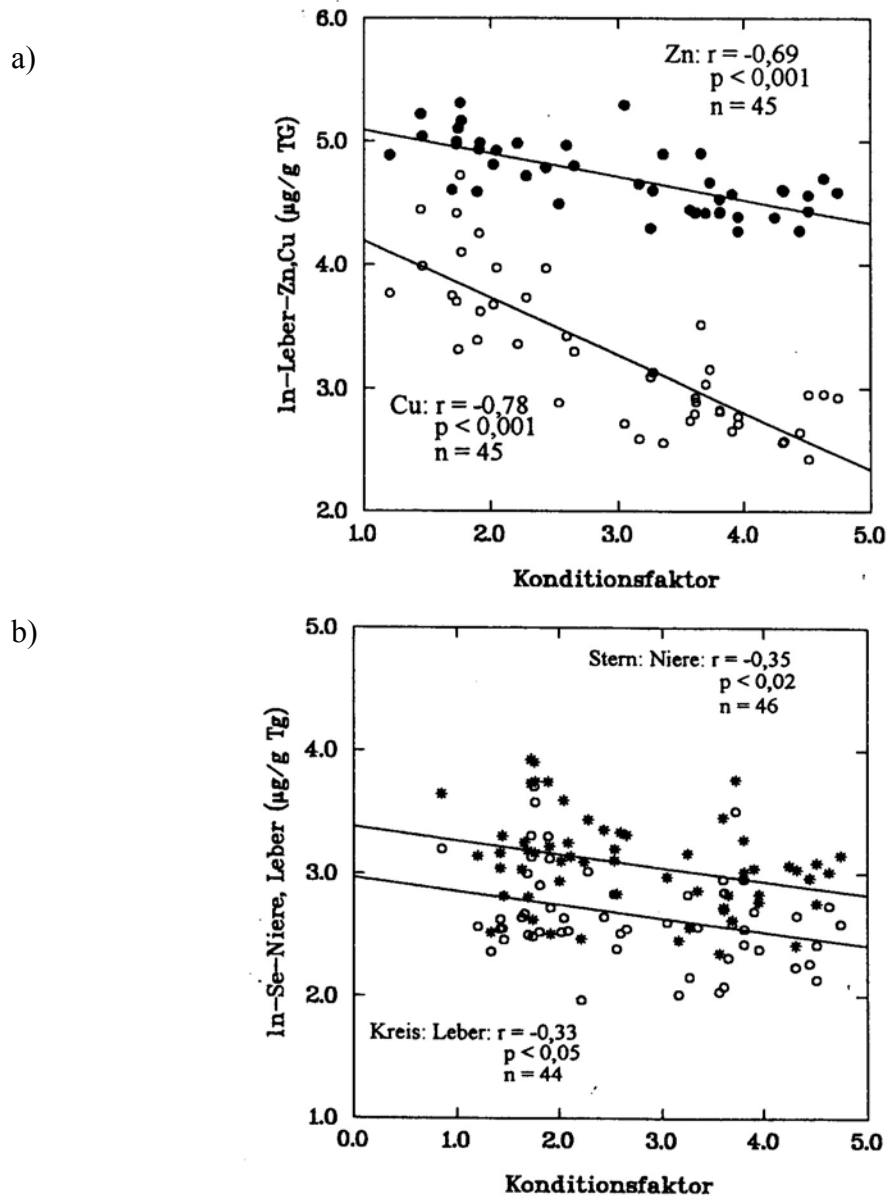


Abb. 34: Linearisierte Darstellung der Abhängigkeiten der Zink- und Kupfergehalte in Leber (a) bzw. der Selengehalte in Leber und Niere (b) von dem Konditionsfaktor. Die Werte sind in $\mu\text{g/g Tg}$ angegeben.

Im Gegensatz zu den essentiellen Elementen war die Anreicherung der nicht-essentiellen Metalle (Hg, Cd) weitgehend unabhängig von dem physiologischen Zustand der Vögel (Tab. 15). Dies galt insbesondere für Cadmium.

Der Hg-Gehalt wurde in der Leber von keinem der geprüften Parameter signifikant beeinflusst. In der Niere errechneten sich zwar signifikante Regressionen zwischen dem Hg-Gehalt und der Kondition der Vögel (Tab. 15), bei der Ermittlung des entsprechenden Korrelationskoeffizienten zwischen den untransformierten Daten und den Konditionsfaktoren konnten jedoch keine signifikanten Abhängigkeiten mehr gefunden werden (Abb. 35). In den Federproben waren erneut Zusammenhänge zwischen den Hg-Werten und dem Konditionsfaktor der Vögel zu finden (Abb. 35). Die graphische Darstellung zeigt jedoch auch hier, dass die Daten trotz der Transformationen stark streuen.

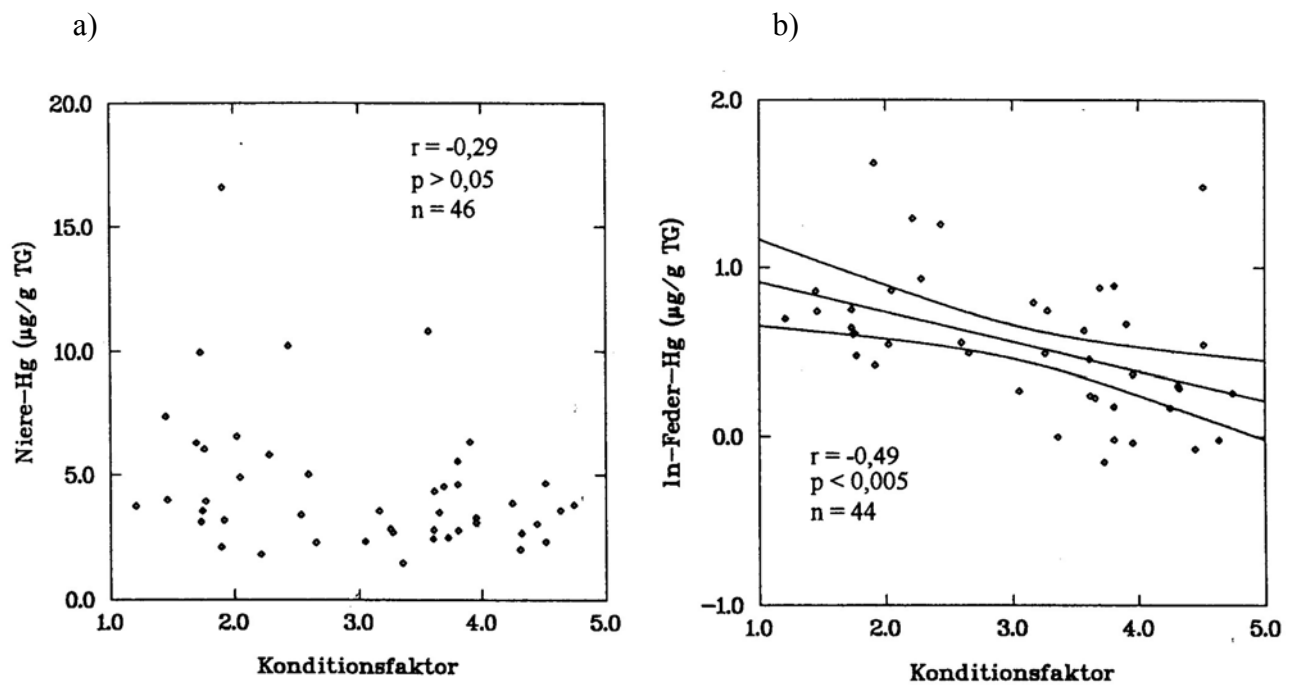


Abb. 35: (Evtl.) Scheinkorrelation der Quecksilbergehalte in der Niere (a) und in den Federn (b) mit dem Konditionsfaktor.

Fazit:

Bei dem nachfolgenden geographischen Vergleich des Elementgehaltes der Trottellummen ist folgendes zu beachten:

- Bei einem Vergleich der Cd-Konzentrationen dürfen entweder nur adulte oder nur immature Vögel miteinander verglichen werden.
- Bei der Betrachtung der essentiellen Elemente Cu (Leber, Federn) und Zn (Leber, Niere) muss der Ernährungszustand der Vögel berücksichtigt werden. Die Zn-Werte der Federn werden vom Alter der Vögel beeinflusst.
Bei einem Vergleich des Se-Gehaltes zwischen verschiedenen Gebieten sollten in der Leber sowohl Alter als auch Konditionsfaktor berücksichtigt werden. In der Niere beeinflusst der Ernährungszustand den Elementgehalt. In den Federn sollte eine nach dem Alter getrennte Betrachtung der Konzentrationen durchgeführt werden.
- Der Hg-Gehalt von Leber und Niere kann ungeachtet aller Parameter untersucht werden. In Federproben sollte jedoch der Ernährungszustand nicht vernachlässigt werden.
- Das Geschlecht beeinflusst in keinem Fall den Elementgehalt der Vögel, die außerhalb der Brutzeit beprobt werden, signifikant.

3.2.2.2 Geographische Unterschiede

Obwohl für die vorliegenden Untersuchungen arktische Trottellummen zur Verfügung standen, wurde auf einen Vergleich zwischen arktischen und borealen Vögeln verzichtet. Ursache hierfür war der unterschiedliche Sammlungszeitpunkt der Lummen, der die Elementkonzentrationen sowohl in den Weich- als auch in den Hartgeweben erheblich beeinflussen kann (Kap. 4).

Zur Bestimmung geographischer Unterschiede des Elementgehaltes wurde erneut der Mann-Whitney-U-Test angewendet. Die Anzahl der Proben wird nachfolgend bei jeder Betrachtung angegeben, da wegen des physiologischen Zustandes der Vögel nicht bei allen Tieren Gewebeprobe genommen wurden und die Stichprobenzahlen daher unterschiedlich waren (Tab. 16). Die Konzentrationen sind im Text als Mediane bzw. Mittelwerte \pm Standardabweichung aufgeführt.

Tab. 16: Spurenelementgehalte der Trottellummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne in µg/g Tg. Angegeben sind Mediane sowie Mittelwerte ± Standardabweichung.

Gebiet/Gewebe	n	Hg	Se	Cd	Cu	Zn
<i>Bretagne</i>						
Leber	45 - 47	4,22 5,011 ± 2,8	13,39 16,29 ± 8,2	1,125 2,698 ± 4,7	22,65 32,92 ± 23,8	105,4 118,5 ± 39,6
Niere	45 - 48	3,655 4,560 ± 2,79	21,55 24,8 ± 12,98	5,27 10,10 ± 14,7	21,62 26,47 ± 13,4	122,9 137,1 ± 61,1
Feder	57 - 60	1,647 1,889 ± 0,95	1,705 1,80 ± 0,82	0,016 0,026 ± 0,03	21,43 22,15 ± 5,46	61,3 62,3 ± 13,0
B.-Muskel	45 - 46	1,559 1,702 ± 0,684	-	0,025 0,142 ± 0,40	15,0 16,46 ± 5,92	51,5 57,2 ± 17,4
Lunge	10 - 22	3,657 3,988 ± 2,57	-	0,096 0,162 ± 0,20	3,65 4,21 ± 1,95	52,6 54,3 ± 17,0
<i>Dt. Bucht</i>						
Leber	24 - 29	7,12 8,338 ± 4,04	13,73 14,30 ± 3,92	2,00 2,054 ± 0,93	57,02 55,72 ± 19,6	151,5 152,3 ± 28,3
Niere	25 - 31	5,45 6,66 ± 3,92	23,55 23,55 ± 6,71	3,96 5,80 ± 5,1	31,25 30,96 ± 9,9	185,4 182,8 ± 45,1
Feder	25 - 31	1,673 1,763 ± 0,78	1,24 1,36 ± 0,35	0,020 0,025 ± 0,015	23,89 24,51 ± 6,50	73,0 72,5 ± 15,8
B.-Muskel	29 - 31	2,09 2,440 ± 1,28	-	0,019 0,032 ± 0,03	21,87 22,51 ± 5,29	67,0 63,5 ± 16,1
Lunge	25 - 31	3,59 4,08 ± 1,91	-	0,114 0,15 ± 0,13	3,91 4,02 ± 1,46	67,0 66,0 ± 19,6

a) Quecksilber

Wie bereits erwähnt, war der Quecksilbergehalt der Weichgewebe unabhängig von Geschlecht, Alter und Ernährungszustand, so dass das gesamte Probenmaterial beider Regionen ohne Einschränkung miteinander verglichen werden konnte. Laut Mann-Whitney-U-Test-Statistik waren in allen inneren Organen mit Ausnahme der Lunge signifikante Unterschiede zu finden (Tab. 16). Sowohl die Leber ($p < 0,001$), als auch die Niere ($p < 0,002$) und der Brustmuskel ($p < 0,05$) der Vögel aus der Bretagne waren signifikant niedriger belastet sind als die entsprechenden Gewebe der Vögel aus der Deutschen Bucht.

Bei einer vergleichenden Betrachtung der Federwerte wurde der Konditionsfaktor der Vögel berücksichtigt (s. Kap. 3.2.2.1). Da aus der Deutschen Bucht nur sehr wenige Vögel mit einem verhältnismäßig guten Ernährungszustand zur Verfügung standen, konnten nur die Vögel mit einem Konditionsfaktor von 1 bis 2,3 miteinander verglichen werden.

Wie Abbildung 36 zeigt, ist der Unterschied der Feder-Hg-Werte zwischen beiden Regionen nicht signifikant (Bretagne: 2,057 bzw. $2,337 \pm 0,95 \mu\text{g/g Tg}$; Dt. Bucht: 1,83 bzw. $1,82 \pm 0,523 \mu\text{g/g Tg}$).

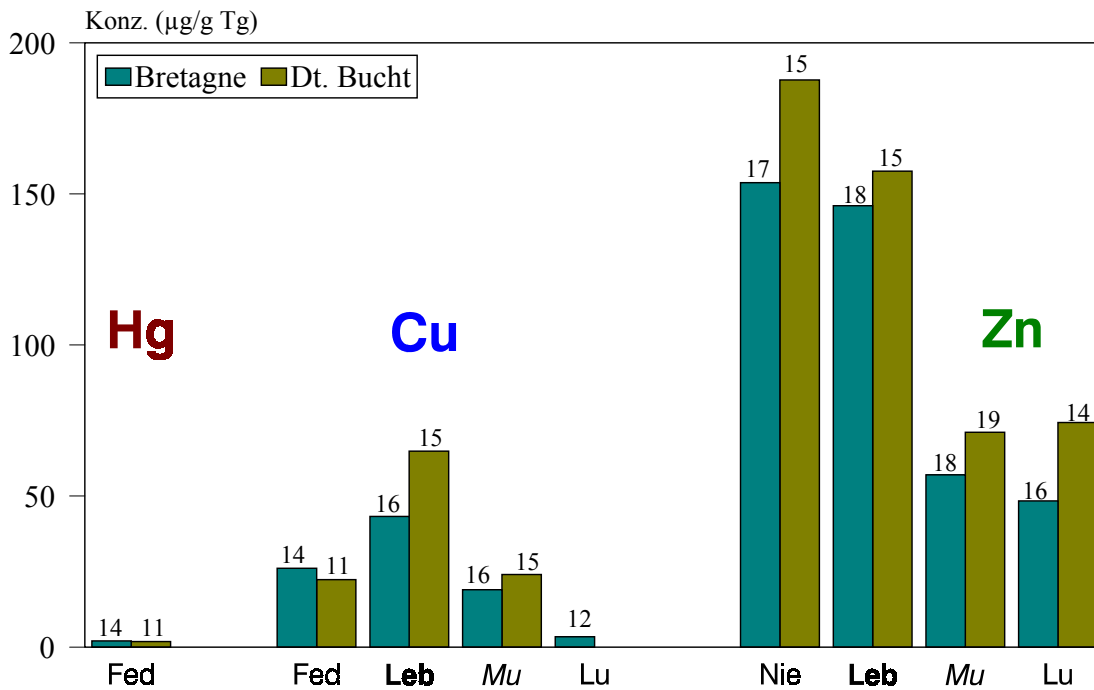


Abb. 36: Hg-, Cu- und Zn-Mediane ($\mu\text{g/g Tg}$) in verschiedenen Gewebetypen von Trotterlummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne unter Berücksichtigung des Ernährungszustandes. Die Stichprobenzahlen sind den Balken zugeordnet.

b) Cadmium

Um die Cd-Anreicherung in Weichgeweben der Vögel beider Gebiete zu untersuchen, wurden immature und adulte Vögel getrennt betrachtet (Abb 37). Leider konnte von den adulten Vögeln aus der Deutschen Bucht z. T. zu wenig Probenmaterial analysiert werden, um statistisch relevante Aussagen treffen zu können. Das hängt damit zusammen, dass immature Vögel - zumindest in dem Zeitraum der Probennahme - den Großteil der Totfunde ausmachten, während adulte Vögel nur selten gefunden wurden. Das Verhältnis ist bei den Vögeln aus der Bretagne ausgewogener, so dass es möglich war, eine größere Anzahl adulter Vögel zu analysieren. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der Bretagne große Brutkolonien existieren und sich während der Wintermonate in der Kanalregion zusätzlich zahlreiche Vögel aus britischen Kolonien ansammeln können, von denen jedes Jahr hunderte (adulte und immature) aufgrund von Ölkontaminationen verenden (s. Kap. 4.2). Allerdings wurden auch in diesem Gebiet anteilig deutlich mehr immature Vögel gefunden als adulte.

Die nachfolgenden Vergleiche müssen demnach bei $n < 10$ unter Vorbehalt betrachtet werden (Abb. 37).

In der **Leber** konnten bei den immaturen Vögeln aus der Dt. Bucht signifikant höhere Konzentrationen gefunden werden als bei denjenigen aus der Bretagne ($p < 0,005$). Nachfolgend sind die jeweiligen Mediane und Mittelwerte \pm Standardabweichungen dargestellt:

Dt. Bucht: 1,676 bzw. $1,858 \pm 0,75$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Bretagne: 0,76 bzw. $1,29 \pm 1,39$ $\mu\text{g/g}$ Tg.

Bei den adulten Tieren konnten keine signifikanten geographischen Unterschiede in den Konzentrationen festgestellt werden:

Dt. Bucht: 2,38 bzw. $2,67 \pm 1,24$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Bretagne: 1,45 bzw. $5,10 \pm 7,00$ $\mu\text{g/g}$ Tg.

In der **Niere** wurden bei beiden Altersgruppen in beiden geographischen Regionen ähnliche Konzentrationen gefunden:

Adult: *Bretagne:* 8,51 bzw. $18,28 \pm 21,19$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Dt. Bucht: 11,933 bzw. $12,896 \pm 8,35$ $\mu\text{g/g}$ Tg.

Immatur: *Bretagne:* 4,32 bzw. $5,14 \pm 4,47$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Dt. Bucht: 3,675 bzw. $4,317 \pm 2,51$ $\mu\text{g/g}$ Tg.

Auch die Konzentrationen in den **Muskel**proben waren in adulten und immaturen Vögeln beider Regionen nicht signifikant verschieden voneinander:

Adult: *Bretagne:* 0,082 bzw. $0,364 \pm 0,615$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Dt. Bucht: 0,080 bzw. $0,078 \pm 0,035$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Immatur: *Bretagne:* 0,016 bzw. $0,022 \pm 0,018$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Dt. Bucht: 0,014 bzw. $0,016 \pm 0,011$ $\mu\text{g/g}$ Tg).

Auffällig sind bei den hier aufgeführten Konzentrationsangaben die hohen Standardabweichungen, die den Mittelwert häufig übersteigen, so dass ein Vergleich der Medianwerte und nicht der Mittelwerte ratsam ist.

Die **Feder**werte waren unbeeinflusst von Alter und Kondition und zeigten in beiden Regionen ähnliche Konzentrationen (Tab. 16).

c) Selen

Auf einen geographischen Vergleich der Selengehalte der **Leber**proben wurde verzichtet, da bei Berücksichtigung sowohl des Alters als auch der Kondition der Vögel das Probenmaterial für statistische Untersuchungen nicht ausreichend war.

In den **Federn** zeigten immature Vögel aus der Bretagne signifikant höhere Konzentrationen als die der Dt. Bucht ($p < 0,01$; Abb. 37):

Bretagne: 1,624 bzw. $1,594 \pm 0,45$ $\mu\text{g/g}$ Tg

Dt. Bucht: 1,16 bzw. $1,28 \pm 0,36$ $\mu\text{g/g}$ Tg.

Ähnliche Verhältnisse waren in den adulten Vögeln zu finden. Aufgrund der geringen Probenanzahl bei den adulten Vögeln aus der Dt. Bucht (n = 8) wurden jedoch keine Signifikanztests durchgeführt:

Bretagne: 1,886 bzw. $2,136 \pm 1,15$ $\mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 1,624 bzw. $1,537 \pm 0,256$ $\mu\text{g/g Tg}$.

Bei dem Vergleich der **Nieren**werte musste der Konditionsfaktor berücksichtigt werden. Es wurden alle Vögel mit einem Faktor von 1 - 2,3 miteinander verglichen. Es waren keine signifikanten regionalen Unterschiede nachzuweisen:

Bretagne: 26,31 bzw. $29,52 \pm 13,13$ $\mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 23,18 bzw. $22,94 \pm 5,663$ $\mu\text{g/g Tg}$.

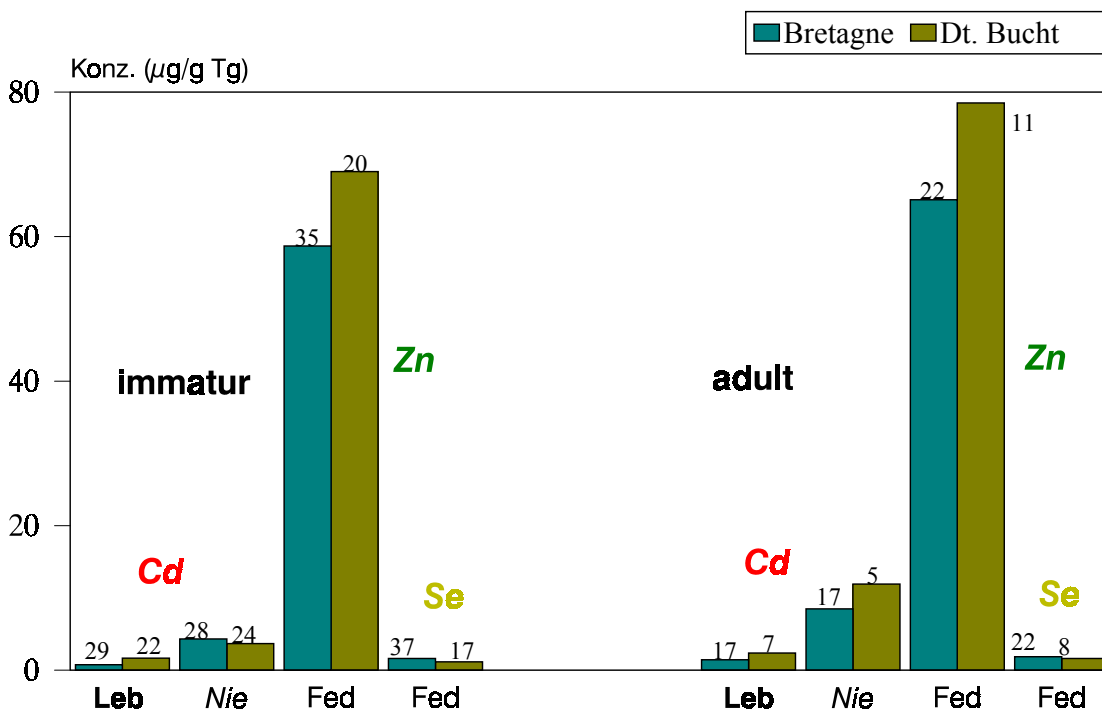


Abb. 37: Vergleich des Spurenelementgehaltes verschiedener Gewebe von immaturren und adulten Trottellummen aus der Deutschen Bucht und der Bretagne. Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g Tg}$.

d) Kupfer

Der Konditionsfaktor musste in den geographischen Vergleich der Leber-, Muskel- und Fedwerte einbezogen werden. Auch hier wurden aus den eingangs geschilderten Gründen nur die Vögel mit einem Konditionsfaktor von 1 - 2,3 miteinander verglichen. In den Nierenproben konnten dagegen die ungeteilten Stichproben verglichen werden.

Nach dem Mann-Whitney-U-Test waren in den **Nieren**proben aus der Deutschen Bucht signifikant höhere Konzentrationen ($p < 0,02$) enthalten als in demselben Organ aus der Bretagne (Tab. 16).

Unter Berücksichtigung des Konditionsfaktors waren die Werte der **Leber**proben aus der Dt. Bucht zwar ebenfalls höher als die der Bretagne (Abb. 36), diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant:

Bretagne: 43,3 bzw. $53,6 + 24,2 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 64,8 bzw. $63,4 + 14,8 \mu\text{g/g Tg}$.

In den **Federn** waren ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zu finden:

Bretagne: 26,1 bzw. $25,55 \pm 6,38 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 22,34 bzw. $24,35 \pm 4,7 \mu\text{g/g Tg}$.

Auch die Werte der **Muskeln** waren nicht signifikant verschieden zwischen beiden Regionen:

Bretagne: 18,97 bzw. $18,89 \pm 6,13 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 24,0 bzw. $23,03 \pm 3,39 \mu\text{g/g Tg}$.

e) Zink

Hier galten ähnliche Voraussetzungen bezüglich des Konditionsfaktors und der übrigen Parameter wie bei Kupfer, nur musste in diesem Fall auch in der Niere die Kondition der Vögel und in den Federn das Alter berücksichtigt werden.

In den **Leber**proben waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen (Abb. 36):

Bretagne: 146,1 bzw. $147,9 \pm 28,5 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 157,5 bzw. $158,3 \pm 23,1 \mu\text{g/g Tg}$.

In der **Niere** waren die Konzentrationen mit $p < 0,01$ signifikant verschieden voneinander:

Bretagne: 153,7 bzw. $156,1 \pm 34,8 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 187,7 bzw. $193,5 \pm 30,4 \mu\text{g/g Tg}$.

Auch in der **Lunge** unterschieden sich die Zinkgehalte in beiden Regionen signifikant ($p < 0,005$):

Bretagne: 48,4 bzw. $51,9 \pm 15,2 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 74,3 bzw. $74,4 \pm 19,2 \mu\text{g/g Tg}$.

Hinsichtlich der **Muskel**werte existierten jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen der Bretagne und der Dt. Bucht:

Bretagne: 57,0 bzw. $61,5 \pm 14,5 \mu\text{g/g Tg}$

Dt. Bucht: 71,1 bzw. $69,8 \pm 11,9 \mu\text{g/g Tg}$.

Unter Berücksichtigung beider Altersklassen konnten hinsichtlich der **Feder**werte (Abb. 37) bei den immaturren Vögeln keine Unterschiede und bei den adulten Vögeln signifikante Unterschiede

festgestellt werden, wobei die Vögel aus der Dt. Bucht signifikant höhere Gehalte aufwiesen als die der Bretagne:

Immatur: Bretagne: $58,7$ bzw. $60,3 \pm 13,5$ $\mu\text{g/g Tg}$; Dt. Bucht: 69 bzw. $69,2 \pm 18,8$ $\mu\text{g/g Tg}$;
Adult: Bretagne: $65,1$ bzw. $65,3 \pm 11,9$ $\mu\text{g/g Tg}$; Dt. Bucht: $78,5$ bzw. $78,2 \pm 4,3$ $\mu\text{g/g Tg}$.

3.2.2.3. Korrelation der Elemente untereinander

In diesem Kapitel wird dargestellt, inwieweit die Spurenelemente in den einzelnen Geweben signifikant korrelierten und ob in dieser Beziehung Unterschiede zwischen beiden geographischen Regionen existierten. Wie Tabelle 17 und Abbildung 38 zeigen, korrelierten in den Vögeln aus der Bretagne in der Leber signifikant Kupfer mit Selen, Zink und Cadmium. Bei letzterer Korrelation handelt es sich möglicherweise um eine Scheinkorrelation. Zwischen Zink und Cadmium waren zusätzlich signifikante Abhängigkeiten zu finden. In der Leber der Vögel aus der Deutschen Bucht waren ebenfalls Zusammenhänge zwischen den Cu- und Zn- sowie zwischen den Hg- und Se-Konzentrationen vorhanden. Weitere Korrelationen waren jedoch in dieser Tiergruppe nicht festzustellen.

In den Nierenproben der Vögel beider Regionen waren deutliche Übereinstimmungen bezüglich der Abhängigkeiten der Metallkonzentrationen voneinander zu finden. In allen Vögeln korrelierten einerseits Kupfer mit Zink und Selen und andererseits Cadmium mit Zink signifikant (Tab. 17).

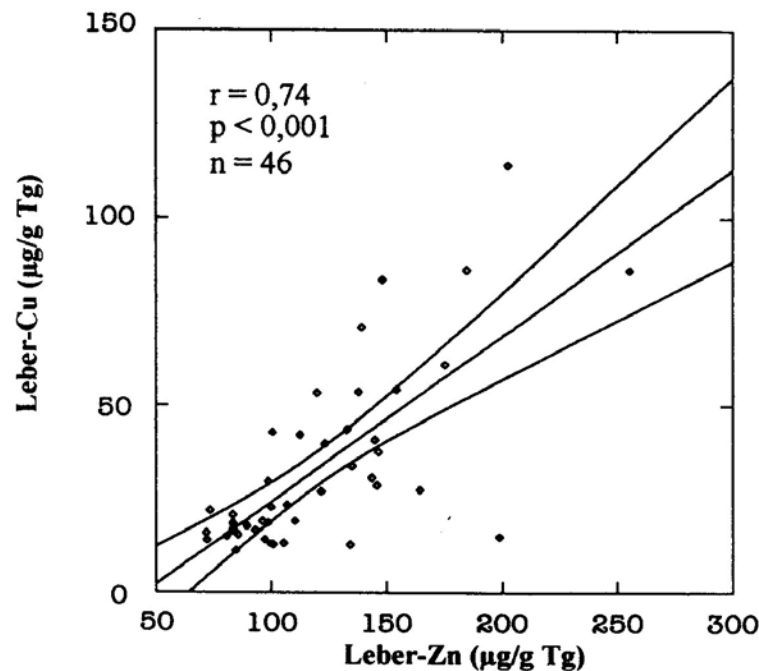


Abb. 38: Korrelation zwischen den Kupfer- und Zinkgehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Leber der Trottellummen aus der Bretagne.

Tab. 17: Korrelationen der Elemente untereinander in Geweben der Vögel zweier verschiedener Regionen. Dargestellt sind Spearman-Rang-Korrelationen (**) und Pearson's Product-Korrelationen (*) und die entsprechenden Regressionen.

Region	Gewebe/Elemente	n	r	p	Regression
Bretagne	Leber				
	Se - Cu	45	0,447**	0,005	$y_{Se} = 12,105 + 0,049x_{Cu} - 0,002x_{Cu}^2$
	Zn - Cd	46	0,552*	0,001	$y_{Zn} = 115,201 + 17,278 x_{Cd}$
	Cu - Zn	46	0,737*	0,001	$y_{Cu} = -19,922 + 0,433 x_{Zn}$
	Cu - Cd	46	0,350(1)	0,05	
	Niere				
	Se - Cu	45	0,349**	0,02	$y_{Se} = 5,212 * x_{Cu}^{0,456}$
	Zn - Cd	43	0,425**	0,005	$y_{Zn} = 120,3 + 0,012x_{Cd} + 0,046x_{Cd}^2$
	Cu - Zn	44	0,648**	0,001	$y_{Cu} = 0,407 * x_{Zn}^{0,833}$
	Dt. Bucht	Leber			
Hg - Se		22	0,483*	0,05	$y_{Hg} = 0,982 + 0,548 x_{Se}$
Cu - Zn		29	0,629**	0,001	$y_{Cu} = -269,26 + 3,83x_{Zn} - 0,011x_{Zn}^2$
Niere					
Se - Cu		22	0,535*	0,02	$y_{Se} = 11,962 + 0,361 x_{Cu}$
Zn - Cd		29	0,475**	0,02	$y_{Cd} = -22,05 + 0,26x_{Zn} - 0,001x_{Zn}^2$
Cu - Zn		31	0,699**	0,001	$y_{Cu} = -41,99 + 0,668x_{Zn} - 0,001x_{Zn}^2$
Feder					
Se - Cd	24	0,459*	0,05	$y_{Se} = 0,989 + 12,675 x_{Cd}$	

(1): Scheinkorrelation nach Spearman

Die bisherige Betrachtung bezog sich ausschließlich auf die ungeteilten Stichproben aus den jeweiligen Gebieten. Zusätzlich sollte der Einfluss des physiologischen Zustandes der Vögel auf die Abhängigkeiten der Elemente untereinander untersucht werden. Zu diesem Zweck wurden exemplarisch die Vögel aus der Bretagne anhand ihres Konditionsfaktors in zwei Gruppen unterteilt, wobei die Tiere mit einem Faktor ≤ 2 als weniger gut und diejenigen mit einem Faktor ≥ 3 als sehr gut genährt bezeichnet wurden. Diese Einteilung erfolgte anhand der gesunden, durch die Entwicklung ihres Unterhautfettgewebes gut genährten Trottellummen von Hornøya. Die Ermittlung des Konditionsfaktors ergab bei diesen Vögeln einen Mittelwert von 3,08 und eine Standardabweichung von 0,24.

Bei einem Vergleich beider Gruppen konnten in den Weichgeweben der besser genährten Vögel (≥ 3) keine signifikanten Korrelationen zwischen den Elementen gefunden werden. Lediglich in den Federproben existierten lineare positive Abhängigkeiten zwischen Kupfer und Quecksilber ($r = 0,43$, $p < 0,05$, $n = 25$). In den unterernährten bzw. offenbar verhungerten Tieren (≤ 2) war die-

ser Zusammenhang allerdings nicht zu finden. Dafür waren sowohl in der Leber (Abb. 39a) als auch in der Niere (Abb. 39b) signifikant positive Korrelationen zwischen Kupfer und Zink bzw. Selen vorhanden.

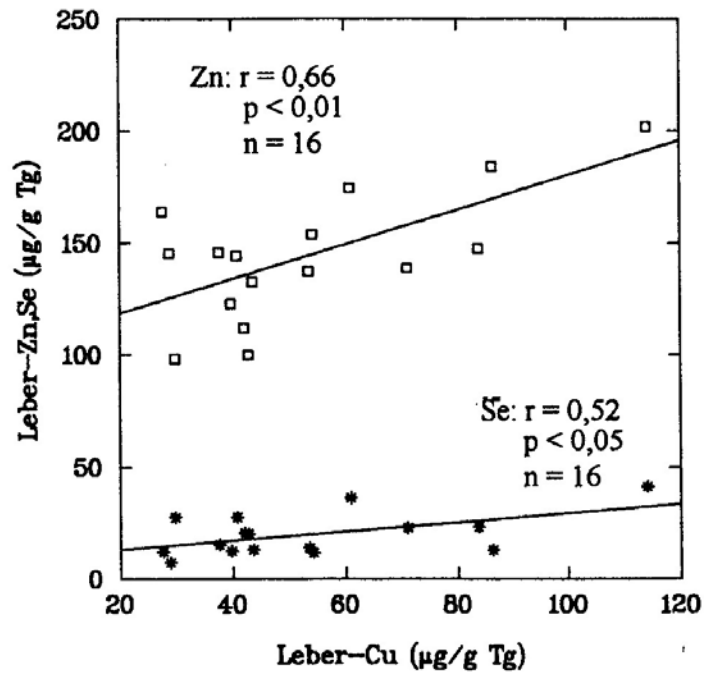


Abb. 39a: Korrelation zwischen den Kupfergehalten und den Zink-, bzw. Selengehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Leber der Trottelmullen aus der Bretagne.

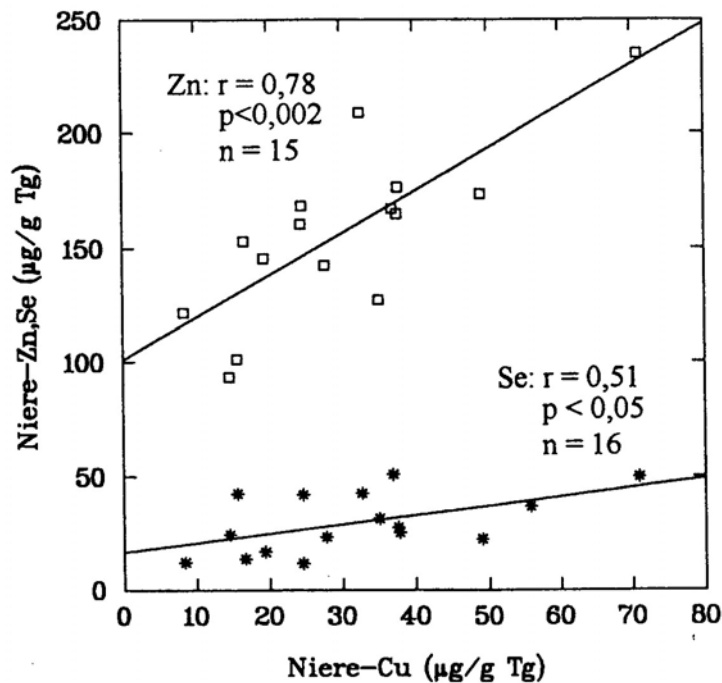


Abb. 39b: Korrelation zwischen den Kupfergehalten und den Zink-, bzw. Selengehalten ($\mu\text{g/g Tg}$) in der Niere der Trottelmullen aus der Bretagne.

Geographischer Vergleich: Zusammenfassung

1) Dreizehenmöwen

Cadmium:

- Die Muskelproben von Hornøya waren höher, Leberproben geringer belastet als diejenigen von Runde
- Die Konzentrationen in Federn waren regional nicht verschieden voneinander

Quecksilber:

- In Leber- und Muskelproben waren keine signifikanten, geographischen Unterschiede nachzuweisen
- Federn von Runde waren höher belastet als die von Hornøya

Essentielle Elemente:

- In Weichgeweben existierten i. d. R. keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Gebieten
- Federn von Runde zeigten höhere Cu- und Se-Gehalte als Federn von Hornøya

2) Trottellummen

Cadmium:

- Im Allgemeinen existierten keine signifikanten Unterschiede zwischen immaturren oder adulten Vögeln der Deutschen Bucht und der Bretagne; Ausnahme: immature Vögel der Deutschen Bucht wiesen höhere Leberkontaminationen auf als diejenigen aus der Bretagne

Quecksilber:

- Vögel aus der Deutschen Bucht waren in allen Geweben, außer Lunge und Federn, höher belastet als Vögel aus der Bretagne

Selen:

- Nur in den Federn waren signifikante Unterschiede nachzuweisen (Bretagne > Dt. Bucht)

Kupfer:

- Nur in der Niere existierten signifikante Unterschiede (Dt. Bucht > Bretagne)

Zink:

- In der Niere und der Lunge zeigten Vögel aus der Dt. Bucht höhere Werte als diejenigen aus der Bretagne
- Die Konzentrationen in den Federn waren bei adulten Vögeln aus der Dt. Bucht höher als bei Vögeln aus der Bretagne

Korrelationen:

- In allen Vögeln konnten in Leber und/oder Niere positive Korrelationen zwischen Cu und Zn sowie zwischen Se und Cu nachgewiesen werden

- Hg korrelierte in der Leber der Vögel aus der Deutschen Bucht signifikant mit Se.
- Cd korrelierte in der Niere der Vögel aus der Deutschen Bucht signifikant sowie in Leber und Niere der Vögel aus der Bretagne mit Zn.

3.3 Artenvergleich

Die artspezifischen Spurenelementakkumulationen wurden an Trottellummen (*Uria aalge*), Dickschnabellummen (*Uria lomvia*) und Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) untersucht. Die Vögel wurden in den Sommermonaten 1991 - 1993 auf Hornøya gesammelt. Es handelte sich um adulte Brutvögel, die anhand der Mächtigkeit des Unterhautfettgewebes einen ähnlich guten Ernährungszustand aufwiesen.

Mit diesem Artenvergleich sollte geprüft werden, inwieweit sich die unterschiedlichen Ernährungsweisen dieser arktischen Vögel auf die Spurenelementgehalte in den Geweben auswirkten.

Die Ergebnisse zu den Dreizehenmöwen wurden z. T. bereits an anderer Stelle dargestellt (Kap. 3.1.2), so dass in den folgenden Abschnitten gegebenenfalls auf die entsprechenden Kapitel verwiesen wird.

3.3.1. Vergleich der Spurenelementanreicherung zwischen den Arten

Zum Vergleich der Spurenelementgehalte zwischen den einzelnen Arten wurde für die Berechnung signifikanter Unterschiede der Mann-Whitney-U-Test ($k = 2$) bzw. der Kruskal-Wallis-H-Test ($k > 2$) und anschließend ein multipler Vergleichstest = Dunn-Test (ZAR 1984) angewendet (s. a. Kap. 2.6).

a) Kupfer und Zink

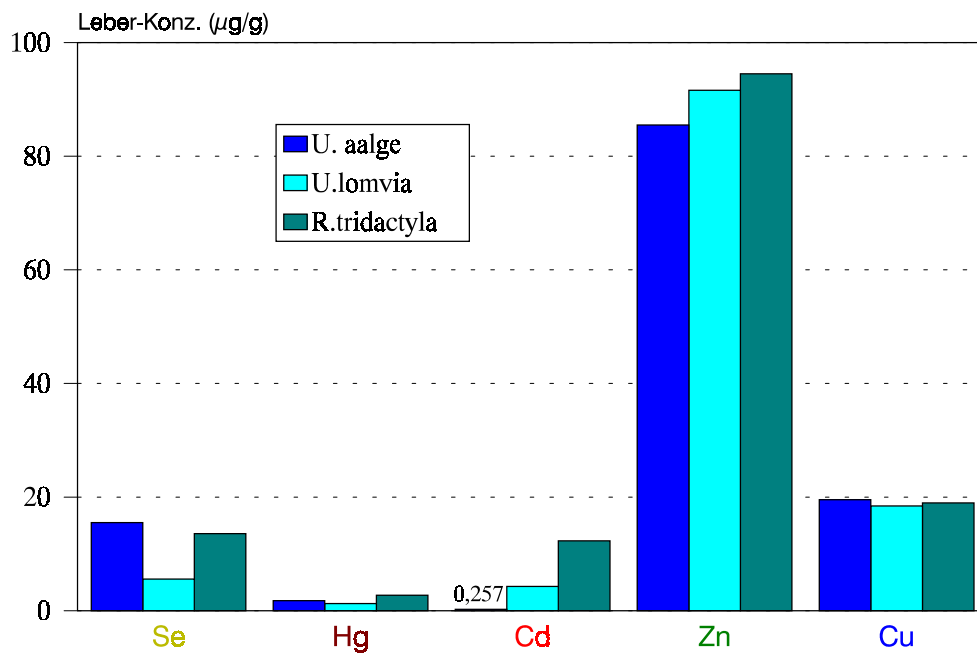
Die statistischen Berechnungen ergaben zwischen den Vogelarten i. d. R. keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Cu-Gehalte von Leber, Niere, Brustmuskel und Lunge und der Zn-Gehalte von Leber, Niere und Muskel (Tab. 18, Abb. 40 - 41). Die Muskelproben der Dreizehenmöwen wiesen zwar signifikant höhere Zn-Konzentrationen auf als die der Dickschnabellummen ($p < 0,01$; Abb. 40), allerdings unterschieden sich die Werte nur um den Faktor 1,2. Ähnliche Verhältnisse lagen in den Federn vor ($p < 0,001$; Abb. 41). Die Zinkkonzentrationen der Dreizehenmöwen waren um das 1,3fache höher als die beider Lummenarten. Die einzigen signifikanten Unterschiede im Cu-Gehalt waren in den Federn zu finden ($p < 0,05$; Abb. 41). Hier

enthielten die Trottellummen, verglichen mit Dreizehenmöwen und Dickschnabellummen, die höchsten Konzentrationen (Faktor 1,4 - 1,5).

Tab. 18: Spurenelementgehalte in verschiedenen Gewebetypen von Trottellummen, Dickschnabellummen und Dreizehenmöwen. Dargestellt sind Medianwerte und Mittelwerte \pm Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$ Tg.

Art/Gewebe	n	Hg	Se	Cd	Zn	Cu
R.tridactyla						
<i>Leber</i>	21 - 22	2,72 2,85 \pm 1,02	13,58 16,91 \pm 9,5	12,3 14,37 \pm 11,3	94,5 111,8 \pm 52,3	19,0 19,6 \pm 5,7
<i>Federn</i>	24 - 27	2,03 2,03 \pm 0,4	1,75 1,75 \pm 0,25	0,12 0,13 \pm 0,09	88,3 90,9 \pm 12,1	11,41 11,2 \pm 1,65
<i>B.-Muskel</i>	25 - 27	0,55 0,58 \pm 0,22	-	1,17 1,24 \pm 0,64	53,2 53,5 \pm 7,1	18,4 18,1 \pm 1,25
U. aalge						
<i>Leber</i>	10	1,77 1,881 \pm 0,41	15,511 17,552 \pm 5,04	2,832 3,084 \pm 1,12	85,5 86,7 \pm 14,8	19,5 20 \pm 2,9
<i>Niere</i>	10	1,49 1,46 \pm 0,18	44,348 43,388 \pm 9,4	23,747 24,06 \pm 7,46	116,8 114 \pm 13,3	14,61 14,44 \pm 1,87
<i>Gonade</i>	10	1,223 1,171 \pm 0,32	22,365 21,93 \pm 5,71	0,911 1,125 \pm 0,52	117 122,6 \pm 17,5	6,1 6,01 \pm 0,8
<i>Federn</i>	10	0,91 0,882 \pm 0,19	2,748 2,585 \pm 0,33	0,027 0,026 \pm 0,01	68 66,1 \pm 11,3	17,69 18,35 \pm 2,18
<i>B.-Muskel</i>	10	0,422 0,417 \pm 0,05	-	0,19 0,18 \pm 0,05	48,1 49,3 \pm 3,3	19,03 19,22 \pm 0,91
<i>Lunge</i>	9 - 10	1,13 1,247 \pm 0,52	-	0,264 0,289 \pm 0,1	44,17 44,57 \pm 4,24	2,48 2,57 \pm 0,39
U. lomvia						
<i>Leber</i>	14 - 15	1,27 1,109 \pm 0,51	5,565 7,045 \pm 3,48	4,281 5,507 \pm 4,24	91,6 93,9 \pm 13,1	18,44 18,12 \pm 1,66
<i>Niere</i>	7	1,115 1,16 \pm 0,21	19,14 16,767 \pm 5,65	38,408 46,73 \pm 30,96	134,9 127 \pm 42,7	15,58 15,49 \pm 1,55
<i>Gonade</i>	4 - 5	0,575 0,661 \pm 0,19	13,06 12,24 \pm 5,34	2,697 3,006 \pm 1,88	110,2 120,5 \pm 22,5	6,08 6,01 \pm 0,33
<i>Federn</i>	15	0,784 0,775 \pm 0,18	2,725 2,752 \pm 1,27	0,105 0,119 \pm 0,08	66,7 66,7 \pm 6,5	12,28 13,34 \pm 4,13
<i>B.-Muskel</i>	14 - 15	0,334 0,327 \pm 0,14	-	0,514 0,532 \pm 0,25	44 46,1 \pm 8,2	17,82 17,84 \pm 2,41
<i>Lunge</i>	9	0,597 0,527 \pm 0,18	-	1,127 1,137 \pm 0,66	52,6 53,1 \pm 5,1	2,76 3,06 \pm 0,64

(a)



(b)

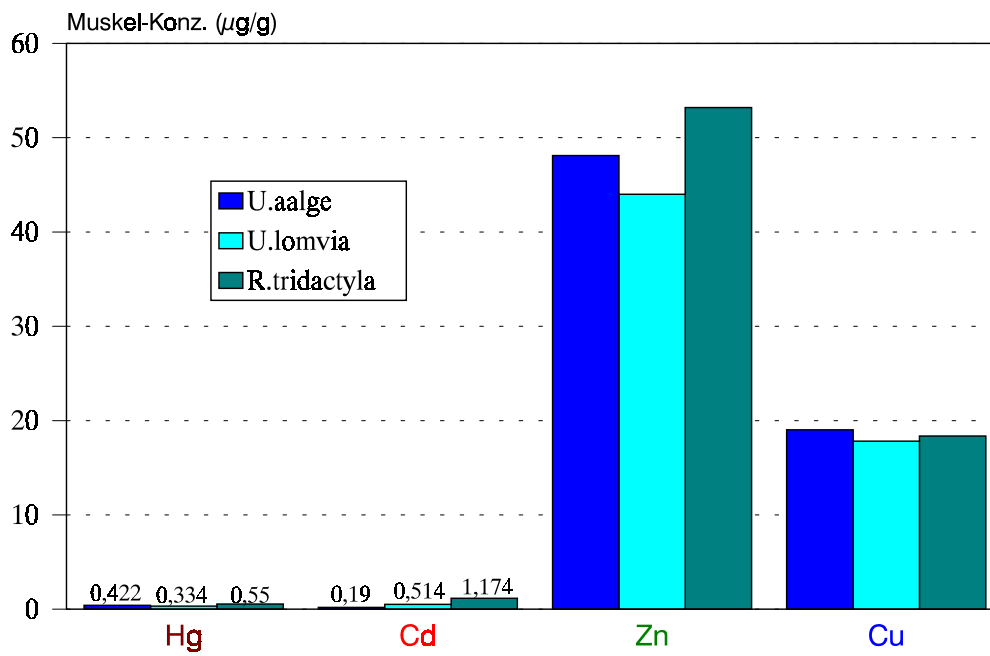


Abb. 40: Elementgehalte in Leber (a) und Muskel (b) von Dreizehenmöwen (*R. tridactyla*), Trottel- (*U. aalge*), Dickschnabellummen (*U. lomvia*). Angegeben sind Mediane in $\mu\text{g/g}$ Tg.

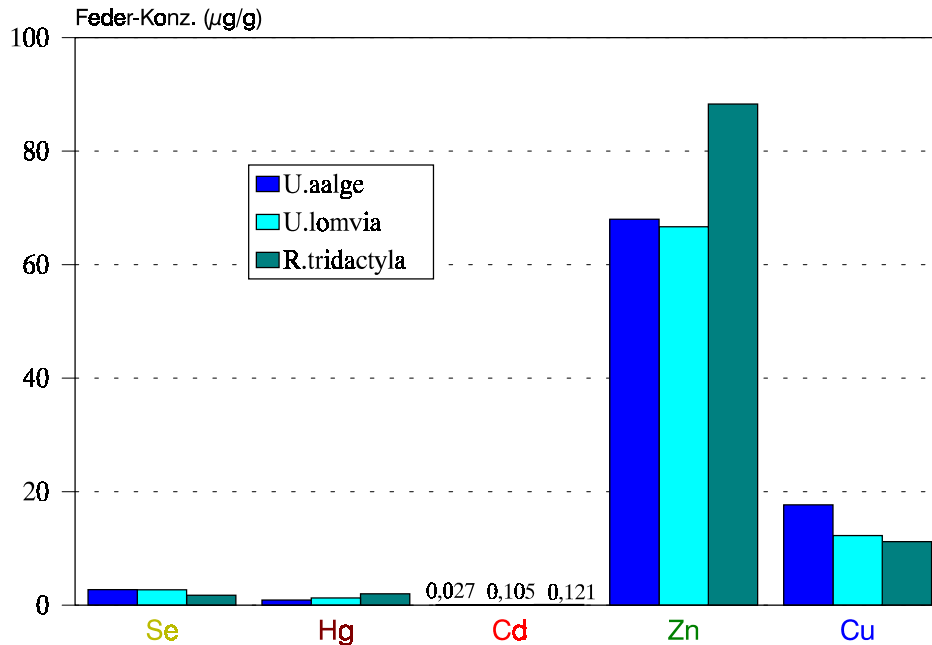


Abb. 41: Spurenelementgehalte in Federn von Dreizehenmöwen (*R. tridactyla*), Dickschnabellummen (*U. lomvia*) und Trottellummen (*U. aalge*). Angegeben sind Mediane in µg/g Tg.

b) Cadmium

Es konnten zwischen den beiden Lummenarten keine signifikanten Unterschiede der Cd-Werte von Leber und Niere festgestellt werden (Abb. 40a, 42). Allerdings waren die Konzentrationen in dem Muskel ($p < 0,005$) und den Federn ($p < 0,002$) von Dickschnabellummen um etwa das Drei- bzw. Vierfache höher als die der Trottellummen (Tab. 18, Abb. 40b, 41). Gleiches galt für die Gonaden, d. h. Hoden oder Ovar, (Faktor 3; Abb. 42). Hier wurde jedoch wegen der geringen Stichprobenzahl auf die Bestimmung von Signifikanzzahlen verzichtet.

Die höchsten Konzentrationen waren in den Dreizehenmöwen zu finden (Tab. 18). In allen Geweben lagen die Werte um den Faktor 4 bis 6 über denen der Trottellummen ($p < 0,002$). In den Muskel- und Leberproben waren die Werte doppelt oder dreimal so hoch wie in den Dickschnabellummen ($p < 0,05$).

c) Selen

Vergleicht man die Werte der drei Vogelarten, so waren in der Leber und in der Niere von Trottellummen ca. zwei- bis dreifach höhere Konzentrationen enthalten als in den entsprechenden Organen der Dickschnabellummen ($p < 0,002$; Abb. 40, Tab. 18). In den Leberproben waren außerdem die Dreizehenmöwen um etwa das Doppelte höher belastet als die Dickschnabellummen ($p < 0,001$). Dieses Verhältnis kehrte sich in den Federn um ($p < 0,02$; Abb. 41). Hier

zeigten außerdem Trottellummen und Dickschnabellummen nahezu identische Konzentrationen ($p < 0,02$).

d) Quecksilber

Bei der Betrachtung der Hg-Gehalte konnten in Leber, Muskel und Federn von Dreizehenmöwen signifikant höhere Konzentrationen (Faktor 1,6 - 2,6) als in den entsprechenden Geweben der Dickschnabellummen gefunden werden ($p < 0,001$; Abb. 40, 41). In den Federn überstiegen die Werte der Dreizehenmöwen außerdem diejenigen der Trottellummen um das Doppelte ($p < 0,001$).

Bei einem Vergleich der beiden Lummenarten untereinander waren lediglich in der Niere bei Trottellummen höhere Werte zu finden als bei Dickschnabellummen ($p < 0,02$). Allerdings unterschieden sich diese Werte nur um das 1,3fache (Abb. 42). In den Gonaden wiesen die Trottellummen doppelt so hohe Gehalte auf als die Dickschnabellummen. Hier wurden jedoch wegen des zu kleinen Stichprobenumfanges keine Signifikanztests durchgeführt (Tab. 18).

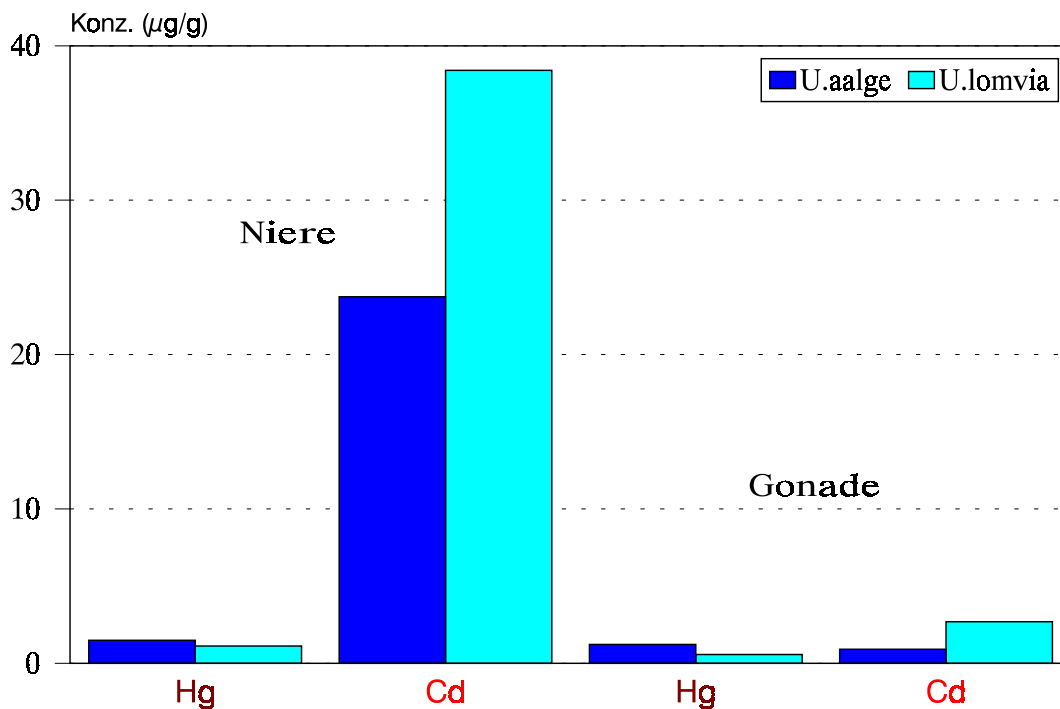


Abb. 42: Spurenelementgehalte in Gonade und Niere von Dickschnabellummen (*U. lomvia*) und Trottellummen (*U. aalge*). Angegeben sind Mediane in µg/g Tg.

Abschließend ist festzuhalten, dass - sofern signifikante Unterschiede existierten - die Dreizehenmöwen i. d. R. die höchsten Konzentrationen aufwiesen. Dies galt insbesondere für die nicht-essentiellen Metalle. Bei der Betrachtung signifikanter Unterschiede zwischen beiden Lummen-

arten zeigten die Trottellummen höhere Quecksilber- und die Dickschnabellummen höhere Cadmiumkontaminationen. Bezüglich der essentiellen Elemente Kupfer und Zink konnten i. d. R. nur in den Federn Unterschiede zwischen den Arten gefunden werden.

3.3.2 Vergleich der Spurenelementverteilung in den Geweben der Arten

In diesem Kapitel werden die Konzentrationen der Spurenelemente zwischen den einzelnen Geweben der verschiedenen Arten verglichen, um zu prüfen, ob es in den Vogelarten zu einer Veränderung der Elementverteilung in den Organen entsprechend des jeweiligen Kontaminationsgrades kam. Zur Prüfung signifikanter Unterschiede in den Elementgehalten zwischen den Geweben wurde wie in Kap. 3.1.2.1 verfahren. Da bei einigen Geweben nur wenige Proben zur Verfügung standen, wurden nur für $n > 10$ statistische Tests angewendet.

Im Folgenden sind die Verteilungen der Spurenelemente auf die verschiedenen Gewebe der drei Vogelarten gegenübergestellt (s. a. Tab. 18):

Quecksilber:

<i>Rissa tridactyla:</i>	Muskel < Federn < Leber
<i>Uria aalge:</i>	Muskel < Federn < Lunge < Gonade < Niere < Leber
<i>Uria lomvia:</i>	Lunge, Gonade, Muskel < Federn < Niere < Leber

Selen:

<i>Rissa tridactyla:</i>	Federn < Leber
<i>Uria aalge:</i>	Federn < Leber < Gonade, Niere
<i>Uria lomvia:</i>	wie <i>U. aalge</i>

Cadmium:

<i>Rissa tridactyla:</i>	Federn < Muskel < Leber
<i>Uria aalge:</i>	Federn < Muskel < Lunge < Gonade < Leber < Niere
<i>Uria lomvia:</i>	wie <i>U. aalge</i>

Zink:

<i>Rissa tridactyla:</i>	Muskel < Federn < Leber
<i>Uria aalge:</i>	Lunge, Muskel < Federn < Leber < Gonade, Niere
<i>Uria lomvia:</i>	wie <i>U. aalge</i>

Kupfer:

Rissa tridactyla: Federn < Muskel, Leber

Uria aalge: Lunge < Gonade < Niere, Federn < Muskel, Leber

Uria lomvia: wie *U. aalge*

Durch obige Darstellung wird deutlich, dass die untersuchten Vogelarten hinsichtlich der Verteilung der Spurenelemente im wesentlichen übereinstimmten. Dies traf insbesondere für beide Lummenarten zu, die bezüglich der Cd-, Zn- und Cu-Gehalte identische Verteilungen in den Geweben zeigten. Ähnliches galt für Selen, zumal in beiden Arten die Konzentrationen in der Niere und in der Gonade nicht signifikant verschieden waren.

Unterschiede existierten hinsichtlich der Hg-Verteilung zwischen Trottellummen und Dickschnabellummen. In letzteren waren in den Federn (und den entsprechend höher belasteten Geweben) signifikant höhere Konzentrationen vorhanden als im Brustmuskel ($p < 0,01$), während zwischen Gonade, Lunge und Muskel keine Unterschiede festgestellt werden konnten. Bei Trottellummen waren demgegenüber Gonade und Lunge signifikant höher belastet als der Brustmuskel und die Federn ($p < 0,05$).

Der Vergleich von den Dreizehenmöwen mit den beiden Lummenarten wurde dadurch erschwert, dass keine Nieren-, Lungen- und Gonadenproben analysiert werden konnten. Für die oben aufgeführten Gewebe (Leber, Federn und Brustmuskel) galt jedoch für alle Elemente das gleiche Verteilungsmuster wie in den übrigen Arten.

Es sei hier anzumerken, dass in den meisten Fällen keine signifikanten Unterschiede zwischen den in der obigen Darstellung unmittelbar aufeinanderfolgenden Geweben vorhanden waren.

3.3.3. Korrelationen zwischen den Geweben

Um zu untersuchen, ob zwischen den Geweben Abhängigkeiten hinsichtlich der Spurenelementanreicherung bestanden, wurden Korrelations- und Regressionsanalysen wie unter 2.6 und 3.1.2.4 durchgeführt. Da von den Dickschnabellummen nur weniger als 10 Nieren-, Lungen- und Gonadenproben zur Verfügung standen, wurde hier auf Korrelationsanalysen verzichtet.

Die drei untersuchten Vogelarten wiesen unterschiedliche Korrelationen zwischen den Metallgehalten der verschiedenen Gewebetypen auf (Tab. 19). In den Trottellummen korrelierten lediglich die **Hg-Werte** der Niere und der Muskeln signifikant positiv (Tab. 19). Bei den Dickschnabellummen waren Korrelationen zwischen den Geweben ausschließlich in bezug auf die Hg-Gehalte zu finden. Dabei konnten zwischen den Konzentrationen der Federn und der Leber bzw. des Muskels und zwischen denen des Muskel und der Leber signifikant positive Abhängigkeiten festgestellt werden (Abb. 43, Tab. 19).

Bei den Trottellummen konnten aufgrund der Stichprobenzahl von $n = 10$ neben Federn, Brustmuskeln und Leber auch die Niere, die Lunge und die Gonade in die Berechnungen einbezogen werden. Es zeigten sich bei den **Cd-Konzentrationen** signifikant positive Abhängigkeiten zwischen Niere und Muskel bzw. signifikant negative Korrelationen zwischen Lunge und Feder (Tab. 19). Die **Zn-Werte** korrelierten positiv zwischen Niere und Leber und die **Se-Gehalte** zwischen Niere und Gonade bzw. Leber (Abb. 44).

Die Ergebnisse zu den Dreizehenmöwen wurden bereits an anderer Stelle beschrieben (Kap. 3.1.2.4). Sie sind daher in Tabelle 19 den Ergebnissen der beiden Lummenarten nur gegenübergestellt. Die geringe Anzahl der Korrelationen bei den Dreizehenmöwen und den Dickschnabellummen ist dabei jedoch nicht unbedingt auf Unterschiede zwischen den Arten sondern möglicherweise darauf zurückzuführen, dass bei beiden Vogelarten nur 3 Gewebetypen berücksichtigt werden konnten.

Tab. 19: Korrelationen der Spurenelemente zwischen den verschiedenen Gewebetypen von Trottellummen (*U. aalge*), Dickschnabellummen (*U. lomvia*) und Dreizehenmöwen (*R. tridactyla*).

Art	Element/Gewebe	n	r	p <	Regression
U. aalge	<i>Hg</i>				
	Feder - Lunge	10	0,733(1)	0,05	
	Niere - Muskel	10	0,865**	0,005	
	<i>Cd</i>				
	Feder - Lunge	10	-0,708*	0,05	$y_{Lu} = 0,47 - 6,419 x_{Fed}$
	Niere - Muskel	10	0,77*	0,01	$y_{Nie} = 2,077 + 121,848 x_{Musk}$
	<i>Zn</i>				
	Niere - Leber	10	0,775*	0,01	$y_{Nie} = 53,977 + 0,692 x_{Leb}$
	<i>Se</i>				
	Niere - Gonade	10	0,759*	0,02	$y_{Nie} = 15,999 + 1,249 x_{Go}$
	Niere - Leber	10	0,682*	0,05	$y_{Nie} = 21,084 + 1,271 x_{Leb}$
U. lomvia	<i>Hg</i>				
	Feder - Leber	15	0,577*	0,05	$y_{Fed} = 0,563 + 0,198 x_{Leb}$
	Feder - Muskel	13	0,661*	0,02	$y_{Fed} = 0,49 + 0,887 x_{Mus}$
	Muskel - Leber	15	0,711*	0,005	$y_{Mus} = 0,118 + 0,194 x_{Leb}$
R. tridactyla	<i>Se</i>				
	Leber - Feder	21	0,472*	0,05	$y_{Leb} = -18,146 + 20,524 x_{Fed}$

*: Pearson-Product-Moment-Korrelationen; **: Spearman-Rang-Korrelationen

(1): Scheinkorrelation nach Spearman

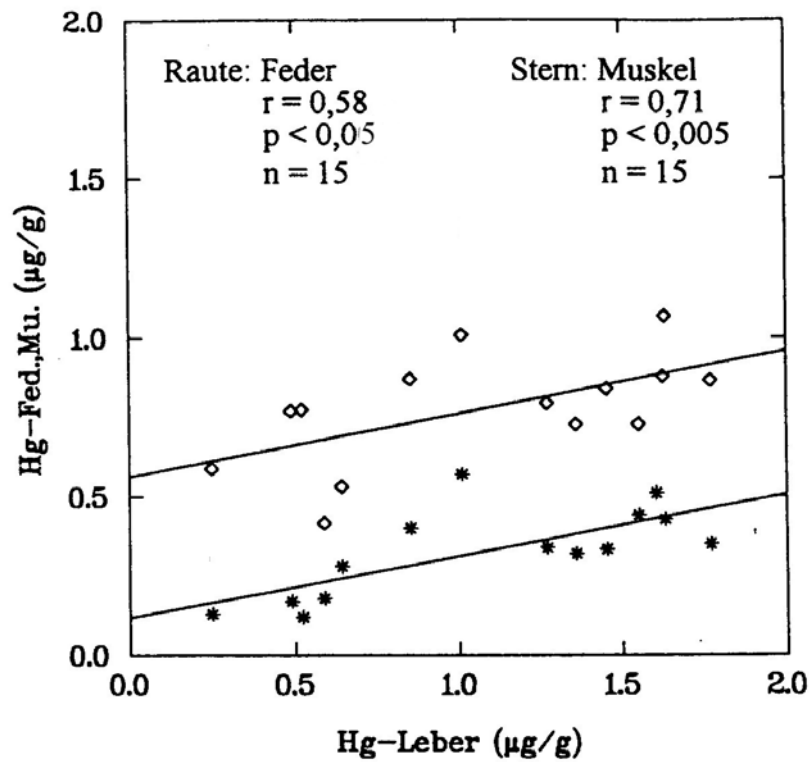


Abb. 43: Korrelation zwischen dem Quecksilbergehalt ($\mu\text{g/g}$ Tg) der Leber und der Federn bzw. der Brustmuskeln von Dickschnabellummen.

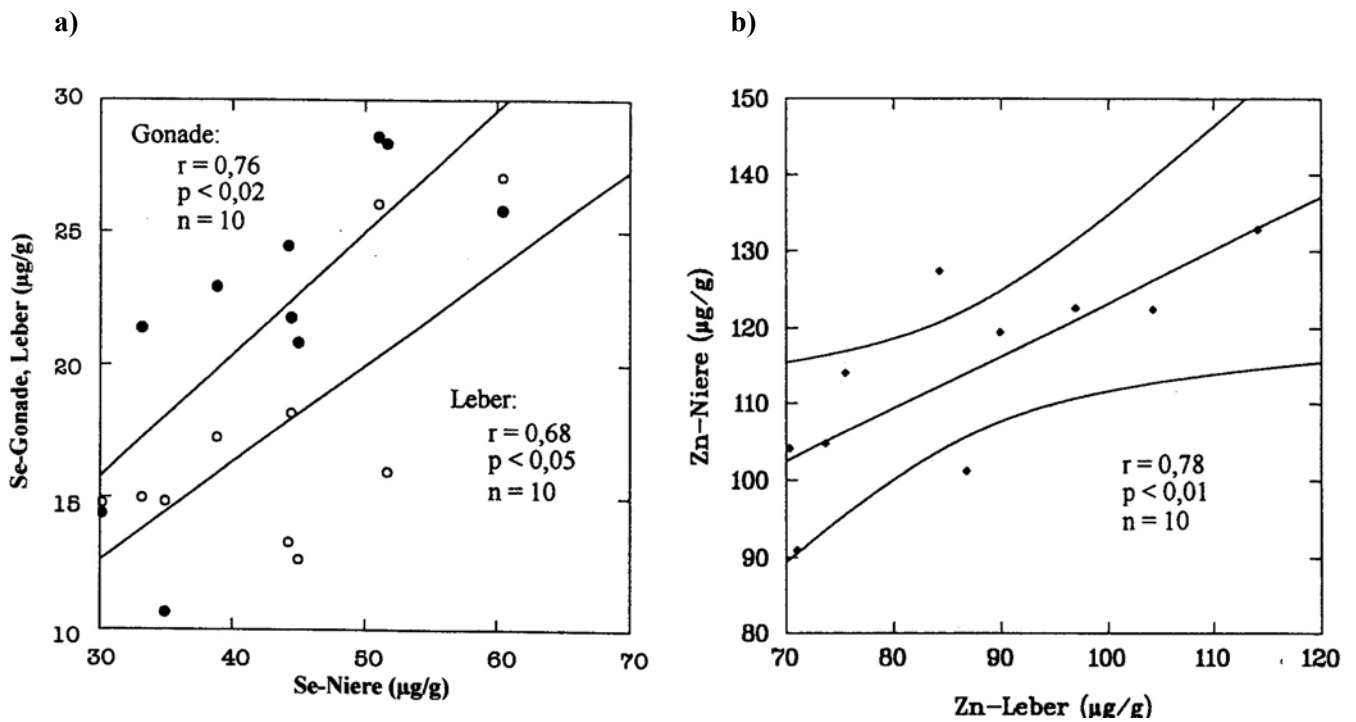


Abb. 44: Korrelation zwischen dem Selengehalt ($\mu\text{g/g}$ Tg) der Niere und der Gonade bzw. der Leber (a) und zwischen dem Zinkgehalt der Leber und der Niere (b) bei Trottellummen.

3.3.4. Korrelationen der Elemente untereinander

Zur Prüfung signifikanter Zusammenhänge zwischen den Spurenelementen der drei Vogelarten wurden zunächst Regressionsanalysen und anschließend Korrelationsanalysen durchgeführt (Kap. 2.6). Ziel dieser Betrachtung ist es, Hinweise auf vorhandene Detoxifikationsmechanismen zu ermitteln bzw. zu untersuchen, inwieweit verschieden belastete Vogelarten Unterschiede hinsichtlich der Entwicklung von Detoxifikationsmechanismen zeigen (s. a. Kap. 4.7).

Bei allen untersuchten Vogelarten existierten signifikant positive Korrelationen zwischen *Zink* und *Kupfer* in der Leber (Tab. 13; Tab. 20). Außerdem waren bei Dreizehenmöwen und Trottellummen ebensolche Zusammenhänge zwischen den *Zink*- und *Cadmium*werten der Leber zu finden. Ansonsten waren keine einheitlichen Aussagen bezüglich der Korrelationen der Elemente untereinander in den verschiedenen Arten möglich. Es bestanden zwar ebenfalls lineare Abhängigkeiten zwischen *Kupfer* und *Cadmium* in Dreizehenmöwen und Dickschnabellummen, allerdings waren diese Korrelationen bei ersteren in Leber und Muskel und bei letzteren in der Lunge zu finden. In den Muskelproben handelte es sich um negative und in Leber und Lunge um jeweils positive Abhängigkeiten. In den Abbildungen 45a,b - 46a,b sind einige dieser vorwiegend linearen Korrelationen exemplarisch dargestellt.

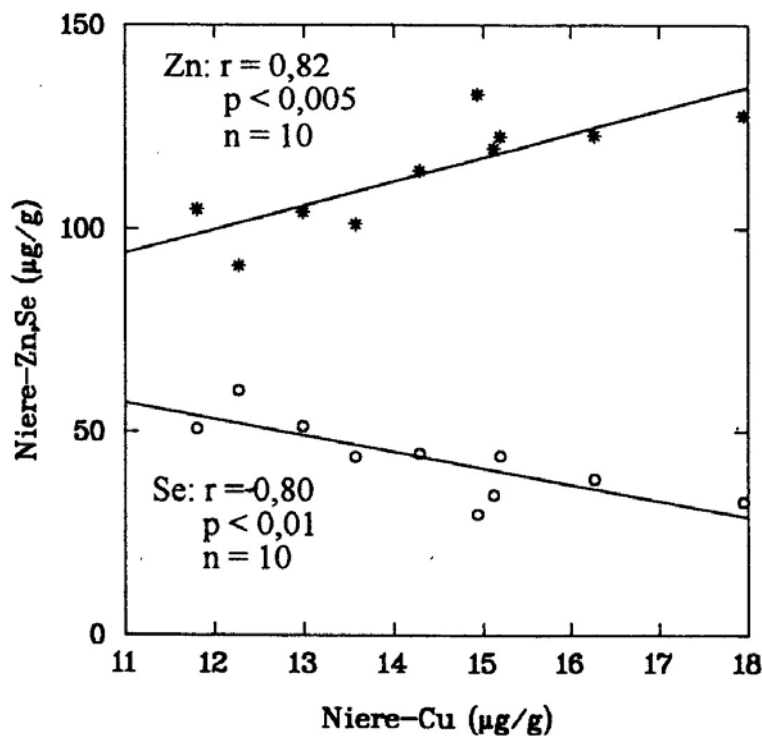


Abb. 45a: Korrelationen zwischen dem Kupfergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) und dem Zink- bzw. Selengehalt der Niere von Trottellummen.

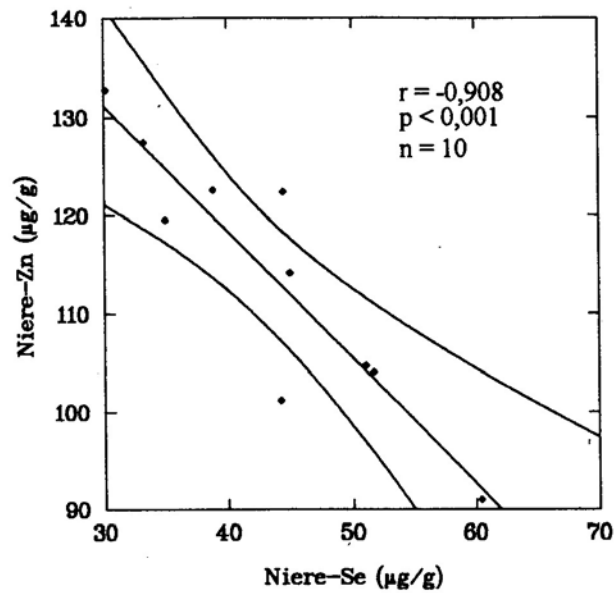


Abb. 45b: Korrelationen zwischen dem Selen- und Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) von Trottellummen.

Tab. 20 : Korrelationen zwischen den Elementen verschiedener Geweben von Trottellummen (*U. aalge*) und Dickschnabellummen (*U. lomvia*): Pearson-Korrelationen und Spearman-Rang-Korrelationen (*).

Art	Gewebe/Element	n	r	p <	Regression
U. aalge	<i>Leber</i>				
	Zn - Cu	10	0,712	0,05	$y_{\text{Zn}} = 13,56 + 3,66 x_{\text{Cu}}$
	Zn - Cd	10	0,779	0,01	$y_{\text{Zn}} = 54,67 + 10,38 x_{\text{Cd}}$
	Zn - Hg	10	0,883	0,005	$y_{\text{Zn}} = 26,81 + 31,38 x_{\text{Hg}}$
	Hg - Cd	10	0,633	= 0,05	$y_{\text{Hg}} = 1,16 + 0,23 x_{\text{Cd}}$
	<i>Niere</i>				
	Cu - Zn	10	0,815	0,005	$y_{\text{Cu}} = 1,36 + 0,12 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Se	10	-0,795	0,01	$y_{\text{Cu}} = 21,31 - 0,16 x_{\text{Se}}$
	Zn - Se	10	-0,908	0,001	$y_{\text{Zn}} = 169,71 - 1,28 x_{\text{Se}}$
	<i>Gonade</i>				
Zn - Hg	10	0,798	0,01	$y_{\text{Zn}} = 71,26 + 43,86 x_{\text{Hg}}$	
U. lomvia	<i>Leber</i>				
	Zn - Cu	15	0,772	0,005	$y_{\text{Zn}} = -12,09 + 5,77 x_{\text{Cu}}$
	<i>Lunge</i>				
	Cu - Zn	10	0,696	0,05	$y_{\text{Cu}} = -1,59 + 0,09 x_{\text{Zn}}$
	Cu - Cd	10	0,945	0,001	$y_{\text{Cu}} = 2,01 + 0,92 x_{\text{Cd}}$
	Cu - Hg	10	-0,726	0,05	$y_{\text{Cu}} = 4,42 - 2,58 x_{\text{Hg}}$
<i>Federn</i>					
Cu - Se	15	0,774*	0,005	$y_{\text{Cu}} = 20,599 * x_{\text{Se}}^{-0,48}$	

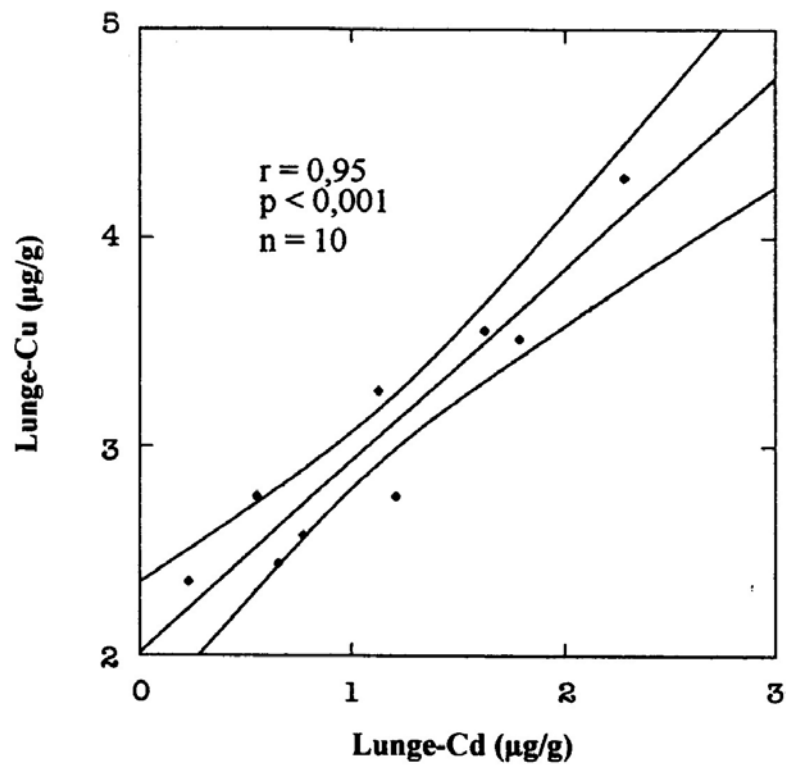


Abb. 46a: Korrelationen zwischen dem Cadmium- und dem Kupfergehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Lunge von Dickschnabellummen.

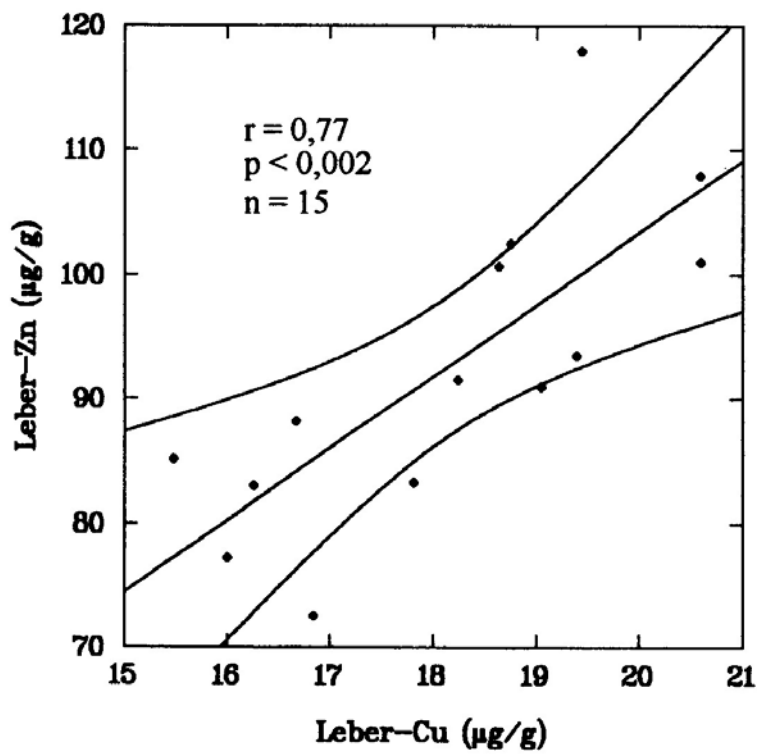


Abb. 46b: Korrelationen zwischen dem Kupfer- und dem Zinkgehalt ($\mu\text{g/g Tg}$) der Leber von Dickschnabellummen.

Zusammenfassung des Artenvergleiches:

Zink und Kupfer:

- I. d. R. existierten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Arten; Ausnahme: Die Zn-Werte der Federn und Muskeln waren bei Dreizehenmöwen am höchsten, während die Federn der Trottellummen die höchsten Kupferwerte aufwiesen.

Cadmium:

- Zwischen den Lummenarten waren im allgemeinen keine signifikanten Unterschiede nachzuweisen; Ausnahme: Muskel und Federn (und Gonade) waren bei Dickschnabellummen höher belastet als bei Trottellummen.
- In allen Geweben zeigten die Dreizehenmöwen die höchsten Konzentrationen.

Selen:

- Trottellummen und Dreizehenmöwen waren in der Leber und/oder der Niere höher belastet als Dickschnabellummen.
- Die Federn der Lummen zeigten höhere Konzentrationen als die der Dreizehenmöwen.

Quecksilber:

- Dreizehenmöwen wiesen in allen Geweben höhere Konzentrationen auf als Dickschnabellummen und in den Federn höhere Werte als Trottellummen.
- Die Niere der Trottellummen war höher belastet als die der Dickschnabellummen.

Elementverteilung in den Organen:

- Es konnten zwischen den drei Arten keine Unterschiede bezüglich der Elementverteilung in Muskel, Federn und Leber festgestellt werden.
- Beide Lummenarten zeigten in Gonade, Lunge und Niere ähnliche Verteilungen der Elemente.

Korrelationen:

- In beiden Lummenarten korrelierten die Hg-Gehalte der Federn mit denen einiger innerer Organe (*U. aalge*: Lunge; *U. lomvia*: Muskel, Leber)
- *Trottellummen* zeigten bei Hg, Cd (Feder - Lunge, Niere - Muskel), Zn (Niere - Leber) und Se (Niere - Gonade, Niere - Leber) Korrelationen zwischen den Geweben, *Dickschnabellummen* bei Hg (Feder - Leber bzw. Muskel, Muskel - Leber) und *Dreizehenmöwen* bei Se (Leber - Feder).
- Alle Arten wiesen in der Leber positive Korrelationen zwischen Cu und Zn auf.
- Zn und Cd korrelierten in der Leber von Trottellummen und Dreizehenmöwen positiv miteinander.
- In der Leber von Trottellummen korrelierten Hg mit Zn und Cd und in der Niere Se mit Cu und Zn positiv.
- In den Federn der Dreizehenmöwen waren positive Korrelationen zwischen Hg und Se nachzuweisen.

4. Diskussion

I. Methodik

1. Methodenkritik

Die vergleichsweise niedrigeren Wiederfindungsraten bei der Quecksilberanalytik (s. Kap. 2.5.1) könnten einerseits auf einer unvollständigen Mineralisierung des organ. Materials beruhen oder von dem Reduktionsmittel Natriumborhydrid bei der Amalgamierung herrühren (s. Kap. 2.5.5), wobei verstärkte Interferenzen durch evtl. in der Probe gebildete Hydride möglich sind (SINEMUS et al. 1993). Diese könnten die Amalgamierung von Hg oder die Deamalgamierung vom Netz stören. Es wurden daher in der vorliegenden Arbeit Analyseapparate verwendet, die mit einem Gold-Platin-Netz bestückten Graphitrohr ausgestattet waren, wobei die Atomisierung und Amalgamierung am selben Ort stattfanden. Auf diese Weise können laut Literaturangaben die Empfindlichkeiten bei der Quecksilberanalytik erhöht und Störungen durch Interferenzen verringert werden (SINEMUS et al. 1993). Diese Störeinflüsse können außerdem in dem verwendeten FI-System deutlich geringer sein als in Batch-Systemen (WELZ & SPERLING 1997).

2. Auswahlkriterien für die untersuchten Gewebetypen

In der vorliegenden Arbeit wurden möglichst von allen Vögeln Federn, Leber und Brustmuskel und - sofern Probenmaterial für die Analysen ausreichend vorhanden war - auch Gehirn, Gonaden, Niere und Lunge untersucht. Bei den Nestlingen konnten Brustmuskelpollen in den meisten Fällen nicht untersucht werden, da dieses Gewebe erst in Ansätzen ausgebildet war.

Es empfiehlt sich, bei der Schadstoffanalytik das Gewebe mit der höchsten Anreicherungsrate zu untersuchen. Man spricht in diesem Zusammenhang häufig von "Zielgeweben" oder "Zielorganen" (DONALDSON et al. 1997). In ihnen entfaltet sich i. d. R. auch die (toxische) Wirkung der Elemente (s. a. Kap. 4.7).

Das **Zielgewebe** der Cadmiumanreicherung ist die Niere und z. T. die Leber; für Quecksilber sind es Leber, Niere und mit Einschränkung das Gehirn; bei Zink und Kupfer wurden in der Leber und Niere relativ hohe Konzentrationen gefunden (z. B. ESSELINK et al. 1995, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, KIM et al. 1998, DESGRANGES et al. 1998, FRANSON et al. 2000, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, ZHOU et al. 2001).

Für die Quecksilberanalytik wurden wegen der stabilen Einlagerung dieses Metalls in keratinisierte Strukturen zusätzlich die Federn als geeignetes Indikatorgewebe ausgewählt (GOCH-

FELD 1997, KIM et al. 1998, DMOWSKI 1999, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, ZHOU et al. 2001). Zudem spielen hier atmosphärische Depositionen keine Rolle (DMOWSKI 1999). Unter bestimmten Voraussetzungen kann außerdem von dem Quecksilbergehalt der Federn auf den der inneren Organe geschlossen werden (SCHARENBERG 1989, THOMPSON et al. 1990, THOMPSON et al. 1991, BECKER et al. 1993a).

Für Cadmium sind jedoch Federn als Indikatorgewebe ungeeignet (STOCK et al. 1989), da nach bisherigen Untersuchungen kaum Cadmium-Anreicherungen in Federn festgestellt werden konnten und ein Großteil der gemessenen Cd-Konzentrationen aus exogenen (atmosphärischen) Depositionen stammte. Diese konnten häufig trotz verschiedener Waschprozeduren nicht beseitigt werden (DMOWSKI 1999).

Bei der Untersuchung der nicht-essentiellen Metalle ist es empfehlenswert, zusätzlich sog. **Kontrollorgane** oder **-gewebe** zu analysieren, die sich i. d. R. durch vergleichsweise geringe Metallgehalte auszeichnen und häufig erst bei Überschreiten eventueller Regulationsmechanismen bzw. Bindungskapazitäten erhöhte Belastungen aufweisen. Zu diesen Gewebetypen zählen der Brustmuskel (DONALDSON et al. 1997, VODOPIVEZ & CURTOSI 1998, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, ZHOU et al. 2001) und bei Cadmium auch das Gehirn und z. T. die Federn (s. o.).

Essentielle Elemente insbesondere Zink und mit Einschränkung auch Kupfer zeigen bei verschiedenen Vogelarten eine relativ gleichförmige Verteilung in den Geweben (ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, KIM et al. 1998), so dass i. d. R. nicht zwischen Ziel- oder Kontrollgeweben unterschieden werden kann. So können bei Seevögeln die Kupferwerte auch im Brustmuskel erhöht sein (KIM et al. 1998). Insbesondere Zink ist in der Natur allgegenwärtig und daher in jedem Gewebe und in jeder Körperflüssigkeit zu finden. Bei Selen erfolgen gewisse Anreicherungen in Leber und Niere (KIM et al. 1998, FRANSON et al. 2000, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000), da beide Organe bei der Regulierung des Se-Gleichgewichts im Körper beteiligt sind (BELLISOLA et al. 1999).

Es liegen demnach die nachfolgend aufgeführten Konzentrationsabstufungen in Weichgeweben vor, so dass für die eigenen Untersuchungen zur Bioakkumulation neben den Federn die Leber, die Niere und der Brustmuskel und z. T. das Gehirn und die Gonaden ausgewählt wurden:

Quecksilber: Leber \geq Niere > Gehirn + Gonade + B.-Muskel (u. a. DIETZ et al. 1996, DEBACKER et al. 1997, JOIRIS et al. 1997, DESGRANGES et al. 1998, VODOPIVEZ & CURTOSI 1998, ZHOU et al. 2001).

Cadmium: Niere > Leber \geq Gonade > Muskel, Gehirn (u. a. HONTELEZ 1992, LOCK et al. 1992, STEWART et al. 1994, DEBACKER et al. 1997, FRANSON et al. 2000 u. a.).

Zink, Kupfer: Leber, z. T. Niere, Gonade > Muskel, Gehirn (u. a. STEWART et al. 1994, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, ZHOU et al. 2001). Die Organverteilungen sind hier

wegen der möglichen Koakkumulation dieser Elemente weniger eindeutig (HONDA et al. 1990, KUNITO et al. 2002).

Selen: Leber, Niere > Gehirn, Muskel (NIELSEN & DIETZ 1989, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000).

II. Ergebnisdiskussion

Es wird die Bedeutung der nachfolgend aufgelisteten biologischen und physiologischen Parameter für die untersuchten Vögel und deren Verwendung als Bioindikatoren lokaler Schadstoffexpositionen sowie für zwischenartliche und geographische Vergleiche wie angegeben diskutiert:

• **Physiologischer Zustand**

- Einfluss des Ernährungszustandes auf die Anreicherungen in borealen Trottellumen

• **Alter**

- altersabhängige Anreicherungen in Dreizehenmöwen-Nestlingen unter besonderer Berücksichtigung der Herkunft der Elemente (z. B. Eier, Nahrung) und der Auswirkungen des Organwachstums oder der generellen Gewichtsentwicklung
- Anreicherungen in juvenilen und adulten Vögeln derselben Art (*R. tridactyla*) und Vergleich der Elementgehalte von Mutter-Jungvogel-Paaren

• **Geschlecht**

- Einfluss des Geschlechts auf die Spurenelementanreicherung in borealen Trottellumen

• **Ernährungsgewohnheiten**

- Betrachtung zwischenartlicher Unterschiede im Spurenelementgehalt arktischer Vögel
- Berücksichtigung unterschiedlicher trophischer Stellungen als maßgeblicher Parameter für die Elementanreicherungen

• **Metabolismus und Organspezifität**

- Bewertung der toxikologischen Relevanz der ermittelten Konzentrationen
- Abhängigkeit der Elementverteilung vom Kontaminationsgrad der Tiere
- Einfluss des Gefiederwechsels auf die Elementverteilung innerer Organe

• **Schadstoffbelastung des Lebensraumes**

- regionale Einflüsse auf die Metall- und Selengehalte der aus verschiedenen Regionen stammenden Vögel
- geographische Unterschiede in der Belastung immaturer und/oder adulter Seevögel aus den borealen Gebieten sowie zwischen borealen und arktischen Regionen

Vorab werden anhand von Literaturdaten die **Wanderaktivitäten** der untersuchten Vögel dargestellt, da diese ebenfalls die Schadstoffanreicherungen beeinflusst und z. B. geographische Vergleiche überlagert haben können.

4.1 Wanderverhalten

Viele Vögel haben die Eigenschaft, in den ersten Lebensjahren bzw. zu unterschiedlichen Jahreszeiten die Aufenthaltsgebiete und/oder die Ernährungsgewohnheiten zu ändern. Dabei können die Schadstoffexpositionen variieren und somit Aufenthalte in oder Wanderungen zwischen unterschiedlich kontaminierten Regionen innerhalb der jeweiligen Verbreitungsgebiete den Schwermetallgehalt von Vögeln beeinflussen (u. a. BURGER et al. 1994, SPALDING et al. 1994, SUNDLOF et al. 1994, HUGHES et al. 1997, HUI et al. 1998, HINDELL et al. 1999, MUIR et al. 1999, SANTOLO & YAMAMOTO 1999, THOMPSON & DOWDING 1999, COHEN et al. 2000, GURUGE et al. 2001).

In der vorliegenden Arbeit wurden Lummern und Dreizehenmöwen aus unterschiedlichen geographischen Regionen untersucht, die sich durch relativ große Verbreitungsgebiete auszeichnen (s. Kap. 4.1.1, 4.1.2). Eventuelle altersabhängige (immatur/adult) und saisonelle Migrationen zwischen unterschiedlich belasteten Brutgebieten und Winterquartieren können die Spurenelementanreicherung in diesen Vögeln und damit auch die untersuchten altersabhängigen Akkumulationen (Kap. 4.3.3) bzw. zwischenartlichen (Kap. 4.5) oder geographischen Vergleiche (Kap. 4.8) überlagert haben. Um dies zu prüfen, müssen zunächst die unterschiedlichen Verbreitungen und Migrationen dieser Vögel betrachtet werden.

4.1.1 Dreizehenmöwen

Im Allgemeinen wird für diese Vogelart ein Verbreitungsgebiet von Russland (Südrand der Packeiszone) bis nach Portugal beschrieben (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Theoretisch sind Migrationen innerhalb dieses Verbreitungsgebietes möglich. Nach POWERS (1983) und BAIRD (1994) ist z. B. Neufundland ein wichtiges Winterquartier für Dreizehenmöwen aus der europäischen Arktis. Dreizehenmöwen können den Atlantik in beide Richtungen überqueren, so dass grönländische bzw. nordamerikanische Vögel in Westeuropa wiedergefunden wurden und umgekehrt (CRAMP & SIMMONS 1983, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, HUETTMANN & DIAMOND 2000). Dreizehenmöwen sind dabei nicht nur auf dem offenen Meer anzutreffen sondern können durch ungünstige Windverhältnisse gelegentlich gegen Küsten und in Trichter-mündungen gedrückt oder insbesondere bei starken Stürmen oder als Jungvögel im Binnenland

bzw. weit von ihren ursprünglichen Verbreitungsgebieten entfernt angetroffen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983, GRANT et al. 2000).

Das Wanderverhalten bzw. der Aufenthalt in unterschiedlich belasteten Gebieten ist für die Belastung der untersuchten Dreizehenmöwen-Nestlinge von untergeordneter Bedeutung, da diese Vögel die Brutkolonien selbst noch nicht verlassen hatten und lediglich indirekt durch die Schadstoffgehalte des Muttertieres von diesem Parameter betroffen sein können (Kap. 4.3.1.1). Es ist daher lediglich zu prüfen, inwieweit die Elementanreicherungen in den immaturen und adulten Dreizehenmöwen der arktischen (Hornøya) und borealen Gebiete (Runde) von Migrationen beeinflusst werden. So können sich Dreizehenmöwen - im Gegensatz zu Trottellummen - Ölplattformen nähern und höheren Schwermetallbelastungen ausgesetzt sein, da Bohrschlämme Schwermetalle enthalten und Schadstoffakkumulationen in lokalen Organismen verursachen können (QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993). Insbesondere adulte Vögel, wie z. B. Helgoländer Brutvögel (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983, PRÜTER 1986), entfernen sich in den Wintermonaten weiter von den Brutkolonien und sind daher auf dem offenen Meer - z. B. in der zentralen Nordsee - zu finden (QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993, GRANT et al. 2000). Demgegenüber halten sich immature Dreizehenmöwen oft in Küstennähe auf (POWERS 1983, BAIRD 1994). Insbesondere diese Vögel können beträchtliche Wanderungstrecken zurücklegen, bevor sie sich an einer bestimmten Brutkolonie ansiedeln (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, HUETT-MANN & DIAMOND 2000). Auf Helgoland beringte Jungvögel bzw. Nestlinge wurden z. B. in den darauffolgenden Jahren bzw. in den Wintermonaten an britischen, dänischen, norwegischen und gelegentlich sogar spanischen Küsten oder an der Küste von Murmansk wiedergefunden (PRÜTER 1986, HUETTMAN & DIAMOND 2000). Immature Vögel kehren außerdem nicht notwendigerweise zu ihren Geburtststätten zurück, sondern besiedeln oder gründen gelegentlich auch neue Kolonien (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982, COULSON & MÉVERGNIES 1992). Die Altvögel (> 4 - 5 Jahre nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982) besiedeln allerdings bei gutem Bruterfolg alljährlich dieselben Brutplätze (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Aufgrund der ausgedehnten Wanderungen dieser Altersgruppe ist nach CRAMP & SIMMONS (1983) nur eine großräumigere Unterteilung immaturer Dreizehenmöwen (grönländisch, kanadisch, europäisch) möglich. Im Gegensatz dazu scheint bei den standorttreueren adulten Vögeln eine kleinräumigere geographische Trennung der Populationen, wie zwischen den in der vorliegenden Arbeit untersuchten nordnorwegischen und mittelnorwegischen Brutvögeln möglich, zumal Vögel südlicher Populationen im Durchschnitt auch weiter südlich überwintern als z. B. norwegische oder russische Populationen (CRAMP & SIMMONS 1983, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die in der eigenen Arbeit untersuchten Dreizehenmöwen aus arktischen Populationen brüten an den Küsten bis zur Barentssee und wandern außerhalb der Brutzeit normaler-

weise westwärts (GLUTZ von BLOTZHEIM & BAUER 1982, CRAMP & SIMMONS 1983, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Sie bleiben demnach in polaren Gewässern, während Jungvögel auch südwärts durch das Binnenland bis - in Extremfällen - nach Griechenland ziehen können.

4.1.2 Trottellummen

Das Verbreitungsgebiet der Trottellummen ist ähnlich dem der Dreizehenmöwen (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Vögel europäischer Populationen sind von arktischen Gewässern bis nach Portugal anzutreffen (GRANT et al. 2000). Im Gegensatz zu den Dreizehenmöwen sind weiträumige Migrationen wie z. B. ins Binnenland selten. Die vorwiegend schwimmenden Trottellummen halten sich i. d. R. während des gesamten Jahres nahe ihrer Brutkolonien auf und beanspruchen zeitlebens den gleichen Brutplatz (FURNESS & TASKER 1992, FURNESS 1993). Sie sind daher auch unmittelbar im Anschluss an die Brutperiode (ab Juni) in großen Zahlen in der zentralen Nordsee zu finden (SKOV et al. 1995) und gelten als relativ philopatrisch (BOURNE 1976, CRAMP 1985, LYNGS & KAMPP 1996, HUETTMANN & DIAMOND 2000). Gewisse Migrationen wurden für die in der westlichen Nordsee brütenden Trottellummen beobachtet, die nach der Brutsaison z. B. ins Skagerrak und Kattegat einwandern können (SKOV et al. 1995, SKOV et al. 2000). Auch könnten Vögel, die zur selben Zeit in den Gewässern westlich von Norwegen oder in der Nordsee gefunden werden, aus den Brutgebieten der Faröer Inseln stammen (DANIELSEN et al. 1990).

Wie bei den Dreizehenmöwen können allerdings immature Lummen beträchtliche Wanderungen in ggf. unterschiedlich belastete Regionen durchführen (CRAMP & SIMMONS 1983, CRAMP 1985). Diese Vögel sind bis zu einem Alter von 2 Jahren ganzjährig abseits der Küste, Altvögel dagegen von Ende Juli bis Februar oder Mai, auf dem Meer anzutreffen (CRAMP 1985).

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Trottellummen aus **arktischen Gewässern** (Hornøya/Nordnorwegen) überwintern meist in den Gewässern vor der Küste von Murmansk oder Nordnorwegen. Nur 20 % beringter Vögel aus Nordnorwegen wurden südlich des Polarkreises gefunden. Es ist daher anzunehmen, dass sich die von Hornøya untersuchten Vögel zumindest im adulten Alter vorwiegend in geringer kontaminierten Gebieten aufhalten. Allerdings können in diese Kolonien Trottellummen, insbesondere "diesjährige" Vögel, aus den stärker kontaminierten südnorwegischen Regionen (Kap. 4.8.1) einwandern. Es ist daher nicht auszuschließen, dass diese Vögel später in arktischen Kolonien brüten und somit ein biologischer Transfer von Schadstoffen stattfindet.

Bei den hier untersuchten Trottellummen **borealer Gewässer** (Deutsche Bucht, Bretagne) handelt es sich nicht wie bei den Vögeln aus arktischen bzw. südnorwegischen Regionen um adulte

Brutvögel sondern ausnahmslos um Wintervögel, die aus verschiedenen borealen (mitteleuropäischen) Kolonien stammen könnten. Außerdem waren unter diesen Totfunden zu einem großen Teil immature Vögel. Es gibt jedoch Anzeichen dafür, dass z. B. adulte Trottellummen Helgoländer Kolonien zur Überwinterung allenfalls bis ins Skagerrak und Umgebung wandern, juvenile und z. T. männliche Tiere dagegen vorwiegend westwärts Richtung Texel ziehen (GARTHE & HÜPPOP pers. Mittlg.). Diese Vögel können aufgrund der Strömungen in der südlichen Nordsee als Totfunde an die Küsten der Deutschen Bucht und Dänemark verdriftet werden. Die in der Deutschen Bucht gefundenen Vögel stammen daher vermutlich zum größten Teil aus der Kolonie von Helgoland bzw. möglicherweise z. T. aus denen Südnorwegens, Südschwedens oder vereinzelt aus Großbritannien (CRAMP 1985). Weite Verdriftungen der untersuchten Vögel sind unwahrscheinlich, da ausschließlich Tiere in gutem Erhaltungszustand untersucht wurden.

Die in der Bretagne gefundenen Vögel brüten vorwiegend dort in lokalen Kolonien oder Irland bzw. an Küsten der Irischen See (BENTZ pers. Mittlg., CRAMP 1985). Sie können demnach von den Totfunden aus der Deutschen Bucht geographisch getrennt werden, so dass die Verwendung dieser Vögel als Monitororganismen für regionale Unterschiede in der Schadstoffbelastung möglich zu sein scheint.

4.1.3 Dickschnabellummen

Diese Vogelart gilt ebenfalls als weitgehend philopatrisch (HUETTMANN & DIAMOND 2000). Das Verbreitungsgebiet der Dickschnabellummen ist im Gegensatz zu dem der Trottellummen zum größten Teil auf die hocharktischen Gewässer beschränkt (GRANT et al. 2000). Es existieren nur geringe Überlappungen mit Trottellummen-Populationen im subarktischen Bereich (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die Dickschnabellummen sind selten weiter südlich als das nördliche Neuengland und die Norwegische See anzutreffen (HUETTMANN & DIAMOND 2000). Auch während der Wintermonate bleiben die Vögel europäischer Brutkolonien in den Kaltwasserströmungen arktischen Ursprungs mit einer südwärtigen Ausdehnung bis Mittelnorwegen (GRANT et al. 2000), oder sie halten sich im Nordatlantik von Grönland bis Westskandinavien auf (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). In Nordnorwegen brütende Vögel wandern im Winter offensichtlich in die Barentssee, in grönländische Gewässer oder bleiben in lokalen Gewässern.

Wie bei den Trottellummen sind auch hier die immaturren Vögel das ganze Jahr auf dem Meer zu finden, allerdings bleiben auch diese Tiere ganzjährig in arktischen und subarktischen Regionen nahe der Brutkolonien (HUETTMANN & DIAMONS 2000).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Dickschnabellummen sich zeitlebens in polaren bzw. subpolaren bzw. nördlichen temperierten Gewässern mit vergleichsweise geringeren Spurenelementkonzentrationen aufhalten (DONALDSON et al. 1997, s. a. Kap. 4.8.2.) und demnach insbesondere von den Dreizehenmöwen und mit Einschränkung auch von den Trottellummen abzugrenzen sind. Folglich werden die Schadstoffgehalte der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Dickschnabellummen im Gegensatz zu den beiden anderen Vogelarten weniger von dem Wanderverhalten bestimmt.

Ferner scheint bei den Dreizehenmöwen zumindest für die Brutvögel von Runde und Hornøya eine geographische Trennung möglich. Hier könnten jedoch, wie bei den Trottellummen, insbesondere die immaturen Vögel aus möglicherweise unterschiedlich belasteten Gebieten Schadstoffe aufgenommen haben.

4.2 Physiologischer Zustand

Da die tot bzw. geschwächt gefundenen und daher getöteten Vögel dieser Arbeit ausnahmslos Trottellummen borealer Gebiete waren, wird der Zusammenhang zwischen dem physiologischen Zustand, der sich in einem veränderten Körper- bzw. insbesondere Lebergewicht äußert, und dem Kontaminationsgrad der Vögel nur für diese Art diskutiert.

Obwohl die genaue Todesursache der untersuchten Vögel nicht bestimmt werden konnte, sind anhand von Literaturdaten Aussagen möglich: Die vorwiegend schwimmenden pelagischen Trottellummen, die während der Mauser flugunfähig werden und tauchend vor Gefahren flüchten, fallen alljährlich in beträchtlichen Zahlen Ölverschmutzungen zum Opfer (HARTWIG et al. 1990, DEBACKER et al. 1997, FLEET & REINEKING 2000, WELLS 2001, WIESE et al. 2001). Ein Großteil der Ölopfer wird im Winter z. B. entlang der wichtigsten Schifffahrtsrouten vom englischen Kanal in die Nordsee gefunden (FLEET et al. 1999a und 1999b, WIESE et al. 2001). Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten borealen Lummen stammen aus dieser Zeit und diesen Regionen und starben aller Wahrscheinlichkeit nach an Verölungen und ihren Folgen (PETERMANN et al. 1989, ESSELING et al. 1995, JAUNIAUX et al. 1997, PIATT & VANPELT 1997, KLASING 1998, JORGENSEN et al. 1999, MUIR et al. 1999, LEUNG & FURNESS 2001). Das Öl zerstört z. B. die Kälteisolierung und Auftriebswirkung des Gefieders (FLEET & REINEKING 2000, WIESE et al. 2001). Die Folge ist ein erhöhter Energieverbrauch der Vögel, der zu einer rapiden Abnahme des Leber- bzw. Körpergewichts durch Mobilisierung von Energiereserven führt (CULIK et al. 1991, JAUNIAUX et al. 1997, WIESE et al. 2001). Ölopfer, insbesondere juvenile Tiere, zeigen daher extreme Auszehrungen (Kachexien). Sie sterben häufig an einer entzündlichen Darmveränderung (Enteritits), die durch eine Ölaufnahme während der Gefiederreinigung verursacht wird (PETERMANN et al. 1989, DEBACKER et al.

1997, JAUNIAUX et al. 1997, STOUT 1993, FLEET & REINEKING 2000, WIESE et al. 2001). In der eigenen Arbeit wurde als Maß für den Hungerzustand der Vögel ein sog. **Konditionsfaktor** (Quotient aus Lebergewicht und Nierengewicht) entwickelt (WENZEL & ADELUNG 1996). Dieser Faktor ist proportional zur Mächtigkeit des Unterhautfettgewebes, die wiederum proportional zum Ernährungszustand der Vögel ist (PIATT & VANPELT 1997). Bei den Untersuchungen von DEBACKER et al. (2000) und DEBACKER et al. (2001) an tot vor der belgischen Küste aufgefundenen Trottellummen wurde dieser Faktor übernommen. Die Ergebnisse ihrer Untersuchung bestätigen diesen Faktor als Maß für den physiologischen Zustand der Tiere.

Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Trottellummen konnten besonders für die **essentiellen Elemente** (Cu, Zn und Se) Abhängigkeiten vom Hungerzustand nachgewiesen werden: Es waren signifikante negative Korrelationen zwischen der Kondition der Vögel und dem Kupfer-, Zink-, und Selengehalt in der Leber bzw. dem Zink- und Selengehalt in der Niere vorhanden. Durch den o. g. Abbau von Energiereserven bzw. durch Mobilisierungsprozesse kam es offenbar zu Aufkonzentrierungen und/oder Umverteilungen dieser Spurenelemente.

Diese Prozesse beeinträchtigen demnach zumindest für Cu, Zn und Se die Verwendbarkeit der hier untersuchten Totfunde als Monitororganismen, zumal keine Rückschlüsse auf die entsprechenden Elementgehalte in gesunden Vögeln derselben Populationen möglich sind. Ähnliche negative Zusammenhänge zwischen dem physiologischen Zustand und der Konzentration essentieller Elemente in Weichgeweben wurden für terrestrische Vögel sowie für Eiderenten beschrieben (z. B. ESSELINK et al. 1995, FRANSON et al. 2000).

Nach DEBACKER et al. (1997) und DEBACKER et al. (2000, 2001) waren die Cu- und Zn-Gehalte auch bei tot vor der belgischen Küste aufgefundenen Trottellummen negativ mit dem Grad der Auszehrung der Tiere korreliert. DEBACKER et al. (2001) gaben als Ursache hierfür einen generell erhöhten Metabolismus während der Gewichtsabnahmen und nicht den Gewichtsverlust selbst an, da die Nierenwerte die gleichen negativen Abhängigkeiten vom Konditionsfaktor zeigten wie die Leberwerte, obwohl sie geringeren Gewichtsschwankungen unterliegen. Die eigenen Ergebnisse lassen diesen Rückschluss jedoch nur in Bezug auf Zink zu, da sich die Zn-Werte sowohl in der Leber als auch in der Niere umgekehrt proportional zum Konditionsfaktor verhielten, während diese Zusammenhänge bei Kupfer nur in der Leber feststellbar waren. Folglich haben nach den eigenen Untersuchungen zumindest für Kupfer Aufkonzentrierungen durch die Gewichtsabnahmen stattgefunden. Eine Ursache für diese unterschiedlichen Ergebnisse könnte in dem jeweiligen Belastungsgrad der Vögel liegen: Die von DEBACKER et al. (2001) ermittelten Kupferwerte in der Niere belgischer Vögel lagen um fast das 3fache höher als die entsprechenden Nierenwerte der Vögel aus der Bretagne.

Die eigenen Ergebnisse belegen die Remobilisierung und ggf. Aufkonzentrierungen dieser essentiellen Elemente durch Hungerzustände und den damit verbundenen Proteinabbau. An diesem

veränderten Metabolismus sind wahrscheinlich entscheidend die metallbindenden Metallothioneine beteiligt, deren Bildung durch Hungerzustände induziert werden kann (DEBACKER et al. 2001). Unter diesen Umständen könnten neue Bindungskapazitäten für Zn und Cu in den Organen geschaffen werden, die die Aufkonzentrierungen der Elemente verursachen.

Bei den **Quecksilbergehalten** konnte keine eindeutige Abhängigkeit von dem physiologischen Zustand der Trottellummen festgestellt werden. Die eigenen Ergebnisse weisen in geschwächten Vögeln eher auf Umverteilungen von Quecksilber z. B. während der Mauserperiode als auf Aufkonzentrierungen durch das abnehmende Lebergewicht hin, da nur in den Federn und nicht in der Leber und Niere signifikante negative Abhängigkeiten von dem Konditionsfaktor der Tiere festzustellen waren. THOMPSON et al. (1991) stellten in tot aufgefundenen Vögeln ähnliche Vermutungen an, führten diesbezüglich jedoch keine Untersuchungen durch. Auch NORHEIM & KJOS- HANSEN (1984) und FRANSON et al. (2000) konnten bei der Untersuchung der Hg-Gehalte in der Leber und/oder Niere verschiedener Seevogelarten, einschließlich arktischer Dickschnabellummen, keine Korrelationen mit dem Ernährungszustand oder dem Körpergewicht feststellen. PIATT & VANPELT (1997) fanden ebenfalls keine Unterschiede zwischen ausgezehrten Trottellummen aus Alaska und solchen gesunder Populationen.

Dem widersprechen die Untersuchungen von HONDA et al. (1986c) und SUNDLOF et al. (1994), die in tot gefundenen Adeliepinguinen und Watvögeln gegenüber geschossenen eine rapide Zunahme der Quecksilberkonzentrationen bei dem Abbau von Energiereserven (Reduktion des Körperfettes) feststellten. Desgleichen fanden DEBACKER et al. (1997) in tot aufgefundenen "belgischen" Trottellummen eine deutliche negative Abhängigkeit des Hg-Gehaltes der Niere von dem Grad der Auszehrung. Die Ursache für dieses im Vergleich zur eigenen Arbeit unterschiedliche Ergebnis ist unklar. Möglicherweise war der Anteil der bereits gemauserten Vögel und damit der Grad der Hg-Eliminierung über die Federn (s. Kap. 4.3) in beiden Arbeiten unterschiedlich.

Auch die **Cadmiumkonzentrationen** waren nach den eigenen Ergebnissen unabhängig von dem physiologischen Zustand der Vögel. Eine mögliche Ursache ist die Akkumulation von Cadmium vorwiegend in der Niere, die von Gewichtsabnahmen durch Ölvergiftungen weniger stark betroffen ist als die Leber (KÜHNAST 1991), so dass Umverteilungs- oder Aufkonzentrierungsprozesse aufgrund dieser Schwankungen weniger stark ausgeprägt sind (FURNESS 1993). Entscheidend waren - wie in Kapitel 4.3.3 dargelegt wird - altersabhängige Anreicherungen. So konnten bei dem Vergleich der Cd-Konzentrationen arktischer und borealer Trottellummen der eigenen Arbeit die geringeren Werte in den geschwächt oder tot gefundenen borealen Vögeln verglichen mit den arktischen auf den großen Anteil immaturer Vögeln zurückgeführt werden. Allerdings war der Probenahmezeitpunkt unterschiedlich und die Werte daher nicht direkt vergleichbar.

Die z. T. stark voneinander abweichenden Literaturdaten bestätigen jedoch obige Aussagen: ESSELINK et al. (1995) fanden bei der Untersuchung der Cd-Gehalte in Leber und Niere und des physiologischen Zustandes von Eulen (*Tyto Alba Guttata*) keine Zusammenhänge. PIATT & VANPELT (1997) stellten ebenfalls bei Cd keine Unterschiede zwischen ausgezehrten Trottellummen aus Alaska und solchen gesunder Populationen fest. Allerdings ermittelten FRANSON et al. (2000) bei tot gefundenen Eiderenten deutlich höhere Cd-Konzentrationen als bei geschossenen Vögeln. Im Gegensatz dazu fand ZUNK (1980) in zwei tot bzw. krank gefundenen Dreizehenmöwen von Helgoland geringere Cadmiumgehalte als in gesunden Vögeln. STOCK et al. (1989) wiesen wiederum auf eine mögliche Aufkonzentrierung von Cadmium in den verhungerten tot gefundenen Austernfischern hin, zumal die gefundenen Belastungen zwei- (Leber) bis dreimal (Niere) so hoch waren wie Literaturdaten zur Kontamination gesunder Vögel.

In Tabelle 21 sind den eigenen Ergebnissen Literaturdaten gegenübergestellt. Die genannten unterschiedlichen Spurenelementkonzentrationen in Trottellummen könnten auf verschiedene analytische Methoden, Unterschiede im Sammlungszeitpunkt sowie in der Herkunft und Alterszusammensetzung der Vögel zurückgeführt werden. Auffällig ist, dass die in der vorliegenden Arbeit für die Trottellummen aus der Bretagne ermittelten Konzentrationen mit Einschränkung die größten Ähnlichkeiten mit den von DEBACKER et al. (1997) bei belgischen Trottellummen (Wintervögel) gefundenen Werten aufwiesen. Dies deutet darauf hin, dass möglicherweise Überlappungen bei den Aufenthaltsgebieten der jeweils untersuchten Vögel existieren. Die Selengehalte wurden von den Autoren nicht bestimmt.

Da in einigen dieser Arbeiten Frischgewichtsbestimmungen durchgeführt wurden, wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Wasseranteil der jeweiligen Gewebeprobe bestimmt und die Literaturdaten auf Trockengewichtsbasis umgerechnet. Es errechnete sich für die borealen Trottellummen in der Leber ein Umrechnungsfaktor von $3,54 \pm 0,29$ und in der Niere ein Faktor von $4,45 \pm 0,47$. Die auf Frischgewichtsbasis angegebenen Konzentrationen wurden daher mit dem Faktor 3,5 (Leber) bzw. 4,5 (Niere) multipliziert.

Tab. 21: Spurenelementkonzentrationen der Trottellummen in µg/g Tg. Angegeben sind Mittelwerte ± Standardabweichung bzw. Bereiche oder Mediane von Literaturdaten und eigenen Ergebnissen.

	Hg		Cd		Zn		Cu		Se	
	Leber	Niere	Leber	Niere	Leber	Niere	Leber	Niere	Leber	Niere
DEBACKER et al. (2001)¹⁾ <u>Totfunde/Belgien-Wintervögel</u>				15,4± 11,4	154± 38,5	237± 71	61,3± 42	72± 56,3		
DEBACKER et al. (1997)	5,9±2,9 5,4	4,6±3,0 4,0	2,41±1,6 2,1	adult: 10,4±6,8 immatur: 5,9±4,0	145±39 138	169±41 168	52±17 52	28±12 27		
JOIRIS et al. (1997)	3,56- 8,58	2,92- 7,88								
PIATT & VAN-PELT (1997) <u>- Alaska -</u>	1,80± 1,32	1,08± 0,30	4,46± 4,69	13,7± 19,9			30,8± 11,3	14,4± 8,53	12,5± 5,77	20,1± 9,57
STEWART et al. (1994) <u>Schottland - gesunde Wintervögel</u>										
adult	0,87± 0,28	0,84± 0,24	1,66± 0,52	6,14± 2,04	69,7± 11,6	72,3± 7,0	15,48± 2,29	13,00± 1,70		
immatur	1,06± 0,44	1,02± 0,25	1,09± 0,22	1,56± 0,71	60,8± 7,7	59,3± 14,8	13,34± 2,64	12,26± 2,66		
HEIDMANN et al. (1987) <u>Totfunde/Nordseeküste - Wintervögel</u>	5,18 1,12-15,09		1,257 0,385-10,15							
eigene Arbeit <u>- Bretagne</u>										
adult	4,43± 1,28	4,25± 1,73	5,10* ±7,0	18,28* ±21,19	135,4± 43,2	163,5± 88,3	43,1± 24,7	27,34± 13,86	15,87± 9,07	25,91± 16,56
immatur	5,35± 3,37	4,73± 3,24	1,29± 1,39	5,14± 4,47	108,9± 34,6	123± 34,1	26,96* ±21,5	25,94± 13,28	16,55± 7,78	24± 10,27
- Dt. Bucht										
adult	8,5± 3,77	7,0± 2,91	2,67± 1,24	12,90± 8,35	162,5± 23,7	204,1± 27,0	62,61± 16,85	32,88± 7,14	13,75± 2,20	24,88± 2,28
immatur	8,29± 4,2	6,56± 4,22	1,86± 0,75	4,32± 2,51	149± 29,4	176,6± 47,8	53,53± 20,3	30,4± 10,64	14,52± 4,48	23,03± 7,79

*: Durch zwei Ausreißerwerte stark verschobener Mittelwert (Cd: Median_{Leb.}: 1,45 ppm Tg, Median_{Niere}: 8,51)

¹⁾: Konditionsfaktor ≤ 2.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Abhängigkeit der Konzentrationen essentieller Elemente von dem physiologischen Zustand ungeachtet der Vogelarten und Lebensgewohnheiten einheitlicher ist als bei den nicht essentiellen Elementen. Wegen der metabolischen Regulation der essentiellen Elemente existieren hier offenbar weitgehend identische Stoffwechselmechanismen als Reaktion auf Gewichtsabnahmen, die während der Wintermonate - zumindest für die Trottellummen der südlichen Nordsee - typisch zu sein scheinen (DEBACKER et al. 1997, JOIRIS et al. 1997). Bei den nicht essentiellen Metallen fehlen elementspezifische Regulationsmechanismen, so dass die Stoffkonzentrationen bei Hungerzuständen wegen unterschiedlicher Lebensgewohnheiten und evtl. taxonomischer Besonderheiten in der Stoffwechselphysiologie der Tiere offenbar größeren Schwankungen unterliegen. Außerdem sind nach den eigenen Ergebnissen andere Parameter für die Anreicherung nicht-essentieller Elemente entscheidender als der physiologische Zustand (s. Kap. 4.3 u. 4.5).

Die von einigen Autoren vermutete erhöhte Anfälligkeit gegenüber Schadstoffexponierungen bei verölten Vögeln (ESSELING et al. 1995, PIATT & VANPELT 1997, JORGENSEN et al. 1999, MUIR et al. 1999, LEUNG & FURNESS 2001) trifft nach den eigenen Ergebnissen allenfalls auf die essentiellen Elemente zu. Über die Anfälligkeit ggf. nur schwach verölter und daher überlebender Trottellummen ist jedoch keine Aussage möglich, da diese Vögel nicht untersucht werden konnten.

4.3 Altersabhängige Anreicherungen

4.3.1 Spurenelementakkumulation während der Nestlingsentwicklung

In diesem Kapitel werden die Ursachen für die Elementverteilung (z. B. Exkretion und Organwachstum) in den Dreizehenmöwen-Nestlingen der Helgoländer Kolonie diskutiert und die Quellen eventueller Kontaminationen (Eigehalte, Nahrung) erläutert.

Die eigenen Untersuchungen ergaben für **Cadmium**, **Kupfer** und mit Einschränkung auch für **Zink** in den inneren Organen ein ähnliches Akkumulationsmuster: In jungen bzw. frisch geschlüpften Vögeln wurden geringere Konzentrationen gefunden als in älteren Tieren. Eine Ausnahme bildeten hier die Zink- und Cadmium-Gehalte des Gehirns: Die Zn-Werte sanken mit zunehmendem Nestlingsalter, und die Cd-Gehalte lagen unterhalb der Nachweisgrenze.

Quecksilber und **Selen** zeigten eine mit keinem der übrigen Metalle vergleichbare altersabhängige Elementverteilung: Die zu Beginn der Entwicklung hohen Quecksilbergehalte nahmen mit zunehmendem Nestlingsalter ab. Bei Selen war weder eine altersabhängige Anreicherung noch eine Elimination nachzuweisen.

Es ergibt sich daher die Frage, inwieweit die Elementgehalte der Eier bzw. der Muttertiere oder der während der Nestlingsentwicklung aufgekommene Nahrung ausschlaggebend für die Spurenelementakkumulation in den Nestlingen war bzw. ob und in welchem Ausmaß die Gewichtsentwicklung die Elementanreicherung beeinflusste.

4.3.1.1 Einfluss durch Elementkonzentration der Eier

a) Quecksilber

Durch die ermittelten generell hohen Quecksilbergehalte zu Beginn der Nestlingsentwicklung konnte gezeigt werden, dass für die Belastung dieser Vögel die Hg-Gehalte der Eier entscheidend waren. Ein Einfluss durch verfütterte Nahrung ist in dieser Altersklasse auszuschließen, da die Vögel nicht oder kaum gefüttert wurden. KÖTH (1990) vermutete zwar als mögliche Ursache für erhöhte Quecksilbergehalte in der Leber und Niere frisch geschlüpfter Nestlinge einen großen biologischen Stress und den damit verbundenen Abbau des Körperfettgewebes während des Schlüpfens (erste Stehversuche). Dies wurde jedoch in der vorliegenden Arbeit durch die festgestellte Normalgewichtigkeit der jungen Nestlinge widerlegt (s. Kap. 4.3.1.3).

Die eigenen Ergebnisse zeigen, dass die Hg-Exponierung der Muttertiere in der Helgoländer Brutkolonie während oder vor der Eiproduktion relativ hoch war und den größten Einfluss auf die Belastung der Nestlinge hatte. Ein Großteil der aus den Eiern übernommenen Hg-Gehalte wurde dabei in die von allen Geweben am höchsten kontaminierten Dunen eingelagert. Ähnliche Resultate liegen von Albatrossküken vor (BURGER & GOCHFELD 2000a), die wie die Dreizehenmöwen bereits während der Embryonalentwicklung ein vollständiges Dunenkleid ausbilden.

Auch für andere Vogelarten wurde ein Einfluss der Elementkonzentrationen der Eier auf die Anreicherungen in Küken beschrieben (z. B. TERNES & RÜSSEL 1986, WIENEMEYER et al. 1993, MORERA et al. 1997, DMOWSKI 1999). Nach MORERA et al. (1997) können insbesondere Seevogeleeier beträchtliche Hg-Konzentrationen enthalten. BECKER & SPERVESLAGE (1989) fanden durch Korrelationsberechnungen zwischen Eiern und Küken der auf Mellum brütenden Silbermöwe, dass die Quecksilbergehalte der Nestlingen durch die Gehalte in den Eiern bestimmt wurden. STEWART et al. (1997) untersuchten verschiedene Seevögel, u. a. Trottellummen und Dreizehenmöwen, und stellten positive Korrelationen zwischen den Hg-Gehalten der Nestlings-Dunen und der Körperfedern adulter Weibchen fest.

Insbesondere in relativ hoch kontaminierten Gebieten wie der Deutschen Bucht können von dem Muttertier erhebliche Schadstoffmengen (BECKER et al. 1992) in die Eier bzw. in die sich entwickelnden Embryonen eingebracht werden. Die Eier der Flussseschkwalben der Deutschen Bucht gehörten z. B. mit bis zu 7 µg Quecksilber/g zu den am stärksten belasteten Gelegen überhaupt (BECKER et al. 1991).

Der Belastungsgrad der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Nestlinge kann jedoch nur unter Berücksichtigung der Schwermetallbelastung der unterschiedlichen Bereiche der Nordsee beurteilt werden (s. Kap. 4.8), zumal keine vergleichbaren Ergebnisse zur Schadstoffakkumulation nestjunger Dreizehenmöwen aus anderen Gebieten vorliegen. FURNESS et al. (1995) untersuchten ebenfalls Dreizehenmöwennestlinge aus dem Bereich der Deutschen Bucht, allerdings wurde kein konkretes Alter der Vögel angegeben. Da Körperfedern analysiert wurden, handelte es sich vermutlich um ältere Nestlinge, bei denen der Federwechsel bereits abgeschlossen war ($> AK 4$) und deren Hg-Gehalte daher nicht nur von den Gehalten aus den Eiern bestimmt wurden. Außerdem wurden u. a. Federn von Museumsvögeln untersucht und der Probenahmezeitraum daher lediglich mit "nach 1940" angegeben. Dennoch wurden in der eigenen und der zitierten Arbeit mit $2,87 \pm 0,64$ (AK 4) bzw. $2,65 \pm 0,61$ ppm nahezu identische Hg-Werte gefunden.

Durch den festgestellten Einfluss der Eibelastung auf die Hg-Gehalte der frisch geschlüpften Nestlinge war in Bezug auf die **Herkunft dieses Schadstoffes** zu klären, ob die ermittelten Werte in den frisch geschlüpften Küken eher die Langzeitakkumulation des Muttertieres oder lokale Kontaminationen repräsentierten. Nur in letzterem Fall wären die untersuchten Nestlinge als Bioindikatoren für die Hg-Belastung ihres Lebensraumes geeignet. Die eingangs genannten Unterschiede zwischen der Belastung der jungen und älteren Nestlinge könnten als Indiz dafür gewertet werden, dass die frisch geschlüpften Nestlinge Quecksilberanteile der Muttertiere aus der Langzeitakkumulation und - möglicherweise zu einem größeren Teil - aus der erhöhten Aufnahme relativ hoch belasteter Nahrung im Bereich der Brutgebiete enthalten.

Verschiedene Seevogelarten haben offenbar nicht nur während der Nestlingsaufzucht (GOLET et al. 2000) sondern auch während der Eibildungsphase einen erhöhten Energiebedarf. Dieser wird durch eine verstärkte Nahrungsaufnahme nahe der Brutkolonien gedeckt (HILLSTROM et al. 1994, GOCHFELD 1997), so dass die Eier in diesen Fällen das mit der lokalen Nahrung aufgenommene Quecksilber enthalten (BECKER 1991, THOMPSON et al. 1991, BECKER et al. 1991, FURNESS 1993, LEWIS et al. 1993). Adulte Dreizehenmöwen von Helgoland hätten demnach während oder unmittelbar vor der Brutperiode mehr Nahrung konsumiert als während der Wintermonate und waren möglicherweise stärker von lokalen Kontaminationen als von Langzeitexpositionen betroffen. Außerdem ernährten sich die in der Nordsee brütenden Dreizehenmöwen nur während der frühen Phase der Brutzeit von älteren und damit relativ großen Sandaalen (LEWIS et al. 2001). Folglich verzehrten die Dreizehenmöwen während der Eibildungsphase wahrscheinlich höher kontaminierte Fische (s. Kap. 4.5.3), die zu den erhöhten Quecksilbergehalten in den Eiern und damit den frisch geschlüpften Nestlingen beigetragen haben. Unter dieser Voraussetzung sind die jungen Nestlinge als Bioindikatoren für die lokalen Belastungen des Brutgebietes geeignet. Dies gilt allerdings nur, wenn die Hg-Expositionen der Muttertiere in den übrigen Quartieren seit der letzten Mauser deutlich niedriger waren als die der

Brutgebiete (HUGHES et al. 1997), da sonst Langzeitakkumulationen eine größere Rolle spielen könnten. Es liegen jedoch keine Ergebnisse zur Belastung dieser Altvögel aus den Winter- oder Sommermonaten vor, so dass keine abschließenden Aussagen über die Herkunft des Quecksilbers möglich sind. Da Quecksilber in Vögeln eine biologische Halbwertszeit von 2 - 3 Monaten hat, könnten die in den Eiern enthaltenen Hg-Gehalte wenigstens teilweise aus den Winterquartieren der Muttertiere stammen (WAYLAND et al. 2000).

Auch in der Literatur existieren keine einheitlichen Angaben über die Herkunft der Ei-Hg-Gehalte: Nach der Auffassung von FURNESS & TASKER (1992) reflektieren die Eier eher lokale Kontaminationen der Brutgebiete als die Quecksilberaufnahme des Muttertieres aus dem vorangegangenen Jahr, zumal Quecksilber in dem aus dem Serum (= aktuelle Belastung) synthetisierten Eiweiß und nicht in dem in der Leber (= Langzeitakkumulation) gebildeten Eigelb akkumuliert (AMAP 1998).

Demgegenüber werteten STEWART et al. (1997) die deutlich höheren Hg-Gehalte der Dunen von Skuas im Vergleich zu später gebildeten Körperfedern als Indiz dafür, dass ein Teil der aus den Eiern aufgenommenen Schwermetallgehalte aus der "Langzeitakkumulation" des Muttertieres seit der letzten Mauser oder aus einer erhöhten Nahrungs- und damit Hg-Aufnahme während der Eibildungsphase stammt. Auch die Untersuchungen von HUGHES et al. (1997) lassen wegen der fehlenden Korrelationen zwischen den Hg-Gehalten der Eier und der neu gebildeten Nestlingsfedern den Schluss zu, dass erstere nicht nur die lokale Schadstoffbelastung wieder spiegeln sondern auch die höheren Expositionen der Muttertiere in den Winterquartieren oder anderen Aufenthaltsgebieten. Allerdings wurden bei dieser Untersuchung evtl. wechselnde Ernährungsgewohnheiten während der Eibildungs- und der Fütterungsphase nicht in Betracht gezogen (s. Kap. 4.3.1.2)

b) Selen

Neben Quecksilber wurde in der vorliegenden Arbeit auch Selen in relativ hohen Konzentrationen in den Nestlingen nachgewiesen. Eine weitere Parallele zwischen beiden Elementen waren die abnehmenden Konzentrationen in den Federn zwischen AK 3 und AK 4. Demnach konnte auch Selen über die Dunen aus dem Körper eliminiert werden. Da es sich bei Selen um ein essentielles Element handelt, weisen diese hohen Anfangskonzentrationen einerseits auf die hohe Affinität des Selens zum Keratin der Federn hin. Außerdem wurde ein Überschuss an Selen aus den Eiern aufgenommen, der stoffwechselphysiologisch nicht benötigt und daher über die Dunen eliminiert wurde. Die Selenkonzentrationen lagen zudem in der vorliegenden Arbeit in den Weichgeweben der Nestlinge höher als die Quecksilberwerte (s. a. FURNESS & TASKER 1992, SYDMAN & JARMAN 1998, WAYLAND et al. 2000). Demnach stammte der Großteil der in den nestjungen Vögeln gefundenen Selengehalte aus den Eiern.

Nach GORDUS (1999) und SANTOLO et al. (1999) können erhebliche Selenmengen von dem Muttertier über die Eier auf Jungvögel übertragen werden, selbst wenn die Gehalte in der Nahrung relativ gering sind. Da Selen außerdem eine relativ kurze biologische Halbwertszeit von wenigen Wochen hat (AMAP 1998), spiegeln die bei den frisch geschlüpften Dreizehnmöwen der vorliegenden Arbeit ermittelten Selengehalte weniger eine evtl. Langzeitakkumulation des Muttertieres sondern vermutlich eher die lokalen Belastungen aus der während der Eibildungsphase aufgenommenen Nahrung wieder. Diese Aussage wird durch verschiedene Literaturangaben bekräftigt: Nach WAYLAND et al. (2000) und GORDUS (1999) war die lokale Nahrung der Muttertiere in den Brutkolonien verantwortlich für die Selengehalte in Eiern von Heringsmöwen bzw. Stelzen. OHLENDORF et al. (1986a,b), STANLEY et al. (1994) und GORDUS (1999) fanden in Eiern verschiedener Vogelarten wie Seetauchern und Stelzen deutliche Unterschiede im Se-Gehalt entsprechend der regionalen Expositionen. Auch SANTOLO et al. (1999) ermittelten bei Fütterungsversuchen von Turmfalken mit Selenomethionin signifikant höhere Selengehalte in den Eiern der hoch exponierten Vögel verglichen mit den Kontrolltieren.

Allerdings ist nach Kapitel 4.3.2.2 nicht auszuschließen, dass bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Nestlingen zumindest ein Teil des aus den Eiern übernommenen Selens aus den Winterquartieren des Muttertieres stammt.

c) Cadmium

Nach den eigenen Ergebnissen stellte die Cadmiumaufnahme aus den Eiern, im Gegensatz zu der Quecksilberaufnahme, keine relevante Kontaminationsquelle für die jungen Dreizehnmöwen-nestlinge von Helgoland dar. Eine entsprechend geringe Cd-Belastung der Muttertiere kann als Ursache für die geringen Konzentrationen in allen Geweben der jungen Nestlinge ausgeschlossen werden (s. Kap. 4.3.2). Vielmehr existiert offenbar eine Transportbarriere für Cadmium zwischen dem mütterlichen Organismus und den Eiern (FURNESS & TASKER 1992, DMOWSKY 1999, HERNÁNDEZ et al. 1999, MUIR et al. 1999). Folglich enthielten die Eier keine messbaren oder nur geringe Konzentrationen (s. a. MORA et al. 1997, MORERA et al. 1997, GOCHFELD 1997, NYHOLM 1998, MUIR et al. 1999). Vermutlich ist ein effektiver Bindungsmechanismus von Cadmium an Proteine in den adulten Vögeln (s. Kap. 4.6) Ursache für den geringen Transport dieses Elements in die Eier. Allerdings könnte die o. g. Transportbarriere durchbrochen und Cadmium in den Eiern (BURGER & GIBBONS 1998) bzw. frisch geschlüpften Nestlingen angereichert werden, wenn durch hohe Umweltbelastungen die Bindungskapazitäten in den Geweben der Muttertiere erschöpft sind. Dies kann jedoch wegen der geringen Anfangskonzentrationen in den Nestlingen der vorliegenden Arbeit ausgeschlossen werden.

Literaturangaben zu den Cd-Gehalten in Eiern und Küken unterstützen diese Schlussfolgerungen: BECKER & SPERVESLAGE (1989) stellten z. B. fest, dass die Cadmiumkonzentrationen und

Gesamtbelastungen in 5 Tage alten Silbermöwen-Küken signifikant höher waren als in den Eiern desselben Geleges. Es konnten keine signifikanten Korrelationen zwischen der Belastung der Eier und der Küken festgestellt werden. MUIR et al. (1999) fanden bei Küken von Dickschnabellummen, Trottellummen und Dreizehenmöwen gegenüber den Eiern deutlich erhöhte Cadmiumgehalte. Darüber hinaus konnten keine Korrelationen zwischen den Konzentrationen in Eiern und den Belastungen des Lebensraumes oder der Muttertiere festgestellt werden (DMOWSKI 1999).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Quecksilber- und Selengehalte der Nestlinge entscheidend durch die Konzentrationen in den Eiern und damit des Muttervogels bestimmt wurden. Die Vögel können daher in ihren ersten Lebenstagen besonders anfällig gegenüber Quecksilberintoxikationen sein. Demgegenüber wiesen die relativ niedrigen Cadmiumgehalte der frisch geschlüpften Vögel und die erhöhten Konzentrationen in älteren Küken auf den Einfluss anderer Faktoren während der Nestlingsentwicklung hin (Kap. 4.3.1.2). Nach DMOWSKI (1999) spielen Zink und Kupfer für die Embryonalentwicklung von Vögeln eine wichtige Rolle, so dass sie dementsprechend in die Eier eingelagert und während der Embryonalentwicklung aufgebraucht wurden. Die Konzentrationen waren daher in den frisch geschlüpften Nestlingen relativ gering und stiegen erst durch die Zufütterung wieder an.

4.3.1.2 Einfluss durch Nahrung

Während die Spurenelementgehalte der Eier eine entscheidende Bedeutung insbesondere für die Konzentrationen in den jungen Nestlingen haben können, sind die sich entwickelnden Küken biotischen und abiotischen Faktoren ihres Lebensraumes ausgesetzt. Den größten Einfluss auf die Elementanreicherung in den Vögeln hat dabei oft die durch die Elterntiere verfütterte Nahrung (BECKER & SPERVESLAGE 1989, HONDA et al. 1990, FURNESS 1993, BURGER & GOCHFELD 2000b).

Nestlinge werden meist mit bestimmten Nahrungstieren, die einen hohen Energiegehalt besitzen, gefüttert (FURNESS 1993). Wegen dieser Nahrungspräferenzen z. B. der Dreizehenmöwen, dem relativ kleinen Nahrungsgebiet in unmittelbarer Nähe der Brutkolonie und der dadurch geringeren Variabilität der Schwermetallgehalte in den Küken verglichen mit den adulten Tieren ist es nach der Auffassung von FURNESS (1993) nicht nötig, eine große Stichprobenzahl zu wählen, um verlässliche Resultate zu erhalten. Aus diesem Grund können auch bei dem z. T. relativ kleinen Stichprobenumfang der Dreizehenmöwen-Nestlinge verlässliche Aussagen zu der ernährungsbedingten Belastung dieser Tiere gemacht werden.

Zuvor muss jedoch die Zusammensetzung der an die Küken verfütterten Nahrung betrachtet werden. Untersuchungen zu den Ernährungsgewohnheiten dieser Vögel wurden von PRÜTER

(1986,1989) und MAUL (1994) durchgeführt: In den Nestlingsmägen konnten in den 80er Jahren nur relativ wenig Evertibratenreste gefunden werden, bei denen lediglich schwärmende Seeringelwürmer der Art *Nereis virens* und *Nereis pelagica* in nennenswerter Menge nachgewiesen werden konnten. Zum Großteil bestand die Nahrung jedoch aus Fischen der Familien Ammodytidae, Clupeidae und Gadidae. In den Jahren 1990 - 1992 und damit einem Probennahmezeitraum der eigenen Arbeit wurden vorwiegend Gadidae mit einem zunehmenden Anteil an Fischereiabfällen aufgenommen. Die Untersuchungen zeigten ferner, dass Dreizehenmöwen-Nestlinge offenbar durch stärkere Magensäure zur vollständigeren Verdauung der Fischnahrung fähig sind (HÜPOPP pers. Mittlg.), zumal sie keine Speiballen produzieren. Durch diesen Mechanismus können vermehrt Schadstoffe aus der Nahrung freigesetzt und resorbiert werden.

a) Quecksilber

Laut Literaturangaben wiesen (See-)Vogelküken, die hauptsächlich mit Fischnahrung gefüttert werden, vergleichsweise hohe Quecksilberbelastungen auf (BECKER et al. 1994, DESGRANGES et al. 1998, GOCHFELD 1997, GARIBOLDI et al. 1998, SYDMAN & JARMAN 1998). Die Quecksilberanreicherung war dabei um so höher, je stärker belastet die jeweilige Region war: FURNESS et al. (1995) konnten z. B. in Federn von Seeschwalbenküken aus Kolonien im Bereich der Elbe deutlich höhere Konzentrationen feststellen als in solchen aus der Jade. Die Autoren vermuteten außerdem, dass insbesondere bei Vogelarten, bei denen die Gefiederbildung relativ spät in der Entwicklung einsetzt, eine nahrungsbedingte Anreicherung von Quecksilber in inneren Organen stattfinden kann, bevor ein Großteil dieser Körperbelastung über die Mauser ausgeschieden werden kann. DESGRANGES et al. (1998) modellierten den Hg-Transfer von der Fischnahrung zu Fischadler-Nestlingen und fanden positive Korrelationen zwischen den Blut-Hg-Werten der Nestlinge und der Belastung der Nahrungstiere.

Aufgrund der trophischen Stellung bzw. dem Kontaminationsgrad der vorwiegend piscivoren Nahrung war in den Dreizehenmöwen-Nestlingen von Helgoland ein Anstieg der Quecksilberkonzentrationen mit zunehmendem Alter zu erwarten. Statt dessen nahmen die Konzentrationen ab. So zeigte z. B. das später gebildete Großgefieder deutlich geringere Belastungen als die Dunen. Demnach war die Quecksilberaufnahme aus der Nahrung im Vergleich zu der aus den Eiern und damit den Muttertieren von untergeordneter Bedeutung.

In der Nordsee brütende Dreizehenmöwen ernähren sich in der späteren Brutsaison vermehrt von < 1 Jahr alten Sandaalen und anderen kleineren Fischen wie Sprotten (LEWIS et al. 2001). Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Nestlinge wurden demnach vorwiegend mit jungen und kleineren Fischen gefüttert (s. a. HARRIS & WANLESS 1997). Dies und ein möglicher Evertibratenanteil in der Nahrung kann als Hauptgrund für die Abnahme der Konzentrationen mit zunehmendem Nestlingsalter gewertet werden (s. a. Kap. 4.5.3).

Eine frühe Studie von LINDBERG & ODSJÖ (1983) unterstützt die eigenen Ergebnisse zu dem Einfluss relativ gering belasteter Nahrungstiere: Die Autoren stellten bei handaufgezogenen Wanderfalken (*Falco peregrinus*) fest, dass die Körperbelastung junger Vögel mit Quecksilber bei dem Verzehr gering belasteter Nahrung abnahm und bei dem Verzehr hochbelasteter Nahrung zunahm. Zudem wurden geographische Unterschiede in der Belastung nestjunger Vögel beseitigt, wenn die unterschiedlich kontaminierten Jungvögel ein Jahr lang mit gering belasteter Nahrung gefüttert wurden. Demnach führt eine hohe trophische Stellung der Muttertiere (= vorwiegend Fischnahrung) und eine daraus resultierende hohe Belastung zu relativ hohen Konzentrationen in den Eiern bzw. den jungen Nestlingen und einem evtl. geringeren Einfluss der Quecksilberaufnahme durch die Nahrung während der Nestlingsentwicklung.

Hinzu kommt, dass sich die älteren Dreizehenmöwennestlinge mit der Bildung des Großgefieders mitten in der **Mauserperiode** befanden. Nach den eigenen Ergebnissen wurde ein großer Teil des über die verfütterte Nahrung aufgenommenen Quecksilbers durch die Mauser aus dem Körper eliminiert, da während der gesamten Nestlingsentwicklung das Gefieder deutlich höhere Belastungen aufwies als die inneren Organe.

Dieses Ergebnis wird durch zahlreiche Literaturangaben bezüglich der hohen Affinität von Quecksilber zum Keratin und der dadurch effektiven Elimination von Quecksilber durch die Federn untermauert, die je nach Vogelart < 10 bis > 90 % der gesamten Körperbelastung ausmachen kann (LEWIS & FURNESS 1991, BECKER et al. 1993a, LEWIS et al. 1993, BECKER et al. 1994, KIM et al. 1996a, GOCHFELD 1997, STEWART et al. 1997, AMAP 1998, DESGRANGES et al. 1998, FASOLA et al. 1998, DMOWSKI 1999, BURGER & GOCHFELD 2000b).

BURGER & GOCHFELD (1993a) konnten außerdem in ihren Untersuchungen zum Spurenelementgehalt in Reiher-Nestlingen nachweisen, dass direkte Zusammenhänge zwischen den Schadstoffgehalten der neu gebildeten Brustfedern und denen der während der Entwicklung aufgenommenen Nahrung bestehen. Zum gleichen Ergebnis kamen MONTEIRO et al. (1998) bei einem Vergleich der Quecksilberbelastung von Seevogelfedern und der Nahrung sowie HUGHES et al. (1997) und DESGRANGES et al. (1998) bei einem Vergleich der Hg-Gehalte der Flügel Federn von Fischadlernestlingen mit denen der aufgenommenen Fischnahrung.

STEWART et al. (1997) fanden, wie in der vorliegenden Arbeit, abnehmende Konzentrationen in den neu gebildeten Federn von Dreizehenmöwen-Nestlingen schottischer Kolonien verglichen mit den deutlich höher belasteten Dunen. Sie schlossen daraus, dass eine proportionale Einlagerung in das neue Gefieder entsprechend des Kontaminationsgrades der Nahrungstiere aus den Brutgebieten stattfindet.

Allerdings erklärt der Eliminationsprozess über die Dunen nur z. T. die abnehmenden Quecksilberkonzentrationen in allen untersuchten Geweben mit zunehmenden Nestlingsalter bei den Hel-

goländer Dreizehenmöwen. Es spielten offenbar zusätzliche Faktoren wie das Gewebewachstum (Kap. 4.3.1.3) eine wichtige Rolle. Dennoch lassen die eigenen Ergebnisse den Schluss zu, dass insbesondere die älteren Dreizehenmöwennestlinge als Bioindikatoren lokaler Belastungen verwendet werden können: Während des Probenahmezeitraumes waren die lokalen Hg-Expositionen der Nestlinge offenbar vergleichsweise gering. Bei evtl. ansteigenden Hg-Belastungen der Nahrung würden auch die Konzentrationen in den älteren Nestlingen ansteigen und somit die hier festgestellten Konzentrationsunterschiede in den jungen und älteren Nestlingen ggf. aufgehoben werden. Damit wären Kontaminationsunterschiede des elterlichen Nahrungsgebietes in den heranwachsenden Küken nachweisbar.

b) Übrige Elemente (Cd, Cu, Zn, Se)

Die **Cadmium**konzentrationen stiegen erst mit zunehmender Nestlingsentwicklung an. Die eigenen Ergebnisse zeigen den deutlich größeren Einfluss der Cd-Aufnahme aus der Nahrung verglichen mit der aus den Eiern. Damit sind die untersuchten Dreizehenmöwennestlinge als Bioindikatoren der Cadmium-Belastungen der Gewässer um Helgoland gut geeignet, zumal die Vögel mit lokalen Nahrungstieren gefüttert werden. Diese Einschätzung wird durch Literaturangaben zu verschiedenen Vogelarten bestätigt, nach denen nestjunge und nicht-flügge Vögel die Cadmium- und Kupfergehalte des Lebensraumes in Abhängigkeit vom Nahrungsverhalten widerspiegeln (TERNES & RÜSSEL 1986, KRAUS 1989, BURGER & GOCHFELD 1993b, DMOWSKI 1999, MUIR et al. 1999). Nach MUIR et al. (1999) nahmen nach dem Schlüpfen der Küken arktischer Seevögel (z. B. Dreizehenmöwen) die Cadmiumwerte wegen der stetigen Aufnahme aus der Nahrung zu. Auch nach den Ergebnissen von BURGER & GOCHFELD (1993b) waren die Konzentrationen in der während der Nestlingsentwicklung verfütterten Nahrung am bedeutendsten für Seeschwalbenküken.

Das in der vorliegenden Arbeit ermittelte Anreicherungsmuster könnte in einer teilweise aus Evertebraten bestehenden Nahrung mit höherer Cd-Belastung (s. Kap. 4.5.3) begründet sein. Hinzu kommt, dass Cadmium eine mehrjährige biologische Halbwertszeit besitzt, die z. B. bei Menschen 10 - 30 Jahre betragen kann (PESCH & KRAUS 1991, GOERING et al. 1995, AMAP 1997, 1998), und somit die Cd-Gehalte in den Vögeln mit zunehmendem Alter ansteigt (FURNESS 1996, LARISON et al. 2000).

In Bezug auf die essentiellen Elemente **Kupfer** und **Zink** war bei den Dreizehenmöwen-Nestlingen der eigenen Arbeit ein Anstieg der Konzentrationen festzustellen, der mit dem Zeitpunkt der Federbildung korrespondierte. Zum Zeitpunkt des "sichtbaren Großgefieders" der 11 - 20 Tage alten Vögel (KÖTH 1985, 1990) war ein signifikanter Anstieg der Kupferkonzentrationen in den Federn erkennbar. Die Zinkkonzentrationen der Federn waren allerdings bereits vorher bei den 6 - 10 Tage alten Vögeln signifikant erhöht. Fast zeitgleich - bei Zink etwas ver-

später in den 21 - 30 Tage alten Vögeln - kam es zu einem Anstieg der Konzentrationen in Leber und Niere. Es besteht folglich insbesondere zum Zeitpunkt der Federbildung ein erhöhter Bedarf an diesen essentiellen Elementen, von denen vermutet wird, dass sie u. a. an dem Keratinisierungsprozess teilhaben (HONDA et al. 1986a, LEE et al. 1999).

Die gleichbleibenden **Selen**konzentrationen in Weichgeweben während der gesamten Nestlingsentwicklung deuten auf die Regulation dieses essentiellen Elements in den Nestlingen hin. Es trat weder eine Anreicherung durch die Nahrung noch eine Abnahme durch vermehrte Exkretion oder Wachstumsprozesse ein. Nach den eigenen Ergebnissen herrschte daher in den Nestlingen jeder Altersstufe ein ausgeglichener Selenmetabolismus. Es wurde offenbar von den Nestlingen nur die Selenmenge aus der Nahrung resorbiert, die für Wachstumsprozesse und andere StoffwechsellLeistungen benötigt wurde. Selen ist z. B. als Enzymbaustein in Gluthathion-Peroxidasen von Bedeutung, die die Lipidperoxidation in Zellmembranen verhindern (FLORENCE 1990). Bei der Betrachtung der Gesamt-Selen-Gehalte der Nestlinge konnte allerdings eine Erhöhung des Selens in der Leber beobachtet werden. Gleichzeitig war eine Zunahme des Lebergewichts zu verzeichnen, so dass bei fortschreitendem Organ- bzw. Gewebewachstum auch der Bedarf an diesem essentiellen Element anstieg. Es ist daher verständlich, dass - im Gegensatz zu den Dunen (s. Kap. 4.3.1.1) - nur vergleichsweise wenig Selen in das neu gebildete Großgefieder eingelagert wurde. Es existieren in der Literatur keine Vergleichsdaten zu den Selenkonzentrationen in Nestlingen. Außerdem liegen keine Angaben zur Selenexkretion über Fäzes von Vögeln vor.

4.3.1.3 Einfluss der Gewichtsentwicklung bzw. des Organwachstums

Neben der Kontaminationen der Eier bzw. der während der Entwicklung aufgenommenen Nahrung wurde der Einfluss der Gewichtsentwicklung auf das Akkumulationsmuster in den Helgoländer Dreizehenmöwen-Nestlingen bewertet. Hierzu musste zunächst geprüft werden, inwieweit die untersuchten Vögel normal- bzw. untergewichtig waren. Nach den Untersuchungen von KÖTH (1990) zur Gewichtsentwicklung Helgoländer Dreizehenmöwen-Nestlinge (Tab. 22) sind 31 - 40 Tage alte Vögel mit einem Gewicht von $339,3 \pm 57,7$ g als untergewichtig einzustufen, während nach GLUTZ von BLOTZHEIM & BAUER (1982) das Gewicht älterer Nestlinge bei ausreichender Fütterung bis 400 g betragen kann (Tab. 22). Gemäß dieser Angaben waren die Vögel aus AK 1 und AK 3 normalgewichtig und alle übrigen Altersklassen eher untergewichtig, wobei die Altersklasseneinteilung nach KÖTH (1990) zugrunde gelegt wurde (Tab. 22). Abbildung 47a und b zeigen im Vergleich die Gewichtsentwicklung der Nestlinge nach KÖTH (1988) bzw. HÜPPOP (unveröffentl. Daten) und der eigenen Arbeit. Bei den zwischen 1991 -

1993 gesammelten Nestlingen sind nach HÜPPOP (unveröffentl. Daten) die Vögel untergewichtig, deren Körpergewicht unterhalb der Regressionsgeraden liegt.

Es handelte sich bei den älteren Nestlingen der vorliegenden Arbeit um geschwächte Vögel, die häufiger aus dem Nest fallen als gesunde, gut genährte (KÖTH 1985). Die Gewichtsabnahme in dieser Altersklasse bis auf etwa 345 g ist ein häufig beobachtetes Phänomen (VOß et al. 1987, KÖTH & VAUK-HENTZELT 1988). Dies ist offenbar auch auf die Ausbildung von Muskulatur und Federn auf Kosten der Speichergewebe in höheren Altersklassen zurückzuführen. Im Extremfall, z. B. bei frisch gemauserten flüggen Vögel, die Opfer von Ölkontaminationen wurden, war das Körpergewicht eher vergleichbar mit 3 - 10 Tage alten Nestlingen. Dieser Effekt war auch bei dem flüggen Jungvogel in der vorliegenden Arbeit zu beobachten, der mit einem Gewicht von 196,5 g deutlich untergewichtig war und besonders in Leber und Niere erhöhte Quecksilber-, Cadmium-, Kupfer-, Zink- und z. T. auch Selenkonzentrationen aufwies. Diese konnten jedoch statistisch nicht abgesichert werden (n = 1). Nach LEE et al. (1999) kann unter Stressbedingungen, wie z. B. bei zu geringer Nahrungsaufnahme (KITAYSKY et al. 1999), ein erhöhter Bedarf an den essentiellen Elementen Kupfer, Selen und Zink bestehen (s. a. Kap. 4.2). Dies könnte, neben evtl. Aufkonzentrierungen durch die Gewichtsabnahme (BENITO et al. 1999), zu den festgestellten Anreicherungen dieses flüggen Vogels geführt haben.

Tab. 22: Gewichtsentwicklung nestjunger Dreizehnmöwen von Helgoland. Dargestellt ist die Körpermasse (g) als Mittelwert \pm Standardabweichung

	1-2Tge/Ak1	3-10Tge/Ak2	11-20Tge/Ak3	21-30Tge/Ak4	31-40Tge/Ak5
KÖTH (1990)	31 \pm 7,3	137,9 \pm 37,1	244 \pm 63,3	329,6 \pm 39,4	339,3 \pm 57,7
KÖTH (1988)	37,9 \pm 6,8	56,6 \pm 6,1 bis 158,7 \pm 37,1	180,3 \pm 29,1 bis 280,2 \pm 40,4	294,2 \pm 28,7 bis 300,5 \pm 73,6	326,5 bis 313,4 \pm 13,2
vorl. Arbeit	30,1 \pm 5,1	74 \pm 28,05	207 \pm 62	279,1 \pm 67,8	
	1 Tag	5-10 Tage	15-20 Tage	25-29 Tage	
BLOTZ- HEIM & BAUER (1982)	34,4 \pm 1,9	95-186	278-346	390- ca. 400	

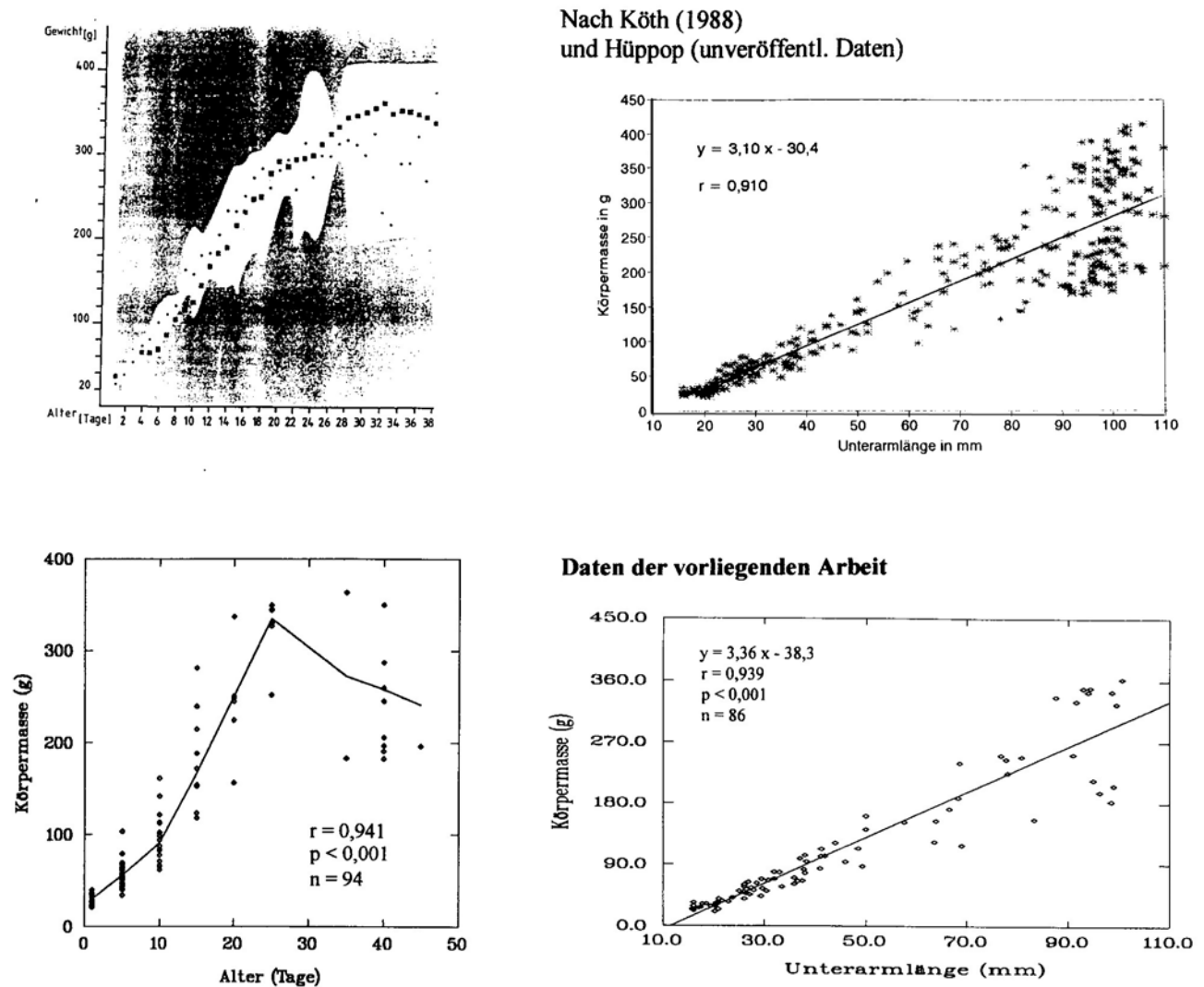


Abb. 47a/b: Gewichtsentwicklung der Dreizehenmöwennestlinge mit zunehmendem Alter; dargestellt sind das Körpergewicht (g) und das Alter (Tage) bzw. die Unterarmlänge (mm)

a) Quecksilber

Die eigenen Untersuchungen ergaben, dass von allen analysierten Elementen die Quecksilberverteilung in den einzelnen Altersklassen am stärksten von Gewichtsveränderungen beeinflusst wurde. Insbesondere in der Leber aller Altersklassen außer AK 4 (11 - 20 Tage) waren signifikante negative **Korrelationen zwischen dem Quecksilbergehalt und der Körpermasse** vorhanden. Es ist demnach bei den Nestlingen von einer Aufkonzentrierung von Quecksilber bei einem schlechteren Ernährungszustand auszugehen. Die in Kap. 4.3.1.2 dargelegte Eignung der älteren Nestlinge Helogländer Brutkolonien als Bioindikatoren lokaler Belastungen gilt daher nur unter der Voraussetzung, dass keine deutlich untergewichtigen Vögel untersucht werden. Andernfalls könnte eine Gewichtsabnahme bzw. ein reduziertes Wachstum die Quecksilberbelastung der Nestlinge z. B. dahingehend beeinflussen, dass in allen Altersklassen keine signifikanten

Unterschiede zwischen den Gehalten der Eier und denen der Küken feststellbar sind (s. a. BECKER et al. 1993a). Umgekehrt konnten bei den besser genährten Nestlingen derselben Altersklasse Verdünnungseffekte durch das Wachstum festgestellt werden. Ähnliche Resultate liegen in der Literatur für andere Brutkolonien bzw. Vogelarten vor (THOMPSON et al. 1991, STEWART et al. 1997). STEWART et al. (1997) erklärten z. B. die abnehmenden Quecksilbergehalte mit zunehmendem Alter bei Dreizehenmöwen- und Trottellummennestlingen schottischer Kolonien ebenfalls mit Verdünnungseffekten durch eine rapide Gewichtszunahme.

Um zu prüfen, inwieweit sich ein Untergewicht auf die Quecksilberbelastung der Nestlinge auswirkte, wurde die **Gesamtbelastung** des während der Nestlingsentwicklung besonders stark wachsenden Organs, die **Leber**, in zwei verschiedenen Altersgruppen ermittelt. Es konnte gezeigt werden, dass Verdünnungsprozesse bei der Erfassung von Bioakkumulationsprozessen von großer Bedeutung sind. Die größte Konzentrationsabnahme konnte zwischen AK 3 und AK 4 (11 - 20 Tage) bei gleichzeitig größter Gewichtszunahme in AK 4 beobachtet werden, während zwischen AK 4 und AK 5 die Gewichtszunahme weniger deutlich ausgeprägt (Abb. 47a) und die Abnahme der Quecksilberkonzentrationen in der Leber entsprechend geringer war. Die Konzentrationen nahmen demnach ab, die Gesamtbelastung der Leber stieg jedoch an. Die in Kap. 4.3.1.2 genannte gering belastete Nahrung führte demnach allenfalls zu einer allmählichen Anreicherung von Quecksilber, die nur über die Gesamtbelastung der Leber messbar war und bei der Betrachtung der Quecksilberkonzentrationen von Verdünnungseffekten durch Wachstumsprozesse überlagert wurde.

Hinzu kommt, dass die Abnahme der Quecksilbergehalte zu Beginn der Entwicklung nicht nur auf das Organwachstum sondern auch auf die Exkretion über Fäzes (z. B. zu 11-38 %) zurückzuführen ist. LEWIS & FURNESS (1991) fanden z. B. bei Fütterungsversuchen mit Lachmöwen-Küken (*Larus ridibundus*), dass ungeachtet des Kontaminationsgrades stets 71 % des aufgenommenen Me-Hg ausgeschieden wurden, 22 % davon über Fäzes.

Folglich wird nach den eigenen Untersuchungen die kontinuierliche Zunahme der Quecksilberbelastung der Vögel mit dem Nestlingsalter nicht erfasst, wenn ausschließlich Konzentrationen zugrundegelegt werden, da diese nicht nur von Exkretions- sondern auch Verdünnungseffekten durch das Gewebewachstum beeinflusst werden.

b) Übrige Elemente (Cd, Cu, Zn, Se)

Die **Selen** und **Cadmium**anreicherung war nach den eigenen Ergebnissen in keiner Altersklasse und in keinem Gewebe von Verdünnungseffekten durch das Organwachstum beeinflusst. Sowohl die Cadmium-Konzentrationen als auch die Gesamtbelastung der Leber mit Cadmium stiegen mit zunehmendem Alter an. Demnach spielten die Exkretion bzw. Ausdünnung durch Organ- und Körperwachstum nur eine untergeordnete Rolle. Demgegenüber fanden HONDA et al. (1986a) in

jungen Silberreihern-Nestlingen mit zunehmendem Gewicht abnehmende Cadmiumkonzentrationen. Auch FRANSON et al. (2000) beschrieben bei weiblichen Eiderenten negative Korrelationen zwischen den Cd-Konzentrationen von Niere und Leber und der Körpermasse der Tiere. Hier wurden offenbar Verdünnungseffekte durch das Organwachstum nicht durch entsprechend hohe Cd-Aufnahmen aus der Nahrung überlagert.

Die in Kapitel 4.3.1.1 erwähnten geringen Ei-Cd-Gehalte und die hier festgestellten geringen Auswirkungen des Wachstums auf die Akkumulation von Cadmium unterstreichen die vorab genannte große Bedeutung der Cadmiumgehalte der Nahrungstiere für den Konzentrationsanstieg in den Dreizehenmöwen-Nestlingen.

Bisher existieren lediglich von KÖTH (1990) Vergleichsdaten zu den hier analysierten Dreizehenmöwen-Nestlingen. Er führte eine Untersuchung zur Cd-, Hg-, Zn-, Cu- und Pb-Belastung dieser Tiere während der Nestlings-Entwicklung durch. Die ermittelte Cadmiumverteilung weicht z. T. von den eigenen Ergebnissen ab: Es wurden z. B. deutlich höhere Cadmiumwerte in den Federn gefunden als in der eigenen Arbeit. Diese überstiegen zudem die der inneren Organe. Offensichtlich spielten exogene Depositionen in der Untersuchung von KÖTH (1990) eine größere Rolle als in der eigenen Arbeit (DMOWSKI 1999), zumal die Federn offenbar keiner Waschprozedur unterzogen wurden. Des Weiteren kam es bei der Arbeit von KÖTH (1990) nach einem drastischen Anstieg der Leber-Cadmiumwerte bei den 11 - 20 Tage alten Nestlingen zu einer erneuten deutlichen Abnahme und schließlich in der höchsten Altersstufe (31 - 40 Tage) zu einer weiteren Verringerung der Konzentrationen auf Werte unterhalb der Nachweisgrenze. Diese erneute Abnahme kurz vor dem Flüggewerden wurde in den eigenen Untersuchungen nicht gefunden. Die Ursache hierfür war aller Wahrscheinlichkeit nach eine unterschiedliche Zusammensetzung bzw. Herkunft der an die Nestlinge verfütterten Nahrung in den jeweiligen Untersuchungsjahren, zumal - wie in Kapitel 4.3.1.2 dargestellt - der Anteil an Fischerieschlachtabfällen bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Nestlingen eine größere Rolle spielte als bei den von KÖTH (1990) untersuchten Tieren. Allerdings stimmt das Akkumulationsmuster in der Niere in beiden Untersuchungen überein, so dass evtl. eine Untergewichtigkeit und damit ein abnehmendes Lebergewicht der Nestlinge der eigenen Arbeit für die abweichenden Leberwerte mit verantwortlich war. Um diese Möglichkeit auszuschließen, sollte nach den eigenen Ergebnissen bei der Verwendung der Nestlinge als Bioindikatoren der Cd-Belastung das Zielorgan dieses Metalls, die Niere, die weniger von Gewichtsveränderungen betroffen ist als die Leber, untersucht werden. Ferner sollten die jeweiligen Nahrungstiere bekannt sein.

Nach den eigenen Ergebnissen scheint die altersabhängige Verteilung der essentiellen Elemente in der Leber wie bei Quecksilber stark von der Gewichtsveränderung während der Nestlings-Entwicklung überlagert zu sein. Als Ursache können die direkten Zusammenhänge zwischen dem Körpergewicht und dem Lebergewicht der Vögel angeführt werden (KÖTH 1990). Zum Zeitpunkt des sichtbaren Großgefieders bzw. kurz vor dem Flüggewerden konnten signifikante nega-

tive Abhängigkeiten zwischen den **Kupfer-** und **Zink-**Werten der Leber und dem Körpergewicht festgestellt werden. Diese weisen auf Verdünnungseffekte durch das Gewebewachstum bzw. Aufkonzentrierungen durch den Abbau von Energiereserven bei untergewichtigen Vögeln hin. Die in AK 5 (21 - 40 Tage) und damit fast flüggen Vögeln erhöhten Zinkwerte verdeutlichen ebenfalls die Bedeutung dieses Elements bei generellen Wachstumsprozessen (HONDA et al. 1986a, CHISOLM & HANDORF 1996, LEE et al. 1999). Auch FRANSON et al. (2000) fanden Korrelationen zwischen den Zinkkonzentrationen der Leber von Eiderenten-Küken und ihrem Lebergewicht, und BENITO et al. (1999) konnten für Vögel verschiedener Arten steigende Kupfergehalte im Blut in Abhängigkeit von der Gewichtszunahme feststellen.

4.3.1.4 Zusammenfassung der Akkumulation in Nestlingen

In Zeiten erhöhter Stoffwechselaktivität wie z. B. während des Wachstums und Gefiederwechsels besteht ein zunehmender Bedarf an den essentiellen Elementen Kupfer, Zink und Selen, so dass sich die Konzentrationen im Vergleich zu den nicht essentiellen Elementen zwar nur geringfügig änderten, die Gesamtgehalte in gewichtsabhängigen Organen bei steigendem Gewebe- bzw. Körperwachstum jedoch zunahm. Bei starken Gewichtszunahmen kann es allerdings zu Verdünnungseffekten und bei einer Untergewichtigkeit bzw. Abbauprozessen zu Aufkonzentrierungen kommen.

Die Gesamtbelastung der Leber (und z. T. auch deren Konzentrationen) mit nicht-essentiellen Metallen (Hg, Cd) stieg zwar mit zunehmendem Nestlingsalter an. Allerdings erfüllen diese Elemente keine stoffwechselphysiologischen Aufgaben, so dass hier, insbesondere für Cadmium, während der Wachstumsphase der Vögel eine Bioakkumulation stattfand. Die Cadmiumgehalte waren demnach in der Niere entscheidend von der Akkumulation aus der Nahrung und in der Leber evtl. zusätzlich von Aufkonzentrierungen abhängig. Es konnte in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden, dass die Hg-Gehalte in den Nestlingen im Wesentlichen von denen der Eier bestimmt wurden. Für die Anreicherung während der weiteren Nestlingsentwicklung spielten insbesondere das Gewebewachstum und die Elimination über die Federn/Dunen entsprechend des Kontaminationsgrades eine entscheidende Rolle, während die Aufnahme durch die verfütterte Nahrung von untergeordneter Bedeutung war.

4.3.2 Anreicherung in juvenilen ("diesjährigen") und adulten Vögeln

Bei der Betrachtung der altersabhängigen Spurenelementverteilung jenseits des Nestlingsalters werden zunächst juvenile Dreizehenmöwen, d. h. flügge Jungvögel, die sich noch in den Brutkolonien aufhielten, mit adulten Brutvögeln derselben Kolonie (Hornøya/Nordnorwegen) verglichen.

4.3.2.1 Bioakkumulation in Federn

Bei den älteren Vögeln kann die vorwiegend bei den nicht-essentiellen Elementen, insbesondere Quecksilber, ermittelten altersabhängigen Anreicherungen in den Federn - wie bereits in Kap. 4.3.1.1 dargelegt - aus aktuellen und vergangenen Expositionen stammen. Die Jungvögel spiegeln dagegen die Belastungen der Brutgebiete durch die Fütterung mit lokalen Nahrungstieren wieder (BURGER & GOCHFELD 1993a,b), zumal das Großgefieder in dem jeweiligen Brutgebiet gebildet wird.

Es liegt daher der Schluss nahe, dass - wie bereits in Kap. 4.3.1.1 vermutet - die in der vorliegenden Arbeit gefundenen höheren Cd-, Hg- und Se-Werte in adulten Dreizehenmöwen von Hornøya hauptsächlich auf eine höhere Spurenelementaufnahme während der Wintermonate auf dem offenen Meer zurückzuführen sind, und damit während der Mauserperiode eine erhöhte Einlagerung in die Federn stattfand. Das in der arktischen Region (Hornøya) befindliche Brutgebiet (bzw. die dort an die Jungtiere verfütterte Nahrung) besitzt demnach einen deutlich geringeren Kontaminationsgrad als z. B. das offene Meer bzw. die borealen Gebiete, in denen sich die adulten Tiere während der übrigen Zeit des Jahres bzw. in ihren ersten Lebensjahren aufhalten können. Es müssen ferner evtl. unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten der Altersgruppen (Kap. 4.5) sowie besonders für Cadmium altersabhängige Anreicherungen durch die in Kapitel 4.1 genannten möglicherweise großen Wanderaktivitäten immaturer Vögel zwischen unterschiedlich belasteten Gebieten berücksichtigt werden.

Da es sich bei Selen um ein essentielles Element handelt, erscheinen die festgestellten Anreicherungen unverständlich. Bei einer hohen Kontamination des Lebensraumes können jedoch trotz der Regulierung von Selen Anreicherungen und toxische Effekte bei diesem Element auftreten (Kap. 4.7.1). Es ist daher nicht auszuschließen, dass es zu den festgestellten Bioakkumulationen kam, weil sich die Vögel in Gebieten aufhielten, in denen die Aufnahme dieses Elements aus der Nahrung die Exkretion bzw. den metabolischen Bedarf überstieg.

Verschiedene Untersuchungen bestätigen dies: Es konnten bei Vögeln je nach Art und Untersuchungsgebiet sowohl in Jungvögeln (BURGER et al. 1992, BURGER & GOCHFELD 1999) als auch in adulten (BURGER & GOCHFELD 1993a, BURGER et al. 1994) jeweils höhere Anreicherungen als in der anderen Altersgruppe gefunden werden, oder es war kein Unterschied festzustellen (BOWERMANN et al. 1994). Auch in Bezug auf Zink konnten nach der Untersuchung von GOEDE (1985) an Watvögeln des Wattenmeeres keine Unterschiede zwischen juvenilen und Altvögeln gefunden werden. Demnach existieren insbesondere bei den essentiellen Elementen keine einheitlichen Anreicherungsmuster in den Federn juveniler und adulter Vögel. Ihre Verteilung wird nicht vom Alter sondern eher von einem metabolischen Bedarf oder den variierenden Belastungen der jeweiligen Aufenthaltsgebiete bestimmt (s. a. GOEDE 1985, DMOWSKI 1999, WAYLAND et al. 2000).

Laut Literaturangaben sind bei der Bioakkumulation nicht-essentieller Spurenelemente in verschiedenen Vogelarten keine allgemeingültigen Aussagen möglich: BURGER et al. (1994) fanden in Federn von ca. 3 Wochen alten Jungvögeln der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) nur etwa halb so hohe Cadmium- und Selenkonzentrationen wie in adulten Brutvögeln. Nach der Untersuchung von DESGRANGES et al. (1998) an Nestlingen und adulten Fischadlern soll auch bei Quecksilber die lokale Kontamination des jeweiligen Aufenthaltsgebietes von größerer Bedeutung sein als eine Anreicherung mit zunehmendem Alter. Des Gleichen spricht nach der Auffassung von BURGER & GOCHFELD (1993a) die Bioakkumulation von Cadmium und Selen in Brustfedern von Reiher für eine höhere Kontamination der adulten Vögel in ihren Winterquartieren als in den Brutgebieten. Die Quecksilberkonzentrationen wichen hier jedoch nur geringfügig voneinander ab.

Dennoch scheinen die nicht essentiellen Elemente in adulten aquatischen und marinen Vögeln i. d. R. in höheren Konzentrationen vorzuliegen als in Jungvögeln und Nestlingen (z. B. THOMPSON et al. 1991, BURGER et al. 1992, BOWERMANN et al. 1994, BURGER & GOCHFELD 1999, GOCHFELD et al. 1999). Es ist offenbar die Ausnahme, dass Jungvögel höher belastet sind als Altvögel (BURGER et al. 1994).

4.3.2.2 Bioakkumulation in Weichgeweben

a) Quecksilber, Cadmium

Die bereits in den Federn festgestellte altersabhängige **Quecksilberanreicherung** war auch in den Weichgeweben zu finden. Auch hier wurde der im vorangegangenen Kapitel geschilderte Einfluss der unterschiedlich belasteten Aufenthaltsgebiete deutlich. Ferner zeigen die eigenen Ergebnisse, dass bei den Brutvögeln die Hg-Aufnahme aus den jeweiligen Gebieten offenbar nicht vollständig durch die bereits genannten effektiven Eliminationsmechanismen über die Eiablage oder die Mauser kompensiert werden konnte. Abschließende Aussagen hierzu sind jedoch erst durch Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Vögel nach der Mauser möglich, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchführbar waren.

Durch Untersuchungen zur Schwermetallanreicherung in verschiedenen Seevogelarten (Austernfischern, Eiderenten und Albatrossen) konnte gezeigt werden, dass Vögel in höher kontaminierten Winterquartieren deutlich höhere Elementgehalte aufwiesen als in geringer belasteten Brutgebieten (THOMPSON & DOWDING 1999, SANTOLO & YAMAMOTO 1999, MUIR et al. 1999, DESGRANGES et al. 1998). JOIRIS et al. (1997) führten z. B. die in den Wintermonaten in Trottellummen ermittelten hohen Hg-Werte auf höhere Schadstoffbelastungen der

Nahrungstiere in der südlichen Nordsee verglichen mit denen der nordatlantischen Sommerquartiere zurück.

In der Literatur liegen weiterhin für verschiedene Vogelarten unterschiedlicher Herkunft Angaben zu höheren Quecksilber- und Cadmiumgehalten in Weichgeweben adulter Vögel im Vergleich zu jüngeren vor (NIELSEN & DIETZ 1989, LOCK et al. 1992, STEWART et al. 1994, DIETZ et al. 1996, BURGER & GOCHFELD 1997, HINDELL et al. 1999, FRANSON et al. 2000, LARISON et al. 2000, DEBACKER et al. 2001). So fanden DIETZ et al. (1996) und HINDELL et al. (1999) altersabhängige Hg-Anreicherungen bei der Untersuchung von "diesjährigen" und adulten Austernfischern. Allerdings waren z. T. keine gesicherten Aussagen wegen geringer Stichprobenumfänge möglich.

Es sind jedoch auch gegenteilige Angaben zu finden: FRANSON et al. (2000) konnten keine Unterschiede in den Hg-Gehalten der Niere bei adulten Eiderenten und ihren Küken feststellen. DONALDSON et al. (1997) fanden ebenfalls keine Unterschiede bei "diesjährigen" und adulten Dickschnabellummen kanadischer Regionen. Des Gleichen fanden THOMPSON & DOWDING (1999) im Blut von juvenilen und adulten Austernfischern keine Unterschiede zwischen beiden Altersgruppen. Auch hier war der Stichprobenumfang zu gering für statistisch gesicherte Aussagen.

Demnach war nicht das Alter der wichtigste Parameter für die Quecksilberanreicherung in den Weichgeweben der Dreizehnmöwen, sondern - wie eingangs erwähnt - die jeweilige Belastung der Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiete und die ggf. effektiven Eliminationsprozesse. Erst bei einem dauerhaften Aufenthalt in hoch kontaminierten Gebieten könnte die Hg-Aufnahme über die Elimination dominieren und altersabhängige Anreicherungen eintreten. Es ist sogar zu vermuten, dass bei einem überwiegenden Aufenthalt in gering kontaminierten Gebieten die hohe Affinität von Quecksilber an das Keratin der Federn eine altersabhängige Anreicherung verhindern kann. Dies traf allerdings auf die hier untersuchten Dreizehnmöwen nicht zu.

In der eigenen Arbeit konnte in den Weichgeweben ebenfalls eine deutliche **Cadmium**anreicherung gefunden werden. Die bereits bei Quecksilber genannten Ursachen für diese Bioakkumulationen gelten demnach auch für Cadmium. Allerdings sind wie in den Federn auch hier altersabhängige Anreicherungen bedeutender: Die Cd-Gehalte in der Leber waren in adulten Vögeln 68fach höher als in Jungvögeln, während der Unterschied bei Quecksilber den Faktor 13 erreichte. Ursache hierfür sind die vergleichsweise geringen Exkretionsraten von Cadmium, da dieses Metall komplex an Proteine gebunden wird (Kap. 4.6 und 4.7) und effektive Eliminationsmechanismen über die Federn fehlen. Die festgestellten Unterschiede in allen untersuchten Geweben der beiden Altersgruppen sind daher eine logische Konsequenz der mehrjährigen Anreicherung dieses Elementes.

Derartige Bioakkumulationen wurden auch für andere Vogelarten beschrieben (z. B. KÜHNAST 1991, FURNESS 1996, DEBACKER et al. 1997, DONALDSON et al. 1997, HERNÁNDEZ et

al. 1999, LARISON et al. 2000, DEBACKER et al. 2001): DIETZ et al. (1996) konnten in einigen grönländischen Seevogelarten höhere Cadmiumkonzentrationen in adulten verglichen mit "diesjährigen" (< 1 Jahr alt) feststellen. Für die in der vorliegenden Arbeit betrachteten Arten wurden jedoch keine altersabhängigen Anreicherungen untersucht. Auch DONALDSON et al. (1997) fanden z. B. deutliche Cd-Anreicherungen zwischen Brustmuskelpollen von juvenilen (einjährigen) und adulten Dickschnabellummen aus der kanadischen Arktis. Des Gleichen konnten FRANSON et al. (2000) in der Leber von Eiderenten aus finnischen Regionen deutlich höhere Cd-Gehalte finden als in ihren Küken. Leberproben verschiedener aquatischer Vogelarten enthielten ebenfalls signifikant niedrigere Cd-Konzentrationen als ältere Vögel derselben Arten (HERNÁNDEZ et al. 1999).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass bei Cadmium altersabhängige Anreicherungen ausgeprägt waren, während diese bei Quecksilber durch die effektiven Eliminationsmechanismen überlagert wurden.

b) Kupfer, Zink

In den arktischen Dreizehenmöwen der vorliegenden Arbeit konnten in inneren Organen keine signifikanten Unterschiede zwischen diesjährigen und adulten Vögeln hinsichtlich der Kupfer- und Zinkkonzentrationen gefunden werden. Dies kennzeichnet - wie bereits erwähnt - die Fähigkeit der Vögel, die Konzentration dieser Elemente metabolisch zu regulieren und in inneren Organen außerhalb von Mauser- oder starken Wachstumsperioden konstant zu halten. Letztere können - neben evtl. taxonomischen Unterschieden im Metabolismus - als Ursache für die z. T. in der Literatur genannten höheren Werte in Küken bzw. juvenilen Vögeln verglichen mit adulten angeführt werden (WIEMEYER et al. 1987, ESSELING et al. 1995). So ermittelten HONDA et al. (1986a) bei koreanischen Silberreihern signifikant höhere Zinkwerte in der Leber von Jungvögeln als von adulten Vögeln. LOCK et al. (1992) fanden bei verschiedenen Seevögeln (Albatrosse, Sturmvogel und Sturmtaucher) in der Leber juveniler Vögel höhere Kupferkonzentrationen als in adulten Vögeln. In Bezug auf Zink konnten von ihnen keine Unterschiede festgestellt werden. Gleiches gilt auch für juvenile und adulte Trottellummen aus Nordwest-Schottland (STEWART et al. 1994). Auch nach DEBACKER et al. (1997) waren die Kupfer- und Zinkwerte in der Leber, Niere oder im Brustmuskel von tot vor der belgischen Küste aufgefundenen juvenilen, immaturren und adulten Trottellummen vergleichbar, während ESSELING et al. (1995) bei Eulen abnehmende Kupferwerte mit zunehmendem Alter feststellte.

c) Selen

Selen nahm als einziges essentielles Element bei der altersabhängigen Verteilung eine Sonderstellung ein: Nur für dieses Element wurden in den untersuchten adulten Dreizehenmöwen in allen Geweben höhere Werte gefunden als in juvenilen. Vergleicht man dieses Ergebnis mit den in der Literatur vorhandenen, so scheinen diese Unterschiede, wie bereits in Kap. 4.3.2.1 erwähnt, eher die Konsequenz verschiedener lokaler Belastungen als altersabhängiger Anreicherungen zu sein.

GOEDE (1993) fand z. B. im Blut adulter Austernfischern höhere Selenkonzentrationen als in den Küken. BURGER & GOCHGELD (1997) stellten demgegenüber bei juvenilen Heringsmöwen höhere Selengehalte fest als bei adulten Vögeln. Bei einem Vergleich der Selengehalte adulter Franklin's Möwen mit denen ihrer Eier fanden BURGER & GOCHFELD (1996) in adulten Tieren deutlich höhere Konzentrationen. MASHIMA et al. (1998) und PAVEGLIO et al. (1997) konnten dagegen bei der Bestimmung der Leber-Se-Werte von juvenilen und adulten Eisevögeln bzw. aquatischen Vögeln (z. B. Stockenten) keine Unterschiede zwischen beiden Altersklassen nachweisen. Letztere gaben als eine Ursache für die fehlenden altersabhängigen Anreicherungen die relativ schnelle metabolische Abbaurate von Selen an: Die Selengehalte in den Vögeln nahmen rapide ab, sobald diese zu einer geringer mit Selen belasteten Nahrung in den entsprechenden Winter- oder Brutgebieten wechselten. GOEDE et al. (1989) führten diesbezüglich Untersuchungen bei adulten Alpenstrandläufern und ihren Küken in den Winterquartieren und Brutgebieten durch und kamen zu demselben Ergebnis.

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten adulten, auf Hornøya brütenden Dreizehenmöwen hielten sich demnach außerhalb der Brutsaison in marinen Gebieten auf, die sich durch eine deutlich höhere Verfügbarkeit von Selen auszeichneten als die Brutgebiete. Dieser Einfluss war noch während der Brutsaison in den Vögeln messbar. Allerdings kann das Akkumulationsmuster von Selen auch durch Wechselwirkungen mit anderen Metallen (z. B. Cd, Hg) beeinflusst werden (s. Kap. 4.6/4.7), so dass evtl. Coakkumulationen zu den Selenanreicherungen in den untersuchten Altvögeln beigetragen haben können.

d) Geschwister/Mutter-Jungvogel-Vergleich

Bei dem direkten **Mutter-Küken-Vergleich** der Dreizehenmöwen von Hornøya waren in der vorliegenden Arbeit mit Ausnahme der Zinkverteilung in den Federn die Ergebnisse mit denen des in Kapitel 4.3.2 diskutierten Vergleichs zwischen nicht verwandten Vögeln identisch.

Da die von den Embryonen aus den Eiern aufgenommenen Spurenelementgehalte während der Nestlingsentwicklung - wie bereits erwähnt - durch Exkretion, Nahrungsaufnahme und

Wachstumsprozesse modifiziert wurden, ist es verständlich, dass die Belastung des mütterlichen Organismus in keinem Zusammenhang zu dem der flüggen Jungtiere stand.

Es existieren bisher kaum Literaturdaten über die Korrelationen zwischen der Belastung einzelner Gewebe der Muttertiere und ihrer Brut: STEWART et al. (1997) verglichen die Hg-Gehalte in Dunen und Federn von Raubmöwen-Nestlingen mit denen der Muttertiere und fanden zwischen den Dunen und den Federn der Altvögel positive Korrelationen, allerdings nicht zwischen den Körperfedern beider Altersgruppen. Sie schlossen hieraus auf unterschiedliche Hg-Quellen in den Dunen (s. Kap. 4.3.1.1) und Körperfedern (s. Kap. 4.3.1.2) von Nestlingen. WOOD et al. (1996) fanden dagegen bei amerikanischen Seeadlern positive Korrelationen zwischen den Federn von Nestlingen und denen der Muttertiere, was bei dieser Art als Hinweis auf identische Hg-Quellen in den Muttertieren und Jungvögeln gewertet werden kann.

Zwischen den **Geschwistern** der Dreizehenmöwen von Hornøya waren die Unterschiede in den Elementgehalten, die in den Eiern noch vorhanden sein können (BECKER et al. 1994, MORERA et al. 1997), nicht mehr nachzuweisen, zumal davon ausgegangen werden kann, dass Jungvögel eines Geleges mit den gleichen Nahrungstieren gefüttert wurden. So fanden z. B. DESGRANGES et al. (1998) nur geringfügige Variationen zwischen den Hg-Konzentrationen in Blut und Gefieder von Fischadlernestlingen desselben Geleges. Allerdings wurden von WEIMERSKIRCH et al. (2000) Unterschiede in der Fütterungsrate und dementsprechend in der Gewichtsentwicklung von weiblichen und männlichen Albatrosküken festgestellt. BARRETT & RUNDE (1980) und GALBRAITH (1983) fanden Unterschiede in der Gewichtsentwicklung zwischen Dreizehenmöwen-Nestlingen aus Einer-, Zweier- und Dreiergelegen, die sich - wie bereits in Kap. 4.3.1.3 dargelegt - auf die Schadstoffanreicherung auswirken können. Dies galt jedoch nicht für die Geschwisterpaare von Hornøya, da die Variationen im Körpergewicht vergleichsweise gering waren.

4.3.3 Anreicherung in immaturren und adulten Trottellummen borealer Gebiete (Bretagne)

a) Quecksilber

Während bei einem Vergleich von "diesjährigen" bzw. juvenilen Dreizehenmöwen mit adulten Vögeln signifikante Anreicherungen feststellbar waren, fand in den immaturren bzw. adulten Trottellummen keine weitere altersabhängige Anreicherung statt. In den Trottellummen der Bretagne konnten in keinem der analysierten Gewebe Abhängigkeiten zwischen dem Quecksilbergehalt und diesen beiden Altersstufen gefunden werden. Als Ursache kann angeführt werden, dass viele adulte und mit Einschränkung immaturre Seevögel hinsichtlich der Brutplätze, Ernährungsgewohnheiten (s. Kap. 4.5.2) und Aufenthaltsgebiete (s. Kap. 4.1.2) Spezialisierungen

zeigen, die die Variationen in der Spurenlementkonzentration reduzieren. Zudem werden die ggf. aus saisonell unterschiedlichen Lebensgewohnheiten beider Altersklassen resultierenden Metalanreicherungen meist über die Mauser eliminiert (s. Kap. 4.6.1). Folglich können nach den eigenen Ergebnissen immature und adulte Trottellummen in Bezug auf Quecksilber für interspezifische und geographische Vergleiche zusammengefasst werden.

Vergleichbare Ergebnisse zur Bioakkumulation von Quecksilber in nestjungen bzw. flüggen Jungvögeln und immaturen bzw. adulten Vögeln einerseits und in immaturen und adulten Vögeln andererseits liegen auch in der Literatur für weitere Vogelarten vor (NIELSEN & DIETZ 1989, SCHARENBERG 1989, THOMPSON et al. 1991, LOCK et al. 1992, FURNESS 1993, THOMPSON et al. 1993a,b, BURGER et al. 1994, WOOD et al. 1996, BURGER & GOCHFELD 1997, THOMPSON & DOWDING 1999).

STEWART et al. (1994) fanden allerdings in der Leber und Niere von adulten Trottellummen aus schottischen Gewässern/Brutgebieten höhere Hg-Belastungen als bei immaturen Vögeln. Bei beiden Altersgruppen waren vom Frühjahr bis November abnehmende Hg-Konzentrationen festzustellen. Als Ursachen wurden z. B. Hg-Eliminierungen über die Mauser und/oder saisonell variierende Ernährungsgewohnheiten angegeben. Da besonders hinsichtlich des letzten Punktes Unterschiede zwischen den in Schottland und in der Bretagne gesammelten Vögeln existieren können, sind die abweichenden Ergebnisse erklärbar.

b) Cadmium

Nach den eigenen Ergebnissen setzte sich hier die altersabhängige Anreicherung, im Gegensatz zu Quecksilber, in den Weichgeweben älterer Vögel fort. In den adulten Trottellummen der Bretagne konnten in der Leber und in der Niere signifikant höhere Cadmiumbelastungen gefunden werden als in immaturen. Ursache hierfür sind, wie bereits erwähnt, das Fehlen von effektiven Eliminierungsmechanismen und die lange biologische Halbwertszeit. Die Cadmiumgehalte der untersuchten Trottellummen wurden folglich im Gegensatz zu Quecksilber weniger von evtl. saisonell wechselnden Ernährungsgewohnheiten bzw. Aufenthaltsgebieten sondern entscheidend von dem Alter der Vögel beeinflusst. Diese kontinuierlichen Anreicherungen scheinen bei Seevögeln ein häufig beobachtetes allerdings dennoch nicht allgemeingültiges Panänon zu sein (FURNESS & TASKER 1992, FURNESS 1993, FURNESS 1996, DEBACKER et al. 1997, FRANSON et al. 2000, DEBACKER et al. 2001).

So weisen verschiedene Untersuchungen auf fehlende Cd-Anreicherungen in immaturen und adulten Seevögeln bzw. sogar auf negative Beziehungen zwischen Alter und Cd-Gehalt hin (STOCK et al. 1989, LOCK et al. 1992, BURGER & GOCHFELD 1997, MASHIMA et al. 1998, STEWART & FURNESS 1998, HINDELL et al. 1999). Als Ursachen wurden einerseits geringe Expositionen und damit ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und Exkretion, eine Stagnation

bzw. das Erreichen eines Plateaus mit zunehmendem Alter (STOCK et al. 1989) oder unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten angegeben (BURGER & GOCHFELD 1997). Zur Begründung der Stagnationen wurden vier Hypothesen aufgestellt:

- 1) *Die größere Stoffwechselaktivität der immaturen Vögel könnte zu einer erhöhten Cadmiumaufnahme und damit zu einer Angleichung der Konzentrationen an die der adulten Vögel führen.* Derartige Effekte trafen wegen der deutlich geringeren Belastung der immaturen Vögeln in der vorliegenden Arbeit nicht zu.
- 2) *Gewebsverletzungen im Nierenbereich durch hohe Cadmiumkonzentrationen könnten in adulten Vögeln zu einer verstärkten Exkretion und damit zu einer Verringerung der Werte auf die der immaturen Vögel führen.* Auch dies kann für die hier untersuchten Trottellummen ausgeschlossen werden, da die ermittelten Konzentrationen, wie in Kap. 4.7.1 erläutert wird, aller Wahrscheinlichkeit nach nicht toxisch waren. Allerdings existieren bisher noch keine speziell für Trottellummen festgelegten toxischen Schwellenkonzentrationen.
- 3) *Cadmium kann als ein Metall mit einem hohen toxischen Potential in hoch belasteten Altvögeln den Tod verursacht haben, so dass diese nicht mehr erfasst werden.* Hierfür lieferten die in der eigenen Arbeit untersuchten adulten Trottellummen keine Hinweise.
- 4) *Es besteht die Möglichkeit, dass Cadmium mit zunehmendem Alter besser metabolisch reguliert werden kann.* Auch FURNESS & TASKER (1992) vermuten wegen der wie bei den essentiellen Elementen häufig beobachteten Normalverteilung der Cadmiumwerte eine Regulation dieses Metalls in Seevögeln. Sofern derartige Regulationsmechanismen auf die untersuchten Trottellummen zutrafen, weisen die festgestellten altersabhängigen Anreicherungen auf eine evtl. noch nicht ausgeschöpfte Kapazität bezüglich der stoffwechselphysiologischen Toleranz gegenüber Cd-Anreicherungen hin.

Die bisher in der Literatur vorliegenden Ergebnisse zur altersabhängigen Cd-Anreicherung in borealen Trottellummen sind einander ähnlich. Adulte Vögel aus schottischen (STEWART et al. 1994) sowie belgischen Gewässern (DEBACKER et al. 1997, 2001) und nach den eigenen Untersuchungen auch aus der Bretagne waren höher belastet als immature. Dies lässt den Schluss zu, dass boreale Trottellummen ungeachtet ihrer jeweiligen Aufenthaltsgebiete in ihrer Cd-Anreicherung und möglicherweise hinsichtlich ihres Kontaminationsgrades miteinander vergleichbar sind.

c) Essentielle Spurenelemente

Bei den in der eigenen Arbeit untersuchten borealen Trottellummen konnten für **Kupfer** und **Zink** in immaturren und adulten Vögeln in Leber und Niere sowie bei Kupfer auch in den Federn keine altersabhängigen Konzentrationsveränderungen festgestellt werden. Lediglich die Zinkwerte der Federn waren in adulten Vögeln höher als in immaturren. Ähnliche Tendenzen wurden auch bei dem Vergleich diesjähriger und adulter Dreizehenmöwen von Hornøya gefunden (s. Kap. 4.3.2).

Hinsichtlich der essentiellen Elemente Kupfer und Zink kommt es demnach nicht zu altersabhängigen Anreicherungen in juvenilen, immaturren und adulten Vögeln. Evtl. auftretende Konzentrationsunterschiede zwischen diesen Altersklassen sind daher, wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln dargestellt, auf einen saisonell variierenden Bedarf dieser Elemente bzw. einen unterschiedlichen physiologischen Zustand oder auf unterschiedliche lokale Expositionen zurückzuführen (LEE et al. 1999, DEBACKER et al. 2001, s. a. Kap. 4.2). In der Literatur wurden bisher ebenfalls keine altersabhängigen Anreicherungen zwischen immaturren und adulten oder zwischen adulten Seevögeln beschrieben (LOCK et al. 1992, STEWART et al. 1994, ESSELINK et al. 1995, DEBACKER et al. 1997, DEBACKER et al. 2001).

Für die **Selen**verteilung in immaturren und adulten Trottellummen gelten die bereits in Kap. 4.3.2 für diesjährige und adulte Dreizehenmöwen getroffenen Schlussfolgerungen: Die regional unterschiedlichen Expositionen waren auch hier entscheidender als altersabhängige Anreicherungen, da in der Niere, einem "Zielorgan" der Selenakkumulation, keine signifikanten Unterschiede zwischen immaturren und adulten Trottellummen gefunden wurden.

Auch nach BURGER et al. (1994) waren unterschiedliche regionale Kontaminationen bzw. Nahrungspräferenzen und nicht das Alter für die signifikanten Selenanreicherungen in Federn von 2 - 3 und 9 - 10 jährigen Flusseeeschwalben verantwortlich. Des Gleichen nahmen nach der Untersuchung von WAYLAND et al. (2000) die Se-Gehalte in Möwen und Schwalbenarten in den geringer belasteten Brutgebieten im Vergleich zu den Winterquartieren drastisch ab.

4.4 Geschlechtsspezifische Elementverteilung

In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss des Geschlechts exemplarisch anhand von Trottellummen aus der Bretagne untersucht. Für keines der bestimmten Elemente wurden Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen gefunden, so dass das Geschlecht für die borealen Lummen keinen den Spurenelementgehalt beeinflussenden Faktor darstellte (Ergebnisse veröffentlicht in WENZEL & ADELUNG 1996). In einer ähnlichen Studie fanden DEBACKER et al. (2001) in Bezug auf **Zink** und **Kupfer** allerdings Unterschiede bei tot an der belgischen Küste

aufgefundenen Trottellummen. Sie erklärten die höheren Werte in Leber und Niere bei den ausgezehrten männlichen Vögeln mit den ebenfalls deutlich höheren Metallothionein- (MT)-Gehalten (s. Kap. 4.7) im Vergleich zu den Weibchen. Eine Ursache für diese von den eigenen Resultaten abweichenden Ergebnisse können die in der vorliegenden Arbeit ermittelten geringeren Cu- und Zn-Konzentrationen sein. Beide Elemente können die Bildung von MT induzieren, so dass eine erhöhte Aufnahme dieser essentiellen Elemente zur Schaffung neuer Bindungskapazitäten und damit zur weiteren Anreicherung dieser Elemente führen kann (s. Kap. 4.7.2). Diese Hypothese wird durch eine ähnliche Untersuchung an Trottellummen unterstützt, die ebenfalls an der belgischen Küste strandeten (DEBACKER et al. 1997): Hier lagen die Cu-, Zn- und auch Cd-Konzentrationen unterhalb der von DEBACKER et al. (2001) angegebenen, und es konnten keine geschlechtsspezifischen Unterschiede festgestellt werden. FRANSON et al. (2000) fanden bei männlichen Eiderenten höhere Kupfergehalte als bei weiblichen. Im Gegensatz dazu konnten STEWART et al. (1994) höhere Kupferkonzentrationen in der Niere der weiblichen Trottellummen feststellen als in der der männlichen Tiere. Bei dieser Untersuchung handelte es sich jedoch um gesunde Vögel, wohingegen der oft schlechte physiologische Zustand der Trottellummen aus der Bretagne nach den eigenen Ergebnissen den Metabolismus der essentiellen Spurenstoffe nachhaltig beeinflusst hat (Kap. 4.2).

Eine weitere Ursache für geschlechtsspezifische Spurenelementanreicherungen können unterschiedliche Überwinterungsquartiere bei weiblichen und männlichen Vögeln sein (LARISON et al. 2000). Dies trifft jedoch nach derzeitigem Kenntnisstand nicht auf die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vögel zu. Eine Ausnahme könnten nach einer Einschätzung von GASTON & JONES (1998) evtl. die Dickschnabellummen bilden. Dies konnte jedoch in der vorliegenden Arbeit wegen des geringen verfügbaren Probenmaterials nicht geprüft werden.

Die eigenen Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass insbesondere bei **Quecksilber** der zusätzliche Exkretionsmechanismus der Weibchen über die Eier verglichen mit der Exkretion über die Mauser bei den untersuchten Lummen nur gering war und deshalb geschlechtsspezifische Unterschiede nicht zustande kamen (s. a. THOMPSON et al. 1991, FURNESS 1993, LEWIS et al. 1993, HERNÁNDEZ et al. 1999, HINDELL et al. 1999).

Der Zeitpunkt der Probennahme kann ebenfalls ausschlaggebend für geschlechtsspezifische Unterschiede in der Hg-Belastung sein. Die borealen Trottellummen der eigenen Arbeit wurden in den Wintermonaten gefunden. Sie hatten demnach die komplette Herbstmauser bereits abgeschlossen. Die damit verbundene Hg-Eliminierung kann daher ebenfalls geschlechtsspezifische Unterschiede verhindert haben (s. a. Kap. 4.6.1). Diese Vögel können daher nicht mit den während der Brutsaison gesammelten arktischen Vögeln von Hornøya in Bezug auf Quecksilber verglichen werden. Die Arbeit von BRAUNE & GASKIN (1987) bestätigt diese Annahme: Sie fanden in adulten, männlichen Bonapartemöwen (*Larus philadelphia*) höhere Hg-Konzentrationen als in weiblichen, wobei sowohl Mausereffekte als auch Eliminationsprozesse

über die Eier für diese Unterschiede verantwortlich gemacht wurden: In gemauserten Kopffedern konnten vor der Brutsaison keine geschlechtsspezifischen Unterschiede festgestellt werden, während die nach der Brutperiode gemauserten Federn der Männchen deutlich höher belastet waren. BURGER & GOCHGELD (1996) gaben als Ursache für die fehlenden geschlechtsspezifischen Unterschiede hinsichtlich der Cd-, Hg- und Se-Werte an, dass die in den Federn von Möwen ermittelten Konzentrationen die Kontaminationen aus den Winterquartieren wieder spiegeln und die Exkretion der Elemente über die Eier zu diesem Zeitpunkt keine Auswirkungen auf die Stoffgehalte in Federn hat.

Bei Quecksilber und **Cadmium** können dann geschlechtsspezifische Unterschiede auftreten, wenn sich die Vögel durch Sexualdimorphismen bezüglich der Körpergröße auszeichnen (STOCK et al. 1989, BURGER & GOCHFELD 1992) und zwischen den Geschlechtern verschiedene Ernährungsgewohnheiten bzw. Nahrungsgebiete existieren wie z. B. beim Albatross *Diomedea exulans* (HINDELL et al. 1999). Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vogelarten gibt es weder Sexualdimorphismen noch Hinweise auf Nahrungsspezialisierungen zwischen den Geschlechtern.

Reproduktionsprozesse spielten ebenfalls für die untersuchten Lummen keine Rolle, zumal die Vögel ausserhalb der Brutsaison gesammelt wurden. Während der Brutperiode könnten Weibchen Selen auf die Eier bzw. Cadmium auf die Eierschalen übertragen (STANLEY et al. 1994, DAUWE et al. 1999). Ursache hierfür ist der bei Cadmium und Calcium ähnliche Metabolismus, der in der Niere adulter weiblicher Vögel zu signifikant höheren Cadmium- aber auch Zinkkonzentrationen führen kann als in männlichen.

Obwohl nach den hier aufgeführten Untersuchungen artspezifische und regionale Unterschiede bezüglich geschlechtsspezifischer Anreicherungen existieren können, sind die individuellen Variationen i. d. R. weitaus größer als diejenigen zwischen den Geschlechtern (FURNESS 1993). Nach NIELSEN & DIETZ (1989) ist die Berücksichtigung des Geschlechts zumindest für Dreizehnmöwen und Dickschnabellummen grönländischer Kolonien nicht notwendig, da die Autoren keine geschlechtsspezifischen Unterschiede in dem Quecksilber-, Cadmium-, Zink- und Selengehalt feststellen konnten. Aus diesem Grund wurde auch bei den von den Brutkolonien auf Hornøya stammenden Dreizehnmöwen und Lummen das Geschlecht bei der Bewertung der Spurenelementkonzentration vernachlässigt.

4.5 Ernährungsgewohnheiten und ihr Einfluss auf die Elementgehalte in verschiedenen Vogelarten

Für die Bewertung zwischenartlicher Unterschiede in der Kontamination von Vögeln wurden häufig ihre Ernährungsgewohnheiten bzw. ihre trophische Stellung und die z. T. extrem unter-

schiedlich kontaminierte Nahrung als entscheidend angesehen (ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, JOIRIS et al. 1997, DESGRANGES et al. 1998, KIM et al. 1998, OTERO-PÉREZ 1998, HERNÁNDEZ et al. 1999, MIUR et al. 1999, BURGER & GOCHFELD 2000b, LARISON et al. 2000, BRAUNE et al. 2002). Nach DIETZ et al. (1996) und FOSSI et al. (1999) kommt es insbesondere in marinen Nahrungsketten zu Biomagnifikationen von Spurenelementen.

In diesem Kapitel werden daher die artspezifischen Unterschiede in den Spurenelementgehalten der adulten arktischen (Hornøya) Trottellummen, Dickschnabellummen und Dreizehenmöwen als Folge unterschiedlich belasteter Nahrungstiere betrachtet. Vorab werden anhand von Literaturdaten die Ernährungsgewohnheiten dieser drei Arten beschrieben sowie die Anreicherungen in den relevanten Nahrungstieren erläutert und anschließend deren Bedeutung für die Metall- und Selengehalte in den untersuchten Vögeln diskutiert.

4.5.1 Ernährungsgewohnheiten der Dreizehenmöwen

Obwohl die Dreizehenmöwen in der Literatur oft als Vögel mit spezifischen Nahrungspräferenzen beschrieben wurden, zeigen sie, wie auch andere Möwenarten, im Vergleich zu den beiden Lummenarten relativ flexible Ernährungsgewohnheiten.

Abhandlungen über die Nahrung der Dreizehenmöwe liegen z. B. von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1982), CRAMP & SIMMONS (1983), MAUL (1994) LILIENDAHL & SOLMUNDSSON (1997), GARTHE & HÜPPOP (1998), SKOV et al. (2000), HILTON et al. (2000b) und LEWIS et al. (2001) vor: Danach ernähren sich Dreizehenmöwen vorwiegend oberflächennah auf dem offenen Meer und zu den Brutzeiten auch in küstennahen Gewässern. Sie sind überall dort zu finden, wo potentielle Nahrung an die Wasseroberfläche steigt, also in Bereichen mit hydrographischen Änderungen (Fronten, Auftriebsgebieten), aber auch im Kielwasser von Schiffen und gelegentlich in Mündungen von Abwasserleitungen. Die Nahrung besteht vorwiegend aus pelagischen Kleinfischen (*Boreogadus saida*, *Clupea harengus*, *Pomatoschistus minutus*, *Sprattus sprattus*, *Ammodytes*- und *Gadus*-Arten, *Mallotus villosus*). Als zusätzliche Nahrungstiere werden pelagische Mollusken und planktonische *Crustaceen* (*Euphausiacea*, *Mysidacea*, *Copepoda*, *Isopoda* und verschiedene *Balanus*-Arten) erbeutet. Als Schiffsfolger ernähren sie sich vor allem von über Bord geworfenen Discard, d. h. von Fischen aus Beifang und Schlachtabfällen (GARTHE & HÜPPOP 1994, CAMPHUYSEN et al. 1995, GARTHE & HÜPPOP 1998), gelegentlich auch von Küchenabfällen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1982). Nahrungsaufnahmen in Hafengebieten und im Gezeitenbereich wurden ebenfalls beobachtet. Die Nahrungspräferenzen können sowohl geographisch als auch saisonell variieren. MEHLUM & GABRIELSEN (1993) und MEHLUM et al. (1998) untersuchten die Nahrungsaufnahme der Dreizehenmöwen und Dickschnabellummen in arktischen Gewässern, u. a. in dem Probennahmegebiet der vorliegenden Arbeit. Sie fanden zu einem geringeren Anteil die Lodde in

den Mägen der Dickschnabellummen und als Hauptnahrungstier beider Vogelarten den Polardorsch (*Boreogadus saida*), der sich von arktischen Copepoden ernährt und eine wichtige Rolle bei dem Transfer von Schadstoffen in der arktischen Nahrungskette spielt (MUIR et al. 1999, CRANE et al. 2001). In beiden Arten wurden außerdem während der Brutzeit, dem Sammlungszeitraum der arktischen Seevögel für die eigenen Untersuchungen, im Küstenbereich Reste von *Parathemisto* (in 46 % der Vögel) und Euphausiaceen (in 24 % der Vögel) gefunden (MEHLUM & GABRIELSEN 1993, MEHLUM et al. 1998, MUIR et al. 1999). Außerdem konnten Copepoden und Tintenfische nachgewiesen werden. Nach BARRETT & FURNESS (1990) ernährten sich Dreizehenmöwen in den Kolonien um Hornøya von Sandaalen, Dorschen, Tintenfischen und Euphausiaceen.

4.5.2 Ernährungsgewohnheiten der Dickschnabel- und Trottellummen

Beide Arten zeichnen sich durch eine vorwiegend piscivore Ernährungsweise aus, wobei die Zusammensetzung der Nahrung - wie auch bei den Dreizehenmöwen - saisonell und geographisch je nach Verfügbarkeit der Beutetiere variieren kann (CRAMP 1985, LILIENTHAL & SOLMUNDSSON 1997, HILTON et al. 2000a).

Der Fischanteil kann in der Nahrung von **Trottellummen** bis zu 93 % betragen (CRAMP 1985, FURNESS & TASKER 1992, LILIENTHAL & SOLMUNDSSON 1997, HILTON et al. 2000b, SKOV et al. 2000). Dabei handelt es sich meist um kleine Schwarmfische wie Clupeidae (meist Sprotten) und Ammodytidae (Sandaale), daneben zahlreiche Gadidae, Gobidae und Blennidae (CRAMP 1985, LEOPOLD et al. 1992, HILTON et al. 2000a, SKOV et al. 2000, LEWIS et al. 2001). Evertebraten (Crustaceen und einige Polychaeten) sind als Nahrungstiere von untergeordneter Bedeutung. Es liegen kaum Untersuchungen zu abweichenden Ernährungsgewohnheiten vor: So gaben MUIR et al. (1999) für arktische Trottellummen omnivore Ernährungsgewohnheiten mit einer Dominanz von Fischen und Amphipoden an. Ihre Nahrungsgebiete befanden sich dabei sowohl in Küstenbereichen als auch auf dem offenen Meer. Sie nahmen im Gegensatz zu den Dreizehenmöwen jedoch ihre Nahrung nicht an der Wasseroberfläche sondern jagend in größeren Tiefen auf. Trottellummen gehören nicht zu den Schiffsfolgern und nehmen daher auch kein Discard auf (GARTHE 1997).

PIATT & VAN PELT (1997) fanden auch in den Wintermonaten in den Mägen tot und meist ausgezehrt vor Alaska gefundener Trottellummen Reste von Clupeiden und Gadiden. In der Barentssee-Region, dem Probennahmegebiet für die arktischen Trottellummen, wurde in den Vogelmägen zu 95 % Fisch, 1,3 % Crustaceen und Pflanzenmaterial und je 0,6 % Polychaeten, Mollusken und Insekten gefunden. Außerdem verzehren Trottellummen und Dreizehenmöwen im

Vergleich zu Dickschnabellummen oft größere Fische (CRAMP1985, MEHLUM & GABRIELSEN 1993).

Für die **Dickschnabellummen** wurden zwar ebenfalls Fische als Hauptnahrungstiere angegeben, allerdings spielte hier die zusätzliche Evertebratennahrung eine größere Rolle (NORHEIM & KJOS-HANSEN 1984, LILIENDAHL & SOLMUNDSSON 1997, BRAUNE et al. 2002). In der europäischen Arktis ernährten sich die Dickschnabellummen - insbesondere im Winter - vorwiegend von Evertebraten, wobei der pelagische Amphipod *Parathemisto* mit 64 % den Hauptanteil der Nahrung stellte (CRAMP 1985, GJERTZ et al. 1985, LØNNE & GABRIELSEN 1992), während in Küstengewässern gammaride Amphipoden und Euphausiaceen überwogen. Der Polardorsch spielte nach MEHLUM & GABRIELSEN (1993) in den Sommermonaten nur eine vergleichsweise geringe Rolle als Nahrungstier. Nach dem OSPAR QUALITY STATUS REPORT (2000c) dominierten jedoch in der europäischen Arktis der Polardorsch und Amphipoden (*Themisto* sp.) in der Nahrung, während in den weiter westlichen und südlichen Gewässern vorwiegend Sandaale, Lodden und Heringe genutzt werden. Während der Brutsaison entsprach der Fischanteil der Nahrung häufig mehr als 90 % (CRAMP 1985). In Nordnorwegen, z. B. in den Kolonien um Hornøya, bzw. der Barentseeregion ernährten sich Dickschnabel- und Trottellummen zu dieser Zeit vorwiegend von der Lodde (*Mallotus villosus*), wobei erstere aufgrund ihrer Tauchtiefen von i. d. R. 75 bis max. 210 m (CRAMP 1985, OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c) die in Bodennähe vorkommenden relativ hoch belasteten Tiere (Kap. 4.5.3) erbeuteten und letztere als agilere Schwimmer aktive pelagische Fische jagten (ERIKSTAD & VADER 1989, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Zusätzlich wurden in diesen Regionen Sandaale und z. T. Heringe verzehrt (BARRETT & FURNESS 1990, BARRETT et al. 1997). Diese einheitlichen Ernährungsgewohnheiten lagen offenbar nur dann vor, wenn die Fischbestände ausreichend waren. Andernfalls blieben Trottellummen bei ihrer spezialisierten piscivoren Ernährung, während Dickschnabellummen vermehrt Evertebraten und andere Fischarten zu sich nahmen. Demnach zeigen insbesondere die Trottellummen deutliche piscivore Nahrungspräferenzen, während die Dreizehenmöwen und mit Einschränkung auch die Dickschnabellummen eher opportunistische Ernährungsgewohnheiten haben.

4.5.3 Bedeutung der trophischen Stellung für die Elementanreicherung

4.5.3.1 Spurenelementbelastung der Nahrungstiere

Wie bereits in Kapitel 4.3.1. angedeutet reichern Evertebraten, wie Tintenfische und Crustaceen **Cadmium** an (DIETZ et al. 1996, De MORENO et al. 1997, AMAP 1998, VODOPIVEZ &

CURTOSI 1998, LAW et al. 2001). Grundsätzlich ist folgende Biomagnifikation bei den Cadmium-Werten festzuhalten: Fische < Crustaceen < Seevögel, Wale, Robben.

So wurden z. B. für ozeanische Crustaceen wie die Schwimmkrabbe *Portunus pelagicus* (MCPHERSON & BROWN 2001) und pelagische, carnivore Amphipoden (*Parathemisto*, *Themisto*) aus arktischen Gewässern hohe Cadmiumwerte genannt (RAINBOW 1989, DIETZ et al. 1996, AMAP 1998, MUIR et al. 1999, OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c). Demgegenüber wies der Polardorsch, der bei arktischen Seevögeln 65 % der Nahrungstiere umfassen kann, vergleichsweise geringe Konzentrationen auf (MACDONALD & SPRAGUE 1988, DIETZ et al. 1996, MUIR et al. 1999, OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c). In anderen Fischarten war Cadmium sogar kaum nachweisbar (DeMORENO et al. 1997).

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Dickschnabellummen waren demnach wegen der eingangs genannten Nutzung von Amphipoden als Nahrungstiere möglicherweise erhöhten Cadmiumbelastungen ausgesetzt.

In Bezug auf **Selen** und **Kupfer** sind - wie bei Cadmium - die Konzentrationen in Crustaceen (Krill) vergleichsweise hoch, während diejenigen von Fischen deutlich niedriger liegen (SYDEMAN & JARMAN 1998). Außerdem waren die Selengehalte bei den ebenfalls untersuchten Seevogelarten deutlich geringer als in den Euphausiaceen.

Bei **Quecksilber** sind Biomagnifikationsprozesse in der marinen Nahrungskette besonders stark ausgeprägt, da es sich aufgrund von Biomethylierungen vorwiegend in der organischen Form anreichert (LAW 1996, LAW et al. 2001): Es waren deutliche Anreicherungen mit zunehmender trophischer Ebene bis hin zu Seevögeln und Meeressäugern festzustellen (DIETZ et al. 1996, AMAP 1998, BARGAGLI et al. 1998, LAW et al. 2001). In vielen Fischarten waren daher - wie bereits in Kap. 4.3.1 erwähnt - deutlich höhere Quecksilberkonzentrationen als in Evertebraten zu finden (z. B. DIETZ et al. 1996, MONTEIRO et al. 1996, AMAP 1997, AMAP 1998, GARBOLDI et al. 1998, VODOPIVEZ & CURTOSI 1998, MUIR et al. 1999, LAW et al. 2001). Insbesondere in carnivoren Fischen findet eine Aufkonzentrierung von organischen Quecksilberverbindungen statt (FURNESS et al. 1995, DOSSANTOS et al. 2000). Als Folge liegt dieses Metall in inneren Organen von piscivoren Seevögeln meist in dieser hoch toxischen methylierten Form (Me-Hg) vor (BRAUNE 1987, SCHEUHAMMER 1987, JOIRIS et al. 1997, DESGRANGES et al. 1998), zumal anorganisches Hg zum größten Teil über Fäzes wieder ausgeschieden wird (FURNESS et al. 1995).

Zudem wurden im benthischen Bereich, verglichen mit der Wassersäule, um mehrere Größenordnungen erhöhte Schwermetallkonzentrationen bestimmt (RAY & BEWERS 1984), so dass benthische Evertebraten oder Fische entscheidend zur Bioverfügbarkeit der Schadstoffe für die nächst höhere trophische Stufe beitragen (PERTTILÄ et al. 1982, HEIDMANN et al. 1987). Zu diesen benthischen Nahrungstieren gehören z. B. Gadidae und Ammodytidae, die von Dreizehenmöwen und erstere auch von Lummen aufgenommen werden, während die ebenfalls ver-

zehrten Clupeidae eher pelagisch leben. Des Weiteren zeigten Seevögel mit eher mesopelagischen Ernährungsweisen deutlich höhere Hg-Anreicherungen als solche mit einer epipelagischen Ernährung (THOMPSON et al. 1998).

Neben der Lebensweise der Nahrungstiere kann - wie in Kapitel 4.3.1 bereits angedeutet - auch deren Größe für die Belastung verantwortlich sein. Bei Fischen wurden z. B. direkte Zusammenhänge zwischen den Quecksilbergehalten und ihrer Größe bzw. trophischen Stellung gefunden (FURNESS 1993, SUNDLOF et al. 1994, LOCKHART 1995, GARIBOLDI et al. 1998, AMAP 1998, BURGER & GOCHFELD 2000b, DOSSANTOS et al. 2000, BURGER et al. 2002). Große Fische wie adulte Heringe (*Clupea harengus*) und Makrelen (*Scomber scomber*) enthalten demnach mehr Quecksilber als kleine kurzlebige Fische wie der Sandaal (*Ammodytes marinus*) und Arthropoden (SUNDLOF et al. 1994).

4.5.3.2 Spurenelementbelastung der Vogelarten

Der Übersichtlichkeit halber sind nachfolgend die zitierten und in der eigenen Arbeit ermittelten Konzentrationsangaben nicht im Text, sondern in einer abschließenden Tabelle (Tab. 23) aufgelistet. Da die Literaturdaten in ppm Frischgewicht angegeben wurden, mussten die eigenen Daten auf das Frischgewicht umgerechnet werden. Die ermittelten Umrechnungsfaktoren beliefen sich für Trottellummen auf 4,3 (Muskel), 3,5 (Leber), 4,5 (Niere), für Dickschnabellummen auf 3,4 (Muskel), 3,1 (Leber), 4,15 (Niere) und für Dreizehenmöwen auf 3,0 (Muskel) und 3,1 (Leber).

Nach den eigenen Ergebnissen spiegelte die **Cadmium**-Belastung der untersuchten Vogelarten im Allgemeinen die eingangs dargestellten Ernährungsgewohnheiten wieder: Die Dreizehenmöwen wiesen in den Weichgeweben die höchsten Konzentrationen auf. Ursache hierfür waren vor allem die flexiblen Ernährungsgewohnheiten dieser Art. Die ausschließlich von den Dreizehenmöwen genutzten und hoch mit Hg und Cd belasteten Fischschlachtabfälle (HEIDMANN et al. 1987) haben aller Wahrscheinlichkeit nach entscheidend zu den artspezifischen Konzentrationsunterschieden beigetragen.

Bei einem Vergleich der Lummenarten waren die Einflüsse der Ernährungsgewohnheiten weniger eindeutig: Dickschnabellummen zeigten zwar in allen untersuchten Geweben höhere Cadmiumkonzentrationen, allerdings waren die Unterschiede in den Zielgeweben Leber und Niere nicht signifikant. Demnach nahmen die Dickschnabellummen zwar Evertebraten auf, dieser Anteil spielte jedoch in der Saison, aus der die Vögel stammten, offenbar eine untergeordnete Rolle. Ferner ist zu vermuten, dass die Trottellummen Cadmium durch ihre im immaturren Alter ausgedehnteren Wanderungen in evtl. höher belastete Gebiete (s. Kap. 4.1.2) mit zunehmendem Alter anreicherten und damit ähnliche Konzentrationen aufwiesen wie die ernährungsbedingt belasteten Dickschnabellummen.

In der Arbeit von NIELSEN & DIETZ (1989) wurden zwar ebenfalls Dickschnabellummen und Dreizehenmöwen untersucht, allerdings stammten diese Tiere aus grönländischen Kolonien. Da die verwendeten analytischen Methoden und der Sammlungszeitpunkt (Brutperiode) in beiden Untersuchungen jedoch ähnlich war, konnten die Ergebnisse verglichen werden. Die Dickschnabellummen zeigten hier vergleichsweise hohe Cadmiumkonzentrationen in der Niere (Tab. 23), die mit denen von Dreizehenmöwen vergleichbar waren. Dies deutet auf einen höheren Evertebratenanteil in der Nahrung der grönländischen Lummen verglichen mit denen der eigenen Arbeit oder auf einen höheren Belastungsgrad des Lebensraumes hin (s. Kap. 4.8.2).

In der Literatur existieren weitere Untersuchungen zu Cd-Anreicherungen in verschiedenen Vogelarten, die auf unterschiedliche Ernährungsweisen zurückgeführt wurden (u. a. BECKER et al. 1991, HAHN et al. 1993, BECKER et al. 1994, SUNDLOF et al. 1994, BURGER & GOCHFELD 1997, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, MONTEIRO et al. 1998, HERNÁNDEZ et al. 1999, MUIR et al. 1999, BURGER & GOCHFELD 2000b, LAW et al. 2001, MCPHERSEN & BROWN 2001, LEWIS et al. 2001). So wurde mehrfach auf die hohen Cadmiumbelastungen von Seevögeln hingewiesen, die sich - wie eingangs dargestellt - von höher belasteten Evertebraten (Miesmuscheln, Crustaceen, pelagischen Cephalopoden) ernährten (u. a. HONDA et al. 1990, KÜHNAST 1991, VERMEER & CASTILLA 1991, FURNESS & TASKER 1992, LOCK et al. 1992, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997). BURGER & GOCHFELD (2000b) erklärten z. B. die hohen Cd-Gehalte in Fregattvögeln mit dem großen Tintenfischanteil in der Nahrung dieser Tiere. Eine teilweise aus planktonischen Crustaceen (*vorw. Thysanoessa inermia*) bestehende Nahrung führte nach LEWIS et al. (2001) zu erhöhten Cd-Gehalten in Vögeln. Diese Arbeiten bestätigen die eigenen Schlussfolgerungen zum Einfluss der Ernährungsgewohnheiten auf die Metallakkumulation. Dieser Einfluss scheint dabei größer zu sein als taxonomische Unterschiede (LOCK et al. 1992).

In Bezug auf **Quecksilber** war nach den eigenen Ergebnissen ebenfalls ein Einfluss der Ernährungsgewohnheiten auf die untersuchten Vogelarten feststellbar: Auch hier waren die Dreizehenmöwen aus den bereits genannten Gründen am höchsten belastet. Die Trottellummen wiesen wegen der o. g. ausschließlichen Fischnahrung in der Niere signifikant höhere Werte auf als die Dickschnabellummen. In den übrigen Geweben waren jedoch keine Unterschiede feststellbar. Als Ursache kann eine, verglichen mit anderen geographischen Gebieten, vergleichsweise geringe Quecksilberaufnahme in den arktischen Brutgebieten bei gleichzeitig effektiver Elimination über die Federn angeführt werden. Diese Hypothese wird dadurch unterstützt, dass von allen untersuchten Geweben die Unterschiede in der Quecksilberbelastung der Federn am geringsten war. Ferner war möglicherweise - wie eingangs genannt - der Fischanteil in der Nahrung der Dickschnabellummen bedeutender als der Evertebratenanteil.

HONDA et al. (1990) bestimmten Cadmium und Quecksilber in Weichgeweben u. a. von Dickschnabellummen, Trottellummen und Dreizehenmöwen aus dem Nord-Pazifik. Die für die Dickschnabellummen ermittelten Quecksilbergehalte zeigen die größte Übereinstimmung mit den eigenen Daten. Offenbar waren die Ernährungsgewohnheiten dieser Vögel in beiden Regionen ähnlich. Die Cd- und Hg-Werte in der Leber und Niere der Trottellummen waren jedoch in der eigenen Arbeit etwa doppelt so hoch. Ein unterschiedlicher Kontaminationsgrad beider Regionen ist als Ursache für diese abweichenden Ergebnisse auszuschließen, da es sich bei beiden Untersuchungsgebieten um vergleichsweise gering belastete Regionen handelt. In diesem Fall hätten zudem auch in den beiden anderen Vogelarten Konzentrationsunterschiede festgestellt werden müssen. Aller Wahrscheinlichkeit nach hielten sich die in der europäischen Arktis brütenden Trottellummen - wie bereits erwähnt - in den Wintermonaten bzw. im immaturren Alter in höher belasteten Regionen wie z. B. der norwegischen See auf (s. a. Kap. 4.8.1) als die Vögel des Pazifik.

Weitere Literaturdaten bestätigen auch für die Hg-Anreicherung den Einfluss von Ernährungsgewohnheiten: Vögel, die sich von benthischen Organismen ernährten, waren z. B. deutlich höher belastet als solche, die pelagisches Zooplankton oder an der Wasseroberfläche Nahrung aufnahmen (BRAUNE 1987). Demgegenüber wiesen Dreizehenmöwen, die Krebse (*Meganyctiphanes norvegica*) und kleine Fische wie Heringe fraßen, in inneren Organen verglichen mit anderen vorwiegend fischfressenden Meeresvogelarten deutlich geringere Belastungen auf (BRAUNE 1987). Ebenso fanden BURGER & GOCHFELD (2000b) und KIM et al. (1998) in den Seevögeln, die sich zu einem größeren Anteil und zudem von größeren Fischen ernährten, hohe und bei einer ausgewogenen Tintenfisch- und Fischnahrung die höchsten Quecksilberkonzentrationen sowie geringe Werte bei einer aus Krill bestehenden Nahrung.

Bezüglich der essentiellen Elemente **Kupfer**- und **Zink** konnten nach den eigenen Ergebnissen in den meisten Weichgeweben der drei Vogelarten (Ausnahme: Muskelproben der Dreizehenmöwen) keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Für die Variationen der Federgehalte, die mit den Konzentrationen der inneren Gewebe z. T. im Widerspruch stehen, kann an dieser Stelle keine gesicherte Erklärung gegeben werden. Es könnte sich hierbei um Auswirkungen unterschiedlicher Expositionen, Elimination überschüssig aufgenommenen Kupfers oder um Reste atmosphärischer Depositionen handeln.

Allerdings wurden in der Literatur z. T. interspezifische Unterschiede beschrieben: HERNÁNDEZ et al. (1999) führten z. B. die unterschiedlichen Cu- und Zn-Gehalte in verschiedenen aquatischen Vogelarten auf die jeweilige trophische Stufe der Vogelarten aber auch auf evtl. taxonomische Unterschiede und damit indirekt auf einen möglicherweise unterschiedlichen Bedarf an diesen Elementen zurück. Außerdem kann es, wie Fütterungsversuche zeigten (NOLAN & BROWN 2000), bei einer ungewöhnlich hohen Exposition zu einer Anreicherung von Zink bis hin zu toxischen Konzentrationen kommen.

Für Kupfer beschrieben BENITO et al. (1999) und HERNÁNDEZ et al. (1999) ebenfalls Variationen in Abhängigkeit von der Vogelart und der trophischen Stellung. Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass verschiedene Vogelarten entsprechend ihrer Ernährungsgewohnheiten an die unterschiedlichen Konzentrationen dieser essentiellen Elemente in ihrer Nahrung angepasst sind. Kupfer zeigte jedoch im Allgemeinen wegen der Einregulierung bestimmter Konzentrationen nur geringe Variationen zwischen den Seevogelarten (FURNESS & TASKER 1992, SZEFER et al. 1993, KIM et al. 1998).

Bezüglich **Selen** konnten in der eigenen Arbeit interspezifische Unterschiede festgestellt werden: Trottellummen wiesen in den Zielorganen Leber und Niere höhere Selenkonzentrationen auf als Dickschnabellummen, während die Leberwerte mit denen der Dreizehenmöwen vergleichbar waren. Allerdings lagen von dieser Art keine Nierenproben vor. Die erhöhten Konzentrationen in den Trottellummen können auf unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten zurückgeführt werden. Coakkumulationen wegen der ähnlichen Bindungsaffinitäten von Selen und Quecksilber sind als Ursache unwahrscheinlich, da bei den Trottellummen keine Korrelationen zwischen beiden Elementen nachweisbar waren (s. a. Kap. 4.7.2).

In der Literatur wurden interspezifische Unterschiede auf verschiedene Ernährungsgewohnheiten bzw. trophische Stellungen (MORA & ANDERSON 1995, LEMLY 1997, BURGER & GOCHFELD 2000b) oder auf Wanderaktivitäten zurückgeführt. SANTOLO et al. (1999) erklärten die unterschiedlichen Selenkonzentrationen im Blut verschiedener Vogelarten in erster Linie mit einer variierenden Kontamination der Nahrungstiere und der jeweils aktuellen Aufenthaltsgebiete, zogen allerdings auch evtl. Unterschiede im Selenmetabolismus in Betracht.

Des Gleichen gab GOEDE (1985, 1993) als Ursache variierender Quecksilber-, Selen- und Zinkgehalte in Austernfischern den Einfluss unterschiedlicher Ernährungsgewohnheiten bzw. unterschiedliche Evertebratennahrung an. Er folgerte aus seinen Ergebnissen, dass Vögel mit marinen Ernährungsgewohnheiten höhere Selengehalte aufwiesen als solche mit eher terrestrischer Nahrung. Nach ELLIOTT et al. (1992) zeigten hochpelagische Vögel die höchsten Selenkonzentrationen. Bereits zu Beginn der marinen Nahrungskette kann es zu einer hohen Selenaufnahme kommen. So stellten BAINES & FISHER (2001) bereits in verschiedenen Phytoplanktonorganismen Biokonzentrationen von Selenit fest.

Es konnte somit in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden, dass zumindest in Bezug auf Cadmium und Quecksilber die "Nahrungsspezialisten" unter den untersuchten Vögeln meist auch als "Anreicherungsspezialisten" angesehen werden können und dass unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten einen nachhaltigen Einfluss auf die Spurenelementgehalte in den Seevögeln hatten. Selen verhielt sich in dieser Hinsicht eher wie ein nicht-essentielles Element, während bei den übrigen essentiellen Elementen der Einfluss der Ernährungsgewohnheiten auf den Elementgehalt der Vögel aufgrund von Regulationsmechanismen abnahm.

Tab. 23: Interspezifischer Vergleich der Elementgehalte zwischen Literaturdaten und eigenen Ergebnissen in µg/g Fg. Angegeben sind Mediane und Mittelwerte ± Standardabweichung oder Bereiche.

Vogelart	Gewebe	Hg	Se	Cd	Zn	Cu	
Dreizehenmöwe <i>Rissa tridactyla</i>	<u>Leber</u> (n = 1)	0,81	9,03	7,59	38,7		NIELSEN & DIETZ (1989)
		0,65±0,443	9,91±6,36	7,97±4,126	36,8+8,0		
		1,43		2,23	31,1	5,5	HONDA et al. (1990)
		0,877 0,92±0,33	4,38 5,46±3,06	3,97 4,64±3,65	30,5 36,1±16,9	6,13 6,32±1,84	vorliegende Arbeit
	<u>Federn</u>	3,31 ± 1,21 5,5 2,03 2,03±0,4					STEWART et al. (1997) AMAP (1998) vorliegende Arbeit
<u>Niere</u> (n = 1)	0,23 0,38±0,259 0,93	10,64 11,69±6,9	38,08 42,9±30,04 15,2	48 50,2±14,25 34,9		4,83	NIELSEN & DIETZ (1989) HONDA et al. (1990)
<u>B.-Musk.</u> (n = 1)	0,19 0,17±0,116 0,41	3,02 2,95±1,79 ≤ 4,95	0,42 0,48±0,378 0,19 1,62	15,28 15,92±2,87 14,6		4,21	NIELSEN & DIETZ (1989) HONDA et al. (1990) AMAP (1998) vorliegende Arbeit
Trottellumme <i>Uria aalge</i>	<u>Leber</u>	0,22±0,05		0,35±0,29	22,8±1,58	5,4±0,48	HONDA et al. (1990)
		0,506 0,54±0,12	4,43 5,02±1,44	0,81 0,88±0,32	24,4 24,8±4,2	5,57 5,71±0,83	vorliegende Arbeit
	<u>Niere</u>	0,18±0,04		2,27±2,39	20,2±2,35	3,79±0,31	HONDA et al. (1990)
	0,33 0,32±0,04	9,86 9,64±2,09	5,28 5,35±1,66	26 25,3±3	3,25 3,21±0,42	vorliegende Arbeit	
<u>B.-Musk.</u>	0,06±0,02		0,03±0,05	11±1,11	5,27±0,23	HONDA et al. (1990)	
0,098 0,097±0,01		0,044 0,042±0,01	11,2 11,5±0,8	4,43 4,47±0,21	vorliegende Arbeit		
<u>Federn</u>	0,99 ± 0,34						STEWART et al. (1997) vorliegende Arbeit
		0,91 0,88±0,19					

Fortsetzung Tab. 23							
Vogelart	Gewebe	Hg	Se	Cd	Zn	Cu	
Dickschnabel- lumme <i>U. lomvia</i>	Leber	0,77	2,01	6,86	40,05		NIELSEN & DIETZ (1989)
		0,77±0,243	2,22±0,77	7,33±2,867	39,76±7,96		
		0,24±0,12		4,22±1,72	32,4±6,16	6,19±0,94	HONDA et al. (1990)
		0,6	1,9	3,9	35	8,2	NORHEIM (1987)
		0,3-0,9	1,1-2,6	1,8-10,7	31-38	6,4-9,4	
		0,41	1,795	1,38	29,6	5,95	vorliegende
		0,36±0,165	2,27±1,12	1,78±1,37	30,3±4,23	5,85±0,54	Arbeit
	Niere	0,46	4,34	30,24	42,6		NIELSEN & DIETZ (1989)
		0,44±0,165	6,06±3,48	31,8±12,57	44,2±7,69		
		0,22±0,12		16,8±6,94	35,7±8,01	4,37±0,73	HONDA et al. (1990)
				16	39	6,9	NORHEIM (1987)
				6,8-38	27-50	4,1-11,2	
		0,27	4,612	9,255	32,5	3,75	vorliegende
		0,28±0,05	4,04±1,36	11,26±7,46	30,6±10,3	3,73±0,37	Arbeit
	B.-Musk.	0,21	0,81	0,42	13,3		NIELSEN & DIETZ (1989)
0,20±0,067		0,87±0,38	0,37±0,203	12,82±2,73			
0,07±0,03			0,09±0,09	12,9±1,53	5,11±0,82	HONDA et al. (1990)	
0,17		1,03	0,27			DONALDSON et al. (1997)	
0,098			0,15	12,94	5,24	vorliegende	
	0,096±0,04		0,16±0,07	13,56±2,41	5,25±0,71	Arbeit	

4.6 Metabolismus - Abhängigkeit vom Kontaminationsgrad

4.6.1 Einfluss der Mauser auf die Elementgehalte in Weich- und Hartgeweben

Nachfolgend werden die Auswirkung des Federwechsels auf die Elementgehalte in Weichgeweben und Federn der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vögel erläutert. Anschließend werden für die arktischen Dreizehenmöwen und Lummen die Korrelationen der Elementgehalte zwischen Federn und Weichgeweben und deren Ursachen diskutiert.

4.6.1.1 Dreizehemöwen-Nestlinge/Helgoland

Das altersabhängige Anreicherungsmuster von **Quecksilber** in Federn und Weichgeweben der Nestlinge und die Bedeutung der Mauser als Dekontaminationsmechanismus für Quecksilber wurde bereits in den Kapiteln 4.3.1.2 und 4.3.1.3 dargelegt.

Nach den eigenen Ergebnissen gibt es keine Anzeichen dafür, dass die Nestlinge während ihrer Entwicklung stark erhöhten Quecksilberkontaminationen ausgesetzt waren. BECKER et al.

(1994) und STEWART et al. (1997) fanden, dass die Effektivität der Elimination über die Federn maßgeblich von dem Kontaminationsgrad abhing, wobei stärker kontaminierte Vögel durch die Bildung des neuen Gefieders eine größere Abnahme der Körperbelastung mit Quecksilber zeigten als geringer kontaminierte. Bei einem hohen Kontaminationsgrad der Dreizehenmöwen-Nestlinge wären demnach in dem neu gebildeten Gefieder erhöhte und keine abnehmenden Gehalte zu erwarten gewesen. Es konnte somit gezeigt werden, dass insbesondere die Brustfedern dieser Nestlinge als Indikatoren der lokalen Metallbelastung geeignet sind. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen BURGER & GOCHFELD (2000a) bei Albatross-Küken.

In der vorliegenden Arbeit konnte durch die mit dem Alter abnehmenden **Cadmium**gehalte in den Federn und die zunehmenden Werte in Leber und Niere gezeigt werden, dass die Cd-Einlagerung in den Federn in keinem Zusammenhang mit der in den Weichgeweben stand. Die Mauser hatte keinen Einfluss auf die Elementverteilung in inneren Organen. Die von HONDA et al. (1986a) angegebene geringe Abnahme der Cadmium-Konzentrationen der Weichgewebe durch Einlagerung in die Federn traf auf die Dreizehenmöwen-Nestlingen nicht zu. Die ermittelten geringen Gehalte der Federn deuten zudem auf den bereits genannten relativ geringen Einfluss atmosphärischer Depositionen in der eigenen Arbeit hin (s. Kap. 4.3.1.2).

Wie bereits in den Kapiteln 4.3.1.2 und 4.3.1.3 erwähnt, sind die **essentiellen Elemente** Selen, Kupfer und Zink an Wachstums- und Keratinisierungsprozessen beteiligt (DMOWSKI 1999, LEE et al. 1999). Aus diesem Grund kam es unmittelbar vor oder während der Mauser zu einem Anstieg der Zn- und Cu-Werte in den Federn. Es kann dennoch nicht von einem effektiven Eliminationsmechanismus für diese Elemente gesprochen werden, da die Werte in der Leber und Niere anstiegen und außerdem der Anteil in den Federn offenbar nur < 20 % der Körperbelastung ausmacht (KÖTH 1990). Durch den bereits in Kap. 4.3.1.2 dargestellten erhöhten Bedarf während der Mauser könnten auch toxische Metalle mit ähnlichen resorptiven und metabolischen Eigenschaften (s. Kap. 4.7) ebenfalls verstärkt aufgenommen worden sein. Dies kann zusätzlich zu der erhöhten Cadmiumbelastung - neben den in Kapitel 4.3.1.2 genannten ernährungsbedingten Anreicherungen - beigetragen haben. Außerdem können durch Mobilisierung von Nährstoffen aus Weichgeweben (v. a. Leber) während der Mauser gespeicherte Metalle wie z. B. Quecksilber umverteilt und in Federn eingelagert werden (LOCK et al. 1992, BURGER 1993), was mit zu der verringerten Organbelastung der Nestlinge mit Quecksilber geführt haben kann.

Exogene Depositionen schienen auch hier von untergeordneter Bedeutung zu sein (DMOWSKI 1999).

4.6.1.2 Adulte und immature Vögel

Der für die Nestlinge dargestellte Einfluss der Mauser auf die Hg-Anreicherung trifft auch auf die adulten und immaturen Vögel zu. Bei diesen Vögeln ergibt sich zusätzlich die Frage, inwieweit die jährlich stattfindende Hg-Eliminierung über die vollständige Mauser des Großgefieders die Anreicherung in den Weichgeweben beeinflusst.

Es ist davon auszugehen, dass die in den Wintermonaten gesammelten Trottellummen die über das gesamte Jahr gesehenen geringsten Quecksilbergehalte in den Weichgeweben aufwiesen (s. a. HONDA et al. 1986b, STEWART et al. 1994, WAYLAND et al. 2000), da die Mauser erst kurz vorher abgeschlossen wurde (SKOV et al. 2000). Da danach eine erneute Akkumulationen in den inneren Organen stattfinden kann (FURNESS et al. 1986, HONDA et al. 1986b), wären bei den arktischen Brutvögeln aufgrund des Sammlungszeitpunktes vergleichsweise hohe Belastungen der inneren Organe zu erwarten gewesen. Tatsächlich waren bei Dickschnabellummen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Gehalten der Federn und der Leber festzustellen. Folglich wird bei diesen Vögeln, wie bereits von verschiedenen Autoren vermutet (FURNESS et al. 1986, BRAUNE & GASKIN 1987, THOMPSON et al. 1991, STEWART et al. 1997, DMOWSKI 1999), nahezu das gesamte Quecksilber, das zwischen zwei Mauserperioden aufgenommen wird, in die neuen Federn eingelagert.

Bei den arktischen Trottellummen waren demgegenüber signifikant höhere Werte in der Leber verglichen mit denen Federn nachzuweisen. Bei den borealen Trottellummen traf dies bereits kurz nach der Mauser zu. Außerdem lagen die Leberwerte dieser bereits gemauserten Vögel mit etwa 4 ppm Tg deutlich über denen der arktischen Brutvögel (etwa 1 - 2 ppm Tg). Dies beweist trotz des unterschiedlichen Sammlungszeitpunktes die deutlich höhere Quecksilberbelastung der borealen Lummen verglichen mit den arktischen.

Es konnte somit gezeigt werden, dass die Mauser der Körperfedern besonders bei den geringer belasteten arktischen Lummen den Großteil der Gesamtbelastung eliminiert. Demgegenüber konnte die höhere Hg-Exposition der Trottellummen nicht in gleichem Maße durch die Hg-Eliminierung über die Mauser kompensiert werden. Dennoch muss auch bei diesen Vögeln eine effektive Hg-Eliminierung über den jährlichen Federwechsel entsprechend des Kontaminationsgrades der inneren Gewebe stattgefunden haben, da - wie in Kapitel 4.3.3 dargelegt - eine altersabhängige Anreicherung fehlte.

4.6.1.3 Elementgehalte der Federn vs. Weichgeweben

Die Abhängigkeiten zwischen der Metallbelastung der Federn und innerer Gewebe wurden untersucht, um ggf. von den Federwerten Rückschlüsse auf die Werte der Weichgewebe zu ziehen und zukünftig lebende Vögel untersuchen zu können.

Es konnten bei **Quecksilber** weder für die relativ hoch belasteten adulten Dreizehenmöwen noch für die gering kontaminierten Trottellummen von Hornøya signifikante Korrelationen zwischen Federn und inneren Geweben gefunden werden. Um zu prüfen, ob der Kontaminationsgrad für diese fehlenden Zusammenhänge verantwortlich war, wurden zusätzlich in den deutlich höher belasteten borealen Trottellummen aus der Bretagne Korrelationsberechnungen zwischen den Leber-Hg- und Feder-Hg-Werten durchgeführt. Es waren jedoch ebenfalls keine statistischen Abhängigkeiten nachzuweisen ($r_{\text{Spearman}} = -0,121$, $n = 16$). Die Körperfedern der Trottellummen eignen sich daher nicht, um von der Belastung der Federn auf die Belastung der inneren Organe zurückzuschließen. Daher muss neben den Federn ein weiterer effektiver Eliminationsmechanismus existieren, wie z. B. die Metall-Exkretion über Salzdrüsen, zumal diese bei Seevögeln ebenso hohe Hg- und Se-Gehalte wie beispielsweise die Niere oder Leber aufweisen können (BURGER et al. 2000). Laut Literaturangaben kann außerdem bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Trottellummen und Dreizehenmöwen von einer effektiven Hg-Elimination über die erstgemauserten Flügelfedern ausgegangen werden, wodurch letztlich eine altersabhängige Anreicherung in den hoch belasteten Vögeln verhindert wurde. So korrelierten nach STEWART et al. (1994) und DESGRANGES et al. (1998) die Hg-Gehalte der inneren Organe von Vögeln eher mit diesen Federn. Auch nach SWIERGOSZ (1998) enthielten die Flügelfedern von Fasanen deutlich mehr Quecksilber als Körperfedern.

Die untersuchten Dickschnabellummen, die bis auf die Niere ähnliche Quecksilbergehalte zeigten wie die arktischen Trottellummen, wiesen allerdings Korrelationen zwischen den Hg-Werten der Körperfedern und der Leber auf. Offenbar existieren physiologische Unterschiede in dem Hg-Metabolismus zwischen verschiedenen Vogelarten (KIM et al. 1996 a,b, STEWART et al. 1997), so dass in beiden Arten möglicherweise unterschiedliche Anteile von organischem und anorganischem Quecksilber mit unterschiedlichen Bindungsaffinitäten vorhanden waren. Untersuchungen liegen diesbezüglich jedoch nicht vor. Es wurde lediglich darauf hingewiesen, dass Me-Hg wegen seiner Fettlöslichkeit deutlich schneller über die Blutbahn in andere Gewebe transportiert wird als anorganisches Hg (KIM et al. 1996a). Nach JOIRIS et al. (1997) können 80-85 % der Hg-Belastung der Weichgewebe von Trottellummen aus Me-Hg bestehen. Andere insbesondere hoch belastete Seevögel wie Albatrosse demethylieren organisches Quecksilber effektiv und reichern z. T. mehr als 90 % des aufgenommenen Me-Hg in Weichgeweben in anorganischer Form an (LOCK et al. 1992, FURNESS et al. 1995, KIM et al. 1996a, HINDELL et al. 1999). Diese wird zu einem deutlich geringeren Anteil als Me-Hg über die Mauser eliminiert (KIM et al. 1996a), was sich bei den untersuchten Lummen in unterschiedlichen Korrelationen zwischen Federn und Weichgeweben ausgewirkt haben könnte.

Es wurde bereits in diesem Kapitel darauf hingewiesen, dass die Federn keine Bedeutung für die Elimination von **Cadmium** in den untersuchten Seevögeln haben. Die fehlenden Korrelationen zwischen den Cadmiumwerten der Federn und der Weichgewebe unterstreichen diese Aussage.

Die in den adulten Dreizehenmöwen gefunden Korrelationen zwischen den **Selen**gehalten der Federn und der Leber können als Einlagerung dieses Elements in die Federn entsprechend der Konzentration in den Weichgeweben gedeutet werden. Die eigenen Ergebnisse zeigen dabei, dass ein unterschiedlicher Belastungsgrad keinen Einfluss auf die Korrelationen hat: In den Möwen waren Korrelationen vorhanden, in den Trottellummen mit vergleichbaren Werten und in den deutlich geringer belasteten Dickschnabellummen fehlten diese jedoch. Offenbar herrscht zwischen den Arten ein unterschiedlicher Selenmetabolismus. Dafür spricht, dass in den Trottellummen Korrelationen nur zwischen Weichgeweben (Niere und Gonade/Leber) gefunden wurden. Möglicherweise haben diese Vögel einen höheren Selenbedarf als die Dreizehenmöwen. In der Literatur liegen diesbezüglich keine Angaben vor. Es wurden lediglich relativ hohe Selengehalte in Federn beschrieben (BURGER & GOCHFELD 2000b).

Ferner gibt es Anzeichen für beträchtliche exogene Kontaminationen über die Bürzeldrüse (GOEDE 1985), zumal in dieser Drüse hohe Selengehalte gefunden wurden, die mit denen der Federfahne korrelierten (GOEDE & DE BRUIN 1985). Die äußerliche Bindung von Selen an die Federn scheint jedoch nur schwach zu sein, da bereits nach einer Waschung in künstlichem Seewasser um 40 % geringere Selengehalte gemessen wurden (GOEDE & DE BRUIN 1986). Aus diesem Grund und wegen des angewendeten intensiven Reinigungsverfahrens können exogene Verunreinigungen bei den eigenen Ergebnissen ausgeschlossen werden.

Da exogene Depositionen auch bei **Zink** als gering eingestuft wurden (GOEDE & DE BRUIN 1986), kann in der eigenen Arbeit wiederum die Regulierung und der metabolische Bedarf dieses Elementes als Ursache für die fehlenden Zusammenhänge zwischen den Zinkgehalten der Federn und der inneren Organe gewertet werden.

4.6.2 Akkumulation in Weichgeweben

Die im Gehirn der Dreizehenmöwen-Nestlinge gefundenen hohen Quecksilber- und geringen Cadmiumgehalte hingen nicht mit dem Belastungsgrad zusammen sondern hatten stoffwechselphysiologische Ursachen: Die lipidlöslichen Quecksilberverbindungen können die Blut-Hirn-Schranke passieren, während Cadmium von dieser Barriere zurückgehalten wird (von BURG & GREENWOOD 1991, AMAP 1998, DESGRANGES et al. 1998, MUIR et al. 1999, CRANE et al. 2001, CYRANOSKI 2001).

Im Gegensatz zu den Anreicherungen im Gehirn kann das Verhältnis der Gehalte in der Niere zu denen in der Leber als Hinweis auf den Kontaminationsgrad gewertet werden: Bei erhöhten, akuten **Cadmium**expositionen können die Werte in der Leber ansteigen und die der Niere erreichen oder übersteigen ($C_{\text{Niere}} : C_{\text{Leber}} \leq 1$). Ein derartig verringertes Verhältnis ist daher ein Indiz für eine akute Belastung der Vögel, während Verhältniszahlen von deutlich > 1 Langzeitexpositionen geringerer Konzentrationen anzeigen (SCHEUHAMMER 1987, WALSH 1990, ES-

SELINK et al. 1995). So fanden z. B. LARISON et al. (2000) in Schneehühnern (*Lagopus leucurus*) eines hoch kontaminierten Gebietes, dass die Werte in der Leber nach Überschreiten eines toxischen Schwellenwertes deutlich stärker anstiegen als die in der Niere.

Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vögeln war das Cd-Verhältnis Niere : Leber deutlich > 1 : In den borealen Trottellummen lag es bei etwa 2-3 (Dt. Bucht) und 4-5, in den adulten Möwen von Runde bei ca. 3,5, in den Nestlingen von Helgoland bei 3,1 (2 - 5) und in den arktischen Lummen bei > 9 . Demzufolge handelt es sich bei den Cd-Gehalten der untersuchten Vögel nicht um akute sondern um Langzeitbelastungen bzw. im Falle der Nestlinge um kontinuierliche Expositionen mit relativ geringen Elementkonzentrationen aus der Nahrung. Eine Ausnahme hiervon scheinen die Dreizehenmöwen von Runde sein, die die höchsten Cadmiumkonzentrationen ($\text{Median}_{\text{Niere}}: 147,7 \text{ ppm Tg}$) bei einem vergleichsweise geringen Nieren : Leber-Verhältnis von 3,5 aufwiesen. Leider konnten diese Vögel nicht mit den zumindest in der Leber geringer belasteten arktischen Artgenossen verglichen werden, da von letzteren keine Nierenproben für die Untersuchung zur Verfügung standen. Eine Hochrechnung auf die Nierengehalte war nicht möglich, da das Verhältnis der Cadmiumgehalte von Federn : Muskel : Leber (: Niere) in den Vögeln von Runde ein anderes war (1 : 2 : ca. 350 : 1200) als in denen von Hornøya (1 : 10 : 100).

Die deutlichen Unterschiede zwischen den Verhältniszahlen arktischer und borealer Vögel spiegelten außerdem den unterschiedlichen Belastungsgrad der Lebensräume dieser Vögel wieder, da in borealen Gebieten eine höhere Anreicherung in der Leber stattfand als in arktischen. Außerdem konnte gezeigt werden, dass interspezifische und altersabhängige Einflüsse auf die Elementkonzentrationen in den borealen Vögeln bei der Betrachtung des Nieren-Cd : Leber-Cd-Verhältnisses abgemildert wurden. Die Verhältniszahlen waren ähnlich, obwohl z. B. die adulten Dreizehenmöwen von Runde > 1000 fach höhere Cd-Akkumulationen zeigten als die am stärksten belastete AK 5 der Nestlinge. Demnach lassen die eigenen Ergebnisse den Schluss zu, dass bei der Verwendung von Seevögeln als Bioindikatoren für den Belastungsgrad verschiedener geographischer Gebiete die Verhältniszahlen berücksichtigt werden sollten, insbesondere wenn unterschiedliche Vogelarten verglichen werden.

Nach Literaturangaben konnten jedoch juvenile und immature Seevögel ein geringeres Cd-Verhältnis Niere : Leber (STOCK et al. 1989) oder eine ähnliche Organverteilung wie adulte Vögel aufweisen (LOCK et al. 1992).

In Bezug auf **Quecksilber** ermöglicht das Leber-Hg : Nieren-Hg-Verhältnis ebenfalls Aussagen über den Kontaminationsgrad der Vögel. Nach den eigenen Ergebnissen zeigten die Dreizehenmöwen und Lummen ähnliche Verhältniszahlen zwischen 1,1 und 1,4. Das Verhältnis der Gehalte von Leber und Niere in aquatischen Vögeln (einschl. Trottellummen) wird i. d. R. mit > 1 beschrieben (DELBEKE et al. 1984). Bei einer Erhöhung der Quecksilberexposition konnte nicht nur eine erhöhte Einlagerung in die Niere (WALSH 1990, LEWIS 1991, LEWIS & FUR-

NESS 1991) sondern auch in die Leber (DELBEKE et al. 1984) festgestellt werden, so dass dieses Verhältnis ein Indikator für den Kontaminationsgrad der Vögel sein kann. Verhältniszahlen von etwa 2,5 können dabei in aquatischen Vögeln ein Hinweis auf akute Vergiftungen sein. Demnach zeigten die Lummern und Möwen der eigenen Arbeit keinen deutlich erhöhten Kontaminationsgrad. Das im Vergleich zu terrestrischen Vogelarten (DELBEKE et al. 1984) erhöhte Leber : Nierenverhältnis ist daher eher als Anpassung an natürlich hohe Quecksilbergehalte (s. Kap. 4.7.1.1) zu sehen.

4.7 Wechselwirkungen der Elemente

Im folgenden Kapitel wird über einen Vergleich mit Literaturdaten die toxische Relevanz der in dieser Arbeit ermittelten Spurenelementgehalte und anschließend die Synergismen sowie antagonistische Wechselwirkungen zwischen den Elementen diskutiert, die Rückschlüsse auf Entgiftungsmechanismen erlauben.

4.7.1 Toxische Relevanz

4.7.1.1 Quecksilber

Die cytotoxische Wirkung dieses Metalls äußert sich zunächst in einer Bindung an funktionelle Gruppen, wie SH-Gruppen (LOESER 1994, LITCHFIELD et al. 1998), die als Bestandteil von Zellmembranen einen Transport in die Zelle ermöglichen. So verhindert Quecksilber die Glukoseaufnahme in die Zelle und hemmt Enzymaktivitäten der Zellatmung, die damit irreversibel beeinträchtigt wird. Diese Wirkungen von anorganischem und organischem Quecksilber wurden im Detail für Menschen und Säuger beschrieben (u. a. PRASADA RAO et al. 1989, CHETTY et al. 1990, LIU et al. 1991, RAJANNA et al. 1990, von BURG & GREENWOOD 1991, JUNGWIRTH et al 1991).

Von verschiedenen Autoren wurden auch bei Vögeln toxische Wirkungen wie neurologische und histologische Veränderungen z. B. im proximalen Nierentubulus (PRASADA RAO et al. 1989) bzw. Schädigungen der Reproduktion wie eine erhöhte Nestlingsmortalität, ein reduzierter Schlüpfertag und eine Abnahme der Eizahlen und Eigrößen (EISLER 1987, FURNESS et al. 1989) beobachtet, die durch sublethale Dosen des stark toxischen Me-Hg verursacht wurden. Des Weiteren kann Quecksilber - wie auch Cadmium - Immunreaktionen beeinflussen und als Me-Hg das Zentralnervensystem schädigen (AMAP 1998, FOSSI et al. 1999, MUIR et al. 1999).

In Tabelle 24 sind die in der Literatur für Vögel angegebenen toxischen Konzentrationen und Effekte zusammengefasst. Sie beziehen sich auf terrestrische, limnische oder marine Vögel, deren Anfälligkeit gegenüber Quecksilberintoxikationen wegen eines taxonomisch unterschiedlichen Metabolismus variieren kann. Verschiedene Autoren verwiesen z. B. auf die bei pelagischen bzw. fischfressenden Seevogelarten gegenüber terrestrischen oder limnischen Arten geringere Empfindlichkeit bezüglich Metallvergiftungen bzw. höhere Toleranz gegenüber Quecksilberbelastungen (ELLIOTT et al. 1992, LOCK et al. 1992, FURNESS 1993, MONTEIRO & FURNESS 1995, THOMPSON 1996). Als Ursache wurden die hohen natürlichen Konzentrationen in ozeanischen Nahrungsketten angegeben (WALSH 1990, FURNESS & TASKER 1992, THOMPSON et al. 1993b). So konnten Albatrosse bis zu 50 ppm Quecksilber bzw. bis zu 280 µg anorganisches Quecksilber/g Fg ohne sichtbare Schäden anreichern (FURNESS & TASKER 1992, LOCK et al. 1992, MONTEIRO & FURNESS 1995), da diese Quecksilberform - wie in Kap. 4.7.2 dargestellt - offenbar physiologisch entgiftet wird. Die Fähigkeit einiger Seevogelarten, Me-Hg zu demethylieren könnte wegen der abnehmenden Me-Hg-Gehalte z. B. zu einer Verringerung von Reproduktionsschäden führen (EISLER 1987, FURNESS et al. 1989).

Sollte es sich bei der geringeren Empfindlichkeit um einen physiologischen Adaptationsmechanismus handeln, könnten evtl. auch die Nestlinge dieser pelagischen Arten, wie z. B. der Dreizehenmöwe, eine geringere Anfälligkeit gegenüber Quecksilberintoxikationen aufweisen.

Vergleicht man die **Nestlings-Daten** der vorliegenden Arbeit mit Literaturangaben (Tabelle 24), so lagen die Quecksilberwerte in Leber, Niere und Gehirn deutlich unter den als toxisch eingestuft. Aufgrund dieser Ergebnisse lagen für Helgoländer Dreizehenmöwen-Nestlinge zumindest keine akut toxischen Effekte vor. Demnach waren die Nestlinge durch die in Kapitel 4.3.1.1 genannten hohen Ei-Hg-Gehalte keinem erhöhten Risiko einer Quecksilberintoxikation ausgesetzt, auch wenn Quecksilber in Seevogeleiern offenbar zum größten Teil in der methylierten Form vorliegen kann (BECKER 1992, AMAP 1998, SCHEUHAMMER et al. 2001) und möglicherweise nur ein Teil dieser Ei-Hg-Gehalte im Laufe der Entwicklung wieder ausgeschieden werden (BECKER et al. 1994). Die Nestlinge Helgoländer Dreizehenmöwen sind zwar nach VOß et al. (1987) bis zum 7. Lebenstag einem erhöhten biologischen Stress ausgesetzt, da sie erst ab diesem Zeitpunkt zur Thermoregulation fähig sind. Eine daraus folgende Reduzierung der Fettreserven aus energetischen Gründen lag in der eigenen Arbeit wegen der bereits dargestellten Normalgewichtigkeit der jungen Nestlinge nicht vor. Somit blieb auch eine Aufkonzentrierung lipophiler Schadstoffe, wie z. B. Methyl-Quecksilber, in dem reduzierten Fettgewebe bzw. eine Umverteilung der Schadstoffe in andere Gewebe und damit eine Schädigung der Vögel aus. Stattdessen wurde die Körperbelastung während der ersten Lebensstage wie bereits erwähnt durch die signifikante Dekontamination über die Dünen erheblich reduziert.

Bei den immaturren und adulten **Lummen** und **Dreizehenmöwen** dieser Arbeit lagen ebenfalls keine Hinweise auf akut toxische Konzentrationen vor. Obwohl boreale Trottellummen Werte

zeigten, die in terrestrischen, limnischen und Küstenvögeln toxische Wirkungen hervorriefen, sind in Seevögeln bei Konzentrationen von ≤ 10 ppm Tg, wie bei den untersuchten Trottellummen, keine derartigen Effekte zu erwarten (Tabelle 24). Die Niere-Hg-Gehalte der Trottellummen aus der Deutschen Bucht lagen jedoch im unteren Bereich der Werte, die in Eissturmvögeln Nierenschäden verursachten, und deutlich höher als die in Schwarzschnabelsturmtauchern als ungefährlich eingestuft (Tab. 24).

Für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten arktischen Vögel sind die Quecksilbergehalte nach Tabelle 24 nicht toxisch. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass z. B. bei den Dickschnabellummen wegen der dauerhaft geringen Exponierung Schwellenwerte existieren können, die unterhalb der hier angegebenen Konzentrationen liegen.

Tab. 24: Toxische/"ungefährliche" Quecksilberkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg.

Vogelart/Gewebe	Konz. (ppm)	Toxizität	Autor
Hühnerküken /Leber	3,9 10 Me-Hg	reduziertes Wachstum, erhöhte Mortalität bei 10 ppm	FIMREITE (1970)
Wachtel/Gehirn	10	toxische Konzentration	EL-BEGEARMY et al. (1977)
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)/ Eier	0,232	keine Beeinträchtigung der Reproduktion	WEBER et al. (1998)
Zebrafinken (<i>Poephila guttata</i>)/ Leber	40 < 40	Neurologische Fehlfunktionen, Reproduktionsschäden	SCHEUHAMMER (1988)
Fischadler/Eier	0,5 - 1,0 Fg	Embryotoxizität	HÄKKINEN & HÄSÄNEN (1980)
immature Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>)/Leber	21 - 35	mögl. lethale Dosis	WIEMEYER et al. (1987)
Fischadler (<i>Pandion haliaetus</i>)/Leber	> 10 Fg	hemorrhagische Enteritis, Nierenversagen	WIEMEYER et al. (1987)
limnisch lebende Vögel	< 20 - 30 Fg (< 60 - 90 Tg)	tolerierbare Konzentrationen	THOMPSON (1996)
Reiher-Nestlinge/Leber	0,96 Fg 0,56-2,31	keine lethale Dosen	HOFFMAN & CURNOW (1979)
Fortsetzung: siehe nächste Seite			

Fortsetzung Tab. 24			
Vogelart/Gewebe	Konz. (ppm)	Toxizität	Autor
Reiher (<i>Ardea herodias occidentalis</i>)/Leber	> 6 Fg (2,9 - 59,4)	evtl. Förderung der Mortalitätsrate durch chronische Krankheiten	SPALDING et al. (1994)
Reiher, Kormorane, Seetaucher u. a./ Leber	25 Fg	evtl. Nierenkrankheiten und Gicht	SPALDING et al. (1994)
Reiher, Kormorane, Seetaucher u. a./ Leber	> 3 Fg	evtl. Beeinträchtigung der Reproduktion	DELBEKE et al. (1984)
Stockenten Leber Niere Gehirn	11,13 ± 0,915 Fg 14,70 ± 1,442 Fg 4,57 ± 0,428 Fg	um ca 10 % erhöhte Kükenmortalität, Gehirnschäden (Demyelinisierungen, Neuronschrumpfung, Nekrosen)	HEINZ (1976)
Entenküken/Gehirn	4,9 - 8,7 Fg	Gehirnschäden (Demyelinisierung, Neuronendegeneration, Nekrosen)	HEINZ & LOCKE (1976)
diverse Vogelarten/Federn	5 - 11	reduzierter Schlüpfertfolg und erhöhte Sterilität	EISLER (1987)
diverse Vogelarten/Leber oder Niere	≥ 30 Fg	toxische bis lethale Konzentration	AMAP (1998)
Eiderente (<i>Somateria mollissima</i>)/Leber	7,5 Tg	keine toxischen Effekte erkennbar	FRANSON et al. (2000)
Seevögel/Leber	< 10 Tg	Hintergrundwerte	OHLENDORF (1993)
pelagische Seevögel (u. a. <i>Rissa tridactyla</i> , Alken/Leber	≤ 10 Tg	vermutlich keine toxischen Effekte	DALE et al. (1973)
(pelagische) Seevögel	ca. 60 - 90 ppm Tg	selbst höhere Konzentrationen können noch toleriert werden	THOMPSON (1996)
Austernfischer (<i>Haematopus ostralegus</i>)/Blut	0,018 - 0,102 Fg	vermutlich keine tox. Effekte	THOMPSON & DOWDING (1999)
Baßtöpel/Leber	98 Tg	evtl. letale Dosis	PARSLOW et al. (1973)
Eissturmvogel (<i>F. glacialis</i>), Schwarzschnabelsturmtaucher (<i>P. puffinus</i>)/Niere	5-13 Tg 2 Tg	Nierenschädigungen keine toxischen Schäden	NICHOLSON et al. (1983)
Flussseeschwalben/Eier	6 - 7 Fg	keine Beeinträchtigung der Reproduktion	BECKER et al. (1993b)
Korallenmöwe (<i>Larus audouinii</i>)/Eier	5,06 ± 1,5	keine Beeinträchtigung der Reproduktion	MORERA et al. (1997)
Seeschwalben/Leber	39	evtl. lethale Dosis	OHLENDORF et al. (1978)
Seetaucher/Blut	0,34 - 4 Fg	keine Reproduktionsschäden u. keine Zunahme der Mortalität bei adulten Vögeln	MEYER et al. (1998)
Silbermöwen/Leber	≥ 20 Fg	z.B. Probleme bei der Koordinierung der Flügelbewegung	FIMREITE (1974)
Silbermöwe-Jungvogel/Leber	10 Fg	keine sichtbare toxische Wirkung	VERMEER et al. (1973)
Silbermöwe/Eier	2 - 16 Fg	keine Veränderung des Schlüpfertfolges	VERMEER et al. (1973)
Sturmvögel/Niere	4,6 ± 1,39 Tg (3,17 - 7,23 Tg)	keine Nierenschädigungen	ELLIOTT et al. (1992)
Trottellummen (Totfunde)/Leber	9 Tg (Median)	evtl. Mitverursachung von Kachexie und Gastroenteritis	JOIRIS et al. (1997)

4.7.1.2 Selen

Obwohl Selen ein essentieller Spurenstoff ist, dem z. B. anti-cancerogene Wirkungen zugeschrieben werden (FLORENCE 1990), besitzt es insbesondere als organisches Selenomethionin ein relativ hohes toxisches Potential (s. u.).

In der Literatur wurden folgende toxische Wirkungen auf Vögel beschrieben (Tab. 25): Beeinträchtigung der Reproduktion, erhöhte Mortalität von z. B. 24 % auf etwa 64 % (u. a. SANTOLO & YAMAMOTO 1999), Schädigungen des ZNS insbesondere bei akuten Intoxikationen (u. a. AMAP 1998), teratogene und embryotoxische Effekte [Missbildungen im Kopfbereich (Hydrocephalie), an Extremitäten, in Organsystemen, Reduktion des Schlüpferfolgs, des Wachstums und der Überlebensrate von Küken]. Die entsprechenden toxischen sowie unbedenklichen Konzentrationen sind in Tabelle 25 dargestellt.

Die gemittelten Selengehalte in den Geweben der in der vorliegenden Arbeit untersuchten frisch geschlüpften **Nestlinge** lagen deutlich unterhalb der von OHLENDORF (1993) und HEINZ (1996) genannten Schwellenwerte bzw. in dem von OHLENDORF et al. (1986a,b) und STANLEY et al. (1994) angegebenen Bereich für gering kontaminierte Eier. Die Leberwerte waren mit maximal $4,63 \pm 1,06$ ppm Tg etwas höher als die von STANLEY et al. (1994) angegebenen Hintergrundbelastungen aber deutlich geringer als toxische Werte. Selen hatte folglich keine schädigenden Auswirkungen auf die Nestlinge, und die aus den Eiern übernommenen Selengehalte stellten keine potentielle Gefahr für diese Vögel dar.

Die Konzentrationen der untersuchten **Trottellummen** und **Dreizehenmöwen** lagen mit $14,3 \pm 3,9$ bis $19,9 \pm 6,0$ ppm Tg meist im Bereich der nach Tabelle 24 toxischen Werte. Allerdings waren die Konzentrationen ungeachtet des arktischen oder borealen Herkunftsgebietes der Vögel ähnlich. Die arktischen Dickschnabellummen wiesen jedoch mit $7,05 \pm 3,5$ ppm deutlich geringere Werte auf. Es handelte sich hier nicht um Selenintoxikationen, sondern offenbar um taxonomische Unterschiede, die wie bei Quecksilber zu höheren Toleranzen dieser Seevögel gegenüber Selenanreicherungen führten. Inwieweit ein möglicher Metabolismus des hoch toxischen Selenomethionins eine Rolle spielt, muss durch weitere Untersuchungen geklärt werden. Bisher liegen kaum Angaben zu toxischen Selenkonzentrationen in Seevögeln oder zu interspezifischen Unterschieden in der Toxizität vor. Es wurde lediglich vermutet, dass terrestrische Vögel evtl. weniger anfällig sind als z. B. Stockenten (SANTOLO et al. 1999) und dass Anpassungen an hohe Selenkonzentrationen aufgrund der in Kapitel 4.3.1.2 genannten geringen Halbwertszeit dieses Elements in Vögeln und seiner Regulierung möglich sind (GOEDE et al. 1989, GOEDE 1993, BOWERMANN et al. 1994).

Tab. 25: Toxische und "ungefährliche" Selenkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg.

Vogelart/Gewebe	Konz. (ppm)	Toxizität	Autor
Menschen/Niere, Urin	5 Tg ≥ 0,2 mg/l	unbedenklich, Indiz für Se-Vergiftung	EINBRODT & MICHELS (1984)
Austernfischer/Eier	2,2 - 2,3 Tg	ungefährlich	GOEDE (1993)
Vogeleier	> 8	Embryotoxizität	OHLENDORF (1993)
Enten/Eier	1 > 10	Beeinträchtigung der Reproduktion	HEINZ (1996)
Seetaucher/Leber	19,9 - 127 Tg	deutliche Erhöhung der Embryo-Mortalität	PRESSER & OHLENDORF (1988)
Stockenten/Leber (Fütterungsversuche)	3,5±0,25 bis 7,3±0,37 (W.); 9,1±0,25 bis 28±2,3 Fg (M.)	deutliche Erhöhung der Embryo-Mortalität	HEINZ et al. (1989)
Stockenten/Leber adulte Küken	31 bzw. 34 Tg 20 Tg	erhöhte Mortalität, embryonale Missbildungen	STANLEY et al. (1994)
Stockenten/Leber adulte Küken	2,4 bzw. 3,9 Tg 0,92 Tg	Hintergrundwerte	STANLEY et al. (1994)
Flusseeeschwalben/Feder	< 2,4±0,44 Tg	ungefährlich	BURGER et al. (1994)
Vögel allg./Leber	30, > 60 Tg, > 9 Tg, 11 - 20 Tg	Neurotoxizität, erhöhte Mortalität, Reproduktionsschäden, teratogene Effekte	SCHEUHAMMER (1991), HEINZ (1996) PAVEGLIO et al. (1997)
aquat. Vögel/Leber	19 - 130 Tg	teratogene und embryotoxische Wirkungen	OHLENDORF (1986a)
	> 10 Tg	Reproduktionsschäden	LEMLY (1993)

4.7.1.3 Zink/Kupfer

Während in Evertebraten Zellveränderung als Folge erhöhter Kupfer- und Zinkkonzentrationen beobachtet wurden (EXTEBERRIA et al. 1994), sind Zinkverbindungen für Menschen, Säugetiere und Vögel nach HENKIN (1984) kaum toxisch. Bei einer Untersuchung der Zink- und Kupferbelastungen von Eiderenten wurden Konzentrationen in Leber und Niere von 127 bis 274 ppm Tg (Mediane) als nicht toxisch angesehen (FRANSON et al. 2000). Zink gehört als Enzymbaustein (z. B. in Cytochromoxidasen) zu den essentiellen Elementen, von denen eher Mangelerscheinungen als Vergiftungen durch Überdosen beobachtet wurden. Zinkmangel ist jedoch bei frei lebenden Seevögeln nicht zu erwarten.

Allerdings können nach der Auffassung verschiedener Autoren diese Elemente auch für Vögel potentiell toxisch sein und z. B. bei Trottellummen Kachexien verursachen (RAMEY & STEINER 1995, BOUQUEGNEAU et al. 1996, MATÍNEZ & DIAZ 1996, BECK et al. 1997, HUI et al. 1998, EWING et al. 1998, LITCHFIELD et al. 1998). Zinkwerte von 100 - 200 ppm in der Leber und 68 - 110 ppm in der Niere aquatisch lebender Vögel waren nach DI GIULIO & SCANLON (1984) toxisch. Zink-Gehalte von 63 bis 2117 ppm Fg und 320 bzw. 534 ppm Tg in der Leber von Laborvögeln (Papagaien) führten zu Nephrosen und Degenerationen des Pankreas,

während 27 - 166 ppm Fg unbedenklich waren (DONELEY 1992). Die teilweise ähnlichen Konzentrationen in stark kontaminierten und gering kontaminierten Vögeln erklärte der Autor mit der instabilen Bindung von Zink an Makromoleküle und der damit verbundenen schnellen Exkretion, so dass erst bei einer mehrmaligen Verabreichung toxischer Konzentrationen schädigende Effekte beobachtet wurden.

Es sind keine Anzeichen für akute Belastungen der in dieser Arbeit untersuchten Vögel vorhanden, da alle Konzentrationen im Bereich oder deutlich unterhalb der als normal erachteten Konzentrationen lagen.

4.7.1.4 Cadmium

Cadmium wird im Körper vorwiegend an Metallothionein (ROESIJADI 1992, ROESIJADI 1996, CHISOLM & HANDORF 1996, MUIR et al. 1999, DEBACKER et al. 2001, ZHOU et al. 2001, KUNITO et al. 2002) oder ebenfalls niedermolekulare MT-ähnliche bzw. in der Leber zusätzlich an hochmolekulare Proteine gebunden (WORMSER & ZAKINE 1990, DAS et al. 2000). Für diese Bindungen sowie die toxische Wirkung des Metalls sind ihre hohen Affinitäten zu Schwefelgruppen von Proteinen und Enzymen verantwortlich (LOESER 1994, LITCHFIELD et al. 1998). Die Cd-Protein-Komplexe werden zwar über die Glomeruli ausgeschieden aber zum größten Teil rückresorbiert, in den Zellen der Nierentubuli angereichert und nur langsam eliminiert, was zu der langen biologische Halbwertszeit führt (AMAP 1998). In der Leber wird Cd relativ schnell über MT inaktiviert (ESSELINK et al. 1995).

Übersteigt die Cadmiumaufnahme die Bindungs- bzw. Synthesekapazität von MT, lagert sich dieses Metall an andere Proteine und Aminosäuren bzw. zu einem geringeren Teil an Nucleinsäuren an und beeinträchtigt als diese toxischere Form stoffwechselphysiologische Prozesse (GILL et al. 1989, VARIENGO 1985, TORRA et al. 1994, MUIR et al. 1999).

Von zahlreichen Autoren wurden vor allem nephrotoxische Effekte beschrieben, die meist auf histologische Veränderungen, z. B. Zelldegenerationen im proximalen Tubulus, zurückzuführen waren (PRASADA RAO et al. 1989, GILL et al. 1989, GILL et al. 1990, STOEPLER 1991, WEBSTER 1990, HIRANO et al. 1991, JÄRUP et al. 1998). Nach LARISON et al. (2000) konnten Langzeitexposition von relativ geringen Cadmiumkonzentrationen bei Schneehühnern zu einer stetigen Anreicherung bis zu toxischen Konzentrationen führen. Erst wenn irreversible Nierenschädigungen eintraten, sanken die Cd-Konzentrationen in den Vögeln wieder. Durch derartige Schädigungen konnte auch der Ca-Stoffwechsel gestört werden und Symptome wie Knochenentkalkung auftreten. Bei terrestrischen Vögeln wurde außerdem eine Cd-induzierte Unterdrückung der Eiproduktion (NOLAN & BROWN 2000), sowie Anämie (Verringerung des Hämatokrit-Wertes), Eischalendefekte und Reduktion des Wachstums beobachtet (NYHOLM 1994, NYHOLM et al. 1995).

Bei der Bewertung der Cadmiumtoxizität in Seevögeln ist wie bei Quecksilber zu beachten, dass bei pelagischen bzw. ozeanischen Arten eher von einer natürlichen als anthropogen Belastung der Vögel ausgegangen wird, da pelagische Vögel höhere Konzentrationen tolerierten als Vögel, die sich in Küstennähe aufhielten (VERMEER & CASTILLA 1991, ELLIOTT et al. 1992, FURNESS & TASKER 1992, SZEFER et al. 1993, FURNESS 1996, MUIR et al. 1999). Pelagische Vögel haben möglicherweise als Anpassung an hohe Cadmiumgehalte Regulationsmechanismen entwickelt, wie z. B. eine erhöhte MT-Produktion (MUIR et al. 1999). Aus diesem Grund zeigten diese Seevögel kaum Cd-induzierte toxische Wirkungen oder zumindest sehr geringe Empfindlichkeiten gegenüber Cd-Kontaminationen (ELLIOTT et al. 1992, FURNESS 1996). Von verschiedenen Autoren wurden dennoch toxische Cadmiumgehalte in Seevögeln beschrieben, die in Tabelle 26 zusammengefasst sind.

Tab. 26: Toxische und "ungefährliche" Cadmiumkonzentrationen in Vögeln in ppm Tg/Fg

Vogelart/Gewebe	Konz. (ppm)	Toxizität	Autor
Schneehühner/Niere	< 16 Fg >16 ppm - < 100 Fg > 100 Fg	normale Werte erhöhte Werte toxische Werte (irreversible Nierenschädigungen)	LARISON et al. (2000)
"Küstenvogel"/Leber	89,7 Fg	nekrotische Gewebsveränderungen der Leber	VERMEER & CATILLA (1991)
Eisenten /Niere	20,4 bzw. 32,8 Tg	evtl. Immunsuppression (höhere Anfälligkeiten gegenüber Krankheiten)	MASHIMA et al. (1998)
Strandläufer/Niere	< 40 Tg	cytotoxisch unbedenklich	GOEDE et al. (1989)
Eiderenten/Leber, Niere	< 73,1 ppm Tg (Median)	untoxisch	FRANSON et al. (2000)
Eissturmvoegel, Schwarzschnabelsturmtaucher/Niere	5-15 Tg; 100 - 200 Tg	keine Gewebsveränderungen; scheinbar gesund aber Nekrosen der proximalen Tubuli, Schädigungen des Glomerulus, nekrotische Zellen	NICHOLSON et al. (1983)
Sturmvoegel/Niere	< 183 ± 65 Tg (100 - 334 Tg)	keine Nierenschäden	ELLIOTT et al. (1992)
Möwen (<i>Larus crassirostris</i>)/Niere	> 30 Fg	Nierenschäden	LEE et al. (1989)
Seevogel/Niere	60 - 480	Nierenschäden	AMAP (1997, 1998)

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten **adulten** und **immaturen Vögel** zeigten in der Leber und Niere Werte, die i. d. R. weit unter den für Seevögel toxischen bzw. z. T. unter den als unbedenklich eingestuften Konzentrationen lagen. Lediglich die Nierenwerte der adulten Dreizehnmöwen von Runde ($155,7 \pm 73,2$ ppm Tg) waren mit den Gehalten vergleichbar, die in Seevögeln zu strukturellen Veränderungen der Niere führten, so dass in diesen Vögeln zumindest von einer Beeinträchtigung der Nierenfunktion ausgegangen werden muss.

Auch für die **Dreizehenmöwen-Nestlinge** lagen keine Anhaltspunkte für toxische Konzentrationen vor. Nach WEBSTER (1990) waren Embryonen von Säugetieren zwar wesentlich anfälliger als Jungtiere und Adulti, da eine Cadmiumausscheidung nahezu völlig fehlte und die Cd-Resorption ins Gehirn in dieser Entwicklungsstufe besonders stark ausgeprägt war. Cadmium war jedoch im Gehirn der untersuchten Dreizehenmöwen-Nestlinge nicht nachweisbar. Die Cadmiumbelastungen der Nestlinge waren demnach so gering, dass es zu keiner Anreicherung dieses Metalls und damit neurotoxischen Effekten kam.

4.7.2 Synergistische und antagonistische Wirkungen bzw. Detoxifikationsmechanismen

Nachfolgend werden die eigenen Ergebnisse im Hinblick auf Interaktionen zwischen den Elementen diskutiert, die durch Coakkumulationen bzw. Berechnung von Korrelationen bestimmt werden können (HONDA et al. 1990, WALSH 1990, BECK et al. 1997, OTERO-PÉREZ 1998, KIM et al. 1998, LEE et al. 1999, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, DECAMPOS et al. 2002).

4.7.2.1 Synergismen

Nach den ermittelten **Quecksilber-** und **Cadmiumkonzentrationen** sind synergistische Effekte dieser Metalle bei den in der eigenen Arbeit untersuchten Vögeln unwahrscheinlich. Die Werte lagen i. d. R. weit unterhalb derer, für die in der Literatur derartige additive Wirkungen beschrieben wurden (s. u.). Die bisher durchgeführten Untersuchungen erlauben jedoch kaum gesicherte Rückschlüsse auf synergistische Effekte bei Seevögeln. So wurden die in der Leber von Skuas gefundenen positiven Korrelationen zwischen beiden Metallen z. B. nicht mit synergistischen Effekten sondern mit einem Entgiftungsmechanismus erklärt, an dem Selen beteiligt ist (FURNESS & HUTTON 1979). PRASADA RAO et al. (1989) untersuchten additive Wirkungen bei Enten und stellten fest, dass insbesondere Cadmium aber auch Me-Hg allein und in Kombination eine Erhöhung der Zink- und Kupferwerte in der Niere bewirken können. Außerdem waren die nephrotoxischen Effekte von Cadmium intensiver, wenn gleichzeitig Me-Hg mit der Nahrung verabreicht wurde. Ein Vergleich der in der eigenen Arbeit ermittelten Gewebskonzentrationen mit denen von PRASADA RAO et al. (1989) war allerdings problematisch, da die Autoren nicht angaben, ob sich ihre Werte auf Trockengewicht oder Feuchtgewicht bezogen. Selbst wenn ersteres zutrifft, waren die Konzentrationen der eigenen Arbeit deutlich geringer als die von den Autoren als toxisch angegebenen. Eine Ausnahme bildeten hier wiederum (s. Kap. 4.7.1) die Dreizehenmöwen von Runde, deren Cd-Belastung nur geringfügig unterhalb der für Cd allein oder in

Kombination mit Quecksilber angegebenen toxischen Werte lagen (Trockengewichtsbasis vorausgesetzt).

Da, wie bereits dargestellt, auch **Selen** toxisch sein kann, könnten synergistische Effekte auch zwischen diesem Element und **Quecksilber** möglich sein. Allerdings liegen auch hier keine Anhaltspunkte für diese Effekte bei den untersuchten Vögeln vor. Nach BISCHOFF et al. (2002) wirkten Quecksilber und Selen in adulten Eistauchern (*Gavia immer*) antagonistisch, in Embryonen und immaturren Vögeln jedoch additiv in ihren toxischen Wirkungen. Dies äußerte sich z. B. in negativen Korrelationen zwischen beiden Elementen in den Eiern. Die in der eigenen Arbeit ermittelten Korrelationen waren stets positiv, wie bei den von BISCHOFF et al. (2002) beschriebenen Antagonismen zwischen Selen und Quecksilber. Ihre Bedeutung wird nachfolgend erläutert.

4.7.2.2 Antagonismen - Selen/Quecksilber

Laut Literaturangaben beruhte u. a. bei Vögeln die entgiftende Wirkung von Selen gegenüber organischem und anorganischem Quecksilber auf der Bildung von Se-Hg-Proteinkomplexen über z. B. Selenoprotein (ÜNSAL 1990, YONEDA & SUZUKI 1997 a,b, KIM et al. 1998, LAW et al. 2001, DECAMPOS et al. 2002). Diese setzen die Bioverfügbarkeit von Quecksilber herab, da sie enzymatisch nicht aufgespalten werden können und damit die Endstufe in der Detoxifizierung von Me-Hg darstellen (AMAP 1998, DECAMPOS et al. 2002). Selen ist demnach für die Demethylierung von Me-Hg relevant (SCHEUHAMMER 1987, DIETZ et al. 2000). Der Grad der Demethylierung ist dabei von der Vogelart und von Höhe der Hg-Belastung abhängig (KIM et al. 1996a). Das resultierende anorganische Quecksilber kann in der Niere durch eine Komplexbindung an MT detoxifiziert werden, zumal Hg und andere Metalle (s. u.) die Bildung dieses Proteins induzieren kann (ELLIOTT et al. 1992, GEORGE & OLSSON 1994, AMAP 1998, KENNEDY et al. 1999). Ferner wurden Detoxifikationen von anorganischem Quecksilber über toxikologisch inerte Se-Hg-Komplexe genannt (SCHEUHAMMER et al. 1998).

Die Entgiftungsmechanismen äußern sich i. d. R. in positiven Korrelationen zwischen Selen und Quecksilber (ELLIOTT et al. 1992, KIM et al. 1998, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000, DECAMPOS et al. 2002). Nach den eigenen Ergebnissen wurden diese lediglich in der Leber der am höchsten belasteten **adulten Vögel** der Deutschen Bucht gefunden. Bei den deutlich geringer belasteten adulten Lummen und Dreizehenmöwen der arktischen Regionen waren keine Korrelationen nachweisbar. Es konnte somit gezeigt werden, dass in den untersuchten Vögeln die Entgiftungsmechanismen von dem Kontaminationsgrad abhängig sind. Literaturdaten über Hg- und Se-Konzentrationen in anderen Vogelarten unterstützen diese Aussage (KIM et al. 1996b, KIM et al. 1998, JULSHAMN & GRAHL-NIELSEN 2000): So fanden KIM et al. (1998) nur bei Alba-

trossen mit den höchsten Hg-Gehalten positive Korrelationen mit Selen. ELLIOTT & SCHEUHAMMER (1997) konnten bei relativ geringen Hg-Konzentrationen in der Leber und Niere verschiedener Seevogelarten (< 8 ppm Tg) keine Korrelationen feststellen. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen LEONZIO et al. (1986): Bei Quecksilbergehalten von < 10 ppm Tg in der Leber von Seetauchern waren keine Korrelationen feststellbar, bei mehr als ca. 50 ppm Tg gab es jedoch positive lineare Abhängigkeiten. Offenbar sind in den pelagischen Seevögeln Schwellenwerte in der Quecksilberbelastung nötig, um eine Entgiftung zu induzieren. Allerdings scheinen diese Werte bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Seevögeln niedriger zu sein als bei denen von LEONZIO et al. (1986), was als Anpassung an einen evtl. höheren Belastungsgrad der von den Lummen verzehrten Nahrungstiere gewertet werden könnte. Eine frühe Induktion der Entgiftungsmechanismen kann die hohe Toleranz gegenüber Quecksilberkontaminationen ermöglicht haben. Hinzu kommt die bereits in Kapitel 4.3.1.3 genannte Exkretion von Hg z. B. über Fäzes. Bei Säugetieren konnte dabei gezeigt werden, dass höher belastete Tiere zwar mehr Hg ausscheiden als Kontrolltiere, die Ausscheidungsrate jedoch in den ersten Jahren wegen der Bildung von stabilen Hg-Se-Verbindungen sinkt (ELEY 1990).

Die Korrelationen in Weichgeweben **nestjunger Dreizehenmöwen** waren nach den eigenen Ergebnissen unabhängig von der Höhe der Quecksilberkontamination. Es waren signifikante Abhängigkeiten zwischen beiden Elementen in der Leber relativ hoch belasteter junger Küken (AK 1+2) aber auch in AK 4 und/oder AK 5 (Niere) mit deutlich geringeren Gehalten vorhanden. Die fehlenden Korrelationen in AK 3 scheinen eher mit einer Veränderung des Quecksilbermetabolismus als mit einem veränderten Selenbedarf zusammenzuhängen, da die Selenwerte in den inneren Organen konstant blieben. Die Ursachen sind vermutlich die in Kapitel 4.3.1.3 genannten starken physiologischen Veränderungen beim Übergang von AK 3 nach AK 4 (Ausbildung des Großgefieders, Zunahme des Körpergewichts). Durch die eigenen Untersuchungen konnte daher gezeigt werden, dass in den Nestlingen bereits im frühen Entwicklungsstadium, möglicherweise als Anpassung an die bereits kurz nach dem Schlüpfen erhöhten Belastungen, Detoxifikationsmechanismen in Bezug auf Quecksilber ausgebildet sind.

Ferner veränderte sich die Art der Korrelationen mit zunehmendem Nestlingsalter: Die Anzahl der stets positiven nicht-linearen Abhängigkeiten nahm zu: In AK1+2 waren alle Zusammenhänge, mit Ausnahme der zwischen Quecksilber und Selen, linear. In AK4 konnten zusätzlich zwischen Cadmium und Zink nicht lineare Beziehungen festgestellt werden. In den ältesten Nestlingen (AK5) dominierten diese Abhängigkeiten. Folglich führte ein mit zunehmendem Nestlingsalter veränderter Spurenelementmetabolismus bzw. die durch Exkretion, Wachstum und Anreicherungen beeinflussten Elementkonzentrationen zu veränderten Wechselwirkungen zwischen den Elementen.

4.7.2.3 Antagonismen - Selen/Cadmium

In verschiedenen Meeresvogelarten wie Albatrossen und Sturmvögeln konnten besonders in Weichgeweben signifikante Korrelationen zwischen Cadmium und Selen festgestellt werden (HUTTON 1981, NORHEIM 1987, KIM et al. 1998), die als Indiz für eine wechselseitige Entgiftung von Selen und Cadmium angesehen wurden (MAGOS & WEBB 1980, WHANGER 1985, KIM et al. 1998). NOLAN & BROWN (2000) stellten bei Fütterungsversuchen mit Legehennen fest, dass eine mit Selen angereicherte Nahrung die toxischen Wirkungen von Cadmiuminjektionen bis zu einer maximalen Cd-Exposition reduzieren konnte.

In den **immaturen und adulten Vögeln** der vorliegenden Arbeit spielte Selen für die Entgiftung von Cadmium jedoch keine Rolle, da in Weichgeweben keine Korrelationen zwischen beiden Elementen feststellbar waren. Es wurden allerdings außer bei den Dickschnabellummen, adulten Dreizehnmöwen und der AK 3 der Dreizehnmöwen-Nestlinge in der Leber und/oder Niere positive Korrelationen zwischen Selen und Kupfer/Zink gefunden. Folglich spielten Proteine wie MT auch bei dem Selenmetabolismus eine Rolle (s. Kap. 4.7.2.4). Diese Hypothese wird durch Literaturangaben bestätigt: Es wurden Korrelationen zwischen Selen und Cadmium in der Leber und häufig auch in der Niere dahingehend interpretiert, dass Metallothionein oder ein anderes Protein mit hohen Bindungsaffinitäten für Se und Cd beteiligt war (EINBRODT & MICHELS 1984, AMAP 1997, SASUKARA & SUZUKI 1998). So förderte nach NOLAN & BROWN (2000) eine Se-Administration offenbar die Bindung von Cd von nieder- zu hochmolekularen selenhaltigen Proteinen. Die Entgiftung fand demnach über einen stabilen Cd-Se-Protein-Komplex statt.

Bei den **Dreizehnmöwen-Nestlingen** weisen die eigenen Ergebnisse auf den Einfluss des Kontaminationsgrades von Cadmium auf die Korrelationen zwischen Selen und Cadmium hin: Es wurden nur in der Niere von AK 4 und AK 5 Korrelationen gefunden, in der Leber jedoch nicht. In diesen Alterklassen stiegen in der Niere die Cadmiumwerte drastisch und die Selenwerte tendenziell an. Auch nach HUTTON (1981) schienen die Korrelationen zwischen Selen und Cadmium in Weichgeweben von der Höhe der Cd-Kontamination abzuhängen: Skuas, deren Niere um das 6fache höher mit Cadmium aber nur um das 2,5fache höher mit Selen belastet war als die der Silbermöwe, zeigten signifikante Korrelationen zwischen beiden Elementen, während derartige Zusammenhänge in der Leber (Faktor_{Cd} 3,7) fehlten.

Es konnte in der eigenen Arbeit ferner gezeigt werden, dass trotz dieses Einflusses die Entgiftung von Cadmium über Selen vorwiegend bei den jüngeren Vögeln mit vergleichsweise geringen Cd-Gehalten bedeutend war. Denn auch in den geringer belasteten **juvenilen Vögeln** von Runde waren in der Leber diese Korrelationen vorhanden. Folglich wurden bei der Bioakkumulation von Cadmium Schwellenwerte erreicht, ab denen - wie im folgenden Kapitel dargelegt wird - eine Entgiftung über Zink und Kupfer eine größere Rolle spielte als die über Selen.

4.7.2.4 Antagonismen - Zink, Kupfer/Cadmium, Selen

Die biochemische Grundlage der Wechselwirkungen zwischen diesen Metallen ist die bereits in Kapitel 4.7.1 genannte hohe Affinität der Elemente zu MT, so dass diese wegen ihrer ähnlichen Eigenschaften um gleiche Bindungswerten konkurrieren (CHISOLM & HANDORF 1996). MT dient vermutlich generell dem intrazellulären Zink- und Kupfermetabolismus bzw. -transport (VARIENGO 1985, SCHEUHAMMER 1987, KUNITO et al. 2002) und fungiert als Metallspeicher (FLORENCE 1990, STEWART et al. 1996).

Die Synthese von MT u. ä. Proteinen kann durch erhöhte Gehalte dieser Metalle in der Leber und Niere induziert werden (ROESIJADI 1992, BOUQUEGNEAU et al. 1996, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, LITCHFIELD et al. 1998, MUIR et al. 1999, DEBACKER et al. 2001). So konnte Cadmium z. B. die Anzahl der freien Bindungsstellen für Zink erhöhen (s. a. KIM et al. 1998).

Durch die o. g. Metall-Protein-Komplexe werden toxische Interaktionen von z. B. freiem Cadmium mit anderen Proteinen verhindert und Metalle - zumindest auf intrazellulärer Ebene - entgiftet (ROESIJADI 1992, CHISOLM & HANDORF 1996, MUIR et al. 1999, DEBACKER et al. 2001). LIU et al. (1991) und NOLAN & BROWN (2000) stellten z. B. fest, dass Zink die Toxizität vieler Metalle (z. B. Cd, Hg) reduziert, indem z. B. die Bindung an ansteigende Konzentrationen von MT und nicht wie in Zinkabwesenheit an hochmolekulare Proteine bzw. kritische Organellen in der Zelle begünstigt wird. Die entgiftende Wirkung von Zink gegenüber Selen wird allerdings nicht auf einen derartigen Mechanismus sondern auf eine von Zink induzierte Membranstabilisierung zurückgeführt (LIU et al. 1992).

In verschiedenen Untersuchungen u. a. an Seevögeln, einschließlich Möwenarten und Alkenvögeln, konnte die detoxifizierende Wirkung von Zink gegenüber Cadmiumintoxikationen anhand von Korrelationen zwischen den Metallen nachgewiesen werden (z. B. MUIRHEAD & 1988, WEBSTER 1990, ELLIOTT et al. 1992, OTERO-PÉREZ 1998, KIM et al. 1998).

Die eigenen Ergebnisse zeigten, dass derartige Korrelationen stets von dem Kontaminationsgrad abhängig waren: In den **borealen Trottellummen** und **adulten Dreizehenmöwen** von Hornøya waren in der Leber und/oder Niere positive Abhängigkeiten zwischen den Cadmium- und Zink-/Kupfergehalten nachzuweisen. In **juvenilen Dreizehenmöwen** mit signifikant niedrigeren Cadmiumwerten waren die eingangs genannten Schwellenwerte für diesen Entgiftungsmechanismus offenbar noch nicht erreicht. Hier korrelierten lediglich aufgrund der metabolischen Regulation die Cu- und die Zn-Werte. Auch STEWART et al. (1994) führten fehlende Korrelationen in der Niere von schottischen Trottellummen auf relativ geringe Cadmiumgehalte zurück, die vermutlich keine Induktion von MT bewirkten und damit auch keine entsprechende Zunahme der Zinkwerte. Im Widerspruch hierzu stehen die eigenen Ergebnisse von den Dickschnabel- und Trottellummen von Hornøya. Obwohl sich in ersteren höhere Cadmiumkonzentrationen abzeich-

neten, konnten nur in letzteren signifikante Zusammenhänge zwischen den Cadmium- und Zinkwerten nachgewiesen werden. Folglich scheinen die Dickschnabellummen ernährungsbedingt an höhere Cd-Werte angepasst zu sein, so dass höhere Schwellenwerte für eine Entgiftung, an der Zink und MT beteiligt sind, erforderlich sind. Dies wird durch die Arbeit von MUIR et al. (1999) unterstützt: Dickschnabellummen der kanadischen Arktis zeigten bei einer um das 3-4fache höheren Cd-Belastung als in der eigenen Arbeit Korrelationen mit MT.

Desweiteren könnten saisonelle Variationen im Kupfer und Zink-Metabolismus das Auftreten von Korrelationen zwischen den Metallen beeinflusst haben, so dass in Zeiten eines erhöhten Zink- und Kupferbedarfes (u. a. Reproduktionsperioden) eine Coakkumulation von z. B. Cadmium stattfinden kann (STEWART et al. 1994). Es wird vermutet, dass eine Zinkkonzentration in der Niere von Seevögeln von $> 46 \mu\text{g/g Fg}$ als Indiz für z. B. erhöhte Cadmiumkonzentrationen gewertet werden kann und dass derartige Coakkumulationen bedeuten können, dass Vögel gespeicherte Metalle zur Detoxifikation nutzen und daher nicht fähig sind, deren Konzentrationen angemessen zu regulieren (MUIRHEAD & FURNESS 1988).

Ein weiterer "Entgiftungsmechanismus" für die untersuchten Seevögel kann die Exkretion von Cadmium über Fäzes gewesen sein, die offenbar ebenfalls konzentrationsabhängig sein kann (LEE et al. 2001): Nach SPAHN & SHERRY (1999) kann z. B. Guano von Reihern als Indikator für lokale Kontaminationen verwendet werden. Auch nach EEVA & LEHIKOINEN (1996) nahmen die Kupfergehalte in Fäzes von Meisen und Fliegenschnäppern mit zunehmender Entfernung von einer Kontaminationsquelle ab. OTERO-PEREZ (1998, 1999) und HEADLEY (1996) ermittelten in oberflächennahen Bodenproben von Seevogelkolonien drastisch erhöhte Zn-, Cu- und Cd-Gehalte, die auf entsprechend hohe Gehalte in den Fäzes der Tiere zurückzuführen waren. Die Elementkonzentrationen entsprachen dabei mit $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd}$ der in der vorliegenden Arbeit für die Weichgewebe der Vögel ermittelten Elementverteilung. Nach MOHANNA & NYS (1999) nahmen erst bei geringeren Zink-Gehalten in der Nahrung von Hühnerküken die Werte in den Fäzes ab.

Nach den eigenen Ergebnissen waren auch bei den **Dreizehenmöwen-Nestlingen** die Korrelationen zwischen Cadmium und Zink konzentrationsabhängig: Erst bei ansteigenden Cd-Werten in AK 3 (Niere) und AK 4 (Leber) konnten signifikante Korrelationen zwischen Cadmium und Kupfer und in AK 5 (Leber) zusätzlich zwischen Cadmium und Zink nachgewiesen werden. In der Niere von AK 4 und AK 5 stiegen die Werte allerdings drastischer an als in der Leber, so dass möglicherweise der Cadmiumeinstrom in die Nierenzellen die Syntheserate von MT o. ä. Proteinen übertraf und folglich keine Grundlage für eine Coakkumulation von Cadmium und Zink/Kupfer in diesem Organ geschaffen wurde. Hier fand vielmehr, wie oben dargestellt, eine Entgiftung über Selen statt. Durch die ermittelten Korrelationen zwischen Cadmium und Selen bzw. Zink/Kupfer sowie Selen und Zink/Kupfer konnte somit gezeigt werden, dass die Nestlinge,

insbesondere bei einem rapiden Anstieg der Cadmiumbelastung, erweiterte Entgiftungsmechanismen nutzen können.

Die stets positiven Korrelationen zwischen Zink und Kupfer waren in der Leber und - wenn untersucht - in der Niere unabhängig von dem Kontaminationsgrad. Außerdem verdeutlichen die ähnlichen Konzentrationen in allen Vögeln mit gutem physiologischen Zustand und den älteren Nestlingen (> AK 3) sowie die ungeachtet des Alters, der geographischen Verbreitung und der Vogelart ermittelten Korrelationen die Regulation dieser beiden Elemente über eine Bindung an MT o. ä. Proteine. Dieser Metabolismus ist nach den eigenen Ergebnissen offenbar bei den untergewichtigen tot aufgefundenen Trottellummen mit den in der Leber deutlich erhöhten Cu- und Zn-Werten (s. Kap. 4.2) gestört. Als Ursache kann nach DEBACKER et al. (2001) eine erhöhte MT-Synthese als Reaktion auf Stresszustände, z. B. durch Kupfer-Kontaminationen, gewertet werden. Als Folge liegen vermehrt Cu-MT-Verbindungen in inneren Organen vor, die cytotoxische Effekte durch die mit zunehmender Auszehrung ansteigenden Cu-Konzentrationen verhindern.

4.8 Einfluss der Elementgehalte des Lebensraumes auf die Akkumulation in Seevögeln

Verschiedene Untersuchungen verdeutlichen die Bedeutung unterschiedlich belasteter Aufenthaltsgebiete für die Schadstoffbelastung von Vögeln (ESSELINK et al. 1995, ELLIOTT & SCHEUHAMMER 1997, HUGHES et al. 1997, JOIRIS et al. 1997, DESGRANGES et al. 1998, MUIR et al. 1999). Am stärksten betroffen von Meeresverschmutzungen sind große, langsam wachsende (MUIR et al. 1999), schwimmende Vögel mit geringen Reproduktionsraten, wobei die Situation in temperierten Gebieten der nördlichen Hemisphäre (Nordatlantik und angrenzenden Gewässer) am bedenklichsten ist.

Nachfolgend wird zunächst der Kontaminationsgrad der einzelnen Probennahmegebiete (Bretagne und Helgoland/Deutsche Bucht, nord- und süd-norwegische Küste) anhand von Literaturdaten dargestellt und anschließend die Bedeutung dieser Belastungen für die untersuchten Vögel bzw. für die ermittelten geographischen Unterschiede in der Akkumulation der Spurenstoffe diskutiert.

4.8.1 Boreale Gebiete

Schwermetalle werden vorwiegend über die Atmosphäre oder Flüsse in die Nordsee eingetragen. Der atmosphärische Eintrag kann bis zu 50 % betragen (AMAP 1998). Er nimmt jedoch mit zunehmender Entfernung von der Küste ab und ist in ca. 500 km Entfernung bereits eine Größe-

nordnung niedriger als in Küstengebieten. Weitere Eintragsquellen sind off-shore-Aktivitäten und Verklappungsgebiete (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b).

In Bezug auf die meisten hier untersuchten Schwermetalle waren in der nördlichen und zentralen Nordsee die geringsten Konzentrationen zu finden, während die Werte im Küstenbereich, d. h. im Einzugsbereich der Flussmündungen in der südlichen Nordsee deutlich höher waren als ozeanische Hintergrundwerte (KERSTEN & KRÖNCKE 1990, SCHMIDT & DICKE 1990, NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993).

Da die Konzentrationen in der Nordsee starken saisonellen und jährlichen Schwankungen unterliegen und sich die Bestimmungsmethoden in den einzelnen Untersuchungen unterscheiden, werden im Folgenden i. d. R. nur Konzentrationsunterschiede und keine Meßwerte genannt.

Die höchsten Cadmiumgehalte wurden in der Deutschen Bucht und die höchsten Kupfer- und Zink-Werte zusätzlich entlang der niederländischen und/oder britischen Küste gefunden (QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993).

Bei Quecksilber war keine einheitliche Trennung in südliche und zentrale Nordsee entsprechend des Kontaminationsgrades möglich. Außerdem wurden entlang der südlichen Küsten der Nordsee vom Elbeästuar bis nach Frankreich vergleichbare Hg-Gehalte ermittelt (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Bei den z. T. küstenfernen, hoch belasteten Gebieten handelt es sich vermutlich um Einträge durch erhöhte Schwebstofffracht, Ölindustrie oder Freisetzungen aus dem Sediment. Dennoch ist der kontinentale Einstrom (Direkteinträge und Flusszuläufe) Haupteintragsquelle von Schadstoffen in die zentrale Nordsee (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000a). Diese Einträge von Quecksilber in die Nordsee sind seit Anfang der 1990er Jahre und damit dem Probennahmezeitraum der vorliegenden Arbeit rückläufig, während sie bei Cadmium gleich blieben oder z. T. sogar anstiegen (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000a,b). Für Kupfer waren für diese Zeit keine deutlichen Trends nachweisbar. Auffällig ist jedoch, dass alle Werte um das 10 - 100fache höher lagen als z. B. in arktischen Gewässern.

4.8.1.1 Norwegische See

Die zyklonalen Strömungen der Nordsee transportieren kontaminiertes Wasser aus dem Bereich der Deutschen Bucht, das sich mit ebenfalls belastetem Wasser aus dem Baltikum mischt, an die norwegische Küste (QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993), so dass zumindest die Probennahmegebiete im südlichen - mittleren Norwegen z. T. als relativ hoch belastet angesehen werden können. Insbesondere im Einzugsbereich der Fjorde, wie z. B. im Gebiet um Trondheim/ Runde, kann es zu einem beträchtlichen Eintrag von Metallen kommen. Die Quecksilberkonzentrationen waren vor der süd- bis mittelnorwegischen Küste mit denen der Deutschen Bucht vergleichbar (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993). Auch

Muscheln aus süd-/mittelnorwegischen Gewässern wiesen vergleichsweise hohe Hg-Konzentrationen auf (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Demgegenüber entsprachen die Cadmiumwerte vor der norwegischen Küste eher denen der zentralen Nordsee (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993). Die Cd-Gehalte waren in Muscheln aus süd- bis mittelnorwegischen Gewässern in den 1990er Jahren zwar rückläufig aber immer noch relativ hoch (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Die Kupferwerte lagen höher als in der offenen Nordsee aber deutlich unterhalb der Werte aus der Deutschen Bucht (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993).

Demnach können die norwegischen Küstengewässer zwar als belastet angesehen werden, ihr Kontaminationsgrad ist jedoch geringer als in der inneren Deutschen Bucht.

4.8.1.2 Bretonischen Küste

Obwohl in Frankreich der Metalleintrag durch Flüsse wie an deutschen Küsten vergleichsweise hoch ist, ist vor der Bretagne mit einer geringeren Belastung zu rechnen, da dieses Gebiet im Einzugsbereich des in den Englischen Kanal einströmenden, gering belasteten Atlantikwassers liegt (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993) und der Metalleintrag in den Englischen Kanal von 1975 - 1996 abgenommen hat (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Die Zinkwerte waren in der Kanalregion deutlich geringer als in der inneren Deutschen Bucht und der zentralen Nordsee (DANIELSSON et al. 1985, NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993). Auch die Cadmium- und Kupferwerte waren vor der Küste der Bretagne bzw. Normandie geringer als in der südöstlichen Nordsee bzw. mit denen der zentralen Nordsee vergleichbar (KREMLING 1985). In den Gewässern nördlich von Frankreich konnten jedoch in den letzten Jahren zunehmende Cu-Werte ermittelt werden (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Für eine geringere Belastung der Bretonischen Küste verglichen mit der Deutschen Bucht sprechen auch die geringeren Cd- und Hg-Gehalte in den Fischen dieser Region verglichen mit denen der äußeren Deutschen Bucht (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993).

4.8.1.3 Deutsche Bucht

Bei der Betrachtung des Kontaminationsgrades der Deutschen Bucht ist für die Bewertung der eigenen Ergebnisse entscheidend, inwieweit die **Elbe** als Hauptkontaminationsquelle dieses Gebietes (SCHMIDT & WENDLANDT 1987, SCHÖNFELD et al. 1990, SÜNDERMANN & BEDDIG 1991) die Helgoländer Gewässer und damit die hier brütenden Dreizehenmöwen beeinflusst hat. Nordwestlich von Helgoland konnten noch deutlich Einflüsse von Flußzuläufen anhand von Salinitäts- und Temperaturmessungen nachgewiesen werden.

Die Cadmium- und Quecksilberkonzentrationen sanken allerdings von Hamburg bis in die offene Deutsche Bucht um zwei bis drei Größenordnungen, so dass die Hg-Werte um Helgoland bzw. in der Deutschen Bucht mit denen der zentralen Nordsee vergleichbar waren oder darunter lagen (SÜNDERMANN & DEGENS 1989, SCHMIDT & DICKE 1990, NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993). Die Cd-, Cu- und Zn-Werte waren jedoch in der Deutschen Bucht um das 2 - >5fache bis um mehrere Größenordnungen (Cu) höher als in der zentralen Nordsee (SÜNDERMANN & DEGENS 1989, SCHMIDT & DICKE 1990, NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993, QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993). Grundsätzlich ist jedoch nach dem OSPAR QUALITY STATUS REPORT (2000a,b) festzuhalten, dass die Hg-, Cu- und Cd- Frachten der Elbe und damit die Einträge in die Deutsche Bucht Anfang bis Mitte der 1990er Jahre deutlich abgenommen hatten.

Des Weiteren kann bis zu 50 % des **atmosphärischen Schadstoffeintrags** die südliche Nordsee einschließlich der Deutschen Bucht erreichen (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Der geschätzte Eintrag von z. B. Cadmium in die Nordsee hat dabei vermutlich die gleiche Größenordnung wie der über Flüsse. Die Deposition von Cd und Se war z. B. auf Helgoland deutlich höher als auf einer norwegischen Ölförderplattform in der nördlichen Nordsee. Die höchsten Werte wurden in den Herbst- bis Wintermonaten gemessen, während die Konzentrationen im Frühjahr und Sommer $< 1 \text{ ng/m}^3$ betragen (SÜNDERMANN & DEGENS 1989). Folglich war das Kontaminationsrisiko aus dieser Quelle für die auf der Insel brütenden Dreizehnmöwen relativ gering. Außerdem sanken die atmosphärischen Einträge von Cd und Hg in die Nordsee zwischen 1985 und 1995 um ca. 50 % (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Die erhöhte Belastung der Deutschen Bucht mit Schadstoffen lies sich auch in der **lokalen Fauna** nachweisen, wobei Fische (Muskelproben) aus südnorwegischen Gewässern mit der Deutschen Bucht vergleichbare (Cd) oder sogar höhere Metallkonzentrationen (Hg, Zn, Cu) aufwiesen (NORTH SEA QUALITY STATUS REPORT 1993, QUALITY STATUS REPORT OF THE NORTH SEA 1993). Die Cu-Werte nahmen in den letzten Jahren in Muscheln und Fischen aus südnorwegischen Gewässern und im Elbe-Ästuar ab. In letzterem wurden sie allerdings immer noch als relativ hoch angesehen (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Auch bei den Hg-Gehalten von Plattfischen aus der Elbe, der südlichen Nordsee und von der Belgischen Küste wurden zwischen 1978 - 1996 abnehmende Trends aber dennoch z. T. erhöhte Werte gefunden (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000b). Nach KRUSE & KRÜGER (1984) war der Einfluss der Elbe auf die Quecksilbergehalte in Fischen der Helgoländer Bucht nicht mehr nachzuweisen. Bei Cadmium schlug sich dieser jedoch in erhöhten Gehalten nieder.

a) Bedeutung der Schadstoffgehalte für die Dreizehenmöwen-Nestlinge/Helgoland

Wegen der Verdünnung der Elbfahne mit zunehmender Entfernung von dem Mündungsgebiet und die eingangs genannten z. T. rückläufigen Schadstoffeinträge war nach den eigenen Ergebnissen der Einfluss kontinentaler Einträge auf Helgoland nur noch für Cadmium nachweisbar. Der Elbeeinfluss hatte für Quecksilber nicht mehr die Bedeutung wie offenbar in der inneren Deutschen Bucht und stellte daher für die untersuchten Dreizehenmöwen-Nestlinge keine akute Gefahr dar. Demnach sind z. B. die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Unterschiede in den Quecksilberkonzentrationen bzw. Gesamtbelastungen in der Leber junger und älterer Dreizehenmöwen-Küken wie bereits erwähnt eher eine Folge der Belastungen der Muttertiere bzw. von Biomagnifikationsprozessen als von lokalen anthropogenen Quellen. Diese Schlussfolgerung kann durch verschiedene Untersuchungen untermauert werden: So waren auf den Helgoland vorgelagerten Inseln Scharhörn und Trischen die Hg-Gehalte in Seevogeleiern bereits drastisch reduziert, auf Westerland war der Elbeeinfluss nicht mehr nachweisbar (TERNES & RÜSSEL 1986). FURNESS et al. (1995) fanden bei einem geographischen Vergleich der Hg-Konzentrationen in Federn von Flusseeeschwalben-Küken deutlich geringere Werte in Kolonien der Jade als in denen der Deutschen Bucht. Außerdem nahmen die Werte in Fischen und Vögeln der inneren Deutschen Bucht zwischen 1989 und 1991 ab (BECKER et al. 1991, BECKER et al. 1992).

Die Entwicklung des Dreizehenmöwen- und Trottellummenbrutbestandes auf Helgoland lässt ebenfalls keine Rückschlüsse auf schadstoffinduzierte Reproduktionsschäden zu, da in den letzten Jahrzehnten trotz teilweise hoher Schadstoffgehalte ein exponentielles Wachstum Helgoländer Brutvögel zu beobachten war (VAUK-HENTZELT et al. 1986, VAUK & PRÜTER 1987) und lokale Schadstoffgehalte nicht mit der Bestandsentwicklung korrelierten (HARTWIG et al. 1990).

Dennoch stellt die Deutsche Bucht im Vergleich zu anderen Meeresgebieten, z. B. im Bereich der Bretagne, ein höher kontaminiertes Areal dar. Dies wurde bei dem in der vorliegenden Arbeit angestellten Vergleich der Schadstoffbelastungen von Trottellummen beider Regionen deutlich (s. u.).

b) Schadstoffgehalte in Trottellummen / Bretagne <=> Deutsche Bucht

Die bei der Betrachtung der Wanderaktivitäten borealer Trottellummen vermutete geographische Trennung bretonischer und deutscher Populationen (Kap. 4.1.2) bestätigt sich bei einem Vergleich der **Quecksilbergehalte** beider Vogelgruppen. Nach den eigenen Ergebnisse zeigten die Vögel der Deutschen Bucht in allen untersuchten Geweben mit Ausnahme der Lunge und Federn höhere Konzentrationen als die der Bretagne. Diese erhöhten Gehalte sind auf den Ein-

zugsbereich der Elbmündung und deren Kontamination zurückzuführen. Inwieweit durch diese gefundenen Belastungen in den Winterquartieren Rückschlüsse auf die Konzentration brütender Vögel möglich sind, kann nur durch einen direkten Vergleich geklärt werden, der allerdings im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war. FURNESS et al. (1995) untersuchten zwar die Quecksilberbelastung der Federn von adulten Sommervögeln aus der Deutschen Bucht und fanden ebenfalls höhere Konzentrationen als beispielsweise bei Trottellummen aus dem östlichen Schottland oder den Shetland-Inseln, die ermittelten Konzentrationen lagen jedoch deutlich höher (Faktor 3) als die der vorliegenden Arbeit. Allerdings wurden in der zitierten Untersuchung z. T. nur sehr geringe Stichprobenumfänge untersucht und zudem Federproben aus einem Zeitraum seit 1940 gepoolt, so dass vermutlich bei dieser Untersuchung zeitliche Variationen in den Expositionen, die in der vorliegenden Arbeit keine Rolle spielten, die Ergebnisse beeinflussten und mit für die hohe Standardabweichung der Werte verantwortlich waren. Diese Untersuchung ist daher mit den eigenen nicht direkt vergleichbar, bestätigt jedoch die Einschätzung der Belastungssituation der Deutschen Bucht. Eine weitere Ursache für die geringeren Werte in den bretonischen Vögeln kann auch die von JOIRIS et al. (1997) vermutete geringere Schwermetallbelastungen der Sommerquartiere in atlantischen Gewässern angegeben werden.

Immature Vögel aus dem Bereich der Deutschen Bucht zeigten in der Niere höhere **Cadmium**-belastungen. In den übrigen Geweben waren zwar keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Gebieten feststellbar. Da die Niere die höchste Akkumulationsrate von Cadmium zeigt, deutet sich allerdings auch hier ein höherer Schadstoffgehalt im Bereich der Deutschen Bucht an. Die ähnlichen Anreicherungen von Kupfer und Zink in beiden Gebiete hängen mit dem bereits genannten ähnlichen Metabolismus diese drei Elemente und daher mit Coakkumulationen zusammen.

Durch die eigenen Ergebnisse konnte daher gezeigt werden, dass die immaturren Vögel der Deutschen Bucht zumindest während der Sammlungsperiode ortsansässig waren und diese Gewässer als Winterquartier nutzten. Dies steht z. T. im Widerspruch zu dem in der Literatur genannten Wanderverhalten (s. Kap. 4.1.2). In den adulten Vögeln war kein geographische Unterschied in der Cadmiumbelastung nachweisbar, was einerseits für die Ansiedlung subadulter Vögel in unterschiedlichen Kolonien der Nordseeanreinerstaaten bzw. für eine gleichmäßigere Verteilung der adulten Vögel in den Wintermonaten im Bereich der südlichen Nordsee spricht. Nach den eigenen Ergebnissen war jedoch die Überlagerung dieses geographischen Vergleiches durch die in Kapitel 4.3.3 dargestellten altersabhängigen Anreicherungen ausschlaggebender.

In Bezug auf **Selen** konnten nur in den Federn signifikante Unterschiede zwischen beiden Regionen festgestellt werden, wobei hier die Vögel der Bretagne höhere Konzentrationen aufwiesen. Ähnliche Verhältnisse lagen bei Zink vor, nur zeigten in diesem Fall die adulten Vögel der Deutschen Bucht höhere Konzentrationen in den Federn als die der Bretagne.

Derzeit existieren noch keine Untersuchungen bezüglich des Selengehaltes der Deutschen Bucht und der Bretagne bzw. der dort lebenden Nahrungstiere der Trottellummen. Die eigenen Ergebnisse lassen jedoch vermuten, dass diesbezüglich Unterschiede zwischen beiden Gebieten bestehen. Die signifikanten Unterschiede in den Federn der Vögel weisen auf den Einfluss der Mauser im Anschluss an die Brutperiode hin. Da die Trottellummen zu dieser Zeit flugunfähig sind (CRAMP 1985), können sie sich noch verhältnismäßig nahe an ihren Brutplätzen bzw. Sommerquartieren aufhalten und daher lokalen Selenbelastungen ausgesetzt sein. Demnach wird Selen während der Mauserperiode offenbar in Abhängigkeit von der aktuellen Belastung des Lebensraumes in die wachsenden Federn eingelagert.

Es konnte folglich gezeigt werden, dass die eingangs dargestellten Belastungsunterschiede zwischen beiden Gebieten mit Einschränkung auch in den untersuchten Trottellummen deutlich wurden, so dass diese Vogelart trotz ihrer Wanderaktivitäten als Bioindikator der Schwermetallbelastung unterschiedlich kontaminierter Gebiete verwendet werden kann.

4.8.2 Arktische Gebiete

In arktischen Regionen werden Schadstoffe - abgesehen von einigen lokalen Eintragsquellen (AMAP 1997, 1998, MOISEENKO 1999, CRANE et al. 2001) - vorwiegend durch weiträumigen Transport wie Meeresströmungen (z. B. über norwegische Strömungen aus Nordsee, Ostsee und dem Nordatlantik) und Flusszuläufe aber insbesondere über die Atmosphäre aus Europa und Asien eingebracht (WALDICHUK 1989, PUXBAUM 1991, HILLAMO et al. 1993, MCDONALD & BREWERS 1996, LOCKHART et al. 1995, AMAP 1997 u. 1998, MUIR et al. 1999, CRANE et al. 2001). Insbesondere die leicht flüchtigen Elemente mit langen Aufenthaltszeiten in der Atmosphäre, wie Quecksilber und Cadmium, werden verstärkt in den Wintermonaten in arktische Gebiete transportiert (DJUPSTRÖM et al. 1993, MACDONALD & BREWERS 1996, AMAP 1998, CRANE et al. 2001). Diese Emissionen können sich im Schnee, Eis, im Arktischen Ozean und angrenzenden Wassermassen niederschlagen (AMAP 1998, MOISEENKO 1999, MUIR et al. 1999, CRANE et al. 2001).

Die Werte im Arktischen Ozean sind i. d. R. vergleichbar mit "unkontaminierten" ozeanischen Gewässern (AMAP 1997, 1998), so dass die regional, insbesondere in der kanadischen Arktis und Grönland gefundenen außergewöhnlich hohen Cd-, Hg- und Cu-Gehalte wahrscheinlich vorwiegend natürlichen Ursprungs sind und auf die Geologie bzw. Mineralogie der lokalen Sedimente zurückgehen (WALDICHUK 1989, MUIR et al. 1992, AMAP 1998, MUIR et al. 1999). Diese wirkten sich auch auf die lokale Fauna aus: So wurden erhöhte Cd- Gehalte von bis zu 77 ppm in der Niere grönländischer Eismöwen gefunden (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c). Auch für **Zink** waren die geogenen Belastungen hoch. Die Gehalte in norwegi-

schen oberflächennahen Sedimenten können jedoch über diesen natürlichen Hintergrundwerten liegen (AMAP 1998).

Die **Cadmium**konzentrationen sind im eurasischen Bereich des Arktischen Ozean im Allgemeinen niedrig. In der Barentssee wurden die geringsten Werte in Sedimenten ermittelt (AMAP 1998). Im Wasser waren sie in der zentralen Arktis und entlang der russisch-sibirischen Küstenlinie am höchsten (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c, CRANE et al. 2001). Ansonsten lagen die Werte in der Arktis, z. B. im Bereich der östlichen Arktis und der norwegischen See, mit 8 bis 22 ng/l um etwa eine Größenordnung niedriger (DANIELSSON et al. 1985, OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c).

Es liegen bisher kaum aktuelle verlässliche Daten zur **Quecksilber**belastung der Gewässer der europäischen Arktis vor (AMAP 1998). Nach CRANE et al. (2001) waren die Werte im oberflächennahen Sediment des Arktischen Ozeans zwischen 1970 und 1996, d. h. einschließlich des Probennahmezeitpunktes der vorliegenden Arbeit, nicht höher als die geogenen Gehalte der Erdkruste. Lediglich im Sediment der zentralen Arktis wurden wie auch entlang der Westküste Norwegens erhöhte Werte gefunden. Letztere schließt die Region um Runde/Trondheim ein, aus der die Dreizehenmöwen für den geographischen Vergleich der vorliegenden Arbeit stammten. In küstenfernen Regionen der Barentssee und der Norwegischen See waren die Werte jedoch mit < 0,06 ppm Tg relativ gering (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c).

In Bezug auf **Kupfer** konnten im Sediment der Norwegischen See mit 18 - 59 ppm höhere Konzentrationen gefunden werden als mit 2 - 36 ppm in der Barentssee (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c).

Schadstoffgehalte in Dreizehenmöwen / Arktis (Hornøya) <=> Norwegische See (Runde)

Es ergibt sich die Frage, inwieweit sich die arktischen Seevogelpopulationen hinsichtlich ihres Kontaminationsgrades von Populationen unterscheiden, die nur eine geringfügig südlichere Verbreitung zeigen, sich aber dennoch in Gebieten aufhalten, deren Wassermassen höher belastet sind.

Nach den eigenen Ergebnissen beeinflusste der Unterschied in der Belastung der mittel- und nordnorwegischen Regionen auch die Metallkonzentrationen in den adulten Dreizehenmöwen von Hornøya (Nord) und Runde (Süd). Allerdings waren lediglich die Federn der Vögel von Runde höher mit **Quecksilber** kontaminiert als diejenigen von Hornøya. In der Belastung der Leber waren keine geographischen Unterschiede vorhanden. Demnach wirkten sich in der Leber die Kontamination aus den vergangenen Jahren, bedingt durch Wanderaktivitäten oder veränderte Ernährungsgewohnheiten, deutlicher aus. Die Gehalte der Federn spiegelten dagegen die in dem letzten Jahr aufgenommenen lokalen Kontaminationen wieder. Da - wie bereits in Kapitel 4.6.1 dargestellt - bei der Mauser eine vom Belastungsgrad abhängige Umverteilung von Quecksilber

in die neu entstehenden Federn stattfindet, wurden die Hg-Gehalte in der Leber der Vögel beider Gebiete angeglichen. Es konnte somit gezeigt werden, dass bei diesem vergleichsweise kleinräumigen geographischen Vergleich die Federn als Indikatorgewebe der Leber vorzuziehen sind.

In der Literatur liegen aus den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Regionen keine vergleichbaren Ergebnisse vor. Oft wurden ausschließlich Vogeleier untersucht. So bestätigt eine Arbeit von HOLT et al. (1979) zur Quecksilberbelastung der Eier von Silbermöwen zumindest die Möglichkeit, norwegische Seevogelpopulationen diesbezüglich geographisch zu trennen. Bei neun norwegischen Probenahmegebieten konnte hier ein Gradient von den südlichen zu den nördlichen Gebieten festgestellt werden.

Weiterhin wurden i. d. R. nur relativ großräumige geographische Vergleiche angestellt: DEBACKER et al. (1997) gaben für boreale Trottellummen deutlich höhere Quecksilbergehalte an als für schottische oder arktische Vögel. In einem ähnlichen Ansatz ermittelten THOMPSON et al. (1992) die höchsten Quecksilbergehalte in isländischen Trottellummen, Dickschnabellummen und Dreizehnmöwen und die geringsten in Vögeln von Hornøya. Letztere waren jedoch geringer als die der arktischen Vögel der vorliegenden Arbeit. Im Allgemeinen wurden Hg-Gehalte von 0,1 - 3 ppm Fg für die Leber von arktischen Seevögeln angegeben (AMAP 1998). Diese Werte liegen im Bereich der eigenen Arbeit.

Bei **Cadmium** war kein einheitliches Verteilungsmuster zwischen den beiden untersuchten Regionen erkennbar: Obwohl die Leberproben der Vögel von Runde signifikant höher kontaminiert waren als diejenigen von Hornøya, konnten in Federn keine Unterschiede und in den Muskelproben sogar höhere Gehalte in den arktischen Vögeln nachgewiesen werden. Allerdings eignen sich Federn und Muskel nicht als Indikatorgewebe (s. Kap. I), so dass die Leber als Langzeitspeicher für die geographischen Unterschiede ausschlaggebender ist.

Bei einem Vergleich der **Kupfer-, Zink- und Selengehalte** konnten keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Die ermittelten Stoffgehalte lagen demnach in einem Bereich, der von den Vögeln metabolisch reguliert werden kann. Dies wird durch Literaturangaben bestätigt, nach denen in verschiedenen Fischarten aus dem Nordostatlantik und aus der Barentssee ähnliche Kupferwerte vorlagen (OSPAR QUALITY STATUS REPORT 2000c). Kupfer stellt folglich kein Risiko für diese Regionen und die dort lebenden Organismen dar. Auch in Bezug auf die Selengehalte konnten bisher in Fischen oder Seevögeln keine wesentlichen geographischen Unterschiede innerhalb arktischer Regionen festgestellt werden (AMAP 1998). Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Grundvoraussetzung für die Verwendung der Vögel als Bioindikatoren der regionalen Belastungen, nämlich die Standorttreue ohne nennenswerten Wanderaktivitäten bzw. Nahrungsaufnahmen zwischen den Gebieten (THOMPSON & DOWDING 1999) für die untersuchten Vögel in Bezug auf die nicht essentiellen Metalle als erfüllt angesehen werden kann. Voraussetzung hierfür ist die Auswahl des geeigneten Indikatorgewebes wie es hier dargestellt wurde.

5. Zusammenfassung

Zur Untersuchung altersabhängiger, geographischer und interspezifischer Unterschiede in der Spurenelementakkumulation wurde der Gehalt der Elemente **Zink, Kupfer, Selen, Quecksilber** und **Cadmium** in drei Seevogelarten bestimmt. Es wurden Weichgewebe (Leber, Brustmuskel und z. T. Niere, Gonade, Lunge und Gehirn) und Körperfedern von **Dreizehenmöwen**, *Rissa tridactyla*, **Trottellummen**, *Uria aalge*, und **Dickschnabellummen**, *Uria lomvia*, untersucht. Die Proben stammten aus borealen (Runde/Mittelnorwegen, Bretonische Küste und Deutsche Bucht, Helgoland) und arktischen (Hornøya/Nordnorwegen) Gebieten.

Die Spurenelementanreicherung wurde im Hinblick auf die Beeinflussung durch Hungerzustände, Alter, Organwachstum, Geschlecht, Ernährungsgewohnheiten, Mauser, Wanderaktivitäten und Kontaminationsgrad des Lebensraumes untersucht.

Der **physiologische Zustand** beeinflusste bei Trottellummen die Verteilung bzw. Konzentration essentieller Elemente (Zn, Cu, Se), wobei negative Abhängigkeiten festgestellt wurden. Die Cadmium- und Quecksilbergehalte waren unabhängig vom Ernährungszustand, so dass nach den eigenen Ergebnissen geschwächte oder hungernde Trottellummen für diese Metalle als Bioindikatoren verwendet werden konnten. Als Maß für den physiologischen Zustand der Vögel wurde ein sog. **Konditionsfaktor** (Quotient aus Lebergewicht und Nierengewicht) entwickelt, der proportional zur Mächtigkeit des Unterhautfettgewebes war.

Für die **altersabhängige Anreicherung** von Quecksilber waren in den Dreizehenmöwen-Nestlingen in Helgoländer Brutkolonien die hohen Kontaminationen der Eier und die Elimination über die Dunen sowie die vergleichsweise geringen Belastungen der verfütterten Nahrung entscheidend. Der Einfluss über die Nahrung war nur bei der Betrachtung der Gesamtbelastung der Leber nachweisbar. Cadmium wurde hauptsächlich über die lokalen Nahrungstiere aufgenommen, so dass die Nestlinge als Bioindikatoren der Cadmium-Belastungen der Gewässer um Helgoland geeignet sind. Die Gehalte essentieller Elemente wurden von dem wechselnden stoffwechselphysiologischen Bedarf bestimmt.

Bei diesjährigen und adulten Dreizehenmöwen konnten Anreicherungen für Selen, Quecksilber und Cadmium nachgewiesen werden. Ursache hierfür waren Bioakkumulationsprozesse (Cd, Hg) oder variierende Exponierungen in Brut- und Winterquartieren (Se).

In subadulten und adulten Trottellummen akkumulierte lediglich Cadmium wegen der langen biologischen Halbwertszeit. Quecksilber reicherte sich hier wegen der geringeren Halbwertszeit und der effektiveren Eliminationsmechanismen nicht weiter an.

Bei den Dreizehenmöwen-Nestlingen wurden Verdünnungseffekte durch das **Organwachstum** nachgewiesen, insbesondere in Bezug auf Quecksilber. Desweiteren waren Aufkonzentrierungen, insbesondere von Cadmium, bei außergewöhnlich untergewichtigen Vögeln möglich.

Bei den in den Wintermonaten gesammelten Trottellummen stellte das **Geschlecht** nach den eigenen Ergebnissen keine den Spurenelementgehalt beeinflussende Größe dar.

Der Einfluss unterschiedlicher trophischer Stellungen wurde bei der Betrachtung arktischer Dreizehenmöwen und Lummenarten deutlich. Es konnte nachgewiesen werden, dass die flexiblen **Ernährungsgewohnheiten** der Dreizehenmöwen für die relativ hohen Quecksilber- und Cadmiumgehalte verantwortlich waren. Die trotz unterschiedlicher Nahrungspräferenzen weitgehend identischen Cadmiumkontaminationen der Lummenarten wiesen bei den Trottellummen auf den Einfluss altersabhängiger Anreicherungen aus unterschiedlich belasteten Aufenthaltsgebieten hin. In Bezug auf Quecksilber war bei beiden Lummenarten der Einfluss der trophischen Stellung vermutlich wegen der vergleichsweise geringen Quecksilberaufnahme in den arktischen Brutgebieten bei gleichzeitig effektiver Elimination über die Federn weniger deutlich.

Obwohl in dieser Arbeit Vögel unterschiedlich kontaminierter Regionen und eines entsprechend unterschiedlichen Kontaminationsgrades untersucht wurden, lagen keine Hinweise für akute **Intoxikationen** vor. Es handelte sich in den meisten Fällen um Langzeitexponierungen relativ geringer Kontaminationen. Lediglich bei den Dreizehenmöwen von Runde waren aufgrund der erhöhten Cadmiumwerte und bei den Trottellummen aus der Deutschen Bucht aufgrund der Quecksilbergehalte Schädigungen der Niere möglich.

Bei älteren Nestlingen mit erhöhten Cadmiumwerten deutete sich durch Korrelationen zwischen Cadmium und Zink, bzw. Kupfer die Entwicklung eines **Detoxifikationsmechanismus** für Cadmium an. Selen spielte hierbei eine größere Rolle als bei immaturren und adulten Vögeln, bei denen Cadmium hauptsächlich durch Wechselwirkungen mit Kupfer und Zink entgiftet wurde. Diese Korrelationen waren i. d. R. von dem Kontaminationsgrad abhängig waren. Eine Ausnahme bildeten die Dickschnabellummen, bei denen trotz höherer Cadmiumbelastungen keine Hinweise auf entsprechende Detoxifikationen nachweisbar waren.

Demgegenüber waren Entgiftungsmechanismen für Quecksilber bereits im frühen Nestlingsalter vorhanden, vermutlich als Anpassung an die hohe Kontamination kurz nach dem Schlüpfen. Die Korrelationen zwischen Selen und Quecksilber waren dennoch unabhängig vom Kontaminationsgrad, da sie auch bei den geringer belasteten Nestlingen nachgewiesen wurden. Im Gegensatz hierzu war bei den immaturren und adulten Vögeln (Hg-Eliminierung über die jährliche Mauser) eine Hg-Entgiftung über Selen von dem Kontaminationsgrad abhängig, da nur in den am

höchsten belasteten adulten Trottellummen der Deutschen Bucht Korrelationen zwischen Selen und Quecksilber nachweisbar waren.

Der Einfluss der **Mauser** auf die Quecksilberelimination konnte insbesondere bei den Dreizehenmöwen-Nestlingen durch die hohe Belastung der Dunen nachgewiesen werden.

Die Brustfedern der Nestlinge waren als Indikatoren der lokalen Metallbelastung geeigneter als die Dunen. Nach den eigenen Ergebnissen eliminiert die Mauser der Körperfedern besonders bei den geringer belasteten Vögeln wie den arktischen Lummen den Großteil der Gesamtbelastung.

Trotz des unterschiedlichen Sammlungszeitpunktes der arktischen und borealen Lummen und der damit verbundenen Mauseinflüsse, konnten Rückschlüsse auf den Einfluss des Kontaminationsgrades dieser **Lebensräume** gezogen werden. Bei ähnlichen Ernährungsgewohnheiten zeigten boreale Vögel deutlich höhere Quecksilberbelastungen als arktische Vögel.

Bei dem kleinräumigen geographischen Vergleich von adulten Dreizehenmöwen (Hornøya vs. Runde) wurde gezeigt, dass eine Trennung der Populationen hinsichtlich ihres Kontaminationsgrades möglich war. Voraussetzung hierfür war die Auswahl des geeigneten Indikatorgewebes für Quecksilber (Federn) und Cadmium (Leber oder Niere).

Außerdem konnte gezeigt werden, dass sich die unterschiedliche Kontamination in den Gewässern der Bretagne und der Deutschen Bucht auch in den untersuchten Trottellummen widerspiegelten, so dass diese Vogelart als Bioindikator lokaler Belastungen nahe der Brutgebiete verwendet werden kann. Die Vögel aus der Bretagne wiesen geringere Cadmium- (Leberwerte bei immaturren Vögeln) und Quecksilber-Kontaminationen auf als die der Deutschen Bucht. **Wanderaktivitäten** zwischen diesen unterschiedlich kontaminierten Gebieten waren demnach für die Anreicherung dieser Metalle in den Vögeln der beiden Populationen von untergeordneter Bedeutung.

Bei Kupfer und Zink konnten i. d. R. wegen der **metabolischen Regulierung** dieser essentiellen Elemente keine altersabhängigen, interspezifischen oder geographischen Unterschiede festgestellt werden. Selen bildete hier eine Ausnahme und verhielt sich insbesondere bei Bioakkumulationsprozessen und bei dem Einfluss der Wanderaktivitäten bzw. Ernährungsgewohnheiten auf den Elementgehalt in den Vögeln wie die nicht-essentiellen Metalle Cadmium und Quecksilber.

In den untersuchten Seevögeln waren z. T. beträchtliche Spurenelementakkumulationen vorhanden, die trotz des z. T. geringen Stichprobenumfangs repräsentative Aussagen ermöglichten. Es wurde gezeigt, dass die Vögel mit wenigen Einschränkungen bei den Dreizehenmöwen als Indikatoren lokaler Schadstoffbelastungen verwendet werden können, da sie hauptsächlich lokale Elementgehalte widerspiegeln. Saisonale oder altersabhängige Migrationen waren von vergleichsweise geringer Bedeutung für Schadstoffanreicherungen, insbesondere bei den Lummen-

arten. Die offensichtlich geringe toxische Relevanz der ermittelten Elementgehalte weisen auf hohe Toleranzgrenzen für die entsprechenden Spurenelemente und/oder auf effektive Eliminations- bzw. Regulationsmechanismen insbesondere für toxische Elemente hin.

6. Summary

Age-related, geographical and interspecific differences in trace element accumulations were investigated in three seabird species. Soft tissues (liver, breast-muscle, kidney, gonads, lung and brain) and body feathers of Kittiwakes, *Rissa tridactyla*, Common Guillemots, *Uria aalge*, and Brunnich's Guillemots, *Uria lomvia*, were analyzed for **zinc, copper, selenium, total mercury** and **cadmium**. Samples were collected in boreal (Runde/Norway, Brittany, Germanm Bight) and arctic regions (Hornøya/Norway).

Particular attention was given to the influence of nutritional state, age, tissue growth, feeding habits, moult, migration patterns and local contaminations on accumulation patterns.

Negative correlations were found between the **nutritional state** and the concentrations of essential elements (Zn, Cu, Se) in Common Guillemots. Cadmium and mercury levels were independent of the nutritional state. The results indicate that beached or starving Guillemots can be used as bioindicators for local contamination with mercury and cadmium. In order to assign each animal to a particular physiological condition, individual condition factors were calculated as a quotient of liver mass to kidney mass. These factors were directly related to the amount of subcutaneous fat in the birds.

In Kittiwake nestlings from the Island of Helgoland, egg contamination and the elimination of mercury via the loss of downy feathers was more important for mercury **accumulation with age** than contaminated food items. When considering total liver burdens of mercury, however, levels increased with age. Cadmium accumulation strongly depend on the ingestion of contaminated food during chick development, so nestlings can be considered reliable bioindicators of cadmium contaminations around Helgoland Island. Concentrations of essential elements in the nestlings were influenced by varying metabolic demands during chick development.

Concentrations of selenium, mercury and cadmium were higher in adult Kittiwakes than in fully-fledged birds. These results were attributed to age-related accumulation (Cd, Hg) or different exposures to elements (Se) in breeding grounds and winter quarters.

The long biological half-life of cadmium led to increased cadmium concentrations in immature and adult Common Guillemots. In contrast, no age-related accumulation of mercury was found in these birds due to the shorter biological half-life and effective elimination pathways of this metal.

Tissue growth (Hg) and malnutrition (Cd) influenced metal distribution in Kittiwake nestlings.

Gender had no effect on trace element levels in Common Guillemots collected over the winter months.

The influence of different **feeding habits** on element concentrations was clearly recognizable in Guillemots and Kittiwakes from arctic regions. The elevated mercury and cadmium contents in Kittiwakes could be attributed to the relatively variable feeding habits of this species. Cadmium and mercury contaminations were similar in both Guillemot species despite their different feeding habits. These results indicate that age-related accumulation and differences in local exposures during migration were more important for cadmium accumulation than differences in trophic positions whereas the elimination of mercury during moult and the low mercury intake in arctic regions may account for the lack of interspecific differences in mercury accumulation in Guillemots.

There was no evidence that most trace element concentrations measured in the present study were at **toxic levels**. Only cadmium levels of Kittiwakes collected at breeding grounds in southern Norway (Runde) and mercury levels of Common Guillemots collected in the German Bight were at levels that could possibly cause kidney lesions according to previous studies.

Correlations between cadmium and zinc or copper or selenium in Kittiwake nestlings indicated the development of **detoxifying mechanisms**, particularly in older nestlings with elevated cadmium concentrations. In immature and adult birds cadmium was detoxified by interactions with copper and zinc. In general, these correlations depend on the degree of cadmium contamination, with the exception of Brunnich's Guillemots. The latter birds showed no coaccumulation of cadmium and the essential elements despite elevated cadmium levels.

Detoxification of mercury was independent of the degree of mercury contamination in Kittiwake nestlings. Coaccumulations of selenium and mercury were found in age classes having high and low mercury levels. These findings indicate that antagonistic interactions between mercury and selenium developed at an early stage of chick development, possibly as a result of elevated mercury burdens in the hatchlings.

In immature and adult Guillemots, however, detoxification was related to the degree of mercury contamination. Birds collected in the German Bight had the highest mercury contamination and showed correlations between mercury and selenium levels.

The influence of **moult** on mercury elimination was most evident in Kittiwake nestlings which had highly contaminated down. Breast feathers of chicks, rather than down itself, were suitable indicators of local contaminations.

Present results indicate that the moult of breast feathers eliminates most of the mercury body burden, especially in only slightly contaminated arctic Guillemots.

Geographical consideration of pollutant levels indicated that, for birds of similar feeding habits, mercury levels in boreal seabirds were higher than in arctic ones. It was possible to separate Kittiwake populations of Hornøya and Runde according to their metal contaminations provided that suitable tissues were analyzed (feathers for mercury; kidney and liver for cadmium). In addition, geographical differences in metal levels of Guillemots collected in Brittany and the German Bight were consistent with those previously found in the local marine environments of both regions. Common Guillemots are thus apparently reliable bioindicators of local contaminations close to breeding grounds. Birds from Brittany had lower cadmium (in immature birds) and mercury concentrations than their conspecifics from the German Bight. According to these results migration of Guillemots between both regions was of minor importance for metal accumulation in birds of both populations.

Copper and zinc are **metabolically regulated** in birds. Thus, no age-related, interspecific or geographical differences were found in the birds, with the exception of selenium. This element showed similar accumulation patterns to the non-essential metals mercury and cadmium and similar influences of migration and feeding habits on element levels.

Trace element accumulations up to high levels were found in the analyzed birds. It was shown that these birds can be used as bioindicators of local pollutant levels with certain restrictions in Kittiwakes. Seasonal and age-related migration patterns were of minor importance for trace element accumulations, particularly in Guillemots.

According to previous investigations, element levels were of low toxic relevance to the analyzed birds. This indicates the existence of high tolerance levels and/or effective elimination/regulations of toxic metals in the seabirds of the present study.

Danksagung

Herrn Prof. Dr. D. Adelung danke ich herzlich für die Betreuung und Unterstützung dieser Promotionsarbeit insbesondere für seine fachlichen Anregungen und Diskussionsbereitschaft.

Ich danke Herrn Dr. Heinzow und Frau Riemer der ehemaligen Untersuchungsstelle für Umwelttoxikologie, Kiel für die Bereitstellung der technischen Geräte und für ihre Einweisung in die Selen- und Quecksilberanalytik.

Vielen Dank schulde ich auch Herrn Dr. O. Hüppop und seinen Kollegen (Institut für Vogelforschung, Vogelwarte Helgoland), Herrn P.D. Geir Wing Gabrielsen (Norwegian Institut for Nature Research – NINA) und Herrn Gilles Bentz (Lique pour la Protection des Oiseaux, Bretagne) für die Bereitstellung des Probenmaterials, für ihre Gastfreundschaft, Hilfsbereitschaft und freundschaftliche Zusammenarbeit.

Ebenso bedanke ich mich bei Herrn Prof. Dr. H. Theede, Herrn P. D. Dr. W. Scharenberg und Herrn Dr. S. Garthe für ihre fachliche Unterstützung.

Dank geht auch an meine Familie und meine Freunde, die mir auf verschiedene Weise geholfen haben.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinem Lebensgefährten Hans Hartwigsen bedanken, der mir während der Anfertigung der Arbeit sehr viel Interesse und Unterstützung entgegengebracht hat.

7. Literaturverzeichnis

- Amiard, J.-C. (1983): Les Tests de Toxicité Subletale: Approches Biochimiques et Éthologique. *Oceanis* **9** (6): 465-480.
- Anonymus: AMAP - Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report, Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, 1997.
- Anonymus: AMAP - Assessment Report: Arctic Pollution Issues, Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, 1998.
- Anonymus: North Sea Quality Status Report 1993. North Sea Task Force, Oslo and Paris Commissions, International Council for the Exploitation of the Sea, London 1993.
- Anonymus: OSPAR - Quality Status Report 2000a, Arctic Waters, Greater North Sea, Celtic Seas, Bay of Biscay and Iberian Coast, Wider Atlantic, OSPAR Commission, London 2000.
- Anonymus: OSPAR - Quality Status Report 2000b, Region II Greater North Sea, OSPAR Commission, London 2000.
- Anonymus: OSPAR - Quality Status Report 2000c, Region I Arctic Waters, OSPAR Commission, London 2000.
- Anonymus: Quality Status Report of the North Sea 1993, North Sea Subregion 7a Assessment Report, R. Salchow (Hrg.), Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, November 1993.
- Ashraf, W., Jaffar, M. & Mohammad, D. (1995): Levels of Selected Trace Metals in Hair of Urban and Rural Adult Male Population of Pakistan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **54**: 207-213.
- Baines, S.B., Fisher, N.S. (2001): Interspecific differences in the bioconcentration of selenite by phytoplankton and their ecological implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. **213**: 1-12.
- Baird, P. H. (1994): Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*). In: The birds of North America. No. 92, A. Poole & F. Gill (Hrg.), The Academy of Natural Science, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Hernandez, J. C. & Cateni, D. (1998): Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **169**: 65-76.
- BARRETT, R. & RUNDE, O. (1980): Growth and Survival of Nestling Kittiwakes (*Rissa tridactyla*) in Norway. *Ornis Scand.* **11**: 228-235.
- Barrett, R.T. & Furness, R.W. (1990): The Prey and Diving Depth of Seabirds on Hornøya, North Norway after a Decrease in the Barents Sea Capelin Stocks. *Ornis Scandi.* **21** (3): 179-186.
- Barrett, R.T., Asheim, M. & Bakken, V. (1997): Ecological relations between two sympatric congeneric species, Common Murres and Thick-billed Murres, *Uria aalge* and *U. lomvia* breeding in the Barents Sea. *Can. J. Zool.* **75**: 618-631.

- Barrett, R.T., Anker, N.T. & Gabrielsen, G.W. (2002): Food consumption by seabirds in Norwegian waters. *ICES-Journal of Marine Science*. **59** (1): 43-57.
- Beck, K.M., Fair, P., McFee, W. & Wolf, D. (1997): Heavy Metals in Livers of Bottlenose Dolphins Stranded along the South Carolina Coast. *Marine Pollution Bulletin* **34** (9): 734-739.
- Becker, P.H. & Sperveslage, H. (1989): Organochlorines and Heavy Metals in Herring Gull (*Larus argentatus*) Eggs and Chicks from the same Clutch. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **42**: 721-727.
- Becker, P.H. (1991): Population and Contamination Studies in Coastal Birds: The Common Tern *Sterna hirundo*. In: C.M. Perrins, J.D. Lebreton & Hirons, G.J.M. (eds.): *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*, Oxford University Press, Oxford, pp. 433-460.
- Becker, P.H., Koepff, C., Heidmann, W.A. & Büthe, A. (1991): Schadstoffmonitoring mit Seevögeln. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes Nr. 116 08 070, UBA-FB.
- Becker, P.H. (1992): Egg Mercury Levels Decline with the Laying Sequence in Charadriiformes. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **48**: 762-767.
- Becker, P.H., Heidmann, W.A., Büthe, A., Frank, D. & Koepff, C. (1992): Umweltchemikalien in Eiern von Brutvögeln der deutschen Nordseeküste: Trends 1981-1990. *J. Ornithol.* **133** (2): 109-124.
- Becker, P.H., Furness, R.W. & Henning, D. (1993a): Mercury Dynamics in Young Common Tern (*Sterna hirundo*) Chicks from a Polluted Environment. *Ecotoxicol.* **2**: 33-40.
- Becker, P.H., Schuhmann, S. & Koepff, C. (1993b): Hatching Failure in Common Terns (*Sterna hirundo*) in Relation to Environmental Chemicals. *Environ. Poll.* **79**: 207-213.
- Becker, P.H., Henning, D. & Furness, R.W. (1994): Differences in Mercury Contamination and Elimination during Feather Development in Gull and Tern Broods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **27**: 162-167.
- Bellisola, G., Pasti, F., Valdes, M., Torboli, A. (1999): The use of total reflection X-ray fluorescence to track the metabolism and excretion of selenium in humans. *Spectrochimica Acta Part B* **54**: 1481-1485.
- Benito, V., Devesa, V., Munoz, O., Suner, M.A., Montoro, R., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Fernández, M. & Gonzáles, M.J. (1999): Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Donana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine. *Sci. Tot. Environ.* **242**: 309-323.
- Bischoff, K., Pichner, J., Bruselton, W.E., Counard, C., Evers, D.C. & Edwards, W.C. (2002): Mercury and Selenium Concentrations in Livers and Eggs of Common Loons (*Gavia immer*) from Minnesota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **42** (1): 71-76.

- Bouquegneau, J. M., Debacker, V., Gobert, S. & Havelange, S. (1996): Role of Metallothioneins in Metal Regulation by the Guillemot *Uria aalge*. *Comp. Biochem. Physiol.* **113C** (2): 135-139.
- Bourne, W.R.P. (1976): Seabird and Pollution; in: R. Johnston (ed.): *Marine Pollution*, Academic Press, London, New York, San Francisco, pp. 403-502.
- Bowerman, W.W., Evans, E.D., Giesy, J.P. & Postupalsky, S. (1994): Using Feathers to Assess Risk of Mercury and Selenium to Bald Eagle Reproduction in the Great Lakes Region. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **27**: 294-298.
- Braune, B.M. (1987): Comparison of Total Mercury Levels in Relation to Diet and Molt for Nine Species of Marine Birds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **16**: 217-224.
- Braune, B.M. & Gaskin, D.E. (1987): Mercury Levels in Bonaparte's Gulls (*Larus philadelphia*) during Autumn Molt in the Quoddy Region, New Brunswick, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **16**: 539-549.
- Braune, B.M., Donaldson, G.M. & Hobson, K.A. (2002): Contaminant residues in seabird eggs from the Canadian Arctic. II. Spatial trends and evidence from stable isotopes for inter-colony differences. *Environmental Pollution* **117** (1): 133-145.
- Breitschwerdt, G., Jaeschke, W. & Schmidt, K.-H. (1987): Die Kohlmeise als Biomonitor für die Schwermetallbelastung der Umwelt. In: B. Welz (Hrg.): 4. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik. Bodenseewerk Perkin Elmer GmbH, S. 403-411.
- Brockmann, A., Nonn, C. & Golloch, A. (1993): New Concept for Hydride Generation Technique: Electrochemical Hydride Generation. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* **8**: 397-401.
- Burger, J. (1993): Metals in Feathers of Brown Noddy (*Anous stolidus*): Evidence for Bioaccumulation or Exposure Levels? *Environ. Monit. Assess.* **24**: 181-187.
- Burger, J., Gaines, K.F., Boring, C.S., Stephens, W.L., Snodgrass, J., Dixon, C., McMahon, M., Shukla, S., Shukla, T. & Gochfeld, M. (2002): Metal levels in fish from the Savannah River: Potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research* **89** (1): 85-97.
- Burger, J. & Gibbons, J.W. (1998): Trace Elements in Egg Contents and Egg Shells of Slider Turtles (*Trachemys scripta*) from the Savannah River Site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **34**: 382-386.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (1992): Heavy Metal and Selenium Concentrations in Black Skimmers (*Rynchops niger*): Gender Differences. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* **23**: 431-434.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (1993a): Heavy Metal and Selenium in Feathers of Young Egrets and Herons from Hong Kong and Szechuan, China. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* **25**: 322-327.

- Burger, J. & Gochfeld, M. (1993b): Lead and Cadmium Accumulation in Eggs and Fledgling in the New York Bight. *Environ. Toxicol. Chem.* **12**: 261-267.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (1996): Heavy Metal and Selenium Levels in Franklin's Gull (*Larus pipixcan*) Parents and Their Eggs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **30**: 487-491.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (1997): Age Differences in Metals in the Blood of Herring (*Larus argentatus*) and Franklin's (*Larus pipixcan*) Gulls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**: 436-440.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (1999): Heavy metals in Franklin's gull tissues: Age and tissue differences. *Environmental Toxicology and Chemistry* **8** (4): 673-678.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (2000a): Metals in albatross feathers from Midway Atoll: Influence of species, age, and nest location. *Environ. Research* **82** (3): 207-221.
- Burger, J. & Gochfeld, M. (2000b): Metal levels in feathers of 12 species of seabirds from Midway Atoll in the northern Pacific Ocean. *Sci. Tot. Environ.* **257**: 37-52.
- Burger, J., Nisbet, I.C.T. & Gochfeld, M. (1994): Heavy Metal and Selenium Levels in Feathers of Known-Aged Common Terns (*Sterna hirundo*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **26**: 351-355.
- Burger, J., Parsons, K., Benson, T., Shukla, T., Rothstein, D. & Gochfeld, M. (1992): Heavy Metal and Selenium Levels in Young Cattle Egrets from Nesting Colonies in the Northeastern United States, Puerto Rico, and Egypt. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **23**: 435-439.
- Burger, J., Trivedi-Chirag, D. & Gochfeld, M. (2000): Metals in herring and black-backed gulls from the New York bight: The role of salt gland in excretion. *Environ. Monitor. Assess.* **64** (3): 569-581.
- Camphuysen, C.J., Calvo, B., Durinck, J., Ensor, K., Follestad, A., Furness, R.W., Garthe, S., Leaper, G., Skov, H., Tasker, M.L. & Winter, C.J.N. (1995): Consumption of discards by seabirds in the North Sea. Final Report EC DG XIV, research contract BIOECO/93/10. - NIOZ report 1995 - 5, Netherlands Institute for Sea Research.
- Carnick, G.R., Manning, D.C. & Slavin, W. (1983): Determination of Selenium in Biological Materials with Platform Furnace Atomic-absorption Spectroscopy and Zeeman Background Correction. *Analyst* **108**: 1297-1312.
- Chakraborty, R., Das, A.K., Cervera, M.L. & de la Guardia, M. (1996): Literature study of microwave-assisted digestion using electrothermal atomic absorption spectrometry. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* **355**: 99-111.
- Chatt, A. (1985): Health-related Monitoring of Trace Element Pollutants using Nuclear Techniques, IAEA-TECDOC-330, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1985, pp. 33-49.

- Chetty, C.S., McBride, V., Sands, S. & Rajanna, B. (1990): Effects in vitro of Mercury on Rat Brain Mg⁺⁺-ATPase. Arch. Internat. Physiol. Biochem. **98**: 261-268.
- Chisolm, J.C. & Handorf, C.R. (1996): Further Observations on the Etiology of Preeclampsia: Mobilization of Toxic Cadmium-Metallothionein Into the Serum During Pregnancy. Medical Hypotheses **47**: 123-128.
- Cohen, J.B, Barclay, J.S., Major, A.R. & Fischer, J.P. (2000): Wintering greqater scaup as bio-monitors of metal contamination in federal wildlife refuges in the Long Island region. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **38** (1): 83-92.
- Coulson, J.C. & Mévergnies de, N. (1992): Where Do Young Kittiwakes *Rissa tridactyla* Breed, Philopatry or Dispersal? ARDEA **80** (1): 187-197.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (1983): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa; The Birds of the Western Palearctic, Vol. III, Oxford Univeristy Press, pp. 863- 875.
- Cramp. S. (1985): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol. IV, Oxford University Press, pp.168-243.
- Crane, K., Galasso, J., Brown, C., Cherkashov, G., Ivanov, G., Petrova, V., Vanstayan, B. (2001): Northern Ocean Inventories of Organochlorine and Heavy Metal Contamination. Mar. Poll. Bull. **43** Nos. 1-6: 28-60.
- Culik, B.M., Wilson, R.P., Woakes, A.T. & Sanudo, F.W. (1991): Oil Pollution of Antarctic Penguins: Effects oin Energy Metabolism and Physiology. Mar. Poll. Bull. **22** (8): 388-391.
- Cyranoski, D. (2001): Disputed diagnoses hamper claims of mercury poisoning. Nature **414**: S.138.
- Dahlmann, G. (1985): Herkunft der Ölverschmutzungen an der deutschen Nordseeküste. Seevögel **6** SB: 73-80.
- Dale, I.M. & Baxter, M.S. (1973): Mercury in Seabirds. Mar. Pollut. Bull. **4**: 77-79.
- Danielsson, L.G., Magnusson, B. & Westerlund, S. (1985): Cadmium, Copper, Iron, Nickel and Zinc in the North-east Atlantic Ocean. Mar. Chem. **17**: 23-41.
- Danielsen, F., Skov, H., Durinck, J. & Block, D. (1990): Marine distribution of seabirds in the Northeast Atlantic between Iceland and Scotland, June-September 1987 and 1988. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. **84**: 45-63.
- Das, H.A. (1981): International Neutron Activation Analysis of Human Hair and Related Radio-tracer Experiments on Washing and Leaching. Report ECN-107, Netherlands Energy Research Foundation, Petten, 1981.
- Das, K., Debacker, V. & Bouquegneau, J. M. (2000): Metallothioneins in marine mammals. Cellular and Molecular Biology **46**: 283-294.

- Dauwe, T., Bervoets, L., Blust, R., Pinxten, R., Eens, M. (1999): Are eggshells and egg contents of great and blue tits suitable as indicators of heavy metal pollution? *Belgian Journal of Zoology* **129** (2): 439-447.
- Debacker, V., Holsbeek, L., Tapia, G., Gobert, S., Joiris, C.R., Jauniaux, T., Coignoul, F. & Bouquegneau, J.-M. (1997): Ecotoxicological and pathological studies of common guillemots *Uria aalge* beached on the Belgian coast during six successive wintering periods (1989-89 to 1994-95). *Diseases of Aquatic Organisms* **29**: 159-168.
- Debacker, V., Jauniaux, T., Coignoul, F. & Bouquegneau, J.-M. (2000): Heavy metals contamination and body condition of wintering guillemots *Uria aalge* at the Belgian coast from 1993 to 1998. *Environ. Research* **84** (3): 310-317.
- Debacker, V., Schiettecatte, L.-S., Jauniaux, T. & Bouquegneau, J.-M. (2001): Influence of age, sex and body condition on zinc, copper, cadmium and metallothioneins in common guillemots (*Uria aalge*) stranded at the Belgian coast. *Mar. Environ. Research* **52**: 427-444.
- De Campos, M.S., Sarkis, J.E.S., Müller, R.C.S., da Silva Brabo, E. & de Oliveira Santos, E. (2002): Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon region, Brazil. *Sci. Total Environ.* **287**: 155-161.
- DesGranges, J.-L., Rodrigue, J., Tardif, B. & Laperle, M. (1998): Mercury Accumulation and Biomagnification in Ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson Bay Regions of Québec. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **35**: 330-341.
- De Moreno, J.E.A., Gerpe, M.S., Moreno, V.J. & Vodopivec, C. (1997): Heavy metals in Antarctic organisms. *Polar Biol.* **17**: 131-140.
- Delbeke, K., Joiris, C. & Decadt, G. (1984): Mercury Contamination of the Belgian Avifauna 1970-1981. *Environ. Pollut. (B)* **7**: 205-201.
- Dietz, R., Riget, F. & Johansen, P. (1996): Lead, cadmium, mercury, and selenium in Greenland marine animals. *Sci. Total Environ.* **186**: 67-93.
- Dietz, R., Riget, F. & Born, E.W. (2000): An assessment of selenium and mercury in Greenland marine animals. *Sci. Total Environ.* **245** (1-3): 15-24.
- Di Giulio, R.T. & Scanlon, P.F. (1984): Heavy Metals in Tissues of Waterfowl from the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Pollut. (A)* **35**: 29-48.
- Djupström, M., Pacyna, J.M., Maenhaut, W., Winchester, J.W., Li, S.-M. & Shaw, G.E. (1993): Contamination of Arctic Air at Three Sites During a Haze Event in Late Winter 1986. *Atmos. Environ.* **27A** (17/18): 2999-3010.
- Dmowski, K. (1999): Birds as bioindicators of heavy metal pollution: review and examples concerning European species. *Acta Ornithologica* **34** (1): 1-23.
- Donaldson, G.M., Braune, B.M., Gaston, A.J. & Noble, D.G. (1997): Organochlorine and Heavy Metal Residues in Breast Muscle of Known-Age Thick-Billed Murres (*Uria lomvia*) from

- the Canadian Arctic. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **33**: 430-435.
- Doneley, R. (1992): Zinc Toxicity in Caged and Aviary Birds - "New Wire Disease". Aust. Vet. Practic. **22** (1): 6-11.
- Dos Santos, L. do S.N., Müller, C.S., Sarkis, J.E. de S., Alves, C.N., Brabo, E.da S., Santos, E. de O., Bentes, M.H. da S. (2000): Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River Basin, Pará, Brazil.
- Dunemann, L. (1989): Der Mikrowellenaufschluß zur Schwermetallanalytik im Vergleich zu anderen Aufschlußverfahren. In: B. Welz (Hrg.): 5. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elemer & Co GmbH, pp. 594-601.
- Dunemann, L. & Meinerling, M. (1992): Comparison of different microwave-based digestion techniques in view of their application to fat-rich foods. Fresenius Journal of Analytical Chemistry **342**: 714-718.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. (1996): Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. Oecologia **108** (4): 631-639.
- Einbrodt, H.J. & Michels, S. (1984): Selen. In: E. Merian (Hrg.): Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz Verlag Chemie, Weinheim 1984, S. 541-553.
- Eisler, R. (1987): Mercury hazard to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. US Fish and Wildlife Service. Biological report (No.1.1): 85.
- El-Begearmi, M.M., Sunde, M.L. & Ganther, H.E. (1977): A Mutual Protective Effect of Mercury and Selenium in Japanese Quail. Poult. Science **56**: 313-322.
- Eley, B.M. (1990): A study of mercury redistribution, excretion and renal pathology in guinea-pigs implanted with powered dental amalgam for between 2 and 4 years. Journal of Experimental Pathology **71** (3): 375-394.
- Elliott, J.E., Scheuhammer, A.M., Leighton, F.A. & Pearce, P.A. (1992): Heavy Metal and Metallothionein Concentrations in Atlantic Canadian Seabirds. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **22**: 63-73.
- Elliott, J.E. & Scheuhammer, A.M. (1997): Heavy Metal and Metallothionein Concentrations in Seabirds from the Pacific Coast of Canada. Marine Pollution Bulletin **34** (10): 794-801.
- Erikstad, K.E. & Vader, W. (1989): Capelin Selection by Common Guillemots and Brunnich's Guillemots during the Pre-laying Season. Ornis Scand. **20** (2): 151-155.
- Esselink, H., van der Geld, F.M., Jager, L.P., Posthuma-Trumpie, G.A., Zoun, P.E.F. & Baars, A.J. (1995): Biomonitoring Heavy Metals using the Barn Owl (*Tyto alba guttata*): Sources of Variation Especially Relating to Body Condition. Arch. Environ. Cotanm. Toxicol. **28**: 471-486.

- Ewing, H.P., Pesti, G.M. Bakali, R.I. & Menten, J.F.M. (1998): Studies of the feeding of cupric sulfate pentahydrate, cupric citrate, and copper oxychloride to broiler chickens. *Agr. Biol. Environ. Sci.* **77**: 445-448.
- Exteberria, M., Sastre, I., Cajaraville, M.P. & Matigomez, I. (1994): Digestive Lysosome Enlargement Induced by Experimental Exposure to Metals (Cu, Cd, and Zn) in Mussels Collected from a Zinc-Polluted Site. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **27**: 338-345.
- Fang, Z. (1989): Flow-injection Techniques in Atomic Spectrometric Trace Analysis. In: B. Welz (Hrg.): 5. Colloquium Atom-spektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, pp. 313-325.
- Fasola, M, Movalli, P.A., Gandini, C. (1998): Heavy Metal, Organochlorine Pesticide, and PCB Residues in Eggs and Feathers of Herons Breeding in Northern Italy. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **34**: 87-93.
- Fimreite, N. (1970): Effects of Methylmercury Treated Feed on the Mortality and Growth of Leghorn Cockerels. *Can. J. Animal Sci.* **50**: 387-389.
- Fimreite, N. (1974): Mercury Contamination of Aquatic Seabirds in Northwestern Ontario. *J. Wildl. Manage.* **38** (1): 120-131.
- Fleet, D.M. Gaus, S., Hartwig, E., Potel, P., Reneking, B & Schulze Dieckhoff, M. (1999a): Ölopfer in der Deutschen Bucht im Zeitraum 1. Juli 1994 bis 30. Juni 1998. *Seevögel* **20/2**: 43-48.
- Fleet, D.M., Gaus, S., Hartwig, E., Potel, P., Reineking, B. & Schulze Dieckhoff, M. (1999b): Pallas-Havarie und Seevogelsterben dominieren Spülsaumkontrollen im Winter 1998/99 - Ölopfer in der Deutschen Bucht im Zeitraum 1. Oktober 1998 bis 31. März 1999. - *Seevögel* **20/3**: 79-84
- Fleet, D.M. & Reneking, B. (2000): Überlebenschancen verörter Seevögel - sind Rettungsmaßnahmen erfolgreich? *Natur und Landschaft* **75** (9/10): 364-369.
- Florence, T.M. (1990): Trace Element Speciation in Biological Systems; in: Batley, G.E. (ed.): *Trace Element Speciation: Analytical Methods and Problems*; CRS Press, Boca Raton, Florida, pp. 320-341.
- Fossi, M.C., Casini, S., Marsili, L. (1999): Nondestructive Biomarkers of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in Endangered Species of Wildlife. *Chemosphere* **39**, (8): 1273-1285.
- Franson, J.C., Hollmén, T., Poppenga, R.H., Hario, M. & Kilpi, M. (2000): Metals and trace elements in tissues of Common Eiders (*Somateria mollissima*) from the Finnish archipelago. *Ornis Fennica* **77**: 57-63.
- Furness, R.W. & Hutton, M. (1979): Pollutant Levels in the Great Skua, *Catharacta skua*. *Environ. Pollut.* **19** (4): 261-268.

- Furness, R.W., Muirhead, S.J. & Woodburn, M. (1986): Using Bird Feathers to Measure Mercury in the Environment: Relationships between Mercury Content and Moulting. *Mar. Pollut. Bull.* **17** (1): 27-30.
- Furness, R.W., Johnston, J.L., Love, J.A. & Thompson, D.R. (1989): Pollution burdens and reproductive success of golden eagles *Aquila chrysaetos* exploiting marine and terrestrial food webs in Scotland. In: B.U. Meyburg & R.D. Chancellor (Hrg.): *Raptors in the modern world*, Berlin, WWGBP: 495-500.
- Furness, R.W. & Tasker, M.L. (1992): An Assessment of Human Hazards to Seabirds in the North Sea. World Wide Fund for Nature Conservation of Seabirds of the North Sea, Draft Report, 26 May 1992, pp. 35-42.
- Furness, R.W. (1993): Birds as Monitors of Pollutants; in: R.W. Furness & J.J.D. Greenwood (eds.): *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hakk, London, Glasgow, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 1993, pp. 86-143.
- Furness, R.W., Thompson, D.R. & Becker, P.H. (1995): Spatial and temporal variation in mercury contamination of seabirds in the North Sea. *Helgoländer Meeresunters.* **49**: 605-615.
- Furness, R.W. (1996): Cadmium in birds. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (Hrg.): *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*: 389-404, CRC Press, Boca Raton
- GALBRAITH, H. (1983): The Diet and Feeding Ecology of Breeding Kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Bird Study* **30**: 109-120.
- Gariboldi, J.C., Jagoe, C.H. & Bryan, Jr., A.L. (1998): Dietary Exposure to Mercury in Nestling Wood Storks (*Mycteria americana*) in Georgia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **34** (4): 398-405.
- Garthe, S. (1997): Influence of hydrography, fishing activity, and colony location on summer seabird distribution in the south-eastern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* **54** (4): 566-577.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1994): Distribution of Ship-following Seabirds and their Utilization of Discards in the North Sea in Summer. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **106**: 1-9.
- Garthe, S. & Hüppop, O. (1998): Possible biases in experiments evaluating the consumption of discards by seabirds in the North Sea. *Marine Biology* **131**: 735-741.
- Gaston, A.J. & Jones, I.L. (1998): *The Auks*. Oxford University Press, Oxford.
- George, S. & Olsson, P. (1994): Metallothioneins as indicators of trace metal pollution. In: K. Kramer (Hrg.): *Biological monitoring of coastal waters and estuaries*. CRC Press Inc. Boca Raton, S. 151-178.
- Gill, T.S., Pant, J.C. & Tewari, H. (1989): Cadmium Nephropathy in a Freshwater Fish, *Puntius conchoniensis* Hamilton. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **18**: 165-172.

- Gill, T.S., Tewari, H. & Pande, J. (1990): Cadmium-induced Gonadal Dysfunction in a Teleost Model, *Barbus conchoni* HAMILTON. *Zoolog. Jahrb. Anatom.* **120**: 433-447.
- Gjertz, I., Mehlum, F. & Gabrielsen, G.W. (1985): Food Sample Analysis of Seabirds Collected during the "Lance"-cruise in Ice-filled Waters in Eastern Svalbard 1984. Rapportserie, Norsk Polarinstitut, Nr. 23.
- Glutz von Blotzheim, N.G. & Bauer, K. (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 8/I. S. 154-179.
- Gochfeld, M. (1997): Spatial Patterns in a Bioindicator: Heavy Metal and Selenium Concentration in Eggs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) in the New York Bight. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**: 63-70.
- Gochfeld, M. & Burger, J. (1998): Temporal trends in metal levels in eggs of the endangered roseate tern (*Sterna dougallii*) in New York. *Environmental Research* **77** (1): 36-42.
- Gochfeld, D.J., Minton, D., Murray jr., B.G., Pyle, P., Seto, N., Smith, D., Burger, J. (1999): Metals in feathers of Bonin petrel, Christmas shearwater, Wedge-tailed shearwater, and Red-tailed Tropicbird in the Hawaiian Islands, northern Pacific. *Environmental Monitoring and Assessment*, **59**: 343-358.
- Goede, A.A. (1985): Mercury, Selenium, Arsenic and Zinc in Waders from the Dutch Wadden Sea. *Environ. Pollut. (A)* **37**: 287-309.
- Goede, A.A. & de Bruin, M. (1985): Selenium in a Shore Bird, the Dunlin, from the Dutch Waddenzee. *Mar. Pollut. Bull.* **16** (3): 115-117.
- Goede, A.A. & de Bruin, M. (1986): The Use of Bird Feathers for Indicating Heavy Metal Pollution. *Environ. Monit. Assess.* **7**: 249-256.
- Goede, A.A., Nygard, T., De Bruin, M. & Steinnes, E. (1989): Selenium, Mercury, Arsenic and Cadmium in the Lifecycle of the Dunlin, *Calidris alpina*, a migrant Wader. *Sci. Tot. Environ.* **78**: 205-218.
- Goede, A.A. (1993): Selenium in Eggs and Parental Blood of a Dutch Marine Wader. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **25**: 79-84.
- Goering, P.L., Waalkes, M.P. & Klaassen, C.D. (1995): Toxicology of cadmium. In R.A. Goyer & M.G. Cherian (eds.): *Toxicology of metals: biochemical aspects* (pp. 190-214), Berlin Heidelberg, Springer Verlag.
- Golet, G.H., Irons, B. & Costa, P. (2000): Energy costs of chick rearing in Black-legged Kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Can. J. Zool.* **78**: 982-991.
- Gordus, A.G. (1999): Selenium Concentrations in Eggs of American Avocets and Black-necked Stilts at an Evaporation Basin and Freshwater Wetland in California. *J. Wildl. Manage.* **63** (2): 497-501.
- Grant, J., Mullarney, K., Svensson, L., Zetterström, D. (2000): *Vögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*: Franckh-Kosmos-Verlag-GmbH & Co., Stuttgart, 2000.

- Grobenski, Z., Lehmann, R., Welz, B. & Wiedeking, E. (1981): Standard-Bedingungen für die Graphitrohr-AAS, Regelmäßigkeiten und Ausnahmen. In: B. Welz (Hrg.): Atomspektrometrische Spurenanalytik, Verlag Chemie, 1981, Weinheim/ Derfield Beach, Florida/Basel, pp. 363-372.
- Guruge, K.S., Tanaka, H., Tanabe, S. (2001): Concentration and toxic potential of polychlorinated biphenyl congeners in migratory oceanic birds from the North Pacific and the Southern Ocean. *Mar. Environ. Res.* **52**: 271-288.
- Hagemeijer, W.J.M. & Blair, M.J. (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds, Their Distribution and Abundance. T.& A. D. Poysar, London 1997.
- Hahn, E., Hahn, K. & Stoeppler, M. (1993): Bird Feathers as Bioindicators in Areas of the German Environmental Specimen Bank - Bioaccumulation of Mercury in Food Chains and Exogenous Deposition of Atmospheric Pollution with Lead and Cadmium. *Sci. Tot. Environ.* **139/140**: 259-270.
- Häkkinen, I. & Häsänen, E. (1980): Mercury in Eggs and Nestlings of the Osprey (*Pandionhali-aetus*) in Finland and its Bioaccumulation from Fish. *Ann. Zool. Fenn.* **17**:131-139.
- Harris, M.P. & Wanless, S. (1997): Breeding succes, diet, and brood neglect in the kittiwake (*Rissa tridactyla*) over an 11-year period. *ICES Journal of Marine Science* **54**: 615-623.
- Harris, M.P., Tasker, M.L. (1999): Conservation value of ringing seabirds in Britain and Ireland. *Ringin & Migration* **19**: 95-106.
- Hartwig, E., Köth, T., Prüter, J., Schrey, E., Vauk, G. & Vauk-Hentzelt, E. (1990): Seevögel. In: J.L. Lozán, W. Lenz, E. Rachor, B. Waterman, H. v. Westernhagen (Hrg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, S. 305-319.
- Headley, A.D. (1996): Heavy metal concentrations in peat profiles from the high Arctic. *Sci. Tot. Environ.* **177** (1-3): 105-111.
- Heidmann, W.A., Beyerbach, M., Böckelmann, W., Büthe, A., Knüwer, H., Peterat, B. & Rüssel-Sinn, H.A. (1987): Chlorierte Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in tot an der deutschen Nordseeküste aufgefundenen Seevögeln. *Die Vogelwarte* **34**: 126-133.
- Heinz, G.H. (1976): Methylmercury: Second-year Feeding Effects on Mallard Reproduction and Behavior. *J. Wildl. Manage.* **40** (1): 82-90.
- Heinz, G. & Locke, L.N. (1976): Brain Lesions in Mallard Ducklings from Parents fed Methylmercury. *Avian Dis.* **20** (1): 9-17.
- Heinz, G.H., Hoffman, D.J. & Gold, L.G. (1989): Impaired Reproduction of Mallards fed an Organic Form of Selenium. *J. Wildl. Manage.* **53** (2): 418-428.
- Heinz, G.H. (1996): Selenium in Birds. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (Hrg.): Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations: 447-458, CRC Press, Boca Raton.

- Henkin, R.I. (1984): Zink. In: E. Merian (Hrg.): *Metalle in der Umwelt*. Verlag Chemie 1985, S. 597-630.
- Henny, C.J. & Herron, G.B. (1989): DDE, Selenium, Mercury, and White-faced Ibis Reproduction at Carson Lake, Nevada. *J. Wildl. Manage.* **53** (4): 1032-1045.
- Henry, K.S., Kannan, K., Nagy, B.W., Kevern, B.W., Zabik, M.J. & Giesy, J.P. (1998): Concentrations and Hazard Assessment of Organochlorine Contaminants and Mercury in Small-mouth Bass from a Remote Lake in the Upper Peninsula of Michigan. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **34**: 81-86.
- Hernández, L.N., Gómara, B., Fernández, M., Jiménez, B., Gonzáles, M.J., Baos, R., Hiraldo, F., Ferrer, M., Benito, V., Suner, M.A., Devesa, V., Munoz, O. & Montoro, R. (1999): Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Donana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *Sci. Tot. Environ.* **242**: 293-308.
- Hillamo, R.E., Kermien, V.-M., Maenhaut, W., Jaffrezo, J.-L., Balachandran, S. & Davidson, C.I. (1993): Size Distribution of Atmospheric Trace Elements at Dye 3, Greenland - I. Distribution Characteristics and Dry Deposition Velocities. *Atmos. Environ.* **27A** (17/18): 2787-2802.
- Hilton, G.M., Lilliendahl, K., Solmundson, J., Houston, D.C. & Furness, R.W. (2000a): Geographical variation in the size of body organs in seabirds. *Functional Ecology* 2000, **14**: 369-379.
- Hilton, G.M., Furness, R.W. & Houston, D.C. (2000b): A comparative study of digestion in North Atlantic seabird. *Journal of Avian Biology* **31**: 36-46
- Hindell, M.A., Brothers, N. & Gales, R. (1999): Mercury and cadmium concentrations in the tissues of three species of southern albatrosses. *Polar Biol.* **22**: 102-108.
- Hirano, T., Ueda, H., Kawahara, A. & Fujimoto, S. (1991): Cadmium Toxicity on Cultured Neonatal Rat Hepatocytes: Biochemical and Ultrastructural Analyses. *Histol. Histopath.* **6**: 127-133.
- Hoffman, R.D. & Curnow, R.D. (1979): Mercury in Herons, Egrets, and their Foods. *J. Wildl. Manage.* **43** (1): 85-93.
- Holt, G., Frosli, A. & Norheim, G. (1979): Mercury, DDE, and PCB in the Avian Fauna in Norway 1965-1976. *Act. Veter. Scand. Suppl.* **70**: 1-28.
- Honda, K., Min, B.Y. & Tatsukawa, R. (1986a): Distribution of Heavy Metals and their Age-related Changes in the Eastern Great White Egret, *Egretta alba modesta*, in Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **15**: 185-197.
- Honda, K., Nasu, T. & Tatsukawa, R. (1986b): Seasonal Changes in Mercury Accumulation in the Black-eared Kite, *Milvus migrans lineatus*. *Environ. Pollut. (A)* **42**: 325-334.

- Honda, K., Yamamoto, K., Hidaka, H. & Tatsukawa, R. (1986c): Heavy Metal Accumulation in Adelia penguin, *Pygoscelis adeliae*, and their Variations with the Reproductive Processes. Mem. Nat. Inst. Polar Res., Special Issue **40**: 443-453.
- Honda, K., Marcovecchio, J.E., Kan, S., Tatsukawa, R. & Ogi, H. (1990): Metal concentrations in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **19**: 704-711.
- Hontelez, L.C.M.P., van den Dungen, H.M. & Baars, A.J. (1992): Lead and Cadmium in Birds in the Netherlands: A Preliminary Survey. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **23**: 453-456.
- Huettmann, F. & Diamond, A.W. (2000): Seabird migration in the Canadian northwest Atlantic Ocean: moulting locations and movement patterns of immature birds. Can. J. Zool. **78**: 624-647.
- Hughes, K.D., Ewins, P.J. & Clark, K.E. (1997): A Comparison of Mercury Levels in Feathers and Eggs of Osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **33**: 441-452.
- Hui, A., Takekawa, J.Y., Baranyuk, V.V. & Litvin, K.V. (1998): Trace Element Concentrations in Two Subpopulations of Lesser Snow Geese from Wrangel Island, Russia. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **34**: 197-203.
- Hutton, M. (1981): Accumulation of Heavy Metals and Selenium in three Seabird Species from the United Kingdom. Environ. Pollut. (A) **26**: 129-145.
- Jauniaux, T., Brosens, L. & Coignoul, F. (1997): Lesions observed on stranded seabirds along the Belgian coast from 1992 to 1995. ICES Journal of Marine Science **54**: 714-717.
- Järup, L., Berglund, M., Elinder, C.G., Nordberg, G. & Vahter, M. (1998): Health effects of cadmium exposure - a review of the literature and a risk estimate. Scand. J. Environ. Health, **28** (suppl. 1): 152.
- Johannessen, J.K., Gammelgaard, B., Jons, O. & Hansen, S.H. (1993): Comparison of Chemical Modifiers for Simultaneous Determination of Different Selenium Compounds in Serum and Urine by Zeeman-effect Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry. Journal of Analytical Atomic Spectrometry **8** (6): 999-1004.
- Joiris, C. R., Tapia, G. & Holsbeek, L. (1997): Increase of Organochlorines and Mercury Levels in Common Guillemots *Uria aalge* during Winter in the Southern North Sea. Marine Pollution Bulletin **34** (12): 1049-1057.
- Jørgensen, E.H., Bjørn, E.B. & Jobling, M. (1999): Influence of nutritional status on biomarker responses to PCB in the Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). Aquatic Toxicology **44**: 233-244.
- Julshamn, K. & Grahl-Nielsen, O. (2000): Trace element levels in harp seal (*Pagophilus groenlandicus*) and hooded seal (*Cystophora cristata*) from the Greenland Sea. A. multivariate approach. Science of the Total Environment **250**: 123-133.

- Jungwirth, A., Ritter, M., Paulmichl, M. & Lang, F. (1991): Activation of Cell Membrane Potassium Conductance by Mercury in Cultured Renal Epitheloid (MDCK) Cells. *J. Cell. Physiol.* **146**: 25-33.
- Karlén, C., Odnevall Wallinder, I., Heijerick, D., Leygraf, C. (2001): Runoff rates and ecotoxicity of zinc induced by atmospheric corrosion. *Sci. Total Environ.* **277**: 169-180.
- Kennedy, S., Godzik, S., Dmowski, K., Handy, R., Kedzierski, A., Kramarz, P., Manusadzianas, L. & Murk, L. (1999): Report of the working group on the Katowice Administrative District, Poland - a review of research done to date, and recommendations for future research. In: D. Peakall, C. Walker & P. Migula (Hrg.): *Biomarkers: a pragmatic basis for remediation of severe pollution in Eastern Europe*, NATO Science Series No. **54**, Kluwer Acad. Publ. S. 191-210.
- Kersten, M. & Kröncke, I. (1990): Schwermetalle in den Sedimenten. In: J.L. Lozán, W. Lenz, E. Rachor, B. Waterman, H.v. Westernhagen (Hrg.): *Warnsignale aus der Nordsee*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, S. 41-48.
- Kim, E.Y., Murakami, T., Saeki, K. & Tatsukawa, R. (1996a): Mercury Levels and its Chemical Form in Tissues and Organs of Seabirds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **30**: 259-266.
- Kim, E.Y., Saeki, K., Tanabe, S., Tanaka, H. & Tatsukawa, R. (1996b): Specific accumulation of mercury and selenium in seabirds. *Environ. Pollut.* **94** (3): 261-265.
- Kim, E.Y., Goto, R., Tanabe, S., Tanaka, H. & Tatsukawa, R. (1998): Distribution of 14 Elements in Tissues and Organs of Oceanic Seabirds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **35**: 638-645.
- Kitaysky, A.S., Piatt, J.F., Wingfield, J.C. & Romano, M. (1999): The adrenocortical stress-response of Black-legged Kittiwake chicks in relation to dietary restrictions. *J. Comp. Physiol. B* **169**: 303-310.
- Klasing, K.C. (1998): Nutritional modulation of resistance to infectious diseases. *Poultry Science*, **77**: 1119-1125.
- Knapp, G., Maichin, B. & Panholzer, F. (1991): Ein Vergleich moderner Druckaufschlußmethoden. In: B. Welz (Hrg.): *6. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik*, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, pp. 571-580.
- Korunova, V. & Dedina, J. (1980): Determination of Trace Concentrations of Mercury in Biological Materials after Digestion under Pressure in Nitric Acid Catalysed by Vanadium Pentoxide. *Analyst* **105**: 48-51.
- Köth, T. (1985): Zur Altersklassifizierung nestjunger Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) auf Helgoland. *Seevögel* **6** SB: 141-144.
- Köth, T. (1988): Ein Beitrag zur Gewichtsentwicklung nestjunger Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) auf Helgoland. *Seevögel* **9** SB: 77-78.

- Köth, T. & Vauk-Hentzelt, E. (1988): Influence of Plumage and Stomach Oiling on Body and Organ Growth in Young Kittiwakes. *Mar. Pollut. Bull.* **19** (2): 71-73.
- Köth, T. (1990): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung fischfressender Seevögel aus dem Bereich der Deutschen Bucht. Endbericht des Forschungsvorhabens des Landes Niedersachsen. Projektleitung: G. Vauk, Norddeutsche Naturschutzakademie, Hof Möhr, 3043 Schneverdingen.
- Kotz, L., Kaiser, G., Tschöpel, P. & Tölg, G. (1972): Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr niedriger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß. *Fres. Zeitschr. Analyt. Chem.* **260**: 207-209.
- Kraus, M.L. (1989): Bioaccumulation of Heavy Metals in Pre-fledging Tree Swallows, *Trachycineta bicolor*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **43**: 407-414.
- Kremer, H. (1994): Verteilungsmuster der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber in Weich- und Hartgeweben mariner Säugetiere aus deutschen Küstengewässern. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- Kremling, K. (1985): The Distribution of Cadmium, Copper, Nickel, Manganese, and Aluminium in Surface Waters of the Open Atlantic and European Shelf Area. *Deep-Sea Res.* **32** (5): 531-555.
- Kruse, R. & Krüger, K.E. (1984): Untersuchungen von Nordseefischen auf Gehalte an toxischen Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen im Hinblick auf lebensmittelrechtliche Bestimmungen. *Arch. Lebensmittelhyg.* **35** (6): 128-131.
- Kühnast, G. (1991): Cadmium in Meerestieren der Ost- und Nordsee. In: B. Welz (Hrg.): 6. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co. GmbH, pp. 761-768.
- Kunito, T., Watanabe, I., Yasunaga, G., Fujise, Y. & Tanabe, S. (2002): Using trace elements in skin to discriminate the populations of minke whales in southern hemisphere. *Mar. Environ. Research* **53**: 175-197.
- Larison, J.R., Likens, G.E., Fitzpatrick & Crock, J.G. (2000): Cadmium toxicity among wildlife in the Colorado Rocky Mountains. *Nature* **406**: 181-183.
- Law R.J. (1996): Metals in marine mammals. In: Beyer WN, Heinz G.H., Redmon-Norwood A.W., editors. *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*, Boca Raton, FL: CRC Press: 357-376.
- Law, R.J., Bennett, M.E., Blake, S.J., Allchin, C.R., Jones, B.R. & Spurrier, C.J.H. (2001): Metals and Organochlorines in Pelagic Cetaceans Stranded on the Coasts of England and Wales. *Mar. Pollut. Bull.* **42** No.6: 522-526.

- Lee, D.P., Honda, K., Tatsukawa, R. & Won, P.-O. (1989): Distribution and Residue Levels of Mercury, Cadmium and Lead in Korean Birds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **43**: 550-555.
- Lee, J., Masters, D.G., White, C.L., Grace, N.D. & Judson, G.J. (1999): Current issues in trace element nutrition of grazing livestock in Australia and New Zealand. *Aust. J. Agric. Res.*, **50**: 1341-1364.
- Lee, S.H., Choi, S.C., Chae, B.J., Lee, J.K. & Acda, S.P. (2001): Evaluation of metal-amino-acid-chelates and complexes at various levels of copper and zinc in weaning pigs and broiler chicks. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* **14** (12): 1734-1740.
- Lemly, A.D. (1993): Metabolic stress during winter increases the toxicity of selenium to fish. *Aquatic Toxicology*, **27**: 133-158.
- Lemly, A.D. (1997): Environmental implications of excessive selenium: A review. *Biomedical and Environmental safety* **32**: 280-288.
- Leonzio, C., Fossi, C. & Focardi, S. (1986): Heavy Metals and Selenium Variation in a Migratory Bird Wintering in a Mercury-Polluted Lagoon. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **37**: 219-225.
- Leonzio, C. & Massi, A. (1989): Metal Biomonitoring in Bird Eggs: A Critical Experiment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **43**: 402-406.
- Leopold, M.F., Wolf, P.A. & Hüppop, O. (1992): Food of Young and Colony-attendance of Adult Guillemots *Uria aalge* on Helgoland. *Helgol. Meeresunters.* **46**: 237-249.
- Leung, K.M.Y. & Furness, R.W. (2001): Survival, growth, metallothionein and glycogen levels of *Nucella lapillus* (L.) exposed to subchronic cadmium stress: the influence of nutritional state and prey type. *Mar. Environ. Res.* **52**: 173-194.
- Lewis, S., Wanless, S., Wright, P.J., Harris, M.P., Bull, J. & Elston, D.A. (2001): Diet and breeding performance of black-legged kittiwakes *Rissa tridactyla* at a North Sea colony. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **221**: 277-284.
- Lewis, S.A. (1991): Studies of Mercury Dynamics in Birds. PhD-thesis, University of Glasgow.
- Lewis, S.A. & Furness, R.W. (1991): Mercury Accumulation and Excretion in Laboratory Reared Black-Headed Gull *Larus ridibundus* Chicks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **21**: 316-320.
- Lewis, S.A., Becker, P.H. & Furness, R.W. (1993): Mercury Levels in Eggs, Tissues, and Feathers of Herring Gulls *Larus argentatus* from the German Wadden Sea Coast. *Environ. Pollut.* **80**: 293-299.
- Liang, L. & Bloom, N.S. (1993): Determination of Total Mercury by Single-stage Gold Amalgamation With Cold Vapour Atomic Spectrometric Detection. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* **8**: 591-594.

- Liliendahl, K. & Solmundsson, J. (1997): An estimate of summer food consumption of six seabird species in Iceland. *ICES Journal of Marine Science* **54**: 624-630.
- Lindberg, P. & Odsjö, T. (1983): Mercury Levels in Feathers of Peregrine Falcon *Falco peregrinus* Compared with Total Mercury Content in some of its Prey Species in Sweden. *Environ. Pollut. (B)* **5**: 297-318.
- Litchfield, T.M., Ishikawa, Y., Wu, L.N.Y., Wuthier, R.E. & Sauer, G.R. (1998): Effect of Metal Ions on Calcifying Growth Plate Cartilage Chondrocytes. *Calcif. Tissue Int.* **62**: 341-349.
- Liu, J., Kershaw, W.C. & Klaassen, C.D. (1991): The Protective Effect of Metallothionein on the Toxicity of Various Metals in Rat Primary Hepatocyte Culture. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **107**: 27-34.
- Liu, J., Kershaw, W.C. & Klaassen, C.D. (1992): Protective Effects of Zinc on Cultured Rat Primary Hepatocytes to Metals with Low Affinity for Metallothionein. *J. Toxicol. Environ. Health* **35**: 51-62.
- Lock, J.W., Thompson, D.R., Furness, R.W. & Bartle, J.A. (1992): Metal Concentrations in Seabirds of the New Zealand Region. *Environ. Pollut.* **75**: 289-300.
- Lockhart, W.L. (1995): Implications of chemical contaminants for aquatic animals in the Canadian Arctic: some review comments. *Sci. Total Environ.* **160/161**: 631-641.
- Loeser, R.F. (1994): Modulation of integrin-mediated attachment of chondrocytes to extracellular matrix proteins by cations, retinoic acid, and transforming growth factor beta. *Exp. Cell. Res.* **211**: 17-23.
- Lozán, J.L. (1992): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Pareys Studentexte 74*, Paul Parey Berlin, Hamburg.
- Lozán, J.L. & Kausch, H. (1998): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler - 2. Auflage, Pareys Studentexte 74*, Parey Buchverlag Berlin.
- Luckas, B. & Montag, A. (1983): Methodik zur differentiellen Quecksilberbestimmung in Meerestieren. *Deutsche Lebensmittelrd.* **79** (4): 111-117.
- Lønne, O.J. & Gabrielsen, G.W. (1992): Summer Diet of Seabirds Feeding in Sea-ice-covered Waters near Svalbard. *Polar Biol.* **12**: 685-692.
- Lyngs, P & Kamp, K. (1996): Ringing recoveries of Razorbills *Alca torda* and Guillemots *Uria aalge* in Danish waters. - *Dansk orn.Foren. Tidsskr.* **90**: 119-132.
- M'Baku, S.B. (1983): "Invitation to Participate in an IAEA Co-ordinated Research Programm", International Atomic Energy Agency, Vienna, 1983.
- Macdonald, C.R. & Sprague, J.B. (1988): Cadmium in Marine Invertebrates and Arctic Cod in the Canadian Arctic. Distribution and Ecological Implications. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **47**: 17-30.
- Macdonald, R.W. & Brewers, J.M. (1996): Contaminants in the arctic marine environment: priorities for protection. *ICES Journal of Marine Science* **53**: 537-563.

- Magos, L. & Webb, M. (1980): The interaction of selenium with cadmium and mercury. *CRC Critical Reviews in Toxicology* **8**: 1-42.
- Majidi, V. & Robertson, J. D. (1991): Investigation of high temperature reactions on solid substrates with Rutherford backscattering spectrometry: interaction of palladium with selenium on heated graphite surfaces. *Spectrochimica Acta* **46B** (13): 1723-1733.
- Mashima, T.Y., Fleming, W.J. & Stoskopf, M.K. (1998): Metal concentrations in oldsquaw (*Clangula hyemalis*) during an outbreak of avian cholera, Chesapeake Bay, 1994. *Ecotoxicology* **7**: 197-111.
- Matínez, D.A. & Díaz, G.J. (1996): Effects of graded levels of dietary nickel and manganese on blood haemoglobin content and pulmonary hypertension in boiler chickens. *Avian Pathol.* **25**: 537-549.
- Maul, A.M. (1994): Ernährungsweisen und Brutbiologie der Dreizehenmöwe *Rissa tridactyla* (L. 1758) auf Helgoland. Diplomarbeit an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität Graz.
- McIntosh, S. (1993): The Determination of Mercury at Ultratrace Levels Using an Automated Amalgamation Technique. *Atomic Spectroscopy* **14** (2): 47-49.
- McPherson, R. & Brown, K. (2001): The bioaccumulation of cadmium by the Blue Swimmer Crab *Portunus pelagicus* L. *Sci. Total Environ.* **279**: 223-230.
- Mehlum, F. & Gabrielsen, G.W. (1993): The Diet of High-arctic Seabirds in Coastal and Icecovered, Pelagic Areas near the Svalbard Archipelago. *Polar Res.* **12** (1): 1-20.
- Mehlum, F., Hunt jr., G.L., Decker, M.B, Nordlund, N. (1998): Hydrographic features, cetaceans and the foraging of thick-billed murres and other marine birds in the northwestern Barent Sea. *Arctic* **51** (3): 243-252.
- Meyer, M.W., Evers, D.C., Hartigan, J.J. & Rasmussen, P.S. (1998): Patterns of common loon (*Gavia immer*) mercury exposure, reproduction and survival in Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* **17**: 184-190.
- Mohanna, C. & Nys, Y. (1999): Effect of dietary zinc content and sources in the growth, body zinc deposition and retention, zinc excretion and immune response in chickens. *British Poultry Science* **40** (1): 108-114.
- Mohd, A.A., Dean, J.R. & Tomlinson, W.R. (1992): Factorial Design Approach to Microwave Dissolution. *Analyst* **117**: 1743-1748.
- Moiseenko, T.I. (1999): The fate of metals in Arctic surface waters. Method for defining critical levels. *The Science of the Total Environment* **236**: 19-39.
- Monteiro, L.R. & Furness, R.W. (1995): Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water Air Soil Pollut* **80**: 851-870.

- Monteiro, L.R., Costa, V., Furness, R.W. & Santos, R.S. (1996): Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **141**: 21-25.
- Monteiro, L.R. & Furness, R.W. (1997): Accelerated increase in mercury contamination in North Atlantic mesopelagic food chains as indicated by time series of seabird feathers. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16** (12): 2489-2493.
- Monteiro, L.R., Granadeiro, H.P. & Furness, R.W. (1998): Relationship between mercury levels and diet in Azores seabirds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **166**: 259-265.
- Mora, M.A. & Anderson, D.W. (1995): Selenium, Boron, and Heavy Metals in Birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **54**: 198-206.
- Mora, M.A., Lee, M.C., Jenny, J.P., Schultz, T.W., Sericano, J.L. & Clum, N.J. (1997): Potential Effects of Environmental Contaminants on Recovery of the Aplomado Falcon in South Texas. *J. Wildl. Manage.* **61** (4): 1288-1296.
- Morera, M., Sanpera, C., Crespo, S., Jover, L. & Ruiz, X. (1997): Inter- and Intraclutch Variability in Heavy Metals and Selenium Levels in Audouin's Gull Eggs from the Ebro Delta, Spain. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **33**: 71-75.
- Muir, D.C.G., Wagemann, R., Hargrave, B.T., Thomas, D.J., D.B. Peakall & Norstrom, R.J. (1992): Arctic Marine Ecosystem Contamination. *Sci. Tot. Environ.* **122**: 75-134.
- Muir, D., Braune, B., De March, B., Norstrom, R., Wagemann, R., Lockhart, L., Hargrave, B., Bright, D., Addison, R., Payne, J. & Reimer, K. (1999): Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian Arctic marine ecosystem: a review. *The Science of the Total Environment* **230**: 83-144.
- Muirhead, S.J. & Furness, R.W. (1988): Heavy Metal Concentrations in the Tissues of Seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* **19** (6): 278-283.
- Nicholson, J.K., Kendall, M.D. & Osborn, D. (1983): Cadmium and Mercury Nephrotoxicity. *Nature* **304**: 633-635.
- Niecke, M., Ambor, S., Kühnast, O. & Ellenberg, H. (1990): Vogelfedern als Biomonitoren für die atmosphärische Schwermetallbelastung - Untersuchungen mit der Protonenmikrosonde, Teil 1: Externe Deposition von Schwermetallen auf Elsternfedern. *Z. Umweltchem. Ökotox.* **2** (2): 71-75.
- Nielsen, C.O. & Dietz, R. (1989): Heavy Metals in Greenland Seabirds. *Bioscience* **29**: 3-26.
- Nolan, T.D. & Brown, D. (2000): The influence of elevated dietary zinc, selenium, and their combination on the suppressive effect of dietary and intraperitoneal cadmium on egg production in laying hens. *J. Toxicol. Environ. Health (A)* **60**: 549-565.
- Norheim, G. & Kjos-Hanssen, B. (1984): Persistent Chlorinated Hydrocarbons and Mercury in Birds Caught off the West Coast of Spitsbergen. *Environ. Pollut. (A)* **33**: 143-152.

- Norheim, G. (1987): Levels and Interactions of Heavy Metals in Sea Birds from Svalbard and the Antarctic. *Environ. Pollut.* **47**: 83-94.
- Nyholm, N. (1994): Heavy metals tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatcher (Aves) in the pollution gradient from a smelter. In: *Ecotoxicology of soil organisms*, Boca Raton: Lewis, S. 374-394.
- Nyholm, N.E.I., Sawicka-Kapusta, K., Swiergosz, R. & Laczewska, B. (1995): Effects of environmental pollution on breeding populations of birds in southern Poland. *Water Air Soil Pollut.* **85**: 829-834.
- Nyholm, N. E. I. (1998): Influence of Heavy Metal Exposure During Different Phases of the Ontogeny on the Development of Pied Flycatchers, *Ficedula hypoleuca*, in Natural Populations. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **35**: 632-637.
- Oehme, F.W. (1972): Mechanisms of Heavy Metal Toxicities. *Clin. Toxicol.* **5** (2): 151-167.
- Ohlendorf, H.M., Risebrough, R.W. & Vermeer, K. (1978): Exposure of Marine Birds to Environmental Pollutants. United States Department of the Interior - Fish and Wildlife Service, Wildlife Research Report 9, Washington, D.C., pp. 22-40.
- Ohlendorf, H.M., Hoffman, D.J., Saiki, M.K. & Aldrich, T.W. (1986a): Embryonic Mortality and Abnormalities of Aquatic Birds: Apparent Impacts of Selenium from Irrigation Drainwater. *Sci. Tot. Environ.* **52**: 49-63.
- Ohlendorf, H.M., Hothem, R.L., Bunck, C.M., Aldrich, T.W. & Moore, J.F. (1986b): Relationships between Selenium Concentrations and Avian Reproduction. *Trans. 51st N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf.* 1986, pp.330-341.
- Ohlendorf, H. (1993): Agricultural drainwater effects on wildlife in central California. In: D.J. Hoffmann, B.A. Rattner, G.A. Burton jr & J. Cairnes jr (Hrg.): *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publ., Chelsea, MI, S. 577-584.
- Ohta, H. & Cherian, M.G. (1991): Gastrointestinal Absorption of Cadmium and Metallothionein. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **107**: 63-72.
- Osborn, D. (1978): A Naturally Occuring Cadmium and Zinc binding Protein from the Liver and Kidney of *Fulmaris glacialis*, a pelagic North Atlantic Seabird. *Biochem. Pharmacol.* **27**: 822-824.
- Osborn, D., Harris, M.P. & Nicholson, J.K. (1979). Comparative Tissue Distribution of Mercury, Cadmium and Zinc in three Species of Pelagic Seabirds. *Comp. Biochem. Physiol.* **64C**: 61-67.
- Otero Pérez, X.L. (1998): Effects of Nestling Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans* Pallas) on the Heavy Metal Content of Soils in the Cies Islands (Galicia, North-west Spain). *Marine Pollution Bulletin* **36** (4): 267-272.
- Otero Pérez, X.L. & Fernandez Sanjuro, M.J. (1999): Heavy metals in the excrements of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans* Pallas): Input estimation of soils of the breeding colonies in

- the Cies Islands National Park (Galicia, Spain). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia (Sección Biológica)* **95** (1-2): 223-228.
- Paveglio, F.L., Kilbridge, K.M., Bunck, C.M. (1997): Selenium in Aquatic Birds from Central California. *J. Wildl. Manage.* **61** (3): 832-839.
- Parslow, J.L.F., Jefferies, D.J. & Hanson, H.M. (1973): Gannet Mortality Incidents in 1972. *Mar. Pollut. Bull.* **4** (3): 41-44.
- Piatt, J. F. & Van Pelt, T.I. (1997): Mass-mortality of Guillemots (*Uria aalge*) in the Gulf of Alaska in 1993. *Marine Pollution Bulletin* **34** (8): 656-662.
- Perrtilä, M., Tervo, V. & Parmanne, R. (1982): Heavy Metals in Baltic Herring and Cod. *Mar. Pollut. Bull.* **13** (11): 391-393.
- Pesch, H.-J. & Kraus, T. (1991): Schwermetalle in Leber und Umwelt. Postmortal-analytische Untersuchungen mittels Zeeman-AAS. Eine Übersicht. In: B. Welz (Hrg.): 6. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik. Bodenseewerk Perkin Elmer GmbH, S. 867-878.
- Petermann, S., Glünder, G., Heffels-Redmann, U. & Hinz, K.-H. (1989): Untersuchungen an "krank" bzw. "tot" gefundenen Trottellummen (*Uria aalge*), Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*), Silber- (*Larus argentatus*) und Lachmöwen (*Larus ridibundus*) aus dem Bereich der Deutschen Bucht, 1982-1985. *Dtsch. tierärztl. Wschr.* **96** (5): 271-277.
- Piatt, J.F. & Van Pelt, T.I. (1997): Mass mortality of Guillemots (*Uria aalge*) in the Gulf of Alaska in 1993. *Marine Pollution Bulletin* **34** (8): 656-662.
- Poluszynski, J. (1979): Some observations of breeding Kittiwakes (*Rissa tridactyla*) on Helgoland. *Abh. Geb. Vogelk.* **6**: 113-120.
- Powers, K.D. (1983): Pelagic distributions of marine birds off the northeastern United States. NOAA Tech. Mem. NMFS-F/NEC-27.
- Prasada Rao, P.V.V., Jordan, S.A. & Bhatnagar, M.K. (1989): Combined Nephrotoxicity of Methylmercury, Lead and Cadmium in Peking Ducks: Metallothionein, Metal Interactions, and Histopathology. *J. Toxicol. Environ. Health.* **26**: 327-348.
- Presser, T.S. & Ohlendorf, H.M. (1988): Biochemical Cycling of Selenium in the San Joaquin Valley, California, USA. *Environ. Manage.* **11** (6): 805-821.
- Prüter, J. (1986): Untersuchungen zum Bestandsaufbau und zur Ökologie der Möwen (Laridae) im Seegebiet der Deutschen Bucht. Dissertation im Fachbereich Biologie der Universität Hannover. Aus der Inselstation Helgoland des Instituts für Vogelforschung, "Vogelwarte Helgoland", und dem Zoologischen Institut der Tierärztlichen Hochschule Hannover.
- Prüter, J. (1989): Phänologie and Ernährungsökologie der Dreizehenmöwen (*Rissa tridactyla*) Brutpopulation auf Helgoland. *Ökol. Vögel (Ecol. Birds)* **11**: 189-200.
- Puxbaum, H. (1991): Metal Compounds in the Atmosphere. In: E. Merian (ed.): *Metals and their Compounds in the Environment*, 1991. VHC Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, pp. 257-285.

- Qiao, H. & Jackson, K. W. (1991): Mechanism of modification by palladium in graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Spectrochimica Acta* **46B** (14): 1841-1859.
- Rainbow, P.S. (1989): Copper, Cadmium and Zinc Concentrations in Oceanic Amphipod and Euphausiid Crustaceans, as a Source of Heavy Metals to Pelagic Seabirds. *Mar. Biol.* **103**: 513-518.
- Rajanna, B., Hobson, L., Ware, L. & Chetty, C.S. (1990): Effects of Cadmium and Mercury on Na^+ - K^+ ATPase and Uptake of ^3H -dopamine in Rat Brain Synaptosomes. *Arch. Internat. Physiol. Biochem.* **98**: 291-296.
- Ramey, C.A. & Steiner, R.T. (1995): Mortality of gallinaceous birds associated with 2 % zinc phosphide baits for control of voles in alfalfa. *Int. J. Biodeterior. Biodegrad.* **36**: 51-64.
- Rattner, B.A., Hoffmann, D.J., Melancon, M.J., Olsen, G.H., Schmidt, S.R., Parsons, K.C. (2000): Organochlorine and metal contaminant exposure and effects in hatching black-crowned night herons (*Nycticorax nycticorax*) in Delaware Bay. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **39** (1): 38-45.
- Ray, S. & Bewers, J.M. (1984): Distribution and Bioavailability of Heavy Metals in the Marine Environment. In: Wilson, R.C.H., Addison, R.F. (Hrg.): Health of the Northwest Atlantic. Dept. Environ./Dept. Fisheries Oceans/Dept. Energy, Mines and Resources, pp. 121-137.
- Roesijadi, G. (1992): Metallothionein in metal regulation and toxicity in aquatic animals *Aquat. Toxicol.* **22**: 81-114.
- Roesijadi, G. (1996): Metallothionein and Its Role in Toxic Metal Regulation. *Comp. Biochem. Physiol.* **113C** (2): 117-123.
- Rösick, U., Nowak, F., Melchert, D. & Brätter, P. (1991): Gibt es Präatomisierungsverluste bei der Bestimmung von Selen in Serum mit der Graphitrohrfurnen-AAS in Gegenwart eines Palladium-Modifiers? In: B. Welz (Hrg.): 6. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, pp. 49-59.
- Sachs, L. (1992): *Angewandte Statistik - Anwendung statistischer Methoden*, 7. Auflage, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Sah, R.N. & Miller, R.O. (1992): Spontaneous Reaction for Acid Dissolution of Biological Tissues in Closed Vessels. *Analytical Chemistry* **64** (2): 230-233.
- Santolo, G.M. & Yamamoto, J.T. (1999): Selenium in blood of predatory birds from Kesterson Reservoir and other areas in California. *J. Wildl. Manage.* **63** (4): 1273-1281.
- Santolo, G.M., Yamamoto, J.T., Pisenti, J.M. & Wilson, B.W. (1999): Selenium accumulation and effects on reproduction in captive American kestrels fed selenomethionine. *J. Wildl. Manage.* **63** (2): 502-511.

- Sasakura, C. & Suzuki, K.T. (1998): Biological interaction between transition metals (Ag, Cd and Hg), selenide/sulfide and selenoprotein P. *Journal of Inorganic Biochemistry* **71**: 159-162.
- Scharenberg, W. (1989): Schwermetalle in Organen und Federn von Graureihern (*Ardea cinerea*) und Kormoranen (*Phalacrocorax carbo*). *J. Ornithol.* Heft 1, **130**: 25-33.
- Scheuhammer, A.M. (1987): The Chronic Toxicity of Aluminium, Cadmium, Mercury and Lead in Birds: A Review. *Environ. Pollut.* **46**: 263-295.
- Scheuhammer, A.M. (1988): Chronic Dietary Toxicity of Methylmercury in the Zebra Finch, *Pephila guttata*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **40**: 123-130.
- Scheuhammer, A.M. (1991): Effects of Acidification on the Availability of Toxic Metals and Calcium to Wild Birds and Mammals. *Environ. Pollut.* **71**: 329-375.
- Scheuhammer, A.M., Wong-Allan, H.K. & Bond, D. (1998): Mercury and selenium accumulation in Common Loons (*Gavia immer*) from eastern Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* **17** (2): 197-201.
- Scheuhammer, A.M., Perrault, J. A. & Bond, D.E. (2001): Mercury, methylmercury, and selenium concentrations in eggs of Common Loons (*Gavia immer*) from Canada. *Environ. Monitor. Assess.* **72** (1): 79-94.
- Schlemmer, G., Mudakavi, J.R. & Welz, B. (1987): Matrixmodifikation: Grundlagen, Mechanismen, Anwendungen. In: B.Welz (Hrg.): 4. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, pp. 137-152.
- Schlemmer, G. (1989): Analyse von biologischem Material mit der Graphitrohrofen-AAS. Bodenseewerk Perkin-Elmer GmbH, Überlingen, Instrumentalized Analytical Chemistry and Computer Technology, Sonderdruck 1989, GIT Verlag, Darmstadt, S. 561-568.
- Schlemmer, G., Baasner, J. & Lehman, R. (1989): Empfindlichkeit, Nachweisgrenzen und Arbeitsbereich in der Atomabsorptionsspektrometrie. In: B. Welz (Hrg.): 5. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, pp. 155-168.
- Schmidt, D. & Wendlandt, U. (1987): Spurenbestimmung von Quecksilber im Meerwasser der Nordsee. 4. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, S. 617-628.
- Schmidt, D. & Dicke, M. (1990): Schwermetalle im Wasser. In: J.L. Lozán, W. Lenz, E. Rachor, B. Waterman, H.v. Westernhagen (Hrg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, S. 30-41.
- Schönfeld, W., Schmidt, D. & Radach, G. (1990): Spatial and Temporal Variability of Heavy Metal Concentrations in the Water of the German Bight. *Dt. Hydrogr. Z.*, Nr. **43**, Heft 5: 209-252.

- Sinemus, H.-W., Stabel, H.-H., Radzuik, B. & Kleiner, J. (1993): Automated determination of mercury by continuous flow vapour generation and collection in a graphite tube. *Spectrochimica Acta* **48B** (5): 643-648.
- Skov, H., Durinck, J., Leopold, M. F. & Tasker, M. (1995): Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. Birdlife International, Cambridge, 156 pp.
- Skov, H., Durinck, J. & Andell, P. (2000): Associations between wintering avian predators and schooling fish in the Skagerrak-Kattegat suggest reliance on predictable aggregations of herring *Clupea harengus*. *J. Avian Biol.* **31**: 135-143.
- Slavin, W., Manning, D.C., Carnick, G. & Pruszkowska, E. (1983): Properties of the Cadmium Determination with the Platform Furnace and Zeeman Background Correction. *Spectrochim. Acta* **38B** (8): 1157-1170.
- Söhngen, K. (1989): Kontaminationsfreier Aufschluß anorganischer Probenmaterialien mit dem Druckaufschlußsystem CAT-130 für Schwermetallbestimmungen mit AAS, ICP, etc. In: B. Welz (Hrg.): 5. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, S. 553-558.
- Spahn, S.A. & Sherry, T. W. (1999): Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in south Louisiana wetlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **37** (3): 377-384.
- Spalding, M.G., Bjork, R.D., Powell, G.V.N. & Sundlof, S.F. (1994): Mercury and cause of death in great white herons. *Journal of Wildlife Management* **58** (4): 735-739.
- Stanley, T.R., Spann, J.W., Smith, G.J. & Rosscoe, R. (1994): Main and Interactive Effects of Arsenic and Selenium on Mallard Reproduction and Duckling Growth and Survival. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **26**: 444-451.
- Stewart, F.M., Thompson, D.R., Furness, R.W. & Harrison, N. (1994): Seasonal Variation in Heavy Metal Levels in Tissues of Common Guillemots, *Uria aalge* from Northwest Scotland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **27**: 168-175.
- Stewart, F.M., Furness, R.W. & Monteiro, L.R. (1996): Relationships between heavy metal and metallothionein concentrations in lesser black-backed gulls, *Larus fuscus*, and Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **30**: 107-113.
- Stewart, F.M., Phillips, R.A., Catry, P. & Furness, R.W. (1997): Influence of species, age and diet on mercury concentrations in Shetland seabirds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **151**: 237-244.
- Stewart, F.M. & Furness, R.W. (1998): The influence of age on cadmium concentrations in seabirds. *Environmental Monitoring and Assessment* **50** (2): 159-171.
- Stock, M., Herber, R.F.M. & Geron, H.M.A. (1989): Cadmium Levels in the Oystercatcher *Haematopus ostralegus* from the German Wadden Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* **53**: 227-234.

- Stoeppler, M. (1991): Cadmium. In: E. Merin (Hrg.): Metals and their Compounds in the Environment, 1991. VHC Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, pp. 803-851.
- Stout, H.B. (1993): Overview of oiled bird rehabilitation. In: The effects of Oil on Wildlife, Third International Conference, S. A38-A39.
- Sturgeon, R.E. (1996): The graphite furnace and its role in atomic spectroscopy. Fresenius Journal of Analytical Chemistry **355**: 425-432.
- Styris, D.L., Prell, L.J., Redfield, D.A., Holcombe, J.A., Bass, D.A. & Majidi, V. (1991): Mechanism of Selenium Vaporization with Palladium Modifiers Using Electrothermal Atomization and Mass Spectrometric Detection. Analytical Chemistry **63** (5): 508-517.
- Sündermann, J. & Degens (1989): Die Nordsee - Wasseraustausch und Schadstoffbelastung. Meeresforschung für den Umweltschutz, Universität Hamburg, Geologisch-Paläontologisches Institut, Institut für Meereskunde 1989.
- Sündermann, J. & Beddig, S. (1991): Prozesse im Schadstoffkreislauf Meer-Atmosphäre: Ökosystem Deutsche Bucht (PRISMA), BMFT-Projekt MFU 0620/6, 2. Zwischenbericht 1.1. - 31.12.1991.
- Sundlof, S.F., Spalding, M.G., Wentworth, J.D. & Steible, C.K. (1994): Mercury in Livers of Wading Birds (Ciconiiformes) in Southern Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **27**: 299-305.
- Swiergosz, R. (1998): Mercury accumulation in the muscles and feathers of pheasants, *Phasianus colchicus* (L.1758). Biometals **11** (2): 139-143.
- Sydeman, W. J. & Jarman, W. M. (1998): Trace Metals in Seabirds, Steller Sea Lion, and Forage Fish and Zooplankton from Central California. Marine Pollution Bulletin **36** (10): 828-832.
- Szefer, P., Czarnowski, W., Pempkowiak, J. & Holm, E. (1993): Mercury and Major Essential Elements in Seals, Penguins, and other Representative Fauna of the Antarctic. Arch. Environ. Contam. Toxicol. **25**: 422-427.
- Tasker, M.L. & Becker, P.H. (1992): Influence of Human Activities on Seabird Populations in the North Sea. Netherl. J. Aquat. Ecol. **26**: 59-73.
- Ternes, W. & Rüssel, H.A. (1986): Verteilung der Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber bei Vögeln und Vogeleiern in Abhängigkeit vom Nahrungsspektrum und Standort; in: Welz, B. (Hrg.): Fortschritte in der atomspektrometrischen Spurenanalytik, and 2, VHC 1986, S. 531-542.
- Tahán, J.E., Granadillo, V.A., Sánchez, J.M., Cubillán, H.S. & Romero, R.A. (1993): Mineralization of Biological Materials Prior to Determination of Total Mercury by Cold Vapour Atomic Absorption Spectrometry. Journal of Analytical Atomic Absorption Spectrometry **8** (6): 1005- 1010.

- Thompson, D.R., Stewart, F.M. & Furness, R.W. (1990): Using Seabirds to Monitor Mercury in Marine Environments - The validity of Conversion Ratios for Tissue Comparisons. *Mar. Pollut. Bull.* **21** (7): 339-342.
- Thompson, D.R., Hamer, K.C. & Furness, R.W. (1991): Mercury Accumulation in Great Skuas *Catharacta skua* of Known Age and Sex, and its Effects upon Breeding and Survival. *J. Appl. Ecol.* **28**: 672-684.
- Thompson, D.R., Furness, R.W. & Barrett (1992): Mercury Concentrations in Seabirds from Colonies in the Northeast Atlantic. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **23**: 383-389.
- Thompson, D.R., Becker, P.h. & Furness, R.W. (1993a): 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.
- Thompson, D.R., Furness, R.W. & Lewis, S.A. (1993b): Temporal and Spatial Variation in Mercury Concentrations in some Albatrosses and Petrels from the sub-Antarctic. *Polar Biol.* **13**: 239-244.
- Thompson, D.R., Furness, R.W. & Monteiro, L.R. (1998): Seabirds as biomonitors of mercury inputs to epipelagic and mesopelagic marine food chains. *The Science of the Total Environment* **213**: 299-305.
- Thompson, D.R. (1996): Mercury in birds and terrestrial mammals. In: W.N. Beyer, G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (Hrg.): *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*: 341-356, CRC Press, Boca Raton.
- Thompson, D.R. & Dowding, J. E. (1999): Site-Specific Heavy Metal Concentrations in Blood of South Island Pied Oystercatchers *Haematopus ostralegus finschi* from the Auckland Region, New Zealand. *Mar. Pollut. Bull.* **38** (3): 202-206.
- Thompson, D.R. & Hamer, K.C. (2000): Stress in seabirds: Causes, consequences and diagnostic value. *Journal of Aquatic Ecosystems Stress and Recovery*, **7** (1): 91-110.
- O'Torra, M., To-Figueras, J., Brunet, M., Rodamilans, M. & Corbella, J. (1994): Total and Metallothionein-Bound Cadmium in the Liver and the Kidney of a Population in Barcelona (Spain). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **53**: 509-515.
- Trust, K.A., Rummel, K.T., Scheuhammer, A.M., Brisbin Jr., I.L. & Hooper, M.J. (2000): Contaminant exposure and biomarker responses in spectacled eiders (*Somateria fischeri*) from St. Lawrence Island, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **38**: 107-113.
- Ünsal, M. (1990): Effect of Selenium Pretreatment on the Acute Toxicity of Mercury in the Mussel. *Acta Adriat.* **31** (1/2): 163-171.
- Variengo, A. (1985): Biochemical Effects of Trace Metals. *Mar. Pollut. Bull.* **16** (4): 153-158.
- Vauk-Hentzelt, E., Schrey, E. & Vauk, G. (1986): Bestandsentwicklung der Trottellumme (*Uria aalge*) auf Helgoland 1956-1984. *Seevögel* **7**: 40-45.;

- Vauk, G. & Prüter, J. (1987): Möwen-Arten, Verbreitung, Bestände, Probleme. Jordsand Buch Nr. 6, Niederelbe-Verlag, H. Huster, Ottenorf.
- Vermeer, K., Armstrong, F.A.J. & Hatch, D.R.M. (1973): Mercury in Aquatic Birds at Clay Lake, Western Ontario. *J. Wildl. Manage.* **37** (1): 58-61.
- Vermeer, K. & Castilla, J.C. (1991): High Cadmium Residues Observed during a Pilot Study in Shorebirds and their Prey Downstream from the El Salvador Copper Mine, Chile. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **46**: 242-248.
- Völlkopf, U., Lehmann, R., Grobowski, Z., Welz, B. (1980): Einsatz der L'vov-Plattform in der Graphitrohr-AAS zur Bestimmung von Blei und Cadmium in verschiedenen biologischen Proben. *Angewandte Atom-Spektroskopie, Perkin-Elmer, Heft 26.*
- Vodopivec, C. & Curtosi, A. (1998): Trace metals in some Invertebrates, Fishes and Birds from Potter Cove. The Potter Cove coastal ecosystem, Antarctica. In: *Berichte zur Polarforschung* **299**: 296-303.
- von Burg, R. & Greenwood, M.R. (1991): Mercury. In: E. Merin (Hrg.): *Metals and their Compounds in the Environment; Occurrence, Analysis and Biological Relevance, 1991.* VHC Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, pp. 1045-1088.
- Voß, M., Hartwig, E. & Vauk, G. (1987): Untersuchungen zum Nahrungsverbrauch der Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*) auf Helgoland an handaufgezogenen Jungtieren. *Seevögel* **8** (1): 5-13.
- Waldichuk, M. (1989): Arctic Contaminants. *Mar. Pollut. Bull.* **20** (10): 532-533.
- Walsh, P.M. (1990): The Use of Seabirds as Monitors of Heavy Metals in the Marine Environment; in: Furness, R.W. & Rainbow, P.S. (eds.): *Heavy Metals in the Marine Environment.* CRC Press Boca Raton, pp. 193-204.
- Wayland, M., Hobson, K.A. & Sirois, J. (2000): Environmental Contaminants in Colonial Waterbirds from Great Slave Lake, NWT: Spatial, Temporal and Food-chain Considerations. *Arctic* **53** (3): 221-233.
- Weber, M., Fieber, W. & Stubbe, M. (1998): Persistente chlororganische Verbindungen, Quecksilber und radioaktive Nuklide in Eiern von Rotmilanen (*Milvus milvus*) aus Sachsen-Anhalt. *J. Ornithol.* **139**: 141-147.
- Webster, W.S. (1990): The Teratology and Developmental Toxicity of Cadmium. *Iss. Rev. Teratol.* **5**: 255-282.
- Weimerskirch, H., Barbraud, C. & Lys, P. (2000): Sex differences in parenteral investment and chick growth in wandering albatrosses: fitness consequences. *Ecology*, **81** (2): 309-318.
- Wells, G.P. (2001): Oil and Seabirds-the Imperative for Preventing and Reducing the Continued Illegal Oiling of the Seas by Ships. *Mar. Pollut. Bull.* Vol.**42** (4): 251-252.

- Welz, B. & Melcher, M. (1985): Decomposition of Marine Biological Tissue for Determination of Arsenic, Selenium, and Mercury Using Hydride-Generation and Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry. *Anal. Chem.* **57**: 427-431.
- Welz, B. & Schubert-Jacobs, M. (1988): Cold vapor atomic absorption spectrometric determination of mercury using sodium tetrahydroborate reduction and collection on gold. *Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie* **331**: 324-329.
- Welz, B. & Schubert-Jacobs, M. (1989): Fließinjektion, die Innovation für die Kaltdampf-AAS-Techniken. In: B. Welz (Hrg.): 5. Colloquium Atom-spektrometrische Spurenanalytik, Bodenseewerk Perkin Elmer & Co GmbH, S. 328-345.
- Welz, B. & Schubert-Jacobs, M. (1991): Evaluation of a Flow Injection System and Optimization of Parameters for Hydride Generation Atomic Absorption Spectrometry. *Atomic Spectroscopy* **12** (4): 91-104.
- Welz, B., Schlemmer, G. & Mudakavi, J.R. (1992): Palladium Nitrate-Magnesium Nitrate Modifier for Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry, Part 5. Performance for the Determination of 21 Elements. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* **7**: 1257-1271.
- Welz, B. & Sperling, M. (1997): Atomabsorptionsspektrometrie, 4. neubearb. Auflage, WILEY-VHC Verlag GmbH Weinheim.
- Wenzel, C. (1992): Spurenmetallakkumulation am Integument der Robbe *Phoca vitulina*. Diplomarbeit der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Meereskunde, Institut für Toxikologie.
- Wenzel, C. & Adelung, D. (1996): The suitability of oiled guillemots (*Uria aalge*) as monitoring organisms for geographical comparisons of trace element contaminants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **31** (3): 368-377.
- Whanger, P.D. (1985): Metabolic interactions of selenium with cadmium, mercury, and silver. *Advances in Nutrition Research* **7**: 221-250.
- Wiemeyer, S.N., Schmeling, S.K. & Anderson, A. (1987): Environmental Pollutant and Necropsy Data for Ospreys in the Eastern United States, 1975-1982. *J. Wildl. Dis.* **23**: 279-291.
- Wiemeyer, S., Bunck, C. & Stafford, C. (1993): Environmental contaminants in Bald Eagle eggs - 1980-84 - and further interpretations of relationships to productivity and shell thickness. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* **24**: 213-227.
- Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoren, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W. & Linke, J. (2001): Seabirds at Risk around Offshore Oil Platforms in the North-west Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* **42** (12): 1285-1290.
- Wilhelm, M., Wittsiepe, J., Schrey, P., Budde, U. & Idel, H. (2002): Dietary intake of cadmium by children and adults from Germany using duplicate portion sampling. *Sci. Tot. Environ.* **285**: 11-19.

- Wilkinson, L. (1992): SYSTAT-Statistics, Systat for Windows, Version 5, SYSTAT Inc. Evanston, Illinois.
- Wood, P.B., White, J.H., Steffer, A., Wood, J.M., Facemire, C.F. & Percival, H.F. (1996): Mercury Concentrations in Tissues of Florida Bald Eagles. *J. Wildl. Manage.* **60** (1): 178-185.
- Wormser, U., Zakine, S.B. & Nyska, A. (1990): Cadmium-induced Metallothionein Synthesis in the Rat Liver Slice System. *Toxic. in Vitro* **4** (6): 791-794.
- Würfels, M., Jackwerth, E. & Stoeppler, M. (1989a): Residues from Biological Materials after Pressure Decomposition with Nitric Acid - Part 1: Carbon Conversion during Sample Decomposition. *Analytica Chimica Acta* **226** (1): 1-16.
- Würfels, M., Jackwerth, E. & Stoeppler, M. (1989b): Residues from Biological Materials after Pressure Decomposition with Nitric Acid - Part 2: Identification of the Reaction Products. *Analytica Chimica Acta* **226** (1): 17-30.
- Xiao-quan, S., Shen, L. & Zhe-ming, N. (1988): Determination of Aluminium in Human Blood and Serum by Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry Using Potassium Dichromate Matrix Modification. *J. Anal. Atom. Spectrom.* **3**: 99-103.
- Yoneda, S. & Suzuki, K.T. (1997a): Equimolar Hg-Se Complex Binds to Selenoprotein P. *Biochemical and Biophysical Research Communications* **231**: 7-11.
- Yoneda, S. & Suzuki, K.T. (1997b): Detoxification of mercury by selenium by binding of equimolar Hg-Se complex to a specific plasma protein. *Toxicology and Applied Pharmacology* **143** (2): 274-280.
- Zar, J.H. (1984): *Biostatistical Analysis*. 2. Edition, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 1984.
- Zhou, J.L., Salvador, S.M., Liu, Y. P., Sequeira, M. (2001): Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *Sci. Total Environ.* **273**: 61-76.
- Zunk, B. (1980): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Seevögeln aus dem Bereich der Deutschen Bucht. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Hamburg.

8. Anhang

Dreizehenmöwe, *Rissa tridactyla* - Nestlinge/Helgoland - Totfunde 1991-1993

Prot.-Nr.	Datum	Alter (Tage)	Sex	Körper- masse (g)	Flügel- länge	Unterarm (mm)	Tarsus (mm)	Schnabel- culmen	Schnabel- höhe	Schwanz- länge	Kopf- länge
2.081	31.5.91	1-5(?)	?	29			17,8				
2.082	"	1-5	m	60,9		26	21,8				
2.083	"	schl	m	39,9		21	19,7				
2.086	3.6.91	schl	w(?)	32,2		17,8	18				
2.087	"	schl	m	32,5		18,5	18				
2.097	7.6.	schl	?	34,3		16	11,9	14,2			41,6
2.098	"	1-5	?	69,4		32	23,8	17			48,8
2.099	"	1-5	?	48,4		35	22,5	14,9			45,1
2.102	8.6.	1-5	m	77,7		38	22,5	16,5			49,7
2.103	"	schl	w(?)	26,4		17	17,9	13,6			40
2.104	"	schl	m	29,4		16	18,1	13,5			40,5
2.120	14.6.	1-5	w	51,5		25	20,6	16,5			46,8
2.128	"	1-5	m	50,2		26	22,6	16,6			26,5
2.129	"	schl	m(?)	22,5		16	16,7	14,4			39,6
2.130	"	5-10	w	98,8		37	25,7	17,5			53,8
2.134	16.6.	15-20	m	244,8		78	33,3	25,2			65
2.135	"	10-15	m	118		69	32	21,7			61,7
2.136	"	5-10	m	161,3		50	28,9	20			58,4
2.137	"	5-10	w(?)	84,2		41	25,7	17,4			54,6
2.138	"	5-10	m	102,2		42	26,7	18,5			54,5
2.141	21.6.	20-25	m	344,3		94	34,8	26,8		46	72,8

Prot.-Nr.	Datum	Alter	Sex	Körper- masse (g)	Flügel- länge	Unterarm (mm)	Tarsus (mm)	Schnabel- culmen	Schnabel- höhe	Schwanz- länge	Kopf- länge
2.142	21.6.	20-25	m	349,6		93	34,7	26		45	72,8
2.143	"	20-25	w	281			32	27,3		53	74
2.240	10.6.92	1-5	w	55,02	27,5	29,7	23,3	16,3	5,9		48,5
2.242	"	schl	w	36,7	20,8	21,7	20,1	14,8	5,9		44,8
2.246	11.6.92	schl	w	32,1	20,1	20,7	17,7	14	5		39,9
2.248	"	1-5	m	35,5	21,6	22,9	18,6	14,2	5,6		42,7
2.256	14.6.	schl	w	32,2	19,2	20,6	19,3	13,9	5,8		41,9
2.261	15.6.	1-5	?	79,2	30	32	24,5	15,7	6,7		48,8
2.266	"	1-5	w	52,7	22,8	27,9	22,1	14,6	5,8		47
2.267	"	1-5	w	63,1	25,3	28,5	23,1	15,5	6		48,4
2.273	16.6.	1-5	m	47,8	24,4	26,4	20,5	14,6	5,8		45,3
2.281	"	1-5	m	67,2	28,2	30,9	24,6	16,6	5,9		47,7
2.300	19.6.	20-25	m	326,7	202	99,6	35,5	30,5	8	78/66	72
2.301	"	10-15	m	152,3	93,3	57,6	32,4	21,9	7,4	12/11	58,6
2.304	"	schl	w	29	20	19,4	17,2	13,5	5,3		38,3
2.305	21.6.	1-5	w	64,8	26,7	26,8	22,7	16,7	5,9		46
2.307	"	5-10	w	61,9	39,6	35,9	24,9	14,9	5,2	5	51,6
2.308	"	5-10	w	93,9	57,9	46	30,1	19	6,4	8	58,4
2.309	"	1-5	?	41,5	24,8	23,7	21	15,3	5,6		44,2
2.310	"	5-10	m	101,8	47,6	41,2	27,4	17,9	6,5	6	55,8

Prot.-Nr.	Datum	Alter	Sex	Körper- masse (g)	Flügel- länge	Unterarm (mm)	Tarsus (mm)	Schnabel- culmen	Schnabel- höhe	Schwanz- länge	Kopf- länge
2.311	21.6.92	1-5	m	78,7	31	33	25,2	16,8	5,7	4	51,6
2.316	22.6.	5-10	?	141,6	71,4	50	23,9	20,7	6		58,7
2.319	"	5-10	?	113,4	59,1	48,5	29,1	21,2	6,7		58,9
2.325	24.6.	10-15	w	171,7	111,6	66,6	33,3	20,4	6,7	17/12	63,7
2.332	25.6.	5-10	w	87,5	74	49,3	27,9	19,7	6,5		57,9
2.335	26.6.	5-10	w	112,5	57,1	41,3	27,6	18,6	6,1		54,9
2.337	27.6.	5-10	m	121,4	61,8	44,05	29,5	20,9	6,1	4	59,5
2.339	"	10-15	m	239,6	121,6	68,6	33	29,8	7,4	38/37	68
2.351	"	15-20	m	250,8	132,1	76,7	33,6	23,4	7,9	30/28	64,3
2.352	"	15-20	m	248,5	153,8	80,8	34,9	26,8	7,8	48/41	(71,2)
2.353	"	20-25	m	330,6	182,8	91,6	35,4	29,9	6,9	61/54	80
2.359	28.6.	10-15	w	123,1	93	63,6	31,1	23,6	6,6	15/14	
2.364	29.6.	10-15	w	154,2	111,9	63,9	32,5	22,8	6,7	16/13	60,5
2.372	4.7.	10-15	w	188,3	101	68,3	32,7	21	6,7	16/11	
2.373	"	15-20	m	156,3	142	83,3	34,6	22,9	7,5	37/35	70
2.377	14.7	20-25	m	244,9	218	98,7	34,9	28	7,7	78/61	
2.385	17.7	30-35	m	363,3	242	100,7	35,3	30,1	7,6	93/89	81,4
2.389	20.7.	35-40	m	350	269	94,4	34,4	32,8	9	115/108	84,2
2.395	24.7.	35-50	m	206,3	280	99,1	36,1	35,1	8,4	120/108	86,6
2.396	"	35-40	w	183	265	98,6	34,2	33,2	8,1	116/107	82,3
2.397	"	15-20	m	336,9	161	87,6	34,7	24	7,8	46/40	72,4

Prot.-Nr.	Datum	Alter	Sex	Körper- masse (g)	Flügel- länge	Unterarm (mm)	Tarsus (mm)	Schnabel- culmen	Schnabel- höhe	Schwanz- länge	Kopf- länge
2.399	24.7.	20-25	w	252	198	91	31,5	26,9	7,6	78/61	73,9
2.407	5.8.	>40	m	196,5	308	96,3	33,8	34,2	8	124/116	85,5
2.413	17.6.93	schl	w	24,4		15,8	16,9	12,9	4,7		38,1
2.414	"	schl	w	27,2		17,4	16,9	13,1	5		40,1
2.415	"	1-5	w	57,6		26,1	21,4	15,6	6		47,3
2.416	18.6.93	1-5	w	54,1		26,4	21,6	14,4	5,5		44,1
2.417	"	1-5	m	34,1		20,6	17,2	13,5	5,1		41,1
2.419	20.6.	1-5	m	46,8		27	20,9	14,8	5,9		46,9
2.420	"	1-5	m	46,4		27,1	21,1	14,7	6,1		47
2.421	"	5-10	m	94,3		38,3	25,1	16,5	6		49,7
2.422	"	1-5	w	56,3		27,4	21,3	15,1	6,1		46,6
2.423	"	1-5	m	39,9		26	22,1	14,2	5,6		46
2.424	"	5-10	m	83		37,8	25,9	17,9	6,1		52,2
2.425	21.6.	10-15	m	214,7	95	69	32	21,5	7,2		66
2.426	23.6.	schl	w	20,9		20,2	17,1	12,2	4,9		37,7
2.427	"	schl	?	29,1		20,2	17,6	13,2	4,8		39,2
2.428	"	5-10	?	71,1		35,9	24,4	15,4	6,2		52,4
2.429	"	1-5	w	43,8		29,4	22,5	16,9	5,9		48,4
2.430	"	1-5	w	51,6		30,5	24	14,9	6		48,1
2.431	"	5-10	m	66,1		36,6	25,9	18,4	6,2		53,2

Prot.-Nr.	Datum	Alter	Sex	Körper- masse (g)	Flügel- länge	Unterarm (mm)	Tarsus (mm)	Schnabel- culmen	Schnabel- höhe	Schwanz- länge	Kopf- länge
2.432	23.6.93	1-5	?	57,9		33,5	23	16	6,3		48,6
2.433	24.6.	5-10	m	66,6		37,5	26	18	6,5		53,4
2.436	28.7.	35-40	m	260,2	257		35,3	30,9	8,4	105	82,1
2.437	30.7.	35-40	w	197,4	274		33,9	30,5	7,9	106	80,2
2.438	"	30-35	w	183,4	234		32,9	29	7,8	93	76,2
2.439	1.8.	35-40	w(?)	178	267		32,6	27,6	7	99	77,3
2.440	2.8.	35-40	w	245,8	284		31,4	32,8	8,5	102	83,8
2.441	"	35-40	w	287,5	268		33,9	34,1	8,1	101	83,6
2.442	9.8.	20-25	w	329,5	191		33,2	28,4	7,6	53	
2.443	24.8.	35-40	m	191,4	233		33	33,8	9,1	105	88,8
2.444	21.6.	1-5	w	68,9/naß		29,5	23,1	16,5	6,2		48,7
2.445	"	schl	w	24,4/naß		20,9	18,4	14,7	5,5		40,5
2.446	"	schl	m	32,3		20,5	17,8	14,1	5,4		42
2.447	"	5-10	w	103,4naß		38	25,2	16,6	5,8		52,1
(2448)	30.6.	15-20	w	245,1	126	77,7	30,8	25,3	7,7	19	66,5
(2449)	30.7.	35-40	m	284,1		105	35,3	35,2	7,6	107	

Vogel-Nr.	Alter-Alterskl.	Jahr	Gewicht	Niere					Leber				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2083	1-AK1	91	39,9	0,002	10,30	103,3	1,340						
2086	1-AK1	91	32,2						0,030	7,12	57,9	2,245	3,235
2087	1-AK1	91	32,5						0,004	6,11	52,9	1,743	5,660
2097	1-AK1	91	34,3						0,007	7,18	66,3	2,115	3,223
2103	1-AK1	91	26,4						0,013	9,32	57,5	3,288	4,890
2104	1-AK1	91	29,4						0,014	10,40	57,4	1,958	3,330
2129	1-AK1	91	22,5										
2242	1-AK1	92	36,7				2,550					2,595	
2246	1-AK1	92	32,1										
2248	1-AK1	92	35,5										
2256	1-AK1	92	32,2										
2304	1-AK1	92	29										
2413	1-AK1	93	24,4	0,002	8,70			8,557	0,017	20,50	64,7	2,750	7,245
2414	1-AK1	93	27,2	0,008	10,00			6,467	0,005	12,20	86,4	4,140	4,465
2427	1-AK1	93	29,1	0,055	13,00								
2426	1-AK1	93	20,9	0,008	8,42			5,430	0,002	8,15	86,0	3,083	3,968
2445	1-AK1	93	24,4			176,4	3,680		0,004	12,60	115,9	4,690	4,475
2446	1-AK1	93	32,3	0,072	8,14	96,3	2,680	5,072	0,009	7,69	79,3	3,362	3,998
2082	5-AK2	91	60,9	0,016	11,10	97,7	1,902		0,008	6,11	80,2	2,271	4,250
2098	5-AK2	91	69,4										
2120	5-AK2	91	51,5	0,033	12,80	117,3	2,616		0,014	12,20	88,1	2,754	4,400
2128	5-AK2	91	50,2						0,011	12,80	87,9	2,385	4,180
2240	5-AK2	92	55,02	0,022	12,20	84,0		4,660	0,012	5,42	63,5		4,780
2261	5-AK2	92	79,2										
2266	5-AK2	92	52,7						0,011	6,67	74,6	2,289	3,487
2267	5-AK2	92	63,1	0,036	9,89	105,9	2,035	5,861	0,013	11,00	74,6	2,081	3,302
2273	5-AK2	92	47,8						0,005	8,26	90,8	1,991	3,556
2281	5-AK2	92	67,2	0,012	11,00			6,321	0,007	12,80	67,5	2,020	3,690
2305	5-AK2	92	64,8	0,028	12,10	92,9	2,350	6,150	0,007	10,10	73,1	2,665	3,542
2309	5-AK2	92	41,5	0,016	10,40	78,6	1,430	5,328	0,008	11,40	73,8	2,534	3,331
2311	5-AK2	92	78,7	0,027	12,00	102,4	1,411	6,276	0,009	12,80	74,3	2,068	4,065
2415	5-AK2	93	57,6	0,076	11,57	105,8	1,460	5,267	0,016	16,20	73,0	1,466	3,135
2416	5-AK2	93	54,1	0,014	11,60	91,9	2,013	5,590	0,005	11,00	73,3	2,271	3,359
2417	5-AK2	93	34,1	0,028	10,20	108,0	2,510	5,635	0,013	8,79	87,1	3,250	4,542
2419	5-AK2	93	46,8	0,008	11,08	107,5	2,230	6,105	0,003	11,40	82,0	2,763	4,319
2420	5-AK2	93	46,4	0,015	12,00	95,3	2,371	5,797	0,015	12,60	86,2	3,116	3,261
2422	5-AK2	93	56,3	0,013	11,20	129,8	2,090	6,510	0,004	13,00	91,0	2,116	3,786
2423	5-AK2	93	39,9			128,6	1,890		0,006	23,00	114,5	2,570	4,970
2429	5-AK2	93	43,8	0,040	14,10	151,4	1,470	6,694	0,013	28,70	119,7	2,173	4,439
2430	5-AK2	93	51,6	0,015	14,40	156,8	2,130	8,040	0,005	20,20	116,8	3,286	4,829
2432	5-AK2	93	57,9	0,023	13,70	104,1	1,780	6,207	0,008	14,40	117,2	2,298	3,734
2444	5-AK2	93	68,9	0,015	11,00	100,4	2,003	6,130	0,005	7,50	72,5	1,963	3,632
2447	5-AK2	93	103,4			93,1	1,622		0,004	11,80	79,8	1,824	3,564

Vogel-Nr.	Alter-Altersklasse	Jahr	Gewicht	Federn					Gehirn				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2083	1-AK1	91	39,9	0,011	5,38	119,7	3,730	2,216			68,4	1,110	
2086	1-AK1	91	32,2	0,016	5,33	92,9	4,200	2,495					
2087	1-AK1	91	32,5	0,006	4,23	73,4	3,260	3,886			73,4	1,159	
2097	1-AK1	91	34,3	0,036	6,28	86,6	3,910	2,491					
2103	1-AK1	91	26,4	0,025	4,78	41,1	4,630	2,637					
2104	1-AK1	91	29,4	0,010	3,56	78,0	3,180	2,810					
2129	1-AK1	91	22,5	0,011	4,00	87,0	4,260	2,398			64,6	1,847	
2242	1-AK1	92	36,7	0,026		40,0	4,880				63,6	2,568	
2246	1-AK1	92	32,1	0,014		40,0	6,620						
2248	1-AK1	92	35,5						0,002	4,710	73,6	2,399	2,326
2256	1-AK1	92	32,2	0,011		61,0	5,050				61,2	1,435	
2304	1-AK1	92	29	0,022		55,0	5,230						
2413	1-AK1	93	24,4	0,027	5,95	74,5	4,430	3,144			70,4	1,994	
2414	1-AK1	93	27,2	0,047	6,35	89,1	4,220	2,534					
2427	1-AK1	93	29,1	0,041	3,10		6,020	2,515					
2426	1-AK1	93	20,9	0,006	3,93	80,4	5,050	3,374			71,9	2,380	
2445	1-AK1	93	24,4	0,010	4,00	81,4	4,590	2,258	0,002	6,980	72,3	2,005	1,897
2446	1-AK1	93	32,3	0,025	3,73	100,6	5,120	1,816			68,3	2,617	
2082	5-AK2	91	60,9	0,025	5,75	89,6	4,440	2,476	0,002	5,760	70,5	1,104	2,580
2098	5-AK2	91	69,4	0,042	15,70	85,5	4,700	2,492	0,002	16,700	71,2	1,458	2,775
2120	5-AK2	91	51,5	0,032	6,41	82,6	3,990	2,854	0,002	5,070	72,5	1,490	2,407
2128	5-AK2	91	50,2	0,022	4,41		3,600	2,616	0,002	6,790	70,0		2,250
2240	5-AK2	92	55,02	0,060		40,0	5,490						
2261	5-AK2	92	79,2	0,020		40,0	3,720		0,002	6,740	75,5	1,090	1,604
2266	5-AK2	92	52,7	0,017		40,0	4,890						
2267	5-AK2	92	63,1	0,013		40,0	3,870				64,7	1,414	
2273	5-AK2	92	47,8			53,0	3,350						
2281	5-AK2	92	67,2	0,011		49,0	4,335	1,920					
2305	5-AK2	92	64,8	0,018		40,0	5,060		0,002	5,960	75,5	1,682	2,062
2309	5-AK2	92	41,5	0,042		40,0	3,600		0,002	6,030	73,4	1,408	1,731
2311	5-AK2	92	78,7	0,016		74,0	3,320		0,002	6,090	74,3		1,990
2415	5-AK2	93	57,6								67,4	1,300	
2416	5-AK2	93	54,1	0,160	5,54	123,6	5,000	2,877					
2417	5-AK2	93	34,1	0,015	5,25	75,8	5,030	2,736	0,002	5,320	83,0	0,995	2,043
2419	5-AK2	93	46,8	0,073	6,67	87,5	4,410	2,430	0,002	5,670	76,0	1,396	1,824
2420	5-AK2	93	46,4	0,031	9,38	100,2	5,390	2,721	0,002	6,320	68,5	2,123	2,862
2422	5-AK2	93	56,3	0,019	4,11	91,4	4,960	2,363	0,002	5,330	81,9	1,354	1,587
2423	5-AK2	93	39,9	0,021	3,71	88,9	3,440	2,748	0,020	6,130	79,8	2,293	2,229
2429	5-AK2	93	43,8	0,013	4,92	132,8	3,620	0,946	0,002	6,360	71,9	0,908	1,374
2430	5-AK2	93	51,6	0,013	3,21	143,8	4,026	2,646	0,002	6,290	71,0	1,208	1,611
2432	5-AK2	93	57,9	0,024	6,62	115,8	4,682	2,340					
2444	5-AK2	93	68,9	0,017	4,60	89,4	4,800	2,518			77,6	1,830	
2447	5-AK2	93	103,4	0,020	6,10	151,6	5,025	2,025	0,002			2,617	

Vogel-Nr.	Alter-Alterskl.	Jahr	Gewicht	Niere					Leber				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2102	10-AK3	91	77,7										3,740
2130	10-AK3	91	98,8	0,030	13,80	113,1	1,558	7,085	0,011		64,2	1,605	3,740
2136	10-AK3	91	161,3	0,062	16,60	107,2	0,889	9,837	0,012	12,60	66,4	0,981	5,020
2137	10-AK3	91	84,2	0,072	14,50	122,3	1,658	8,995	0,026	24,00	147,7	2,514	3,710
2138	10-AK3	91	102,2	0,033	14,30	100,2	1,272	7,378	0,010	9,47	76,3	1,682	4,290
2307	10-AK3	92	61,9	0,043	14,60	103,0	2,650	5,890	0,020	24,00	109,0	3,370	3,825
2308	10-AK3	92	93,9	0,030	15,90	121,0	1,900	8,900	0,020	38,90	133,4	3,179	4,610
2310	10-AK3	92	101,8	0,030	13,00	98,0	1,450	5,328	0,009	19,83	75,0	2,015	4,091
2316	10-AK3	92	141,6						0,010	12,20	66,5	1,035	3,661
2319	10-AK3	92	113,4	0,041	12,40	113,0	0,860	2,230	0,018	17,65	82,5	1,450	3,729
2332	10-AK3	92	87,5	0,047	17,35	140,0	1,460	5,790	0,013	26,00	110,0		4,500
2335	10-AK3	92	112,5	0,021	14,83	100,0	0,740	6,750	0,010	14,20	78,9	0,852	7,110
2337	10-AK3	92	121,4	0,022	13,10	103,2	1,153	6,036	0,006	16,60	79,5	1,403	3,286
2421	10-AK3	93	94,3	0,016	12,30	92,6	1,427	6,552	0,020	11,40	72,0	1,750	3,715
2424	10-AK3	93	83	0,025	11,00	101,4	1,309	6,348	0,009	13,60	83,9	1,797	5,123
2428	10-AK3	93	71,1	0,059	15,86		1,338	6,435	0,013	47,90	102,9	2,204	5,186
2431	10-AK3	93	66,1	0,019	13,30	115,4	1,537	7,406	0,008	20,60	98,6	2,503	4,803
2433	10-AK3	93	66,6	0,040	13,50	126,2	2,130	8,950	0,013	28,70	105,3	2,992	5,444
2135	15-AK4	91	118	0,098	17,30	144,7	1,740	10,778	0,043	38,90	171,4	2,485	7,130
2143	15-AK4	91	281	0,123	15,80	116,5	0,894	14,061	0,023	22,90	106,5	1,021	6,000
2301	15-AK4	92	152,4	0,080	15,20	104,1	0,622	7,680	0,026	22,70	97,6	0,637	4,860
2325	15-AK4	92	171,7	0,107	16,30	101,6	0,710	7,906	0,024	23,70	97,5	0,930	4,004
2339	15-AK4	92	239,6	0,036	14,90	106,9	1,217	7,319	0,013	37,00	83,8	1,390	4,897
2359	15-AK4	92	123,1	0,071	14,40	109,0	0,770	6,400	0,021	17,70	61,0	0,760	3,361
2364	15-AK4	92	154,2	0,042	15,70	98,0	0,780	8,309	0,017	22,73	116,5	0,888	3,514
2372	15-AK4	92	188,3	0,054	16,00	111,7	1,310	8,087	0,011	17,40	87,7	1,426	3,814
2425	15-AK4	93	214,7	0,025	11,00	114,6	0,705	8,589	0,009	13,60	83,9	1,043	4,567
2134	20-AK4	91	224,8	0,071	14,70	104,3	0,818	8,681	0,019	15,20	73,6	0,961	3,940
2351	20-AK4	92	250,8	0,089	15,60	108,0	1,130	9,794	0,024		80,2	1,217	4,845
2352	20-AK4	92	248,5	0,044	18,10	114,5	0,787	10,853	0,016	34,50	129,7	0,947	5,008
2373	20-AK4	92	156,3	0,290	15,80	173,1	1,409	16,816	0,108	66,70	225,6	1,800	5,869
2397	20-AK4	92	336,9	0,023	15,75	133,8	0,726	7,000	0,009	17,15	79,7	0,775	3,954
2448	20-AK4	93	245,1	0,068	17,20	107,4	0,471	10,090	0,013	9,10	93,2	0,716	3,659
2141	25-AK5	91	344,2						0,019	17,50	84,6	0,812	5,010
2142	25-AK5	91	349,6						0,023	14,70	78,1	0,662	4,080
2300	25-AK5	92	326,7	0,224	17,60	118,4	0,735	9,064	0,049	33,80	132,8	0,794	4,647
2353	25-AK5	92	330,6	0,092	17,60	105,5	0,870	8,369	0,020	20,50		1,061	4,380
2377	25-AK5	92	344,9						0,024	21,27	85,0	0,950	3,416
2399	25-AK5	92	252	0,071	16,60	100,5	0,830	8,011	0,017	19,45	130,3	0,899	3,988
2442	25-AK5	93	329,5	0,059	16,20	119,1	0,697	8,904	0,012	19,10	87,4	1,069	4,551
2385	35-AK5	92	363,3	0,071	17,27	116,3	0,820	7,785	0,011	14,90	78,7	0,771	3,242
2438	35-AK5	93	183,4	0,123	12,30	182,1	1,410	10,473	0,051	50,50	225,8	1,845	4,761

Vogel-Nr.	Altersklasse	Jahr	Gewicht	Federn					Gehirn				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2102	10-AK3	91	77,7	0,018	4,26	108,3	3,630	3,886	0,002	6,850	71,9	0,822	2,510
2130	10-AK3	91	98,8	0,030	3,59	102,2	5,340	2,968	0,002	6,250	70,2	0,808	2,730
2136	10-AK3	91	161,3	0,042	5,35		3,670	2,290	0,002	6,690	63,8	0,501	2,530
2137	10-AK3	91	84,2	0,023	5,33	121,4	5,770	2,583	0,002	6,360	61,3	0,876	2,345
2138	10-AK3	91	102,2	0,032	4,29	132,9	3,383	2,352	0,002	6,360	68,2	0,657	2,380
2307	10-AK3	92	61,9	0,020		90,0	7,400						
2308	10-AK3	92	93,9	0,016	8,60	155,0	4,600	2,163					
2310	10-AK3	92	101,8	0,034		123,0	6,060						
2316	10-AK3	92	141,6	0,020		75,0	4,020		0,002	6,500	80,6	0,646	1,693
2319	10-AK3	92	113,4	0,076		88,0	3,100						
2332	10-AK3	92	87,5	0,011	8,22	118,3	3,410	2,155					
2335	10-AK3	92	112,5	0,040		168,0	4,000						
2337	10-AK3	92	121,4	0,037		91,0	4,610		0,002	6,560	71,8	0,954	2,405
2421	10-AK3	93	94,3	0,021	3,43	123,6	3,920	3,161					
2424	10-AK3	93	83			110,1	8,600	3,029	0,002	6,390	70,5	0,901	1,629
2428	10-AK3	93	71,1	0,030	6,32	139,0	3,290	0,946	0,002	7,310	70,1	1,020	
2431	10-AK3	93	66,1	0,009	4,19	135,4	3,970	2,709	0,002	6,110	71,5	0,876	1,643
2433	10-AK3	93	66,6	0,300	6,08	121,0	1,620	2,534	0,002	6,280	71,7	1,061	1,662
2135	15-AK4	91	118	0,013	5,92	150,8	3,108	1,877	0,002	5,960	62,3	0,609	2,184
2143	15-AK4	91	281	0,008	13,50	131,8	2,800	1,439	0,002	8,250	62,0	0,332	4,340
2301	15-AK4	92	152,4	0,021	8,34	165,7	2,401	1,696					
2325	15-AK4	92	171,7	0,009	8,76	151,8	2,474	1,548					
2339	15-AK4	92	239,6	0,006	12,10	151,4	4,099		0,002	8,320		0,598	2,188
2359	15-AK4	92	123,1	0,008		131,0	2,730	1,930					
2364	15-AK4	92	154,2	0,016	8,57	141,5	2,765	2,015					
2372	15-AK4	92	188,3	0,008	7,26	131,9	3,304	1,789					
2425	15-AK4	93	214,7	0,012	7,83	160,6	1,971	2,007	0,002	6,130	65,8	0,642	2,485
2134	20-AK4	91	224,8	0,013	6,58	146,5	2,920	2,118	0,002	6,670	62,9	0,396	2,220
2351	20-AK4	92	250,8	0,024	9,07	158,2	4,266						
2352	20-AK4	92	248,5	0,000	8,38	101,0	3,070						
2373	20-AK4	92	156,3	0,008	11,00	104,5	2,341	1,655	0,028	7,380			2,558
2397	20-AK4	92	336,9	0,015	12,80	135,0	2,333	1,520	0,024	8,620	71,8	0,264	2,197
2448	20-AK4	93	245,1	0,007	8,94	127,8	2,449	1,607	0,002	7,310	71,4	0,424	1,368
2141	25-AK5	91	344,2	0,009	11,60	144,2	2,438	1,717	0,002	7,460	62,7	0,342	2,470
2142	25-AK5	91	349,6	0,003	10,00	135,0	2,300	1,784	0,020	6,020	64,3	0,319	2,997
2300	25-AK5	92	326,7	0,005	13,10	108,6	3,291						
2353	25-AK5	92	330,6		11,90	102,5	3,430						
2377	25-AK5	92	344,9	0,023	11,40	119,5	1,880	1,437					
2399	25-AK5	92	252	0,006	8,94	104,5	1,380	1,199	0,002	6,820	66,2	0,784	
2442	25-AK5	93	329,5	0,003	11,10	109,3	1,708	1,233					
2385	35-AK5	92	363,3	0,005		102,0	2,580	1,740					
2438	35-AK5	93	183,4	0,036	13,10	120,5	1,880	1,154	0,002	8,130	65,5	0,319	1,107

Vogel-Nr.	Alter-Alterskl.	Jahr	Gewicht	Niere					Leber				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2389	40-AK5	92	350	0,094	17,88	120,2	0,879	8,901	0,033	18,68		0,743	4,143
2395	40-AK5	92	206,3	0,104	19,40	131,6	0,958	8,575	0,051	36,00	101,4	1,325	4,028
2396	40-AK5	92	183	0,674	19,81			10,203	0,015	21,00	120,4	1,574	4,840
2436	40-AK5	93	260,2			118,0	0,853		0,030	27,30	444,2	1,650	1,949
2437	40-AK5	93	197,4	0,370	30,30	180,8	3,530	10,550	0,064	85,30	256,0	4,680	7,958
2440	40-AK5	93	245,8	0,264	16,40	122,5	1,356	8,987	0,026	20,90	234,9	2,145	3,617
2441	40-AK5	93	287,5	0,143	18,20	129,1	1,079	11,560	0,031	16,70	101,3	1,675	5,910
2443	40-AK5	93	191,4	0,178	30,60		4,768	11,530	0,050	82,60		9,470	5,361
2407	45-dj	92	196,5	0,341	31,33	206,0	2,000	10,660	0,136	75,61	289,8	5,105	7,065

Vogel-Nr.	Alters-klasse	Jahr	Gewicht	Federn					Gehirn				
				Cd	Cu	Zn	Hg	Se	Cd	Cu	Zn	Hg	Se
2389	40-AK5	92	350	0,321	10,15		2,645	0,879	0,002	7,710		0,452	2,058
2395	40-AK5	92	206,3	0,006	12,05	84,6	2,541	1,169					
2396	40-AK5	92	183	0,011	11,50	93,0	1,060		0,002	8,150	75,2	0,314	1,618
2436	40-AK5	93	260,2	0,017	17,70	121,8	2,173	1,359	0,002	9,890	74,2	0,537	2,206
2437	40-AK5	93	197,4	0,017	10,30	135,9	2,522	1,357	0,002	9,760	70,1	1,002	1,744
2440	40-AK5	93	245,8	0,011	12,20	116,3	2,700	1,278	0,002	8,840	67,5	0,548	2,712
2441	40-AK5	93	287,5	0,002	11,40	115,5	1,705	1,190	0,002	8,830	64,5	0,437	2,270
2443	40-AK5	93	191,4	0,014	13,80		1,846	1,119					
2407	45-dj	92	196,5	0,014		84,0	2,360	0,866	0,002	9,640	75,9	0,866	2,604

Alters- klasse	Alter	Elementgehalte - Leber _{gesamt} (µg Trockengewicht)				
		Cd	Cu	Hg	Zn	Se
AK1+2	5	0,058	58,97	5,34	265,9	11,411
AK1+2	5	0,016	35,53	7,34	236,9	10,85
AK1+2	5	0,009	32,376	7,85	233	12,27
AK1+2	5	0,039	33,14	8,195	226,8	8,576
AK1+2	5	0,012	38,61	6,285	270,4	11,24
AK1+2	5	0,01	39,56	4,42	196,94	31,3
AK1+2	5	0,024	53,38	4,04	222,6	8,26
AK1+2	5	0,012	47,07	7,66	272,14	11,25
AK3	10	0,054	83,1	10,98	512,6	31,3
AK3	10	0,037	137,47	6,33	295,3	14,88
AK3	10	0,025	63,04	7,66	301,8	14,7
AK3	10	0,044	97,58	10,17	358	18,51
AK3	10	0,03	88,26	13,64	597,2	26,66
AK5	40	0,203	201	7,343	898,7	18,95
AK5	40	0,585	532,6	32,19	8666,3	38,025
AK5	40	0,237	315,6	17,32	947,2	29,445
AK5	40	0,343	459	22,345	3082,5	31,84
AK5	40	0,486	390,4	40,07	4387,9	67,57
AK5	40	0,41	220,6	22,13	1338,2	78,07
AK5	40	0,328	539,1	62,03		35,115

Arktische Seevögel - Hornøya:

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration (µg/g Tg)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se
<i>Rissa tridactyla</i>					
Leber:					
Dj60	17,92	0,187	83,2	0,191	7,335
Dj53	48,73	0,208	131,9	0,470	5,575
Dj42b	15,93	0,132	75,4	0,088	8,680
Dj54b	22,04	0,183	80,1	0,310	10,220
Dj62	21,43	0,244	89,2	0,204	5,935
Dj56	25,19	0,211	107,2	0,225	6,870
Dj54a	22,92	0,147	91,3	0,189	5,985
Dj55/9687	23,68	0,174	87,4	0,218	12,285
Dj55/9896	19,41	0,172	66,1	0,398	12,480
Dj42a	17,04	0,150	79,1	0,146	13,285
D14	19,13	14,456	90,9	2,295	22,110
D43	36,40	43,939	172,1	3,070	13,575
D25	23,25	22,564	291,8	3,230	9,808
D42	23,47	7,685	98,7	1,535	27,578
D5	17,06	4,824	70,4	1,515	23,150
D18	17,23	11,938	92,9	5,605	39,955
D17	18,84	12,414	78,7	2,800	12,680
D27	19,96	22,049	93,6	3,100	14,540
D26	21,43	3,130	113,4	2,630	5,730
D24	21,74	3,369	100,5	3,660	11,260
D32	18,16	15,853	107,3	3,710	17,730
D29	21,60	13,119	101,4	2,950	7,410
D21	17,56	14,967	76,9	2,560	9,000
D30	16,93	2,460	61,9	2,690	
D31	21,71	34,470	204,3	3,705	8,970
D65	22,04	34,274	86,5	2,340	12,730
D22	17,12	17,116	133,3	2,285	7,340
D13	10,38	2,538	78,2	2,750	27,220
D2	10,65	3,522	95,5	4,840	35,920
D28	13,97	8,219	81,6	2,040	10,560
D7	14,18	12,186	89,3	1,950	21,710
D62	28,90	11,018	141,4	1,435	16,125
Niere:					
D65	18,77	124,830	180,2	3,855	
D2	20,47	359,720	202,5	5,535	62,93

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration ($\mu\text{g/g Tg}$)			
	Cu	Cd	Zn	Hg
Lunge:				
Dj62	3,23	0,036	71,8	0,121
D22	3,63	7,474	83,2	
D55	2,26	0,014	49,9	0,690
D53	2,65	1,460	47,2	
B.-Muskel:				
Dj53	34,70	N.D.	64,8	0,140
Dj55/9687	18,16	N.D.	60,8	N.D.
Dj55/9896	16,47	N.D.	57,1	N.D.
Dj62	16,05	N.D.	61,5	0,140
DjA54	16,60	N.D.	60,5	N.D.
DjB54	17,24	N.D.	51,5	N.D.
Dj56	15,82	N.D.	59,3	N.D.
Dj60	17,50	N.D.	57,7	N.D.
DjA42	13,18	N.D.	44,3	N.D.
DjB42		N.D.	54,5	N.D.
D30	18,24	0,360	53,2	0,800
D13	16,23	1,968	49,1	0,890
D53	18,74	1,555	42,4	0,310
D43	15,77	2,327	48,2	0,330
D14	16,52	0,933	44,3	0,550
D22	16,89	2,311	64,4	0,550
D2	18,53	1,472	61,9	1,010
D56	20,19	1,444	55,5	0,350
D49	17,19	1,766	43,8	0,390
D26	20,66	0,549	67,7	0,510
D32	18,72	0,959	61,2	0,630
D29	17,65	1,039	55,1	0,610
D28	18,37	0,447	58,4	0,470
D54	17,76	1,143	54,0	0,390
D62		1,369	49,2	0,490
D17	18,10	0,552	49,4	0,780
D5	16,32	2,667	47,8	0,470
D27	18,62	0,828	61,9	0,410
D42	18,46	1,885	60,5	0,550
D24	17,37	0,526	47,4	0,580
D18	17,61	0,490	44,8	1,180
D21	19,80	1,515	58,4	0,580
D25	18,92	1,218	49,5	0,690
D65	18,75	1,205	58,9	0,320
D7	18,37	0,661	46,0	0,710
D31	19,81	0,947	59,4	0,730
D55			52,2	0,410

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration ($\mu\text{g/g Tg}$)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se
Federn:					
Dj54A	9,62	0,020	124,5	0,533	1,380
Dj60	13,48	0,012	106,3	0,752	1,290
Dj62	12,12	0,006	105,0	0,540	1,180
Dj42B	9,24	0,019	142,7	0,519	
Dj42A		0,012	143,8	0,594	1,300
Dj55/9896	10,56	0,016	104,3	0,459	1,192
Dj55/9687	13,92	0,028	111,2	0,428	
Dj56	14,04	0,008	117,0	0,462	
Dj53	16,35	0,020	100,0	0,600	1,009
Dj54B	12,04	0,031	114,9	0,653	1,460
D30	13,82	0,033	101,9	1,797	1,268
D31	11,59		84,2	1,622	1,518
D22	11,96		89,8	1,666	1,591
D49	12,54	0,123	78,2	1,910	1,897
D32	11,43		98,5	1,675	1,995
D24	9,19	0,137	87,3	1,826	1,745
D56	16,57	0,049	106,1	2,184	1,866
D29	8,89	0,200	103,9	1,369	1,645
D21	10,36	0,160	88,2	1,948	1,552
D43	12,09	0,107	105,0	2,387	1,461
D54	11,20	0,149	87,4	2,158	2,013
D26	11,59	0,359	92,8	1,250	1,502
D25	12,24	0,130	90,7	2,178	1,854
D65	11,98	0,051	73,6	1,760	1,213
D5	11,67	0,149	83,6	2,042	1,838
D18	11,25	0,155	107,4	3,122	2,148
D13	11,01	0,119	78,9	1,862	1,727
D14	10,17	0,053	83,5	1,410	1,608
D7	9,85	0,175	71,3	2,000	1,869
D28	12,14	0,141	88,2	2,029	1,610
D17	11,44	0,038	74,4	2,370	1,665
D62	11,41	0,055	88,3	2,418	1,962
D2	9,62	0,098	76,0	2,456	1,554
D53	8,54	0,107	111,6	2,281	2,182
D42	9,52	0,048	94,0	2,475	1,927
D55	10,86	0,076	115,8	2,414	2,062
D27	9,48	0,389	93,3	2,082	1,884

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration ($\mu\text{g/g Tg}$)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se

Uria aalge**Leber**

9985	18,96	2,806	75,6	1,648	12,739
9984	23,67	2,857	89,9	1,774	14,895
9994	18,69	2,542	73,7	1,927	26,082
9983	20,37	3,815	84,2	1,699	15,024
9990	16,31	1,825	70,3	1,390	15,997
9991	25,31	3,306	104,3	2,229	18,201
9995	17,90	2,105	71,0	1,364	27,098
9999	16,88	3,247	86,8	1,766	13,385
9998	21,78	5,792	114,0	2,553	14,830
9982	20,12	2,544	96,9	2,461	17,270

Niere:

9999	13,57	29,000	101,2	1,283	44,240
9983	17,95	21,923	127,5	1,500	33,190
9990	12,99	14,935	104,1	1,541	51,650
9991	15,19	25,570	122,4	1,425	44,455
9982	16,27	16,603	122,6	1,681	38,830
9984	15,12	35,349	119,5	1,247	34,920
9998	14,94	32,987	132,8	1,479	30,150
9985	14,29	29,429	114,1	1,501	44,990
9995	12,27	19,091	91,0	1,194	60,435
9994	11,81	15,694	104,7	1,744	51,015

Gonade:

9982	5,28	0,806	121,2	1,410	22,940
9999	4,44	0,618	103,8	0,744	24,470
9994	5,56	0,822	113,6	1,205	28,600
9984	5,60	1,256	115,3	0,928	10,672
9991	7,03	1,324	149,3	1,699	21,790
9990	6,25	0,800	139,3	1,484	28,350
9985	6,67	2,015	149,3	1,309	20,850
9983	6,67	1,983	100,7	0,860	21,400
9998	5,95	1,000	115,5	1,240	14,410
9995	6,67	0,627	118,5	0,835	25,800

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration ($\mu\text{g/g Tg}$)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se
B.-Muskel:					
9994	18,44	0,131	49,7	0,430	
9984	20,95	0,198	48,2	0,296	
9991	18,83	0,194	47,6	0,422	
9998	19,23	0,219	48,0	0,422	
9983	20,59	0,175	47,1	0,422	
9985	18,38	0,221	44,5	0,490	
9995	18,38	0,185	48,0	0,413	
9999	19,23	0,242	56,7	0,372	
9982	19,53	0,083	52,0	0,470	
9990	18,61	0,156	51,0	0,429	
Lunge:					
9982			44,0	1,289	
9990	3,08	0,352	44,4	1,049	
9994	2,11	0,157	48,3	1,140	
9983	2,83	0,417	54,1	0,854	
9991	2,32	0,206	43,0	1,120	
9998	2,88	0,429	45,0	1,148	
9984	2,48	0,264	41,4	1,033	
9995	3,02	0,200	44,6	2,680	
9999	2,31	0,212	38,2	1,000	
9985	2,06	0,367	42,8	1,160	
Federn:					
9983	20,65	0,014	83,0	0,629	2,801
9998	16,84	0,021	69,4	0,995	2,819
9991	16,14	0,038	70,3	0,881	3,008
9990	16,69	0,026	66,7	0,623	2,196
9994	16,09	0,027	66,3	0,846	2,376
9999	17,08	0,048	38,5	0,662	2,187
9982	22,04	0,010	68,0	1,076	2,707
9984	18,30	0,033	68,1	1,058	2,137
9995	21,03	0,029	71,6	1,112	2,789
9985	18,64	0,013	59,6	0,939	2,826

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration ($\mu\text{g/g Tg}$)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se

Uria lomvia:**Leber**

1070			113,6	0,523	4,580
1050	19,44	11,725	118,0	0,590	
925	20,59	5,176	107,9	1,270	8,690
840	15,48	2,516	85,1	0,645	4,480
4/920	16,00	4,308	77,3	0,853	5,650
1140	19,05	4,254	91,0	0,250	4,110
5/980	17,81	5,000	83,3	1,010	5,480
930	18,24	6,353	91,6	0,490	3,160
2/920	16,67	2,533	88,2	1,360	11,370
3/1060	18,64	7,280	100,7	1,770	5,380
5/92	19,39	1,959	93,5	1,632	5,780
1/92	18,75	1,100	102,5	1,454	13,220
4/92	20,59	17,030	101,0	1,626	5,120
3/92	16,84	4,126	72,6	1,605	7,579
2/92	16,26	3,740	83,0	1,551	14,037

Niere:

3/1060	14,47	93,116	183,8	1,115	21,250
5/980	18,30	38,408	133,7	1,125	19,140
5/92	15,79	39,474	134,9	1,228	9,850
4/92	16,34	88,010	156,5	0,986	11,030
3/92	14,08	26,479	57,4	1,598	11,850
1/92	15,58	23,766	137,9	1,033	20,840
2/92	13,85	17,846	84,7	1,035	23,410

Gonade:

1/92			160,3	0,575	
3/92	6,32	5,474	109,9	0,983	13,060
2/92	6,15	1,156	110,2	0,684	17,840
5/92	6,00	2,016	106,7	0,570	4,980
4/92	5,56	3,378	115,2	0,495	13,060

B.-Muskel:

1070	18,14	0,531	43,1	0,120	
840	13,47	0,531	62,2	0,280	
1140	17,82	0,574	57,9	0,130	
4/920	14,55	1,131	34,4	0,400	
1050	17,14	0,514	57,6	0,180	
2/920	18,88	0,325	40,2	0,320	
3/1060	17,39	0,754	39,5	0,350	

Vogel-Nr./ Gewebe	Konzentration (µg/g Tg)				
	Cu	Cd	Zn	Hg	Se
B.-Muskel:					
925	19,30	0,462	38,0	0,340	
5/980	19,20	0,312	42,2	0,570	
930	23,88	0,808	44,0	0,170	
4/92	16,46	0,722			
2/92	19,42	0,256	46,9	0,440	
3/92	17,14	0,385	44,0	0,510	
5/92	16,04	0,532	51,5	0,427	
1/92	18,75	0,146	44,5	0,334	
Lunge:					
1050	3,56	1,621	58,1	0,355	
5/980	2,44	0,654	47,7	0,629	
930	4,29	2,286	55,7	0,235	
925	3,52	1,782	58,6	0,531	
2/920	3,27	1,127	58,0	0,597	0,519
3/1060	2,76	1,207	50,9	0,670	0,653
1070	2,76	0,552	52,4	0,313	0,752
1/92	2,35	0,233	52,6	0,675	0,533
4/92	2,57	0,772	43,7	0,738	0,600
Federn:					
4/920	12,44	0,142	75,2	0,870	3,985
1050	9,77	0,105	69,3	0,417	3,170
930	11,65	0,038	66,4	0,770	2,580
2/920	12,75	0,034	71,8	0,727	2,870
5/980	11,95	0,138	66,7	1,009	4,270
3/1060	9,76	0,243	78,2	0,864	4,155
1140	9,65	0,099	70,5	0,589	3,000
925	9,65	0,106	62,4	0,793	5,170
1070	12,28	0,305	62,8	0,774	2,120
840	14,34	0,200	71,2	0,532	1,360
5/92	17,72	0,098	56,6	1,067	1,394
1/92	18,64	0,032	70,7	0,838	1,668
4/92	18,38	0,133	58,9	0,877	1,149
2/92	22,50	0,028	59,9	0,727	1,641
3/92	8,68	0,077	59,4		

Dreizehenmöwen - Runde: Juni 1992

Vogel-Nr.	Sex	Gewicht (g)	Konzentration (µg/g)				
			Cu	Cd	Zn	Hg	Se
Feder							
6-92	w	330	11,43	0,106	70,2	4,960	3,342
11-92	m	353	13,51	0,086	87,8	3,690	2,743
12-92	m	415	11,48	0,221	94,8	3,780	4,244
9-92	m	365	16,52	0,156	97,5	3,460	2,932
2-92	w	386	13,76	0,229	92,5	3,970	3,249
4-92	m	370	13,10	0,114	66,3	3,310	3,028
5-92	w	319	11,57	0,117	73,95	2,830	2,016
1-92	w	350	14,73	0,268	68,4	4,510	3,019
10-92	m	455	9,70	0,118	80,2	4,640	1,988
8-92		410	12,89	0,080	97,3	3,610	1,624
Leber							
9-92	m	365	23,33	41,667	119,4	2,530	16,414
10-92	m	455	17,98	10,112	77,3	1,820	24,786
11-92	m	353	34,13	36,154	135,5	3,280	23,179
12-92	m	415	23,74	45,540	110,55	2,340	24,180
8-92		410	25,00	359,630	112,9	2,196	11,095
Niere							
5-92	w	319	23,51	158,209	211,7	2,480	27,820
4-92	m	370	20,83	137,180	170,4	2,690	21,605
8-92		410	19,36	73,387	140,3	1,120	17,100
3-92	w	385	23,81	113,095	178,4	1,590	22,010
2-92	w	386	19,89	79,570	128,3	1,470	26,410
6-92	w	330	22,31	165,385	219,2	2,610	27,360
12-92	m	415	20,95	290,541	188,8	1,440	33,700
9-92	m	365	24,32	222,973	192,4	1,244	33,310
10-92	m	455	18,33	85,333	141,0	1,660	22,850
11-92	m	353	19,31	231,683	177,9	1,940	54,275
Muskel							
11-92	m	353	17,83	0,133	66,7	0,568	
12-92	m	415	19,31	0,431	74,15	0,426	
8-92		410	18,75	0,271	76,2	0,428	
9-92	m	365			81,1	0,347	
10-92	m	455	17,34	0,110	65,4	0,374	

Borale Trottellummen - Bretagne: Februar - März 1994*Uria aalge***CADMIUM**

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (ng/g)	Federn (ng/g)	Lunge (ng/g)
B73	im	?	500	1,76	2,949	5,608	37,72	7,93	103,50
B33	im	w	820	4,447	0,327	1,841	6,05	12,4	
B59	im	m	780	1,206	1,69	6,480	16,06	15,53	33,76
B79	im	?	800	3,691	0,237	1,530	< 2	12,5	
B54	im	m	860	3,252	0,675	2,331	17,17	21,74	
B5	im	m	590	1,73	4,42	12,826	73,98	11,89	205,50
B81	im	w	670	3,048	0,586	1,829	16,42	41,46	168,42
B63	im	m	690	2,654	0,946	4,828	17,94	11,54	27,10
B15	im	w	840	3,955	1,14	4,500	34,97	19,66	
B42	im	m	610	2,435	1,116		34,44	44,051	68,18
B26	im	?	920	3,611	0,324	17,900	< 2	13,02	
B38	im	m	900	4,25		4,060	16,50	12,97	
B21	im	w	890	4,635	2,765	11,609	38,58	29,24	
B36	im	m	850	3,652	0,849	5,268	26,06	13,18	
B52	im	m	660	1,744	2,09	5,090	24,24	14,94	116,13
B11	im	m	730	3,806	0,232	1,343	5,34	10,55	
B6	im	w	720	3,564	0,61	4,144	20,59	14,83	
B10	im	m	830	4,515	0,484	4,000	12,94	9,789	
B23	im	w	790	3,805	1,537	4,715	25,24	16,68	
B45	im	w	520	1,91	0,54	1,323	7,92	17,097	36,96
B3	im	m	690	4,744	0,178	4,519	< 2	21,07	
B68	im	w	690	3,725	0,355	1,390	10,09	11,92	
B51	im	w	720	3,35	0,326	0,918	6,47	50,2	22,43
B18	im	m	840	3,906	0,85		17,65	24,4	
B56	im	w	640	1,895	0,627	1,506	10,71		
B57	im	w	780	4,516	0,764	5,750	14,29	19,3	
B19	im	(w)	720	2,534	0,839	1,626	8,26		
B77	im	m	840	3,601	5,036	13,150		42,26	
B27	im	m	940	4,323	4,759	12,820	68,13	28,12	
B16	im	w	770	3,956	0,262	1,000	4,74	12,32	
B84	im	?	520					12,995	
B7	im	?	600					13,19	
B49	im	?	460					8,51	
B13	im	?	540					53,83	
B83	im	?	560					34,13	
B40	im	?	540					12,49	
B53	im	?	570					5,86	
B67	im	?	620					16,429	
B61	im	?	590					15,714	
B74			680					18,9	

Vogel-Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber ($\mu\text{g/g}$)	Niere ($\mu\text{g/g}$)	B.-Muskel (ng/g)	Federn (ng/g)	Lunge (ng/g)
B41	ad	m	950	3,271	3,173	21,770	24,84	17,05	
B71	ad	w	520		23,776	88,280	1600,00	13,88	800,00
B17	ad	w	820	3,809	1,308	6,960	83,13	20,58	
B78	ad	m	680	1,732	9,83	29,490		99,26	618,18
B50	ad	m	650	1,918	3,08	0,506	80,61	24,86	124,75
B25	ad	w	800	3,163	0,89	4,690	55,41	12,45	
B76	ad	w	620	2,595	4,228	22,930	114,43	35,92	219,64
B12	ad	m	660	1,695	1,257	3,933	31,26		59,21
B60	ad	w	640	2,281	1,114	6,948	63,11	17,26	57,62
B82	ad	m	720	1,77	20,94	38,070	1567,42	99,33	
B22	ad	w	880	3,607	2,74	17,064	90,00	14,32	
B29	ad	m	590	1,461	1,346	6,782	53,61	15,08	81,16
B47	ad	w	600	2,047	0,841	10,714	140,54	13,2	204,00
B66	ad	m	620	2,214	1,263	8,509	77,85	29,1	88,93
B1	ad	m	580	1,449	1,452	6,495	62,69	11,5	140,42
B69	ad	w	640	2,023	1,134	5,686	140,24	12,27	58,67
B2	ad	w	870	4,312	8,235	31,850	1636,00	216,05	
B58	ad	?	580					24,75	
B80	ad	m	660					9,21	
B64	ad	?	580					50	
B65	ad	?	560					11,977	
B48	ad	?	500					22,25	
B70	ad	?	600					26,12	

Kupfer

Vogel-Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber ($\mu\text{g/g}$)	Niere ($\mu\text{g/g}$)	B.-Muskel ($\mu\text{g/g}$)	Federn ($\mu\text{g/g}$)	Lunge ($\mu\text{g/g}$)
B73	im	?	500	1,76	114,10	70,95	22,28	21,63	3,70
B33	im	w	820	4,447	14,20	20,27	9,51	17,14	
B59	im	m	780	1,206	43,66	27,78	14,23	31,18	
B79	im	?	800	3,691	21,05	15,28	14,74	27,38	
B54	im	m	860	3,252	22,22	14,87	14,95	26,33	
B5	im	m	590	1,73	40,82	36,96	26,34	28,02	3,59
B81	im	w	670	3,048	15,24	51,22	17,52	24,69	9,47
B63	im	m	690	2,654	27,27	25,04	13,83	26,92	
B15	im	w	840	3,955	16,17	23,00	12,46	17,31	
B42	im	m	610	2,435	53,43		24,00	33,54	4,18
B26	im	?	920	3,611	18,24	38,00	16,25	17,02	
B38	im	m	900	4,25			12,00	17,62	
B21	im	w	890	4,635	19,41	26,91	13,02	16,30	
B36	im	m	850	3,652	33,96	29,33	8,49	19,61	
B52	im	m	660	1,744	27,69	16,70	15,88	17,48	
B11	im	m	730	3,806	17,07	19,51	14,56	20,00	
B6	im	w	720	3,564	15,66	21,62	11,09	26,97	
B10	im	m	830	4,515	19,36	21,93	11,76	26,32	
B23	im	w	790	3,805	16,84	18,19	16,19	25,00	
B45	im	w	520	1,91	71,05	37,81	13,75	31,72	4,11
B3	im	m	690	4,744	18,89	21,15	16,19	13,85	
B68	im	w	690	3,725	23,68	19,48	12,25	23,74	
B51	im	w	720	3,35	13,04	48,90	12,63	15,25	
B18	im	m	840	3,906	14,38	23,84	17,88	21,32	
B56	im	w	640	1,895	29,85	15,69	3,33		
B57	im	w	780	4,516	11,43	16,60	12,29	15,37	
B19	im	(w)	720	2,534	18,07	13,27	14,68		
B77	im	m	840	3,601	16,55	19,18		15,48	
B27	im	m	940	4,323	13,25	15,49	15,00	18,56	
B16	im	w	770	3,956	15,24	17,39	14,64	18,71	
B67	im	?	620					27,38	
B61	im	?	590					33,33	
B7	im	?	600					22,42	
B49	im	?	460					19,42	
B13	im	?	540					21,00	
B83	im	?	560					23,86	
B40	im	?	540					23,13	
B53	im	?	570					23,39	

Vogel-Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber ($\mu\text{g/g}$)	Niere ($\mu\text{g/g}$)	B.-Muskel ($\mu\text{g/g}$)	Federn ($\mu\text{g/g}$)	Lunge ($\mu\text{g/g}$)
B41	ad	m	950	3,271	23,08	19,36	14,08	21,86	
B71	ad	w	520		86,21	50,00	40,00	18,91	
B17	ad	w	820	3,809	16,88	17,65	15,94	15,54	
B78	ad	m	680	1,732	83,72	24,64	21,11	20,67	
B50	ad	m	650	1,918	37,66	8,43	17,76	25,41	3,07
B25	ad	w	800	3,163	13,46	20,00	14,98	22,52	
B76	ad	w	620	2,595	30,87	24,14	12,37	15,37	
B12	ad	m	660	1,695	42,86	14,61	21,07		2,90
B60	ad	w	640	2,281	42,14	35,07	20,22	27,40	2,98
B82	ad	m	720	1,77	60,94	32,69	23,60	19,26	
B22	ad	w	880	3,607	18,87	17,52	15,23	18,00	
B29	ad	m	590	1,461	54,32	19,41	18,97	26,74	
B47	ad	w	600	2,047	53,62	55,84	29,73	39,00	4,80
B66	ad	m	620	2,214	28,95	24,56	16,34	25,00	3,29
B1	ad	m	580	1,449	86,30	37,62	18,71	29,12	
B69	ad	w	640	2,023	39,79	49,02	22,06	15,00	
B2	ad	w	870	4,312	13,07	14,29	13,45	16,82	
B65	ad	?	560					24,42	
B48	ad	?	500					20,00	
B70	ad	?	600					17,80	
B58	ad	?	580					16,30	
B80	ad	m	660					19,48	
B64	ad	?	580					21,54	
								21,43	

ZINK

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
B73	im	?	500	1,76	202,3	235,5	76,8	64,6	76,0
B33	im	w	820	4,447	72,1	116,3	47,7	47,5	
B59	im	m	780	1,206	133,1	142,9	47,5	61,2	37,6
B79	im	?	800	3,691	83,3	91,6	43,8	54,7	
B54	im	m	860	3,252	73,5	97,2	54,0	73,9	
B5	im	m	590	1,73	144,9	167,7	69,9	53,3	60,0
B81	im	w	670	3,048	198,6	143,8	102,0	58,7	88,9
B63	im	m	690	2,654	121,8	143,3	51,8	51,2	38,5
B15	im	w	840	3,955	71,9	106,8	38,7	58,5	
B42	im	m	610	2,435	120,1	149,7	73,2	64,4	41,2
B26	im	?	920	3,611	84,1	75,0	46,6	57,4	
B36	im	m	850	3,652	135,1	145,2	58,2	45,0	
B10	im	m	830	4,515	96,2	123,7	46,5	41,3	
B52	im	m	660	1,744	164,4	153,7	48,6	67,0	39,7
B38	im	m	900	4,25	80,4	105,4	44,7	56,3	
B3	im	m	690	4,744	98,6	105,8	47,5	68,7	
B21	im	w	890	4,635	110,3	151,4	48,9	98,3	
B6	im	w	720	3,564	85,7	111,8	49,1	42,3	
B11	im	m	730	3,806	83,4	105,7	52,8	56,8	
B45	im	w	520	1,91	139,2	177,0	76,7	64,1	78,9
B23	im	w	790	3,805	93,2	116,0	55,5	41,4	
B18	im	m	840	3,906	97,2	106,0	49,5	54,6	
B68	im	w	690	3,725	106,8	84,9	51,3	70,0	
B77	im	m	840	3,601	83,5	98,9			
B57	im	w	780	4,516	84,6	104,9	42,1	68,4	
B27	im	m	940	4,323	100,0	111,3	42,7	48,4	
B56	im	w	640	1,895	98,7	101,6	49,4		41,1
B51	im	w	720	3,35	134,3	143,5	52,7	38,6	50,0
B19	im	(w)	720	2,534	89,6	77,0	56,8		
B16	im	w	770	3,956	80,7	95,4	44,6	71,5	
B61		?	590					77,5	
B84	im	?	520					75,4	
B40	im	?	540					70,5	
B83	im	?	560					75,2	
B49	im	?	460					52,7	
B7	im	?	600					40,2	
B13	im	?	540					60,5	
B53	im	?	570					82,3	

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
B41	ad	m	950	3,271	100,0	136,4	45,2	51,1	
B71	ad	w	520		255,4	476,2	128,7	57,5	83,0
B17	ad	w	820	3,809	84,0	112,3	42,6	73,3	
B78	ad	m	680	1,732	148,1	168,9	73,8	76,5	55,3
B50	ad	m	650	1,918	146,4	122,0	55,6	66,6	36,3
B25	ad	w	800	3,163	105,4	118,7	58,5	85,5	
B76	ad	w	620	2,595	143,5	154,8	49,6	75,9	62,2
B12	ad	m	660	1,695	100,5	94,0	59,0		41,6
B60	ad	w	640	2,281	112,5	127,6	60,0	53,4	34,2
B82	ad	m	720	1,77	175,2	209,4	58,5	72,8	60,0
B47	ad	w	600	2,047	137,8		99,6	70,5	67,1
B69	ad	w	640	2,023	123,3	173,9	55,4	61,0	55,6
B29	ad	m	590	1,461	154,4	146,0	50,9	62,1	37,2
B1	ad	m	580	1,449	184,6	165,4	77,5	63,6	68,7
B66	ad	m	620	2,214	145,8	161,0	50,4	75,7	41,1
B22	ad	w	880	3,607	83,5	111,1	45,4	53,0	
B2	ad	w	870	4,312	100,8	138,0		61,3	
B65	ad	?	560				53,1	71,6	
B58	ad	?	580					81,0	
B80	ad	m	660					45,2	
B48	ad	?	500					50,0	
B64	ad	?	580					48,4	
B70	ad	?	600					81,5	

Quecksilber

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
B73	im	?	500	1,76	5,545	6,059	2,782	1,847	3,920
B33	im	w	820	4,447	3,360	3,039	1,719	0,928	
B59	im	m	780	1,206	3,740	3,740	1,089	2,013	2,799
B79	im	?	800	3,691	5,800	4,530	1,431	2,410	
B54	im	m	860	3,252	3,041	2,837	1,366	1,646	
B5	im	m	590	1,73	10,910	9,960	3,419	1,909	7,140
B81	im	w	670	3,048	2,991	2,345	1,831	1,319	2,139
B63	im	m	690	2,654	2,412	2,297	0,980	1,647	1,553
B15	im	m	840	3,955	4,090	3,284	1,714	0,963	
B42	im	m	610	2,435	10,370	10,220	4,573	3,520	8,060
B26	im	?	920	3,611	4,355	4,340	1,617	1,284	
B38	im	m	900	4,25	3,740	3,854	1,849	1,192	
B21	im	w	890	4,635	4,060	3,569	1,626	0,979	
B36	im	m	850	3,652	3,300	3,490	2,043	1,265	
B52	im	m	660	1,744	3,807	3,550	1,291	1,836	4,178
B10	im	m	830	4,515	5,240	4,660	2,094	4,400	
B3	im	m	690	4,744		3,790	1,789	1,301	
B6	im	w	720	3,564	10,740	10,820	3,043	1,882	
B11	im	m	730	3,806	5,850	4,610	1,947	0,982	
B45	im	w	520	1,91	17,950	16,605	5,824	5,090	12,790
B23	im	w	790	3,805	7,070	5,554	2,561	1,200	
B68	im	w	690	3,725	3,249	2,497	1,783	0,858	
B77	im	m	840	3,601	4,478	2,457			
B57	im	w	780	4,516	3,890	2,342	1,159	1,729	
B27	im	m	940	4,323	4,740	2,675	1,366	1,342	
B56	im	w	640	1,895	3,034	2,123	0,846		2,191
B51	im	w	720	3,35	2,363	1,479	1,336	0,999	1,314
B19	im	(w)	720	2,534	4,800	3,384	0,966		
B18	im	m	840	3,906	7,260	6,357	2,699	1,953	
B16	im	w	770	3,956	3,011	3,084	1,590	1,454	
B84	im	?	520			7,056		1,111	
B40	im	?	540					0,973	
B61	im	?	590					2,590	
B83	im	?	560					0,689	
B49	im	?	460					1,989	
B7	im	?	600					1,221	
B13	im	?	540					1,372	
B53	im	?	570					1,160	

Vogel-Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber ($\mu\text{g/g}$)	Niere ($\mu\text{g/g}$)	B.-Muskel ($\mu\text{g/g}$)	Federn ($\mu\text{g/g}$)	Lunge ($\mu\text{g/g}$)
B41	ad	m	950	3,271	2,767	2,701	1,150	2,110	
B71	ad	w	520		6,090	6,340	1,819	1,568	3,538
B17	ad	w	820	3,809	3,076	2,774	1,527	2,439	
B78	ad	m	680	1,732	3,050	3,115	1,478	2,120	2,125
B50	ad	m	650	1,918	3,340	3,183	1,218	1,533	3,278
B25	ad	w	800	3,163	3,691	3,550	1,801	2,210	
B76	ad	w	620	2,595	5,900	5,020	1,680	1,751	4,200
B12	ad	m	660	1,695	5,631	6,310	2,631		5,065
B60	ad	w	640	2,281	5,995	5,820	2,405	2,540	3,990
B82	ad	m	720	1,77	3,900	3,930	1,134	1,622	2,317
B22	ad	w	880	3,607	4,490	2,800	1,149	1,589	
B29	ad	m	590	1,461	4,350	3,986	1,404	2,101	4,161
B47	ad	w	600	2,047	5,546	4,900	2,463	2,370	3,210
B69	ad	w	640	2,023	5,108	6,580	1,699	1,731	3,775
B1	ad	m	580	1,449	6,100	7,400	2,246	2,360	4,200
B66	ad	m	620	2,214	2,442	1,824	0,974	3,650	1,794
B2	ad	w	870	4,312	3,825	2,033	0,948	1,361	
B80	ad	m	660					4,100	
B65	ad	?	560					1,481	
B58	ad	?	580					2,786	
B48	ad	?	500					4,370	
B64	ad	?	580					1,756	
B70	ad	?	600					1,072	

Selen

Vogel- Nr.	Alter	Geschlecht	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	Federn (µg/g)
B73	im	?	500	1,76	41,270	49,740	1,431
B33	im	w	820	4,447	9,700	19,410	1,121
B59	im	m	780	1,206	13,070	23,260	1,844
B79	im	?	800	3,691	13,389	13,710	1,429
B54	im	m	860	3,252	17,060	23,800	1,287
B5	im	m	590	1,73	27,700	50,840	1,409
B81	im	w	670	3,048	13,557	19,590	1,211
B63	im	m	690	2,654	12,830	27,735	1,385
B15	im	w	840	3,955		15,900	2,307
B42	im	m	610	2,435	14,140	28,830	1,140
B26	im	?	920	3,611	17,396	14,940	1,732
B38	im	m	900	4,25		21,550	1,113
B21	im	w	890	4,635	15,517	20,390	2,432
B36	im	m	850	3,652	10,150	16,916	1,265
B52	im	m	660	1,744	12,040	13,697	2,481
B10	im	m	830	4,515	8,520	15,702	2,096
B11	im	m	730	3,806	11,350	19,481	2,022
B3	im	m	690	4,744	13,375	23,391	1,730
B6	im	w	720	3,564	7,740	10,432	0,913
B23	im	w	790	3,805	19,370	26,640	1,747
B45	im	w	520	1,91	22,940	25,200	1,795
B68	im	w	690	3,725	33,890	43,180	1,002
B77	im	m	840	3,601	19,330	31,870	1,957
B57	im	w	780	4,516	11,260	22,000	1,624
B27	im	m	940	4,323	14,330	20,810	1,721
B56	im	w	640	1,895	27,540	42,460	
B51	im	w	720	3,35	13,030	17,508	1,606
B19	im	(w)	720	2,534	17,120	22,410	
B18	im	m	840	3,906	14,830	20,990	1,880
B16	im	w	770	3,956	10,860	16,940	1,249
B61	im	?	590				2,001
B67	im	?	620				1,352
B84	im	?	520				1,980
B40	im	?	540				0,672
B83	im	?	560				0,950
B49	im	?	460				1,257
B7	im	?	600				1,804
B13	im	?	540				1,700
B53	im	?	570				2,318

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)	Kondition (Leb.:Nier.)	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	Federn (µg/g)
B41	ad	m	950	3,271	8,697	12,840	1,481
B71	ad	w	520		36,840	78,120	2,047
B17	ad	w	820	3,809	12,835	20,460	1,966
B78	ad	m	680	1,732	23,265	41,950	3,687
B50	ad	m	650	1,918	15,250	12,173	1,705
B25	ad	w	800	3,163	7,568	11,600	2,237
B76	ad	w	620	2,595	12,369	28,280	1,429
B12	ad	m	660	1,695	20,240	24,340	
B60	ad	w	640	2,281	20,640	31,330	1,587
B82	ad	m	720	1,77	36,340	42,580	2,881
B22	ad	w	880	3,607	8,080	15,230	1,883
B29	ad	m	590	1,461	11,720	16,692	1,889
B66	ad	m	620	2,214	7,220	11,711	2,044
B1	ad	m	580	1,449	12,877	27,426	2,015
B69	ad	w	640	2,023	12,460	22,254	1,400
B47	ad	w	600	2,047	14,030	36,675	1,436
B2	ad	w	870	4,312	9,430	11,130	1,612
B80	ad	m	660			21,550	2,098
B65	ad	?	560				6,641
B58	ad	?	580				2,430
B48	ad	?	500				1,529
B64	ad	?	580				1,306
B70	ad	?	600				1,687

Boreale Trottellummen - Deutsche Bucht: 1992 - 1994*Uria aalge***Cadmium**

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)*	Konditi- onsfaktor	Datum	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Musk. (ng/g)	Federn (ng/g)	Lunge (ng/g)
HE1655	im	w			Jan 92	2,051	4,219	11,490	25,000	49,600
HE1659	im	w			Jan 92	1,707	3,481	10,000	30,150	140,200
HE1663	im	m			Jan 92	0,840	2,962	8,810	14,700	26,400
HE1664	im	m	828		Jan 92	0,924	4,318	12,780	62,800	20,700
HE1667	im	w	681		Jan 92			6,570	20,320	
HE1670	im	m	600		Feb 92	1,055	1,618	8,270	34,200	131,300
HE1687	im	m	540		Mrz 92				19,600	
HE1695	im	m	600		Jan 92	1,644	4,134		52,030	213,300
HE1705	im	m	768		Mai 92	1,058	3,186	16,130	16,450	71,700
HE1709	im	m	564		Feb 92	2,521	6,958	29,660	13,640	134,000
1037	im	m	728	1,81	Jan 94	2,758	8,325	29,000	62,790	108,300
1026	im	m	653	1,335	Jan 94	2,135	4,286	19,000	17,780	437,500
1034	im	m	578	1,427	Jan 94	1,367	3,333	13,053	23,470	73,330
1042	im	w	870	2,559	Feb 94	1,591	6,410	19,588		118,330
1045	im	w	635	1,641	Feb 94	1,400	3,675	11,200	15,000	190,300
1039	im	w	570	0,849	Feb 94	1,415	3,674	14,500	12,070	86,500
1027	im	w	617	1,701	Jan 94	2,913	10,938	51,765	14,410	146,670
1031	im	m	648	2,112	Jan 94	1,833	2,057	21,790	9,890	110,000
ED441	im	m	624		Feb 92	2,000	2,500	14,650	10,20	198,300
2	im	m			Dez 92	1,428	3,960	3,877		
6	im	?			Okt 92		1,115	1,923		
1	im	m			Jul 92		2,340			
588	im			2,541		2,710	9,020	27,350		60,270
947	im			2,006		3,867	1,155	4,890		35,290
946	im			1,767		2,176	6,620	25,630	10,065	16,377
874	im			2,242		1,481	3,330	13,470		53,850
HE1688	ad	w			Mrz 92	2,378		118,310	18,400	437,700
HE1693	ad	w	732		Mrz 92	0,785	2,150	41,110	14,500	69,500
HE1694	ad	w	753		Mrz 92			55,830	21,050	
HE1704	ad	w	581		Jan 92				44,000	
1017	ad	m	748	2,15	Dez 93	3,390		71,910		198,400
1028	ad	w	649	1,815	Jan 94	2,830	11,933	97,730	15,580	353,640
1029	ad	w	607	1,425	Jan 94	2,353	17,400	123,600	20,890	
1040	ad	w	683	2,088	Feb 94	2,125	8,868	29,750		
1041	ad	m	678	1,666	Feb 94	4,827	24,130	87,880	29,420	421,700
1032	ad	w	820		Jan 94				36,430	
1050	ad	m	1164		Feb 94				33,330	
1046			995		Feb 94				23,850	
1033			807		Jan 94					
1047			987		Feb 94					

Kupfer

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)*	Konditi- onsfaktor	Datum	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
HE1655	im	w			Jan 92	61,94	31,25	29,72		2,32
HE1659	im	w			Jan 92	67,84	31,27	29,70		5,15
HE1663	im	m			Jan 92	25,50	13,64	18,72	18,59	2,27
HE1664	im	m	828		Jan 92	25,10	12,12	13,33	22,73	2,99
HE1667	im	w	681		Jan 92			18,81	24,35	
HE1668	im	m	669		Jan 92					
HE1670	im	m	600		Feb 92	61,84	24,19	15,47	18,87	6,88
HE1687	im	m	540		Mrz 92					
HE1695	im	m	600		Jan 92	57,02	60,97		24,87	5,48
HE1705	im	m	768		Mai 92	18,23	19,26	21,51	50,00	5,03
HE1709	im	m	564		Feb 92	50,78	37,17	22,43	23,92	3,52
1037	im	m	728	1,81	Jan 94	45,16	28,00	19,02	21,28	3,67
1026	im	m	653	1,335	Jan 94	75,68	36,32	27,32	24,44	
1034	im	m	578	1,427	Jan 94	82,29	33,33	24,53	28,94	4,67
1042	im	w	870	2,559	Feb 94	22,58	19,23	12,58		3,25
1045	im	w	636	1,641	Feb 94	45,80	35,90	21,87	35,90	7,21
1039	im	w	570	0,849	Feb 94	57,39	40,91	24,00	27,15	4,30
1027	im	w	617	1,701	Jan 94	75,47	45,31	24,12	21,77	4,17
1031	im	m	648	2,112	Jan 94	84,17	29,79	28,66	23,86	4,67
ED441	im	m	624		Feb 92	67,59	30,56	19,70	24,28	6,05
2	im	m			Dez 92	38,10	34,62	18,98		
6	im	?			Okt 92		32,79	32,35		
1	im	m			Jul 92		21,88			
588	im			2,541		27,86	27,45	20,41		2,06
947	im			2,006		64,83	23,15	19,11		2,21
946	im			1,767		72,52	38,89	22,29	22,34	3,91
874	im			2,242		50,00	21,67	16,88		2,80
HE1688	ad	w			Mrz 92	86,98	28,38	21,41	24,24	
HE1693	ad	w	732		Mrz 92	53,62	37,37	36,11	19,67	3,04
1017	ad	m	748	2,15	Dez 93	52,17	24,56	24,72		2,95
1028	ad	w	675	1,815	Jan 94	81,93	38,18	24,55	19,48	4,27
1029	ad	w	620	1,425	Jan 94	69,82	44,00	26,97	21,43	
1040	ad	w	693	2,088	Feb 94	47,11	26,42	22,00		2,33
1041	ad	m	678	1,666	Feb 94	46,67	31,25	19,39	21,26	5,33
HE1694	ad	w	753		Mrz 92			21,11		
HE1704	ad	w	581		Jan 92				24,96	
1032	ad	w	820		Jan 94				17,14	
1050	ad	m	1164		Feb 94				28,24	
1033			807		Jan 94				26,75	
1047			987		Feb 94				20,87	

Zink

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)*	Konditi- onsfaktor	Datum	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
HE1655	im	w			Jan 92	166,0	171,0	87,0	70,0	71,0
HE1659	im	w			Jan 92	151,5	186,5	69,0	48,0	39,0
HE1663	im	m			Jan 92	111,0	114,0	34,0	51,0	39,0
HE1664	im	m	828		Jan 92	110,5	125,5	33,0	65,0	34,0
HE1667	im	w	681		Jan 92			46,0	131,0	
HE1670	im	m	600		Feb 92	143,0	122,0	53,0	57,0	59,0
HE1695	im	m	600		Jan 92	163,5	188,0	67,0	56,0	76,0
HE1705	im	m	768		Mai 92	109,0	106,3	42,0	50,0	59,0
HE1709	im	m	564		Feb 92	159,0	199,5	67,0	68,0	70,0
1037	im	m	728	1,81	Jan 94	132,8	215,2	71,1	75,4	60,3
1026	im	m	653	1,335	Jan 94	160,3	187,4	78,3	85,1	106,0
1034	im	m	578	1,427	Jan 94	180,1	189,8	80,8	94,7	74,3
1042	im	w	870	2,559	Feb 94	114,5	144,2	57,1		55,7
1045	im	w	636	1,641	Feb 94	126,7	169,2	75,0	71,1	81,3
1039	im	w	570	0,849	Feb 94	146,6	196,3	68,2	64,4	73,3
1027	im	w	617	1,701	Jan 94	190,9	247,2	86,0	70,4	85,4
1031	im	m	648	2,112	Jan 94	187,5	168,4	75,7	58,9	91,8
ED441	im	m	624		Feb 92	136,5	151,0	64,5	70,7	88,5
2	im	m			Dez 92	223,0	271,0		52,0	41,0
6	im	?			Okt 92		304,0		77,0	82,0
1	im	m			Jul 92		143,0			37,0
588	im			2,541		123,0	166,0	45,0		53,0
947	im			2,006		137,5	153,0	55,0		52,5
946	im			1,767		162,0	182,0	72,0	73,2	84,0
874	im			2,242		143,0	139,0	51,0		41,0
HE1688	ad	w			Mrz 92	145,3	214,0		77,3	67,0
HE1693	ad	w	732		Mrz 92	184,5	159,3	49,0	78,5	59,0
HE1694	ad	w	753		Mrz 92			51,0	73,0	
HE1704	ad	w	581		Jan 92				77,5	
1017	ad	m	748	2,15	Dez 93	132,5	187,7	62,1		57,2
1028	ad	w	675	1,815	Jan 94	202,4	225,9	85,0	78,8	75,7
1029	ad	w	620	1,425	Jan 94	161,3	231,3	87,7	86,0	106,9
1040	ad	w	693	2,088	Feb 94	154,2	185,4	49,1		53,2
1041	ad	m	678	1,666	Feb 94	157,5	225,0	79,6	80,5	72,2
1032	ad	w	820		Jan 94				78,8	
1050	ad	m	1164		Feb 94				73,6	
1033			807		Jan 94				72,3	
1047			987		Feb 94				83,9	

Quecksilber

Vogel-Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)*	Konditionsfaktor	Datum	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	B.-Muskel (µg/g)	Federn (µg/g)	Lunge (µg/g)
HE1655	im	w			Jan 92	5,060	4,795	1,585	1,145	2,610
HE1659	im	w			Jan 92	14,185	8,350	3,340	0,960	4,480
HE1663	im	m			Jan 92	4,660	3,510	1,610	2,370	2,520
HE1664	im	m	828		Jan 92	6,025	5,055	1,980	2,020	3,410
HE1670	im	m	600		Feb 92	14,930	12,400	3,820	0,655	7,830
HE1687	im	m	540		Mrz 92				0,710	
HE1695	im	m	600		Jan 92	19,300	20,870	6,990	1,390	7,150
HE1705	im	m	768		Mai 92	7,340	7,310	3,540	1,850	4,920
HE1709	im	m	564		Feb 92	6,067	9,065	3,810	0,795	4,960
1042	im	w	870	2,559	Feb 94	5,080	4,350	1,843		2,846
1045	im	w	636	1,641	Feb 94	8,300	6,870	2,817	1,753	4,111
1039	im	w	570	0,849	Feb 94	14,000	13,430	3,689	2,086	7,720
1031	im	m	648	2,112	Jan 94	8,740	6,630	2,205	1,592	3,534
1027	im	w	617	1,701	Jan 94	4,410	4,444	1,479	1,286	2,180
1037	im	m	728	1,81	Jan 94	6,300	4,760	1,487	1,408	3,142
1034	im	m	578	1,427	Jan 94	10,390	8,100	2,497	1,826	5,437
1026	im	m	653	1,335	Jan 94	4,680	4,447	1,539	0,901	2,065
ED441	im	m	624		Feb 92	12,355	7,640	3,981	1,340	8,100
2	im	m			Dez 92	4,320	3,600	1,420		3,590
6	im	?			Okt 92		1,360			0,730
1	im	m			Jul 92		1,790			1,250
588	im			2,541		6,890	4,620	1,696		3,318
947	im			2,006		9,280	6,380	2,331		3,700
946	im			1,767		4,820	3,760	1,454	2,292	3,245
874	im			2,242		5,190	3,880	1,180		4,920
HE1688	ad	w			Mrz 92	7,510	8,900	2,830	1,195	5,490
HE1693	ad	w	732		Mrz 92	14,160	11,820	4,030	4,365	5,417
HE1694	ad	w	753		Mrz 92			1,630	2,060	
HE1704	ad	w	581		Jan 92				1,500	
1017	ad	m	748	2,15	Dez 93	4,220	3,420	0,807		1,707
1028	ad	w	675	1,815	Jan 94	7,120	5,450	1,469	2,823	2,795
1029	ad	w	620	1,425	Jan 94	4,260	4,200	1,404	1,961	2,973
1040	ad	w	693	2,088	Feb 94	11,700	7,310	2,288		5,887
1041	ad	m	678	1,666	Feb 94	10,500	7,930	2,445	2,060	4,523
1032	ad	w	820		Jan 94				1,574	
1050	ad	m	1164		Feb 94				2,201	
1046			995		Feb 94				3,181	
1033			807		Jan 94				1,325	
1047			987		Feb 94				2,259	

Selen

Vogel- Nr.	Alter	Sex	Gewicht (g)*	Konditi- onsfaktor	Datum	Leber (µg/g)	Niere (µg/g)	Federn (µg/g)
HE1655	im	w			Jan 92	14,405	23,550	
HE1659	im	w			Jan 92	21,270		1,075
HE1663	im	m			Jan 92	13,595	23,865	
HE1664	im	m	828		Jan 92	15,935		2,080
HE1667	im	w	681		Jan 92			1,238
HE1670	im	m	600		Feb 92	14,310	21,260	1,310
HE1687	im	m	540		Mrz 92			1,210
HE1695	im	m	600		Jan 92	16,245	40,380	2,195
HE1705	im	m	768		Mai 92	8,350	11,020	1,435
HE1709	im	m	564		Feb 92	16,020	33,815	1,101
1042	im	w	870	2,559	Feb 94	10,900	17,010	
1045	im	w	636	1,641	Feb 94	14,090	20,830	1,062
1039	im	w	570	0,849	Feb 94	24,850	38,550	0,937
1031	im	m	648	2,112	Jan 94		23,180	0,979
1027	im	w	617	1,701	Jan 94	12,210	16,530	1,071
1037	im	m	728	1,81	Jan 94	12,480	21,730	1,100
1034	im	m	578	1,427	Jan 94	13,870	21,040	1,236
1026	im	m	653	1,335	Jan 94	10,650	12,360	1,044
ED441	im	m	624		Feb 92	20,320		1,160
2	im	m			Dez 92			
1	im	m			Jul 92	7,370		
588	im			2,541			24,630	
947	im			2,006			18,870	
946	im			1,767			23,820	1,495
847	im			2,242			22,160	
HE1688	ad	w			Mrz 92	11,910	20,900	1,650
HE1693	ad	w	732		Mrz 92	12,710	28,310	
HE1694	ad	w	753		Mrz 92			1,793
HE1704	ad	w	581		Jan 92			
1017	ad	m	748	2,15	Dez 93	13,360	24,810	
1040	ad	w	693	2,088	Feb 94	12,600	25,930	
1041	ad	m	678	1,666	Feb 94	14,520	25,990	1,061
1028	ad	w	675	1,815	Jan 94	18,390	24,410	1,735
1029	ad	w	620	1,425	Jan 94	12,810	23,830	1,707
1032	ad	w	820		Jan 94			1,500
1050	ad	m	1164		Feb 94			1,597
1033			807		Jan 94			1,251

* häufig verfälscht durch Nässe oder Öl

Selbstständigkeitserklärung

Ich erkläre, dass ich die hier vorgelegte Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, andere als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Die Arbeit wurde in Teilen bereits veröffentlicht:

- Wenzel, C. & Adelung, D. (1996): The Suitability of Oiled Guillemots (*Uria aalge*) as Monitoring Organisms for Geographical Comparisons of Trace Element Contaminants. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **31**: 368-377.
- Wenzel, C., Adelung, D. & Theede, H. (1996): Distribution and age-related changes of trace elements in kittiwake *Rissa tridactyla* nestlings from an isolated colony in the German Bight, North Sea. The Science of the Total Environment **193**: 13-26

Kiel, 14.03.2003

Lebenslauf

Name: Christine Wenzel
Geburtsdatum: 05.01.1962
Geburtsort: in Wilhelmshaven
Staatsangehörigkeit: Deutsche
Familienstand: ledig

Schulbildung und Studium:

1968 - 1972: Grundschule Altengroden, Wilhelmshaven
1972 - 1981: Käthe-Kollwitz-Gymnasium, Wilhelmshaven, Abschluss: Abitur

Studium der Biologie:

1983 - 1984: Universität Bielefeld
1984 - 1987: Christian-Albrechts-Universität Kiel (CAU)
1987 - 1988: University College of Swansea/GB
1988 - 1991: CAU Kiel; Abschluss 1992: Dipl. Biol.; Diplomarbeit an der CAU Kiel/Abt. Meereszoologie: „Spurenelementakkumulation am Integument der Robbe *Phoca vitulina*“.

Berufstätigkeit und Fortbildung:

08/1981 - 02/1983: Ausbildung zur Apothekenhelferin in Wilhelmshaven
04/1992 - 03/1995: wissenschaftliche Mitarbeiterin an der CAU Kiel
11/1995 - 12/1995: Praktikum im Ingenieurbüro Possel & Partner mbH
03/1996 - 03/1997: Fortbildung zur "Sachverständigen für Bodenschutz und Altlasten" bei dem Büro für Umweltpädagogik (BUP), Göttingen
seit 07/1997: Angestellte im Landesamt für Natur und Umwelt, Dezernat Altlasten, Flintbek