Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 7, 1985: 113-134

Aus dem Zoologischen Institut der Universität zu Köln, Lehrstuhl für experimentelle Morphologie und der Arbeitsgruppe Greifvögel Kottenforst - Ville

Zur Biologie des Wespenbussards *(Pernis apivorus)* in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen

On the biology of the Honey Buzzard *(Pernis apivorus)* with special remarks to the method of investigation raptor populations

Von **Achim Kostrzewa**

Key words: Honey Buzzard *(Pernis apivorus)*, population ecology: method, nesting pairs, territorial pairs, density (overall and woodland), reproduction rate, distribution of nest sites, eyrie changing rate, intra - and interspecific competition, decline.

Zusammenfassung

Kostrzewa, A. (1985): Zur Biologie des Wespenbussards *(Pernis apivorus)* in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen. Ökol. Vögel 7: 113-134.

In einem 1000 km² großen Gebiet der Niederrheinischen Bucht wurde eine 19 Paare umfassende Wespenbussardpopulation studiert. Es werden Methoden angewendet, die gewährleisten, daß alle Greifvögel des Untersuchungsgebietes erfaßt werden können, um besonders ökologische Aspekte wie z.B. die Reproduktionsrate von Greifvögel berücksichtigen zu können. Außerdem zeigen andere Untersuchungen, daß Wespenbussarde nur befriedigend genau zu erfassen sind, wenn auch alle anderen baumbrütenden Greifvögel bearbeitet werden (z.B. Looft 1968, Looft & Busche 1981). Der Wespenbussard kommt nur in zwei von drei untersuchten Teilen der Untersuchungsfläche vor. In diesen beiden sehr verschieden strukturierten Waldgebieten ist er gleich häufig bezogen auf die Waldsiedlungsdichte (Wha/P). Aufgrund dieser Tatsache wird in beiden Biotopen auf ein vergleichbares Nahrungsangebot geschlossen. Da die nicht besiedelte Bördenlandschaft die gleichen günstigen Witterungsbedingungen wie die besiedelten Flächen aufweist, sollte das Angebot an erreichbaren Hymenopterennestern in etwa gleich sein. Daraus ergibt sich die Frage: warum sind die Feldgehölze der Börde nicht vom Wespenbussard besiedelt? Im allgemeinen stellt das Nahrungsangebot den wichtigsten limitierenden Faktor dar. Für die untersuchte Population kann jedoch gezeigt werden, daß die interspezifische Konkurrenz um die Horstreviere bezüglich des Vorkommens des Wespenbussards den limitierenden Faktor darstellt. Hierzu werden zwei für Greifvogeluntersuchungen neue Bezugsgrößen herangezogen: die summarische Waldsiedlungsdichte ($Wha/P_{\Sigma Sp}$) und die Horstwechselrate.

Anschrift des Verfassers:
Achim Kostrzewa, Zoologisches Institut, 1. Lehrstuhl,
Weyertal 119, D-5000 Köln 41.

Eine mögliche Abnahme des Wespenbussards in den frühen 70er Jahren um ca. 24% wird an Hand von 110 nachgewiesenen Paaren aus dem Zeitraum von 1956-1982 innerhalb des Untersuchungsgebietes diskutiert.

In einem Überblick über Untersuchungen zur Siedlungsdichte in Mitteleuropa wird eine mittlere Siedlungsdichte von 5,75 P/100 km² (n=11) errechnet, die im Untersuchungsgebiet mit 1,9 P/100 km² bei weitem nicht erreicht wird.

Brutbiologische Untersuchungen ergeben eine Reproduktionsrate von 0,98 Juv./P. Da allerdings im Untersuchungszeitraum 1979-1983 zweimal fast die gesamte Brut ausfiel, erniedrigt sich dieser Wert bezogen auf fünf Jahre auf R=0,63.

Summary

Kostrzewa, A. (1985): On the biology of the Honey Buzzard *(Pernis apivorus)* with special remarks to the method of investigation raptor populations. Ecol. Birds 7: 113-134.

In a 1000 km² area near Cologne and Bonn a study of the density, ecology and reproduction of the Honey Buzzard was made in the years 1979-1982.

Using similar methods described by Brown (1974, 1976) and Looft & Busche (1981) which were partly modified, all pairs inhabiting the research area were ascertained.

In 1981 and 1982 nineteen pairs were living there (=1,9 P/100 km²). Focusing on the ecology of settlement one can devide this area into three sections, each showing different characteristics in raptor population (see Fig. 2). To define these differences all raptor species living in the area were monitored except the Kestrel.

The different sections of the investigated area are:
1) the old woods of the 'Ville', the 'Kottenforst' and the 'Rheinbacher Wald',
2) the recultivated afforestration of the 'Rheinische Braunkohlengebiet' which is mostly planted with Populus,
3) The isles of old woodland (5-120 ha) of the 'Börde'. This plain is covered with fertile 'Löß' and highly agricultural used. (see Fig. 1).

For temperature and rainfall are equal in these areas, resources of food for Honey Buzzards should be the same. This is supported by informations of farmers and own observations.

The resulting question is: why is the 'Börde' the only non settled section of the whole area which is used by Honey Buzzards? This must have an ecological answer. Comparing the factors: total number of all raptor pairs (Wha/$P_{\Sigma Sp}$) and eyrie changing rate one can show a statistic significant correlation between Honey Buzzard population and total number of all raptor pairs (see Fig. 2) and a highly significant chi-square-test for the eyrie changing rate in old woods and recultivated forests (see Chap. 4.6). The conclusion is that the local Honey Buzzard population is limited by the number of coexisting tree breeding raptors in the same area, because the number of possible territories is limited. Mentioning that the whole raptor population depends on food resources and corresponding habitat.

The raptor densities found in our area are about 50% lower than those given for the whole of North—Rhine Westfalia (unpublished data).

A possible decline of 24% since the early seventies is discussed, basing on data from 1956 to 1982 (n=110 territorial pairs).

In Middle Europe several investigations show mean densities of 5,75 P/100 km² (see Tab. 2).

In our area reproduction is very small: only 0,98 juv/pair in years with breeding. Including the years 1981 and 1983 in which most of the broods failed, we have found a mean reproduction of 0,63 juv/pair for five years.

Inhalt

1.	Einleitung	115
2.	Das Untersuchungsgebiet	116
2.1	Klima	117
3.	Material und Methoden	117
3.1	Anforderungen an populationsökologische Untersuchungen	117
3.2	Definitionen der Siedlungsdichteangaben	118
3.2.1	Weiträumige Siedlungsdichte	118
3.2.2	Waldsiedlungsdichte	118
3.2.3	Summarische Waldsiedlungsdichte	119
3.2.4	Horstwechselrate	119
3.3	Erfassung der Paare	119
3.3.1	Brutpaare.	120
3.3.2	Revierpaare	120
3.3.3	Anwesende Paare	121
3.4	Standardisierung der Untersuchungsflächen	121
4.	Ergebnisse und Diskussion.	121
4.1	Weiträumige Siedlungsdichte des Wespenbussards	121
4.2	Waldsiedlungsdichte des Wespenbussards	122
4.3	Wespenbussardvorkommen seit 1956	123
4.3.1	Anmerkung zur Revierdarstellung in Form von Kreisen	124
4.4	Reviergröße	124
4.5	Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren	125
4.6	Summarische Waldsiedlungsdichte	128
4.7	Brutergebnisse und Reproduktionsrate 1979-1982	130
4.7.1	Vergleich mit Ergebnissen anderer Autoren	132
	Literatur	133

1. Einleitung

Die progressiv voranschreitende Zerstörung unserer Umwelt, der Landschaftsverbrauch und das rücksichtslose Ausbeuten unserer natürlichen Ressourcen wirken sich zunehmend und in Zukunft möglicherweise katastrophal auf die mitteleuropäische Fauna und Flora aus. Die für die bedrohten Arten aufgestellten »Roten Listen« (für die Vögel der Bundesrepublik zuletzt DS-IRV 1981 und Bauer & Thielcke 1982) werden immer länger. Deshalb wird von vielen Seiten gefordert, vordringlich bedrohte Arten in einer möglichst intakten Umwelt zu studieren, um Basisdaten für ein mögliches Management zu erhalten. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten.

Der Wespenbussard ist aufgrund seiner artspezifischen Erfassungsschwierigkeiten bislang nur wenig untersucht. Vor allem fehlen großflächige Siedlungsdichteuntersuchungen, sodaß die Einstufung des Wespenbussards bei Bauer & Thielcke (1982) sich hauptsächlich auf eine Umfrage bei baden-württembergischen Ornithologen stützen muß (Thielcke mdl. Mitt.). Aus diesen Gründen widme ich innerhalb meiner Greifvogelstudien dieser Spezies mein besonderes Interesse. Mit Hilfe der Arbeitsgruppe Greifvögel Kottenforst - Ville, deren Untersuchungen im Bereich der Ville und angrenzenden Gebieten vom Autor koordiniert werden, konnte eine 19 Paare umfassende Population studiert werden. Besonders berücksichtigt wurden dabei Fragen der Siedlungsdichte - und - weise, Ökologie und interspezifischen Konkurrenz.

An dieser Stelle möche ich Frau Prof. Dr. Johnen für die Stellung des Themas und Ihre Anteilnahme am Fortgang der Arbeit danken. Prof. Dr. Dr. Engländer und Dr. Mebs danke ich für die Durchsicht des Manuskripts. Sharon Meyen überarbeitete das Summary. Dr. Schnütgen vom Geographischen Institut stellte freundlicherweise ein Leitz ASM-Bildanalysegerät zur Verfügung. Außerdem ermöglichten folgende Behörden und Institutionen den reibungslosen Ablauf der Feldarbeit: die Forstämter Kottenforst, Rheinbraun und Ville, die Kreisverwaltungen Erft und Rhein-Sieg, sowie die Vogelwarte »Helgoland« und das Landesjagdamt NW. Ohne die Mitarbeit unserer Arbeitsgruppe, R. und Fr. Borger, H. und St. Brücher und Mitarbeiter, W. von Dewitz, B. Fuhs, R. Kostrzewa und G. Speer wäre die Feldarbeit in dem geleisteten Umfang unmöglich gewesen. Ihnen allen gebührt mein besonderer Dank.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das 1000 km² große Untersuchungsgebiet bei Köln und Bonn umfaßt sowohl Teile der Niederrheinischen- als auch Teile der Mittelrheinischen Bucht und des nördlichen Eifelrandes. Geographisch läßt es sich in vier Räume untergliedern:

1. die Zülpicher Börde; 70-120 m ü. NN,
2. die Ville und der Kottenforst; 90-208 m ü. NN,
3. die Voreifel (Rheinbacher Wald); 150-330 m ü. NN und
4. die Köln-Bonner-Terrassen-Ebene; 50-60 m ü. NN.

Das Untersuchungsgebiet weist einige Besonderheiten auf, die es für eine siedlungsökologische Betrachtung geradezu prädestinieren:

I. Das Vorhandensein großer geschlossener Waldflächen, wie der Kottenforst, die Altwaldville und der Rheinbacher Wald. Sie repräsentieren noch den z.T. naturnahen Waldtyp. Auf teilweise staunassem Pseudogley stockt ein Querco-Carpinetum, an trockenen Stellen findet sich auch vereinzelt ein Fagetum (auf Braun- oder Parabraunerde).

Forstwirtschaftlich werden diese Wälder stark genutzt, was sich in großen mit Fichte und auch Kiefer bestockten Flächen ausdrückt.

II. Im Rahmen des Braunkohlenabbaus im Rheinischen Braunkohlenrevier, das z.T. im Untersuchungsgebiet liegt, wurden die durch Tagebaue devastierten Flächen seit den 30er Jahren rekultiviert, der größere Teil der rekultivierten Wälder ist heute ca. 25-35 Jahre alt und besteht aus Pappeln, die 50jährigen Rekultivierungen aus Robinien und Kiefern. (Diese geschlossenen Waldungen umfassen außerdem noch 320 ha Seen). Sie werden von Greifvögeln besiedelt und bieten, da ausschließlich von Menschenhand angepflanzt, interessante Vergleichsmöglichkeiten. Eine gute Zusammenfassung der vorgenommenen Rekultivierungsmaßnahmen bietet Dilla (1983).

III. In der Zülpicher Börde und der Köln-Bonner-Terrassen-Ebene liegen etwa 20 einzelne Wälder und Feldgehölze zwischen 5 und 120 ha Größe. Inmitten der Bördenlandschaft, die eine Lößdecke von z.T. mehreren Metern aufweist, stocken auf Pseudogley inselartig Altwälder, die zum größten Teil dem Querco-Carpinetum zuzurechnen sind. Im Erfttal finden sich dagegen zwei Gehölze, die starke Anklänge an eine Hartholzaue aufweisen.

Diese verschiedenen Waldtypen, die im folgenden als Altwälder, Rekultivierung und Feldgehölze bezeichnet sind, werden u.a. auf ihre Besiedlung mit verschiedenen Greifvogelspezies mit besonderer Berücksichtigung des Wespenbussards untersucht.

2.1 Klima

Klimatisch gehört das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht und damit zum Bereich des norddeutschen Flachlandes. Gedämpfte Temperaturschwankungen und relativ gleichmäßige Niederschlagsverteilung über das Jahr zeigen deutlich den atlantischen Einfluß. Da die Kölner Bucht im Lee des Hohen Venns liegt, ist die kontinentale Wetterkomponente stark zurückgedrängt. Die mittlere wirkliche Lufttemperatur beträgt 9°C, die mittleren Niederschlagssummen 650 mm im Jahr (nach Deutscher Wetterdienst 1960).

3. Material und Methoden

Als Grundlage für die Feldarbeit dienten Meßtischblätter (1:25.000). Alle Waldgebiete wurden mit Hilfe eines Bildanalysegerätes (Leitz ASM) mit einer Genauigkeit von 2% planimetriert. Die Kontrollen zur Brutzeit erfolgten entweder mit dem Auto, dem Fahrrad oder zu Fuß, dabei wurden unter Einschluß der Horstsuche im Winter in den Jahren 1980-1982 ca. 15.000 km zurückgelegt. Zur Beobachtung der Horste wurde ein Fernglas 10×50 der Firma Optolyth und ein Kowa-Spektiv 25-50×60 benutzt, das aufgrund seines 45° Einblicks ermüdungsfreies Beobachten der Horste aus größerer Distanz ermöglicht.

3.1 Anforderungen an populationsökologische Untersuchungen

Greifvogeluntersuchungen in der bisher durchgeführten Form, d.h. meist nur die Erfassung von Brutpaaren auf z.T. zu kleinen Probeflächen, führen oft zu unrichtigen Ergebnissen. Es werden vielfach zu kleine Flächen untersucht, in denen sich hohe Paardichten finden. Ornithologen neigen (wie andere Faunisten auch) dazu mehr »lohnenswerte Biotope« zu untersuchen. Großflächige Landschaftsausschnitte sind dagegen stark unterrepräsentiert; für die Bundesrepublik können an dieser Stelle besonders die Arbeiten von Kos (1973), Looft (1968), Looft & Busche (1981) und Rockenbauch (1975) neben anderen erwähnt werden.

Aus der bisher zur Methodik veröffentlichten Literatur (u.a. CRAIGHEAD & CRAIGHEAD 1956, BROWN 1974 u. 1976, LOOFT 1968, LOOFT & BUSCHE 1981 und MILDENBERGER 1968 wurde ein Arbeitspapier konzipiert (A. & R. KOSTRZEWA 1981), das modernen Anforderungen, die an populationsökologisch ausgerichteten Greifvogeluntersuchungen zu stellen sind, Rechnung trägt:

a) Die Erfassung der Siedlungsdichte genügt nicht.
b) Große Probeflächen müssen langfristig untersucht werden, um Bestandstrends sichtbar zu machen.
c) Aspekte der Populationsökologie müssen stärker als bisher Beachtung finden, denn gerade diese Daten bilden die Basis für Argumente und Maßnahmen des Naturschutzes.

Folgende Daten müssen in Anlehnung an BROWN (1974 u. 1976) erhoben werden:

1. Gesamtgreifvogelbestand zur Reproduktionszeit (pro Art: Brutpaare, Revierpaare und evtl. Nichtbrüter).
2. Zahl der Brutpaare.
3. Zahl der ausfliegenden Jungen (Zahl der geschlüpften Jungen interessiert nur in zweiter Linie).

Nur die Berechnung der Reproduktionsrate, d.h. ausfliegende Juv. durch Gesamtbestand, liefert realistische Zahlen (NEWTON 1979). Die Berechnung der Juv./erfolgreichem Paar liefert für unsere Fragestellung keine brauchbaren Werte.

3.2 Definitionen der Siedlungsdichteangaben

3.2.1 Weiträumige Siedlungsdichte

KOS (1973) führte diesen Begriff in die Literatur ein, um Angaben aus großen Untersuchungsgebieten (=Landschaftsausschnitte) gegenüber Daten aus kleinen (=lokale Siedlungsdichte) abzugrenzen. Im folgenden wird weiträumige Siedlungsdichte nur für Flächen von mindestens 100 km^2 benutzt, die einen Landschaftsausschnitt darstellen. Die Angaben erfolgen in Paare/100 km^2 pro Spezies. Eigene Berechnungen zeigen (KOSTRZEWA in Vorb.), daß die Probeflächen noch größer sein sollten: für den Mäusebussard $>$ 250 km^2 und für Habicht, Wespenbussard, Rotmilan und Schwarzmilan $>$ 500 km^2.

3.2.2 Waldsiedlungsdichte

Diesen Begriff benutzte zuerst BERNDT (1970). Er führt dann allerdings für die Dichteangabe Paare/Waldfläche den Terminus »Waldhorstdichte« ein. Für diese Arbeit wird im Gegensatz dazu unter Waldsiedlungsdichte die Paardichte, d.h. ha Waldfläche/Σ Paare einer Spezies verstanden (Wha/P).

Waldhorstdichte soll dagegen als Maß für effektiv vorhandene und wirklich benutzte Horste dienen (KOSTRZEWA in Vorb.).

3.2.3 Summarische Waldsiedlungsdichte

Die Berechnung der neu einzuführenden »Summarischen Waldsiedlungsdichte« erscheint bei sympatrisch baumbrütenden Greifen interessant in Bezug auf die interspezifische Konkurrenz um die möglichen Horstreviere. Berechnungsgrundlage soll die ha Waldfläche/Σ Paare aller Spezies sein (Wha/$P_{\Sigma Sp}$).

Die Berechnung der summarischen Waldsiedlungsdichte erscheint insofern sinnvoll, da baumbrütende Greifvögel im allgemeinen Gehölze einer unterschiedlichen Minimalgröße benötigen, um sich reproduzieren zu können. Greife nutzen Waldungen nicht nur zum Brüten, sondern auch in hohem Maße zum Nahrungserwerb. Nach Kenward (1982) jagt der Habicht zu 58% im Wald. Der Mäusebussard nutzt hauptsächlich Waldrandlinien (sowohl im Wald, wie auch am Waldrand) bis etwa 1-1,5 km in die offene Feldflur (Mebs 1964a, Wittenberg 1972). Der Wespenbussard jagt vorwiegend im Wald, nur selten in unseren Kultursteppen (Holstein 1944, Münch 1955 und eigene Beobachtungen).

Bei sehr territorialen Arten (Wespenbussard, Thiollay 1967) können deshalb aufgrund der intraspezifischen Konkurrenz nicht zwei Paare in einem Waldstück leben, welches nicht eine bestimmte Minimalgröße aufweist; diese Minimalgröße schwankt wahrscheinlich auch mit dem Nahrungsangebot, wie beim Mäusebussard ausreichend dokumentiert wurde (vgl. Glutz et al. 1971). Zum anderen wird die Aufnahmekapazität von Wäldern auch in entscheidendem Maße durch die interspezifische Konkurrenz gesteuert, da Greifvögel, die sich keine Nahrungskonkurrenz machen, trotzdem um ähnliche Horsthabitate konkurrieren. Die wechselseitige Benutzung derselben Horste in verschiedenen Jahren ist allgemein bekannt, wenn sie auch nicht die Regel darstellt. Die summarische Waldsiedlungsdichte kann daher als eine Größe betrachtet werden, in die die zur Zeit nicht meßbaren Daten der intra- und interspezifischen Konkurrenz, Biotopqualität, sowie das jeweils verfügbare Nahrungsangebot eingehen.

3.2.4 Horstwechselrate

In Verbindung mit 3.2.3 ist die »Horstwechselrate« zu sehen, die ein relatives Maß für interspezifische Konkurrenz zumindestens für den Wespenbussard darstellt (siehe 4.6). Sie wird durch die Relation von Horsttreue (=HT, =wiederholtes Benutzen desselben Bruthorstes) oder Horstwechsel (=HW, =Bau o. Benutzung eines anderen Horstes) für verschiedene Gebiete angegeben und mit dem x^2-Test geprüft.

$$HT\% = \frac{HT}{(HT+HW)} \times 100; \qquad HW\% = \frac{HW}{(HW+HT)} \times 100$$

3.3 Erfassung der Paare

Im Untersuchungsgebiet werden alle potentiellen Bruthorste im Winter erfaßt und zwischen Mitte März und Ende Juli/Anfang August fünfmal kontrolliert, d.h. alle drei bis vier Wochen einmal. Horste, die zunächst negativ sind, werden weiter in

die Kontrollen miteinbezogen, da in einigen Fällen ein Umzug eines Paares während des Reproduktionszyklus zu beobachten war. Dies kann entweder durch menschliche Beeinflussung (illegale Maßnahmen) oder aufgrund von natürlichen Faktoren bewirkt werden.

Bei der vierten Kontrolle (Mitte Juni) erfolgt soweit möglich auch eine Beringung der Habicht- und Mäusebussardjungen. Die Kontrollen im Juli/August dienen hauptsächlich zum Auffinden noch nicht eindeutiger Wespenbussard- und Baumfalkenbrutplätzen, sowie der Beringung. Alle Kontrollen werden von Mitarbeitern der AG Greifvögel Kottenforst-Ville durchgeführt; die Kontrollen der Wespenbussardhorste wurden von 1980-1982 vom Autor persönlich vorgenommen. Die oftmals nicht einzusehenden Horste mußten z.T. bestiegen werden, besonders 1981 um den Verlust von Eiern oder den Tod von Jungvögeln nachweisen zu können (siehe Kap. 4.7). Der Wespenbussard hat sich dabei als völlig unempfindlich gegen das Ersteigen seines Horstbaumes erwiesen. Das Alter der Jungen wurde nach Traue & Wuttky (1976) bestimmt.

3.3.1 Brutpaare

Als Brutpaare werden alle die angesehen, die zur Eiablage geschritten sind, bzw. denen Eier nachgewiesen werden konnten: durch Funde und Beobachtungen von Jungvögel, Eiern und Eischalenresten.

3.3.2 Revierpaare

Revierpaare wurden auch bei anderen Untersuchungen festgestellt und in Siedlungsdichteberechnungen aufgenommen (z.B. Heckenroth 1970, Nolte 1969, Rockenbauch 1975, Schubert 1977, Schuster & Werner 1977 und Thiollay 1967), doch keiner der Autoren gibt dabei Kriterien für den Nachweis eines Revierpaares an. Für diese Arbeit wurden folgende Kriterien aufgestellt:

a) Ein Revierpaar muß mindestens dreimal (während drei verschiedener Kontrollgänge, also über einen Minimalzeitraum von ca. 10 Wochen) in einem Revier nachgewiesen werden können, d.h. es müssen revieranzeigende Aktivitäten wie Kreisen, Balz, Kopula, Nahrungsübergabe o.ä. beobachtet werden.

b) In jedem Revier sollte ein Horst vorhanden sein, wenn dies nicht der Fall ist, muß im Herbst nach dem Laubabwurf eine Nachsuche erfolgen, um das Fehlen des Horstes nachzuweisen.

c) Zusätzlich kann bei Revierpaaren ein fest eingehaltener Schlafplatz mit Mauserfedern auf ein besetztes Revier hinweisen.

Zur Einstufung als Revierpaar müssen Punkt a und b erfüllt sein. Von diesen Paaren wird angenommen, daß sie nicht brüten.

Einzelvögel sind ohne individuelle Markierung der anwesenden Paare kaum nachzuweisen. M.E. wäre die beste Methode eine ganze Population mit Flügelmarken zu versehen, um diese Frage neben vielen anderen wichtigen populationsbiologischen Problemen zu klären (Anderson 1963, Newton 1979, Wittenberg 1980 u. mdl. Mitt.). Beispielsweise können Davis & Newton (1981) nach nur fünfjähriger Flügelmarkierung interessante Aussagen machen in Bezug auf das Alter der ersten Brut und der Paarbildung beim Rotmilan *(Milvus milvus)*.

3.3.3 Anwesende Paare

Die Summe der nachgewiesenen Brut - und Revierpaare wird als »Anwesende Paare« bezeichnet; sie stellen den weitaus größten Anteil an der Population dar. Einzelvögel können in großflächigen Untersuchungsgebieten mit den bisherigen Methoden nicht nachgewiesen werden. Gegen Ende der Reproduktionsphase wird die Population durch die ausgeflogenen Jungvögel vergrößert.

3.4 Standardisierung der Untersuchungsflächen

Der freien Grenzenwahl ist unbedingt eine Untersuchungsfläche auf der Basis von Topographischen Karten 1:25.000, sog. Meßtischblättern vorzuziehen. Kleinste Einheit soll dabei ein Viertel-MTB sein, um den Grenzverlauf relativ zufällig zu gestalten. Mit MTB-Quadranten kann man sich an naturräumliche Gegebenheiten ausreichend gut anpassen. Soweit möglich sollten Wälder nicht von den Grenzen des Untersuchungsgebietes zerteilt werden, da es sonst allein deshalb zu Schwankungen der Siedlungsdichte kommen kann, weil Randpaare hin und her wechseln.

Alle im festgelegten Gebiet vorkommenden potentiellen Brutmöglichkeiten (Wälder, Feldgehölze, Baumreihen o.ä.) sind zu untersuchen. Die vorhandenen Waldflächen werden planimetriert. Weitere Vorteile der Topographischen Karten liegen in ihrer guten Bezugsmöglichkeit. Außerdem können die gewonnenen Ergebnisse relativ einfach zu Rasterkarten weiterverarbeitet werden (Brücher & Kostrzewa 1984), um allgemeinornithologische Projekte wie Brutvogelatlanten zu unterstützen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Weiträumige Siedlungsdichte des Wespenbussards

1981 und 1982 konnten jeweils 19 anwesende Paare festgestellt werden (=1,9P/100 km^2). Für 1981 ließen sich 13 Brut- und 6 Revierpaare und für 1982 16 Brut und 3 Revierpaare nachweisen. Für 1983 läßt sich keine exakte Siedlungsdichteangabe machen, da aufgrund besonderer klimatischer Verhältnisse (ein völlig verregneter Mai mit einer Niederschlagsmenge von 130% über dem Normalwert) viele Paare kaum Revieraktivitäten zeigten.

4.2 Waldsiedlungsdichte des Wespenbussards

Von den vier Teilgebieten der Untersuchungsfläche fallen zunächst die Feldgehölze der Börde auf: zwischen 1980 und 1983 konnten keine Wespenbussarde nachgewiesen werden (s. Kap. 4.3). Dagegen sind sowohl die Altwälder, als auch die Rekultivierung gleichmäßig besiedelt (Tab. 1, Abb. 1). Die durchgängige, gleichmäßige Besiedlung dieser so verschiedenen Waldtypen läßt darauf schließen, daß sie für den Wespenbussard gleichwertig sind, obwohl sie sich bezüglich der anderen Greifvogelspezies deutlich differenzieren lassen (s. Kap. 4.6).

Die Siedlungsdichte von Beutegreifern hängt in 1. Linie vom Nahrungsangebot als limitierendem Faktor ab (Lack 1954, Newton 1979). Aus diesem Grund kann hier für den Wespenbussard auf ein vergleichbares Nahrungsangebot geschlossen werden. Das Fehlen dieser Art in der Zülpicher Börde kann zum einen nahrungsbedingt sein, da in dieser agrarisch hoch genutzten Landschaft die bevorzugten Jagdge-

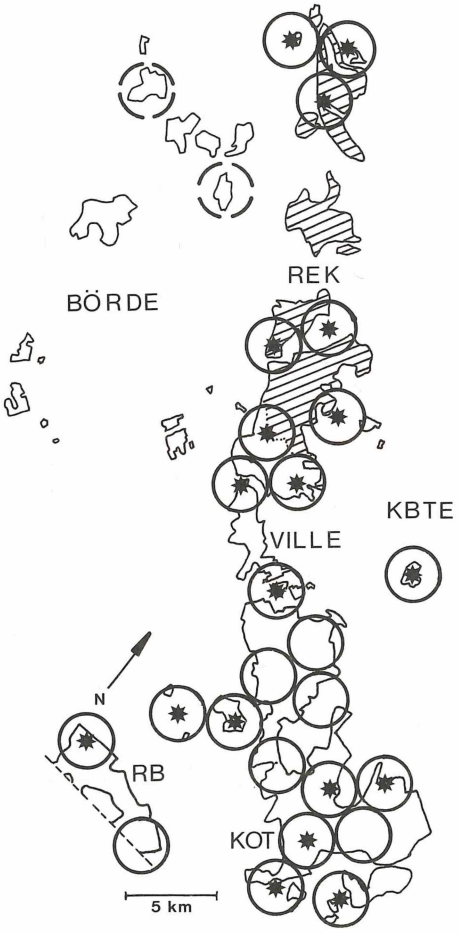

Abb. 1. Karte des UG, Revierverteilung des Wespenbussards seit 1956.
Unterbrochene Kreise stellen Reviere dar, die nur einmal besetzt waren (n=2). Geschlossene Kreise bezeichnen mehrjährige Reviere (n=25). Die mit Sternchen gekennzeichneten Reviere waren 1981 besetzt.

Fig. 1. Map of the investigation area and distribution of Honey Buzzard nesting territories. Broken circles show areas used only one time (n=2), closed circles often used ones (n=25). Territories marked with stars were used in 1981.

Abkürzungen / Abriviations: RB. = Rheinbacher Wald, REK. = Ville Rekultivierung, KBTE. = Köln-Bonner-Terrassen-Ebene, KOT = Kottenforst.

Rekultivierter Wald/recultivated forest = straffiert/hatched.

Altwald/old wood = weiß/white.

Tab. 1. Waldsiedlungsdichte (Wha/P) und Revierverteilung des Wespenbussards im Untersuchungsgebiet.
Nesting density of the Honey Buzzard per ha wood and number of territories in different years.

UG Teilfläche	Waldfläche (ha)	Reviere 1981	Reviere 1982	Wha/P 1981	Wha/P 1982
A. Altwald: Kottenforst, Ville, Rheinbach	10.436	14	13	745	803
B. Rekultivierung: Wald-Seen-Gebiet, Nordrevier	4.270	5	6	854	712
C. Börde: Börden Wälder	1.710	0	0	0	0
Summe:	16.416	19	19	—	—
Durchschnitt:	—	—	—	778,5	

biete fehlen oder stark mit Bioziden behandelt werden, hängt aber mit Sicherheit mit der interspezifischen Konkurrenz um die Nistplätze zusammen (Kap. 4.6). In der Köln-Bonner-Terrassen-Ebene existieren nur zwei mögliche Horsthabitate, die von anderen Greifen nur wenig genutzt werden; sie sind regelmäßig besetzt. Der hier vermehrt auftretende Obst- und Gemüseanbau scheint keine negativen Auswirkungen auf Feldwespenvorkommen zu haben.

Bisher wird auf Feldwespenvorkommen nur aus den in Horsten vorgefundenen Waben geschlossen. 1979, 1980 und 1982 wurden immer reichlich Wespenwaben gefunden, 1981 nur in Ausnahmefällen. Versuche Datenmaterial über Wespenvorkommen beim für unseren Bereich zuständigen Pflanzenschutzamt zu erhalten verliefen erfolglos, da solche Daten nicht gesammelt werden. Biozide spielen für die untersuchte Population wahrscheinlich keine Rolle, wie neueste Analysen ergeben haben (Kostrzewa 1984).

4.3 Wespenbussardvorkommen seit 1956

Um eine Vorstellung über die Besiedlung des Untersuchungsgebietes aus dem Zeitraum vor 1979 zu bekommen, wurde alles erreichbare Material verschiedener Ornithologen zusammengetragen. Ausgewertet wurden alte Beringungslisten, Tagebuchaufzeichnungen und Nestkarten. Die meisten Belege beziehen sich auf den Kottenforst und Teile der Waldville. Diese Daten wurden mit den eigenen Ergebnissen kombiniert ($n_{\Sigma}=110$) und auf eine topographische Karte (TK 50) übertragen. Aus den Ergebnissen der Jahre 1979-1982 wurde berechnet, wie weit zwei besetzte, benachbarte Horste im selben Jahr auseinandergelegen haben. Aus diesen Werten wurde das Mittel der Abstände zum jeweils nächsten Nachbarn gebildet (siehe Davies in Krebs & Davies 1978).

Abstände zum nächsten Nachbarn (nearest neighbour distance) 1979—1982 in Metern:
2×1600, 1700, 1750, 2100, 2500, 2600, 2750, 2800, 3000, 3100, 2×3250, 3300, 4×3500, 3600, 4250, 4500. Es ergeben sich im Mittel ca. 3000 m ($\bar{x}$=2935 m, s=±715, n=21), d.h. man kann eine Kreisfläche mit 1500 m Radius um den Horst als theoretisches Durchschnittsrevier betrachten.

Aus den in die Karte eingetragenen Brutplätzen ergeben sich »Cluster«-Reviere, die sich in allen Fällen zweifelsfrei voneinander abgrenzen lassen. Um den Reviermittelpunkt wird ein Kreis mit dem Radius r=1500 m geschlagen (siehe Abb. 1). Brutplätze können aus Gründen des Artenschutzes nicht eingetragen werden.

Aus der Analyse der vorhandenen Daten ergeben sich 27 Reviere, die z.T. schon seit 20 Jahren regelmäßig besetzt sind. Die Anzahl der Einzeldaten im UG schwankt mit der Bearbeitungsintensität. In der Rekultivierung sind Wespenbussarde erst seit 1979 bekannt (ausführliche Dokumentation in Kostrzewa 1983). Abzüglich der beiden Reviere in der Börde, die nur jeweils einmal besetzt waren, verbleiben 25 Reviere auf 23 Meßtischblattquadranten (=71,875 ha/=3,4 P/100 km^2). Da vor 1981 das UG nie in voller Größe erfaßt werden konnte, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, daß diese 25 Reviere alle gleichzeitig besetzt waren. Wenn man jedoch von 25 existierenden Paaren ausgeht, die wohl bis in die frühen 70erJahre hier ihren Lebensraum fanden, kann man eine Abnahme um 24% feststellen. Dies korreliert in etwa mit den Erhebungen von Bauer & Thielcke (1982).

4.3.1 Anmerkung zur Revierdarstellung in Form von Kreisen

Die Methode, Greifvogelreviere in Form eines Kreises darzustellen, ist keineswegs neu. Mebs (1958 u. 1964a) wählt zur Darstellung der Bussardreviere gleichgroße Kreise, die sich maximal tangieren. Bednarek (1975) benutzt für den Habicht eine andere Methode, die »Abstandsflächen«, die den jeweils größtmöglichen Durchmesser aufweisen, bei denen sich die benachbarten Kreise tangieren. Damit kommt es zu unterschiedlichen großen Kreisen, die zudem einer jährlichen Änderung unterworfen sind. Diese Darstellung wäre für die hier vorgelegten Ergebnisse nur für die letzten vier Jahre brauchbar, deshalb wird ein dritter Weg beschritten; (wie schon in Kap. 4.3 beschrieben). Diese Methode erlaubt alles seit 1956 vorhandene Material einzuarbeiten und führt zu einer sinnvollen Darstellung.

Man muß dabei nur bedenken, daß ein Horst im Laufe der Jahre verschiedene Plätze in diesem Kreis einnehmen kann und sich der wirkliche Aktionsradius des Tieres nicht mit dem Kreis decken muß.

4.4 Reviergröße

Weitere Argumente für diese Methode liefert Thiollay (1967 und in Glutz et al. 1971), der betont, daß die intraspezifische Aggressivität sich bis 1.500 m vom Horst auswirkt; und Melde (1971), der für neun Horste eines Jahres Abstände angibt, aus denen sich ein Mittelwert von 3.180 m berechnen läßt.

Hierdurch wird deutlich, daß in drei verschiedenartigen Untersuchungsflächen die Horstbestände im Mittel ca. 3000 m betragen und in Übereinstimmung damit die Aggressivitätsgrenze bei 1.500 m liegt.

Dementiev et al. (1966) geben als Horstabstände für den Kaukasus 1.200—1.300 m oder 1.980 m an. Auch diese Zahlen aus einer völlig anders gearteten Landschaft stützen die Beobachtungen Thiollays (1967) zur intraspezifischen Aggressivität.

Der Vollständigkeit halber darf jedoch nicht unerwähnt bleiben,daß Glutz et al. (1971) auch von einem Minimalhorstabstand von 100 m berichtet, der allerdings eine Ausnahme darstellt. Von anderen Autoren existiert hierzu leider kein auswertbares Material.

Den Aussagen Wendlands (1953) muß an dieser Stelle widersprochen werden; er behauptet, daß kein Greifvogel so schnell und häufig sein Revier wechselt wie der Wespenbussard. Er unterliegt hierbei dem Irrtum, das Wespenbussardrevier wäre in der Größe mit dem des Mäusebussards vergleichbar. Er spricht von einem »engbegrenzten Brutgebiet«, dies ist jedoch keineswegs der Fall, wie aus dem oben Gesagten deutlich hervorgeht. Ein Revierdurchmesser von 3.000 m entspricht einer Reviergröße von immerhin 706,85 ha. Auch diese Zahl korrespondiert gut mit den gefundenen »Waldsiedlungsdichtewerten« von 745-851 Wha/P.

4.5 Vergleich mit Untersuchungen anderer Autoren

Tab. 2 zeigt alle Standorte, an denen Greifvogeluntersuchungen innerhalb der Bundesrepublik, der DDR, den Niederlanden und Frankreich gemacht wurden. Diese Zusammenstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, es wurden allerdings alle diesbezüglichen Veröffentlichungen, die dem Autor bekannt waren, verwendet, soweit sie auswertbares Zahlenmaterial enthielten. Um das Material homogen zu gestalten, wurden alle Größenangaben in ha bzw. P/100 km^2 umgerechnet, z.T. auch aus Bewaldungsprozenten und Abundanzwerten rückgerechnet. Dadurch entstehende kleinere Ungenauigkeiten (Rundung, Kommastellen) wurden in Kauf genommen, um zu Vergleichswerten zu kommen. Schätzungen (Nr. 6 Haarmann 1969) und unsichere Ergebnisse (Nr. 5 Demandt 1961) wurden mit aufgeführt, aber weiter nicht berücksichtigt. Als Mittelwerte für die Waldsiedlungsdichte ergeben sich 926 Wha/P (n=23) und für weiträumige Siedlungsdichte 5,75 P/100 km^2 (n=11). Das eigene Ergebnis von durchschnittlich 778,5 Wha/P liegt etwas über dem Durchschnitt. Die Zahlen, die sich auf die Gesamtfläche beziehen, sind nur bedingt vergleichbar, da sich die Größe der Untersuchungsgebiete, ihr Bewaldungsprozent, die anthropogene Belastung und die Landschaftsstruktur stark unterscheiden. Die weiträumige Siedlungsdichte liegt im Mittel deutlich über den eigenen Werten von 1,9 anwesenden Paaren/100 km^2. Berücksichtigt wurden nur Flächen von über 100 km^2 Größe, die nicht nur Wald (Nr. 23) enthalten oder deren Angaben auf Schätzungen beruhen. Die beiden Extremwerte von Nr. 5 und 22 wurden nicht berücksichtigt. Als Beispiel für extrem gute Habitate können die Flächen von Cösters (viel Grünland), Mebs & Link und Thiollay's (Teichgebiet) gelten. Daß Teichgebiete gute Wb-Habitate seien, äußert auch Melde (1971).

Tab. 2. Wespenbussarduntersuchungen in der Bundesrepublik und angrenzenden Gebieten.
Research on Honey Buzzards in the German Federal Republic and adjoining countries.

Nr.	Geographische Lage des Untersuchungsgebietes	Charakteristik der Untersuchungsfläche	Flächengröße (ha)	Waldfläche (ha)	max. anwes. Paare	Waldfl./P (ha)	Paare/100 qkm	Untersuch. Jahr	Quelle
1	Drömling bei Helmstedt, Niedersachsen	Eichen-Birken-Wälder mit Erlenbrüchen, feuchte Wiesen	8000	2700	7	386	—	1968	Berndt 1970
2	Südwest. Veluwe, Niederlande	Nadelwald	19842	7341	17	432	8,5	1976	Bijlsma 1980
3	Behnsdorf, Kreis Haldensleben, DDR	Laubmischwald mit Kiefern untermischt	—	1220	2	610	—	1974	Brennecke 1975
4	Kreis Warendorf, Münsterland	verstreute Feldgehölze, viel Grünland	62500	?	39	—	6,25	1978	Cösters mdl. Mitt.
5	Siegerland	Laubmischwald mit Buchenaltholz	62200	40000	3	13333	(0,49)	1957 —60	Demandt 1961
6	Raum Hamburg	—	205300	?	5—10	—	—	—	Haarmann 1969
7	Bodanrück, Bodensee	60% Laubmischwald 40% Nadelwald	13500	5130	9	570	6,7	1968	Heckenroth 1970
	»	»	13500	5130	5	1025	3,7	1974	Schuster & Werner 1977
8	Kreis Viersen, Niederrhein	Laubmischwald Feldgehölze viel Grünland	10500	?	4	—	3,8	1971 —74	Hegger 1976
9	Elbaue zwischen Wittenberg u. Dessau	Auwald	—	2440	6	406	—	1969	Hinsche 1971
10	Kottenforst, Bonn	Laubmischwald mit Nadelholz	—	2500	3	833	—	1948	Krambrich 1952
	»	»	—	3200	3	1066	—	1972	Krambrich 1974

11	Schleswig	Geest mit Feldgehölzen	75000	3750	10	375	1,3	1973	Looft & Busche 1981
12	Steigerwald, Castell	Eichen-Buchen-Wald mit wenig Nadelholz	—	925	6	154	—	1958	Mebs & Link 1969
			—	2090	11	190	—	1966	
13	Oberlausitz	Teichgebiet	15000	?	15	—	10,0	?	Melde 1971
14	Kühkopf-Knoblauchsaue	ursprüngliches Altrheingebiet	1800	?	2	—	—	1950	Pfeifer 1952 zit. in Meyburg 1969
15	Schermbeck, Niederrhein	kl. Wälder und Feldgehölze, viel Grünland	13700	3644	12	304	8,75	1963	Mildenberger 1964
16	Geislingen, Schwäbische Alb	75% Laubwald (meist Buchen), 25% Nadelw.	1500	300	1	300	—	1965	Rockenbauch 1968
17	Stuttgart-Schönbuch-Schwarzwald	Laubwald?	44100	?	35	—	7,9	1974	Schubert 1977
18	Sebalder Wald, Nürnberg	Kiefernwald mit Buchen unterstanden	—	10000	3	3333	—	?	Sperber in Mebs & Link 1969
19	Spessart	Laubmischwald	—	500	3	166	—	?	Sperber in Mebs & Link 1969
20	Neuwied, Westerwald	40% Laubwald, 60% Nadelw. viel Grünl.	15150	7270	5	1454	3,3	1968	Staude 1978
21	Nordharzvorland:								
	Hakel	Eichenwald	—	1296	2	648	—	1957	Stubbe 1961
	Hohes Holz	Buchenwald	—	1500	1	1500	—	1959	Wegener 1968
	Huy	Laubwald	—	1984	1	1984	—	1963	Wegener 1968
22	Lothringen, zw. Dieuze u. Sarrebourg	Wald-Teichgebiet (2:1)	14800	5123	47	109	(31,7)	1966	Thiollay 1967
23	Berlin	Kiefernwald	—	13700	4	3425	—	1940—43	Wendland 1952
24	Limousin, Frankreich	Laubwald 76%	16000	5344	5	1069	3,12	1977	Nore 1979
	Durchschnitt		22770 n=17	5525,5 n=23		926 n=23	5,75 n=11		

4.6 Summarische Waldsiedlungsdichte

Zum Vergleich wird das Jahr 1981 herangezogen. Günstiger wäre es, die summarische Waldsiedlungsdichte auf mehrere Jahre zu beziehen, um Populationsschwankungen einzelner Arten auszugleichen, dies ist jedoch zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich. Alle drei in Abb. 2 dargestellten Waldgebiete (unter Altwald werden hier die Ergebnisse von Kottenforst, Ville und Rheinbacher Wald zusammengefaßt) unterscheiden sich zunächst in der Artenzusammensetzung: Rotmilane kommen nur im Kottenforst, Rheinbacher Wald und den Feldgehölzen der Börde vor. Sie erreichen bei uns die NW-Grenze ihres Verbreitungsgebietes und werden zur Eifel hin immer »häufiger« (Brücher & Kostrzewa 1984, Mildenberger 1982). In der Börde existiert zudem noch ein isoliertes Vorkommen des Schwarzmilans. Baumfalken finden sich sporadisch im Kottenforst und der Börde; sie haben seit den 70er Jahren bei uns stark abgenommen (Brücher & Kostrzewa 1984).Diese Arten machen zusammengenommen nur 0-19% der Greifvogelpopulation aus, d.h. sie spielen bei der Horstplatzkonkurrenz zahlenmäßig nur eine untergeordnete Rolle.

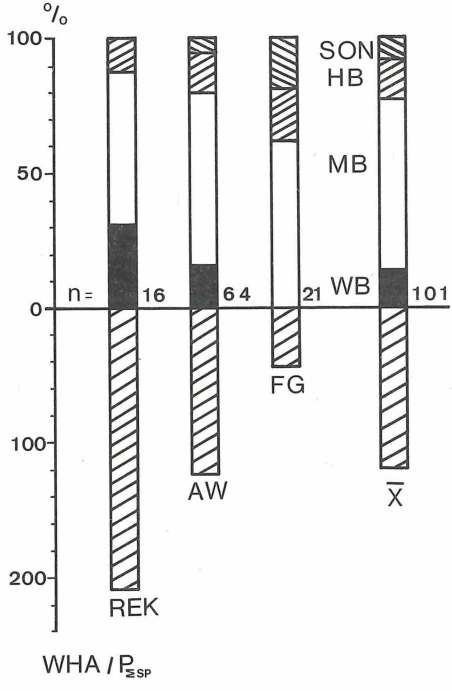

Abb. 2. Populationszusammensetzung und summarische Waldsiedlungsdichte im Untersuchungsgebiet, bezogen auf 1981.

Fig. 2. Population compound and nesting density of all species per ha wood.
The upper part of the diagramm shows the compound of raptor population in pairs and percent. The lower part gives a theoretical area of wood which is used by every pair in the different parts of the research area.

Dazu kommen noch einige Sperberpaare im Kottenforst, sowie Turmfalken, diese stehen jedoch nicht in Horstkonkurrenz zum Wespenbussard, da sie andere Habitate nutzen. Sie werden in Abb. 2 nicht berücksichtigt. Die von Ortlieb (1978) beschriebene Benutzung eines Sperberhorstes durch den Wespenbussard dürfte eine Ausnahme darstellen. Sperber nisten im Südharz auch in Nadelholzaltbeständen. So liegt der beschriebene Horst in 18 m Höhe in einer Lärche. Solche Horste werden auch bei uns von Wespenbussarden genutzt (Kostrzewa 1983), aber nicht von Sperbern, die ausschließlich auf Fichten- und Kiefernstangenhölzer beschränkt sind.

Ansonsten umfaßt das Artenspektrum nur noch Mäusebussard und Habicht, die etwa 70-80% der besetzten Reviere innehaben. Die verbleibenden Brutplätze werden vom Wespenbussard genutzt (siehe Abb. 2).

Hierbei wird zunächst davon ausgegangen, daß die Ansprüche der einzelnen Arten an ihre Horstbäume ziemlich ähnlich sind, wie auch die teilweise auftretende wechselseitige Horstbenutzung zeigt. Unterschiede ergeben sich jedoch aus dem Horstumfeld und den übrigen Habitatansprüchen (Kostrzewa unveröffentlicht), sowie aus der Nahrungswahl, wie es dem Konkurrenz-Ausschluß-Prinzip entspricht (siehe z.B. Halbach 1976).

Die Feldgehölze der Bördenlandschaft bieten fünf Spezies einen Lebensraum, die summarische Waldsiedlungsdichte stellt hier die höchste des gesamten Untersuchungsgebietes dar. Dieser Faktor wird z.Z. hauptsächlich dafür verantwortlich gemacht, daß im Untersuchungszeitraum keine Wespenbussarde nachgewiesen werden konnten. Nur 1971 und 1979 gab es jeweils ein anwesendes Paar, ob diese Jahre sich durch ein besonders hohes Nahrungsangebot auszeichneten muß offen bleiben. Wespenbussarde sind in der Bördenlandschaft wahrscheinlich nicht in der Lage ein ausreichend großes Jagdrevier in Waldrandnähe oder im Wald zu befliegen, ohne dabei in interspezifische Auseinandersetzungen mit anderen Revierinhabern verwickelt zu werden. In den Altwäldern liegt der Populationsanteil von Habicht und Wespenbussard etwa gleich hoch, der $Wha/P_{\Sigma Sp}$-Wert jedoch doppelt so hoch wie in der Börde. In der Rekultivierung steigt der $Wha/P_{\Sigma Sp}$-Wert auf 208 und der prozentuale Wespenbussardanteil auf 31,25% an. Diese Abhängigkeit wird in Abb. 3

Abkürzungen / abriviations:
WB = Pernis apivorus,
MB = Buteo buteo,
HB = Accipiter gentilis,
SON = Sonstige / other species,
REK = Rekultivierung / recultivated forest
AW = Altwälder (= Kottenforst + Ville + Rheinbacher Wald)
FG = Feldgehölze der Börde

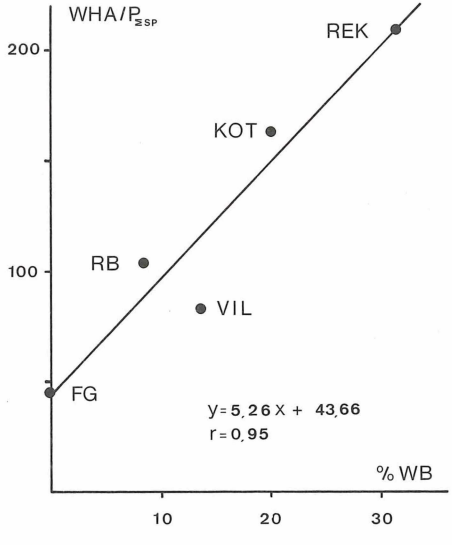

Abb. 3. Abhängigkeit des Wespenbussardvorkommens von der summarischen Waldsiedlungsdichte.
Fig. 3. Dependence of occurence of Honey Buzzards and nesting density of all species per ha wood.
(Abkürzungen siehe Abb. 2 / Abriviations see Fig. 2).

gesondert dargestellt. (Hierzu werden die drei Altwälder wieder getrennt herangezogen). Sie belegt die positive Korrelation ($r=0{,}95$; $P<0{,}01$) zwischen summarischer Waldsiedlungsdichte und dem Wespenbussardvorkommen. Das Fehlen dieser Spezies in den Feldgehölzen ist mit Sicherheit nicht durch die absolute Waldgröße der Feldgehölze zu erklären, da der Autor zwei isolierte Gehölze von ca. 5 und 2 ha kennt, in denen jeweils ein Paar nachgewiesen werden konnte. Die Rekultivierung und Altwälder unterscheiden sich noch in einem zweiten Punkt. Wenn die Konkurrenzhypothese stimmt, dann müßten Wespenbussarde im Altwald häufiger neue Horste beziehen als in der Rekultivierung. Dies läßt sich an Hand der in Kap. 3.2.4 erläuterten Berechnung nachweisen: die Horstwechselrate ($n=42$ beträgt im Altwald 95,2%, in der Rekultivierung jedoch nur 4,8%. Dieser Unterschied ist statistisch hoch signifikant ($P<0{,}001$, x^2-Test, Daten berechnet nach Kostrzewa 1983, S. 60 und 81-85).

Die hier entwickelte Konkurrenzhypothese stützt sich auf folgende Tatsachen und Beobachtungen:

1. Der Wespenbussard besetzt erst Anfang bis Mitte Mai sein Revier, also zu einem Zeitpunkt an dem die anderen Greife (mit Ausnahme des Baumfalken) brüten oder schon Junge haben.
2. Läßt sich eine Abhängigkeit zwischen theoretisch zur Verfügung stehender Waldfläche ($Wha/P_{\Sigma Sp}$) und Populationsanteil des Wespenbussards zeigen.
3. Diese Abhängigkeit wird durch die gefundene unterschiedliche Horstwechselrate soweit untermauert, daß auf die Richtigkeit der Konkurrenzhypothese geschlossen werden kann.

Die hier festgestellten Werte für die summarische Waldsiedlungsdichte dürfen nicht als repräsentativ für Greifvogellebensräume angesehen werden, da verschiedene Einflußgrößen wie Bewaldungsprozent der Probefläche, potentielle Horstreviere und Nahrungsangebot in anderen Landschaften anders ausssehen (können). M.E. dürfte ein Vergleich der $Wha/P_{\Sigma Sp}$-Werte für verschiedene Untersuchungen gemäß der Tragfähigkeit der untersuchten Biotope schwanken, wie auch die Werte der weiträumigen Siedlungsdichte. Andererseits ermöglicht die summarische Siedlungsdichte in Verbindung mit einer Aufschlüsselung der vorkommenden Arten gemäß Abb. 2 eine Bewertung von Greifvogelbiotopen: danach sind die Feldgehölze der Börde und die Altwaldanteile des Untersuchungsgebietes deutlich besser als die Rekultivierung zu bewerten.

4.7 Brutergebnisse und Reproduktionsrate 1979-1982
(Die Ergebnisse sind in Tab. 3. aufgelistet.)

Obwohl in den Jahren 1979 und 1980 nur Teile des Untersuchungsgebietes bearbeitet werden konnten, kann das gewonnene Ergebnis als repräsentativ für das Gesamtgebiet angesehen werden, da die kontrollierten Reviere über die ganze Untersuchungsfläche verteilt waren. Wenn man von dem »Katastrophenjahr« 1981 absieht, werden durchschnittlich 1,11 Juv. erbrütet und 0,98 fliegen pro anwesendem

Tab. 3. Brutergebnisse und Reproduktion 1979-1982.
Breeding and reproduction from 1979 to 1982.

Jahr	Fläche	anwes. Paare	erbr. Juv.	erbr. Juv/a P	Reproduktionsrate	erf. P	% erf. P	Verlust Juv.	Verlust Juv. %
1979	Teilfl.	7	7	1,00	0,86	4	57	1	14,28
1980	Teilfl.	12	16	1,33	1,08	9	75	3	18,75
1981	Ges.fl.	19	5	0,26	0,10	1	5	≧3[1)]	60,00
1982	Ges.fl.	19	19	1,00	1,00	12	63	—	0,0
Summe		57	47			26		7	14,89

[1)] Von den zwei überlebenden Jungen war eines stark zurückgeblieben und hat wahrscheinlich nicht überlebt (siehe Foto Nr. 2 in Kostrzewa 1983).

Paar aus. Ob die Reproduktionsrate ausreicht, den Status Quo der Population zu sichern, wird sich erst in der Zukunft herausstellen. Bisher ist mein Material noch zu gering dazu. Ebenso fehlen Studien anhand von Ringfunden zur Altersstruktur beim Wespenbussard. Die geringe Gelegegröße: max. 2 Eier, läßt jedoch auf eine größere durchschnittliche Lebenserwartung schließen, als sie z.B. beim Mäusebussard bekannt ist (vgl. Mebs 1964b). Einzelne Daten zum Höchstalter von Ringvögeln werden in Glutz et al. (1971) mit 23 und 28 Jahren angegeben. In normalen Jahren haben 65% der anwesenden Paare erfolgreich gebrütet. In 4 Jahren gingen insgesamt 14,89% der geschlüpften Jungen verloren, wobei die Verlustrate von 0-60% in den einzelnen Jahren schwankte. (Über die Verlustursachen gibt Tab. 4 Auskunft).

Tab. 4. Verlustursachen bei Eiern und Jungvögeln.
Annual losses of eggs and juveniles.

Autor	Jahr	Eier	Junge
Diese Untersuchung	1979		1 Juv. vom Marder geschlagen
	1980		1 Juv. von Habicht o. Marder
			2 Juv. vom Habicht geschlagen
	1981	1 2er-Gelege verlassen:	2 Juv. verschwunden
		1 angeknicktes Ei	1 Juv. verhungert
	1982	1 taubes 2er-Gelege	
Thiollay (1967)	1966	1 faules Ei	2 Juv. vom Marder geschlagen
			1 Juv. verschwunden
			1 Juv. tot
Mebs & Link (1969)	1945	2 faule Eier	1 Juv. tot
	— 68	4 Eier überbaut/verlassen	

4.7.1 Vergleich mit Ergebnissen anderer Autoren
(Das Material ist in Tab. 5 aufgelistet.)

Leider sind unter den in Tab. 2 aufgeführten Untersuchungen nur drei mit einer genügend großen Anzahl von auswertbaren brutbiologischen Daten. Vergleichsmöglichkeiten ergeben sich nur mit gewissen Einschränkungen: MEBS & LINK (1969) machen Angaben über einen langen Zeitraum und legen Daten von 1-2 Paaren/Jahr vor. THIOLLAY (1967) fand in einem Untersuchungsjahr zwar 47 anwesende Paare, aber nur 18 Horste, was zeigt, daß Wespenbussarduntersuchungen längerfristig angelegt sein sollten. WENDLAND (1953) führte seine Untersuchungen in Kiefernforsten bei Berlin durch, die sich durch geringe aber kontinuierliche Besiedlung auszeichnen, leider fehlen hier Angaben über Revierpaare.

Tab. 5. Daten zur Brutbiologie des Wespenbussards nach Literaturangaben und eigenen Untersuchungen.
Breeding biology of the Honey Buzzard in this area compared to other investigations.

Quelle	Dauer (Jahre)	unters. Paare	Bruterfolg +	Bruterfolg –	Bruterfolg ?	erbr. Juv.	Juv./ erf. P.	P. mit H.fund	P. ohne H.fund	P. ohne H.f. %	Verluste Juv. %
diese Unters.	4	56	26	19	11	47	1,80	54	2	3,6	14,89
MEBS & LINK 1969	23	49	15	2	18	26	1,73	35	14	28,5	3,84
THIOLLAY 1967	1	47	18	?	?	27	1,50	18	29	61,7	14,81
WENDLAND 1953	8	26	10	6	?	16	1,60	16	?	?	?

Die für die »Ville-Population« gefundene Verlustrate bei den Nestlingen deckt sich gut mit den Angaben THIOLLAYS. Die festgestellte Jungenzahl pro erfolgreichem Paar schwankt zwischen 1,5-1,8 Juv., erreicht also einen ziemlich hohen Wert für Vögel, die maximal (mit Ausnahmen s. SPERBER in TRUMMER 1970) 2 Eier legen. Auffällig sind die großen Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungen bezüglich der Horstfunde. Die eigene hohe Fundrate erklärt sich aus dem großen Zeitaufwand bei der Horstsuche.

Literatur

Anderson, A. (1963): Patagial tags for waterfowl. J. Wildl. Man. 27: 284-288. — Bauer, S. & Thielcke, G. (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. Vogelwarte 31: 183-391. — Bednarek, W. (1975): Vergleichende Untersuchung zur Populationsökologie des Habichts *(Accipiter gentilis)*: Habitatbesetzung und Bestandsregulation. Jahrbuch DFO 1975: 47-53. — Berndt, R. (1970): Zur Bestandsentwicklung der Greifvögel *(Falconiformes)* im Drömling. Beitr. z. Vogelk. 16: 3-11. — Bijlsma, R. B. (1980): De Boomvalk. Kosmos Vogelmonografieën. Amsterdam/Antwerpen. — Brennecke, R. (1975): Greifvogelbestandsaufnahmen bei Behnsdorf (Kreis Haldensleben) und ihre Auswertung. Mitt. IG Avif. DDR 7: 3-17. — Brown, L. H. (1974): Data Required for Effective Study of Raptor Populations. Raptor Research Report 2: 7-20. Vermilion/Ohio. — Brown, L.H. (1976): The Birds of Prey. Feltham, Middlesex. — Brücher, H. & Kostrzewa, A. (1984): Rasterkartierung der Greifvögel und Eulen im Naturpark Kottenforst-Ville und angrenzenden Gebieten. Charadrius 20: 130-136. — Davies, N. B. (1978): Ecological questions about territorial behaviour. In: Krebs, J. R. & Davies, N. B. (ed.) — Behavioural Ecology — an evolutionary approach. pp 351-376. Oxford. — Davis, P. E. & Newton, I. (1981): Population and breeding of Red Kites in Wales over a 30-year period. J. Anim. Ecol. 50: 759-772. — Demandt, C. (1961): Untersuchungen über den Greifvogelbestand des Siegerlandes. Natur u. Heimat 21: 73-75. — Dementiev, G. & Gladkov, P. (1966): The Birds of the Soviet Union. Jerusalem. (Übersetzung aus dem Russischen). — Deutscher Wetterdienst (1960): Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen. Offenbach a.M. — DS-IRV (1981): Rote Liste der in der Bundesrepublik und in Berlin (West) gefährdeten Vogelarten (5. Fassung, Stand 1.1.1982). Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 21: 15-30. — Dilla, L. (1983): Die forstliche Rekultivierung im Rheinischen Braunkohlenrevier. Geschichte der Rekultivierungsperioden und zukünftige Zielsetzung. Allg. Forstzeitschrift 48/1983: 1278-1283. — Glutz von Blotzheim, U.; Bauer K.M. & Bezzel, E. (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4: Falconiformes. Frankfurt a.M. — Haarmann, K. (1969): Brut und Durchzug des Wespenbussards *(Pernis apivorus)* im Hamburger Raum. Hamb. avif. Beitr. 7: 24-35. — Halbach, U. (1976): Populations- und synökologische Modelle in der Ornithologie. J. Orn. 117: 279-296. — Heckenroth, H. (1970): Der Greifvogelbestand des Bodanrücks (Bodensee) 1968 u. 1969. Anz. orn. Ges. Bay. 9: 47-51. — Hegger, H. L. (1976): Greifvögel im Kreis Viersen. Heimatb. Kreis Viersen 1976: 259-264. — Hinsche, A. (1971): Der Greifvogelbestand der Elbaue zwischen Wittenberg und Dessau. Apus 2: 171-177. — Holstein, V. (1944): Hvepsevaagen *(P. apivorus)*. Kopenhagen. — Kenward, R. E. (1982): Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. J. Anim. Ecol. 51: 69-80. — Kos, R. (1973): Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte und Siedlungsweise des Mäusebussards *(Buteo buteo)* von 1968 bis 1972 in einem Großraum im Westen der Lüneburger Heide. Vogelk. Ber. Nieders. 5: 77-94. — Kostrzewa, A. (1983): Untersuchungen zur Populationsbiologie des Wespenbussards *(Pernis apivorus)*. Staatsexamensarbeit. Köln. — Kostrzewa, A. & Kostrzewa, R. (1981): Zur Methode von Populationsuntersuchungen an Greifvögeln. Rundschreiben der AG Greifvögel Kottenforst-Ville. — Kostrzewa, A. (1984): Pestizide in Eiern des Wespenbussards *(Pernis apivorus)*. J. Orn. 125: 482-483. — Krambrich, A. (1952): Planmäßige Beobachtungen über den Brutbestand an Raubvögeln in einem rheinischen Waldgebiet von 2500 ha Größe. Vogelwelt 73: 159-165. — Krambrich, A. (1974): Greifvogelbestandsaufnahme in einem rheinischen Waldgebiet. Orn. Mitt. 26: 23-24. — Lack, D. (1954): The natural regulation of animal numbers. Oxford. — Looft, V. (1968): Bestand und Ökologie der Greife in Schleswig-Holstein. J. Orn. 109: 206-220. — Looft, V. & Busche, G. (1981): Greifvögel. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 2. — Mebs, Th. (1958): Beitrag zur Siedlungsdichte und Brutbiologie des Mäusebussards *(Buteo buteo)*. Vogelwelt 79: 161-170. — Mebs, Th. (1964a): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards *(Buteo buteo)*. J. Orn. 105: 247-306- — Mebs, Th. (1964b): Über Wanderungen und bestandsgestaltende Faktoren beim Mäusebussard *(Buteo buteo)* nach deutschen Ringfunden. Vogelwarte 22: 180-194. — Mebs, Th. & Link, H. (1969): Zur Siedlungsdichte und Brutbiologie des Wespenbussards *(Pernis apivorus)* in einem fränkischen Beobachtungsgebiet. Jahrbuch DFO 1968: 47-53. — Melde, M. (1971): Die Bussardarten der Oberlausitz. Abh. u. Ber. Naturkundemuseums Görlitz 46: 1-9. — Meyburg, B. U. (1969): Die Besiedlung des Naturschutzgebietes Kühkopf-Knoblochsaue mit Greifvögeln im Jahre 1967. Orn. Mitt. 21: 223-230. — Mildenberger, H. (1964): Untersuchung über die Bestandsdichte der Raubvögel im Amtsbezirk Schermbeck 1961-1963. Der Niederrhein 31: 4-6. — Mildenberger, H. (1968): Siedlungsdichteuntersuchungen

an Greifvögeln. Orn. Mitt. 20: 148-150. — Münch, H. (1955): Der Wespenbussard. Neue Brehm Bücherei 151. Wittenberg. — Newton, I. (1979): Population Ecology of Raptors. Berkhamsted. — Nolte, M. (1969): Die Siedlungsdichte und Siedlungsweise des Mäusebussards *(Buteo buteo)* im Ravensberger Land. Ber. Nat. Verein Bielefeld 19: 125-153. — Nore, Th. (1979): Rapaces Diurnes Communs en Limousin pendant la Periode de Nidification. Alauda 47: 183-194. — Ortlieb, R. (1978): Die Bestandsentwicklung des Sperbers *(Accipiter nisus)* im östlichen Südharz. Orn. Ber. Mus. Hein. 3: 81-95. — Pfeifer, S. (1952): Das Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblauchsaue. Frankfurt a.M. — Rockenbauch, D. (1968): Siedlungsdichte und Brutergebnis bei Turmfalken *(Falco tinnunculus)* und Waldohreulen *(Asio otus)* in den Extremjahren 1965-1967 auf der Schwäbischen Alb. Vogelwelt 89: 168-174. — Rockenbauch, D. (1975): 12jährige Untersuchung zur Ökologie des Mäusebussards *(Buteo buteo)* auf der Schwäbischen Alb. J. Orn. 116: 39-54. — Schubert, W. (1977): Brutausfälle beim Wespenbussard *(Pernis apivorus)* in Baden-Württemberg. Anz. orn. Ges. Bay. 16: 171-175. — Schuster, S. & Werner, H. (1977): Der Greifvogelbestand des Bodanrücks (Bodensee) 1974 und 1975. Anz. orn. Ges. Bay. 16: 10-17. — Staude, J. (1978): Untersuchungen über den Brutbestand verschiedener Greifvogelarten im Westerwald nach Feststellungen in den Jahren 1967-1974. Vogelwelt 99: 54-66. — Stubbe, Ch. (1961): Die Besiedelungsdichte eines abgeschlossenen Waldgebietes (Hakel) mit Greifvögeln im Jahre 1957. Beitr. z. Vogelkunde 7: 155-224. — Thiollay, J. M. (1967): Ecologie d'une Population de Rapaces Diurnes en Lorraine. La Terre et la Vie 21: 116-185. — Traue, H. & Wuttky, K. (1976): Zur postembryonalen Entwicklung des Wespenbussards *(Pernis apivorus)*. Beitr. Vogelk. 22: 201-235. — Trummer, R. (1970): Erfolgreiche Dreierbrut des Wespenbussards *(Pernis apivorus)*. Anz. Orn. Ges. Bay. 9: 75-76. — Uttendörfer, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen. Melsungen. — Uttendörfer, O. (1952): Neue Ergebnisse über die Ernährung der Greifvögel und Eulen. Stuttgart. — Wegener, U. (1968): Die Siedlungsdichte von Greifvögeln in einem Waldgebiet (Huy) des Nordharz-Vorlandes. Falke 15: 328-335. — Wendland, V. (1952): Populationsstudien an Raubvögeln I, zur Vermehrung des Mäusebussards *(Buteo buteo)*. J. Orn. 93: 144-153. — Wendland, V. (1953): Populationsstudien an Raubvögeln II. J. Orn. 94: 103-113. — Wittenberg, J. (1972): Der Brutbestand von Mäusebussard *(Buteo buteo)*, Rotmilan *(Milvus milvus)* und Habicht *(Accipiter gentilis)* 1958 und 1970 bei Braunschweig und das Problem der Vergleichbarkeit. Vogelwelt 93: 227-235. — Wittenberg, J. (1980): Einige Ergebnisse der Markierung nestjunger Rabenkrähen mit Flügelmarken für Fernablesung. J. Orn. 121: 323.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt

Jahr/Year: 1985

Band/Volume: 7

Autor(en)/Author(s): Kostrzewa Achim

Artikel/Article: Zur Biologie des Wespenbussards (Pemis apivorus) in Teilen der Niederrheinischen Bucht mit besonderen Anmerkungen zur Methodik bei Greifvogeluntersuchungen 113-134