

Aus dem AK Stoffwechselphysiologie der Universität Frankfurt am Main

Untersuchungen zur Belastung von Vogeleiern mit Chlorkohlenwasserstoffen unter besonderer Berücksichtigung der PCBs

Studies on the contamination of bird eggs with chlorinated hydrocarbons
with a special view of PCBs

Von Jochen Disser, Hubertus Brunn, Alfred Nagel und Roland Prinzinger

Key words: PCB, chlorinated hydrocarbons, contamination, pesticides, Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT), Dichlordiphenyldichlorethan (DDD), Dichlordiphenyldichlorethen (DDE), gamma-Hexachlorcyclohexan (LINDAN), alpha-Hexachlorcyclohexan (α -HCH), beta-Hexachlorcyclohexan (β -HCH), Pentachlorbenzol (PChB), Hexachlorbenzol (HCB), *Parus major*, *Parus caeruleus*, *Passer domesticus*, *Passer montanus*, *Columba oenans*, *Corvus monedula*, *Sitta europaea*, *Sturnus vulgaris*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Milvus milvus*, *Tyto alba*, *Accipiter gentilis*, *Turdus merula*, *Turdus philomelos*, *Buteo buteo*, *Falco tinnunculus*, *Strix aluco*, *Ficedula hypoleuca*, *Pyrrhocorax graculus*.

Zusammenfassung

DISSER, J., H. BRUNN, A. NAGEL & R. PRINZINGER (1992): Untersuchungen zur Belastung von Vogeleiern mit Chlorkohlenwasserstoffen unter besonderer Berücksichtigung der PCBs. Ökol. Vögel 14: 173-209. 216 Eier von 20 Vogelarten wurden auf ihren Gehalt an 18 Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) untersucht. Die Arten wurden in vier Gruppen mit unterschiedlicher Stellung in der Nahrungskette gegliedert.

Die Analysen erfolgten gaschromatographisch mit ECD und Kapillarsäule an drei Geräten mit Säulen jeweils unterschiedlicher Polarität. Für die polychlorierten Biphenyle (PCB) wurde die Methode der Analytik definierter Kongenere angewandt. Im einzelnen konnte folgendes gezeigt werden:

Eier von Beutegreifern sind stärker mit CKW belastet als die restlichen Gruppen. Eier der Schleiereule sind besonders stark mit hochchlorierten PCB belastet.

Manche CKW reichern sich besonders stark in der Nahrungskette an. Zu ihnen zählen DDE, PCB 138, PCB 153, PCB 180 und das HCB.

Unter den PCB nimmt das Maß der Anreicherung mit abnehmender Metabolisierbarkeit zu, ebenso mit zunehmender Chlorierung. PCB mit vicinalen unsubstituierten Kohlenstoffatomen werden weniger angereichert als 2,4,5-Chlor-substituierte Biphenyle. Sind vicinale unsubstituierte Kohlenstoffatome in 3-, 4- oder 3', 4'-Stellung vorhanden, nimmt das Akkumulationsvermögen weiter ab.

Anschriften der Verfasser:

J. D., A. N., R. P.: AK Stoffwechselphysiologie, Universität Frankfurt,

Siesmayerstraße 70, D-60323 Frankfurt/Main · Sonderdruckanforderungen an diese Adresse

H. B.: Staatl. Medizinal-, Lebensmittel- und Veterinär-Untersuchungsamt Mittelhessen

Marburgerstraße 54, D-35396 Gießen.

Rote-Liste-Arten weisen bei persistenten CKW (DDE, PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB) die höchsten Konzentrationen auf.

Im Vergleich zu den Meßwerten früherer Untersuchungen (CONRAD 1977) sind die Belastungen mit denjenigen CKW, deren Anwendung seit einigen Jahren verboten ist, zurückgegangen.

Zugvögel weisen bei gleicher Trophiestufe verglichen mit Standvögeln keine erhöhte Belastung mit CKW auf.

Feldsperlinge und Trauerschnäpper, deren Bestände in den letzten Jahren lokal drastisch zurückgegangen sind, sind vergleichsweise stark mit CKW belastet.

Kohlmeiseneier sind in städtischen Gebieten mit allen untersuchten CKW stärker belastet als solche aus ländlichen. Dabei sind nicht geschlüpfte Eier stärker kontaminiert als Zufallsproben.

Erstgelegte Eier von Kohlmeisen sind stärker mit CKW belastet als die folgenden. Die Belastung nimmt mit zunehmender Legefolge ab.

Summary

DISSER, J., H. BRUNN, A. NAGEL & R. PRINZINGER (1992): Studies on the contamination of bird eggs with chlorinated hydrogen carbons with a special view of PCBs. *Ecol. Birds* 14: 173-209.

Levels of 18 chlorinated hydrocarbons (chlororganic pesticides and polychlorinated biphenyls) have been determined by gas chromatography in 216 eggs of 20 different bird species representing different positions of the food chain.

The analysis was done by gaschromatography with an ECD and a capillary column by three different apparatus with columns of different polarity. To investigate the polychlorinated biphenyls (PCB) the method of analysis of defined congeners was used. The following results could be obtained:

Eggs of carnivorous species show the highest residue-levels. Eggs of the Barn Owl are specially polluted with high-colorinated PCB.

The following substances show a clear accumulation of concentration within the food chain: DDE, PCB 138, PCB 153, PCB 180 and HCB.

The rate of accumulation in PCB increases with their rate of chlorination and their decreased ability for metabolic decomposition. PCB with unsubstituted vicinal positions were less accumulated than 2,4,5-chlorosubstituted biphenyls. Accumulation also decreases when there are unsubstituted vicinal 3,4- and 3',4'-positions.

Endangered (red-data-book) species show the highest amounts of the following substances: DDE, PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB.

These substances from which the application is prohibited since several years show a decrease in their residue levels compared with earlier investigations.

Migrating birds show no increased residue levels compared to non-migratory birds of the same food-chain level.

Passer montanus and *Ficedula hypoleuca* show locally a dramatic reduction of their population. They have high contaminations with chlorinated hydrocarbons.

Eggs of *Parus major* show higher contaminations if collected from urban sites and lower contaminations if collected from rural sites. Non-hatched eggs are higher contaminated than normal hatched eggs.

In *Parus major* first layed eggs show the highest residue levels. The contamination decreases egg per egg following the course of laying sequence.

1. Einleitung

Pestizide aus der Gruppe der chlorierten Kohlenwasserstoffe besitzen eine Vielzahl von Wirkungen auf Entwicklung und Physiologie der Vögel (z.B. CONRAD 1977, PRINZINGER & PRINZINGER 1980). Die großen Gefahren dieser Substanzen sind ihre Langlebigkeit in der Natur und ihre Eigenschaft, sich im Fett von Tieren anzureichern. Damit sind sie ein besonderes Problem in Nahrungsketten, an deren Schluß oftmals die Vögel stehen.

Bereits in den siebziger Jahren wurde in der BRD wegen dieser Langzeitwirkungen eine größere Anzahl Pestizide verboten oder zumindest in ihrer Anwendung stark eingeschränkt. Dazu gehören u.a. DDT (1971), das Hexachlorbenzol (1977), Dieldrin (1974) und die Polychlorierten Biphenyle (PCB) außerhalb geschlossener Systeme (1978).

In der vorliegenden Arbeit wird die Belastung von Vögeln im städtischen Großraum Frankfurt im Vergleich zur ländlichen Umgebung mit chlorierten Kohlenwasserstoffen bestimmt. Besondere Berücksichtigung findet dabei die jeweilige Stellung des Vogels in der Nahrungskette. Ortsabhängige Belastungen werden zusätzlich am Beispiel der Kohlmeise (*Parus major*) detaillierter dargelegt. Die Beziehung zwischen dem Rückgang einer Art und deren Belastung mit Chlorkohlenwasserstoffen wird am Feldsperling (*Passer montanus*) dargestellt.

Um dieses Ziel zu erreichen, wurden die Eier von 20 Vogelarten auf insgesamt 18 Chlorkohlenwasserstoffe gaschromatographisch untersucht, wobei die PCB durch die Analytik definierter Kongenere bestimmt wurden.

Tab. 1. Übersicht über das gesamte Probenmaterial. Dargestellt sind alle 20 untersuchten Arten, die Anzahl der Eier pro Art und die Anzahl der Gelege, aus denen diese Eier stammten. Gesammelt wurden die Eier in den Jahren 1983-1986. — Survey of the analyzed samples. The probes were collected in the years 1983-1986.

Art/species	Anzahl Eier number of eggs	Anzahl Gelege number of clutches
Alpendohle <i>Pyrrhocorax graculus</i>	2	1
Amsel <i>Turdus merula</i>	8	2
Blaumeise <i>Parus caeruleus</i>	6	1
Dohle <i>Corvus monedula</i>	2	2
Feldsperling <i>Passer montanus</i>	26	13
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>	6	6
Haussperling <i>Passer domesticus</i>	3	1
Hohltaube <i>Columba oenas</i>	7	4
Kleiber <i>Sitta europaea</i>	8	2
Kohlmeise <i>Parus major</i>	84	45
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>	1	1
Rotmilan <i>Milvus milvus</i>	1	1
Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	3	2
Schleiereule <i>Tyto alba</i>	27	4
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	3	1
Star <i>Sturnus vulgaris</i>	7	3
Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>	9	3
Turmfalke <i>Falco tinnunculus</i>	3	1
Waldkauz <i>Strix aluco</i>	9	5
Wiesenweihe <i>Circus pygargus</i>	1	1

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsmaterial und Grundlagen

Eier von 20 Vogelarten, die 1983-1986 gesammelt wurden, wurden untersucht (Tab. 1). Dabei waren Arten mit unterschiedlicher Stellung in der Nahrungskette als auch unterschiedlicher geographischer Herkunft in der Auswahl. Die Eier entstammten entweder Gebieten mit vorwiegend landwirtschaftlicher Nutzung oder solchen mit starker industrieller Belastung. Aus Gründen des Artenschutzes wurden nur Proben aus aufgegebenen Gelegen oder im Nest zurückgebliebene Resteier gesammelt. Sie wurden bis zur Aufarbeitung tiefgefroren.

Belastung und Legefolge

Die Frage, ob Eier in Abhängigkeit von der Legefolge eine unterschiedliche Belastung mit Pestiziden aufweisen, wurde anhand von 20 Kohlmeiseiern aus 5 Gelegen bekannter Legefolge überprüft. Es wurden jeweils nur die ersten 4 Eier eines Geleges untersucht, wobei die, die sich in der Legefolge entsprachen, zu einer Probe zusammengefaßt wurden.

Belastung von Resteiern und kompletten Gelegen

Resteier spiegeln nicht unbedingt die tatsächliche Belastung einer Art wider. Die Belastung mit Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) könnte die Ursache dafür sein, daß kein Jungvogel geschlüpft ist. Solche Analysen geben dann einen zu hohen Wert. Um dies auszuschließen, ist es notwendig, auch komplette Gelege zu untersuchen. Dazu wurden Eier der Kohlmeise (*Parus major*) aus aufgegebenen Gelegen verwendet. Um auszuschließen, daß diese Gelege wegen eines gestörten Brutverhaltens aufgrund einer hohen Belastung der Alttiere mit CKW verlassen wurden, sind nur Eier verwendet worden, bei denen die Gründe für die Aufgabe bekannt waren (SCHMIDT 1983). Sie wurden von Dr. K.-H. SCHMIDT in Schlüchtern gesammelt und uns zur Verfügung gestellt.

Um einen Unterschied in der Kontamination von Resteiern und Eiern aus Vollgelegen zu bestimmen, wurden 84 Eier untersucht, von denen 32 aus Frankfurt/Main und 52 aus Schlüchtern stammten, wobei von jedem Fundpunkt jeweils 16 Resteier zur Verfügung standen. Dabei konnte nicht ausgeschlossen werden, daß in den Vollgelegen auch »potentielle« Resteier vorhanden waren.

Der Zusammenhang zwischen der Belastung mit CKW und dem Rückgang einer Art wurde an 26 Feldsperlingseiern aus 13 Gelegen verschiedener Herkunft untersucht. Sie waren aus einem Gebiet, in dem erhöhtes Nestlingssterben beobachtet wurde (Brutgebiet Breitenbach-Wäldchen, BRTW), aus einem Dorf in unmittelbarer Nähe des Brutgebiets (BRTD) oder aus einem Dorf (Bellings), mehrere km vom Brutgebiet entfernt (BEL). Bei diesen Eiern wurde zwischen Resteiern und solchen aus aufgegebenen Gelegen unterschieden (Tab. 2). Im Gegensatz zu den Kohlmeisen wurde jedes Feldsperlingsei getrennt aufgearbeitet, um die Schwankungsbreite der Belastung einer Population auf engem Raum zu ermitteln.

Tab. 2. Herkunft der Feldsperlingseier. Angegeben ist die Anzahl der Eier (Anzahl der Gelege in Klammer). — Origin of the eggs of *Passer montanus* (number of clutches in parenthesis).

Herkunft / origin

Eier (eggs)	Breitenbach Dorf (village)	Breitenbach Wäldchen (forest)	Bellings Dorf (village)
Vollgelege (full clutch)	1 (1)	9 (2)	2 (1)
Resteier (non hatched eggs)	3 (3)	10 (5)	3 (2)

Nahrungskettenproblematik

Unter den CKW-Pestiziden sind viele mit einer ausgeprägten Persistenz. Solche Substanzen reichern sich in der Nahrungskette an. Die untersuchten Arten wurden aufgrund ihrer Stellung in der Nahrungskette in 4 Gruppen gegliedert. Dies sollte Aufschluß geben, auf welcher Stufe der Nahrungskette welche Pestizide in welcher Konzentration zu finden sind. Besonderes Interesse verdienen die Verbindungen, deren Anwendung in der Bundesrepublik Deutschland vor einigen Jahren verboten wurden (DDT, Dieldrin, HCB). Um die Akkumulation zu verfolgen, wurden die Vogelarten auf folgende 4 Gruppen verteilt: 1) Herbivor: Primärkonsumenten Hohltaube (*Columba oenas*), Feldsperling (*Passer montanus*), Haussperling (*Passer domesticus*). 2) Omnivor: Primär- und Sekundärkonsumenten Dohle (*Corvus monedula*), Alpendohle (*Pyrrhocorax graculus*), Star (*Sturnus vulgaris*), Kohlmeise (*Parus major*), Blau- meise (*Parus caeruleus*), Kleiber (*Sitta europaea*). 3) Carnivor: Sekundärkonsumenten Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*), Singdrossel (*Turdus philomelos*), Amsel (*Turdus merula*), 4) Carnivor: Tertiärkonsumenten Habicht (*Accipiter gentilis*), Mäusebussard (*Buteo buteo*), Rotmilan (*Milvus milvus*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Schleiereule (*Tyto alba*), Turmfalke (*Falco tinnunculus*), Waldkauz (*Strix aluco*), Wiesenweihe (*Circus pygargus*). Diese Einteilung ist natürlich sehr grob. So füttert z.B. der Feldsperling seine Jungen hauptsächlich mit Insekten; er selbst ernährt sich jedoch überwiegend herbivor.

Änderungen der p,p'-DDT-Belastung im Verlauf der Zeit

Die Anwendung von DDT ist bei uns seit 1971 verboten. Deshalb sollte DDT und seine Metaboliten im Laufe der Zeit aus Umweltpollen immer mehr verschwinden. Zugvögel jedoch, die in Afrika überwintern, sind dort immer noch einem Einsatz von DDT ausgesetzt. Dort wird die Malaria (Anopheles-Mücken) oder die Heuschreckenplage mit DDT bekämpft. Teilzieher werden hier nicht zu dieser Problemgruppe gezählt; ebenso Arten, die nur bis Südeuropa ziehen (Rotmilan, Star etc.) und solche, bei denen nur nordische Populationen in Afrika überwintern (Turmfalke, Habicht etc.).

Folgende Arten kommen für eine erhöhte DDT-Belastung durch Kontamination im Überwinterungsgebiet in Betracht: Trauerschnäpper, Wiesenweihe, Rohrweihe und Mäusebussard. Sie könnten danach auch heute noch hohe Belastungswerte des DDT und seinen Metaboliten aufweisen. Ob dies tatsächlich der Fall ist, wurde im Vergleich zu typischen Standvögeln (Schleiereule, Waldkauz etc.) untersucht. Besonders interessieren die Belastungen der Eier von bedrohten Vogelarten, die in der »Roten Liste« (Stand 1984) geführt werden. Deshalb wurden die Eier folgender 5 Arten in die Untersuchung aufgenommen, auch wenn die Stichprobengröße klein war: Vom Aussterben bedroht: Wiesenweihe. Stark gefährdet: Hohltaube, Rotmilan. Gefährdet: Schleiereule. Potentiell gefährdet: Habicht, Rohrweihe. Auch dem starken Rückgang des Feldsperlings gilt aus den o. g. Gründen besonderes Interesse.

2.2 Untersuchungsmethoden

Die Aufarbeitung der einzelnen Proben erfolgte in Anlehnung an STEINWANDERER 1975, SPECHT & TILLKES 1979 und VLUFU 1985 in folgenden Teilschritten: Bestimmung der Schalendicke, Trocknung der Proben und Bestimmung der Trockenmasse, Fettextrakt und Bestimmung der Fettmasse, Reinigungsschritt I, Säulenchromatographie an Aluminiumoxid, Reinigungsschritt II, Säulenchromatographie an Kieselsäure, Analyse, Gaschromatographie (GC) mit Kapillarsäule und ECD-Detektion.

Durchführung der Analysen

Schalendicke der Eier: Mikrometerschraube, 0-25 mm, kleinster Teilstrich 10 µm, 2 µm abschätzbar, Fa. Mitutoyo. Trocknung der Proben im Trockenschrank bei 60°C auf Aluminiumfolie bis zur Massekonstanz (Waage: Mettler H10T, ±0,1 mg) = Gesamttrockenmasse. Dann wurden die Eier mit Seesand homogenisiert. Ein Mengenverhältnis 1/3 Probe / 2/3 Seesand erwies sich als günstig, um ein Verklumpen zu verhindern. Das Gemisch wurde in Zellulosehülsen überführt und mindestens 8 h mit Petroleumbenzin, Siedebereich 40-60°C, extrahiert (Soxhlet). Proben mit großer Eimasse wurden über Nacht im Lösungsmittel (Petroleumbenzin) belassen und am nächsten Tag weitere 8 h extrahiert. Der Extrakt wurde im Rotationsverdampfer eingengt und bei 60°C zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Fettmasse der Probe wurde aus der Differenz des Kolbengewichtes mit der Trockenfettmasse und dem vor der Extraktion ermittelten Leergewicht des Kolbens ermittelt und daraus mit Hilfe der zuvor bestimmten Trockenmasse die Fettmasse der Eier errechnet. Die Fettmasse der Probe ist wichtig als Bezugsgröße für die

später folgende Konzentrationsbestimmung. Sie muß möglichst exakt durchgeführt werden. Aus diesem Grunde und weil für den nachfolgenden ersten Reinigungsschritt die Fettmasse nicht über 375 mg liegen sollte, wurde das Fett in 20 ml Petroleumbenzin gelöst und ein Teil dieser Lösung in ein Gläschen pipettiert, das nicht mehr als 6 g wog. Die Menge der einpipettierten Lösung wurde so gewählt, daß sie weniger als 375 mg Fett enthielt. Nach erneutem Trocknen bis zur Gewichtskonstanz konnte durch Auswiegen die Fettmasse der Probe ermittelt werden. Da die Gläschen durch niederschlagende Luftfeuchtigkeit an Gewicht zunehmen wurden sie bis zum Wiegen in einem Exsikkator aufbewahrt. Diesem Schritt folgte eine erste säulenchromatographische Reinigung an Aluminiumoxid: Durchmesser der Säule 20 mm, Länge 420 mm, gefüllt mit 30 g Aluminiumoxid (150 basisch, Typ T, 70-230 mesh), mit 5 g Natriumsulfat (pro Anali, 1 Woche bei 300°C getrocknet) überschichtet; Lösungsmittel 250 ml mehrfach destilliertes Petroleumbenzin, dessen Reinheit zuvor mit dem Gaschromatographen überprüft worden war. Da die absorptiven Eigenschaften des Aluminiumoxids stark vom Wassergehalt abhängig sind, wurde es eine Woche bei 300°C getrocknet und anschließend mit 4% Wasser (bidest.) belegt. Die Belegung wurde so gewählt, daß die zu messenden Substanzen die Säule ungehindert passieren konnten, Verunreinigungen jedoch zurückgehalten wurden. Dazu wurde vor Versuchsbeginn je eine bekannte Menge an Standardsubstanzen über Säulen mit verschiedener Belegung eluiert. Die Belegung mit der besten Wiederfindung lag bei 4 ml H₂O pro 100 g Aluminiumoxid. Das Natriumsulfat diente als zusätzliches Trockenmittel. Das Eluat aus dem 1. Reinigungsschritt wurde im Rotationsverdampfer auf ca. 2 ml eingengt und einer zweiten säulenchromatographischen Reinigung zugeführt: 1 g Kieselgel (60, 70-230 mesh) wurde in eine Säule (Durchmesser 10 mm, Länge 200 mm) gefüllt, mit Natriumsulfat überschichtet und einem Wattebausch abgedeckt. Das Kieselgel ist zuvor eine Woche im Trockenschrank bei 150°C getrocknet und anschließend mit 1,5% H₂O deaktiviert worden. Unmittelbar vor dem 2. Reinigungsschritt wurde die Säule mit 5 ml n-Hexan (zur Rückstandsanalyse) gespült und das Eluat verworfen. Sobald n-Hexan bis zur Säulenoberfläche abgelaufen war, wurde die Probe aufgebracht und mit 1 ml n-Hexan gespült. Mit 2 ml Elutionsmittel (n-Hexan/Toluol, 65% / 35%, zur Rückstandsanalyse) wurde der Kolben, aus dem die Probe stammte, ausgeschwenkt und diese ebenfalls auf die Säule gebracht, sobald das n-Hexan abgelaufen war. Von diesem Zeitpunkt an wurde die Lösung aufgefangen. Im nächsten Schritt wurde mit weiteren 12 ml Elutionsmittel eluiert. Die Probe wurde mit dem Verdampfer eingengt und in einem Meßkölbchen mit iso-Octan (zur Rückstandsanalyse) auf 5 ml aufgefüllt. Danach erfolgte die GC-Analyse mit verschiedenen Geräten: Kapillargaschromatograph I, Dani, HR 3800 mit Glassäule OV-101, 20 m, Aufzeichnung der Daten mit Apple II Europlus mit AD-Wandlertarte, Analyse mit Atari (520 ST+); Kapillargaschromatograph II, Fa. (Chrompack-) Packard, Säule: DB-1 0,25 µm, fused silica, 30 m lang, 0,25 mm Innendurchmesser; Kapillargaschromatograph III, Fa. (Chrompack-) Packard, Säule: DB-5 0,25 µm, fused silica, 30 m lang, 0,25 mm Innendurchmesser, mit Integrator (Shimadzu). Alle 3 Gaschromatographen waren mit zeitgesteuertem Temperaturprogramm und einer Electron Capture Detection (ECD) ausgerüstet. Trägergas: Stickstoff (99,999%, Dani) bzw. Helium (99,99%, Packard). Das Injektionsvolumen betrug 2 µl.

Bei Messungen mit Gaschromatographen ist die exakte Bestimmung der Retentionszeit und der Amplitude außerordentlich wichtig. Die Retentionszeit ist zur Identifizierung der Peaks bzw. Substanzen notwendig. Die Amplitude des Signals liefert die Konzentration der betreffenden Substanz. Analysen, besonders im Spurenbereich, bringen jedoch hinsichtlich der Reproduzierbarkeit von Retentionszeit und Amplitude grundsätzlich Ungenauigkeiten mit sich. Um diese berechnen zu können, wurde mit 4 externen Standards gearbeitet. Diese wurden der Probe unmittelbar vor der Injektion in einer bekannten Konzentration zugesetzt. Sie wurden so gewählt, daß sich ihre Retentionszeiten über das gesamte Chromatogramm verteilen, ohne daß es zu Überlagerungen mit den Analyten kam. So war es möglich, in den verschiedenen Abschnitten des Chromatogramms Verschiebungen der Retentionszeit zu messen und dies bei der Identifizierung der restlichen Peaks zu berücksichtigen. Schwankungen der Amplitude wurden durch Berechnung der Konzentration der Standards aus den Meßwerten und dem Vergleich mit den zugesetzten Konzentrationen erfaßt. Aus den Abweichungen der gemessenen Konzentrationen konnte man den Schwankungsverlauf der Amplituden mit der Zeit bestimmen und Korrekturfaktoren für jede einzelne Substanz in jeder einzelnen Messung berechnen.

Messung an verschiedenen Geräten: Mitunter sind die Proben mit unbekanntem Substanzen verunreinigt, die ein Signal im Detektor erzeugen. So können neben anderen chlorierten Chemikalien auch schwefel- und stickstoffhaltige Moleküle trotz aufwendiger Reinigungsschritte stören. Falls eine solche

Verbindung die gleiche Retentionszeit wie eine der zu messenden Substanzen aufweist, können theoretisch zwei Fehler gemacht werden. Zum einen kann das Vorhandensein der kalibrierten Verbindung vorgetäuscht werden, zum andern kann es durch Überlagerung der Signale zu einer fehlerhaft überhöhten Amplitude kommen. Diese Fehler sind auch durch wiederholte Messungen nicht zu beseitigen. Deshalb ist es erforderlich, die Messung mit einer anderen Chromatographiesäule, die eine andere Trenncharakteristik hat, erneut durchzuführen. Die Proben wurden deshalb an 3 Geräten mit Säulen unterschiedlicher Trenncharakteristik analysiert. Als nachgewiesen gilt eine Verbindung nur dann, wenn sie mindestens auf zwei der drei Säulen eindeutig identifiziert werden konnte. Die Aufarbeitung der Proben und die Messungen mit der Säule OV-101 und dem GC I wurden in Frankfurt durchgeführt. Die Messungen mit den GC II und II mit den Säulen DB-1 und DB-5 wurden im Staatlichen Untersuchungsmittelhessen in Gießen durchgeführt. Die Kontrolle der Trennleistung der Kapillarsäulen erfolgte durch Chromatographie von Standardmischungen der PCB 28 und 31 (2,4',5-Trichlorbiphenyl).

Gemessene Substanzen und Eichung

Folgende 18 CKW wurden qualitativ und quantitativ nachgewiesen. Die PCB sind entsprechend BALLSCHMITER & ZELL (1980) gekennzeichnet:

1. PCB Nr. 8 (2,4'-dichlorobiphenyl)
2. PCB Nr. 28 (2,4,4'-trichlorobiphenyl)
3. PCB Nr. 49 (2,2',4,5'-tetrachlorobiphenyl)
4. PCB Nr. 52 (2,2',5,5'-tetrachlorobiphenyl)
5. PCB Nr. 101 (2,2',4,5,5'-pentachlorobiphenyl)
6. PCB Nr. 138 (2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphenyl)
7. PCB Nr. 139 (2,2',3,4,4',6-hexachlorobiphenyl)
8. PCB Nr. 141 (2,2',3,4,5,5'-hexachlorobiphenyl)
9. PCB Nr. 153 (2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl)
10. PCB Nr. 180 (2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphenyl)
11. p,p'-Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT)
12. p,p'-Dichlordiphenyldichlorethan (DDD)
13. p,p'-Dichlordiphenyldichlorethen (DDE)
14. gamma-Hexachlorcyclohexan (LINDAN)
15. alpha-Hexachlorcyclohexan (α -HCH)
16. beta-Hexachlorcyclohexan (β -HCH)
17. Pentachlorbenzol (PChB)
18. Hexachlorbenzol (HCB)

externe Standards:

19. Tetrachlornitrobenzol
20. epsilon-Hexachlorcyclohexan (ϵ -HCH)
21. Mirex
22. PCB Nr. 209 (2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-decachlorobiphenyl)

Theoretisch gibt es 209 verschiedene Chlorobiphenyle. Bei der Herstellung entstehen in Abhängigkeit von der Menge an eingesetztem Chlor Gemische mit unterschiedlichem Grad der Chlorierung (DFG 1988). In den technischen Handelsprodukten, aber auch in der Umwelt, sind bisher über 100 Kongenere nachgewiesen worden. Diese werden jedoch in den Organismen der Nahrungskette unterschiedlich schnell biotransformiert, so daß sich, in Abhängigkeit von Substitution und Chlorierungsgrad, unterschiedliche »Muster« an PCB-Kongenere in Muskulatur bzw. Fettgeweben von Tieren ergeben. Die Gehalte der Kongenere in Proben entsprechen nicht mehr denen in den technischen Gemischen. Deshalb hat die Arbeitsgruppe »Organische Spurenanalytik« des VDLUFA ein Konzept entwickelt, nach dem tatsächlich gemessene Werte für ausgewählte PCB-Kongenere als Indikator für das gesamte PCB-Muster in Lebensmitteln und Umweltproben dienen. Dieses Konzept diente uns als Orientierung, weil eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus verschiedenen Labors langfristig unbedingt angestrebt werden muß. Danach wurden in erster Linie 6 Kongenere quantitativ erfaßt: PCB Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180. Die Messung speziell dieser 6 Substanzen hat mehrere Vorteile. Zum einen sind PCB Nr. 138, 153 und

180 die Kongenere, die in den Nahrungsketten besonders hohe Anreicherungsfaktoren aufweisen. Zum anderen ist die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Labors gewährleistet. Die restlichen PCBs (8, 49, 139, 141) wurden in die Analysen mit einbezogen, weil sie relativ häufig nachgewiesen werden konnten.

Die Eichung der Gaschromatographen erfolgte durch Mehrpunktkalibrierung. Dabei wurden Standardgemische mit 11 unterschiedlichen Konzentrationen je fünfmal aufgezeichnet und die Flächen der einzelnen Peaks integriert. Aus den 5 Flächenwerten, die wir für jede Substanz bei jeder Konzentration ermittelten, wurde jeweils der Mittelwert gebildet. Mit einem Regressionsprogramm wurden aus den Flächenmittelwerten und den zugehörigen Konzentrationen durch eine polynome Regression 3. Grades die Eichkurven erstellt. Die Bestimmungsgrenze der Methode betrug $1 \mu\text{g}/\text{kg}$ Fett (PCB Nr. 28).

Danksagungen

Wir danken den Herren BAYER und Dr. GEORGI vom Staatlichen Untersuchungsamt Mittelhessen in Gießen, ohne deren fachliche Unterstützung diese Arbeit nicht hätte durchgeführt werden können. Ebenso Herrn Prof. Dr. B. STREIT, der uns seinen Gaschromatographen zur Verfügung stellte, sowie Herrn Dr. K.-H. SCHMIDT für die Hilfe bei der Probenbeschaffung. Weiterhin sind wir den Herren HILLERICH, DIEHL und PETER für das Sammeln von Probenmaterial zu Dank verpflichtet. Unser ganz besonders herzlicher Dank geht an Herrn Dr. KISSNER für die zahlreichen Hilfestellungen bei grundsätzlichen Fragen der Analytik und der Computertechnik.

3. Ergebnisse

Alle Substanzen sind wenigstens in einer Probe nachgewiesen worden (Abb. 1). Seltenere oder nur in Spuren waren PCB 28 und 52, α -HCH und PChB vorhanden. Die restlichen Substanzen waren in mindestens der Hälfte der Proben nachweisbar (Tab. 3). PCB 138, 153 und 180 sowie DDE wurden in allen Proben gefunden. Während die durchschnittliche Konzentration der meisten Substanzen unterhalb $70 \mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse lagen, waren die von PCB 138 ($536 \pm 869 \mu\text{g}/\text{kg}$), PCB 153 ($767 \pm 1194 \mu\text{g}/\text{kg}$) und von PCB 180 ($616 \pm 1011 \mu\text{g}/\text{kg}$) in etwa zehnmal höheren Konzentrationen vorhanden. Die häufigste Substanz war das DDE, der Hauptmetabolit des DDT mit einer Konzentration von $1560 \pm 3153 \mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse. Dagegen war das DDT ($36,2 \pm 47,3 \mu\text{g}/\text{kg}$) selbst und sein anderer Metabolit DDD ($24,0 \pm 58,2 \mu\text{g}/\text{kg}$) nur noch in relativ geringen Mengen nachweisbar.

Tab. 3: Auflistung der häufigeren und deshalb ausgewählten PCB mit Angabe des Chlorierungsgrades und anderer CKW mit dem hauptsächlichen Verwendungszweck und den durchschnittlichen Gehalten (\pm SD) aller Proben ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse). — List of the most common and therefore chosen PCB with their levels of chlorination and other chlorinated hydrocarbons (CKW) and their main applications. The numbers give the mean residue levels ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dry mass) of the corresponding substance (\pm SD).

CKW	Anwendungsbereich (application)	$\mu\text{g}/\text{kg} + \text{SD}$
PCB 180	hochchloriertes Chlorbiphenyl	616 ± 1011
PCB 153	hochchloriertes Chlorbiphenyl	767 ± 1194
PCB 141	hochchloriertes Chlorbiphenyl	$13,8 \pm 18,8$
PCB 138	hochchloriertes Chlorbiphenyl	536 ± 869
PCB 101	mittelchloriertes Chlorbiphenyl	$29,3 \pm 35,0$
PCB 49	niederchloriertes Chlorbiphenyl	$36,1 \pm 68,4$
DDT	Insektizid	$36,2 \pm 47,3$
DDD	Metabolit des DDT	$24,0 \pm 58,2$
DDE	persistenter Metabolit des DDT	1560 ± 3153
Lindan	»kurzlebige Insektizid«	$44,0 \pm 88,8$
HCB	Saatbeizfungizid und Beiprodukt bei der Herstellung von Chlororganika	$62,5 \pm 176$

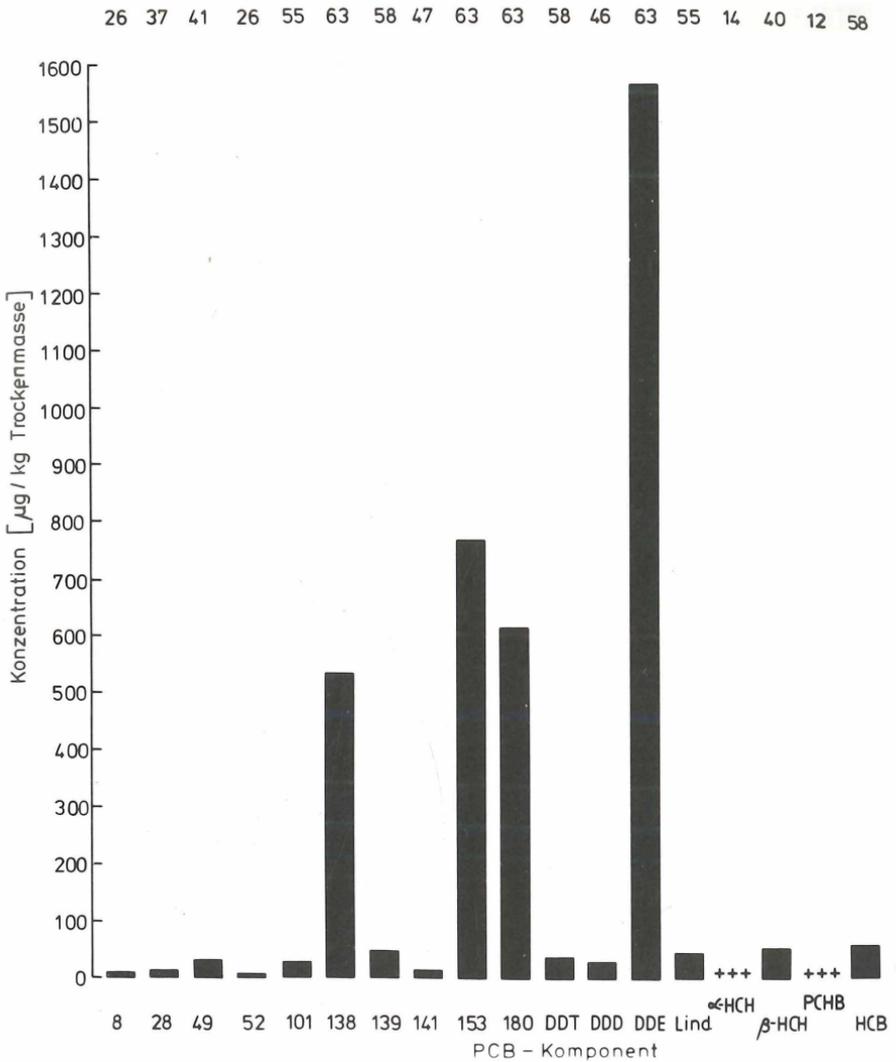


Abb. 1: CKW-Belastung aller Proben (arithmetisches Mittel, $n=63$) mit der Anzahl der Proben, in denen eine Substanz tatsächlich gefunden wurde (+++) bedeutet, daß eine Substanz sehr selten oder nur in sehr geringen Konzentrationen unterhalb der Eichkurve nachweisbar war. — Residues of chlorinated hydrocarbons CKW (chlororganic pesticides and polychlorinated biphenyls). The numbers above the bars show in how many samples the corresponding CKW was found. (+++)=residues are below the detecting range.

3.1 Nahrungsketten-Effekte

Die Belastung einzelner Arten, die eine unterschiedliche Stellung in der Nahrungskette einnehmen, ist in den Abb. 2 bis 12 dargestellt; jeweils die Konzentration eines ausgewählten Pestizides für alle untersuchten Spezies. Die Vogelarten sind in die 4 Gruppen Herbivora, Omnivora, Carnivora II (Sekundärkonsumenten) und Carnivora III (Tertiärkonsumenten) gegliedert. Für den Vergleich der Belastung verschiedener Arten wurden die in Tab. 3 aufgezählten CKW besonders berücksichtigt. Hinsichtlich des Gehaltes der einzelnen CKW können zwei Typen unterschieden werden. Zum einen solche, die in einer Konzentration bis maximal 200 µg/kg Trockenmasse vorkommen und zum anderen CKW, die zumindest bei einer Art in Kon-

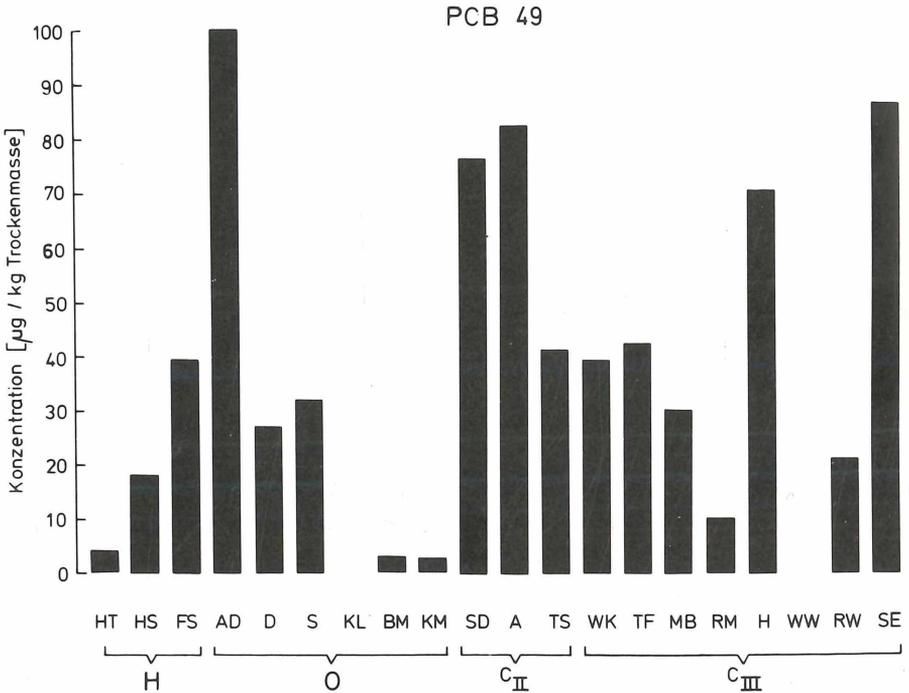


Abb. 2: Gehalte an PCB 49 (arithmetisches Mittel) in Abhängigkeit zur Position innerhalb der Nahrungskette. Abkürzungen: H=Herbivora, O=Omnivora, C_{II}=Carnivora II, C_{III}=Carnivora III, HT=Columba oenans, HS=Passer domesticus, FS=Passer montanus, AD=Pyrrhocorax graculus, D=Corvus monedula, S=Sturnus vulgaris, KL=Sitta europaea, BM=Parus caeruleus, KM=Parus major, SD=Turdus philomelos, A=Turdus merula, TS=Ficedula hypoleuca, WK=Strix aluco, TF=Falco tinnunculus, MB=Buteo buteo, RM=Milvus milvus, H=Accipiter gentilis, WW=Circus pygargus, RW=Circus aeruginosus, SE=Tyto alba.

zentrationen $> 1000 \mu\text{g}/\text{kg}$ gemessen wurden. Zum 1. Typ zählen PCB 49, PCB 101, PCB 141, DDT, DDD und Lindan, zum 2. Typ PCB 138, PCB 153 und PCB 180 sowie der Hauptmetabolit des DDT, das DDE. HCB nimmt in diesem Zusammenhang eine Zwischenstellung ein. Sein Wert für die Rohrweiheneier liegt mit $466 \mu\text{g}/\text{kg}$ deutlich über bzw. unter den hier festgelegten Grenzen.

Beide Gruppen sind durch eine weitere charakteristische Eigenschaft gekennzeichnet. Bei den CKW des 2. Typs ist die Gruppe der Carnivora III in unserer Untersuchung immer deutlicher stärker belastet als die restlichen Gruppen. Für DDE (Abb. 10) und PCB 153 (Abb. 6) ist im Mittel sogar noch eine z.T. deutlich ausgeprägte Stufung von den Carnivora II zu den Omnivora festzustellen, die zumindest tendenziell auch für PCB 138 (Abb. 4) und PCB 180 (Abb. 7) erkennbar ist. Für die Pestizide des ersten Typs sind die Abstufungen von den Carnivora III zu den Carnivora II für DDD gut ausgeprägt. Bei den PCB 101 und 141 sowie bei DDT sind die Unterschiede allerdings wesentlich geringer. Für PCB 49 und Lindan liegen die Konzentrationen im Durchschnitt bei den Carnivora II dagegen deutlich höher als bei den Carnivora III. War HCB – vom Absolutwert der Konzentrationen her gesehen – bei beiden Gruppen nicht zweifelsfrei zuzuordnen, so gehört es in Bezug auf die Konzentrationsdifferenzen zwischen den einzelnen Gliedern der Nahrungskette eindeutig zum Pestizidtyp 1. Sowohl die Abstufung von den Carnivora III zu den Carnivora II als auch die von den Carnivora II zu den Omnivora ist deutlich ausgeprägt. Sie ist

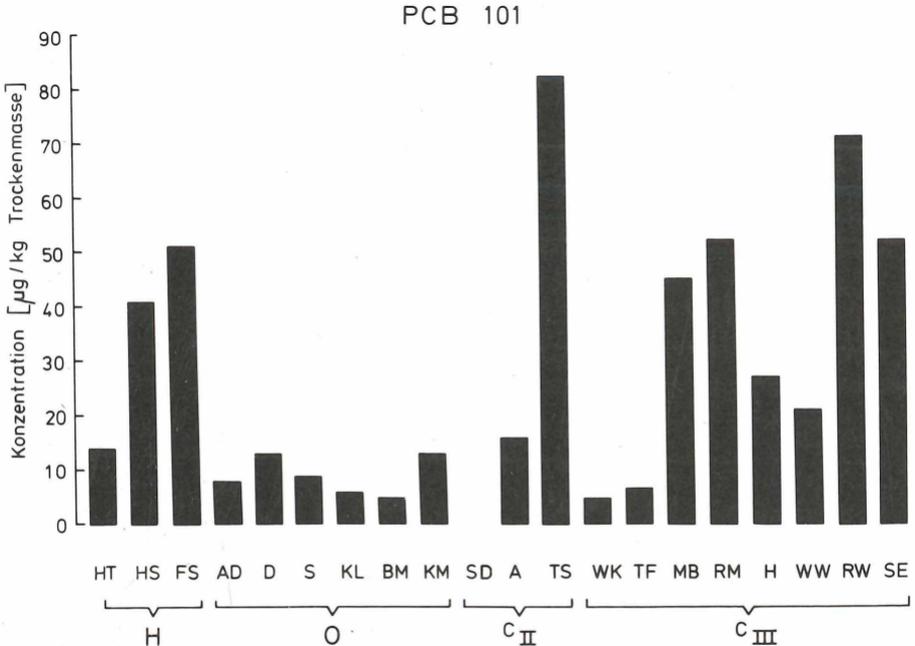


Abb. 3: Gehalte an PCB 101; sonst wie Abb. 2. — Residues of PCB 101; details as in fig. 2.

sogar so deutlich, daß die am höchsten belastete Art einer Stufe (Dohle, Trauerschnäpper) weitgehend gleich hohe Konzentrationen aufweist wie die am geringsten belastete Art der nächsthöheren Stufe (Singdrossel, Waldkauz). Die Herbivora sind für alle dargestellten CKW deutlich höher belastet, als es ihrer Stellung in der Nahrungskette entspricht. Abgesehen von den Konzentrationen des PCB 180 (Abb. 7) und PCB 49 (Abb. 2) sind die jeweiligen CKW in Eiern der herbivoren Vögel immer höher konzentriert als in denen der Omnivoren. PCB 138 (Abb. 4), PCB 153 (Abb. 6), Lindan, DDD und HCB sind in Eiern der Herbivora sogar stärker konzentriert als in denen der Carnivora II. Bei PCB 101 (Abb. 3) sind die Konzentrationen in den Herbivora, Carnivora II und Carnivora III auf demselben Niveau zu finden. Für DDT und Lindan weisen die Herbivora deutlich die höchsten Konzentrationen auf. Die Eier des Haussperlings sind mit 142 µg/kg Trockenmasse am stärksten mit

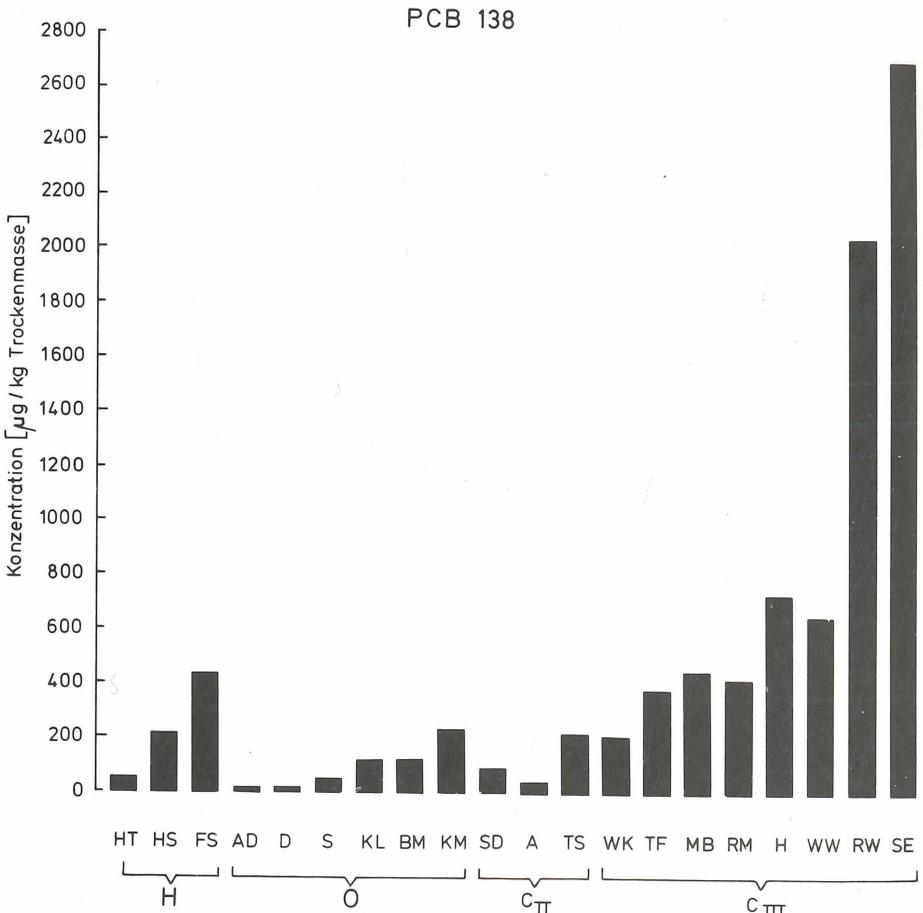


Abb. 4: Gehalte an PCB 138; sonst wie Abb. 2. — Residues of PCB 138; details as in fig. 2.

DDT belastet. Selbst die ansonsten hoch belastete Schleiereule weist mit 78 µg/kg eine wesentlich geringere Konzentration auf. Auch die Konzentration des Lindans ist in den Eiern des Feldsperlings am höchsten (141 µg/kg), gefolgt vom Trauerschnäpper (100 µg/kg). Beide Arten weisen nicht nur für Lindan außergewöhnlich hohe Gehalte auf. Auch PCB 101 (Abb. 3) und PCB 141 (Abb. 5) wurden in vergleichsweise hohe Konzentrationen gefunden.

Tab. 4. Gehalte einzelner CKW in Eiern von Rote-Liste-Arten (µg/kg Trockenmasse); Werte gerundet. Abkürzungen: RW=Rohrweihe, WW=Wiesenweihe, RM=Rotmilan, HT=Hohltaube, SE=Schleiereule, HB=Habicht. — Residues (µg/kg dry mass) of particular polychlorinated hydrocarbons in eggs of endangered bird species. For names see fig. 2. All values in rounded figures.

Substanz (substance)	RW 1	RW 2	Rückstände (residues) in µg/kg				SE	HB
			WW	RM	HT			
PCB 8	50	100	—	—	—	50	—	
PCB 28	50	50	10	—	—	—	50	
PCB 49	—	—	—	—	100	50	—	
PCB 101	100	50	20	50	10	50	50	
PCB 138	2550	1000	650	450	60	2750	700	
PCB 139	250	50	40	50	10	100	50	
PCB 141	—	—	30	50	—	—	—	
PCB 153	3350	1550	1060	600	80	3800	1250	
PCB 180	2450	1321	900	600	60	3250	1300	
Lindan	50	50	10	50	10	50	—	
β-HCH	100	250	10	350	—	50	150	
HCB	50	1300	60	100	60	150	100	
DDT	50	100	40	50	10	100	50	
DDD	100	300	30	50	10	50	50	
DDE	2400	23300	590	3950	200	2250	3750	

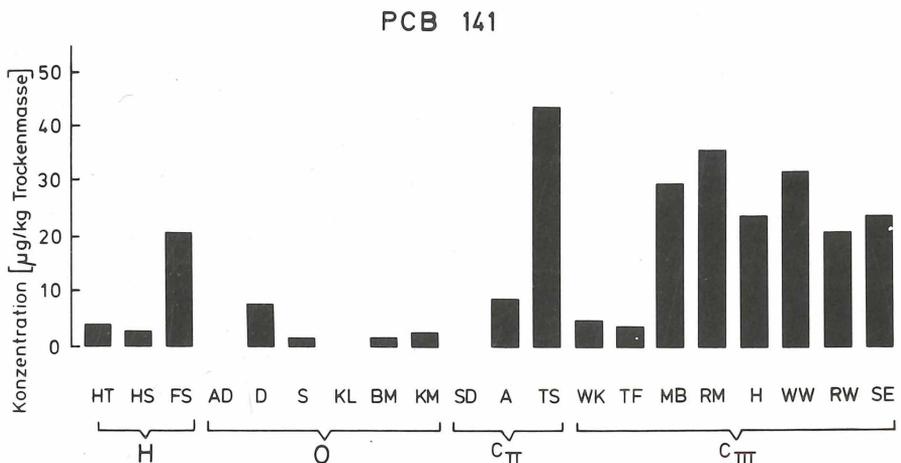


Abb. 5: Gehalte an PCB 141; sonst wie Abb. 2. — Residues of PCB 141; details as in fig. 2.

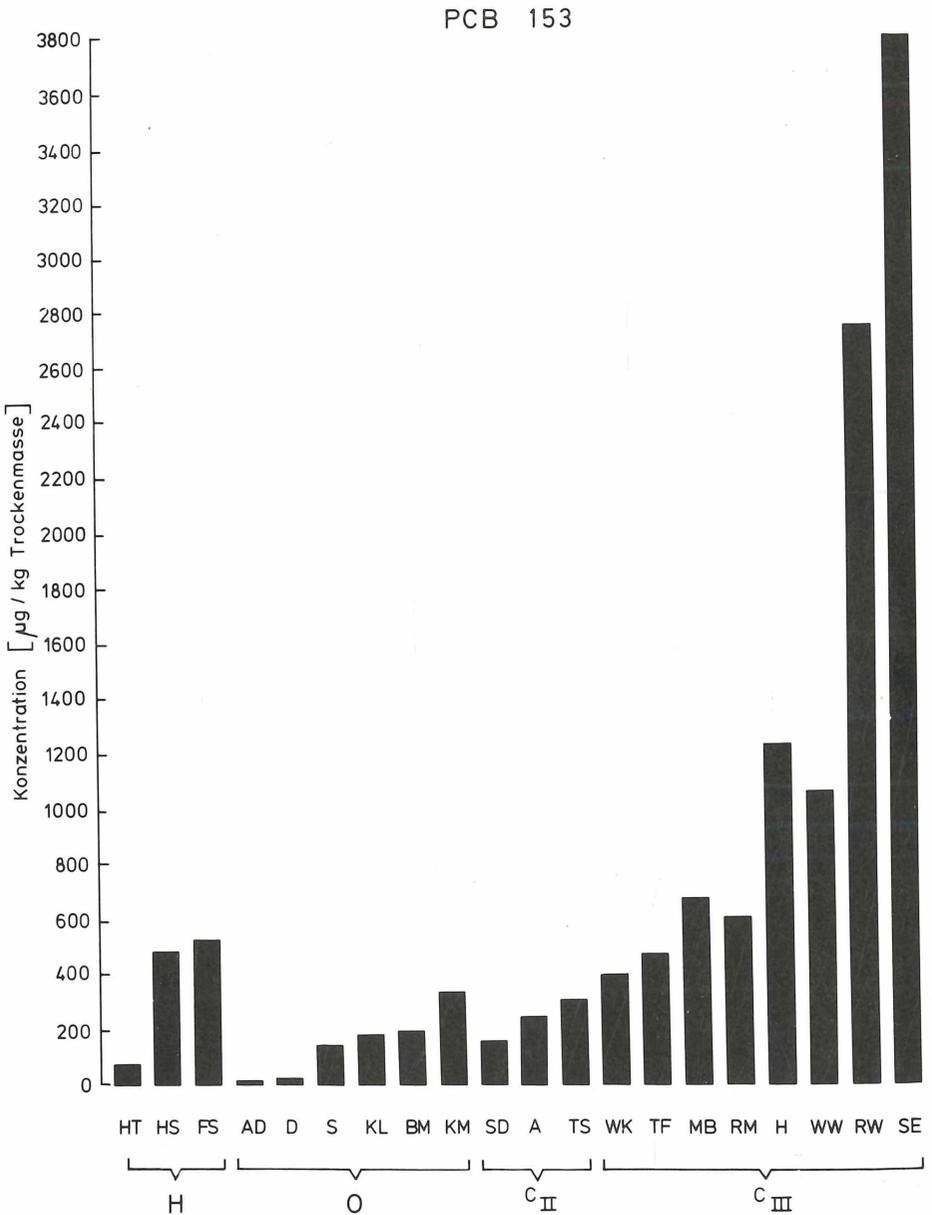


Abb. 6: Gehalte an PCB 153; sonst wie Abb. 2. — Residues of PCB 153; details as in fig. 2.

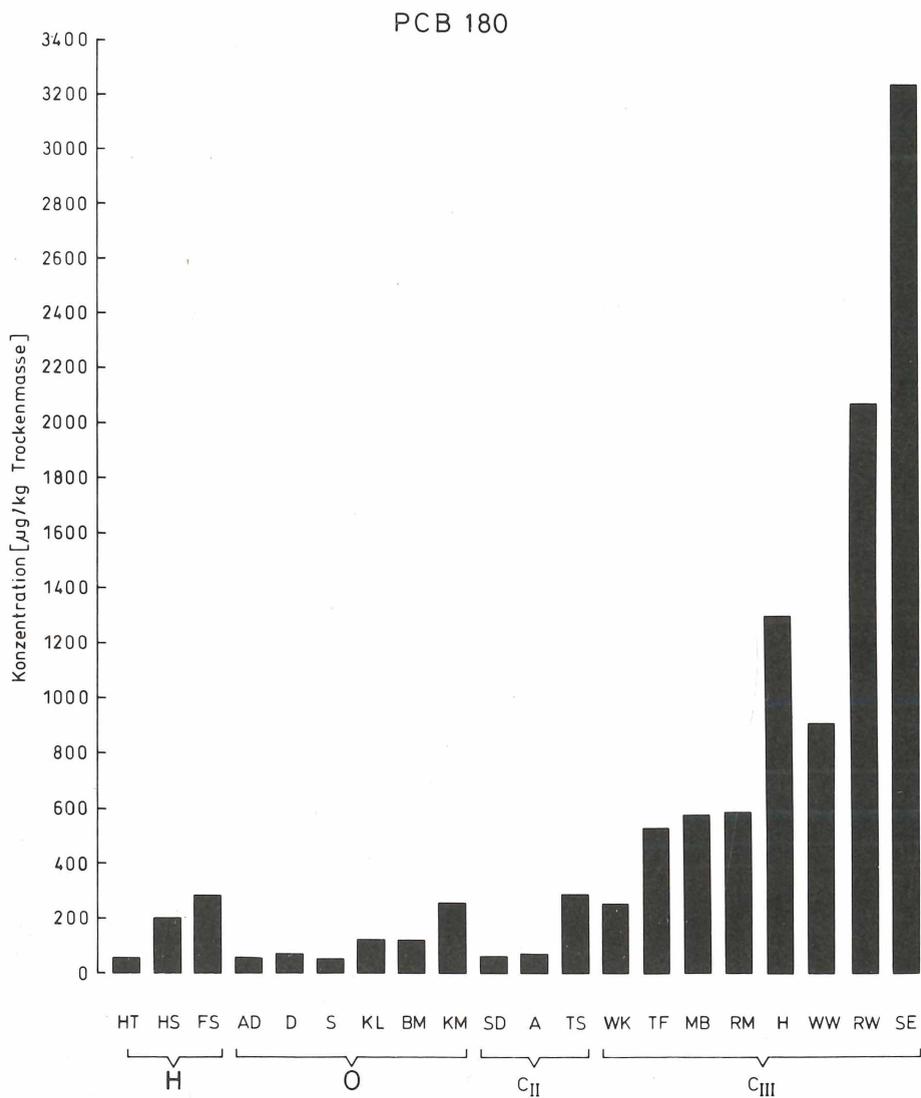


Abb. 7: Gehalte an PCB 180; sonst wie Abb. 2. — Residues of PCB 180; details as in fig. 2.

3. Rote-Liste-Arten

Die CKW-Gehalte in Eiern bedrohter Vogelarten sind in Tab. 4 dargestellt. Dabei unterscheiden sich beide Gelege der Rohrweihe deutlich in ihrem Belastungsmuster. Die Eier von Rohrweihe 1 weisen die höheren PCB-Konzentrationen auf, besonders mit hochchlorierten PCB, die schwer oder gar nicht metabolisiert werden können. Die Eier von Rohrweihe 2 haben dagegen etwas höhere DDT- und DDD-Gehalte. Für DDE ist die Konzentration (23 300 $\mu\text{g}/\text{kg}$) sogar ca. zehnmal höher. Dies gilt auch für das HCB. Beide Meßwerte sind die höchsten für diese CKW gemessenen Werte dieser Untersuchung. Auch beim Habicht und bei der Schleiereule wurde eine starke Belastung mit HCB gefunden.

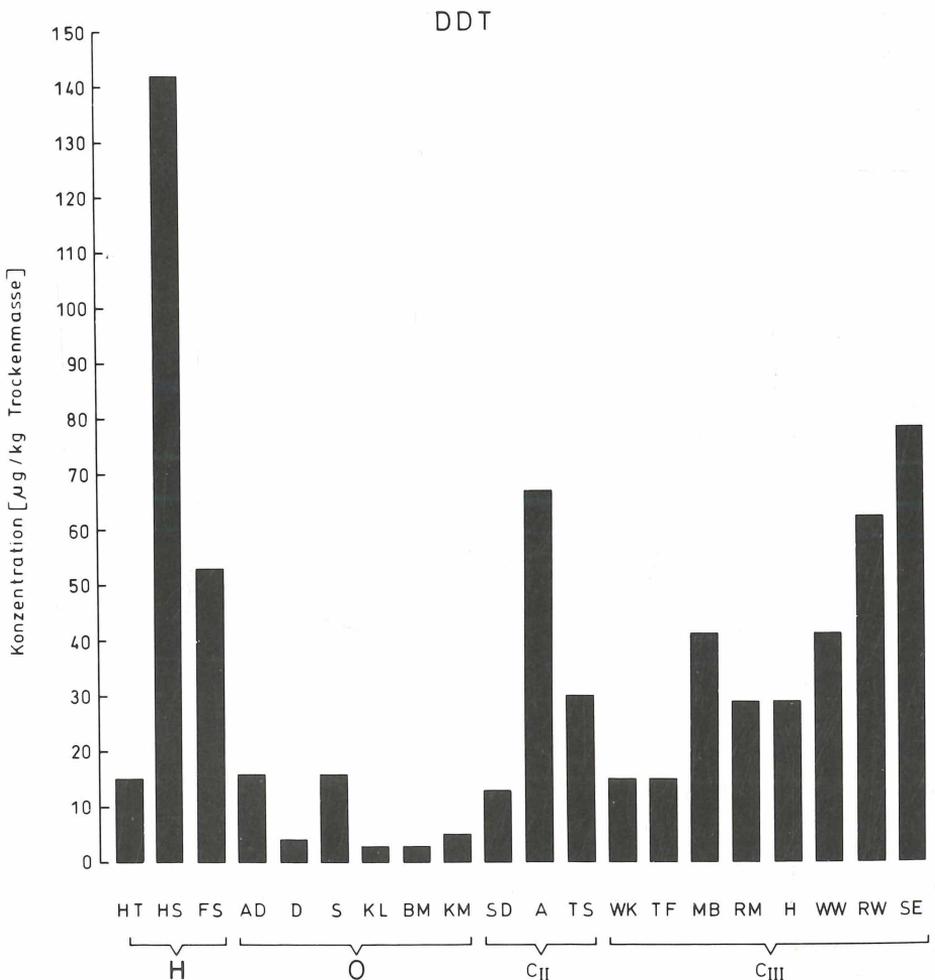


Abb. 8: Gehalte an DDT; sonst wie Abb. 2. — Residues of DDT; details as in fig. 2.

Bei allen Rote-Liste-Arten sind die mengenmäßig wichtigen CKW immer die gleichen 4 Substanzen: PCB 138, PCB 153, PCB 180 sowie das DDE. Abgesehen von DDE (Rohrweihe) sind die höchsten durchschnittlichen Meßergebnisse für diese Substanzen bei der Schleiereule gefunden werden. Der Rotmilan und die Wiesenweihe sind dagegen weit weniger belastet.

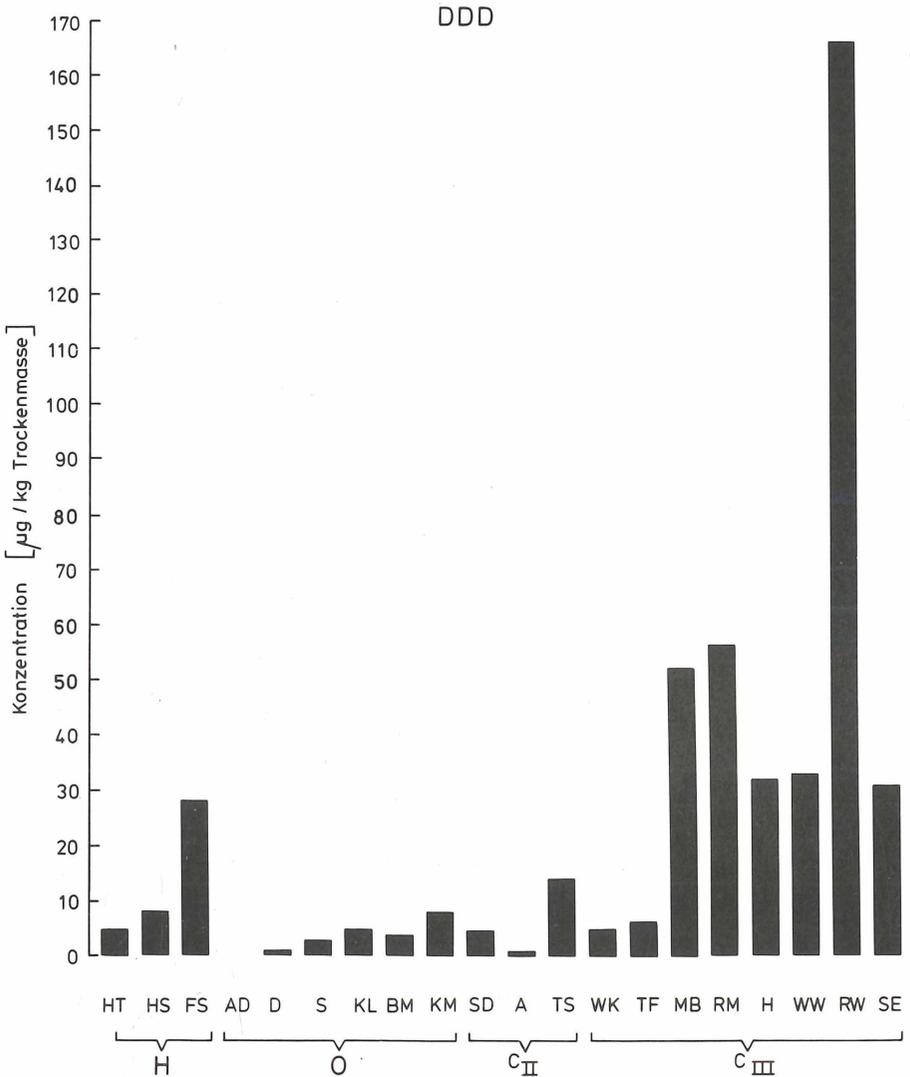


Abb. 9: Gehalte an DDD; sonst wie Abb. 2. — Residues of DDD; details as in fig. 2.

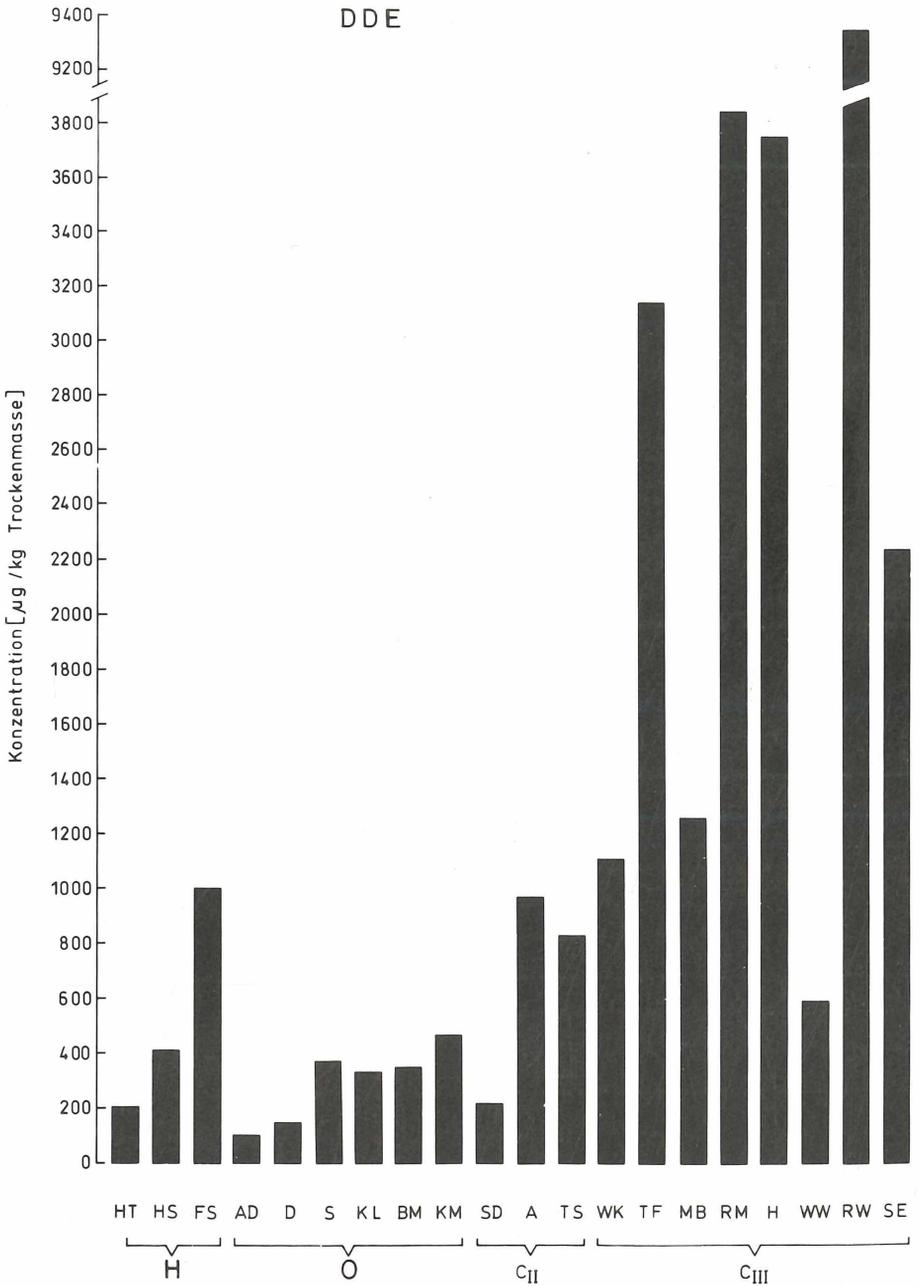


Abb. 10: Gehalte an DDE; sonst wie Abb. 2. – Residues of DDE; details as in fig. 2.

3.3 Zug-Effekte

Der DDT-Gehalt der Eier von Afrikaziehern (Trauerschnäpper, Mäusebussard, Rohrweihe und Wiesenweihe) zeigt im Vergleich zu den Arten, die als Standvögel die gleiche Stellung in der Nahrungskette einnehmen, erstaunlicherweise keine erhöhten DDT-Werte. So ist der Trauerschnäpper sogar deutlich schwächer belastet als die Amsel. Der Mäusebussard und die Wiesenweihe entsprechen innerhalb der Carnivora III dem Durchschnitt. Die Rohrweihe ist für die Carnivora III überdurchschnittlich stark kontaminiert. Der Wert für die Schleiereule jedoch, die als typischer Standvogel eingestuft wird, liegt noch deutlich höher, so daß die aktuelle Verwendung des DDT in Afrika auf diese heimischen Vögel offensichtlich keinen Einfluß hat.

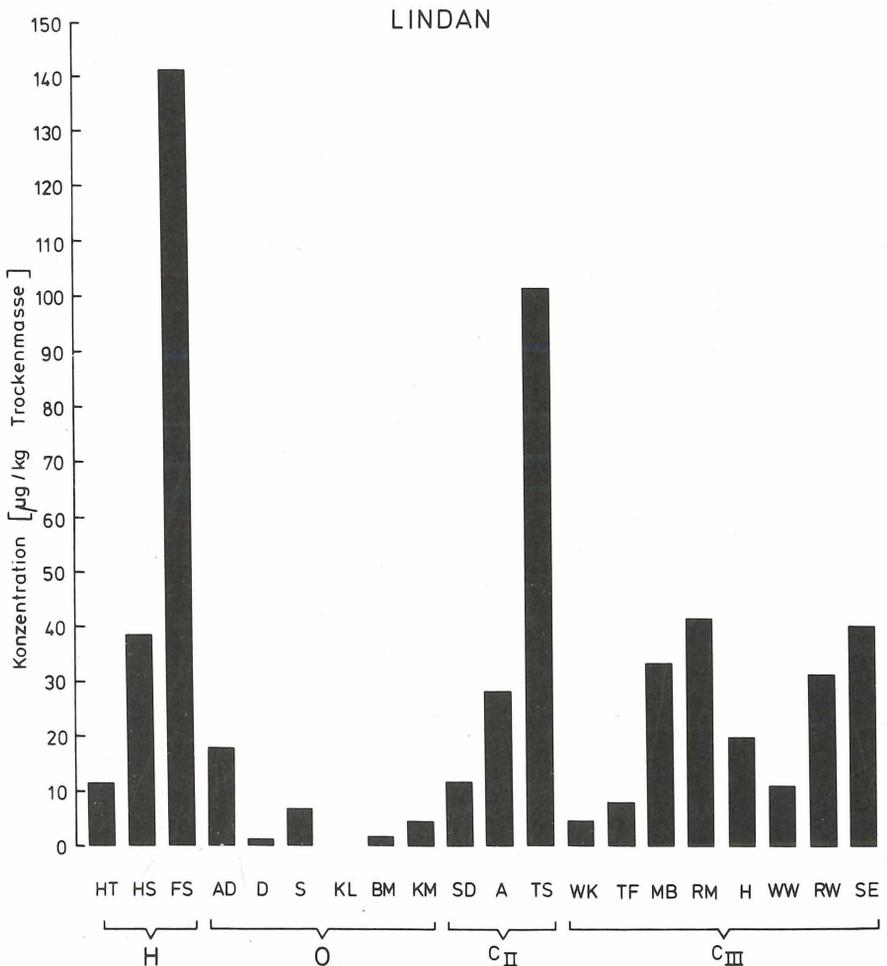


Abb. 12: Gehalte an HCB; sonst wie Abb. 2. — Residues of HCB; details as in fig. 2.

Die CKW-Belastung des Feldsperlings, als aktuell stark rückläufige Art, ist in den Tab. 5 und 6 dargestellt. Hier wurde jeder Meßwert eingetragen, um die Streuung innerhalb einer Probengruppe (Resteier bzw. Vollgelege) innerhalb eines Biotops zu veranschaulichen. In beiden Gruppen konnte kein PCB 8 nachgewiesen werden, nur in Spuren vorhanden war das PChB. Nur in den Vollgelegen nachweisbar war β -HCH. Der Vergleich der einzelnen Proben zeigt eine starke Streuung. Für DDE beispielsweise schwanken die Werte zwischen 240-3 900 $\mu\text{g}/\text{kg}$ innerhalb eines Brutgebietes. Es ist deutlich zu erkennen, daß einzelne Proben durchgängig hohe Werte aufweisen (V04), andere dagegen vergleichsweise gering kontaminiert sind (V09). Ähnlich unterschiedlich war das Ergebnis bei Resteiern aus dem Brutgebiet Breitenbach-Wäldchen. So schwankten die Meßwerte für das DDE zwischen 110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (V13) und 1110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (V06) um den Faktor 10. Abgesehen von dem niedrigen Wert für PCB 138 aus V03 konnten für Eier aus Vollgelegen solche Schwankungen nicht gefunden werden, wenn auch einzelne Werte (z.B. DDE aus Probe V03) stark von den restlichen Ergebnissen abwichen.

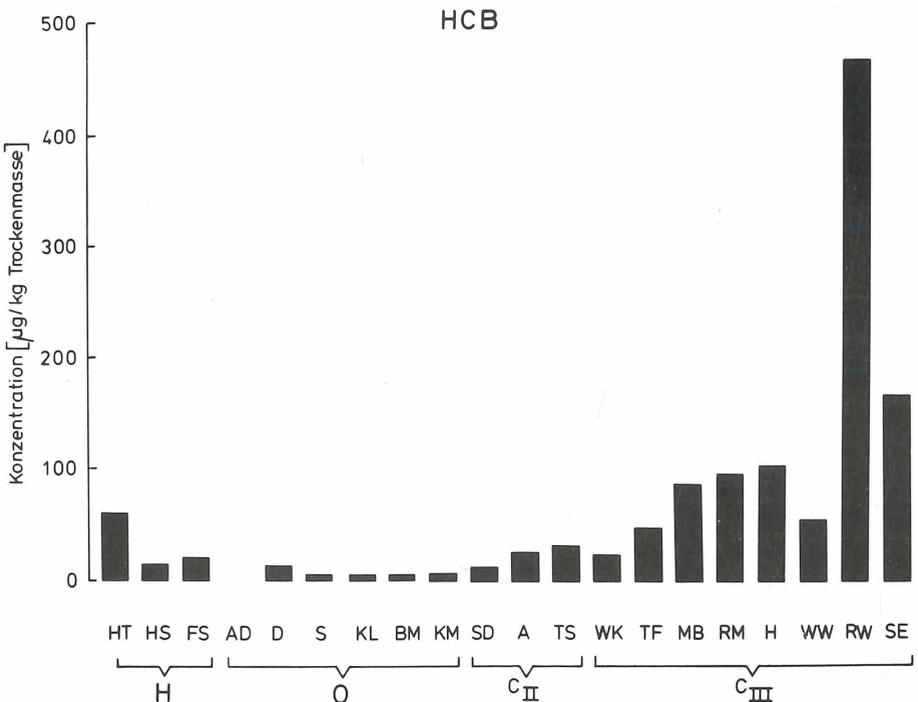


Abb. 11: Gehalte an Lindan; sonst wie Abb. 2. — Residues of Lindan; details as in fig. 2.

Tab. 5. Gehalt an CKW in einzelnen Resteiern des Feldsperlings ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse); Werte gerundet. Die Ergebnisse sind für jede Probe getrennt aufgelistet und nach Herkunft sortiert. (+++) bedeutet daß die Substanz in sehr geringer Konzentration nachweisbar war, aber unterhalb der Eichkurve. Abkürzungen: BRTD=Breitenbach-Dorf, BRTW=Breitenbach-Wäldchen, BEL=Bellings. — Residues ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dry mass) of polychlorinated hydrocarbons in non hatched eggs of *Passer montanus*. The values are given for each sample and differentiated between their origin. (+++)=values below calibration range. For names and abbreviations see table 2. All values in rounded figures.

Substanz	Herkunft (origin)								
	V 09	V 05	BRTD			BRTW			BEL
			V 01	V 04	V 02	V 13	V 06	V 12	V 10
PCB 28	8	13	14	140	3	—	—	—	—
PCB 49	—	43	420	—	—	—	—	—	—
PCB 52	13	—	5	70	—	—	—	—	—
PCB 101	110	—	13	200	15	25	27	50	70
PCB 138	170	220	310	2600	260	100	1300	100	80
PCB 139	110	70	23	300	30	20	150	50	50
PCB 141	26	26	15	110	8	7	—	17	19
PCB 153	180	230	370	3300	310	100	1600	110	80
PCB 180	80	150	200	1600	160	70	800	80	43
DDT	50	50	40	290	20	16	110	23	21
DDD	8	—	14	320	5	—	—	8	—
DDE	240	1000	2800	2400	3900	110	1100	120	150
Lindan	140	38	35	310	500	38	360	90	60
α -HCH	—	3	4	—	—	—	—	—	—
β -HCH	—	+++	13	20	3	—	—	—	—
PCHB	—	—	—	+++	—	—	—	—	—
HCB	16	40	—	70	23	9	17	13	—

3.4 Biotopabhängige Belastung

Zur Bestimmung biotopabhängiger Belastung oder zum Vergleich von Resteiern mit Eiern aus Vollgelegen wurden die Untersuchungen der Kohlmeiseneier herangezogen. Die Ergebnisse sind in Tab. 7 und 8 dargestellt. Von den 18 untersuchten CKW konnten lediglich α -HCH und PChB nicht nachgewiesen werden. Die Verbindungen PCB 49 und PCB 52 wurden nicht in die Auswertung aufgenommen, weil sie nur selten nachweisbar waren.

Beim Vergleich von Proben aus verschiedenen Lebensräumen wurden 32 Kohlmeiseneier aus dem Stadtgebiet Frankfurt mit 52 Kohlmeiseneiern aus dem Landgebiet um Schlüchtern verglichen. Die Meßwerte stammten von 8 Proben (Tab. 7). Resteiern und Eier aus aufgegebenen Vollgelegen wurden getrennt dargestellt. Abgesehen von DDE und PCB 153 bei den Resteiern liegt sowohl in Eiern aus Vollgelegen als auch in Resteiern jeder Meßwert der aus Frankfurt stammenden Proben über den entsprechenden Werten für Schlüchtern. Lediglich für PCB 141 ergibt sich bei den Vollgelegen ein sich gegenseitig entsprechender Wert.

Tab. 6. Gehalt an CKW in Vollgelegen des Feldsperlings ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse); Werte gerundet. Die Ergebnisse sind für jede Probe getrennt aufgelistet und nach Herkunft sortiert. (+++) bedeutet daß die Substanz in sehr geringer Konzentration nachweisbar war, aber unterhalb der Eichkurve. Abkürzungen: BRTD=Breitenbach-Dorf, BRTW=Breitenbach-Wäldchen, BEL=Bellings. — Residues ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dry mass) of polychlorinated hydrocarbons in eggs of *Passer montanus* from full clutches. The values are given for each sample and differentiated between their origin. (+++)=values below calibration range. For names and abbreviations see table 2. All values in rounded figures.

Substanz		Probe (sample)			
		V 03 BRTD	V 07 BRTD	V 14 BRTW	V 11 BEL
PCB	28	—	3	—	—
PCB	49	50	—	—	—
PCB	52	—	—	—	12
PCB	101	28	35	50	41
PCB	138	15	160	100	210
PCB	139	19	35	31	32
PCB	141	16	17	—	16
PCB	153	160	180	100	240
PCB	180	100	130	70	180
DDT		15	20	14	16
DDD		—	6	17	—
DDE		600	370	150	170
Lindan		140	46	31	35
α -HCH		—	—	2	—
PCHB		+++	—	—	—
HCB		26	34	10	23

Tab. 7. Nachgewiesene Mengen einzelner CKW ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse) in 8 Vollgelegen und 32 Resteiern von Kohlmeisen aus Frankfurt am Main (FFM) und Schlüchtern (SLÜ). — Residues ($\mu\text{g}/\text{kg}$ dry mass) of particular polychlorinated hydrocarbons in 8 full clutches and 32 non hatched eggs of *Parus major* from urban (FFM=Frankfurt) and rural (SLÜ=Schlüchtern) regions. All values in rounded figures.

Substanz		Vollgelege (full clutch eggs)		Resteier (non hatched eggs)	
		SLÜ	FFM	SLÜ	FFM
PCB	8	3	9	9	10
PCB	28	3	14	—	19
PCB	101	7	24	13	29
PCB	138	110	500	50	700
PCB	139	14	42	18	60
PCB	141	2	2	—	14
PCB	153	220	800	430	370
PCB	180	140	500	250	600
DDT		3	9	—	14
DDD		7	19	—	10
DDE		290	700	1000	700
Lindan		4	9	—	14
β -HCH		9	33	18	29
HCB		4	19	13	19

3.5 Resteier/Vollgelege

Der Vergleich der Belastung von Eiern aus Vollgelegen mit Resteiern zeigt einen deutlichen Unterschied (Tab. 7). So sind bei den Eiern aus Schlüchtern alle verglichenen Substanzen in den Resteiern höher konzentriert als in Vollgelegen (Ausnahme PCB 138). Einige Verbindungen (DDT, DDD, Lindan, PCB 28, PCB 141) waren in den Resteiern jedoch gar nicht nachweisbar, obwohl sie in den Vollgelegen, wenn auch nicht in nur geringer Konzentration, gefunden wurden. Bei den Eiern aus Frankfurt waren die Unterschiede nicht eindeutig, denn von 15 verglichenen Substanzen waren lediglich 10 in Resteiern höher konzentriert als in Vollgelegen. DDE und HCB waren bei beiden Gruppen in gleicher Konzentration vorhanden, DDD, β -HCH und PCB 153 waren in Vollgelegen sogar höher konzentriert als in Resteiern.

Die Belastung einzelner Eier eines Geleges in Abhängigkeit von der Legefolge ist in Tab. 8 dokumentiert. Mit Ausnahme des DDE liegen die Werte des viertgelegten Eies deutlich unter denen des erstgelegten. Die Werte für die zweitgelegten und drittgelegten Eiern liegen entsprechend ihrer Position in der Legefolge dazwischen, dabei ist das viertgelegte Ei deutlich weniger mit CKW belastet als das erstgelegte.

Tab. 8. Durchschnittliche Gehalte (pro Eilegefolge n=5) einzelner CKW ($\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockenmasse) in Eiern der Kohlmeise *Parus major* mit unterschiedlicher Position in der Legefolge. — Mean residues (n=5 per position) of particular polychlorinated hydrocarbons $\mu\text{g}/\text{kg}$ dry mass) in eggs of *Parus major* in relation to laying sequence.

Substanz	Legefolge (position of egg in laying sequence)			
	1	2	3	4
PCB 28	5	3	3	1
PCB 49	4	5	2	1
PCB 101	10	4	4	3
PCB 138	220	110	90	100
PCB 139	12	9	20	11
PCB 141	4	2	2	1
PCB 153	290	190	170	130
PCB 180	190	120	100	110
DDT	5	3	2	3
DDD	9	4	4	3
DDE	150	140	140	180
Lindan	10	2	2	1
HCB	8	4	4	1

4. Diskussion

4.1 Vorkommen einzelner Substanzen und ihre Vergleichbarkeit

Die Häufigkeit des Vorkommens der in der vorliegenden Arbeit nachgewiesenen CKW entspricht der in der Literatur beschriebenen Situation (CONRAD 1977). So ist auch heute noch der Metabolit des DDT, das DDE, die Substanz, die in allen Proben und in den höchsten Konzentrationen gefunden wird. Sie sind sogar noch höher als die einzelnen PCB-Kongenere. Bei früheren Untersuchungen zu den Ursachen des geringen Bruterfolges der Kohlmeise (BEJER-PETERSEN et al. 1972), bestand eine Korrelation zwischen Bruterfolg und der Anwendung von Insektiziden. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden in Eiern der Kohlmeise DDE-Konzentrationen von 400-1700 µg/kg Frischmasse gefunden. Dieser Wert liegt ca. zehnfach über den in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Gehalten; die Addition von DDT und seinen Metaboliten ergab sogar einen 40fach höheren Wert als in der vorliegenden Arbeit. Die Ergebnisse von BEJER-PETERSEN stammten aus einer Zeit, in der die Anwendung von DDT noch erlaubt wurde (Verbot 1972). Unsere Analysen wurden 15 Jahre nach dem Verbot von DDT durchgeführt. Nach so langer Zeit ist zu erwarten, daß nur noch das DDE in nennenswerten Konzentrationen nachweisbar ist, weil das DDT in den Organismen der Nahrungskette zu DDE umgewandelt wurde (HARTNER 1981; MENZE 1969). Ähnliche Resultate wurden auch bei Fledermäusen gefunden (NAGEL et al. 1990). Eine Ausnahme macht die Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), bei der die PCB wesentlich höher konzentriert sind als das DDE (NAGEL & DISSER 1990; DISSER & NAGEL 1989). Für diesen Effekt wird ihre Bevorzugung urbaner Lebensbereiche verantwortlich gemacht (NAGEL et al. 1990).

Bei der Betrachtung von Literaturwerten besteht immer das Grundproblem der tatsächlichen Vergleichbarkeit: Es werden oft unterschiedliche Methoden und Bezugssysteme verwendet. Häufig werden die Meßwerte auf den Fettgehalt eines Eies bezogen, der sich jedoch im Laufe der Embryonalentwicklung vermindert. Am Ende der Brutperiode ist der Fettgehalt im Ei kleiner als zu Anfang, der absolute Gehalt an unmetabolisierten CKW aber noch immer der gleiche. Die relative Konzentration steigt damit zum Ende der Bebrütungszeit an, obwohl die absolute Menge konstant geblieben ist. Die gleichen Probleme sind mit der Frischmasse als Bezugsgröße verbunden, denn sie ist hauptsächlich vom Wassergehalt eines Eies abhängig. Dieser nimmt kontinuierlich ab. Außerdem ist auch oft nicht bekannt, wie alt die zur Untersuchung anstehenden Eier sind, und wie sie gelagert wurden. Deshalb ist die Frischmasse als Bezugsgröße für CKW-Konzentrationen ebenfalls ungeeignet. Dagegen schwankt die Trockenmasse während der gesamten Bebrütungsphase nur wenig. Eine Angabe der Konzentration in Bezug zur Trockenmasse beschreibt deshalb die Belastung eines Organismus am deutlichsten.

Um trotzdem eine Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen, versuchten CONRAD (1977) und BAUM (1981), die Frischmasse mit der Trockenmasse zu korrelieren. Dabei ermittelten beide Autoren einen durchschnittlichen Wassergehalt von 80%, so daß Konzentrationen bezogen auf die Trockenmasse, durch fünf dividiert, annähernd die entsprechenden Werte bezogen auf die Frischmasse ergeben. Dieser Vergleich kann allerdings nur sehr grob sein, denn es ergeben sich dabei alle die Probleme, die im Zusammenhang mit dem Wassergehalt als Bezugsgröße stehen.

4.2 PCB in der Nahrungskette

Eine große Zahl von Publikationen zeugt vom bedrohlichen Rückgang vieler Vogelarten, der oft mit einer allgemeinen Belastung durch Pflanzenschutzmittel in Zusammenhang gebracht wird (ANDERSON et al. 1969; BERTHOLD 1972, 1973a, b; BLASZYK 1972 a, b; BLUS 1982, BLUS et al. 1974; CONRAD 1974, 1977; HEINZ et al. 1983; NEWTON et al. 1981 a, b; PRINZINGER & PRINZINGER 1980; SCHILING & KÖNIG 1980; SCHUBERT 1980 u.a.m.). Dafür werden besonders diejenigen Substanzen verantwortlich gemacht, die sich in der Nahrungskette anreichern (MORIARTY 1975). Besonders bedenklich ist hierbei, daß nicht nur das DDT sondern auch die PCB inzwischen global verteilt sind (RISEBROUGH et al. 1968). BAUM (1981) und KORTE et al. (1970) geben eine Übersicht über das Vorkommen von CKW in terrestrischen Nahrungsnetzen. KOEMANN et al. (1969) und SHAW & CONELL (1982) dokumentieren die entsprechenden Anreicherungen in aquatischen Systemen. CONRAD (1977) und PAARSIVITRA et al. (1981) beschreiben anhand eigener Meßergebnisse für verschiedene Vogelarten die Anreicherung verschiedener CKW in der Nahrungskette. Darüber hinaus greifen viele Untersuchungen die Problematik der PCB in den Nahrungsketten und in den Lebensmitteln des Menschen auf (LORENZ & CLAUS 1983; Universität Hohenheim 1979, DFG 1988). Dabei ist eine vorherige Beurteilung der Langzeitakkumulationen verschiedener Substanzen und deren Wirkungen im voraus nicht abschätzbar (SCHEUNERT 1981, DFG 1988). Die von uns gefundene Mehrbelastung der Eier von Greifvögeln ist nicht unerwartet und bestätigt die Ergebnisse über das Akkumulationsverhalten verschiedener CKW.

Im Gegensatz zu vielen älteren Untersuchungen ist es durch die Analytik von PCB-Kongeneren möglich, differenzierte Aussagen über das unterschiedliche Akkumulationsverhalten der PCB zu machen. So konnten die PCB in zwei Gruppen aufgeteilt werden, die sich durch unterschiedliche Persistenz auszeichnen. Bis zu 94% der mit der Nahrung zugeführten PCB werden im Gastrointestinaltrakt aufgenommen und über die Blutbahn zur Leber geleitet, wo initial sehr hohe Konzentrationen auftreten können (MATTHEWS & ANDERSON 1975, STENDELL 1975, DAHLGREEN et al. 1971). Dort werden PCB in Abhängigkeit von der Zahl und Stellung der Chloratome gut, schlecht oder kaum biotransformiert. Bei der Umwandlung werden sie via Epoxidierung u.a. in trans-Dihydro-diol-Chlorobiphenyle und phenolische Metabolite umgewandelt (DFG 1988, SAFE 1989). Diese Epoxidierung ist nur dann leicht möglich, wenn zwei vicinale Kohlenstoffatome nicht von Chloratomen substituiert sind. Bevorzugt ist jeweils die 3,4- bzw. 3',4'-Stellung für die Epoxidierung des PCB-Moleküls (SCHULTE & ACKER 1974). Die PCB, die zwei vicinale unsubstituierte Kohlenstoffatome aufweisen, werden rasch epoxidiert, konjugiert und ausgeschieden und in vergleichsweise geringen Mengen im Fettgewebe abgelagert (MATTHEWS 1983). Neben dem Cl-Substitutionsmuster beeinflusst auch die Anzahl der Chloratome im Biphenyl-Ringsystem die Abbaubarkeit der PCB. Mit steigendem Chlorierungsgrad wird der Abbau erschwert. Zum Beispiel weist das PCB 138 nur in 5,6-Stellung vicinale unsubstituierte Kohlenstoffatome auf (schwach metabolisierbar). Darüber hinaus enthält es sechs Chloratome, was die Abbaubarkeit weiter herabsetzt. Dieses Kongener ist mit etwa 11,5% Masse-

anteil eines der Hauptbestandteile von Clophen A 60. Wegen seiner geringen Abbaubarkeit wird es in den Nahrungsketten angereichert. Dementsprechend wurde PCB 138 von uns in vergleichsweise hohen Konzentrationen gefunden. Das PCB 141 enthält ebenfalls sechs Chloratome, ist jedoch in 3',4'-Stellung unsubstituiert. Das letzte Merkmal fällt so stark ins Gewicht, daß dieses PCB kaum in nennenswerten Konzentrationen nachgewiesen wurde. Die PCB 180 und 153 weisen keine benachbarten unsubstituierten Kohlenstoffatome auf und sind somit kaum metabolisierbar. Sie reichern sich in der Nahrungskette unter den PCB am stärksten an. Nur in wenigen Fällen ist die Konzentration des PCB 138 geringfügig höher. PCB, die schlecht metabolisiert und ausgeschieden werden können, verteilen sich im Organismus entsprechend dem Fettgehalt und der Durchblutung der einzelnen Organe und Gewebe (MATTHEWS 1983). Der mengenmäßig größte Anteil wird im Reservefett abgelagert. Von diesem Zeitpunkt an besteht ein relativ konstantes Gleichgewicht zwischen Blut und Fettgewebe. Anders ist es im Falle eines durch Hunger oder Streß hervorgerufenen Fettabbaus. Dann wird dieses Gleichgewicht verschoben und die Blut- und Organkonzentrationen sind dauerhaft erhöht, da vermehrt nicht metabolisierbare, hochchlorierte PCB aus dem Fett in den Organismus freigesetzt werden (LINCER & PEAKALL 1973, STENDELL 1975). Hunger kombiniert mit geringen DDT-Konzentrationen im Organismus haben einen positiven Einfluß auf die Remobilisierung der PCB (SÖDERGREN & ULFSTRAND 1972). Außer einer Vergiftung des Organismus kommt es aufgrund der Freisetzung aus dem Fettgewebe auch dazu, daß die Weibchen bei der Bildung des Eies mit der Abgabe von Fett auch PCB abgeben.

Die anderen in dieser Arbeit bestimmten PCB weisen entweder vicinale unsubstituierte Kohlenstoffatome auf oder sind, abgesehen von PCB 139, mit nur wenigen Chloratomen substituiert. Deshalb sind sie gut abbaubar und finden sich in allen trophischen Stufen nur in vergleichsweise geringen Konzentrationen. Auch innerhalb der Nahrungsketten ist keine Anreicherung zu erkennen. Daraus darf jedoch nicht der Schluß gezogen werden, daß diese Substanzen generell toxikologisch unbedeutend sind, denn sie vermindern zumindest die Schlüpfraten (CARLSON & DUBY 1973, BECKER et al. 1991).

Der Vergleich verschiedener Arten mit unterschiedlicher Position in der Nahrungskette zeigt, daß die Unterschiede in der Belastung von Carnivora II und Omnivora allenfalls tendenziell zu erkennen sind. Dabei wurde davon ausgegangen, daß sich Amsel und Singdrossel im jahreszeitlichen Verlauf hauptsächlich carnivor ernähren. Der Trauerschnäpper, der ausschließlich carnivor lebt, repräsentiert die Ernährungsstufe der Carnivora I offensichtlich besser und zeigt in fast jedem Fall die höheren Meßwerte (Ausnahme DDT und PCB 49).

Die in der Literatur für PCB angegebenen Ergebnisse sind sehr unterschiedlich und schwer zu interpretieren. Sowohl NEWTON et al. (1981) als auch CONRAD (1977) legen ihrer Beurteilung der PCB-Belastung die damals üblichen Summen-PCB-Meßwerte zugrunde. Trotz der Anwendungsbeschränkung seitens der Industrie auf geschlossene Systeme 1971/72, des Verbotes der Verwendung von PCB außerhalb »geschlossener« Systeme in der Bundesrepublik Deutschland 1978 (10. BImSchV) und des vor

kurzem erlassenen Anwendungsverbotes, sind die Tierwelt und Nahrungsketten nach wie vor hoch mit polychlorierten Biphenylen belastet (BLASZYK 1972 b, CONRAD 1981, DRESCHER-KADEN & HUTTERER 1981, HEIDMANN et al. 1989, HOERSCHELMANN et al. 1979, KALLENBORN 1991, KOEMAN et al. 1972, KOEPFF et al. 1991, KOENIGER et al. 1975, LÜTHGEN et al. 1982, MÜLLER 1984, SCHÜLER et al. 1985, BRUNN et al. 1985, 1988, 1989, 1991, VAUK & LOHSE 1977). Aufgrund der mannigfaltigen Anwendungsbeispiele sind die Kontaminationswege weitgehend unkontrollierbar. Wie von CONRAD (1977) und der DFG (1988) angegeben, dürften die Hauptemissionsquellen in Industrie und Technik zu suchen sein. Leider ist trotz der Vielzahl der Publikationen bis heute die Vergleichbarkeit der Ergebnisse nur unzureichend gewährleistet. Unterschiedliche Herkunft, Ernährungsweise, Alter der untersuchten Individuen und immer wieder unterschiedliche Bezugssysteme in der Konzentrationsangabe sowie die Verwendung von Summen-Werten erschweren die Interpretation der Literaturangaben oder machen sie unmöglich. Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit auf eine Diskussion über zeitabhängige Veränderungen der PCB-Gehalte verzichtet. Erste Untersuchungen hierzu zeigen, daß im Gegensatz zu den abnehmenden Rückstandsmengen des DDE in Proben aus unserer Umwelt die PCB-Konzentrationen in natürlichen Systemen weiter zunehmen (z.B. NAGEL et al. 1990).

Die moderne Rückstandsanalytik ist heute in der Lage, PCB-Kongeneren sowohl qualitativ als auch quantitativ zu erfassen. Summenmessungen sind damit überflüssig und sollten nicht mehr angewendet werden. Auch aus toxikologischer Sicht ist es wenig sinnvoll, mit Summen-Werten zu arbeiten, da sich die einzelnen Kongeneren in ihrer biologischen Aktivität stark unterscheiden können.

4.3 p,p'-DDE in der Nahrungskette

DDE zählt zu den Pestiziden des Typ I. Es war die am häufigsten nachgewiesene Substanz und in allen Proben in hoher Konzentration zu finden. Verglichen mit früheren Untersuchungen (CONRAD 1977) ist jedoch eine Abnahme der Konzentrationen zu verzeichnen. Betrug damals die Ergebnisse für Schleiereulen das 1,5fache, die für Turmfalke und Habicht das 2fache der hier gefundenen Gehalte, so waren die für Waldkauz, Rohrweihe und Wiesenweihe bestimmten Konzentrationen sogar 6, 10 bzw. 17mal höher als die der vorliegenden Untersuchung. Aktuelle Angaben anderer Autoren entsprechen weitgehend den hier vorgelegten Daten (JOIRIS & DELBEKE 1981, JUILLARD 1981). Dabei geht man davon aus, daß die unterschiedliche DDE-Belastung von Greifvögeln direkt vom Anteil der Vögel im Beutespektrum abhängt (JOIRIS & DELBEKE 1981, CONRAD 1977). Je höher dieser Anteil ist, umso größer sei die Kontamination mit DDE. Dieser Zusammenhang kann durch die vorliegende Arbeit nicht bestätigt werden. Die Eier der Schleiereule, die sich zu einem Großteil von Spitzmäusen ernährt, die unter den Kleinsäufern besonders hoch belastet sind, sind besonders stark mit DDE belastet (DRESCHER-KADEN & HUTTERER 1981). Der Anteil von Spitzmäusen in der Nahrung des Waldkauzes ist deutlich geringer. Entsprechend niedrig liegt die DDT-Belastung (JOIRIS & DELBEKE

1981). Dennoch kann man eher davon ausgehen, daß diejenigen Beutegreifer besonders hoch belastet sind, die in ihrem Nahrungsspektrum einen besonders hohen Anteil von Beute der Kategorie Carnivora I (gleichgültig ob Vogel oder Kleinsäuger) aufweisen.

4.4 HCB in der Nahrungskette

Die im Vergleich zu anderen Vogelarten hohen Gehalte des Saatbeizmittels HCB bei Schleiereulen sind nicht ungewöhnlich, sondern sie sollten für Beutegreifer, die auch körnerfressende Kleinsäuger schlagen, zu erwarten sein. Hinsichtlich der HCB-Werte von Habicht und Tauben sind die vorliegenden Ergebnisse mit denen von CONRAD (1977) vergleichbar. Auch Tauben nehmen häufig gebeiztes Saatgut auf. Habichte, die diese Tauben schlagen (BEZZEL & GIDSTAM 1978, UTTENDÖRFER 1952), zeigen folgerichtig ebenfalls hohe HCB-Gehalte. Der Vergleich der Absolutwerte zeigt bei den Messungen jüngerer Zeit verglichen mit älteren Arbeiten deutlich geringere Konzentrationen (CONRAD & RHEINWALD 1981, SCHILLING 1981, BAUM 1978). Die Anwendung von HCB als Pestizid ist seit 1977 verboten. HCB entsteht jedoch immer noch als Nebenprodukt bei vielen synthetischen Chlorierungsprozessen in der Industrie und wird dort teilweise auch freigesetzt. So fielen bei der Produktion von Tetrachloräthylen allein 1980 etwa 5000 Tonnen HCB an, die überwiegend in die Luft oder ins Wasser gelangten (MÜLLER 1984).

Insgesamt sind die Herbivora tendenziell stärker belastet als die Omnivora. In einigen Fällen (PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB, DDT, DDD, Lindan) übersteigt ihre Belastung sogar die Carnivora II. Dieses Phänomen war für das Saatbeizmittel HCB zu erwarten. Für die persistenten CKW jedoch sollten die in der Nahrungskette höherstehenden Arten stärker belastet sein. Da ca. 80% der Eier von herbivoren Arten von einer Fundstelle stammten, könnte eine lokale Mehrbelastung für die erhöhten Werte verantwortlich sein. Die Meßergebnisse der Eier von Greifvögeln bestätigen eindeutig die von der Molekülstruktur zu erwartenden Akkumulationsraten.

4.5 Wirkungen der CKW bei Vögeln

Für die Beurteilung der Ergebnisse ist es wichtig, die biologischen Wirkungen der CKW im Organismus zu kennen. Es sollte ein Zusammenhang zwischen diesen Wirkungen und dem Status einer Art bestehen, denn die Rote-Liste-Arten weisen zumeist die höchsten CKW-Gehalte auf.

Die biologische Bewertung der Meßergebnisse ist nicht einfach, weil beispielsweise synergistische Wirkungsweisen von Schadstoffen im Experiment kaum getestet werden konnten. Außerdem ist eine Übertragung der Ergebnisse von einer Art auf die andere nur schwer möglich (auch ohne die Verwendung unterschiedlicher Untersuchungsmethoden). Dennoch ist eine Vielzahl von Untersuchungen zu den physiologischen Auswirkungen einzelner Pestizide vorgenommen worden. PRINZINGER & PRINZINGER (1980) geben eine Zusammenfassung der Arbeiten, die sich auf die Brutbiologie beziehen.

Von den PCB und DDT ist bekannt, daß schon geringe Dosen Wirkung auslösen können. Diese bestehen zum Beispiel aus einer Induktion des Cytochrom-P-450-Systems in der Leber (BOTELHO 1979, GHAZARIAN et al. 1980, LITTERST & VAN LOON 1974, RINZKY & PERRY 1981, 1982, VILLENEUVE et al. 1971, WALKER & KNIGHT 1981, DFG 1988). Die PCB, die nur schlecht biotransformiert und ausgeschieden werden, sind ständig in geringer Konzentration, an Lipoproteine gebunden, im Blut vorhanden. Die Substanzen, die ausgeschieden werden können, werden rasch aus den Fettdepots ergänzt, allerdings nur dann, wenn keine Zufuhr erfolgt, oder aus Gründen des Energiehaushaltes vermehrt Körperfett abgebaut wird. Eine Dauerbelastung durch CKW wird vom Organismus mit einer vermehrten Bereitstellung von abbauenden Enzymen des Fremdstoff-Stoffwechsels beantwortet, die in ihrer Wirkung relativ unspezifisch sind. Sie hydroxylieren auch die im Blut befindlichen Steroidhormone und machen sie in verstärktem Maß unwirksam. Der vermehrte Abbau von Hormonen hat für den Organismus des Vogels Konsequenzen. So wird beispielsweise die Eiproduktion vermindert und die Schlüpftrate herabgesetzt. Dies führt insgesamt zu einem geringeren Bruterfolg (DAHLGREN & LINDER 1971). Dieser kann bei Einwirkung von DDT durch Verringerung der Eischalendicke nochmals vermindert werden (CALL & HARRELL 1974, BITMAN et al. 1978, STICKEL & RHODES 1970, HILL et al. 1976, HEATH et al. 1969, LEHNER & EGBERT 1969, MENDENHALL et al. 1983 u.v.a.m.). Eine einmalige wöchentliche Gabe von 25 mg (Arochlor 1254) pro Vogel über einen Zeitraum von 17 Wochen führte bei Fasanen (*Phasianus colchicus*) zu einer Verminderung der Reproduktionsraten. Eine erhöhte Sterblichkeit der Altvögel konnte ebenso wie eine Eischalenverdünnung nicht nachgewiesen werden. Die Wirkung der PCB blieb ausschließlich auf die Reproduktion beschränkt. Verminderte Schlüpfraten sind experimentell auch mit verschiedenen Pestiziden induziert worden (PRINZINGER & PRINZINGER 1980). Die Verminderung der Schlüpftrate bei Stockenten (*Anas platyrhynchos*) zeigte sich erst nach Gabe von 40 mg PCB/kg Körpermasse an die Elterntiere (HEATH et al. 1969); eine Gabe von 10 und 25 mg PCB/kg Körpermasse blieb ohne Effekt. Die gleichzeitige Verfütterung von 10 mg/kg DDE und 25 mg/kg Arochlor 1254 hatte keinen Einfluß auf die Eischalendicke (HEATH et al. 1972), obwohl noch im zweiten Jahr danach die Eier der so behandelten Stockenten Rückstände zwischen 33-56 mg/kg Frischgewicht aufwiesen. CARLSON & DUBY (1973) fanden bei Hühnereiern bei weit geringeren, direkt ins Ei injizierten PCB-Mengen (Arochlor 1242, 1254, 1260) eine gegenüber der Kontrollgruppe reduzierte Schlüpftrate. Sie zeigten, daß selbst geringe Konzentrationen an niederschlorierten PCB im Anfangsstadium der Embryonalentwicklung Störungen der Organogenese bewirken können, während das höherchlorierte Arochlor 1260 offensichtlich keine solche Wirkungen hat. Mit derselben Methode fanden DUNACHIE & FLECHTER (1966, 1969) keine erhöhte Embryonensterblichkeit bei 500 ppm DDT, 200 ppm Heptachlor, 100 ppm Dieldrin. BECKER et al. (1991) fanden für Flußseeschwalben (*Sterna hirundo*) deutlich negative Korrelationen zwischen PCB-Belastungen und Schlupferfolg.

MATTES et al. (1980) fanden keine signifikanten Auswirkungen von Insektizid-spritzungen in einem Obstbauggebiet auf die Reproduktivität einer Kohlmeisen-population. Allerdings konnten auch sie feststellen, daß Eier ohne Entwicklung und solche mit abgestorbenen Embryonen (Resteier) mehrfach höhere Rückstände aufwiesen als Zufallsproben (Vollgelege).

Hühnern, denen täglich 250 mg/kg PCB über eine Dauer von 13 Wochen verabreicht wurden, zeigten eine geringere Gewichtsentwicklung und eine abgeschwächte Ausbildung von Kamm, Kehlsack und den Hoden (PLATONOW & FUNELL 1971). Die Lebergewichte waren gegenüber den Kontrollen signifikant erhöht. Nach Aufnahme von PCB werden die CKW im Dotter der wachsenden Follikel und in den Ovarien akkumuliert (BIESSMANN 1981). Dagegen konnte in den Hoden keine Anreicherung beobachtet werden. Die Wirkung auf die Geschlechtsorgane beruht auf einem gesteigerten Abbau von Testosteron, Östradiol-17 β und 4-Androsten-3, 17-dion (NOWICKI & NORMAN 1971). Das bedeutet, daß sublethale PCB-Konzentrationen durch Einschränkung der Fortpflanzung die Population einer Art massiv schädigen können.

Höhere CKW-Konzentrationen im Blut unbehandelter Tiere spiegeln hauptsächlich eine erhöhte Aktivität des ansonsten inaktiven Fettgewebes wider. Bei Säug-tieren, die braunes Fett zur zitterfreien Thermogenese verbrennen, liegen grund-sätzlich andere Verhältnisse vor. Bei jeder thermischen Belastung sind sie schub-weise starken CKW-Konzentrationen im Blut ausgesetzt, sobald sie dort das Fett abbauen und die darin gelösten CKW freisetzen. Unter den Kleinsäugetern sind besonders die Fledermäuse hoch mit CKW belastet (CLARK 1981, NAGEL & DISSER 1990, NAGEL et al. 1990, DISSER & NAGEL 1989).

Das Phänomen der Eischalenverdünnung soll auch für die PCB gelten (RISEBROUGH & ANDERSON 1975) wobei zusätzlich noch ein gestörtes Brutverhalten hinzu-kommen soll. Allerdings wird die Wirkung der PCB auf die Eischalenbildung kontrovers diskutiert, denn PEAKALL & PEAKALL (1971) fanden bei PCB im Gegen-satz zu DDT und DDE keine Auswirkungen auf die Eischalendicke, aber für die PCB eine gesteigerte Embryonensterblichkeit (s. auch BECKER et al. 1991).

4.6 Belastung besonders bedrohter Vogelarten

Die Eier des Habichts sind besonders hoch mit DDE belastet. Trotzdem läßt sich gerade an dieser Art der Rückgang der DDE-Belastung gut belegen. CONRAD (1981) veröffentlichte Meßwerte von Eiern verschiedener Greifvögel aus den Jahren 1973-1978 und konnte schon damals den Rückgang an DDE-Rückständen zeigen. Die aktuelle Belastung beträgt gerade noch rund 1/4 des Wertes von 1973. Parallel dazu findet eine Zunahme der Bestände von Habicht und Rohrweihe (BAUER & THIELCKE 1982) statt.

Der Maximalwert von ca. 23 300 μ g/kg Trockenmasse in einem Rohrweihenei war das höchste Meßergebnis der vorliegenden Untersuchung. Auch bei dieser Art nimmt aber die Belastung mit DDE insgesamt ab. Sie fiel von 14,6 mg/kg Trocken-masse (1978) auf durchschnittlich 9,3 mg/kg Trockenmasse (1986) ab.

Die Kontamination des Rotmilans mit CKW ist gering. CONRAD (1977) erklärt ein ähnliches Ergebnis mit dem breiten Nahrungsspektrum dieser Vogelart. Trotzdem nennen BAUER & THIELCKE (1982) die CKW-Belastung als einen Gefährdungsfaktor für den Rotmilan. Diese Einschätzung erscheint sinnvoll, denn eine Gefährdung durch CKW muß nicht immer durch hohe Konzentrationen gekennzeichnet sein. Der Turmfalke, der ein ähnlich breites Nahrungsspektrum wie der Rotmilan hat, zeigt in den Untersuchungen von CONRAD (1977) die niedrigsten Analysenwerte aller Greifvögel. In unseren Analysen liegen die Meßwerte für die Turmfalkeneier häufig auf oder unter dem Belastungsniveau von Singvögeln.

Hohltauben sind vergleichsweise stark mit HCB belastet. Die Werte sind für eine Art, die sich hauptsächlich von Körnern und Sämereien ernährt, nicht ungewöhnlich, zumal die Metabolisierungsrate dieses Pestizids gering ist.

Die Schleiereule gehört zu den am stärksten mit PCB belasteten Vögeln dieser Untersuchung. Die hohe PCB-Belastung könnte eine Ursache des für diese Art immer noch zu verzeichnenden Bestandsrückganges sein (BAUER & THIELCKE 1982). Auch bei den Zwergfledermäusen, bei denen die Belastung mit PCB weiter zunimmt, geht die Populationsdichte zurück (NAGEL et al. 1990). Für diesen Rückgang werden die Belastungen mit CKW mitverantwortlich gemacht. Trotz Anwendungsverbot in offenen Systemen gibt es offensichtlich noch starke lokale Einträge, die nach den vorliegenden Untersuchungen in ländlichen Gebieten sogar höher sein müssen als in urbanen Bereichen.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen keinen Rückschluß auf eine erhöhte Kontamination im afrikanischen Winterquartier zu. Abgesehen von Rohrweihen sind die Zugvögel im Vergleich zu Standvögeln gleicher Ernährungsstufe nicht stärker belastet. Allerdings wurde für den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) ein Zusammenhang zwischen seiner Belastung mit Lindan und Heuschreckenbekämpfungen im Winterquartier (LE SUEUR MILSTEIN 1965) gefunden. Auch für südschwedische Dorngrasmücken (*Sylvia communis*) wird eine erhebliche Aufnahme von DDE und PCB im Winterquartier berichtet (PERSSON 1971). Dabei wurde die Hauptmenge der CKW auf dem Zugweg und nicht im Winterquartier selbst aufgenommen. Die gleichen Schlußfolgerungen zogen ULFSTRAND & SÖDERGREN (1972) aus Ergebnissen, die sie in Afrika ermittelten. Sie untersuchten dort einheimische Vögel und Wintergäste auf ihren CKW-Gehalt und fanden die Zugvögel deutlich höher belastet.

4.7 CKW-Belastungen des Feldsperlings

Der aktuelle Rückgang des Feldsperlings (HÖRSTER 1983; PINOWSKI 1968) kann durch eine erniedrigte Schlüpftrate (78%) erklärt werden, die ihre Ursache in der CKW-Belastung hat. Im Stadtgebiet von Frankfurt und in Schlüchtern ist sie mittlerweile sogar auf 50% abgesunken (SCHMIDT mdl.). Diese geringen Schlüpftraten sind angesichts von Spitzenwerten bis zu 3,9 mg/kg Trockenmasse (allein für DDE) nicht verwunderlich. Allerdings sind nicht alle Individuen derartig hoch mit DDE belastet, denn die Schwankungsbreite in den Meßwerten ist sehr groß. Dieses Phänomen wurde bereits für Greifvögel beschrieben (NEWTON et al. 1981). Dabei

sollen Unterschiede in der Kontamination mit CKW zwischen zwei Arten desselben Brutgebietes durch unterschiedliche Ernährung verursacht werden (MAY & ELLENBERG 1985). Die Homogenität der Belastungswerte innerhalb einer Ernährungsgruppe bei Jungvögeln legt die Vermutung nahe, daß die häufig gemessenen individuellen Schwankungen in einer Population altersbedingt sind. Es ist zu erwarten, daß ältere Tiere, die im Verlauf ihres Lebens entsprechend mehr Nahrung und damit mehr CKW aufgenommen haben und zudem mehr Zeit zur Akkumulation der CKW hatten, höher belastet sind als jüngere Vögel. Andererseits geben alle Vögel über das Bürzeldrüsensekret kontinuierlich Fett und darin gelöste CKW ab. Die Weibchen eliminieren PCB zudem noch über die Eier (BRUNN 1984). Trotzdem besteht ein derartiger altersabhängiger Akkumulationseffekt, wie von VAUK & LOHSE (1977) bei Dreizehnmöwen (*Larus tridactylus*) und Silbermöwen (*Larus argentatus*) für eine Reihe von CKW gezeigt wurde. Selbst diejenigen CKW, die als besonders leicht metabolisierbar gelten, reichern sich im Laufe der Zeit an, wenn auch in geringerem Maß als die persistenten Verbindungen. Ein geschlechtsspezifischer Unterschied der Belastung ist bis heute noch nicht gefunden worden. Es ist allerdings zu erwarten, daß die Weibchen mit jedem gelegten Ei auch CKW abgeben und dadurch ihre Gesamtbelastung im Vergleich zu den Männchen reduzieren. Ein entsprechender Mechanismus wurde bei Fledermäusen bereits aufgezeigt, bei denen die Weibchen 80-90% der akkumulierten CKW an ihre Jungen über Uterus und Muttermilch abgeben (DISSER & NAGEL 1989; NAGEL & DISSER 1990; NAGEL et al. 1990, 1992). Daraus resultiert eine verglichen mit den Männchen deutlich geringere Belastung. Ein altersabhängiger Akkumulationseffekt wurde auch für die Schwermetalle Blei und Cadmium bei Kohlmeisen nachgewiesen (FISCHER 1986).

4.8 Vergleich von Resteiern und Vollgelegten

Wenn auch eine Vielzahl von Publikationen hinsichtlich der Embryotoxizität von CKW widersprüchliche Ergebnisse zeigt, ist für die hier untersuchten Kohlmeisen-eier eine akute Schädigung trotz der Werte von ca. 1 mg/kg Trockenmasse für DDE, PCB 138, 153, 180 sowohl für Resteier als auch für Vollgelege eher unwahrscheinlich. Die Resteier sind aber deutlich höher belastet als die Eier ganzer Gelege. Dieser Befund wird von MATTES et al. (1980) bestätigt. Zusätzlich wird die Schlüpftrate altersabhängig beeinflusst (SCHWAAB 1984). Hierbei könnte ein Zusammenhang mit der höheren Belastung älterer Vögel (VAUK & LOHSE 1977) bestehen. Die Schlüpftrate geht im 6. und 7. Lebensjahr von über 90% auf 76% zurück (SCHWAAB l. c.). Da der Anteil von Eiern älterer Vögel bei Resteiern höher ist als bei ganzen Gelegen, kann eine Mehrbelastung von Resteiern lediglich Ausdruck des Alters bzw. des altersabhängigen Akkumulationseffektes sein.

4.9 CKW-Belastungen in der Legefolge

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, daß das viertgelegte Ei bei Kohlmeisen, im Vergleich zum erstgelegten, eine um ca. die Hälfte niedrigere Belastung aufweist. Diese Abnahme steht im Widerspruch zu den Befunden von CONRAD (1977), der

keine derartig erniedrigten Werte beim Uhu (*Bubo bubo*) und Wanderfalken (*Falco peregrinus*) fand, als er die Belastung von Erst- und Zweitgelegen des gleichen Weibchens verglich. Trotzdem muß davon ausgegangen werden, daß die Kohlmeisenweibchen bei der Eiablage einen erheblichen Teil ihrer Belastung mit CKW über die Eier abgeben, wie es beim Huhn bereits beschrieben wurde (BRUNN 1984). Dieses Phänomen schlägt sich in kontinuierlich reduzierten Belastungswerten der Eier nieder.

4.10 Ortsabhängige Kontamination

Eine stärkere Kontamination von Kohlmeisen mit CKW im Stadtgebiet (Frankfurt) im Vergleich zum Landgebiet (Schlüchtern), war zu erwarten und ist bereits für einige Schwermetalle nachgewiesen worden (KÖTH 1983, BREITSCHWERDT 1984, NEUMANN 1986, FISCHER 1986). Die Kohlmeisen im Stadtgebiet können aufgrund fehlender einheimischer Vegetation dort ihre spezifischen Nahrungstiere, die an diese Vegetation gebunden sind, nicht in ausreichendem Maß finden (BERRESSEM et al. 1983). Dies zeigt sich deutlich in einer reduzierten Fütterrate (REICHARDT 1980). Das hat zur Folge, daß diese Tiere zum Zeitpunkt der Eiablage mit einem Nahrungsdefizit leben (SCHMIDT & STEINBACH 1983) und deshalb für die Eibildung verstärkt Fettreserven mit den darin gelösten CKW angreifen müssen. Deshalb sind Brutvögel aus Frankfurt grundsätzlich leichter als solche aus Schlüchtern (EICH 1984). Eine erhöhte Insektizid-Belastung hingegen sollte in einem Brutgebiet mit hauptsächlich land- und forstwirtschaftlicher Nutzung zu finden sein. Zumindest für die Resteier ließ sich dies am Beispiel des DDE zeigen. Für sämtliche anderen CKW lagen für die aus Frankfurt stammenden Eier höhere Meßwerte vor. Dies könnte auf eine allgemein höhere Belastung des Stadtgebietes zurückzuführen sein.

4.11 Schlußbetrachtung

Angeichts der bedenklichen Populationsentwicklung bei einigen Vogelarten und der heute noch großen Bedeutung der CKW insbesondere für den Bestand bedrohter Arten ist es dringend geboten, weitere rückstandsanalytische Untersuchungen durchzuführen. Darüberhinaus ist es erforderlich, vermehrt toxikologische Untersuchungen für die Risikoabschätzung von PCB-Kongeneren vorzunehmen, von denen wahrscheinlich einige in Zukunft als Umweltchemikalien eine noch größere Bedeutung als heute erlangen werden.

Literatur

- ANDERSON, D. W., J. J. HICKEY, R. W. RISEBROUGH, D. F. HUGHES & R. E. CHRISTENSEN (1969): Significance of chlorinated hydrocarbon residues to breeding pelicans and cormorants. *Can. Field Nat.* 83: 91-112. — BALLSCHMITER, K. & M. ZELL (1980): Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gaschromatography. *Fresenius Z. Anal. Chem.* 302: 20-31. — BAUM, F. (1981): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in wildlebenden Tieren und Nahrungsnetzen: Vorkommen, Bedeutung und Nachweis. *Ökol. Vögel, Sonderheft* 3: 65-71. — BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. *Vogelwarte* 31/3: 183-391. — BECKER, P. H., S. SCHUMANN & CH. KOEPEL (1991):

Gefährden Schadstoffe den Schlüpfserfolg der Flußseeschwalbe an der Elbmündung? Abstract Vortr.; J. Orn. 132: 494. — BEJER-PETERSEN, B., P. R. HERMANSEN & M. WEIHE (1972): On the effects of insecticide sprays in forests on birds living in nest boxes. Dansk. ornith. forenings tidshrift 66: 30-50. — BERTHOLD, P. (1972): Über Rückgangerscheinungen und deren mögliche Ursachen bei Singvögeln. Vogelwelt 93: 216-226. — BERTHOLD, P. (1973a): Fortschreitende Rückgangerscheinungen bei Vögeln: Vorboten des »Stummen Frühlings«. Mittlg. MPG 1: 18-33. — BERTHOLD, P. (1973b): Über den starken Rückgang der Dorngrasmücke *Sylvia communis* und anderer Singvogelarten im westlichen Europa. J. Orn. 114: 347-360. — BEZZEL, E. & B. GIDSTAM (1978): Vögel Mittel- und Nordeuropas. BLV-Verlag, München. — BIESSMANN, A. (1982): Effects of PCBs on gonads, sex hormone balance and reproduction processes of Japanese Quail *Coturnix coturnix japonica* after ingestion during sexual maturation. Environ. Pollut. 27: 15-30. — BITMAN, J., H. J. CECIL & G. F. FRIES (1970): DDT-induced inhibition of avian shell gland carbonic anhydrase: a mechanism for thin eggshells. Science 168: 594-596. — BITMAN, J., H. J. CECIL, S. J. HARRIS & G. F. FRIES (1969): DDT induces a decrease in eggshell calcium. Nature 224: 44-46. — BLASZYK, P. (1972a): Beeinträchtigung der freilebenden Tierwelt durch Pestizide. Ber. Ldw. 50: 404-416. — BLASZYK, P. (1972b): Zur Frage der Gefährdung freilebender Vögel durch polychlorierte Biphenyle (PCB). Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 12: 48-53. — BLUS, L. J. (1982): Further interpretation of the relation of organochlorine residues in Brown Pelican eggs to reproductive success. Environ. Pollut. 28: 15-33. — BLUS, L. J., A. A. BELISLE & R. M. PROUTY (1974): Relations of the Brown Pelican to certain environmental pollutants. Pest. Monit. J. 6: 181-194. — BOTHELO, L. H., D. E. RYAN & W. LEWIN (1979): Amino acid composition and partial amino acid sequences of three highly purified microsomal cytochrome P-450 from rats treated with PCB's, Phenobarbital or 3-Methylchloranthrene. J. Biol. Chem. 254: 5635-5640. — BREITSCHWERDT, G. (1984): Die Kohlmeise als Biomonitor für die Schwermetallbelastung der Umwelt. Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — BRUNN, H. (1984): Elimination and distribution of 2,2',4,5'-tertrachlorobiphenyl in laying hens. Fd. Chem. Toxic. 22: 689-691. — BRUNN, H., H. D. BERLICH & F. J. MÜLLER (1985): Residues of pesticides and polychlorinated biphenyls in game animals. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34: 527-532. — BRUNN, H., S. GEORGII, K. FAILING, V. STOJANOWIC, U. ESKENS & D. MANZ (1988): Füchse als Bioindikatoren für das Vorkommen polychlorierter Biphenyle (PCB) in der Umwelt — Untersuchungen an Sektionsmaterial aus den Jahren 1983 und 1987. Dtsch. tierärztl. Wschr. 95: 409-472. — BRUNN, H., S. GEORGII, A. STELZ & E. MUSKAT (1989): Fremdstoffe in Lebensmitteln — Ermittlung einer täglichen Aufnahme mit der Nahrung. II. Polychlorierte Biphenyle in Tagesrationen stationär verpflegter Patienten und in Säuglings- und Kleinkindernahrung. Deutsche Lebensmittel-Rundschau 85: 286-290. — BROOKS, G. T. (1969): The metabolism of diene-organochlorine (cyclodiene) insecticides. Res. Rev. 27: 81-139. — BRUNN, H., S. GEORGII, G. BACHOUR & I. ELMADEFA (1991): Wild als Bioindikator für Umweltbelastungen — zum Vorkommen von Radionuklid, polychlorierten Biphenylen und chlororganischen Pestiziden in Rehen und Füchsen aus Hessen. Tierärztl. Umschau 46: 553-556. — CALL, D. J. & B. E. HARRELL (1974): Effects of Dieldrin and PCBs upon the production and morphology of Japanese Quail eggs. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 70-77. — CARLSON, R. W. & R. T. DUBY (1973): Embryotoxic effects of three PCB's in the chicken. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 9: 261-266. — CLARK, D. R. (1981): Bats and environmental contaminants: A review. U. S. Department Interior, Fish and Wildlife Service, Spec. Sci. Rep. — Wildlife No. 235, Washington, D. C. — CONRAD, B. (1974): Bestehen Zusammenhänge zwischen dem Bruterfolg der Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) und ihrer gegenwärtigen Bestandsverminderung? Vogelwelt 95: 186-198. — CONRAD, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Vogelkundl. Bibl. 5, Kilda Verlag, Greven. — CONRAD, B. & G. RHEINWALD (1981): Biozid-Belastung bei weiblichen Kohlmeisen während der Brutzeit. J. Orn. 122: 93. — DAHLGREN, R. B. & R. L. LINDER (1971): Effects of polychlorinated biphenyls on Pheasant reproduction, behaviour, and survival. J. Wildl. Mgmt. 35: 315-319. — DAHLGREN, R. B., Y. A. GREICHUS & R. L. LINDER (1971): Storage and excretion of polychlorinated biphenyls in the Pheasant. J. Wildl. Mgmt. 35: 823-828. — Der Bundesminister für Jugend, Familie und Gesundheit (1984): Festsetzung von Höchstmengen für PCBs in bestimmten Lebensmitteln. BGA-Vorschlag Nr. 426-7401-637. — DFG (1988): Polychlorierte Biphenyle, Bestandsaufnahme über Analytik, Vorkommen, Kinetik und Toxikologie. Mitteilung XIII der Senatskommission zur Prüfung von Rückständen in Lebensmitteln. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim. — DISSER, J. & A. NAGEL (1989): Residues of polychlorinated biphenyls (PCB) in a maternity colony of the Common Pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*). In: European Bat Research 1987. Ed. by V. Hanak, I. Horacek und J. Gaisler. Prag: 615-622. — Doku-

mentationsstelle der Universität Hohenheim (1979): Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Nr. 23: Schadstoffe in der Nahrungskette. Universität Hohenheim. — DRESCHER-KADEN, U. & R. HUTTNER (1981): Rückstände an Organohalogenverbindungen (CKW) in Kleinsäuern verschiedener Lebensweise — Untersuchungen an Wildfängen und Fütterungsversuche. *Ökol. Vögel* 3: 127-142. — DUNACHIE, J. F. & W. W. FLETCHER (1969): Effects of some insecticides on the hatching rate of hens' eggs. *Nature* 212: 1062-1063 — EICH, R. (1984): Gewichtsänderungen bei weiblichen Kohlmeisen (*Parus major*) während der Fortpflanzungsperiode. Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — ELLENBERG, H. (Hrsg.) (1981): Greifvögel und Pestizide. Versuch einer Bilanz für Mitteleuropa. *Ökol. Vögel* 3, Sonderheft. — FISCHER, G. (1986): Blei- und Cadmium-Konzentrationen in Organen nestjunger Kohlmeisen (*Parus major*) in Abhängigkeit von Alter, Geschlecht und Biotop. Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — GARDNER, A. M., J. T. CHEN, J. A. G. ROACH & E. P. RAGELIS (1973): Polychlorinated biphenyls: hydroxylated urinary metabolites of 2,5,2,5'-Tetrachloro-biphenyl identified in rabbits. *Biochem. Biophys. Res. Comm.* 55: 1377-1384. — GHAZARIAN, J. G., J. E. MARTINEZ, A. C. GALLARDO, J. A. KULKOSKI & B. L. PETERSON (1980): Induction of renal cytochrom P-450 by the polychlorinated biphenyl Arochlor 1254. *J. Biochem.* 255: 8275-8281. — GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER Hrsg. (1980): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 9. Aula Verlag, Wiesbaden. — GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL Hrsg. (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 4. Aula Verlag, Wiesbaden. — HEATH, R. G., J. W. SPANN & J. F. KREITZER (1969): Marked DDE impairment of mallard reproduction in controlled studies. *Nature* 224: 47-48. — HEIDMANN, W. A., A. BÜTHE, M. BEYERBACH, R. LÖHMER & H. A. RÜSSELSINN (1989): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Brutvögeln aus dem Binnenland Niedersachsens. *J. Orn.* 130: 311-320. — HEIDMANN, W. A., M. BEYERBACH, A. BÜTHE & H. KNÜWER (1988): Weitere Untersuchungen zur Belastung niedersächsischer Saatkrähen (*Corvus frugilegus*) mit chlorierten Kohlenwasserstoffen. *J. Orn.* 129: 231-235. — HEINZ, G. H., S. D. HASELINE, W. L. REICHEL & D. L. HENSLE (1983): Relationships of environmental contaminants to reproductive success in Red-breasted Mergansers *Mergus serrator* from Lake Michigan. *Environ. Pollut.* 32: 211-232. — HILL, E. F., R. G. HEATH & J. D. WILLIAMS (1976): Effect of Dieldrin and Aroclor 1242 on Japanese Quail eggshell thickness. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16: 445-453. — HOERSCHELMANN, H. (1979): Organochlorpestizide und polychlorierte Biphenyle in Vogeleiern von den Falklandinseln und aus Norddeutschland. *Environ. Pollut.* 28: 247-269. — HÖRSTER, P. (1983): Untersuchungen zur Brutbiologie des Feldsperlings (*Passer m. montanus*) und seine Bedeutung als Bioindikator. Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — HUTZINGER, O., D. M. NASH & S. SAFE (1972): Polychlorinated biphenyls: metabolic behavior of pure isomers in pigeons, rats, and brook trout. *Science* 178: 312-313. — JENSEN, S. & G. SUNDRSTRÖM (1974): Structures and levels of most chloro-biphenyls in two technical PCB products and in human adipose tissue. *Ambio* 3: 70-76. — JOIRIS, C., K. DELBEKE, E. MARTENS, M. LAUWEREYS & A. VERCRUYSEE (1979): PCB and organochlorine pesticides in birds of prey found dead in Belgium from 1973-1977. *Le Gerfaut* 69: 319-337. — JUILLARD, M. (1981): Zur Kontamination von Greifvögeln aus der französischen Schweiz mit chlororganischen Verbindungen, mit PCBs und mit einigen Schwermetallen. *Ökol. Vögel* 3: 169-170. — KALLENBORN, R. (1991): Anreicherung, Verteilung und Abbau verschiedener ausgewählter Schadstoffe (PCBs und HCHs) in den Eiderenten (*Somateria mollissima* L.) der norddeutschen Küsten. Abstract Vortr.; *J. Orn.* 132: 494. — KARLSON, B., B. PERSSON, A. SOEDERGREN & S. ULFSTRAND (1974): Locomotory and dehydrogenase activities of Redstarts (*Phoenicurus phoenicurus* L. (Aves)) given PCB and DDT. *Environ. Pollut.* 7: 53-63. — KASTNER, P. & P. HOPPE (1974): Das erste Oxoberyllat mit Inselstruktur: $K_2Be_2O_4$. *Naturwiss.* 61: 79. — KOEMAN, J. H. & R. H. HADDERINGH (1972): Persistent pollutants in the White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in the Federal Republic of Germany. *Biol. Conserv.* 4: 373-377. — KOEMAN, J. H., H. C. W. VAN VELZEN-BLAD, R. DE VRIES & J. G. VOS (1973): Effects of PCB and DDE in cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. *J. Reprod. Fert.* 19: 353-364. — KOEMAN, J. H., M. C. TEN NOEVER DE BRAUW & R. H. DE VOS (1969): Chlorinated biphenyls in fish, mussels and birds from the river Rhine and the Netherlands Coastal Area. *Nature* 221: 1126-1128. — KOENIGER M., P. WALNOEFER & G. ENGELHARD (1975): Rückstandsanalytischer Nachweis von PCB in Gegenwart von Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden in Eiern von See- und Greifvögeln. *Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd.* 27: 131-135. — KOEFF, C., P. H. BECKER & W. HEIDMANN (1991): Schadstoffkontamination von Küstenvögeln im Artvergleich. Abstract Vortr.; *J. Orn.* 132: 495. — KORTE, F., W. KLEIN & B. DREFAHL (1970): Technische Umweltchemikalien, Vorkommen, Abbau und Konsequenzen. *Naturw. Rdsch.* 23: 445-457. — KÖTH, T. (1983): Schwermetallrückstände in Vogeleiern. *Wiss.*

Hausarb. Lehramt Gymn., FB Biologie, Universität Frankfurt. — LE SUEUR MILSTEIN, P. S. (1965): Über BHC-vergiftete Heuschrecken als Nahrung des Weißstorchs in Südafrika. Vogelwarte 23: 117-120. — LEHNER, P. N. & A. EGBERT (1969): Dieldrin and eggshell thickness in ducks. Nature 224: 1218-1219. — LINCER, J. L. & D. B. PEAKALL (1973): PCB pharmacodynamics in the Ring Dove and early gas chromatographic peak diminution. Environ. Pollut. 4: 59-68. — LITTEREST, C. L. & E. J. VAN LOON (1974): Time-course of induction of microsomal enzymes following treatment with polychlorinated biphenyl. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 206-211. — LORENZ, H. & P. CLAUS (1983): Begriffsbestimmung und Ursachen des Vorkommens von PCB in Nahrungsketten und Lebensmitteln. BGA Schriften 4: 33-39, MMV Medizin Verlag, München. — LUETHGEN, W., H. GEMMER & K. VOLK (1982): Ergebnisse von Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe und PCB bei Greifen und Eulen in Südhessen. Tierärztl. Umsch. 37: 202-210. — MATTES, H., C. EBERLE & K.-F. SCHREIBER (1980): Über den Einfluß von Insektizidspaltungen im Obstbau auf die Vitalität und Reproduktion von Kohlmeisen. Vogelwelt 101: 81-98. — MATTHEWS, H. B. (1983): Metabolism of PCBs in mammals: routes of entry, storage, and excretion. In: D'ITRI und M. A. KAMRIN (Hrsg.): PCB: Human and environmental hazards. London. — MATTHEWS, H. B. & M. W. ANDERSON (1975): Effect of chlorination on the distribution and excretion of polychlorinated biphenyls. Drug Metab. Dispos. 3: 371-388. — MAY, R. & H. ELLENBERG (1985): Ein Freilandexperiment zur Ökologie der Schadstoffkontamination von Vögeln und Folgerungen für die Verwendung von Organismen als Biomonitore. Ökol. Vögel 7: 97-112. — MENDENHALL, V. M., E. E. KLAAS & M. A. R. McLANE (1983): Breeding success of Barn Owls (*Tyto alba*) fed low levels of DDE and Dieldrin. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 235-240. — MENZIE, C. M. (1969): Metabolism of pesticides. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife. Special Scientific Report-Wildlife 127. — MORIARTY, F. (1975): Organochlorine insecticides. Academic Press. London. — MÜLLER, P. (1984): Jagd und Umweltrisiko. Der Saarlöcher 36: 6-27. — NAGEL, A. & J. DISSER (1990): Rückstände von Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden in einer Wochenstube der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*). Z. Säugetierkunde 55: 217-225. — NAGEL, A., S. WINTER & B. STREIT (1990): Residues of Chlorinated Hydrocarbons in Six European Bat Species. Fifth European Bat Research Symposium, Nyborg Strand, Denmark, 1990. Bat Research News 32: 20-21. — NAGEL, A., J. DISSER & R. PRINZINGER (1992): Die Belastung hessischer Fledermäuse mit Chlorkohlenwasserstoffen. Teil I: Untersuchung einer Wochenstube der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*). Vogel u. Umwelt i.p. — NEIDHARD, H. (1983): Brandverhalten polychlorierter Biphenyle. In: BGA Schriften 4: 44-47, MMV Medizin Verlag, München. — NEUMANN, V. (1986): Untersuchungen zur aktuellen Schwermetallbelastung an Blut von Kohlmeisen (*Parus major*). Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — NEWTON, I., J. E. ROBSON & D. W. YALDEN (1981): Decline of the Merlin in the peak district. Bird Study 28: 225-234. — NEWTON, I., S. DOBSON, D. OSBORN & R. KENWARD (1981): Ergebnisse der Biozidforschung aus England und anderen Ländern. Ökol. Vögel 3, Sonderheft: 29-32. — NOWICKI, H. G. & A. W. NORMAN (1972): Enhanced hepatic metabolism of testosterone, 4-androstene-3, 17-dione, and estradiol-17 β in chickens pretreated with DDT or PCB. Dep. Biochem. Univ. Calif., California. — PAASIVIRTA, J., J. SÄRKKÄ, J. PELLINEN & T. HUMPPI (1981): Biocides in eggs of aquatic birds. Completion of a food chain environment study for DDT, PCB and Hg. Chemosphere 10: 787-794. — PEAKALL, D. B. (1971): Effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the eggshells of Ring Doves. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 100-101. — PERSSON, B. (1971): Chlorinated hydrocarbons and reproductions of a South Swedish population of Whitethroats (*Sylvia communis*). Oikos 22: 248-255. — PERSSON, B. (1974): Degradation and seasonal variation of DDT in Whitethroats (*Sylvia communis*). Oikos 25: 216-221. — PINOWSKI, J. (1968): Secundity, mortality, numbers and biomass dynamics of a population of the Tree Sparrow (*Passer m. montanus*). Ekol. Polska. A: 1-58. — PLATONOW, N. S. & H. S. FUNNEL (1970): Anti-androgenic-like Effect of Polychlorinated Biphenyls in Cockerels. Vet. Rec. 1: 109-110. — PRINZINGER, G. & R. PRINZINGER (1980): Pestizide und Brutbiologie der Vögel. Kilda Verlag, Greven. — RINSKY, A. & A. S. PERRY (1981): Induction of the mixed-function oxidase system in the liver of the Barn Owl *Tyto alba* by PCBs. Pest. Biochem. Phys. 16: 72-78. — RINSKY, A. & A. S. PERRY (1982): Postnatal development of the mixed function oxidase system in nestling Barn Owls and baby chicks and induction of this system in the nature forms by Arochlor 1254. Comp. Biochem. Physiol. 75C: 51-55. — RISEBROUGH, R. W. & D. W. ANDERSON (1975): Some effects of DDE and PCB on Mallards and their eggs. J. Wildl. Mgmt. 39: 508-513. — RISEBROUGH, R. W., D. B. PEAKALL, S. G. HERMAN & M. N. KIRVEN (1968): Polychlorinated biphenyls in the global ecosystem. Nature 220: 1098-1102. — SAFE, S. (1989): Polychlorinated biphenyls (PCBs): mutagenicity and carcinogenicity. Mut. Res. 220: 31-

47. — SCHARENBERG, W. (1991): Juvenile Fluß- (*Sterna hirundo*) und Küstenseeschwalben (*Sterna paradisea*) als Bioindikatoren für Organochlorverbindungen. Abstract Vortr.; J. Orn. 132: 494. — SCHILLING, F. (1981): Die Pestizidbelastung des Wanderfalcons in Baden-Württemberg und ihre Rückwirkung auf die Populationsdynamik. Ökol. Vögel 3: 261-274. — SCHILLING, F. & C. KÖNIG (1980): Die Biozidbelastung des Wanderfalcons in Baden-Württemberg und ihre Auswirkung auf die Populationsentwicklung. J. Orn. 121: 1-35. — SCHMIDT, K. H. (1983): Untersuchungen zur Jahresdynamik einer Kohlmeisenpopulation. Ökol. Vögel 5: 135-202. — SCHMIDT, K. H. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Bestandsentwicklung von Kohlmeisen (*Parus major*) und Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*) zwischen 1971 und 1981. Ökol. Vögel 8: 85-95. — SCHMIDT, K. H. & J. STEINBACH (1983): Niedriger Bruterfolg der Kohlmeise (*Parus major*) in städtischen Parks und Friedhöfen. J. Orn. 124: 81-83. — SCHUBERT, W. (1980): Zum Status und Rückgang einiger Vogelarten im Kreis Böblingen — Ein Vergleich der Beobachtungsjahre 1960-1965 und 1973-1978. Ökol. Vögel 2: 189-197. — SCHÜLER, W., H. BRUNN & D. MANZ (1985): Pesticides and polychlorinated biphenyls in fish from the Lahn river. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34: 608-616. — SCHULTE, E. & L. ACKER (1974): Identifizierung und Metabolisierbarkeit von polychlorierten Biphenylen. Naturwiss. 61: 79-80. — SCHWAAB, E. (1984): Der Einfluß des Lebensalters auf brutbiologische Parameter, Flügellänge und Gewicht bei Kohlmeisen (*Parus major*). Dipl. Arb. FB Biologie, Universität Frankfurt. — SHAW, G. R. & D. W. CONNELL (1982): Factors-influencing concentrations of polychlorinated biphenyls in organisms from an estuarine ecosystem. Austr. J. Mar. Freshw. Res. 33: 1057-1070. — SÖDERGREN, A. & S. ULFSTRAND (1972): DDT and PCB relocate when caged Robins use fat reserves. Ambio. 1: 36-40. — SPECHT, W. & M. TILLKES (1979): Gaschromatographische Bestimmung von Rückständen an Pflanzenbehandlungsmitteln nach Clean up über Gelchromatographie und Mini-Kieselgel-Säulenchromatographie. Beitr. Tabakforsch. Intern. 10: 73-79. — STEINBACH, J., H. EINLOFT, T. KÖTH, P. HÖRSTER & H. J. ACHENBACH (1980): Brutbiologische Untersuchungen an Höhlenbrütern in 3 neuen Frankfurter Kontrollgebieten. Luscinia 44: 189-200. — STEINWANDTER, H. (1975): Eine einfache Multimatrixmethode zur Bestimmung von Chlorkohlenwasserstoff-Pesticiden. Chemosphere 1: 27-30. — STENDELL, R. C. (1975): Summary of recent information regarding effects of PCBs on birds and mammals. Nat. Conf. PCBs, Chicago: 262-267. — STICKEL, L. F. & L. I. RHODES (1970): The thin eggshell problem. In: J. W. GILLET (Hrsg.): The biological impact of pesticides in the environment. Oregon State University, Corvallis. — STOJANOVIC, V., H. BRUNN & R. FLEMMING (1983): Untersuchungen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe in Haar- und Federwild im Rahmen der amtlichen Lebensmittelüberwachung. Arch. Lebensmittelhygiene 34: 133-156. — ULFSTRAND, S. & A. SÖDERGREN (1972): Organochlorine residues in East African Birds. Ambio 1: 150-151. — UTTENDÖRFER, O., G. BODENSTEIN & R. KUHK (1952): Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Ulmer, Stuttgart. — VAUK, G. & H. LOHSE (1977): Biocidbelastung von Seevögeln sowie einiger Landvögel und Säuger der Insel Helgoland. Veröff. Überseemus. Bremen. — VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (1985): Rahmenkonzept für die Routineanalytik von polychlorierten Biphenylen (PCB). VDLUFA-Schriftenreihe 12, VDLUFA-Verlag, Darmstadt: Verordnung zum Verbot von polychlorierten Biphenylen, polychlorierten Terphenylen und zur Beschränkung von Vinylchlorid (PCB-, PCT-, VC-Verbotsordnung) vom 18. Juli 1989, Bundesgesetzblatt Teil 1, 1482-1484. — VILLENEUVE, D. C., D. L. GRANT, W. E. J. PHILLIPS, M. L. CLARC & D. J. CLEGG (1971): Effects of PCB administration on microsomal enzyme activity in pregnant rabbits. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 120-128. — WALKER, CH. H. & G. C. KNIGHT (1981): The hepatic microsomal enzymes of sea birds and their interaction with liposoluble pollutants. Aquatic Toxicol. 1: 343-354. — WÜST, W. (1970): Die Brutvögel Mitteleuropas BLV, München. — Zehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Beschränkung von PCB, PCT und VC) — 10. BimSchV — Vom 26. Julie 1978. Bundesgesetzblatt Teil 1, 1138.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt](#)

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: [14](#)

Autor(en)/Author(s): Disser Jochen, Brunn Hubertus, Nagel Alfred,
Prinzinger Roland

Artikel/Article: [Untersuchungen zur Belastung von Vogeleiern mit
Chlorkohlenwasserstoffen unter besonderer Berücksichtigung der PCBs
173-209](#)