Vögeln und Säugern. Arch. Naturgesch. N. F. 5: 317—363. ● Rheinwald, G. (1973): Die Flügelänge der Mehlschwalbe: Altersabhängigkeit, Geschlechtsunterschied und Vergleich zweier Populationen. Bonner Zool. Beitr. 24: 374—386. ● Sachs, L. (1969): Statistische Auswertungsmethoden. Springer, Berlin, Heidelberg & New York. ● Stewart, I. F. (1963): Variation of wing length with age. Bird Study 10: 1—9. ● Stravinsky, S. (1974): An attempt to determine duck populations in transit by a biometrical method. Mater. Conf. Study Conserv. Migratory Birds Baltic Basin, Tallinn, 75—76. ● Ders. (1976): An attempt to determine duck populations in transit by a biometrical method. In: Bird Migration (herausgeg. v. E. Kumari), Valgus, Tallinn, 73—75. ● Stresemann, E. (1934): Aves. In: Kükenthal & Krumbach, Handbuch der Zoologie 7, 2. De Gruyter & Co., Berlin & Leipzig. ● Svensson, L. (1970): Identification Guide to European Passerines. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm. ● Ders. (1972): Welches Flügelmaß ist richtig? J.Orn. 113: 111—112. ● Thorne, C. J. R. (1973): Growth of reed warblers. Wicken Fen Group Rep. 5: 33—35. ● Ders. (1975): Wing length of reed warblers. Wicken Fen Group Rep. 7: 10—13.

Anschrift der Verfasser: Vogelwarte Radolfzell, Schloß, D-7760 Radolfzell 16.

Die Vogelwarte 30, 1979: 21—28

Aus dem Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie,
Vogelwarte Radolfzell, und dem Tierhygienischen Institut Freiburg

Hohe Pestizidrückstände in tot aufgefundenen Sperbern (*Accipiter nisus*) als mögliche Todesursache

Von Bernd Conrad

1. Einleitung

Im Rahmen von Untersuchungen über die Belastung der einheimischen Vogelwelt mit verschiedenen chlorierten Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen (PCB) wurden am Tierhygienischen Institut Freiburg neben Vogeleiern (CONRAD 1977, 1978) auch tote und nach Auffinden in menschliche Pflege genommene und dann eingegangene Jung- und Altvögel vieler Arten analysiert. Die Ergebnisse der Rückstandsanalysen beim Sperber (*Accipiter nisus*) stellen die Basis für den folgenden Bericht dar.

2. Material und Methode

Untersucht wurden insgesamt 32 Sperber unterschiedlichen Alters aus verschiedenen Gebieten der Bundesrepublik Deutschland. 28 Vögel waren zum Zeitpunkt des Fundes bereits tot. Bei 20 dieser 28 Exemplare konnten von den Einsendern nähere Angaben zur Todesursache gemacht werden: 4 Tiere waren erschlagen worden, 1 Jungtier geschossen, 2 kamen durch Fallen um, je 5 verunglückten an Hochspannungsleitungen oder flogen gegen Glasscheiben, und 3 wurden Opfer des Autoverkehrs. Die übrigen 8 tot aufgefundenen Sperber wiesen keine äußerlich sichtbaren Verletzungen auf. Bei 4 von diesen Vögeln haben wir am Tierhygienischen Institut Freiburg pathologisch-anatomische Untersuchungen zur Ermittlung der Todesursache durchführen lassen, die aber keine Anhaltspunkte für eine Erkrankung oder einen altersbedingten Tod lieferten.

Die restlichen vier Sperber wurden ermattet und abgemagert aufgegriffen, wiesen aber keine Verletzungen auf. Drei von ihnen litten unter Lähmungserscheinungen und Krampfanfällen. Versuche der Zwangsfütterung schlugen fehl; alle Tiere verendeten innerhalb weniger Stunden. Die bei diesen Vögeln durchgeführten tierärztlichen Untersuchungen ergaben auch hier keine Hinweise auf die Krankheits- bzw. Todesursache.

Als Indikatorgewebe für die Schadstoffbelastung wurde in Anlehnung an die vorhandene Literatur (z. B. DRESCHER-KADEN 1977, FUCHS *et al.* 1972, HAYS & RISEBROUGH 1972, JENSEN *et al.* 1969, KOEMAN *et al.* 1973a, b) bei allen Exemplaren die Leber gewählt, bei 23 Tieren zusätzlich Gewebe aus dem Brustmuskel und bei 9 Vögeln Proben aus dem Unterhautfettgewebe.

Tab. 1: Gehalt an p,p-DDE in Gehirn-, Muskel-, Fett- und Lebergeweben von 20 geschossenen Eichelhähern (*Garrulus glandarius*). Angaben in ppm, bezogen auf extrahierbares Fett; aufgetragen in der Reihenfolge der Leberbelastung.

Nr.	Gehirn	Muskel	Fett	Leber
1	0,25	1,75	3,60	1,32
2	0,35	1,95	2,25	3,04
3	2,00	2,68	2,94	3,60
4	1,18	4,00	3,00	3,72
5	1,42	2,65	2,15	3,90
6	0,24	1,65	2,82	4,30
7	0,81	1,90	2,71	4,35
8	0,85	3,45	2,85	4,90
9	0,30	4,95	3,42	5,18
10	0,75	4,24	3,67	5,40
11	2,72	3,02	3,45	5,62
12	1,00	3,03	3,42	5,98
13	1,24	3,20	9,45	6,21
14	2,50	2,74	4,35	6,71
15	0,65	3,75	2,97	7,00
16	2,47	1,10	1,55	7,15
17	1,72	5,00	3,95	8,30
18	1,25	4,02	3,42	9,27
19	2,54	6,21	7,20	11,38
20	3,25	6,35	6,00	12,42

Die Leber hat sich bei verschiedenen Untersuchungen als der geeignetste Indikator für die Pestizidkontamination erwiesen. Sie weist aufgrund ihrer Stoffwechselintensität ein vielfältigeres „Schadstoffmuster“ auf als z. B. das Depotfett (BRÜGGEMANN *et al.* 1975). Darüber hinaus ergeben sich, umgerechnet auf das Leber-Rohfett, das ca. 4–6% der Leber-Trockenmasse beträgt, für die Leber wesentlich höhere Biozidkonzentrationen als beispielsweise für Muskulatur, Gehirn oder Depotfett (DRESCHER-KADEN 1977). Dies konnte ich u. a. an einer größeren Anzahl von Eichelhähern (*Garrulus glandarius*) bestätigen (Tab. 1).

PARSLOW & JEFFERIES (1973) haben gezeigt, daß die Leber-Schadstoffkonzentration einen unterschiedlich hohen Prozentsatz der Gesamtbelastung des Organismus widerspiegelt. Dieser Prozentsatz ist sehr stark von der Konstitution der Vögel abhängig. So enthielt die Leber bei geschossenen Exemplaren der Trottellumme (*Uria aalge*) im Mittel nur 0,8% der Gesamtkörper-Kontamination mit DDE, während bei tot angeschwemmten Tieren dieser Art, die nach der Mobilisierung der Fett-Depots etwa 40% ihres Körpergewichtes verloren hatten, der Prozentsatz auf durchschnittlich 18,8% anstieg.

Die in der Leber nachweisbaren Rückstände scheinen somit „eng mit der aus den Depots in Notzeiten ausgeschwemmten Pestiziddosis korreliert“ zu sein (DRESCHER-KADEN 1977), aber auch mit den über die Nahrung gerade aufgenommenen Biozidmengen. Fütterungsversuche, z. B. mit HCB, DDE oder Dieldrin, ergaben bei verschiedenen Vogelarten eine direkte Abhängigkeit der Schadstoffspeicherung in der Leber von der Konzentration der eingesetzten Mittel im Futter der Versuchstiere (z. B. DAVISON & SELL 1974, VOS *et al.* 1972).

Zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der Biozide habe ich die verschiedenen Gewebeproben den Kadavern entnommen, grob zerkleinert und 96 Stunden bei 50 °C getrocknet. Nach der Bestimmung des Trockengewichtes und der Homogenisierung der Proben erfolgte eine 8stündige Extraktion mit gaschromatographisch reinem Petroläther (Siedebereich 40–60 °C) in der Soxhlet-Apparatur. Der gewonnene Extrakt wurde am Rotationsverdampfer zur Trockne eingengt, im Vakuum-trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz nachgetrocknet und das zurückbleibende Rohfett gewogen. Mit Hilfe der säulenchromatographischen Reinigung an Aluminiumoxid (Aktivitätsstufe II–III, 3 Stunden bei 50 °C gegläht, mit 6% Wasser partiell deaktiviert) wurden die chlorierten Kohlenwasserstoffe und PCB durch Eluieren mit 300 ml Petroläther von den Lipiden getrennt. Das gereinigte Eluat wurde auf 5 ml eingengt und ein aliquoter Teil gaschromatographisch analysiert. Die Identifizierung und Auswertung der Schadstoffe erfolgte nach derselben Methode, wie sie bereits für Vogelei beschrieben wurde (CONRAD 1977).

3. Ergebnisse

Im Vergleich zu Eiern anderer einheimischer Vogelarten haben die der Sperber bei den bisherigen Untersuchungen mit die höchsten Belastungsquoten aufgewiesen. So war es nicht verwunderlich, daß auch bei den Analysen der Jung- und Altvögel zum Teil erhebliche Rückstandsmengen zutage traten. Hierbei ergaben sich allerdings große Unterschiede im Kontaminationsgrad der einzelnen Tiere.

Tab. 2: Gehalt an chlorierten Kohlenwasserstoffen und PCB in 32 Sperberlebern aus der Bundesrepublik Deutschland. Angaben in ppm, bezogen auf Trockengewicht. (Die Reihenfolge innerhalb der 3 Gruppen wurde nach der Höhe der DDE-Belastung gewählt.)

Nr.	HCB	Lindan	Hepta- chlor	Aldrin	Hepta- chlorep.	DDE	Dieldrin	PCB
Gruppe I								
1	0,53	0,05	0,11	nn	0,15	2,33	nn	6,00
2	5,63	nn	nn	nn	0,17	2,33	0,49	16,70
3	2,11	0,06	0,07	0,06	0,12	2,42	0,40	7,82
4	1,09	0,02	0,10	0,06	0,15	3,02	0,20	7,65
5	1,55	0,09	0,10	0,08	0,12	3,38	0,52	6,85
6	0,53	0,04	0,07	0,04	0,10	3,72	nn	9,94
7	2,84	nn	0,10	0,06	0,12	4,23	nn	15,83
8	0,11	0,03	0,05	nn	nn	4,82	0,64	37,44
9	2,07	0,05	0,08	0,03	0,14	5,26	0,62	24,77
10	1,16	0,03	0,06	0,04	0,08	6,42	0,52	17,53
Mittel	1,74	0,04	0,07	0,04	0,12	3,82	0,34	15,13
Gruppe II								
11	6,31	0,02	0,03	0,02	0,04	2,25	0,05	6,52
12	0,41	0,02	0,02	nn	0,03	4,80	0,83	23,64
13	0,23	0,25	nn	nn	0,09	8,75	1,30	28,04
14	0,41	0,05	0,09	0,08	0,25	11,20	2,03	21,10
15	1,10	0,02	0,02	nn	0,48	12,93	0,80	28,10
16	2,52	0,06	0,16	0,10	0,25	13,92	1,93	49,50
17	9,92	nn	0,11	0,06	0,26	15,84	2,20	50,52
18	0,22	0,02	0,02	0,04	0,03	16,22	1,50	53,82
19	1,80	0,05	0,08	0,05	0,15	16,84	1,00	30,11
20	1,25	0,04	0,05	0,05	0,12	17,37	1,56	28,26
Mittel	2,42	0,05	0,06	0,04	0,17	12,04	1,32	32,94
Gruppe III								
21	64,91	0,23	0,20	0,10	0,84	18,20	4,03	84,40
22	1,02	0,20	0,05	nn	1,02	22,03	1,50	52,00
23	0,15	0,08	0,05	0,07	2,20	23,00	4,00	54,94
24	6,63	nn	0,05	0,05	0,12	35,14	1,13	32,21
25	2,64	0,05	0,05	0,07	0,65	44,53	nn	91,82
26	3,80	0,10	0,20	0,05	1,30	53,83	5,33	68,42
27	2,82	0,03	0,07	0,08	2,32	75,10	4,00	83,40
28	5,00	1,00	0,50	0,30	2,42	83,20	3,55	90,52
29	4,32	0,52	0,30	0,05	1,83	98,33	5,42	99,33
30	2,70	0,04	0,08	0,08	2,32	150,30	11,11	68,40
31	0,92	0,05	0,04	0,05	0,05	157,00	4,42	1200,00
32	1,00	0,02	nn	0,10	2,92	162,80	nn	416,50
Mittel	8,03	0,20	0,13	0,08	1,50	76,92	3,68	194,41

nn = nicht nachweisbar

Um Aussagen über den Grad der Belastung in bezug auf die Todesursache und/oder das Alter der Sperber machen zu können, habe ich diese in 3 Gruppen aufgeteilt.

In die erste Gruppe wurden alle Jungvögel aufgenommen. Diese sind ohne Ausnahme noch im Geburtsjahr eines unnatürlichen Todes gestorben. Die zweite Gruppe besteht aus denjenigen Altvögeln, die ebenfalls verunglückten oder durch Abschluß und Fang umkamen. Die dritte Gruppe schließlich bilden diejenigen adulten Sperber, deren Todesursache unklar blieb.

Die Belastungswerte schwanken individuell sehr stark (Tab.2). Ein Grund für die Variabilität ist, besonders bei den Jungvögeln, in der unterschiedlichen Herkunft der Tiere zu suchen. Diese Sperber wurden aus verschiedenen Gebieten der Bundesrepublik zur Untersuchung eingesandt. Wie die Analysen von Eiern des Sperbers, aber auch von anderen Arten, ergeben haben, treten bei der Kontamination mit bestimmten Stoffen (z.B. HCB, DDE, PCB) zum Teil beachtliche regionale Unterschiede zutage (CONRAD 1977).

Vergleicht man die Daten der Altvögel der Gruppe 2 mit denen der Jungvögel, so zeigen sich bei den adulten Exemplaren bei DDE, Dieldrin und PCB im Mittel drei- bis vierfach stärkere Kontaminationen, während bei den restlichen Substanzen, deren Gehalt insgesamt niedriger liegt, die Differenzen nicht so ausgeprägt sind.

Leider war bei den adulten Sperbern das genaue Alter nicht festzustellen, da hierzu keine Angaben gemacht wurden und die zur Verfügung gestellten Kerne eine Altersbestimmung nicht zuließen. Daher kann nicht geklärt werden, worauf die wesentlich höheren Rückstandswerte der dritten Gruppe zurückzuführen sind. Handelt es sich ausschließlich um besonders alte Tiere, die über viele Jahre als Endglieder von Nahrungsketten die verschiedenen Biozide aufgenommen und gespeichert haben, oder sind auch jüngere Sperber in dieser Gruppe vertreten, bei denen die extrem hohen Pestizidbelastungen auf regional besonders ungünstige Umweltbedingungen hinweisen?

Die hohen Kontaminationswerte der Vögel der dritten Gruppe liegen in derselben Größenordnung, die bei Totfunden verschiedener Greifvögel, aber auch anderer Vogelarten, bereits Mitte der 60er Jahre nachgewiesen wurde. So enthielten 5 Sperber, die im Winter 1964/65 und im zeitigen Frühjahr 1965 in den Niederlanden tot oder sterbend gefunden wurden, in ihren Lebern zwischen 15 und 21 ppm DDE, bezogen auf Frischgewicht (abgekürzt: FG), bzw. ca. 50 bis 65 ppm bezogen auf Trockengewicht (TG). 2 Wanderfalken (*Falco peregrinus*), die in Gefangenschaft plötzlich nach Lähmungserscheinungen und Krampfanfällen starben, wiesen in Leber und Muskulatur mehr als 60 ppm DDE (FG) auf. Verschiedene Mäusebussarde (*Buteo buteo*) und Schleiereulen (*Tyto alba*), die vergleichbare Symptome zeigten und eingingen, waren mit 15 bis 20 ppm DDE (FG) und verschiedenen anderen chlorierten Kohlenwasserstoffen belastet (KOEMAN & van GENDEREN 1966).

Von drei Sperber-Totfunden, die im Winter 68/69 ebenfalls in den Niederlanden analysiert wurden, wiesen zwei eine ähnliche DDE-Kontamination auf (KOEMAN *et al.* 1969). Ein drittes Exemplar enthielt in der Leber nur 2,99 ppm DDE (FG), dafür aber 19 ppm Dieldrin (FG). Bei diesem Vogel lag nach Ansicht der Autoren mit ziemlicher Sicherheit eine tödliche Dieldrin-Vergiftung vor. Auch bei einer größeren Anzahl von Mäusebussarden ließen die hohen Dieldrin-Rückstände im Gehirn und in der Leber auf eine letale Dosis schließen. Bei den von mir untersuchten 32 Sperbern konnten solch hohe Dieldrinwerte nicht ermittelt werden. Dies deutet möglicherweise darauf hin, daß sich das seit Jahren bestehende Anwendungsverbot von Dieldrin positiv auszuwirken beginnt.

Für die PCB-Werte, besonders der dritten Gruppe, liegen ebenfalls vergleichbare Daten aus der Literatur vor. KOEMAN *et al.* (1973b) analysierten die Lebern von 2 Sperberweibchen aus der Bundesrepublik und fanden 25 und 77 ppm PCB (FG), bzw. ca. 80 und 240 ppm (TG). Beim höher belasteten Vogel schlossen sie eine akute PCB-Vergiftung als mögliche Todesursache nicht aus. Vergleichbar hohe PCB-Kontaminationen bei verschiedenen Greifvögeln und Eulen geben FUCHS *et al.* (1972) an. 57 tot angeschwemmte Trottellummen (*Uria aalge*) wiesen in ihren Lebern PCB-Belastungen von 50 ppm und mehr (FG) auf (PARSLOW & JEFFERIES 1973). Als besonders stark verseucht erwiesen sich tote Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in den Niederlanden mit durchschnittlich 320 ppm PCB (FG) in der Leber (KOEMAN *et al.* 1973a).

4. Diskussion

Vergleicht man die von mir gefundenen Belastungswerte der einheimischen Sperber mit Literaturdaten, so liegt der Verdacht nahe, daß zumindest bei den Vögeln der dritten Gruppe eine akute Vergiftung vorgelegen hat.

Durch eine Reihe von Laborversuchen konnte mittlerweile klar nachgewiesen werden, daß von einer bestimmten Konzentration an Pestizide auch Wirbeltierorganismen, hier speziell Vögel, schädigen oder töten. Tests mit mehreren hundert in der Natur gezielt eingesetzten Chemikalien, z. B. zur Bestimmung der LD_{50} , d. h. der Substanzmenge, bei der die Hälfte der eingesetzten Testorganismen eingeht, bzw. der LC_{50} , der Dosis, bei der innerhalb von 5 Tagen 50% der Versuchstiere sterben, haben deutliche Aussagen über die akute Toxizität der meisten Schadstoffe erbracht.

So waren von 369 getesteten Substanzen (Pestizide, Medikamente und andere Chemikalien) 180 bei einer Dosis um 100 ppm akut toxisch für Stare (*Sturnus vulgaris*) und Rotschulterstärklinge (*Agelaius phoeniceus*). Bei 61 verschiedenen Bioziden (darunter Lindan, Aldrin, DDT, Endrin) lag die mittlere LD_{50} für Stare bei 48 mg/kg = ppm und für die Rotschulterstärklinge bei 15 ppm (SCHAFER 1972, SCHAFER *et al.* 1973). Bei Rallen (*Rallus longirostris*) ergab die Bestimmung der LC_{50} für DDT Werte zwischen 1600 und 1900 ppm (van VELZEN & KREITZER 1975).

Die Ermittlung von LD_{50} -Werten ist für die Beurteilung von Belastungsraten, wie sie bei Totfunden festgestellt werden, von untergeordneter Bedeutung, da freilebende Vögel normalerweise solch hohe Dosen nicht auf einmal aufnehmen. Hier helfen Versuche, die mit kleineren Schadstoffkonzentrationen über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden, besser weiter. Aus den in den Organen gespeicherten Insektizidmengen experimentell getöteter Vögel lassen sich, mit der gebotenen Sorgfalt, Rückschlüsse auf tödliche Dosen ziehen.

Im Rahmen von Untersuchungen, die an nordamerikanischen Kuh-Stärklingen (*Molothrus ater*) durchgeführt wurden, veranschlagten STICKEL *et al.* (1970) in 95% der Fälle tödliche Konzentrationen von DDE im Gehirn auf 300 ppm und mehr, bezogen auf Frischgewicht. Amerikanische Falken (*Falco sparverius*) scheinen etwas empfindlicher auf DDE-Gaben im Futter zu reagieren. PORTER & WIEMEYER (1972) fanden letale Rückstandsmengen im Gehirn zwischen 210 und 300 ppm (FG) und in der Leber zwischen 130 und 250 ppm (FG).

Nach ROBINSON (1970) sind Konzentrationen von mehr als 30 ppm DDT (FG) oder 20 ppm Dieldrin (FG) in den Lebern tot aufgefundener oder experimentell getöteter Vögel als Anzeichen dafür anzusehen, daß die Tiere durch einen einzelnen Stoff vergiftet wurden. Van VELZEN & KREITZER (1975) setzten aufgrund ihrer Versuche an Rallen (*Rallus longirostris*), Fasanen (*Phasianus colchicus*), Stockenten (*Anas platyrhynchos*) und anderen Arten die Letaldosis für DDT + DDD im Gehirn auf 30 ppm (FG) fest.

Große Unterschiede ergeben sich bei der Sensibilität gegenüber PCB. Bei Fütterungsversuchen von VOS & KOEMAN (1970) mit japanischen Wachteln (*Coturnix japonica*) variierten letale PCB-Rückstände im Gehirn zwischen 70 und 700 ppm. Die Leberkonzentrationen schwankten zwischen 120 und 2900 ppm, jeweils bezogen auf Frischgewicht. Unter Berücksichtigung neuester Literaturangaben schlägt RAPPE (1975) für Eier und Gewebe Zahlen vor, die einer tödlichen PCB-Dosis entsprechen können: Gehirn = 76 ppm, Muskel = 100 ppm, Leber = 210 ppm und Eier = 7,5 ppm, jeweils bezogen auf Frischgewicht.

Besonders im Falle der PCB ist eine allgemeingültige Aussage über die Toxizität kaum möglich, da es eine große Vielzahl von verschiedenen PCB gibt, die sich im Grad der Chlorierung unterscheiden. PCB mit höherem Chlorgehalt scheinen giftiger zu sein als solche mit niedrigerem Gehalt (MÜLLER & KORTE 1973). Ganz entscheidend ist die Toxizität der PCB-Produkte jedoch abhängig vom Anteil an stärker toxischen Verunreinigungen, vor allem mit chlorierten Dibenzofuranen (Vos *et al.* 1970).

Die wenigen angeführten Beispiele zeigen, wie unterschiedlich die Sensibilität der einzelnen Vogelarten gegenüber den verschiedenen Umweltschadstoffen ist. Hinzu kommen noch innerhalb einer Art individuelle Unterschiede in der Empfindlichkeit. Krankheiten, Streßerscheinungen und andere ungünstige Bedingungen können die Widerstandskraft gegen toxische Stoffe erheblich einschränken (BEDNAREK *et al.* 1975, CLARK 1975, GREICHUS 1975).

Rotschulterstärklinge, die in ihren Käfigen fortwährenden Störungen unterworfen waren, starben signifikant früher als solche, die in Ruhe gelassen wurden. Bei beiden Gruppen war dieselbe Menge Aldrin dem täglichen Futter zugesetzt worden (CLARK 1975). Ein Turmfalke, der in einem engen Käfig gehalten wurde, nahm über einen längeren Zeitpunkt wesentlich größere Mengen Dieldrin auf, bevor er starb, als zwei Individuen, die in ihrem Gehege fliegen konnten. Der gekäfigte Vogel hatte stärkere Fettreserven angelegt und konnte die aufgenommenen Schadstoffe in diesem Gewebe zunächst besser ablagern (PRESTT & RATCLIFFE 1972).

Erschwerend bei dem Versuch der Übertragung von Daten aus dem Labor auf das Freiland wirkt sich zusätzlich aus, daß bei den Experimenten normalerweise nur ein einzelner Wirkstoff getestet wird. Der Einsatz vieler verschiedener Mittel in der freien Natur führt aber in den meisten Fällen zu einem Synergismus, d.h. zu einem Zusammenwirken mehrerer Verbindungen, wie wiederum Versuche im Labor aufzeigten (KREITZER & SPANN 1973, LUDKE 1976).

Jungen Japanwachteln (*Coturnix coturnix*) und jungen Fasanen (*Phasianus colchicus*) wurden in verschiedenen Kombinationen jeweils 2 Pestizide (20 Mittel standen zur Verfügung) dem Futter beigemischt. Dabei ließ sich für die meisten Mittel eine Wirkungsaddition nachweisen, d.h. bei z.B. 100 ppm Letaldosis reichen pro Pestizid 50 ppm aus, um den Tod herbeizuführen (z.B. DDE + PCB, DDT und Dieldrin). Verschiedene Chemikalien zeigten dagegen potenzierende Wirkungen. Die Gesamtletdosis lag z. T. über dreimal niedriger als bei additiver Wirkung zu erwarten war (KREITZER & SPANN 1973). Die Ausscheidung von aufgenommenem PCB ist bei der Gegenwart von DDT und seinen Metaboliten stark eingeschränkt (SÖDERGREN *et al.* 1972).

Die hier dargelegten Beispiele zeigen auf, wie schwierig es ist, bei Rückstandsanalysen eindeutige Aussagen über die Schadwirkung giftiger Umweltchemikalien machen zu können. Die bei Laborversuchen mit bestimmten Testorganismen ermittelten toxikologischen Daten der verschiedenen Wirkstoffe sind auf andere Vogel- bzw. Tierarten nur bedingt übertragbar. Sie stellen im Augenblick aber die einzige Möglichkeit dar, die nachgewiesenen Belastungen in ihrer Bedeutung einzuschätzen bzw. zu beurteilen.

Beim Vergleich der von mir gefundenen Kontaminationen mit den Angaben aus der Literatur stellt man zunächst fest, daß die Dieldrinverseuchung wohl keine bedeutende Rolle mehr spielt, wie dies Mitte bis Ende der 60er Jahre der Fall war. Die nachweisbaren Rückstände liegen selbst bei Vögeln der dritten Gruppe deutlich unter den als letal anzusehenden Werten.

Anders sieht es dagegen bei der PCB- und DDE-Belastung aus. Zumindest bei einzelnen Tieren der dritten Gruppe lassen sich diese beiden Chemikalien in solchen Mengen finden, daß eine tödliche Vergiftung angenommen werden kann. Dies trifft besonders bei den letzten vier Vögeln (Nr. 29, 30, 31, 32) zu, die mit Lähmungserscheinungen und Krampfanfällen aufgegriffen wurden und anschließend eingingen. Aber auch bei fast allen anderen Exemplaren dieser Gruppe liegen entweder die DDE- oder die PCB-Rückstände im letalen Bereich.

Selbstverständlich können diese Daten, unter Berücksichtigung des zuvor Ausgeführten, keinen endgültigen Beweis für die Annahme von letalen Vergiftungen liefern. Aber die Anzeichen (hohe Belastung, unklare Todesursache bzw. Lähmungserscheinungen mit Todesfolge) sprechen für einen ursächlichen Zusammenhang zwischen Pestizidverseuchung und dem Tod der meisten Individuen der dritten Gruppe.

5. Zusammenfassung

Im Rahmen von Untersuchungen über die Pestizidbelastung der einheimischen Vogelwelt wurden auch 32 tot aufgefundene Sperber unterschiedlicher Altersstufen aus verschiedenen Gebieten der Bundesrepublik analysiert. Hierbei traten große Unterschiede im Kontaminationsgrad auf. Daher wurden die Sperber in drei Gruppen aufgeteilt. Gruppe I bilden Jungvögel, die noch im Geburtsjahr eines unnatürlichen Todes starben. Hier liegen die mittleren Belastungen mit HCB bei 1,7 ppm, mit DDE bei 3,8 ppm und mit PCB bei 15,5 ppm. Gruppe II besteht aus denjenigen Altvögeln, die ebenfalls verunglückten oder durch Abschuß und Fang umkamen. Hier lagen die Rückstandswerte höher (HCB = 2,4 ppm, DDE = 12,0 ppm, PCB = 33,0 ppm). Die dritte Gruppe schließlich bilden diejenigen adulten Sperber, deren Todesursache unklar blieb. Deren Pestizidkontaminationen lagen ausgesprochen hoch (HCB = 8,0 ppm, DDE = 76,9 ppm, PCB = 194,4 ppm).

Ein Vergleich der Daten der dritten Gruppe mit Literaturangaben (Analysergebnisse anderer Totfunde, LD₅₀- und LC₅₀-Werte) deuten bei den Vögeln der letzten Gruppe eindeutig auf eine letale Vergiftung hin.

6. Summary

High pesticide residues in found-dead Sparrow-hawks (*Accipiter nisus*) as a possible cause of death

In the course of research on the pesticide contamination in German birds 32 Sparrow-hawks of different ages and from different parts of the Federal Republic were analysed. There were great differences in the degree of contamination. The Sparrow-hawks were divided up into three groups. The first consisted of ten young birds, which had died an unnatural death in the year of their birth. Here, the average contamination was for HCB and DDE at 1.7 and 3.8 ppm, and for PCB at 15.5 ppm. In the second group, there were those adults, which died by accident or were shot or caught. Here the concentrations were marked higher (2.4 ppm HCB, 12.0 ppm DDE, 33.0 ppm PCB). In the last group were those adults, whose cause of death remained unknown. In these birds the degree of contamination was very high (8.0 ppm HCB, 76.9 ppm DDE, 194.4 ppm PCB). A comparison of the dates of the third group with those in the literature (results of analyses in other dead-found birds, LD₅₀- and LC₅₀-values) indicates a lethal poisoning in those birds.

7. Literatur

Bednarek, W., W. Hausdorf, U. Jörissen, E. Schulte & H. Wegener (1975): Über die Auswirkungen der chemischen Umweltbelastung auf Greifvögel in zwei Probeflächen Westfalens. J. Orn. 116: 181—194. • Brüggemann, J., L. Busch & U. Drescher-Kaden (1975): Rückstände an chlorierten Kohlenwasserstoffen in Organen wildlebender Tiere. Transact. III. Int. Wildlife Disease Conf. München 281—300. • Clark, D. R. (1975): Effect of Stress on Dieldrin Toxicity to Male Redwinged Blackbirds (*Agelaius phoeniceus*). Bull. Environ. Contam. & Toxicol. 14: 250—256. • Conrad, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. Vogelkundliche Bibliothek, Bd. 5. Kilda-Verlag, Greven. • Ders. (1978): Korrelation zwischen Embryonensterblichkeit und DDE-Kontamination beim Sperber (*Accipiter nisus*). J. Orn. 119: 109—111. • Davison, K. L., & J. L. Sell (1974): Dieldrin and DDT Effects on Reproduction and Some Hepatic Mixed-Function Oxidases in the Mallard Duck. Arch. Envir. Contam. Toxicol. 2:304—314. • Drescher-Kaden, U. (1977): Gutachten: Nationale und internationale Forschungsaktivitäten und Ergebnisse auf dem Gebiet der Nutzung freilebender Tierarten als Indikatoren für die Belastung der Umwelt — insbesondere des Menschen — durch Umwelchemikalien. Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit, Bonn. • Fuchs, P., J. Rooth & R. H. De Vos (1972): Residue levels of persistent chemicals in birds of prey and owls in the Netherlands in the period from 1965—1971. TNO-Nieuws 27: 532—541. • Greichus, Y. A. (1975): Physiological effects of polychlorinated biphenyls or a combination of DDT, DDD, and DDE in penned White Pelicans. Arch. Envir. Contam. Toxicol. 3: 330—343. • Hays, H., & R. W. Risebrough (1972): Pollutant concentrations in abnormal young terns from Long Island sound. Auk 83: 19—35. • Jensen, S., A. G. Johnels, G. Otterlind & M. Olsson (1969): DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. Nature 224: 247—250. • Koeman, J. H., & H. van Genderen (1966): Some preliminary residues of chlorinated hydrocarbon insecticides in birds and mammals in the Netherlands. J. of Applied Ecology 1966: 99—112. • Koeman, J. H., J. A. Vink, & J. J. de Goey (1969): Causes of mortality in birds of prey and owls in the Netherlands in the winter of 1968—69. Ardea 57: 67—76. • Koeman, J. H., H. C. van Velzen-Blad, R. De Vries & J. G. Vos (1973a): Effects of PCB and DDT in cormorants and evaluation of PCB residues from an experimental study. J. Reprod. Fert., Suppl. 19: 353—364. • Koeman, J. H., R. H. Hadderingh & M. F. Bijleveld (1973b): Ausdauernde giftige Verunreinigungen in den Seeadlern (*Haliaeetus albicilla*) in der Bundesrepublik. Jubiläumausgabe Dt. Falkenorden 1923—1973: 50—54. • Kreitzer, J. F., & J. W. Spann (1973): Tests of pesticidal synergism with young Pheasants and Japanese Quail. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 9: 250—256. • Ludke, J. L. (1976): Organochlorine pesticide residues associated with mortality additivity of chlordane and endrine. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16: 253. • Müller, W., & F. Korte (1973): Polychlorierte Biphenyle — Nachfolger des DDT? Chemie in unserer Zeit 7: 112. • Parslow, J. L., & D. J. Jefferies (1973): Relationship between organochlorine residues in livers and whole bodies of Guillemots. Environ. Pollut. 5: 87—101. • Porter, R. D., & S. N. Wiemeyer (1972): DDE at low dietary levels kills captive American Kestrels. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 8: 193—199. • Presst, I., & D. A. Ratcliffe (1972): Effects of organochlorine insecticides on European birdlife. Proc. XVth intern. ornith. congr. 1970: 486—513. • Rappe, A. (1975): Influence de P. C. B. (Polychlorobiphenyles) sur les oiseaux. Aves 12: 72—83. • Robinson, J. (1970): Birds and pest control chemicals. Bird study 17: 195—228. • Schafer, E. W. (1972): The acute oral toxicity of 369 pesticidal, pharmaceutical and other chemicals to

wild birds. Toxicol. and applied Pharmacology 21: 313—330. • Schafer, E. W., R. B. Brunton, N. F. Lockyer & J. W. de Grazio (1973): Comparative toxicity of seventeen pesticides to the Quelea, House Sparrow, and Red-Winged Blackbird. Toxicol. Appl. Pharmacol. 26: 154—157. • Södergren, A., & S. Ulfstrand (1972): DDT and PCB relocate when caged Robins use fat reserves. Ambio 1: 36—40. • Stickel, W. H., & F. B. Coon (1970): DDE and DDD residues correlated with mortality of experimental birds. Pesticides Symposia 281—294. • Van Velzen, A., & J. F. Kreitzer (1975): The toxicity of p,p-DDT to the Clapper Rail. J. Wildl. Mgmt. 39, 2: 305—309. • Vos, J. G., H. L. van der Maas, M. L. Hoever ten de Brauw & R. H. de Vos (1970): Identification and toxicological evaluation of chlorinated dibenzofuran and chlorinated naphthalene in two commercial PCB's. Food Cosmetec. Toxi. 8: 656. • Vos, J. G., & J. H. Koeman (1970): Comparative toxicologic study with PCB's in Chickens with special reference to Porphyria, edema formation, liver necrosis, and tissue residues. Toxicol. Appl. Pharmacol. 17: 656—668. • Vos, J. G., P. T. Botterweg, J. J. Strik & J. H. Koeman (1972): Experimental studies with HCB in birds. TNO-Nieuws 27: 599—603.

Anschrift des Verfassers: Dr. Bernd Conrad, Papenweg 5, D-4700 Hamm 1.

Die Vogelwarte 30, 1979: 28—32

Zur Biometrie der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) am Neusiedler See und Koronia See

Von Wolfgang Dornberger

1. Einleitung

Biometrische Daten der Rohrammer finden sich in zahlreichen Arbeiten, Avifaunen und Handbüchern (BÄHRMANN 1976, BELL 1970, BERETZK *et al.* 1962, COLLETTE 1972, DEMENTIEW & GLADKOW 1970, HAFTORN 1971, HARTMANN 1936, HAUKIOJA 1969, LANGE 1962, NIETHAMMER 1937, STRESEMANN 1920, SVENSSON 1974, 1975, TISCHLER 1941, WITHERBY *et al.* 1965).

Die Auswertung des am Neusiedler See (47.46 N 16.48 E) und am Koronia See (40.40 N 23.13 E) gewonnenen Materials soll ein Beitrag zur Erforschung der verschiedenen durch die Untersuchungsgebiete ziehenden und überwinterten Rohrammerrassen sein. Die Brutvögel am Neusiedler See gehören zu *Emberiza schoeniclus intermedia*. Außerhalb der Fortpflanzungszeit treten zusätzlich die Nominatform und *E. schoeniclus ukrainae* auf (BAUER *et al.* 1955, GHIOT 1972, VAURIE 1959, ZIMMERMANN 1944). BERETZK *et al.* (1962) ordnen die Brutvögel zu *E. schoeniclus stresemanni*.

Am Koronia See brütete 1977 *E. schoeniclus reisei* in wenigen Paaren (BELMAN mündl.), außerhalb der Fortpflanzungszeit tritt *E. schoeniclus intermedia* und die Nominatform auf (BAUER *et al.* 1969, MAKATSCH 1950, STRESEMANN 1920, VAURIE 1958, 1959).

E. schoeniclus ukrainae besitzt einen mehr hochgewölbten Oberschnabel. Der ganze Schnabel erscheint kräftiger als der der Nominatform, die nur einen leicht gebogenen Oberschnabel besitzt. *E. schoeniclus intermedia* besitzt einen hohen und stumpfen Schnabel (MATOUŠEK 1968, STEINBACHER 1930, VAURIE 1959).

STEINBACHER (1930) baut seine Rassenbestimmung vor allem auf Schnabelmaße auf. VAURIE (1956, 1959) steht der überwiegenden Verwendung von Schnabelmaßen zur Unterscheidung von Rassen wesentlich kritischer gegenüber und hat eine Anzahl von Rassen gestrichen.

2. Material und Methode

Für die Untersuchungen standen Angaben über Gewicht und Körpermaße von 154 am Neusiedler See vom 30.6. bis 6.11.1975 bis 1977 (im Rahmen des „Metttau-Reit-Ilmütz-Programms“, BERTHOLD & SCHLENKER 1975), und 95 am Koronia See vom 18.10. bis 21.10.1977 gefangenen Rohrammern zur Verfügung.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde](#)

Jahr/Year: 1979

Band/Volume: [30_1979](#)

Autor(en)/Author(s): Conrad Bernd

Artikel/Article: [Hohe Pestizidrückstände in tot aufgefundenen Sperbern \(Accipiter nisus\) als mögliche Todesursache 21-28](#)