

Veröff. Naturschutz Land- schaftspflege Bad.-Württ.	71/72	(1): 259–265	Karlsruhe 1997
--	-------	--------------	-------------------

40 Jahre Populationsdynamik der Fledermäuse in Wäldern Baden-Württembergs mit vergleichenden Bemerkungen zur Entwicklung der Greifvogelbestände

Von WULF GATTER

Aus dem Ökologischen Lehrrevier der Forstdirektion Stuttgart

1. Einleitung

Intensive forstliche Bewirtschaftung schränkt die ökologische Vielfalt der Wälder ein, so auch das Angebot an Brutraum für höhlenbrütende Vögel. Dieser Grundüberlegung folgend wurden im öffentlichen Wald Baden-Württembergs seit Jahrzehnten zahlreiche künstliche Nistkästen für Vögel aufgehängt. Ihre Zahl lag in den ersten Jahren nach 1950 bei ca. 40 000, in den 1960er Jahren bei 100 000 und in den vergangenen Jahren bei über 180 000 jährlich kontrollierten und protokollierten Kästen. SCHRÖTER & SCHELSHORN (1993) publizierten einige Ergebnisse der Jahre 1984–1992. Resultate des Gesamtzeitraums wurden nie zusammenfassend ausgewertet, ebenso fehlt auch bisher eine nähere Analyse. Obwohl die Unterlagen nicht vollständig erhalten geblieben sind, lassen sie trotzdem einige hochinteressante Aussagen zu. Langfristig lag die Besetzung mit Fledermäusen bei ca. 1 %. Der Untersuchung liegen aus 40 Jahren etwa 50 000 mit Fledermäusen besetzte Kästen zugrunde – genug, um eine fundierte Aussage zu treffen.

Derzeit ist in der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg ein Monitorprojekt für höhlenbrütende Tierarten in Erprobung, mit dem bei der Nistkastenkontrolle eine höhere Zahl von Parametern erfaßt und ausgewertet werden soll.

Während des hier behandelten Monitorzeitraums von vier Jahrzehnten zeigt die Populationsentwicklung der nicht näher bestimmten Fledermausarten eine auffällige Parallelität zu den Greifvögeln in Europa. Deren Entwicklung zeigt bis in die 70er Jahre negative, anschließend positive Trends. Dieses zunächst erstaunliche Ergebnis läßt sich nur mit einem geschichtlichen Rückblick erklären. Während der ersten Hälfte unseres Erfassungszeitraums haben Greifvögel, teils weltweit, enorme Bestandseinbußen erlitten. Einige Arten hatten Populationsgrößen erreicht, die ein baldiges Aussterben befürchten ließen. Für diese Parallelität der Entwicklung werden bei den Fledermäusen dieselben Ursachen vermutet und verantwortlich gemacht, die im folgenden näher dargestellt werden.

Für ihre Unterstützung danke ich den Herren HANS LUDE, KLAUS HUBER, Dr. THOMAS WALDENPUHL und Frau Dr. ANKE TRUBE sowie den zuständigen Bearbeitern an den Forstdirektionen.

2. Ergebnis

Detaillierte Ergebnisse liegen für die ersten Jahre 1954 bis 1960 nur aus dem Gebiet der heutigen Forstdirektion Stuttgart, dem ehemaligen „Nordwürttemberg“, vor. In diesem Gebiet zwischen Schwäbischer Alb, württembergischem Neckarland bis hinauf nach Hohen-

lohe wurden bei jährlich zwischen 20 000 und 40 000 kontrollierten Kästen zwischen 0,8 und 1,4 %, im Durchschnitt 1,2 % mit Fledermäusen belegt gefunden. Dieser Wert sank bis 1970–1975 kontinuierlich auf Werte um 0,8 %. Im Regierungsbezirk Karlsruhe erreichte er 1980 mit 0,2 Belegungsprozenten den niedrigsten Wert. Erst nach 1980/81 wurde im ganzen Land ein positiver Trend registriert, der seitdem anhält. 1991 bis 1993 lagen die ermittelten Werte für das gesamte Baden-Württemberg erstmals wieder bei 1,4 bis 1,5 %. Trotz Erreichen der prozentualen Ausgangswerte von 1954 ist nicht auszuschließen, daß die Zahlen nicht völlig vergleichbar sind, da die Artenzusammensetzung heute eine andere ist als vor 40 Jahren.

Als positive Besetzung wurden bei der Nistkastenkontrolle direkte Fledermausfunde wie auch der indirekte Nachweis durch Kot gewertet. Von Fledermausspezialisten werden übrigens in denselben Kästen erfahrungsgemäß schon immer höhere Werte festgestellt.

Die Greifvogelzahlen in Europa waren in den 1950er Jahren meist bereits sehr niedrig oder fielen seitdem kontinuierlich ab. Die meisten Greife erreichten Anfang der 60er Jahre einen Bestands-Tiefpunkt, von dem sie sich ab Anfang bis Mitte der 70er Jahre unterschiedlich schnell wieder erholten. Als Ursache für die starken Rückgänge zwischen 1950 und 1970 werden übereinstimmend die starken Pestizidbelastungen der Umwelt, zu einem unbedeutenderen Teil die vielfach bis in diesen Zeitraum erlaubte Bejagung angenommen.

Die Verbrauchszahlen von Organochloriden, die von den 50er bis in die 60er Jahre kontinuierlich anstiegen (NEWTON 1979), sind gegenläufig zur Entwicklung der Greifvogel-Bestände. Um 1970 wurde die Anwendung vieler dieser Pestizide in Europa eingeschränkt und in den Folgejahren sogar verboten (z. B. KOEMAN et al. 1971, JOIRIS et al. 1979). Sie belasteten jedoch 20 Jahre lang die Umwelt, und die langlebigsten unter ihnen sind noch heute überall nachzuweisen. Andererseits fällt der Beginn der Erholung der Greifvogelzahlen um 1970 auch mit zahlreichen staatlichen Schutzmaßnahmen (z. B. Jagdverboten) für Greife in Europa zusammen, etwa in Dänemark, Norwegen und Deutschland (CONDER 1977). In Belgien war dies bereits 1966 der Fall, in den Niederlanden noch früher (DRAULANS 1986).

Der auffallende Zusammenhang der Greifvogel-Zahlen mit den beiden Gefahren Pestizideinsatz/Umweltgifte und Jagd/Verfolgung bzw. mit den Gesetzen, die beides einschränken oder gar verbieten, darf als ausreichender Nachweis dafür angesehen werden, daß beide vorrangig die Bestandsdichte von Greifvögeln bestimmten und dies vermutlich weiterhin tun. Andere mögliche Faktoren wie etwa Habitatveränderungen treten im Vergleich mit diesen beiden Ursachen bei den meisten Arten in den Hintergrund. Bei den Fledermäusen entfällt der Faktor Bejagung ganz, doch waren gezielte Vernichtungsaktionen von z. B. Kolonien des Mausohrs (*Myotis myotis*) selbst in staatlichen Gebäuden noch um 1970 durchgeführt worden. So beseitigte die Staatliche Hochbauverwaltung die Kolonie im Finanzamt Kirchheim/Teck und die der benachbarten Klosterscheuer im Zuge von Umbau- und Renovierungsarbeiten durch Gift!

Der chemische Pflanzenschutz war ein bedeutender Faktor für die Entwicklung der modernen Landwirtschaft in den zurückliegenden 50 Jahren. Er hat entscheidend zur Steigerung der Flächenerträge beigetragen, gleichzeitig aber die wildlebenden Pflanzen und Tiere beeinträchtigt. Einige dieser unter dem Begriff Pestizide zusammengefaßten Mittel hatten zusammen mit bestimmten Industriehilfsstoffen, die beide als Biozide zusammengefaßt werden, vor allem in den 1950er bis 1970er Jahren bedenkliche Folgen für die Lebewelt. Sie machten sich besonders in Vergiftungen und Populationsrückgängen von End-

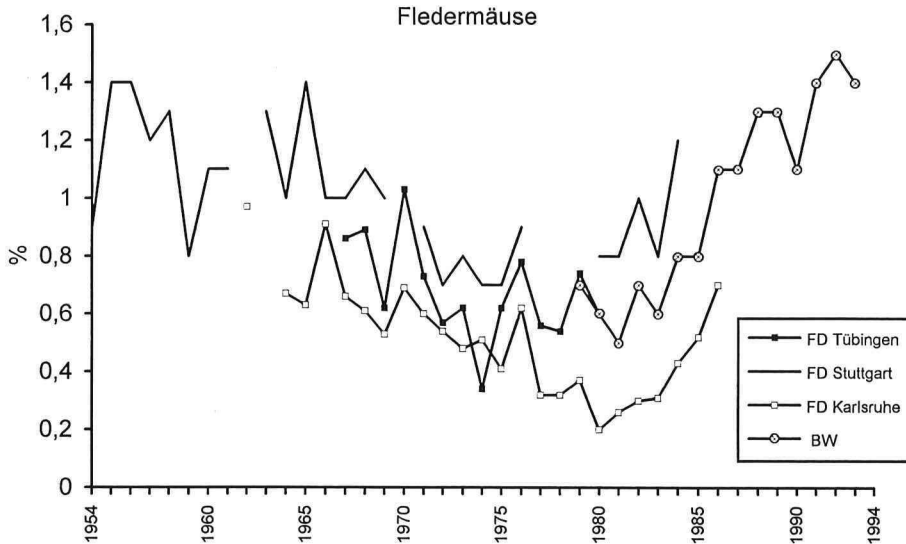


Abb. 1. Populationsentwicklung der Fledermäuse in den einzelnen Direktionsbereichen der Forstverwaltung und im gesamten Baden-Württemberg aufgrund von Nistkastenkontrollen.

gliedern der Nahrungskette bemerkbar. Schwermetallbelastungen trugen zu einem erheblichen Anteil dazu bei. In der Folge führte diese Entwicklung zu Verboten und Anwendungseinschränkungen.

Die langfristigen Auswirkungen solcher Maßnahmen sind zur Genüge bekannt. In Ackerbaugebieten Großbritanniens etwa betrug die Zahl der pro Brutversuch großgezogenen Sperber vor 1947 noch 4,0, zwischen 1947 und 1955 nur noch 2,1 und von 1956 bis 1970 noch 1,6 Tiere (NEWTON 1974, 1986). In den Niederlanden hatte TINBERGEN (1946) bis 1943 3,7 Junge pro erfolgreicher Sperber-Brut festgestellt. 1964–1971 betrugen diese Werte nur noch 2,9 (KOEMAN et al. 1972). OPDAM et al. (1987) fanden in der Folgeperiode 1970–1983 eine allmähliche Abnahme der Totalausfälle.

Belgische Beobachtungszahlen von Greifvögeln (DRAULANS 1986) zeigen für den Zeitraum 1949–1982 folgendes Bild: Von 1949 bis Anfang/Mitte der 1960er Jahre nahmen alle Greifvogelzahlen mehr oder weniger stark ab. Bereits um 1960 erreichten Wiesenweihe, Turmfalke und Merlin ihr Bestandstief. Bei anderen Arten war dies einige Jahre später, um 1966 herum, der Fall. Für belgische Mäusebussarde konnten JOIRIS et al. (1979) eine verminderte Kontamination seit Mitte der 1970er Jahre nachweisen.

Etwa 10 Jahre nach den ersten Anwendungen von Quecksilberverbindungen als Saatgutbeize in Schweden (1940–1966) wurden maximale Konzentrationen in Greifvögeln gemessen. Anhand der Zugzahlen über Falsterbo ließen sich Bestandsabnahmen, bedingt durch tödliche Vergiftungen, ab den 1950er Jahren nachweisen. Nach dem Verbot von Alkyl-Quecksilber (und DDT) stiegen die Bestände Schwedens jedoch nur beim Sperber auf die Ausgangswerte, beim Mäusebussard geringfügig. Wander- und Turmfalke zeigten zunächst keine Zunahmen (WALLIN 1984).

3. Belastungen in Abhängigkeit von Zugstrategien

Da zahlreiche Fledermausarten im Herbst nach Süden ziehen, ist es naheliegend, Vergleiche zu Vogelarten mit unterschiedlichen Zugentfernungen auf ihren Grad der Pestizidkontaminationen hin zu ziehen. Nach BÜHLER (1991) weisen mittelweit ziehende carnivore

Vogelarten etwas höhere DDE-Konzentrationen auf als kaum migrierende Arten. PERSSON (1972, 1974) stellte ferner fest, daß schwedische Dorngrasmücken ihre DDE-Fracht erst auf ihrer Wanderung durch Europa aufnehmen. Als Ursache werden die verhältnismäßig hohen DDE-Belastungen des Mittelmeerraumes vermutet, wofür auch die Rückstände in Muttermilch (REICHERT et al. 1986) sprechen. Bei PCB als Begleitstoff der Industrie ist mit einem Nord-Süd-Gefälle zu rechnen. Tatsächlich tritt eine Abnahme der PCB-Konzentrationen carnivorier Vögel mit zunehmendem Fernzieher-Verhalten zutage. Bereits der Mittelmeerraum ist weniger mit PCB belastet als die Schweiz.

Vögel reichern vor und während des Zuges, Winterschläfer vor der Winterruhe in hohem Maße Körperfett an. Bei Fledermäusen der gemäßigten Regionen wird zusätzliches Körperfett sowohl zur Bewältigung von Zugwegen als auch zum Überstehen des Winters benötigt. Wenn Depotfett des Körpers durch saisonale Belastung abgebaut wird, werden die darin gelösten Biozide nicht ausgeschieden, sondern im restlichen Fett des Körpers angereichert. Nervenstränge, Gehirn, Leber und Nieren sind solche Organe, die auch bei mageren Vögeln noch Restfett enthalten und somit eine konzentrierte Menge an Bioziden aufweisen können (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985). Toxische Wirkungen sind zu vermutende Folgen.

Als Auswirkungen für die Pflanzen- und Tierwelt sind folgende wichtige negative Eigenschaften von Bioziden auf freilebende Tiere zu nennen:

1. direkte akute toxische Wirkung mit Todesfolge;
2. gute Fettlöslichkeit, die eine Akkumulation in Tieren und über die Nahrungskette, ganz besonders in deren Endgliedern, garantiert;
3. indirekt toxische Wirkung, die letztlich die Lebenserwartung und die Fortpflanzungsrate herabsetzt;
4. über die Vernichtung der pflanzlichen oder tierischen Nahrungsgrundlage die Reduktion der Populationsdichten;
5. die Allgegenwärtigkeit dieser Biozide für Jahrzehnte, wenn nicht Jahrhunderte in der Umwelt, z. T. verbreitet von Pol zu Pol, durch chemische Stabilität.

4. Diskussion

Bedingt durch ihre gute Fettlöslichkeit reichern sich Biozide in Fettgewebe und fetthaltigen Geweben (etwa Nervengewebe, s. o.) stark an. Über die Nahrungskette erfolgt dann eine weitere Konzentrierung.

WOODWELL (1967) hat diese Giftanreicherungen im Verlauf der Nahrungskette in einer Brackwasserzone verfolgt. Tierisches Plankton wies nur 0,004 ppm DDT im Körper auf. Die hiervon lebenden kleinen Fische enthielten schon Rückstände von 0,23 ppm und die sie erbeutenden Hornhechte von 2,07 ppm. Fischfressende Vögel hatten noch höhere Werte: Seeschwalben 3, 15–6,4 ppm, Reiher etwa 3,5 ppm, Möwen 3,5–18,5 ppm, Fischadler 13,8 ppm und Kormorane sogar 26,4 ppm DDT. Das entspricht einem über 8000fachen Konzentrierungseffekt. EHRLICH & EHRLICH (1970) fanden bei Greifvögeln gelegentlich eine millionenfache DDT-Konzentration gegenüber dem Pestizidgehalt des Gewässers, in dem die Beutetiere lebten.

Der Fortpflanzungserfolg einer Population hängt ab von der hormonellen Steuerung der Bereitschaft zur Fortpflanzung, der Fertilität der Partner, der Jungenzahl und nicht zuletzt von der Fitness der Elterntiere. Alle diese Schritte können von Umweltgiften beeinflusst

werden (CONRAD 1977). Biozide beeinträchtigen demnach in starkem Maße die Fortpflanzung. Aufsehen erregt haben unter diesen Punkten vor allem die erhöhte Embryonensterblichkeit und die Dünnschaligkeit von Greifvogeleiern in den 1960er und ersten 1970er Jahren. In umfangreichen Greifvogel-Untersuchungen wurde in der Beziehung zwischen der Eischalenstärke und der DDE-Konzentration eine logarithmische Abhängigkeit festgestellt (NEWTON 1979).

Vermutlich auf Pestizide als Ursache ging die signifikante Abnahme der Eischalendicke bei Meisen in Intensiv-Obstbaugebieten zurück, ohne daß jedoch die Reproduktionsrate (etwa durch Bruch) beeinträchtigt gewesen wäre. In 12 % der Bruten traten Entwicklungsstörungen auf, die bei der Hälfte der betroffenen Nestlinge zum Tode führten. Sie enthielten vor der Erkrankung signifikant höhere Rückstände als nicht erkrankte Vögel. Ebenso enthielten unbefruchtete Eier und solche mit abgestorbenen Embryos signifikant höhere Pestizidrückstände als Eier aus Zufallsproben (MATTES et al. 1980).

Eine schwerwiegende Folge von Pestizideinsätzen, welche die bisher genannten Auswirkungen wie direkte Vergiftungen und verminderte Fortpflanzungsrate z. T. noch übertreffen dürfte, ist die Vernichtung potentieller Nahrung, sowohl pflanzlicher wie tierischer Art.

Erfolgreiche Herbizide reduzieren die Dichte und Diversität der Begleitflora gewaltig. Für insektivore Tierarten wie Fledermäuse der gemäßigten Zonen ergibt sich dadurch direkt oder indirekt über geringere Arthropodendichten schnell ein Nahrungsmangel. Zusätzlich wird die Arthropodenfauna durch den Einsatz von Insektiziden reduziert. Fungizide und Herbizide wirken z. T. nicht sehr selektiv, sondern treffen auch andere Organismen, wie Regenwürmer und Arthropoden, und führen damit zu Nahrungsmangel. Da sie meist kombiniert ausgebracht werden, sind theoretisch synergistische Effekte nicht auszuschließen. Jedoch sind diese Zusammenhänge sehr komplex und bislang nicht erfaßt (WINK 1992). Erwähnenswert ist hier, daß die Anwendungszeiten von Pflanzenschutzmitteln grobteils mit den Aufzuchszeiten höherer Tiere der Agrarlandschaft zusammenfallen (GEMMEKE 1992).

Auch **Fledermäuse**, die kontaminierte Fettreserven besitzen, dürften besonders auf dem Zug durch Vergiftungserscheinungen gefährdet sein, wenn gleichzeitig mit der Fettmobilisierung die Pestizide in den Blutkreislauf gelangen. Bei Fledermäusen ist der Fettabbau während des Winterschlafs als zusätzliche kritische Phase zu werten. Der zunächst jahrzehntelange Rückgang der waldbewohnenden Fledermausarten, wie auch ihre neuerliche Zunahme auf eine Größenordnung, die wohl den Beständen im Bereich der 1950er Jahre zumindest nahekommt, wird somit Bioziden zugeschrieben, die etwa um 1970 verboten wurden, aber auf Grund ihres langsamen Abbaus in der Umwelt und in Organismen noch lange wirksam sind.

Als K-Strategen mit sehr geringer Reproduktionsrate haben sich die Bestände der Fledermäuse langsamer regeneriert als die mancher Greifvogelarten. Deren Nachwuchsraten liegen v. a. bei kleinen und mittleren Arten höher als diejenigen der Fledermäuse.

Der Erfolg zahlreicher Förderungsprojekte ist somit in erster Linie als zwangsläufige Begleiterscheinung der allgemeinen Bestandserholung zu sehen, die sich in allen Bestandserfassungen niederschlägt (z. B. NAGEL et al. 1987, NAGEL & NAGEL 1993 b). In Höhlen der Schwäbischen Alb gingen die Zahlen während der Bestandsdepression auf 2–5 % der Ausgangswerte der 1960er Jahre zurück (NAGEL & NAGEL 1993 a).

In den Nistkästen baden-württembergischer Wälder sind die vor 1954 liegenden Rückgänge nur noch schwer rekonstruierbar. Zwischen 1954 und 1980 gingen die Zahlen nur auf ca. 15 bis 30 % der Ausgangswerte zurück. Dafür sind verschiedene Gründe denkbar:

1. Die Sommerbestände waldbewohnender Arten waren von Umweltgiften schwächer betroffen als Arten der Agrar- und Urbanbereiche.
2. Ein höherer Prozentsatz der Waldfledermäuse überwintert nicht in Höhlen.
3. Ein höherer Prozentsatz der Waldfledermäuse wandert über größere Distanzen und überwintert in Hauptzugrichtung südwestlich von Baden-Württemberg.

Für die zweite und dritte Möglichkeit sprechen die neuerdings, v. a. seit ca. 1990, großen Zahlen wandernder Fledermäuse, die den Alb-Steilrand am Randecker Maar überwinden und von der dortigen Station für Tierwanderungen erfaßt werden. Der in manchen Herbstnächten verhörte, teilweise über Stunden gehende, pausenlose Strom nach Süden fliegender Fledermäuse steht, obwohl quantitativ schwer abschätzbar, in keinem zahlenmäßigen Verhältnis zu den auf der Alb bekannten Überwinterungszahlen (NAGEL & NAGEL 1993 a).

Die Zahlen der am Randecker Maar nachts wandernden Fledermäuse im September/Oktober scheinen in ähnlichem Umfang zu steigen wie die der dort tags wandernden Großen Abendsegler (*Nyctalus noctula*).

Zusammenfassung

Von der Staatsforstverwaltung Baden-Württemberg werden seit den 1950er Jahren zahlreiche Nistkästen aufgehängt und kontrolliert. Im Zeitraum bis 1993 erfolgten in den inzwischen ca. 180 000 Kästen etwa 5 Millionen Einzelkontrollen. Ca. 50 000 davon waren positive Belegungen mit Fledermäusen. Sie lassen eine interessante Populationsdynamik erkennen, die weitestgehende Ähnlichkeit mit derjenigen europäischer Greifvögel aufweist. Die Zusammenhänge zwischen dem Einsatz langlebiger Pestizide und deren Verbot werden ausführlich dargestellt und lassen sich wohl mit nur wenigen Einschränkungen auf Fledermäuse übertragen.

Bei baden-württembergischen Waldfledermäusen wie auch bei den Greifvögeln waren abnehmende Zahlen bis Mitte der 70er Jahre die Regel. Erholungstendenzen setzten v. a. bei Greifvögeln zwischen Mitte und Ende der 70er Jahre ein. Bei dem artenmäßig nicht näher aufgeschlüsselten Zahlenmaterial der baden-württembergischen Waldfledermäuse war der Tiefpunkt erst 1980/81 überschritten. Da Fledermäuse mit ihrer niedrigen Reproduktionsrate extremere K-Strategen sind als viele kleine und mittelgroße Greifvögel, ist diese langsamere Bestandserholung erklärlich.

Insgesamt gesehen hatten die Zahlen der Waldfledermäuse nicht so stark abgenommen wie die in Urban- und Agrarbereichen. Mit den heutigen Werten, die den Ausgangszahlen der 1950er Jahre zumindest nahekommen, haben sich die Bestände auch schneller erholt als diejenigen anderer Habitate.

Literatur

- BÜHLER, U. (1991): Populationsökologie des Sperbers *Accipiter nisus* L. in der Schweiz – Ein Predator in einer mit chemischen Rückständen belasteten Umwelt. – Orn. Beob., **88**: 341–452.
- CONDER, P. (1977): Legal status of birds of prey and owls in Europe. – S. 189–193. In: R. D. CANCELLOR (ed.): World conference on birds of prey, Vienna 1975. – Rep. of Proceedings, Vienna (Intern. Counc.).
- CONRAD, B. (1977): Die Giftbelastung der Vogelwelt Deutschlands. – Vogelkdl. Bibl., **5**; Greven (Kilda).
- DRAULANS, D. (1986): Changes in the status of some raptor species in Mol-Postel (Belgium): The effect of legislation. – Gerfaut, **76**: 81–94.
- EHRlich, P. R. & A. H. EHRlich (1970): Population, Resources, Environment. – San Francisco.

- GEMMEKE, H. (1992): Chemische Pflanzenschutzmittel in der Agrarlandschaft (Ort, Zeit, Umfang) und ihre Bedeutung für die Vogelwelt. In: H. GEMMEKE & H. ELLENBERG: Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung. – Mitt. BBA Berlin-Dahlem, (280): 1–198; Berlin (P. Parey).
- JOIRIS, C., K. DELBEKE, E. MARTENS, M. LAUWEREYS & A. VERCRUYSE (1979): PCB and organochlorine pesticides residues in birds of prey found dead in Belgium from 1973 to 1977. – *Gerfaut*, **69**: 319–337.
- KOEMAN, J., J. GARSSSEN-HOEKSTRA, E. PELS & J. DE GOEIJ (1971): Poisoning of birds of prey by methyl mercury compounds. – *Med. Fac. Landbouw-Wet.*, **36**: 43–49; Gent.
- KULZER, E., H. V. BASTIAN & M. FIEDLER (1987): Ergebnisse einer Kartierung in den Jahren 1980–1986 der Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz Baden-Württemberg. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **50**: 1–152; Karlsruhe.
- MATTES, H., CH. EBERLE & K. F. SCHREIBER (1980): Über den Einfluß von Insektizidspritzungen im Obstbau auf Vitalität und Reproduktion von Kohlmeisen. – *Vogelwelt*, **101**: 81–98.
- MÜLLER, E. (Hrsg.; 1993): Fledermäuse in Baden-Württemberg II. Ergebnisse der zweiten Kartierung 1986–1992 der Arbeitsgemeinschaft Fledermausschutz Baden-Württemberg sowie Beiträge zu Biologie, Gefährdung und Schutz einheimischer Arten. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **75**: 9–111; Karlsruhe.
- NAGEL, A., H. FRANK, R. NAGEL & M. BAUMEISTER (1987): Schutzmaßnahmen winterschlafender Fledermäuse und ihr Einfluß auf die Bestandsentwicklung. – *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **63**: 281–292; Karlsruhe.
- NAGEL, A. & R. NAGEL (1993a): Bestandsentwicklung winterschlafender Fledermäuse auf der Schwäbischen Alb. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **75**: 97–112; Karlsruhe.
- & – (1993b): Ansiedlung von Fledermäusen mit Fledermauskästen. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.*, **75**: 113–131; Karlsruhe.
- NEWTON, I. (1974): Changes attributed to pesticides in the nesting success of the Sparrowhawk in Britain. – *J. appl. Ecol.*, **11**: 95–102.
- (1979): Population Ecology of Raptors. – Berkhamsted (Poyser).
- (1986): The Sparrowhawk. – Calton (T. & A. D. Poyser).
- NEWTON, I., I. WILLIE & P. ROTHERY (1993): Annual survival of Sparrowhawks *Accipiter nisus* breeding in 3 areas in Britain. – *Ibis*, **135**: 49–60.
- OPDAM, P., J. BURGERS & G. MÜSKENS (1987): Population trend, reproduction and pesticides in Dutch Sparrowhawks following the ban of DDT. – *Ardea*, **75**: 205–212.
- PERSSON, B. (1972): DDT content of Whitethroat lower after summer stay in Sweden. – *Ambio*, **1**: 34–35.
- (1974): Degradation and seasonal variation of DDT in Whitethroat *Sylvia communis*. – *Oikos*, **25**: 216–221.
- REICHERT, A., H. DURRER, H. EGLI & M. R. SCHÜPBACH (1986): Muttermilchuntersuchungen in Basel, 1984/85: Die Rückstände an Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen im Vergleich zur Situation von 1978. – *Mitt. Gebiete Lebensmittel Hyg.*, **77**: 554–564.
- SCHRÖTER, H. & H. SCHELSHORN (1993): Nistkastenkontrollen in Baden-Württemberg. – *Allg. Forst-Z.*, 1993 (11): 540–542.
- TINBERGEN, L. (1946): Sperver als Roofvijand van Zangvogels. – *Ardea*, **34**: 1–123.
- WALLIN, K. (1984): Decrease and recovery patterns of some raptors in relation to the introduction and ban of alkyl-mercury and DDT in Sweden. – *Ambio*, **13**: 263–265.
- WINK, M. (1992): Zur Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft. In: H. GEMMEKE & H. ELLENBERG (ed.): Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung. – Mitt. BBA Berlin-Dahlem, (280): 1–198; Berlin (P. Parey).
- WOODWELL, G. M. (1967): Toxic substances and ecological cycles. – *Sci. Amer.*, **216** (3): 24.

Anschrift des Verfassers:

WULF GATTER, Ökologisches Lehrrevier der Forstdirektion Stuttgart, Buchsstr. 20, D-73252 Oberlenningen