© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at
ISSN 0252-192X

Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*)

Helmut STEINER

Stapfia 62

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*)

Helmut STEINER

Stapfia 62

ausgeliefert am:

25. Juni 1999

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Stapfia	62	1-74	25.06.1999

Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*)

H. STEINER

Abstract: The Common Buzzard (*Buteo buteo*) as an indicator of structure and land use in farmland: Gradients of productivity in a heterogeneous habitat, influence of food and weather, and comparisons with sympatric Goshawks (*Accipiter gentilis*).

A population of 14 - 18 pairs was monitored from 1991 to 1996. Annual variations in the number of Buzzard pairs were positively related to the duration of snow cover from January on. On 90 km² of agricultural landscape, 11 breeding territories (and at least 16 further territories) were existing, but production was self-sustaining in probably only three territories. On 20 km² adjacent land of mixed forests and meadows (northern border of the Alps), 6 of 7 territories were probably self-sustaining. Therefore, immigration seemed to be necessary to supply the agricultural lowlands with buzzards. The lowlands acted as sinks, the fringe of the Alps acted as source. Sources were related to land use such as meadows, reflecting prey abundance.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung

1.1 Problemstellung 5-7

1.2 Stellung des Mäusebussards im biologischen und ökologischen System 7-8

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

2.1 Geographische Lage 8

2.2 Geologie und Boden 8-9

2.3 Klima

2.3.1 Allgemeine klimatische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes 9-10

2.3.2 Witterung im Untersuchungszeitraum 10-11

2.4 Menschliche Besiedlung 11

2.5 Landnutzung und Vegetation

2.5.1 Ackerland 12

2.5.2 Grünland 13

2.5.3 Wald 13-14

2.6 Erhebungsmethoden

2.6.1 Eine kritische Betrachtung zu Siedlungsdichteuntersuchungen an Greifvögeln 15-17

2.6.2 Direkte Beobachtung 18

2.6.3 Spuren 18-20

2.7 Jahresdynamik 20

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2.8 Habitat 20-21
2.9 Ernährung 21-22
3 Ergebnisse und Diskussion
3.1 Phänologie
3.1.1 Jahresdynamik 23-24
3.1.2 Brutphänologie 24-26
3.2 Siedlungsdichte und räumliche Verteilung
3.2.1 Siedlungsdichte 26-27
3.2.2 Räumliche Verteilung 27-29
3.3 Brutbiologie und Populationsdynamik
3.3.1 Fluktuationen des Bestandes an Brutpaaren und territorialen Paaren 29-31
3.3.2 Bruterfolg 31-33
3.3.3 Unterschiedliche Revierqualität: *source* und *sink* 34-35
3.3.4 Kann sich der Bestand erhalten, und falls ja, wo? 35-36
3.4 Habitat
3.4.1 Charakterisierung des Bruthabitats 36-38
3.4.2 Landnutzung verursacht unterschiedliche Lebensraumqualität: Grund für das Auftreten von „Quellen" und „Senken" 38-39
3.4.3 Der Lebensraum von Brutvögeln und Nichtbrütern: welche Faktoren machen hier den Unterschied aus? 39-40
3.5. Ernährungsökologie
3.5.1 Problemstellung 41
3.5.2 Artenspektrum der Bussardbeute und Unterschiede zum sympatrischen Habicht 42-44
3.5.3 Vergleich der Vogelbeute des Mäusebussards in Europa 45-49
3.5.4 Feldhase, Eichhörnchen und Marderartige als Mäusebussard- und Habichtbeute 49-50
3.5.5 Lebensraumgilden der Beutearten im Vergleich 50-51
3.5.6 Unterschiede in der Selektion von Alters- und Gewichtsklassen 51
3.5.7 Resümee 51-52
3.6 Weitere Ergebnisse von Mauserfeder - Aufsammlungen
3.6.1 Alter von Brutvögeln und Nichtbrütern 52
3.6.2 Mauserperiode 52-53
3.6.3 Federlängen als Maß für Körpergröße und Fitness 53
3.7 Gesamtdiskussion
3.7.1 Internationale Synthese und Vergleich mit den eigenen Ergebnissen 53-55
3.7.2 Quellen und Senken- neue Perspektiven für Ökologie und Naturschutz 55-57
4 Dank 57
5 Zusammenfassung und Summary 58-63
6 Literatur 63-68
Appendix 69-74

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

1. Einleitung

1.1 Problemstellungen

Spitzenprädatoren reagieren auf ökologische Veränderungen der Landschaft besonders sensibel. Als anspruchsvolle Arten zeigen sie an, ob auch noch in größeren Landschaftsausschnitten die benötigten Habitatrequisiten in ausreichender Anzahl, Verteilung und Kombination zur Verfügung stehen. Vom Menschen in die Lebenskreisläufe eingebrachte Schadstoffe reichern sich über die Nahrungskette in den Endgliedern maximal an. Aufgrund geringer natürlicher Vermehrungsraten sind Spitzenprädatoren auch gegenüber direkter Verfolgung besonders empfindlich.

Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) ist aufgrund seiner noch weiten Verbreitung und Standorttreue als Indikator für den Umweltzustand besonders gut geeignet (JAGER et al. 1996).

In jüngster Zeit wurden in der populationsökologischen Forschung bahnbrechende Erkenntnisse erzielt: Nur 5 % einer Vogelgeneration erzeugen 50 % der nächsten Generation (z. B. NEWTON 1998). Welche Eigenschaften diese wenigen überlebensnotwendigen Prozent haben und welche Lebensräume sie besetzen, hat unabsehbare Konsequenzen für den angewandten Naturschutz.

Trotz aller schon geleisteten Forschungsarbeit sind noch viele Fragen zur Populationsökologie der Art offen. In welchem Verhältnis steht die „Kulturfolge" zum primären Urwaldhabitat (vgl. JEDRZEJEWSKI et al. 1994)? Einerseits gilt der Mäusebussard regional als typischer Greifvogel der weitgehend entwaldeten Ackerlandschaft, andererseits erreicht er die höchsten Dichten in großen Waldgebieten (GAMAUF & HERB 1990, JEDRZEJEWSKI et al. l.c.). Eine weitere Frage betrifft den unterschiedlichen Status der Individuen einer Population: Fast alle bisherigen Studien behandelten nur Brutpaare. Neue Forschungsergebnisse zeigten aber, daß bis zu 70 % aller adulten Tiere Nichtbrüter sein können (z. B. KENWARD 1996). In welchen Habitaten halten sich nun diese unauffälligeren Vertreter der Art auf? Wie sieht die Bussardbesiedlung einer Landschaft unter diesem Gesichtspunkt aus?

So sind auch einige Verständnisprobleme auf eine uneinheitliche Methodik und Terminologie zurückzuführen, was den Status von Revierbesitzern betrifft. Weiters liefen die meisten Projekte einfach nicht langfristig genug, um für viele Fragen Antworten liefern zu können. Darüber hinaus können viele Phänomene nur in ihrem Zusammenwirken verstanden werden. Zum Beispiel muß eine Analyse der Habitatqualität ohne nahrungsbiologische Begleituntersuchung vieles offen lassen. In diesem Zusammenhang ist auch die gleichzeitige Bearbeitung von potentiellen Konkurrenzarten wertvoll.

Lange Zeit dominierten in der Mäusebussardforschung brutbiologische Beobachtungen am Horst und damit zusammenhängende Aspekte. Derartige Untersuchungen konnten in der vorliegenden Studie vernachlässigt werden. Die zunehmend ökologische Orientierung der meisten Arbeiten hält gegenwärtig weiter an (vgl. Literaturzusammenstellungen in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971, GAMAUF 1989). Grundlegende populationsbiologisch motivierte Fragen sind aber sowohl für Mäusebussardbestände, als auch für die Greifvogelökologie noch immer unbefriedigend geklärt:

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

KOSTRZEWA (z. B. 1991) nimmt interspezifische Konkurrenz um begrenzt verfügbare Nistgelegenheiten als allgemeingültigen Regulationsmechanismus nicht nur bei fels-, sondern auch baumbrütenden Arten an; DOBLER (1990) stellt dies prinzipiell in Frage.

Zahlreiche Untersuchungen wurden auch in Laub- oder Kiefernwaldgebieten durchgeführt, da hier die Auffindbarkeit von Horsten gegenüber Fichten/Tannenwäldern erheblich erleichtert ist. Da sich diese jedoch in einigen ökologischen Faktoren unterscheiden (z.B. Produktivität), sind die Ergebnisse möglicherweise nicht zu verallgemeinern.

NEWTON (1979) nennt ein besonderes Problem populationsökologischer Untersuchungen: Nahezu alle Studien werden aus Effizienzgründen in optimalen Habitaten der jeweiligen Art durchgeführt; vielleicht sind die dort erzielten Ergebnisse aber nicht verallgemeinerbar. Die hier bearbeitete Landschaft weist lokal einen sehr geringen Bestand auf; Gradienten zu besser besiedelten Teilgebieten können untersucht werden.

Prädatoren sind ein wesentlicher Faktor für die Wahl von Tages- und Jahresrhythmus, Habitatnutzung und Fortpflanzungsstrategie durch eine Tierart (BEGON et al. 1991, TRYJANOWSKI 1997). Die Thematik ist aber derart komplex, daß wir wichtige Aspekte von Räuber-Beute-Beziehungen noch nicht besser verstehen als TINBERGEN (1946).

Besonders betont werden muß die Tatsache, daß unsere vogelökologischen Kenntnisse in den verschiedensten Bereichen auf dem Populationssektor der Brutvögel fußen (NEWTON 1979). Als Hauptgrund müssen methodische Schwierigkeiten angesehen werden: Nichtbrüter sind kaum systematisch untersuchbar, da ihre Erfaßbarkeit stark habitatabhängig ist; es ist beispielsweise unbekannt, ob sich ihr brutzeitliches Auftreten in verschiedenen Lebensräumen unterscheidet, ob es Gebiete mit stärker ausgebildeter Territorialität gibt und vieles mehr.

Der menschliche Nutzungsdruck auf den Lebensraum Agrarlandschaft ist besonders groß (vgl. BEZZEL 1982). Auch in Österreich ist eine bereits sämtliche Wirbeltierarten gefährdende Bewirtschaftungsintensität erreicht (BAUER 1988). Der Mäusebussard kann nun als Indikator für verschiedene Fragen der landwirtschaftlichen Beeinflussung verwendet werden (z.B. JAGER et al. 1996).

Davon abgesehen, ist im Vergleich zu anderen Greifvogelarten über die Populationssituation des Mäusebussards in Mitteleuropa recht wenig bekannt (KOSTRZEWA & SPEER 1995). Aus Österreich liegt nur eine mehrjährige, unpublizierte Untersuchung vor (GAMAUF 1991).

Nebenbei wird auch der Kenntnisstand der Regionalfaunistik und regionalen Faunendynamik tangiert. (Aufgrund der einschlägigen Brutvogelatlanten kann für Oberösterreich wie Österreich zwar eine flächendeckende Verbreitung der Art angenommen werden, die Lückenhaftigkeit der Durchforschung bei einer Darstellung in 5 x 3 geographischen Minuten tritt aber klar zu Tage; MAYER 1987, DVORAK et al. 1993.)

Von diesen Gesichtspunkten der Grundlagenforschung und Bioindikation abgesehen, bedarf die Bestandssituation der Art im österreichischen Nördlichen Alpenvorland aus einem weiteren Grund dringend aktuellen Datenmaterials (STEINER 1993 a): Der Mäusebussard steht nach wie vor im Schußfeld der Kritik vieler Jäger und einzelner Kleintierzüchter (vgl. Habicht, SCHERZINGER 1980). Behördlicherseits ist der Infor-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

mationsstand jedenfalls auch unzureichend, dennoch läßt man in Niederösterreich jährlich ein halbes Tausend allein legal abschießen (GAMAUF 1991). Dazu kommen skandalöse Vergiftungsaktionen im Rahmen einseitig interpretierter „Hege" als jagdliche „Selbsthilfe" (z.B. Marchfeld Winter 96/97, H. FREY mündl./W. SCHERZINGER briefl.).

Hier benötigen gerade Pädagogik und Fachdidaktik besser gesicherte Ergebnisse, um für den Greifvogelschutz wirken zu können (s. auch SOTHMANN 1978, RIEDERER 1981).

In diese Richtungen stößt die vorliegende Arbeit: 6 Jahre lang wurden in einem definierten Gebiet alle Mäusebussard-Paare gezählt. Die während der Feldarbeit angewandte Methodik wird nachvollziehbar dargestellt. Das Gebiet war groß genug gewählt, um ständig mehr als 10 Paare verfolgen zu können (10-14 Brutpaare, 14-18 Paare insgesamt). In zwei Jahren wurde die Population in einem noch größeren räumlichen Zusammenhang überprüft, um Aussagen zu Dichte und Verteilung auf eine breitere Datenbasis zu stellen. Zusätzlich wurde durch sorgfältige Beobachtung und Spurenauswertung eine Reihe von Revieren unverpaarter und verpaarter, nichtbrütender Bussarde bestätigt. Ihre Lebensraumwahl konnte so mit Brutpaaren verglichen werden. Auch die Bestandsentwicklung sympatrischer Greifvogelarten wurde verfolgt. Alle Beutereste wurden gesammelt und bestimmt. Die Landschaftszusammensetzung der Reviere wurde quantifiziert, ebenso die unmittelbare Umgebung des Horststandortes. Während des Fortpflanzungszyklus wurde der Witterungsverlauf festgehalten. Schließlich wurde der Prozentsatz der Paare mit Brutbeginn ermittelt, sowie zum Teil die Anzahl der ausfliegenden Jungen. Zusätzlich wurde auch die ökosystemare Rolle des Mäusebussards diskutiert.

Eine Zusammenschau all dieser Einflüsse sollte ein besseres Verständnis der Faktoren bewirken, die für das Überleben des Mäusebussards wirklich wichtig sind. Dies wiederum kann erst zu einer soliden Evaluierung der Bedeutung von Landschaftselementen führen.

1.2 Stellung des Mäusebussards im biologischen und ökologischen System

Die Gattung *Buteo*, der Greifvogelgenus mit dem zweitgrößten Artenreichtum (nach *Accipiter*), kann als typische, unspezialisierte Greifvogelgruppe gelten. Sie wird in die Unterfamilie *Buteoninae* gestellt, die mit 54 Arten die größte innerhalb der großen Greifvogelfamilie *Accipitridae* darstellt (BROWN 1979).

Echte Bussarde bewohnen zahlreiche unterschiedliche Biotope von der Tundra bis in die Tropen, sowohl auf Meeresniveau als auch bis 6000 m Seehöhe. Auch ihre Nahrung setzt sich aus einer breiten Auswahl von Tieren zusammen, die von Regenwürmern und Käfern bis zu mittelgroßen Vögeln und Säugetieren reicht, einschließlich Aas. Die Flügel sind gerundet, die Spannweiten erreichen mittlere Maße, der Stoß ist mittellang, Läufe und Krallen sind mäßig stark (BROWN 1979). Das Gewicht variiert von 250 g (Wegebussard, *B. magnirostris*) bis 2000 g (Mongolenbussard, *B. hemilasius*; Königsbussard, *B. regalis*) (DEL HOYO et al. 1994). Gestalt und Flugbild aller Arten sind jedoch recht ähnlich (EVERETT 1978).

Der Mäusebussard brütet als einzige Art der Gattung *Buteo* in Mitteleuropa. Auch bei dieser Art ist der Sexualdimorphismus für Greifvogelverhältnisse gering ausgeprägt,

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Männchen wiegen durchschnittlich 806 g, Weibchen 938 g (BROWN 1979). Die Feldbestimmung im Flug erfolgt gegenüber *Pernis apivorus* (Wespenbussard) an der kürzeren Flügel- und vor allem Stoßlänge, dem breiteren Arm- und schmäleren Handflügel und dem kompakten Kopf. Die Bewegung im Ruderflug erfolgt mit weniger elastischen und weniger tiefamplitudigen Flügelschlägen (PORTER et al. 1978, FORSMAN 1984).

Wildlebende Mäusebussarde können ein Alter von mindestens 25 Jahren erreichen (GRAEF 1996).

Das Areal des Mäusebussards erstreckt sich von den Kapverdischen Inseln, den Kanaren, Azoren (jedoch nicht Nordwestafrika, hier wird er ökologisch durch den Adlerbussard, *Buteo rufinus*, ersetzt) und Westeuropa in einem breiten Gürtel durch Eurasien ostwärts bis zum Pazifik, so daß von den Subtropen bis zur Taiga alle Klimazonen besetzt werden (GÉNSBØL 1997).

MEBS (1989) schätzt den europäischen Bestand außerhalb der ehemaligen Sowjetunion auf 250000 Brutpaare, so daß der Mäusebussard vor dem Turmfalken (*Falco tinnunculus*) als häufigster Greifvogel Europas gelten kann.

2 Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

2.1 Geographische Lage

Von 1991 bis 1996 wurde durchgehend auf einer 112 km^2 großen, rechteckigen Probefläche die gesamte Greifvogelzönose (zumindest auf dem Niveau territorialer Paare) erhoben (vgl. STEINER 1992). Um Randpaare, die dieser Fläche nicht alljährlich zugeordnet werden konnten, rechnerisch zu eliminieren, wurde das Gebiet beim Mäusebussard zur Auswertung der Beobachtungen auf 100 km^2 verkleinert. Alle Analysen von Bestandsschwankungen beziehen sich auf dieses Areal.

In den Jahren 1994 und 1995 wurde die kartierte Fläche nach Norden und Westen auf 225 km^2 erweitert, um die räumliche Verteilung der Paare bzw. die Siedlungsdichte in einem größeren Raum zu überprüfen.

Das weitere Untersuchungsgebiet befindet sich zwischen 47°56′- 48°5′N und 14°2′-16′E und umfaßt Anteile der Österreichischen Kartenblätter 1:50000 (ÖK) Nr. 69 (Wels), 50 (Bad Hall), 67 (Grünau im Almtal) sowie 68 (Kirchdorf an der Krems). Es ist geographisch dem Alpenvorland zuzuordnen; von Norden nach Süden zeigt das Relief einen sich von planar allmählich zu collin wandelnden Charakter (vgl. Abb. 1). Der tiefste Punkt liegt bei etwa 330 m NN (Kremstal unterhalb von Kremsmünster), der höchste Punkt erreicht 695 m NN (Hochkogl/Schlierbach). Die durchschnittliche Höhenlage beträgt etwa 450m NN.

2.2 Geologie und Boden

Das Untersuchungsgebiet ist geologisch der Molassezone zuzuordnen. Sie entspricht einer tertiären, westöstlich verlaufenden Meeresstraße. Der Südrand der Probefläche

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

läuft etwa parallel zum Nordrand der Flyschzone (Sandsteinbergland). Dabei wurde der alpennächste Teil der Molassezone noch von den alpinen Bewegungen erfaßt, was unter anderem eine Verfaltung und Verschuppung des Südrandes nach sich zog (TURNOVSKY 1976).

Die vorkommenden Bodentypen umfassen Braunerden, Parabraunerden und Pseudogley (FISCHER 1976).

Abb. 1: Luftbild aus einem Teil des Untersuchungsgebietes (Raum Kirchdorf). Ackerbau dominiert, die Nadelwälder sind klein und mehr oder minder isoliert (Luftbild freigegeben vom BMLV mit GZ 13083/216-1.6/88).

2.3 Klima

2.3.1 Allgemeine klimatische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Das Klima des oberösterreichischen Alpenvorlandes ist durch seine morphologische Abschirmung im Süden (Alpen), Norden (Böhmische Masse) und teilweise im Osten (Verengung des Alpenvorlandes) und die daraus resultierende Dominanz ozeanischer Westwetterlagen geprägt. Über 50% der Winde stammen allein aus dem Westsektor. Die jahreszeitlichen Temperaturmittel auf 400 m Seehöhe betragen großräumig für den Winter -2,1° C, den Frühling 7,4 °C, den Sommer 16,7 °C und den Herbst 7,7 °C bei einem Jahresmittel von 7,4 °C (KLETTER 1976).

Die jährliche Sonnenscheindauer ist mit 1772 Stunden in Kremsmünster (Nordrand des Untersuchungsgebietes) verhältnismäßig gering. Dies ist auch durch die große

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Nebelanfälligkeit im Zeitraum Oktober bis Januar mitbedingt (KLETTER l.c.).

Die Lufttemperatur in Kremsmünster (388 m NN) betrug im Zeitraum 1981 bis 1990 durchschnittlich 8,8 °C, zwischen 1961 und 1990 8,4 °C. In Kirchdorf (450 m NN), etwa 3 km südlich der Probefläche, wurden zwischen 1979 und 1987 jährliche Mittel zwischen 7,5 °C und 9,1 °C (durchschnittlich 8,2 °C) gemessen (HYDROLOGISCHES ZENTRALBÜRO IM BUNDESAMT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1991).

Die saisonale Verteilung der Niederschläge in beiden obigen Meßstationen im genannten Zeitraum kann Tab. 1 entnommen werden. Im Vergleich zu vielen mitteleuropäischen Untersuchungen sind die Jahressummen hoch. Die Maxima liegen in der Nestlingszeit und danach.

Ort	Jänner	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Kremsmünster	80	53	69	69	87	107	123	97	87	64	58	76	970
Kirchdorf	122	61	71	89	98	136	141	146	101	74	88	94	1221

Tab. 1: Jahreszeitliche Niederschlagsverteilung 3 km südlich des Untersuchungsgebietes (Kirchdorf) und im nördlichen Bereich der Untersuchungsfläche (Angaben in mm).

Zu den wichtigsten Witterungsparametern zählt auch die Schneelage, da sie die Kleinsäugerprädation durch Vögel zeitweise unterbinden kann. In Kremsmünster (1980/81 bis 1989/90) trat Schneebedeckung durchschnittlich erstmals am 27. November und zuletzt am 20. März auf. Als Extreme wurden für das Erstdatum 4. November bzw. 18. Februar und für das Letztdatum 19. Dezember bzw. 29. April festgestellt. Im Mittel lag an 54 Tagen eine Schneedecke, minimal an 19 und maximal an 54 Tagen.

Die Winterdecke (= Zeitraum mit ständiger Schneebedeckung) hielt im Durchschnitt zwischen 7. und 29. Jänner an, im Extremfall ab 23./30. November und bis 25. Februar/15. März; ihre Dauer lag bei 23 (5 bis 34) Tagen. Pro Winter gab es durchschnittlich 26 (10 - 36) Tage mit Neuschnee. Die maximalen Schneehöhen der Winter erreichten 25 (6 - 46) cm. Die Summe der winterlichen Neuschneehöhen variierte schließlich zwischen 28 und 175 (im Mittel 97) cm (HYDROLOGISCHES ZENTRALBÜRO IM BUNDESAMT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1991).

2.3.2 Witterung im Untersuchungszeitraum

In den für den Fortpflanzungszyklus relevanten Monaten März bis Juni wurde als Maß für die Niederschlagssituation die Anzahl der trockenen Tage herangezogen (vgl. NEWTON 1986) (Tab. 2). Als Referenzort ist ein Punkt im Zentrum des Untersuchungsgebietes (48°0´N, 14°9´E; 490 m NN) zu betrachten.

Der Einfluß der Schneesituation wurde ebd. als Anzahl der Tage mit Schneedecke einerseits ab Jahresbeginn und andererseits im März und April gemessen. Die Werte für die einzelnen Jahre können Tab. 2 entnommen werden.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Jahr	Anzahl der niederschlagsfreien Tage im Monat				Anzahl der Tage mit fester Schneedecke im Monat	
	März	April	Mai	Juni	ab Jänner	März+April
1991	viele	mittel	wenige	s. wenige	21	3
1992	17	15	23	19	11	6
1993	17	22	19	14	52	19
1994	14	19	17	18	24	3
1995	14	15	20	14	39	15
1996	19	16	16	20	88	29

Tab. 2: Trockene Tage in den einzelnen Jahren während der Brutzeit (Monate) sowie Schneedeckendauer ab Jahresbeginn bzw. Brutzeitbeginn.

2.4 Menschliche Besiedlung

Auch die direkte Anwesenheit von Menschen spielt für die Ansiedlung des Mäusebussards eine große Rolle (vgl. NEWTON 1979, WITTENBERG 1981, GIBBONS et al. 1994).

Aufgrund der regelmäßigen Verteilung von Einzelhöfen und kleinen Hofgruppen existieren kaum Waldbestände, die weiter als 500 m von der nächsten Dauersiedlung entfernt liegen. Diese Siedlungsstruktur ist hinsichtlich Ungestörtheit möglicherweise ungünstiger als Formen, bei denen kaum Einzelhöfe vorkommen und Wohnsiedlungen und landwirtschaftliche Nutzflächen großräumig getrennt liegen (Ostösterreich).

Abgesehen von der bäuerlichen Besiedlung existieren auf den 225 km^2 insgesamt 8 Orte mit je etwa 500 bis 2000 Einwohnern, die deutlich abgegrenzte, geschlossene Siedlungsgebiete darstellen und vom Mäusebussard aufgrund der bestehenden Fluchtdistanz nicht als Brut- oder Jagdhabitate genutzt werden können.

Wartberg/Krems als einzige vollständig im Kerngebiet liegende, repräsentative Gemeinde weist eine Bevölkerungsdichte von 79 Einwohnern pro km^2 auf (MARKTGEMEINDE WARTBERG AN DER KREMS o. J.).

2.5 Landnutzung und Vegetation

Die Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsformen in der zentral liegenden Gemeinde Wartberg/Krems können Abb. 2 entnommen werden (berechnet nach MARKTGEMEINDE WARTBERG AN DER KREMS o.J.). Innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind Äcker um ein Vielfaches häufiger als Wiesen.

Die Stickstoff-Zufuhr auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche ist beträchtlich und beeinflußt das Gesamtökosystem über die Vegetationsentwicklung stark in Richtung maximale Biomasseproduktion. Das System ist also von der angenommenen ursprünglichen Vegetation (Wald mit in den meisten Phasen geringer Produktion) weit entfernt.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

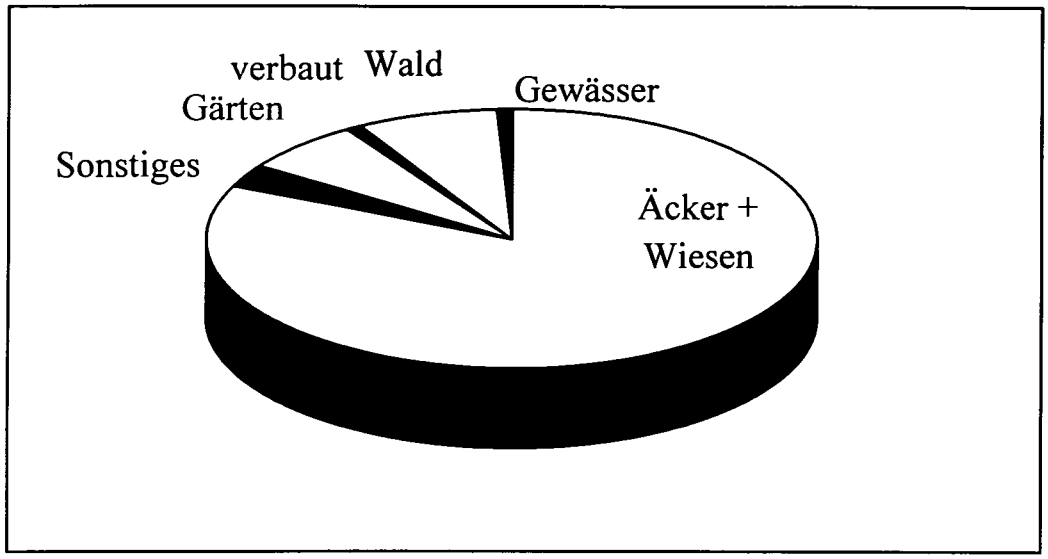


Abb. 2: Übersicht über die Landnutzung im Untersuchungsgebiet. Die Landwirtschaft dominiert klar.

2.5.1 Ackerland

Die ackerbauliche Nutzung war während der Untersuchungsperiode mit über 80 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche bei weitem dominant. Eine geringfügige Erhöhung erfolgte nochmals als Folge des EU-Beitritts hauptsächlich 1995.

Mais (*Zea mays*) stellt knapp ein Drittel der Anbaufläche. Etwas weniger werden Wintergerste und Winterweizen (*Triticum aestivum*) ausgesät; vor Beginn der Untersuchungsperiode wurde diese Position allerdings noch durch ein Dreifach-Mischgetreide aus Sommerweizen, Sommergerste (*Hordeum vulgare*) und Hafer (*Avena sativa*) eingenommen. Andere Getreidesorten spielen eine untergeordnete Rolle. Der Anbau von Alternativfrüchten wie Raps (*Brassica napus*) und Leguminosen nahm während der Untersuchungsperiode zu und erreicht gegenwärtig den Flächenanteil der häufigsten Getreidesorten (vgl. Tab. 3).

Feldfrucht	Fläche
Mais	3579 ha
Wintergerste	2642 ha
Weizen	1934 ha
Raps	1064 ha
Hafer	847 ha
EU-Grünbrache u.ä.	754 ha
Kleegras u.ä.	564 ha
Ackerbohnen	498 ha
Sommergerste	297 ha
Sommermenggetreide	218 ha
Sojabohnen	175 ha
diverse Früchte	796 ha

Tab. 3: Ackerbauliche Nutzung im Bezirk Kirchdorf (verändert nach: Kremstaler Rundschau, April 1997).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2.5.2 Grünland

Grünland nimmt weniger als 20 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ein. Die Bewirtschaftung erfolgt meist als Mähwiese mit drei bis vier Schnitten pro Jahr (intensive Düngung). Der erste Schnitt erfolgt dabei überwiegend Mitte bis Ende Mai, der zweite in der ersten Julihälfte.

Rinder- und Schafbeweidung stellt lediglich unter 20 % der gesamten Grünlandnutzung dar. Sie erfolgt fast ausschließlich an Hangstandorten, die für eine maschinelle Bearbeitung nicht mehr geeignet sind.

Die Verteilung des Grünlandes zeigt eine Anlehnung an Waldstandorte, die eine für Ackerbau unerwünschte Beschattung aufweisen, sowie an Gebiete mit der höchsten Reliefenergie.

2.5.3 Wald

Der größte Teil des Nördlichen Alpenvorlandes ist der submontanen Stufe zuzuordnen (FISCHER 1976). Auf frischen Böden herrscht hier von Natur aus bereits die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) vor. Nur an trockenen, sauren (nährstoffarmen) oder wenig durchlüfteten Stellen wird sie hauptsächlich von Stieleiche (*Quercus robur*), selten von Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) abgelöst. Ebenfalls edaphisch bedingt dominiert in versumpften Talgründen die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) (FISCHER l.c.).

Historisch erfolgte nicht nur eine Zurückdrängung des Waldkleides vor allem auf die wenigen relief- oder bodenbedingt landwirtschaftlich pessimalen Gebiete, sondern auch eine starke Veränderung der Artenzusammensetzung: Rezent dominiert die Fichte (*Picea abies*) mit über 90 % des Baumbestandes. Es folgen in der Reihenfolge der Häufigkeit Rotbuche, Schwarzerle, Esche (*Fraxinus excelsior*) und Stieleiche. Gelegentlich beigemengt finden sich Birken (*Betula pendula*), Ahorn (*Acer* sp.), Wildkirschen (*Prunus avium*), Lärchen (*Larix decidua*), Kiefern (*Pinus* sp.) und Tannen (*Abies alba*).

Typisch für die Wälder der Gegend ist Holunder - Unterwuchs (*Sambucus* sp.) (= Stickstoffzeiger).

Die räumliche Verteilung (Abb. 3) spiegelt auch die Hauptbewirtschaftungsweisen und damit den Altersaufbau wider: Einerseits flächige, meist 5 - 50 ha große, sich nur in 5 Fällen über 100 Hektar ausdehnende Forste (*patches*) mit überwiegender Altersklassen-Bewirtschaftung und nur reliktären Rändern strukturreicher Laubholzbereiche, dagegen dominierenden meist gleichaltrigen Fichtenbeständen, die ihrerseits allerdings nur selten ein ganzes Gehölz einnehmen, sondern untereinander mosaikartig verzahnt sind (geringe Schlaggrößen). Andererseits entstanden durch die zahlreichen meist ganzjährig wasserführenden Bäche Gräben und Täler, entlang denen noch Bestände hoher Alters- und Artendiversität stocken. Diese Säume erreichen meist 50-100 m Breite und gehen an flacheren und breiteren Stellen gelegentlich in Altersklassenbestände der Fichte über.

Wälder sind keine stabilen, sondern dynamische Ökosysteme: Sie bilden keine stabilen Klimaxphasen aus, sondern durchlaufen Zyklen (vgl. REMMERT 1992,

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

LEIBUNDGUT 1993, SCHERZINGER 1996). Im heutigen Wirtschaftswald fehlen vor allem zwei Phasen und damit Lebensraumzustände des natürlichen Waldes: die langsame Wiederbewaldungsphase, sowie die ältesten Phasen mit Zerfall und Zusammenbruch.

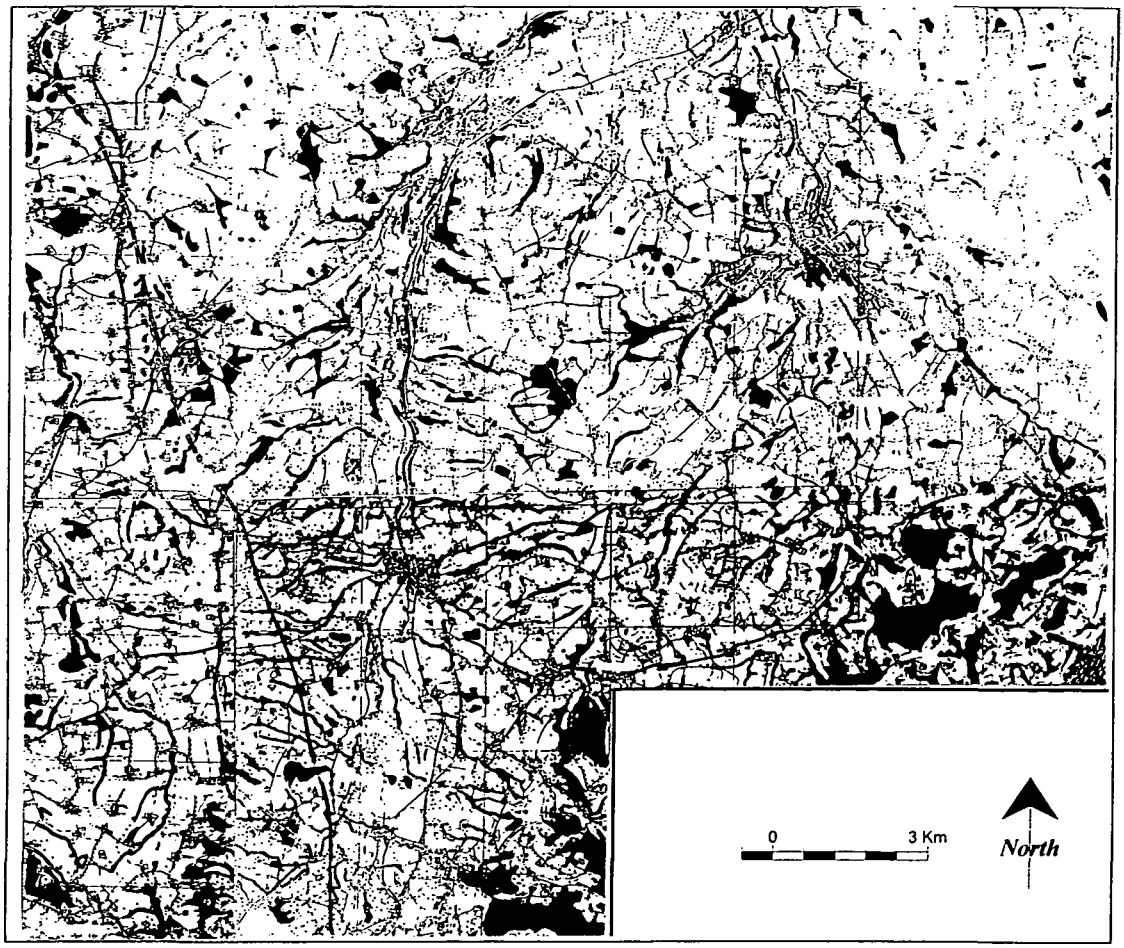


Abb. 3: Waldverteilung (schwarz) im Untersuchungsgebiet (225 km^2). Viele kleine Gehölze überziehen die Agrarlandschaft.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2.6 Erhebungsmethoden

2.6.1 Eine kritische Betrachtung zu Siedlungsdichteuntersuchungen an Greifvögeln

Unter anderem aufgrund ihres großen Aktionsradius, der geringen natürlichen Dichte und der versteckten Lebensweise am Horst zählen Siedlungsdichteuntersuchungen an Greifvögeln zu den methodisch schwierigsten Bereichen der quantitativen Feldornithologie.

Der brutzeitliche Gesamtbestand eines definierten Gebietes setzt sich zusammen aus Brutpaaren, Revierpaaren und territorialen Einzelvögeln. In der Praxis ist es bei vielen Arten außerordentlich schwierig, eine sichere Zuordnung der Revierpaare vorzunehmen. Das Ausschließen einer Brut bei einem Paar mit Revierverhalten ist in der Regel schwieriger als der Nachweis einer solchen. Im Einzelfall muß es daher oft bei einer Einschätzung als vermutetes Brutpaar bleiben. Auch die sichere Abgrenzung der territorialen Einzelvögel von den Revierpaaren ist mit herkömmlichen Methoden nur bei einigen Arten möglich (STUBBE & GEDEON 1989).

Populationsstudien an Greifvögeln berücksichtigen deshalb oft nur Brutpaare oder bestenfalls alle territorialen Paare; die Erhebung von territorialen Einzelvögeln ist mit einem erheblichen zeitlichen Mehraufwand verbunden (vgl. POSTUPALSKY 1974, 1981, MEBS 1989). Aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten der Probefläche (regelmäßige Verteilung kleiner Wälder, geringe Ausbildung der Krautschicht) war in vorliegender Studie die Erhebung vieler derartiger Nichtbrüter anhand ihrer Spuren möglich (STEINER 1996).

Für die effektive Erfassung eines Greifvogelbestandes ist eine detaillierte Kenntnis der speziellen Biologie der Art unerläßlich. Darunter fallen Verhalten, Tages- und Jahresrhythmik, Stimminventar und, besonders problematisch, die Habitatwahl. Wollte man alle relevanten Fakten aufführen, würde dies einer Artmonographie kaum nachstehen (GEDEON 1990). In diesem Zusammenhang kann auf das Handbuch der Vögel Mitteleuropas nur verwiesen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971: *Buteo buteo*: pp. 479 - 534).

An dieser Stelle muß nicht nur die Spezifität der untersuchten Art, sondern auch die des Untersuchungsgebietes hervorgehoben werden. Die bei Greifvogeluntersuchungen standardmäßig empfohlenen vorbrutzeitlichen Horstkartierungen (z.B. GEDEON 1990) sind unter Umständen, wie im vorliegenden Untersuchungsgebiet mit Dominanz der Fichte, weitgehend unerfüllbar.

Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Bearbeiter als auch eine Minimierung des Erfassungsfehlers zu vereinen, ist zweifellos schwierig; folgendes Vorgehen erscheint empfehlenswert: In Laubwaldgebieten mit unproblematischer Horstauffindbarkeit (nach dem Laubfall) ist die Abgrenzung von Nichtbrüterpaaren und unverpaarten territorialen Vögeln das wohl größte Problem; die Angabe von Brutpaaren ist am sichersten. In Fichten/Tannenwaldgebieten dagegen können trotz aufwendigster Nachsuche aufgrund der Versteckheit einiger Horste manche Brutpaare - zumal die in früher Phase gescheiterten - nicht klar von nichtbrütenden Paaren getrennt werden; folglich sollte die Dichteeinheit „territoriales Paar" ein zentrales Kriterium sein. Den-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

noch ist eine Angabe der jeweiligen anderen Kategorie wünschenswert, um - wie erwähnt - gewisse (bedingte) Vergleiche mit anderen Autoren doch noch zu ermöglichen.

Beim Sperber (*Accipiter nisus*) war im Unterschied zum Mäusebussard die sicherste Erfassungseinheit im Untersuchungsgebiet das Brutpaar.

HOHMANN (1995) hat die bisherige Praxis der unscharfen Begriffsverwendung von Brutpaar, Paar, Revier usw. zu Recht einer deutlichen Kritik unterzogen. Dem kann sich der Verfasser nur anschließen. Wie sich zeigte, verhielt sich die „Population" auf Brutpaar- bzw. Paarniveau recht unterschiedlich.

Eine systematische Begehung aller Wälder des Untersuchungsgebietes ist zur Gewährleistung einer annähernd vollständigen Bestandserfassung in jedem Falle unabdingbar. Die jahreszeitliche Verteilung dieser Exkursionen kann Abb. 4 entnommen werden, die als Beispiel die zwischen 1994 und 1996 durchgeführten, sich aber nicht von den Vorjahren unterscheidenden Kontrollen aufführt. Die intensivsten Untersuchungszeiten wurden auf Balzzeit (Ende März bis Mitte April) und Nestlings- sowie Bettelflugperiode gelegt (Mitte Mai bis Anfang August; s.a. unter 2.6.3.).

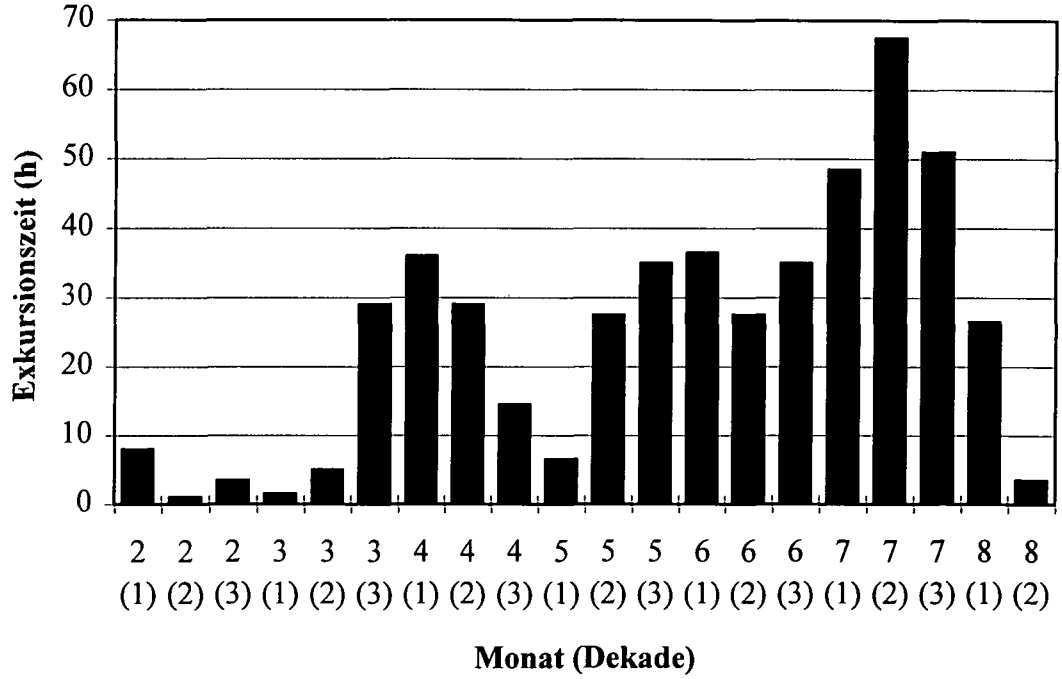


Abb. 4: Jahreszeitliche Verteilung der Begehungen zur Bestandserhebung (1994-1996). Balz und Bettelperiode stechen hervor.

Die Tageszeit der Kontrollen war weniger wichtig als etwa beim Baumfalken (*Falco subbuteo*) (Morgendämmerung).

Der Witterungszustand beeinflußte die Aktivität der Art dagegen erheblich. Warme Föhntage an der Vorderseite von Schlechtwetterfronten bewirkten im März über weite Gebiete beeindruckend synchrone Balzflüge. Während der Hochbalz in der ersten

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Aprilhälfte fanden aber durchaus auch bei Regenstürmen und Schneeschauern Flugbalz und Vertreibungsflüge statt. In der Bettelflugperiode riefen Junge nach längeren Regenfällen intensiver, wohl wegen schlechterer Beuteversorgung durch die Eltern.

In der vorliegenden Untersuchung wurden nicht immer Horste erklettert, um ein Brutpaar eindeutig nachzuweisen. Nach einiger Erfahrung war es auch möglich, Brutpaare am Verhalten zu erkennen (z.B. Warnrufe). Dies verminderte auch den Störungseinfluß. In Einzelfällen gab es bei dieser Methode natürlich Unsicherheiten, wenn z.B. ein Paar kurz nach Brutbeginn ein Gelege aufgegeben hatte. Sie beeinflußten die Ergebnisse jedoch nicht im Sinne von systematischen Fehlern.

Als von einem Paar besetztes Revier wurde definiert, wenn in der Brutzeit (Februar-August) zwei Vögel länger über einem Waldstück kreisten oder riefen. Es bedurfte einer gewissen Übung, um zwei zufällig kreisende Vögel oder zwei Kontrahenten von Paaren zu unterscheiden, da aggressives Verhalten in allen Fällen auftreten konnte. Paare zeigten beispielsweise gemeinsames „friedliches" Niedergehen in den Wald, während bei zwei fremden Vögeln ein Exemplar in der Regel zuletzt wegflog.

Als Brut wurde definiert, wenn im „Revier" ein besetzter Horst (Altvogel auf/Jungvögel in Horst/Schmelz/Beutereste/Mauserfedern darunter) gefunden wurde, bettelnde Junge nachgewiesen wurden, oder am vermuteten Brutplatz Altvögel heftig warnten. Die aufgezählten Kriterien dienten auch zur Definition einer erfolgreichen Brut (bei Warnrufen nur, sofern sie in der Bettelflugperiode geäußert wurden).

Als weiteres reguläres Phänomen im Untersuchungsgebiet wurden Einzelvogelreviere festgestellt. Als solche wurden definiert, wenn ein Mäusebussard zur Brutzeit über einem Waldstück kreiste, aber Synchronbeobachtungen zu benachbarten Paaren vorlagen, sowie „Einstände" gefunden wurden. Solche wurden in der Regel in Waldstükken im Sommer angetroffen, in denen z.T. schon zuvor Einzelvögel beobachtet worden waren. Es handelte sich dabei um Schmelzkonzentrationen, Mauserfederkonzentrationen (Dunen und Großgefieder) und gelegentlich Nahrungsreste. Dies waren klare Belege für den Aufenthalt in einem längeren Zeitraum. In mehreren genauer verfolgten Fällen zeigte sich, daß solche Plätze, in denen nicht gebrütet wurde, langfristig besetzt wurden und von „Nachbarn" unterschieden werden konnten. Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, daß sowohl Brutvögel als auch Einzelvögel weitere Einstände abseits des „Hauptquartiers" frequentieren. Die Möglichkeit von Doppelzählungen wurde jedoch stets kritisch im Auge behalten. Einzelvogelreviere waren oft Jahr für Jahr wieder besetzt.

Von diesen Kategorien abgesehen, wurden auch nichtterritoriale, umherstreifende Bussarde beobachtet, die offenbar ortsunkundig nacheinander in verschiedene Reviere (auch von Nichtbrütern) einflogen und vertrieben wurden.

Bisher wurde in der Greifvogelliteratur zwischen zeitweise territorialen Nichtbrütern und echten „floatern" („Herumstreifern") kaum unterschieden. Die Daten aus dem hier bearbeiteten Untersuchungsgebiet zwangen jedoch zur Einrichtung der Kategorie „territoriale Einzelvögel".

Weitere Angaben zu den einzelnen Informationsquellen (direkte Beobachtung, Spuren) finden sich im folgenden.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

2.6.2 Direkte Beobachtung

Die Anwesenheit von Paaren und das ungefähre Revierzentrum konnte durch Kartierung territorialer Aktivitäten während der Frühjahrsbalz am effektivsten lokalisiert werden (MELDE 1983). Die niedrigste Stufe territorialer Aktivität (oft aggressiv motiviert) bestand im Kreisflug. Als weitere Verhaltensmuster traten auf: Rufen, Girlandenflug, Kreisen mit dem Paarpartner oder mit Nachbarpaaren, Fliegen mit hängenden Fängen, Verfolgungsflüge bis hin zum Verhaken der Fänge (wobei sich ein Vogel auf den Rücken wirft) sowie Kombinationen dieser Aktivitäten.

Insgesamt bestand eine saisonal unterschiedliche Antreffwahrscheinlichkeit der Art. Das Maximum trat zwischen Februar und Anfang April auf, aber auch im Juli erhöhte sich die Auffälligkeit wieder (Abb. 5).

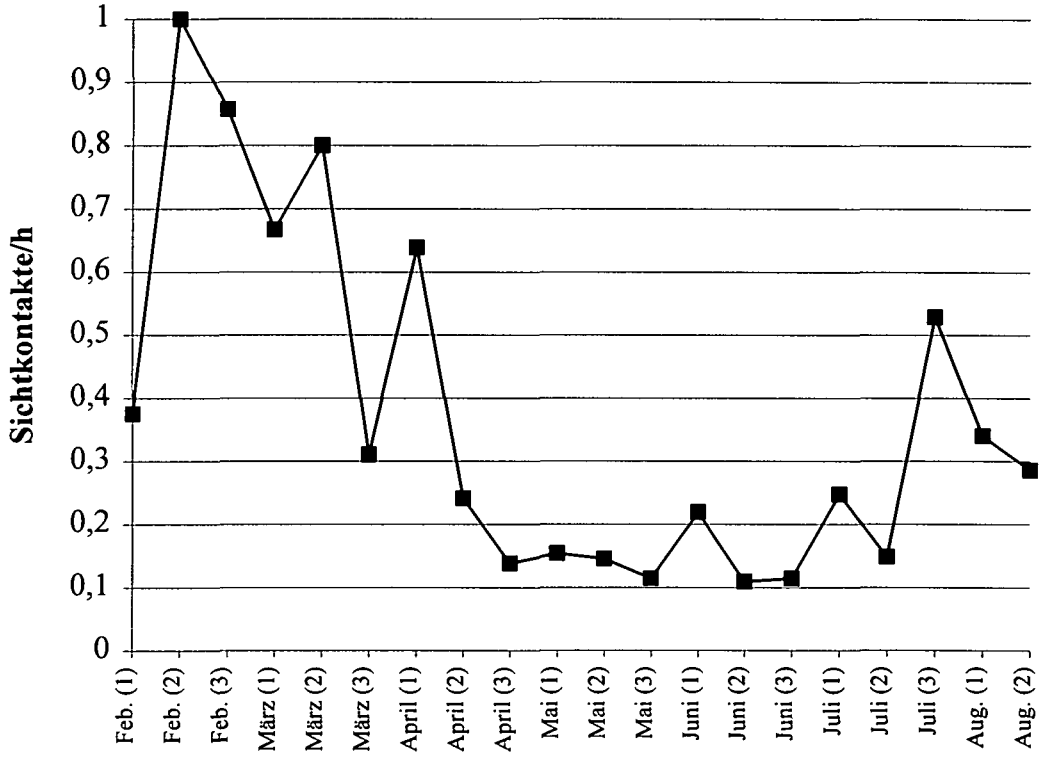


Abb. 5: Optische Beobachtungswahrscheinlichkeit der Art während systematischer Exkursionen im Jahreslauf (n = 136 Kontakte).

2.6.3 Spuren

Aufgrund der schwierigen Auffindbarkeit der Horste (Fichten, s.o.) besaßen am Boden befindliche artspezifische Spuren große Bedeutung bei der genaueren Lokalisierung von Brutpaaren einerseits und andererseits Reviervögeln, die sich der direkten Beobachtung mehr oder minder entzogen hatten. Deshalb lag bei der systematischen

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Begehung der Wälder ein Schwerpunkt auf der gründlichen Absuche des Bodens. Wurde nun ein Hinweis angetroffen, erfolgte im Umkreis eine intensivierte Suche auch nach anderen Spuren. Die größte Effizienz bestand während niederschlagsfreier Perioden.

Im Gegensatz zu direkten Balzbeobachtungen traten indirekte Nachweise über Spuren am stärksten in späten Stadien des Reproduktionszyklus auf. Um Sicherheit über die artliche Zuordnung zu erlangen, war oft die Kombination verschiedener Spuren nötig.

Weißer Bussardschmelz (Abb. 6) konnte in Horstnähe (Warten des wachenden Weibchens), massiert unter Horsten von Bruten mit herangewachsenen Jungen sowie unter Schlafbäumen von Nichtbrütern festgestellt werden. Die näheren Fundumstände ermöglichten eine Trennung von *Accipiter*-Schmelz (s. u.).

Für Mauserfedern (häufig nur Kleingefieder) galt grundsätzlich ähnliches. Sie konnten auch unter bevorzugten Jagdwarten (Waldränder mit starken Ästen und angrenzendem Grünland) angetroffen werden und

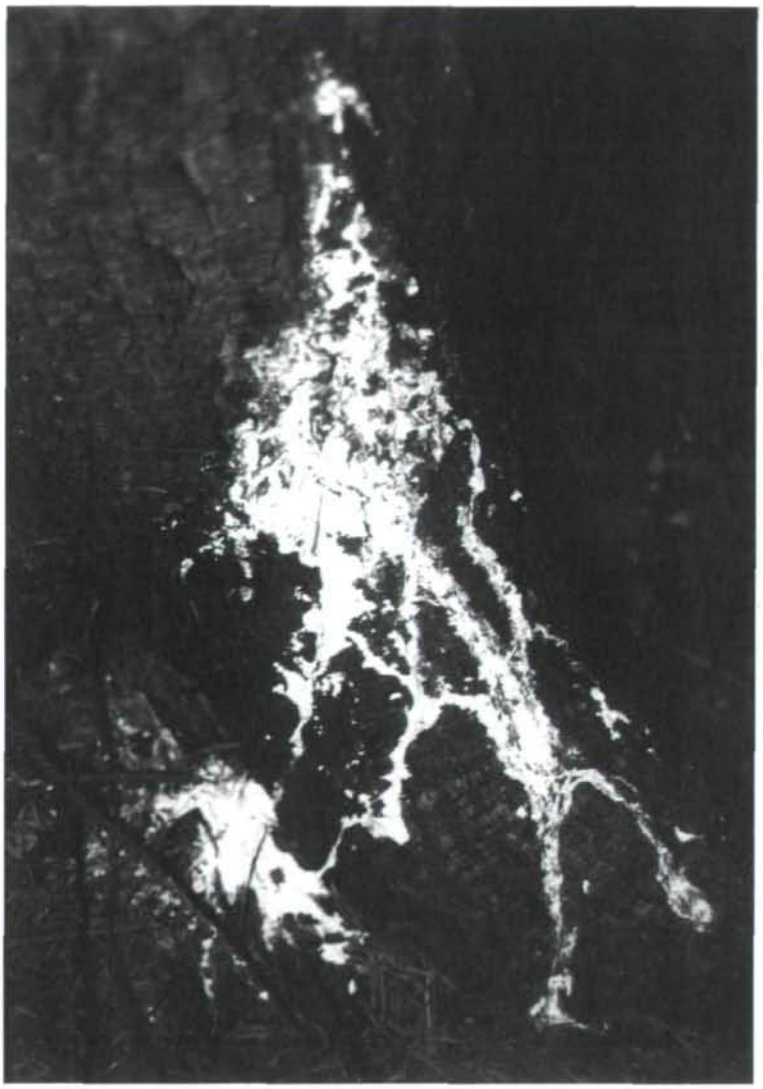


Abb. 6:
Schmelzspuren (Kotspritzer) sind wichtige Hinweise auf Horste und Einstände.

ermöglichten oft erst die artliche Zuodnung anderer Spuren. Somit waren sie das zentrale Kriterium für die systematische Nichtbrütererhebung.

Nahrungsreste (meist Vogelrupfungen) und Gewölle traten zusätzlich zu o.g. Kategorien auf, waren für die Festlegung von Revieren aber von vernachlässigbarer Bedeutung.

Alle Mauserfedern wurden gesammelt und einer weiteren Bearbeitung zugeführt, um u.a. Brutvögel und Nichtbrüter zu vergleichen. Die Form und Endbindenbreite der Steuerfedern erlaubte eine Altersbestimmung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971);

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Federlängen wurden auf 1 mm genau gemessen, und der Mauserzeitpunkt verschiedener Körperregionen wurde anhand der frisch gefundenen Federn eruiert (vgl. Appendix). Dabei erfolgte die Zählung der Handschwingen (HS) von proximal nach distal.

2.7 Jahresdynamik

Um das ganzjährige Auftreten der Art erfassen zu können, wurde ein etwa 2 km^2 großer Plot definiert (Wohnort des Verfassers). Hier wurde von 1994 bis 1996 die Anwesenheit des Mäusebussards pro Tag (positiv/negativ) notiert. Insgesamt konnte die Art an mehr als zwei Dritteln des Jahres beobachtet werden. Im folgenden wurde der monatliche Anteil der Tage mit Mäusebussardregistrierungen an allen Beobachtungstagen berechnet.

Der Plot liegt im Zentrum der Probefläche auf 495 m NN. Die Landnutzung entspricht dem Gesamtuntersuchungsgebiet.

Wichtig zu erwähnen ist, daß sich die zwei nächsten Brutplätze erst in einer Entfernung von 2 km vom Rand des Plots befinden.

2.8 Habitat

Da aufwendige Untersuchungen zur Habitatstruktur und -trennung zu anderen Arten relativ wenige Ergebnisse erbrachten (z.B. KOSTRZEWA 1989, HUBERT 1992, 1993, POIRAZIDIS et al. o.J.), wurden nur wenige, wichtige Parameter betrachtet (vgl. BIJLSMA 1993).

Flächenanteile und Distanzen unter 50 m wurden im Feld erhoben, größere Strecken anhand der ÖK 1 : 25000/50000 gemessen (auf 25 m genau). Auch die Seehöhe wurde mit Hilfe dieses Kartenwerkes auf 2 - 5 m genau bestimmt.

- Für die Geschütztheit des Brutplatzes relevante Parameter: Horstbaumart, Horsthöhe über dem Erdboden (1991 und 1992 Messung mit Maßband, danach Schätzung), Kronenschlußgrad (4 Kategorien: Kronen-Kontakt des Horstbaumes zu Nachbarbäumen < 25 %, < 50 %, < 75 %, > 75 %, vgl. GAMAUF & HERB 1990), Horstkonstruktion im Baum (Seitenastkranz am Stamm; Stammgabelung; auf Seitenast; Hexenbesen), Distanz zum nächstliegenden bewohnten Gebäude, Distanz zur nächsten regelmäßig mit Kraftfahrzeugen befahrenen Straße, Distanz zum Waldrand. Für Reviere mit Wechselhorsten wurden von Meßwerten Mittelwerte gebildet (ein Paar baute in 6 Jahren 6 Horste).

- Für die Gewährleistung einer ausreichenden Beuteversorgung relevante Parameter: Bewaldungsgrad, Grünlandanteil und Ackerlandanteil. Als Maß für die Bewaldung wurden die Distanzen vom Horst bis zu den Waldrändern in den 4 Haupthimmelsrichtungen summiert (vgl. SCHUSTER 1996). Grünland- und Ackerlandanteil wurden, bezogen auf ein Gebiet im Umkreis von 1 km um die Horste, in 4 Kategorien eingeteilt.

- Als Maß für Siedlungsdichte und potentielle Konkurrenz: "nearest neighbour distance" (Abstand zum nächsten besetzten Horst der eigenen Art, auf 50 m genau).

1991 und 1992 wurden von allen Horsten standardisierte fotografische Aufnahmen folgender Perspektiven gemacht: Horstbaumbasis bis Brusthöhendurchmesser (1,3 m

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Höhe), Horstposition im Baum (Horst = Bildoberrand, Boden = Bildunterrand) sowie Baumbestand, in dem der Horst lag. Erste Ergebnisse (Vergleich mit Habicht, Wespenbussard und Sperber) wurden bereits in STEINER (1993 b) mitgeteilt.

Für Zusammenhänge von Habitatparametern mit der Brutgröße wurde das Jahr 1991, in dem aufgrund extremer Witterung nur Brutgröße 1 auftrat, ausgeschlossen.

Die Habitatmessung für Nichtbrüterreviere bezog sich analog zu Horsten bei Brutvögeln auf den durch Spuren eindeutig festgelegten Schlafplatz.

An dieser Stelle soll noch darauf hingewiesen werden, daß unter Habitatfaktoren nicht nur Vegetationsmessungen u. dgl. verstanden werden müssen.

Es besteht die Möglichkeit, potentielle Interferenzen mit anderen Tierarten nachzuweisen, indem man Ansiedlungsentfernung (Horststandort) und Bruterfolg in Relation zu Horsten u. dgl. anderer Arten analysiert (LOOFT & BUSCHE 1981, ELLENBERG 1986). Diese stellen gewissermaßen zoologische Habitatfaktoren dar (vgl. SCHERZINGER 1995) und werden in ihrer Bedeutung nicht selten vernachlässigt. Es muß jedoch betont werden, daß der Einfluß bedeutender Antagonisten aufgrund ihrer großen Mobilität oft nicht quantifiziert werden kann (z.B. Baummarder *Martes martes,* Steinmarder *Martes foina*, aber auch andere Greifvögel: Nichtbrüter).

2.9 Ernährung

Die Nahrungsbasis gehört mit zu den wichtigsten das Vorkommen von Greifvögeln bestimmenden Faktoren, bzw. ist der ultimate factor für Lage der Brutzeit und Siedlungsdichte (z.B. NEWTON 1986, KENWARD & WIDEN 1989).

Der Mäusebussard ist eine Greifvogelart, bei der unter den Horsten (vor allem im Vergleich zu *Accipiter* - Arten) relativ wenige Beutereste anfallen (z.B. BRÜLL 1984, FRIEMANN 1985). Deshalb konnten, abgesehen von Gewöllen mit Invertebratenresten, ergänzt durch einige direkte Beobachtungen, nur 91 Beutebelege von Wirbeltieren gesammelt und anhand einer eigenen angelegten Referenzsammlung (Federsammlung + Skelettmaterial) bestimmt werden. Unterstützend wurde Literatur verwendet (MÄRZ 1987, BROWN et al. 1988, HANSEN & OELKE 1973-83, HANSEN et al. 1988-91, HANSEN & SYNNATZSCHKE 1994). Gewöllanalysen sind aufgrund der starken und unregelmäßigen Verdauung der Knochen für eine unverzerrte Wiedergabe des Nahrungsspektrums schlecht geeignet (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971, HABERL 1995).

Darüber hinaus besteht aufgrund der äußerst vielseitigen Beutewahl der Art eine selektive Fundwahrscheinlichkeit mit Bevorzugung von Vögeln und Unterrepräsentierung von Kleinsäugern, Amphibien, Reptilien, Insekten und anderen Invertebraten (z.B. BIJLSMA 1993).

Ein zuverlässiges Beutespektrum der verschiedenen Tierklassen kann nur anhand von Mageninhaltsanalysen gewonnen werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971). Diese Methode scheidet aber heute aus Artenschutzgründen mit begründeter Berechtigung aus. Der finanziell und zeitlich aufwendige Einsatz von Videokameras (vgl. SCHELLER & MEYBURG 1996, SPITTLER 1995) hätte im dicht besiedelten Untersuchungsgebiet zuviel Aufmerksamkeit auf den Horststandort gelenkt.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Funde werden unter diesen Vorbehalten diskutiert; auch in anderen Untersuchungen konnten trotz methodischer Schwierigkeiten bemerkenswerte Ergebnisse erzielt werden (CRAIGHEAD & CRAIGHEAD 1969). Anhand einer umfangreichen Literaturauswertung wird aber auch versucht, neue aut- und synökologische Erkenntnisse zu gewinnen. Dabei wurden die Ergebnisse verschiedener Autoren über die Beuteanteile verschiedener Arten getrennt für Säugetiere und für Vögel verglichen (absolute Häufigkeiten in jeder Klasse). Die Artanteile an den Gesamtbeutelisten wären aufgrund verschiedener und fast durchwegs auf Horstkontrollen beruhender Methodik (s.o.) wenig aussagekräftig gewesen. Auf dieser Basis war es jedoch möglich, die relative Verwundbarkeit einerseits der Vögel untereinander und andererseits einiger (größerer) Säuger untereinander zu vergleichen.

Dadurch wurde auch der Vergleich ermöglicht, auf welche Weise der Habicht (*Accipiter gentilis*) im Unterschied zum Mäusebussard Vogelarten verschiedener Habitate und Lebensweisen selektiert. Der bekannte Hauptunterschied zwischen diesen beiden Greifvogelarten, die dominierende Vogeljagd des Habichts bzw. die dominierende Säugetierjagd des Mäusebussards, konnte dergestalt freilich nicht untersucht werden. Dennoch soll an dieser Stelle angemerkt sein, daß durch die herkömmlichen Rupfungsanalysen auch beim Habicht der Säugetieranteil (besonders Mäuse!) wohl stets zu gering eingeschätzt wird (s. BIELEFELDT et al. 1992). Zudem ernähren sich boreale Habichtpopulationen über große Teile des Jahres fast ausschließlich von Säugetieren (z.B. WIDÉN 1987).

Die jährliche Hauptbeutetierhäufigkeit wurde grob quantifiziert (dreistufiger Index, Abb. 7), indem die Wühlmausgangdichte auf einer abgeernteten, 1 ha großen Mähwiese in den Sommermonaten Juli bis September beobachtet wurde. Dies stimmte interessanterweise sehr gut mit der Anzahl zugetragener, nicht gefressener Mäuse (*Microtus* sp., *Apodemus* sp.) durch eine Hauskatze (*Felis lybica*) überein (bis > 5 Ex./Tag in Gradationsjahren).

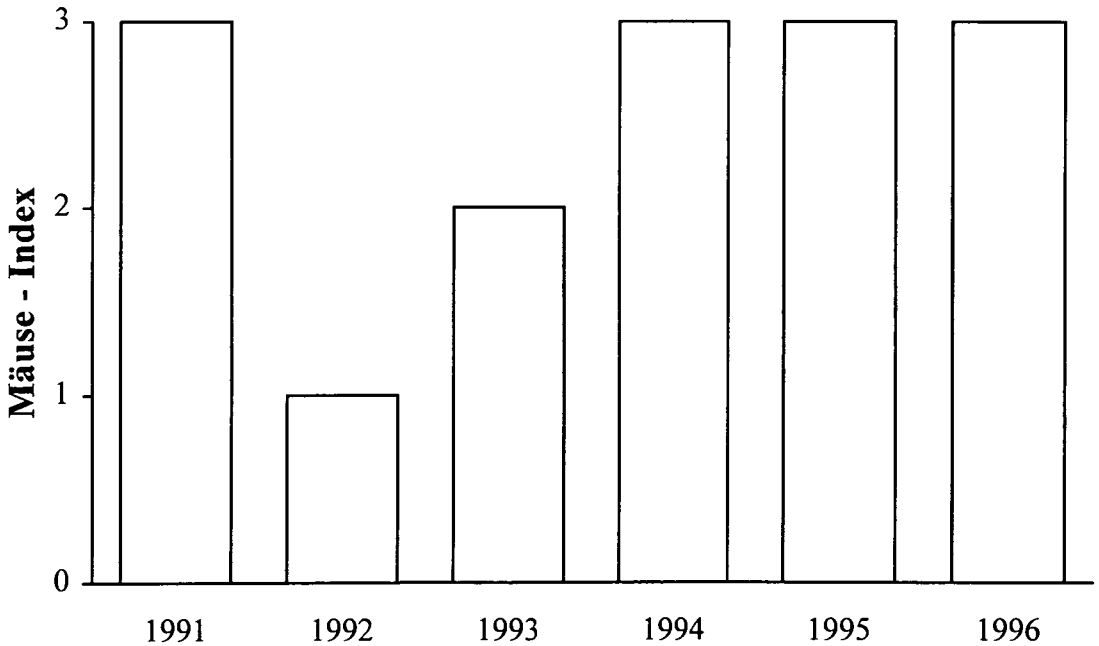


Abb. 7: Verlauf der Wühlmaushäufigkeit im Sommer anhand der Gangdichte auf einer Kontrollfläche während der Untersuchungsperiode.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Phänologie

3.1.1 Jahresdynamik

Die Ergebnisse auf der 200 ha - Dauerbeobachtungsfläche im Zentrum des Untersuchungsgebietes zeigen folgende Ergebnisse: Nach einer geringen Anwesenheit im Hochwinter (Jänner und Februar) mit unter 20 % der Kontrolltage steigt die Beobachtungshäufigkeit im März stark an und erreicht im April einen Gipfel (>50 %). Während der Jahresmitte (Mauser) treten Mäusebussarde wieder ähnlich unauffällig auf wie im Hochwinter, um bereits im August deutlich zuzunehmen und im September den Aprilgipfel zu übertreffen. Anschließend erfolgt ein allmähliches Absinken bis Dezember auf das Hochwinter-Niveau (Abb. 8).

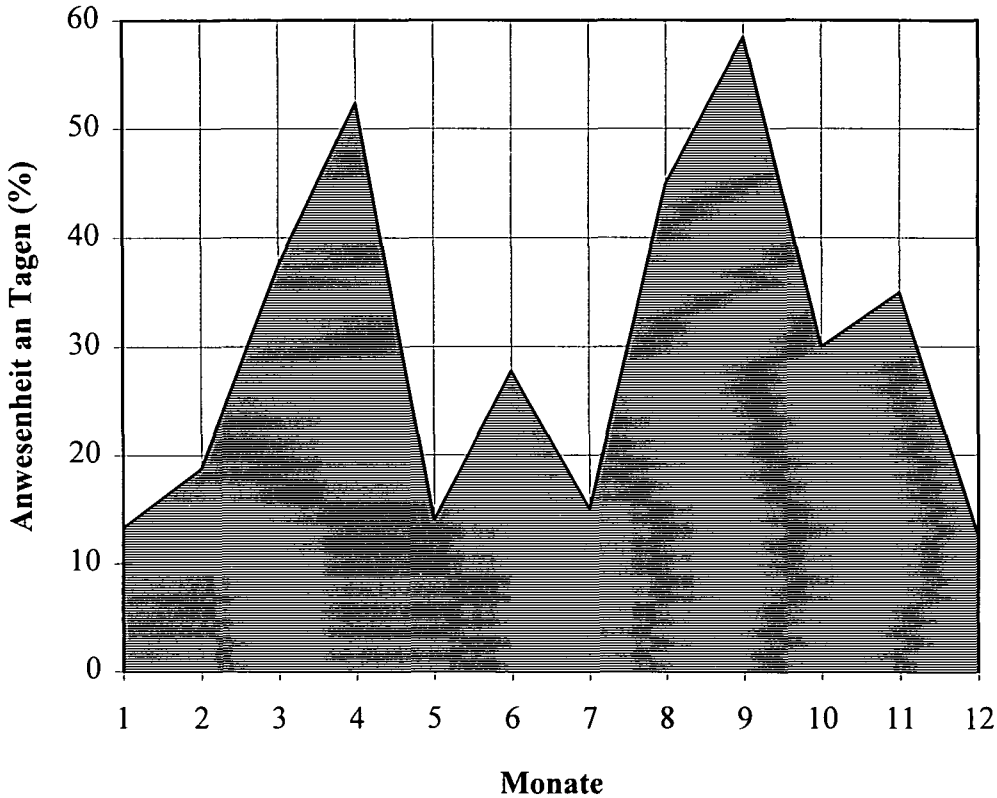


Abb. 8: Ganzjährige Anwesenheit der Art auf einem 2 km^2-Plot (1994-1996, n = 151 Beob./500 Tage).

Wie in anderen Gebieten Mitteleuropas mittlerer Höhenlage (z.B. ROCKENBAUCH 1975) ist der Mäusebussard im oberösterreichischen Alpenvorland Teilzieher. Dabei scheinen alte Revierpaare ebenfalls den Winter über auszuharren, es sei denn, eine anhaltend hohe Schneelage zwingt sie zu Winterfluchtbewegungen. Auffällige Winterfluchtbewegungen wurden nur selten beobachtet: Am 8.12.1990 zogen 6 Ex. innerhalb von 5 Minuten nach Westen (15°° nach Ende eines längeren Schneefalls mit

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Schneedeckenbildung). Am 21.11.1998 zogen nach Schneedeckenbildung mit großräumigem Frosteinzug in Europa 60 Ex. wie Wespenbussarde *Pernis apivorus* teils traubenartig vergesellschaftet zielstrebig nach Westen. In einem milden Winter dagegen konnte sogar Ende Dezember (schneefrei, > + 10°C) ein Paar in einem alljährlich besetzten Brutrevier („Exenberg") gemeinsam bei einem Imponierflug beobachtet werden. Offenbar bleiben viele Bussarde in der Nähe und sind schnell wieder vor Ort, da nach frühen Schneeschmelzen Ende Dezember oder im Jänner sofort wieder überall Bussarde zu sehen sind, die auch bei erneuten, anhaltenden Schneedecken im Februar und März im Gebiet bleiben. Im Bereich der Talsohle der Krems zwischen Schlierbach und Wartberg, einem waldarmen, grünlandreichen Gebiet, ist der Bestand im Winter deutlich höher. Am 21.11.1993 hielten sich auf 1 km² 6-7 Ex. auf.

Der Frühjahrsgipfel kann auf den einsetzenden Zug sowie die anschließenden aggressiven territorialen Interaktionen von nichtbrütenden Revierbesitzern in den Randlagen des Plots zurückgeführt werden. Dabei werden jährliche Schwankungen des Frühjahrserscheinens nicht nur durch die Schneedeckensituation determiniert, sondern auch durch den Feldmauspopulationsstand: Im Rekordmäusejahr 1996 erschien bereits ein Bussard am 18. Februar (im Garten eines Gehöfts), obwohl die Schneedecke vom 2. Dezember durchgehend (mit einer Unterbrechung vom 21. - 25.12.) noch bis zum 21. März anhielt.

Das unauffällige Auftreten im Mai, Juni und Juli überrascht etwas. Zu dieser Zeit steht die Feldvegetation hoch. Auch aufgrund von Zufallsbeobachtungen liegt als wahrscheinlicher Hauptgrund - abgesehen von den nun deutlich reduzierten territorialen Flugbewegungen - ein Wechsel in der Habitatpräferenz mit verstärkter Jagd im Wald vor.

Das rasch anschwellende Bussarderscheinen im August ist neben der Öffnung der Bodensicht durch die Getreideernte auch durch einsetzende Dismigrationserscheinungen selbständig gewordener diesjähriger Vögel erklärlich. Dies löste auch nachgewiesenermaßen alljährlich territoriales Verhalten der randlich des Plots ansässigen Nichtbrüter aus. Eine der jahreszeitlich spätesten starken Territorialverhaltensäußerungen im Plot (durch Nichtbrüter) konnte am 28.10.1996 nachgewiesen werden (ausgelöst durch österr. Falknerjahrestagung).

Das im November noch verhältnismäßig starke Auftreten kann auf die zu dieser Zeit erst seltenen Schneedeckenbildungen und das jetzt bevorzugte Jagen in der freien Feldflur zurückgeführt werden. Der Dezember ist phänologisch bereits mit Jänner und Februar vergleichbar.

3.1.2 Brutphänologie

Am Beginn des Reproduktionszyklus steht die Zeit der „Balz" mit aggressiv sowie sexuell motivierten Aktivitäten. Als auffällige Komponente wurden die Registrierungen von Rufen, Paarkreisen oder weiteren Verhaltensweisen größerer Intensität pro Stunde Feldexkursion für den Zeitraum Anfang Februar bis Anfang August festgestellt (Abb. 9).

Insgesamt erstreckt sich ein Zeitraum mit über 0,2 Registrierungen/h von Anfang Februar bis Mitte April. Eine besonders hohe Aktivität (>0,5/h) ist Ende Februar bis Mitte März und Anfang April festzustellen. Ende Juli und Anfang August zeichnet

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

sich ein erneutes Wiederaufleben ab, dessen Herbstgipfel aber nicht mehr untersucht wurde. Jährliche Unterschiede in der zeitlichen Lage der Revierbesetzung und Balz konnten aufgrund des zu kleinen Datenmaterials nicht näher untersucht werden; es bestand jedoch durchaus eine Abhängigkeit von der Witterungssituation.

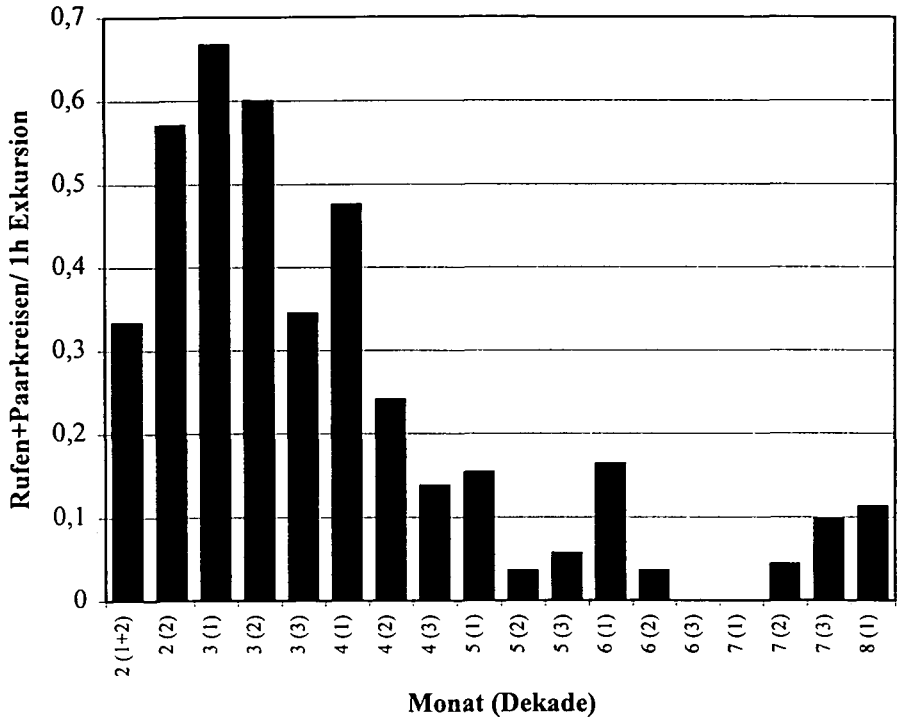


Abb. 9: Während 494 Exkursionsstunden festgestellte territoriale und partnerbezogene Aktivitäten (1994-1996) (n = 67).

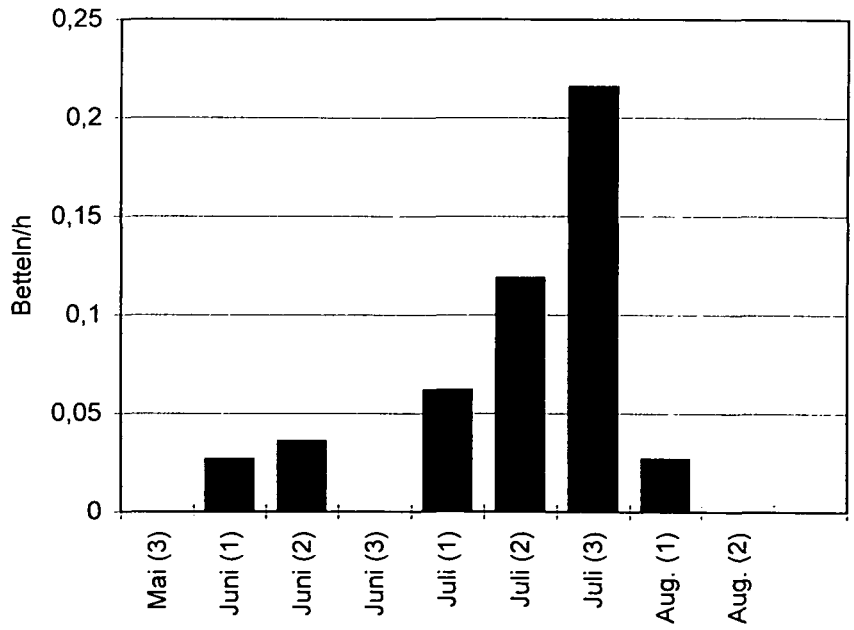


Abb. 10: Jahreszeitliche Erstreckung der Bettelflugperiode im Untersuchungsgebiet (n = 25 Beobachtungen).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Als weiterer, genauerer Parameter für die rechnerische Festlegung der Brutzeit wurde das Antreffen von bettelnden Jungen pro Stunde Exkursionsaufenthalt gewertet.

Die Zeitspanne erstreckt sich von der ersten Juni- bis zur ersten Augustdekade. Während ein allmählicher Anstieg bis Ende Juli auffällt, ist danach eine rasche Abnahme der Fall (Abb. 10). Dabei muß berücksichtigt werden, daß die stärkste Rufaktivität der Jungen erst allmählich längere Zeit nach dem Ausfliegen erreicht wird. Bettelrufende Junge konnten noch maximal sechs Wochen nach Erreichen der Flugfähigkeit festgestellt werden. (Treffender muß man das Verhalten der Jungen gegenüber den Eltern aber schon ab der Nestlingsphase eher „aggressiv" als „bettelnd" nennen, HUBERT & GALLO 1995).

Bei dreizehn Bruten war es möglich, das Ausfliegedatum genauer festzulegen. Der Zeitraum erstreckte sich von der ersten Junidekade bis zur ersten Julidekade und zeigte nur Anfang Juli einen leichten Gipfel.

3.2 Siedlungsdichte und räumliche Verteilung

3.2.1 Siedlungsdichte

Der flächenbezogene Bestand des Mäusebussards wurde für die Jahre 1994 und 1995 mit insgesamt 50 territorialen Paaren pro 225 km^2 bestimmt. Dies entspricht einer Siedlungsdichte von 22,2 Paaren/100 km^2. Dazu muß angemerkt werden, daß die beiden Untersuchungsjahre einen leicht überdurchschnittlichen Bestand aufwiesen.

Der sechsjährige Mittelwert auf der 100 km^2 - Kernfläche ergab 16,3 territoriale Paare, also einen etwas geringeren Dichtewert als auf der gesamten 225 km^2 - Fläche.

Ein weiteres Maß für die Siedlungsdichte stellt die „mean nearest neighbour distance" dar. Diese Abstände zum nächsten benachbarten Horst der eigenen Art häufen sich bei 1500 m (n = 32). Das Abstand-Minimum ist 900 m, das Maximum 2500 m (Abb. 11).

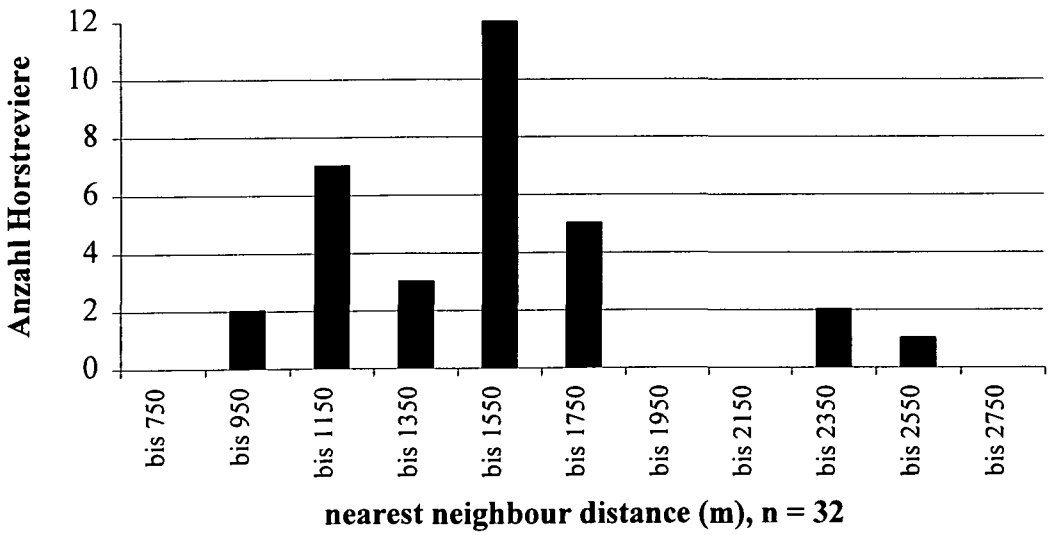


Abb. 11: Verteilung der Distanzen zum nächsten Nachbarn in der Population (n = 32 Horste).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Großflächiger (auf >100 km^2) durchgeführte Studien zur Siedlungsdichte des Mäusebussards in überwiegend landwirtschaftlich genutzten Probeflächen tieferer Lagen Mitteleuropas ergaben Werte zwischen knapp unter 10 und wenig über 40 Brutpaaren pro 100 km^2 (z.B. ROCKENBAUCH 1975, MATTERN 1976, KNÜWER 1981, RASMUSSEN & STORGÅRD 1989, FRANKE & FRANKE 1991, Übersichten in LOOFT & BUSCHE 1980, GAMAUF & HERB 1990, GAMAUF 1991, GEDEON 1994).

Die in Oberösterreich ermittelten Werte können somit als im Rahmen anderer Untersuchungen liegend eingeschätzt werden. MEBS (1989) gibt zwar für reich gegliederte Laubwaldgebiete mit gutem Boden und abwechslungsreicher Wiesen-Feld-Gliederung 30 - 67 Brutpaare/100 km^2 als möglich an; diese Zahlen berücksichtigen aber offensichtlich Ergebnisse, die durch Hochrechnung von auf deutlich kleineren Flächen gewonnenen Daten ermittelt wurden und somit mit hier vorgelegten nicht vorbehaltlos verglichen werden können; dabei stellen diese durchaus reale Dichten für derartige Landschaften dar, wobei solch optimale Gebiete jedoch nur selten großflächig vorkommen (Beispiel: Donau-Auen unterhalb Wien: 100,8 Paare/100 km^2; GAMAUF & HERB 1993).

MEBS (l.c.) stellt o.g. optimale Landschaften pessimalen mit geringer Gliederung, großem Waldanteil, Fichten- und Kieferndominanz sowie kargem Boden gegenüber. Hier werden 10 - 20 Brutpaare/100 km^2 angegeben. Das vorliegende Untersuchungsgebiet kann diesbezüglich als intermediär eingestuft werden (guter Boden, gute Gliederung; wenige Wiesen, Fichtendominanz; vgl. Kap. 2.2., 2.5.). Daß dennoch Werte im unteren Bereich erreicht werden, kann aber nicht nur durch die Flächengrößen, sondern auch durch im offenen Land erhöhte Exposition gegenüber Verfolgung erklärt werden.

Verschiedene Autoren geben 30-50 % Waldanteil als Artoptimum an (vgl. MELDE 1983). Auch dies spricht für geringere Siedlungsdichten im oberösterreichischen Untersuchungsgebiet. Die Ergebnisse von FRANKE & FRANKE (1991; 64 % große Äcker, nur 4 % Wald!) und BIJLSMA (1993) zeigen jedoch, daß die in waldärmeren Gebieten häufig niedrigeren Dichten nicht unbedingt auf Habitat- und Beutefaktoren, sondern eher auf anthropogenen Verfolgungsdruck zurückzuführen sind. Eine starke Zunahme in fast waldfreiem Gebiet - wohl im Gefolge abnehmender Verfolgung - konnte in Schleswig-Holstein eindeutig gezeigt werden (HOHMANN 1995).

Vor diesem Hintergrund und der o.g. Siedlungsstruktur des Untersuchungsgebietes erscheint eine hiesige Erhöhung der Siedlungsdichte des Mäusebussards unter der Voraussetzung einer Verhaltensänderung aufgrund verminderter Verfolgung durchaus möglich. Als zusätzlich nutzbares Jagdhabitat sind in diesem Zusammenhang die die Gehöfte umgebenden Obstgartenflächen (oft einziges Grünland!) mit reichem Wühlmausangebot zu betrachten. Diese erreichen immerhin 6.5 % der Gesamtfläche. Wiederholte Beobachtungen hier vorsichtig jagender Bussarde in den letzten Jahren deuten auf die Attraktivität dieser weniger intensiven Landnutzungsform hin, ebenso wie die bereits bestehende Nutzung durch Turmfalken.

3.2.2 Räumliche Verteilung

Die räumliche Verteilung der Paare ist Abb. 12 zu entnehmen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

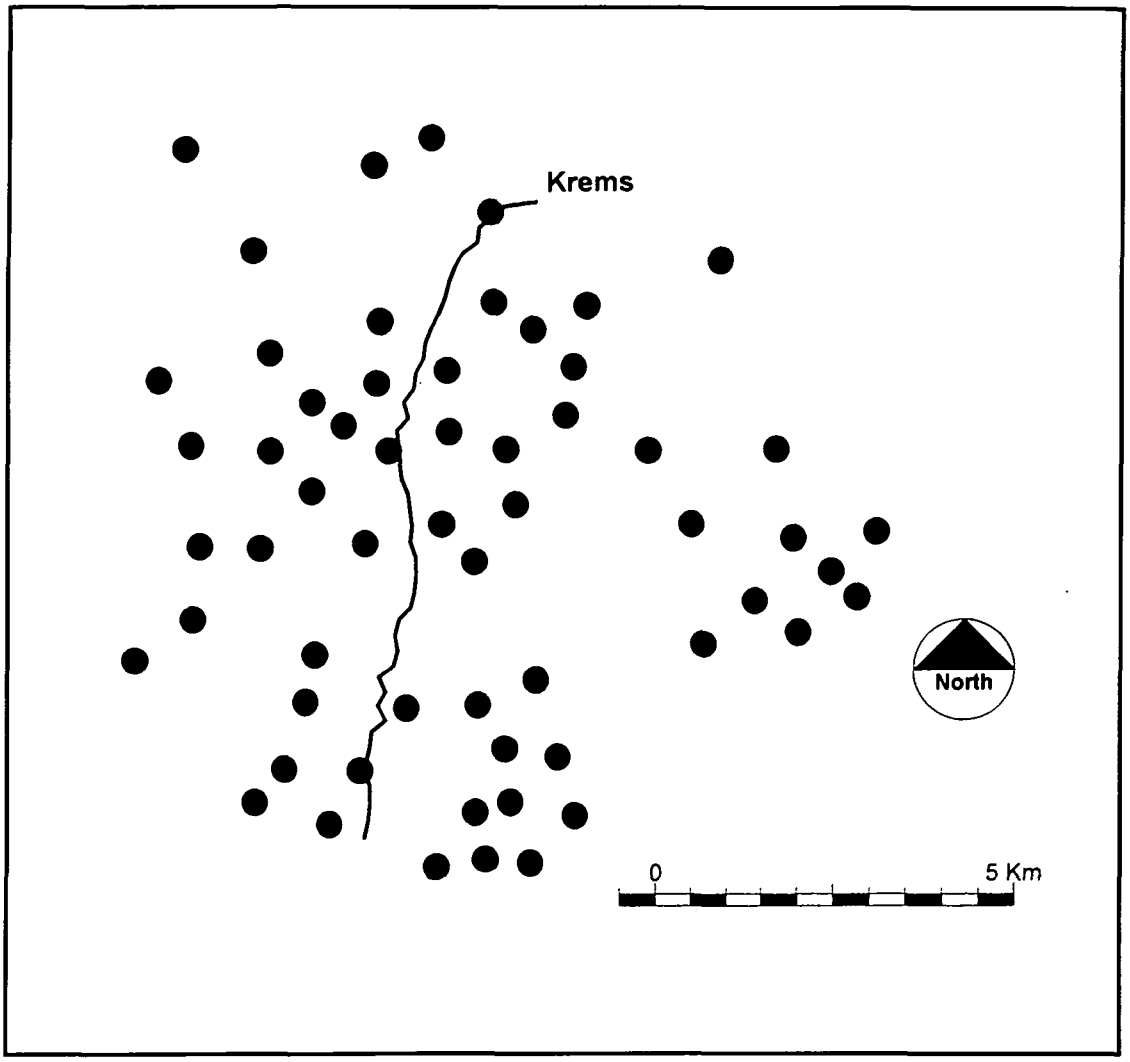


Abb. 12: Verteilung von territorialen Paaren auf 225 km^2 (1994 und 1995). Diese Abbildung gibt nur eine Momentaufnahme und läßt noch keinerlei Aussagen zur Revierqualität in Abhängigkeit von der Landschaft zu.

Die individuelle Erkennung benachbarter Paare erfolgte in erster Linie durch Synchronbeobachtungen während der Balzzeit. Dabei war auch das Aufsteigen und Niedergehen über bestimmten Waldstücken häufig zu beobachten; die Flugspiele fanden in der Regel auf einem enger begrenzten Raum statt als bei den *Accipiter*-Arten oder gar dem Wespenbussard. An diesen Stellen befand sich später fast stets der Horst.

Durch die direkte Beobachtung konnten so sämtliche, auch nicht brütende Paare erfaßt werden (vgl. HOHMANN 1995). Reviere von territorialen Einzelvögeln wurden durch dieselbe Methode festgestellt; später im Jahr bestand allerdings häufig noch die Möglichkeit, sie durch Mauserfederkonzentrationen zu bestätigen (s. Kap. 2.6.3.).

Im Untersuchungsgebiet ist die Verteilung in manchen Bereichen regelmäßig

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

(südöstliche Ränder, nordwestlich des Zentrums), in anderen lückig (Abb. 12). Eine regelmäßige Verteilung weist auf territoriales „spacing" hin (NEWTON 1979).

Regionale Schwankungen in den mittleren Abständen zwischen Horsten (= Siedlungsdichte) sind durch unterschiedliches Nahrungsangebot bei nicht limitiertem Brutplatzangebot bedingt (NEWTON 1986).

Sehr unregelmäßige Verteilungsmuster wurden mehrfach in Landschaften mit ungleicher Wald-Feld-Verteilung beobachtet (z.B. LOOFT & BUSCHE 1980, BIJLSMA 1993): Hier rücken die Paare in den Waldinseln näher zusammen, während die Brutvögel in der Feldflur z.T. sehr große Abstände zu den nächsten Nachbarn aufweisen. Als Gründe dafür kommen sowohl Nistplatzmangel als auch direkte Verfolgung in Frage.

Weiters fiel auf, daß die geringsten Distanzen zum Nachbarn dann auftraten, wenn durch das Relief (Hügelkämme usw.) eine optische Separierung bzw. Markierung der Reviergrenzen von Brutrevieren bestand. LINK (1986) konnte beim Habicht ebenfalls eine Korrelation zwischen Siedlungsdichte und Reliefenergie beobachten. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit besteht aber darin, daß diese Orte zugleich ein höheres Nahrungsangebot aufweisen.

3.3 Brutbiologie und Populationsdynamik

3.3.1 Fluktuationen des Bestandes an Brutpaaren und territorialen Paaren

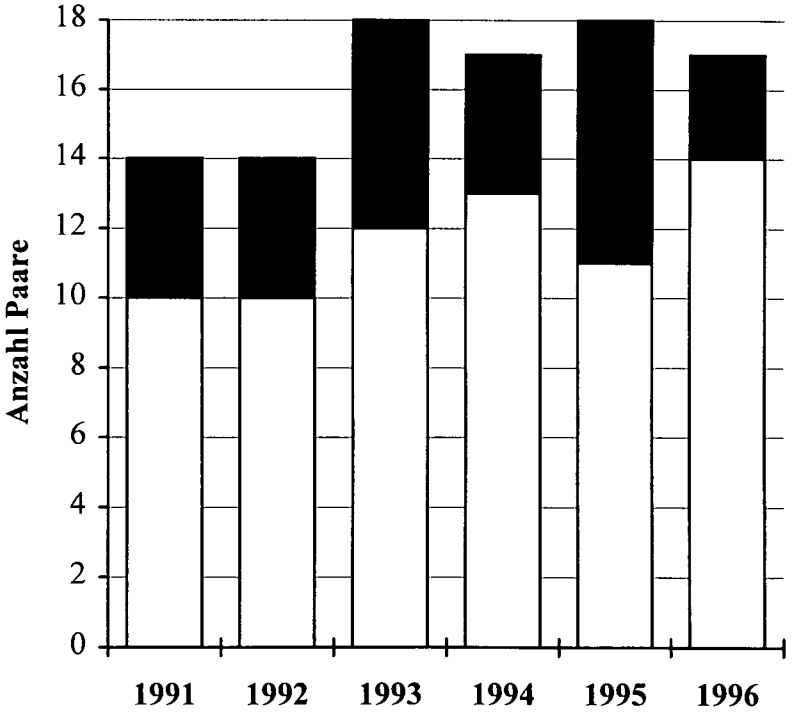


Abb. 13: Bestandsentwicklung, aufgeschlüsselt nach Brutpaaren (weiß, n = 70) und nichtbrütenden Paaren (schwarz, n = 28), von 1991 bis 1996 (auf 100 km^2).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Im Untersuchungsgebiet kam es zu jährlichen Schwankungen des Bestandes. Sie zeigten folgende Tendenz: Nach 1992 trat eine leichte Bestandszunahme ein, in deren Gefolge Gesamtbestand und Brutpaar-Bestand vier Jahre lang interessanterweise gegenläufig fluktuierten (Abb. 13).

Bisher wurden in Mitteleuropa bereits zahlreiche Versuche unternommen, Zusammenhänge zwischen Siedlungsdichteänderungen mit einerseits dem Feld- bzw. Wühlmausbestand und andererseits mit der Witterung (bes. Niederschlag zu Brutzeitbeginn und Schneesituation des vorangegangenen Winters) herzustellen (z.B. BIJLSMA 1993). Der Großteil der längerfristigen Untersuchungen befaßte sich aber ausschließlich mit dem brütenden Populationsteil oder bezog nur diesen in die wichtigsten Analysen mit ein; unter „Bestand" wurde dabei häufig lediglich „Brutpaaranzahl" verstanden (HOHMANN 1995). Da aber gerade beim Mäusebussard nichtbrütende Paare erheblich einfacher als bei *Accipiter*-Arten quantifiziert werden können, bietet sich an dieser Stelle eine getrennte Analyse an.

KOSTRZEWA & KOSTRZEWA (1994) sprechen der Witterung eine wichtigere Rolle als dem Mäuseangebot zu (im Unterschied zum Turmfalken); LOOFT & BUSCHE (1981) dagegen erklären Fluktuationen im wesentlichen mit dem Feldmausmassenwechsel. Wahrscheinlich spielt in diesem Zusammenhang der jeweilige Lebensraum mit seinem Alternativbeuteangebot eine wichtige Rolle. HOHMANN (1995) konnte nachweisen, daß nach dem Zusammenbruch einer Mäusegradation der Bruterfolg zwar deutlich sank, nicht aber der Bestand unter Einschluß der nichtbrütenden Paare. Die Ernährung wurde dabei merklich umgestellt.

In der vorliegenden Untersuchung konnten weder eine Abhängigkeit des Paarbestandes noch des Brutpaarbestandes von der Anzahl der niederschlagsfreien Tage im März und April festgestellt werden (alle Paare: $r_s = 0{,}06$, $p = 0{,}46$; Brutpaare: $r_s = 0{,}31$, $p = 0{,}28$). Bei dieser und allen nachfolgenden diesbezüglichen Überlegungen muß allerdings durchaus auf die schwierige Quantifizierbarkeit relevanter Witterungsparameter hingewiesen werden. Manche Autoren operieren auch mit den Größen Niederschlagssumme, Sonnenscheindauer und Temperatur (auch hier besteht die allgemeine Problematik von Durchschnittswerten). Es ist wohl vor allem ROCKENBAUCH (1975) zuzustimmen, daß kurze Regengüsse, die hohe Niederschlagssummen produzieren, in ihrer biologischen Auswirkung mit langandauernden Nieselregenperioden nicht gleichgesetzt werden können. Letztere hemmen die Jagdaktivität der Altvögel ungleich stärker. Auch NEWTON (1986) fand beim Sperber eine Verzögerung des Brutbeginns in Abhängigkeit von den Tagen mit Niederschlag.

Die Schneebedeckung während der Zeit der Revierbesetzung, allfälligen Verpaarung und Eiablage (März bis April) zeigte keine Auswirkungen auf die Bestände (alle Paare: $r_s = 0{,}55$, $p = 0{,}13$; Brutpaare: $r_s = 0{,}52$, $p = 0{,}15$). Überraschend war allerdings die positive Korrelation zwischen der Schneedeckendauer ab Jahresbeginn und den Beständen in der folgenden Brutzeit (alle Paare: $r_s = 0{,}72$; $p = 0{,}05$; Brutpaare: Abb. 14). Möglicherweise besteht dabei ein Zusammenhang zum Nahrungsangebot: Wie CRAIGHEAD & CRAIGHEAD (1969) zeigen konnten, wurden Kleinsäugerpopulationen bei fehlendem Schutz durch eine Schneedecke durch eine überwinternde Greifvogelgemeinschaft bis zum Frühjahr stark dezimiert. Auch im hier untersuchten Gebiet überwintern ja sowohl Brutrevierbesitzer (s.o.) als auch Zuzügler unbekannter Herkunft, die im Verein mit anderen Prädatoren vielleicht ähnlichen Druck erzeugen. 1996, als eine dauerhafte Schneedecke erst Ende März abschmolz, hatte zu diesem

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

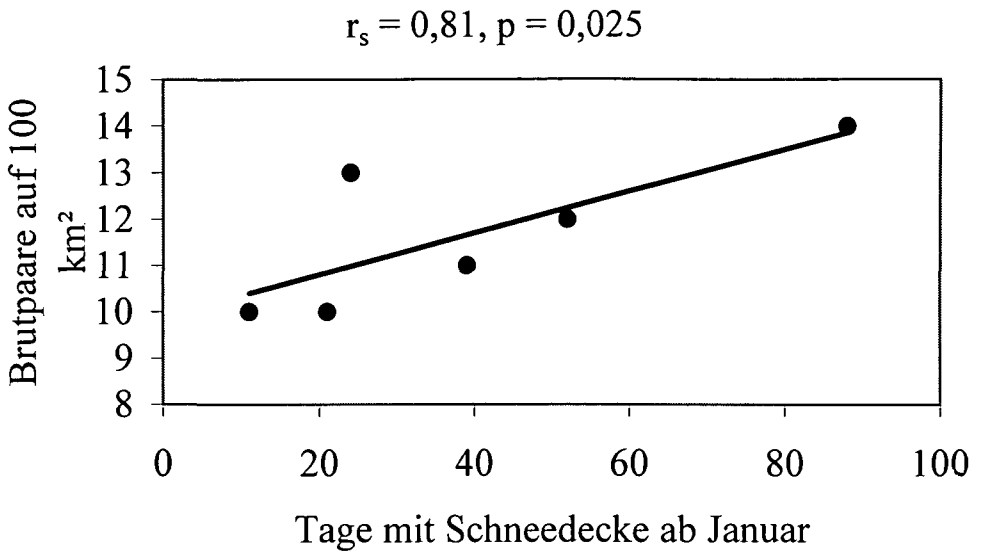


Abb. 14: Nach Mitt- und Spätwintern mit langer Schneebedeckung traten überraschend höhere Brutdichten auf (Spearman-Rangkorrelation, 1-tailed).

Zeitpunkt dagegen eine außergewöhnliche Mäusedichte und in der Folge den höchsten Brutpaarbestand der Untersuchungsperiode.

Der sommerliche (Feld-)Mäusebestand zeigte in der vorliegenden Untersuchung keinen Einfluß auf beide Populationsteile (alle Paare: $r_s = 0,14$, $p = 0,40$; Brutpaare: $r_s = 0,39$, $p = 0,22$). Da während der Untersuchungsperiode die höchsten Wühlmausdichten zusammen mit den feuchtesten und kühlsten Frühjahren auftraten (1991 und 1996), können einzelne Faktoren leider kaum isoliert werden (s.u.).

Immerhin ist erwähnenswert, daß 1998 in zwei seit 1991 besetzten Revieren, in denen aber noch nie eine Brut stattfand, 1998 erstmals gebrütet wurde. Dieses Jahr zeichnete sich durch besonders gute Rötelmausbestände (*Clethrionomys glareolus*) aus. Rötelmäuse sind Waldbewohner. Offensichtlich spielen also nicht-landwirtschaftliche Habitate eine bisher unterschätzte Rolle.

3.3.2 Bruterfolg

Die Kennzahl „Brutgröße" beschreibt die Jungenzahl aller erfolgreichen Brutversuche. Sie beträgt im vorliegenden Material 1,89 (n = 35).

Ein Vergleich mit anderen Studien ist nur bedingt möglich, da die Population nicht vollständig untersucht werden konnte. Größere Untersuchungen ergaben jedenfalls folgende Werte: 2.2 (LOOFT & BUSCHE 1981), 2.2 (BIJLSMA 1993), 2.11 (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 1991), 2.06 (STUBBE et al. 1991), 1.7 (KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1994) und 1.61 (ROCKENBAUCH 1975). Demnach liegt der hiesige Wert im unteren Mittelfeld.

Horste mit zwei Jungen waren um ein Drittel häufiger als solche mit einem, letztere aber mehr als doppelt so häufig wie Dreierbruten.

Briefliche Mitteilungen von Ornithologen, die sich am Programm „Brutbiologie der

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Greife in OÖ." beteiligten (Versendung eines Datenblattes mit Vogelkdl. Nachr. OÖ.), ergaben folgende Jungenzahlen: 3 x 2 Junge und 9 x 3 Junge. Diese deutlich besseren Werte sind vielleicht durch die leichtere Auffindbarkeit starker Bruten mitbedingt; diese Erklärung scheint aber nicht wirklich ausreichend zu sein. Vielmehr schlägt hier wohl der Umstand zu Buche, daß die beteiligten Bearbeiter durchwegs in grünlandreichen, also mäusereicheren Gebieten tätig waren. D.I. B. SCHÖN (pers. Mitt.) konnte im geschlossenen Waldbereich des Reichraminger Hintergebirges (Nationalpark Kalkalpen) die bemerkenswerte Zahl von 4 Jungen feststellen. Dies weist auf bessere Lebensbedingungen im produktiven Fichten-Buchen-Wald als in der Agrarlandschaft hin.

Die jährlichen Schwankungen der Brutgröße konnten beim geringen vorliegenden Material (jährliches n von 1991 bis 1996 = jeweils 2 - 8) nur schwer schlüssig interpretiert werden:

Verschiedene Beobachter wiesen bisher darauf hin, daß sich langanhaltender Regen nach Ende der Huderzeit auf die Brutgröße negativ auswirken kann (z.B. ROCKENBAUCH l.c., DOBLER 1991). Es ist aber auch zu berücksichtigen, daß sich die Witterung zu früheren Zeitpunkten bereits via Gelegegröße auf die Brutgröße auswirken kann.

Die folgenden Analysen sind wieder nur eingeschränkt gültig, da die Population nie vollständig kontrolliert wurde. Die Brutgröße der einzelnen Jahre hing in der vorliegenden Untersuchung mit der Anzahl der Regentage im Mai und Juni nicht signifikant zusammen (r_s = -0.26, p = 0.3). Betrachtet man die niederschlagsfreien Tage im Mai, wenn die Jungen noch kleiner sind, ergibt sich das gleiche Ergebnis (r_s = 0,20, p = 0,35). Ähnliches gilt für die Trockenheit von März bis April (Beeinflussung der Gelegestärke; r_s = -0,38, p = 0,23). Auch die gesamten niederschlagsfreien Tage im Zeitraum März bis Juni ließen keine Abhängigkeit erkennen (r_s = -0,09, p = 0,44).

Dies ist wahrscheinlich auf den zweiten wichtigen Faktor, die Feldmausdichte (vgl. z.B. HOHMANN 1995), zurückzuführen: Die beiden Jahre mit Gipfelbeständen der Mäuse, 1991 und 1996, fielen nämlich mit extrem nassen und kühlen Brutzeiten zusammen. Dergestalt kam es zu einer Dämpfung möglicher Extreme und zu der beobachteten ausgeglichenen Bestandsentwicklung (s.u.). Die Betrachtung des Mäuseindex allein brachte wiederum keinen gesicherten Zusammenhang mit der Brutgröße (r_s = 0,44, p = 0,19).

Bemerkenswert war das Brutpflegeverhalten eines Paares (Waldneukirchen 1992), dessen beide Junge mit dem Horst - einem morscher Hexenbesen - im Alter von ca. 2 Wochen abgestürzt waren. Trotz einer Fallhöhe von über 20 Metern überlebten sie den Sturz unverletzt. Die Eltern harrten auch bei Annäherung von Menschen in der Nähe (ca. 20 m Distanz) aus und warnten heftig. Beide Junge wurden sehr gut gefüttert (pralle Kröpfe), unter anderem mit flüggen Krähen aus der unmittelbaren Nachbarschaft. Nach etwa drei Wochen hatten die Jungen, die bei Annäherung in Akinese auf Baumstümpfen lagen, die Flugfähigkeit erreicht (STEINER 1993 b).

Der neben dem Niederschlag zweit-wichtige Witterungsfaktor, die Schneedeckendauer, blieb in gleicher Weise ohne signifikanten Einfluß auf die Brutgröße: Sowohl die Anzahl der Tage mit Schneedecke ab Januar (r_s = 0,66, p = 0,08: fast positive Korrelation), als auch die ab März (r_s = 0,52, p = 0,14) zeigten keine eindeutigen Auswirkungen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Abgesehen von der Produktion schwankte der Prozentsatz erfolgreicher Paare innerhalb aller territorialen Paare. Maximal waren im Jahr 1995 54 Prozent aller Paare ohne Junge. 1996 brachten nur 27 Prozent aller Paare keine Jungen zum Ausfliegen (Abb. 15). Im Mittel hatten 59,5 % aller Paare Junge.

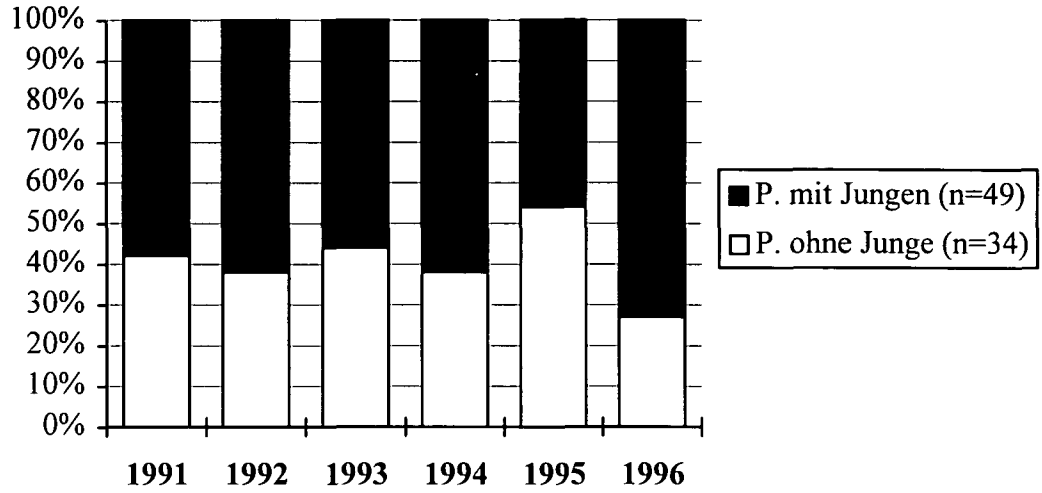


Abb. 15: Der Prozentsatz der Paare mit Bruterfolg schwankte von Jahr zu Jahr.

Eine Prüfung auf eine Abhängigkeit von der Anzahl der trockenen Tage brachte keine signifikanten Ergebnisse zu Tage: Weder für den Zeitraum Mai (r_s = -0,29, p = 0,29), noch für März bis April (r_s = 0,15, p = 0,39) oder März bis Juni (r_s = 0,35, p = 0,25).

Vergleichbare Ergebnisse wurden hinsichtlich der Schneedeckensituation erzielt (ab Januar: r_s = 0,03, p = 0,48; ab März: r_s = 0,55, p = 0,13).

Auch der Wühlmausbestand hatte keinen nachweislichen Einfluß auf die Erfolgsrate der territorialen Paare (r_s = 0,08, p = 0,49). Hier kommen möglicherweise wieder saisonale Änderungen der Mäusezahl zum Tragen, die hier nicht berücksichtigt wurden.

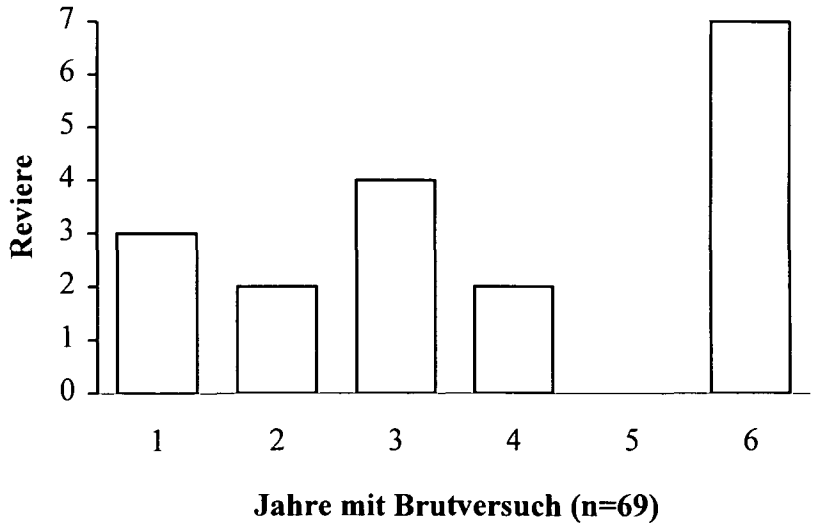


Abb. 16: Besetzung aller Brutreviere (n=18) auf 100 km^2 in 6 Jahren. Große Unterschiede werden deutlich.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.3.3 Unterschiedliche Revierqualität: *source* und *sink*

„Quellen" (sources) sind diejenigen Teile der Population, deren Produktion über dem Durchschnitt liegt. „Senken" (sinks) sind dagegen nur „Verschleißzonen", die von anderen Orten her aufgefüllt werden. Dabei ist hinsichtlich Revieren zu erwarten, daß bestimmte häufiger besetzt werden (Quellen), andere nur selten (Senken).

Die einzelnen Mäusebussardreviere wurden durchaus unterschiedlich häufig besetzt und zur Brut benutzt. Es konnten große Unterschiede zwischen verschiedenen Territorien beobachtet werden (Abb. 16).

Während der gesamten Untersuchungsdauer wurden insgesamt 69 Brutversuche (= begonnene Bruten) im Kern - Untersuchungsgebiet festgestellt. Diese verteilten sich auf 18 verschiedene Reviere. Dabei fanden aber 42 Bruten in nur 7 Revieren statt, also 61 % der Bruten in nur 39 % der Reviere.

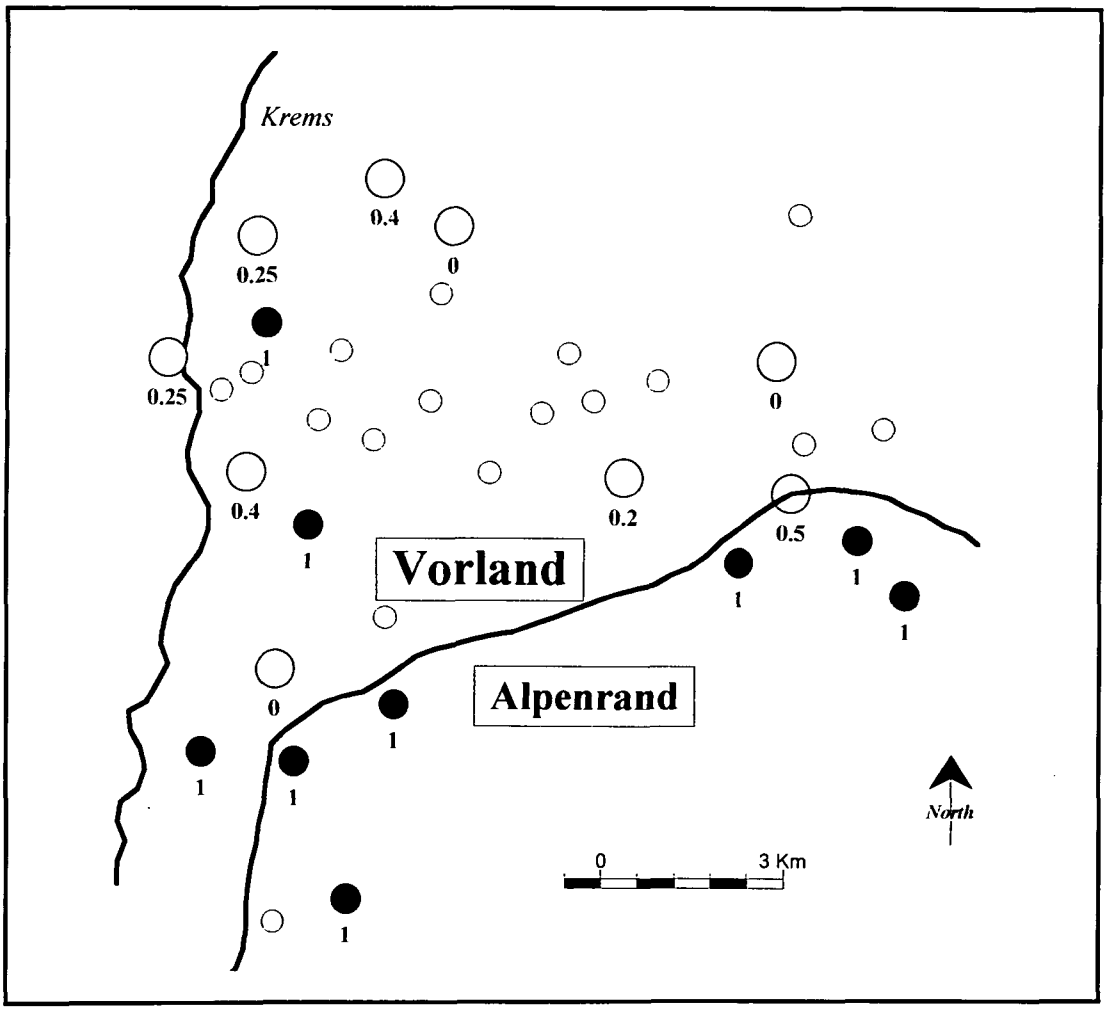


Abb. 17: Grobes Maß für Revierunterschiede im Reproduktionserfolg. Die Zahlen geben die mittlere Rate erfolgreicher Bruten im Revier an (1991-1996). Der Mittelwert aller Brutreviere betrug 0,56 erfolgreiche Bruten/Jahr. Schwarz ausgefüllte Kreise bezeichnen Reviere, die über diesem Wert lagen. Kleine leere Kreise ohne Zahlen bezeichnen Aufenthaltsorte übersommernder Nichtbrüter (ohne Bruten zwischen 1991 und 1996).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Reviere, in denen in allen 6 Jahren gebrütet wurde, und solche, in denen nur in ein bis drei Jahren Brutversuche unternommen wurden, machten den Großteil der Reviere aus; intermediäre waren seltener. Dies deutet darauf hin, daß einige Plätze optimale Aufzuchtbedingungen bieten, während eine ganze Reihe nur selten besetzt wird.

Eine räumliche Darstellung zeigt anschaulich, wie lokal begrenzt diese wichtigen Reviere sind, während große Flächen letztlich unwichtig für die Bestandserhaltung sind (Abb. 17). Darauf wird weiter unten näher eingegangen.

Weit deutlicher wird dies noch, wenn man in die Gegenüberstellung Nichtbrüter-Reviere, die insgesamt zahlreicher sind, miteinbezieht (STEINER 1996). Außerdem werden in häufiger besetzten Revieren in der Regel auch mehr Junge produziert (z. B. NEWTON 1998). Deshalb spielen diese optimalen Reviere die Hauptrolle für das *recruitment* der nächsten Generation.

Die Tatsache, daß ein nur kleiner Teil der Population den Großteil der nächsten reproduzierenden Generation erbrütet, wurde schon an vielen Arten gezeigt (z.B. POSTUPALSKY 1989, WIKLUND 1995, FORSLUND & PÄRT 1995, DIAS 1996).

Die Dichte, ausgedrückt durch den Abstand zum nächsten Nachbarn, hatte keinen Einfluß auf Bruterfolg ($p > 0,05$) oder Anzahl der Jahre mit Brut in den einzelnen Revieren ($p > 0,05$). Auch die Nähe von Nichtbrütern (vgl. Steinadler *Aquila chrysaetos*, JENNY 1992) wirkte sich nicht negativ aus. Dies weist darauf hin, daß sich die Nähe von Nachbarn nicht auf die Revierqualität auswirkt, bzw. optimale Reviere auch nahe benachbart liegen können.

Welche Habitatfaktoren die besonders häufige Besetzung von Revieren bedingen, ist Teil des Kapitels 3.4.

3.3.4 Kann sich der Bestand erhalten, und falls ja, wo?

Auf dem Niveau von Brutrevieren ist eine Quelle definitionsgemäß ein Revier mit überdurchschnittlichem und eine Senke ein solches mit unterdurchschnittlichem Bruterfolg (vgl. NEWTON 1998). In der vorliegenden Untersuchung liegen keine lükkenlosen Kenntnisse zum Bruterfolg aller Reviere vor. Deshalb kann der exakte Bruterfolg von Revieren nicht verglichen werden. Um dennoch eine relative Gewichtung zu erhalten, wurde die durchschnittliche Rate erfolgreicher Bruten/Jahr herangezogen. Dadurch konnten Reviere mit überdurchschnittlich häufiger erfolgreicher Reproduktion von solchen mit unterdurchschnittlich häufiger getrennt werden. Als relatives Kriterium für eine Quelle der Population wurde also definiert: In einem solchen Revier soll diese Rate über dem Mittel liegen. In einer Senke liegt sie unter dem Mittel. In Wirklichkeit sind die Unterschiede zwischen den Revieren noch größer, weil sich nicht nur die Erfolgsrate, sondern auch die Brutgröße unterscheidet. Der alles scheidende Mittelwert betrug für Reviere, in denen mindestens ein Brutversuch stattfand, 0,58 erfolgreiche Bruten pro Jahr ($n = 18$ Brutreviere). Die genauen Werte für alle Reviere sind im Anhang dargestellt.

Aufgrund der Erkenntnisse des vorhergehenden Abschnittes (vgl. Abb. 17) drängt es sich auf, die 1991 bis 1996 untersuchte Population in zwei Teile zu scheiden: (1) das ackerbaulich dominierte Alpenvorland im Norden (ca. 90 km²), sowie (2) der Alpenrand mit überwiegender Grünland- und forstwirtschaftlicher Nutzung (ca. 20 km²

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Randgebiete im SW. und SE.).

Im Gebiet (1) wurde in nur 3 von 11 Brutrevieren der Mittelwert übertroffen (= 27 %). Zusätzlich existierte zwischen 1990 und 1996 eine Minimumzahl von 16 zur Brutzeit besetzten Revieren, in denen kein einziges mal erfolgreich gebrütet wurde. Somit hatten nur 3 von insgesamt 27 Aufenthaltsgebieten eine positive Nettoproduktion!

Im Gebiet (2) wurde in 6 von 7 Revieren der Mittelwert übertroffen (= 86 %). Dieser Wert liegt extrem weit über Gebiet (1).

Dies impliziert, daß ein Fluß von Bussarden vom Alpenrand ins Vorland strömen mußte. Nur ein kleiner Teil aller Reviere bzw. eine kleine Fläche des Gesamtgebietes sorgte also für die Erhaltung des Bestandes.

Aufgrund zahlreicher Beobachtungen kann angenommen werden, daß die Zone schwacher Produktivität wesentlich größere Bereiche umfaßt und weit nach Norden ausgreifend den Bereich des oberösterreichischen Zentralraumes umfaßt. Inwieweit die intensive ackerbauliche Nutzung mit dem Fehlen nahrungsreichen Grünlandes und Laubwaldes oder aber die intensive illegale Verfolgung als Hauptursache in Frage kommen, läßt sich nicht entscheiden. Jedenfalls war es in hohem Maße überraschend, daß sich eine als so anpassungsfähig angesehene Art wie der Mäusebussard bei näherem Hinsehen als viel sensibler erwies als angenommen.

Es muß jedoch eingeschränkt werden, daß auch in Bereichen des Alpenvorlandes grundsätzlich gute Produktivität vorkommen konnte. Westlich der bisher diskutierten Fläche existierten auf einem Gebiet von 90 km² vier Reviere, in denen in einer Sechsjahresperiode (1993-1998) überwiegend erfolgreich reproduziert wurde (Oberwilfling; Aiterbach; Penzendorf; Ried Süd). Auch diese Reviere wiesen in der Regel hohe Waldrandlängen mit Grünlandresten auf (s.u.).

3.4 Habitat

3.4.1 Charakterisierung des engeren Bruthabitats

Im Alpenvorland war der Mäusebussard reiner Baumbrüter; in den Voralpen N. Steyrling konnte jedoch am 21.3.1996 ein besetzter Horst nachgewiesen werden, der in eine Halbhöhle einer senkrechten Felswand gebaut war (BRADER & STEINER 1996). Dabei handelte es sich um eine echte Felsbrut (es diente kein Baum oder Strauch als Stütze des Fundaments, wie dies sonst oft der Fall ist, vgl. CLOUET et al. 1994). Gelegentliche Boden- oder Felsbruten sind bereits bei einer Reihe sonst obligat baumbrütender Greifvögel nachgewiesen worden (z.B. REISTETTER 1991).

Mäusebussarde besiedelten alle Höhenstufen des Untersuchungsgebietes. Der tiefstgelegene Horstplatz befand sich bei 380 m, der höchste bei 570 m. Eine höhere Dichte in größerer Höhe innerhalb der Untersuchungsfläche kann zwar tendenziell erahnt werden, ist aber nicht signifikant ($p = 0{,}125$). Dabei spielt eine Änderung des Lebensraumes (mehr Grünland) eine größere Rolle als klimatische Faktoren (contra DOBLER 1991; s.u.). Als Dichtemaß wurde in diesem Fall wieder der Abstand zum nächsten Artnachbarn (Horst) verwendet (Abb. 18).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

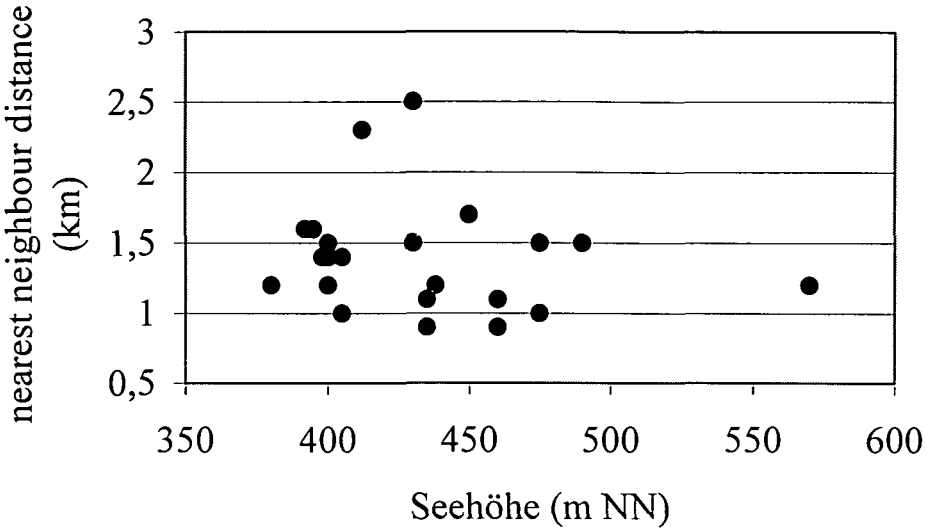


Abb. 18: Abstände zum nächsten Nachbarn in Relation zur Seehöhe (n=22).

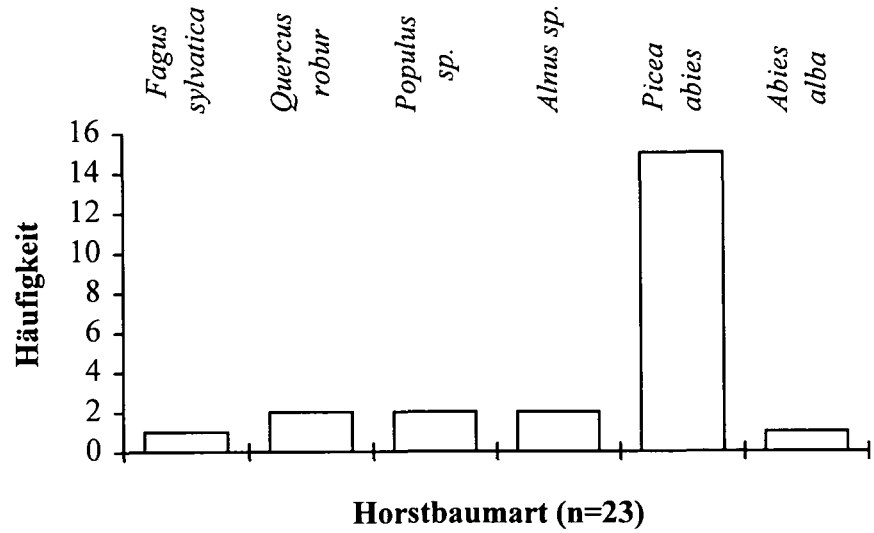


Abb. 19: Die verbreiteten Fichten dienen mit Abstand am häufigsten als Horstträger.

Die gewählten Horstbaumarten unterschieden sich nicht vom bestehenden Angebot (vgl. Kap. 2.5.3.): Fichten dominieren klar (n = 23, Abb. 19); die übrigen Arten stellen die Horstbäume außerhalb der geschlossenen Wälder, wo kaum Fichten vorkommen.

Die Horstbäume befanden sich in 20 Fällen in Altholzbeständen und 4 mal in Fichtenstangenhölzern. Letztere wiesen Flugschneisen für einen ungehinderten Anflug auf. In 4 Fällen wurden Sperberhorste überbaut.

Als Konstruktionsunterlage dienten 12 x Astkränze um den Stamm, 5 x Aufgabelungen des Hauptstammes, 2 x Hexenbesen und 1 x das Äußere eines Seitenastes. Die Dominanz der Astkränze ist darauf zurückzuführen, daß die meisten Horste auf Fichten errichtet worden waren. LINDORFER (1970) konnte jedoch bereits 1937 im Laudachseegebiet einen - fischadlerartig - auf einen gebrochenen Fichtenwipfel aufgesetzten Horst nachweisen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Die Horste standen in einem Bereich von 7,5 bis ca. 25 m über dem Boden, durchschnittlich bei 15,5 m (n = 11), wobei neben dem Bestandesalter die lokale Wüchsigkeit eine Rolle spielte: auf versumpften Böden stockten schlechtwüchsigere Bäume und zwangen die Bussarde, relativ niedrig zu bauen.

Mäusebussarde wählten im Untersuchungsgebiet im Kronendach vergleichsweise gedeckt stehende Standorte: Der Kronenschlußgrad (Definition s. Kap. 2.8.) wies in zwei Dritteln der Fälle die höchste Kategorie 4 auf, bei 20 % die Kategorie 3 und bei je 6,7 % die Kategorien 2 und 1 (n = 15; s. Appendix). Dies ist möglicherweise auf anthropogenen Verfolgungsdruck zurückzuführen.

Die Entfernungen der Horste zum Waldrand reichten von Randbäumen bis zum Inneren der größten Wälder der Probefläche (150 m) und unterschieden sich damit nicht vom Angebot. In den einzelnen Revieren bestand jedoch die Tendenz, das größte vorhandene Waldstück zu verwenden. Insgesamt befanden sich die Reviere aber nicht primär in der Nähe der größten Wälder, sondern an Standorten mit gutem Nahrungsangebot (Grünland, s.u.).

3.4.2 Landnutzung verursacht unterschiedliche Lebensraumqualität: Grund für das Auftreten von „Quellen" und „Senken"

Als Parameter für Revierqualität werden im folgenden die Anzahl der Brutjahre in der 6 Jahre untersuchten 100 km² - Probefläche sowie die durchschnittliche Brutgröße betrachtet (für genaue Werte s. Appendix). Für das Verständnis der Habitatwahl von Vogelarten können multivariate Analysen von Habitatparametern nicht-kausale, irreführende Resultate liefern. Der Vergleich des Bruterfolges an verschiedenen Orten kann zeigen, daß bestimmte für den Beobachter auffällige Faktoren eigentlich nicht wichtig sind (NEWTON 1979, KENWARD & WIDEN 1989).

Die Distanz zum nächstliegenden dauernd bewohnten Gebäude wirkte sich weder auf die durchschnittliche Brutgröße (r_s = -0,11, p = 0,34) noch auf die Häufigkeit von Bruten in den jeweiligen Revieren aus (r_s = 0,11, p = 0,37). Die Entfernungen zur nächsten regelmäßig mit Kraftfahrzeugen befahrenen Straße korrelierten ihrerseits mit der Nähe zu Siedlungen und wurden deshalb nicht gesondert betrachtet; auch ihr Effekt ist also nicht negativ. Ein Horst (Haselböckau) wurde sogar in nur rund 50 m Entfernung zur neu eröffneten Pyhrn - Autobahn errichtet. Auch sämtliche anderen im Gebiet brütenden Greifvogelarten (Wespenbussard, Habicht, Sperber, Turmfalke, Baumfalke) horsteten in ähnlicher oder noch größerer Nähe zur Autobahn. Die Absolutwerte der vorliegenden Untersuchung (Mittel von 254 m, Variationsbreite 60 - 350 m) sind im Vergleich zu den meisten anderen aus Mitteleuropa bemerkenswert niedrig (STEINER 1993b). Dies ist eine Konsequenz der Siedlungsstruktur des Untersuchungsgebietes (regelmäßig verteilte Einzelhöfe), die sich offensichtlich nicht nachteilig auf den Mäusebussard auswirkt.

Die Ergebnisse von KOSTRZEWA (1989, 1996), der eine Meidung menschlicher Bebauung herausstellte, sind deshalb aus zweierlei Gründen zu relativieren: Zum einen stellt menschliche Besiedlung in ihrer Störwirkung eine uneinheitliche Größe dar und wird immer problematisch zu quantifizieren bleiben. Zum anderen hängt die diesbezügliche Empfindlichkeit von der regional unterschiedlichen Verfolgung ab; zahlreiche Beispiele belegen, daß regional als äußerst scheu geltende Arten bei wegfallender

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Verfolgung zu einer völlig neuen Habitatwahl fähig sind (z.B. WÜRFELS 1994). Ob sich ethologische Neuorientierungen in der Population durchsetzen können, wird unter anderem vom Ausmaß der Verfolgung abhängen.

Der Bewaldungsgrad der Nistplätze wirkte sich nicht signifikant auf Brutgröße (r_s = 0,21, p = 0,26) und Brutjahre aus (r_s = 0,24, p = 0,18), wenn auch in letzterem Fall die Irrtumswahrscheinlichkeit nur noch 18 Prozent betrug. Reviere hoher Qualität waren im Falle von Waldarmut aber zumeist grünlandreich (Appendix). Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, daß die Wälder des Untersuchungsgebietes noch immer mehr Nahrung bieten als die ackerbaulich genutzten Flächen, zumindest zu Brutzeitbeginn. Sympatrische Sperber hatten bei höherer Bewaldung einen signifikant besseren Bruterfolg (STEINER 1996 b). Ein weiterer möglicher Nachteil waldarmer Bussardreviere kann Wartenmangel sein (vgl. WIDÉN 1994).

Grünlandanteil und Ackerlandanteil korrelierten invers miteinander, sodaß erneut nur ein Faktor betrachtet wird. Der Zusammenhang zwischen Grünland und Brutjahren war annähernd hochsignifikant positiv (p = 0,01), wenngleich das Grünland nur 57 % der Variation der Brutjahre erklärte (Abb. 20).

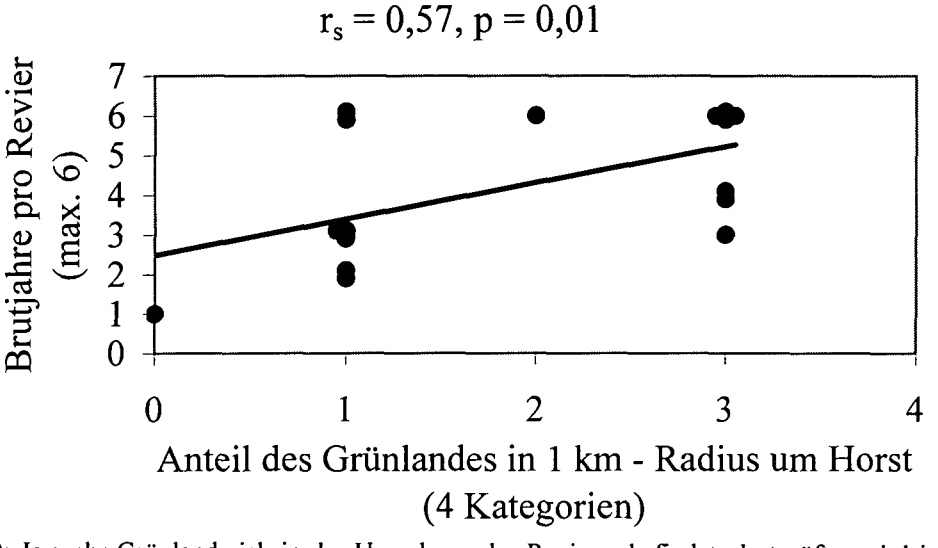


Abb. 20: Je mehr Grünland sich in der Umgebung des Revieres befindet, desto öfter wird in diesem gebrütet (n=16) (Spearman-Rangkorrelation, 1-tailed).

Auf die Brutgröße wirkte sich der Grünlandanteil bereits weniger aus (r_s = 0,39, p = 0,059). Das kann allerdings durch die bisher geringe Zahl untersuchter Brutgrößen mitbedingt sein.

Diese Ergebnisse zeigen, daß die Landnutzungsform, von der das Beuteangebot abhängt, die Revierqualität des Mäusebussard eher determiniert als kleinräumige menschliche Besiedlungsverhältnisse (s.a. Abschnitt Ernährungsökologie).

3.4.3 Der Lebensraum von Brutvögeln und Nichtbrütern: welche Faktoren machen hier den Unterschied aus?

Die folgenden Ergebnisse können als weiterer Beitrag zur Frage angesehen werden, welche Habitatfaktoren für die Revierqualität entscheidend sind. Brutreviere stellen in

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

diesem Fall Orte hoher und Nichtbrütereinstände solche geringer Qualität dar.

Die Entfernungen der Horste/Einstände zum nächsten Gebäude unterschieden sich nicht signifikant voneinander ($p > 0,05$, Mann-Whitney-U-Test). Dies bestätigt das Ergebnis des vorhergehenden Abschnitts, daß der Störungsanfälligkeit in gewissen Grenzen eine untergeordnete Rolle als Habitatmerkmal zukommt.

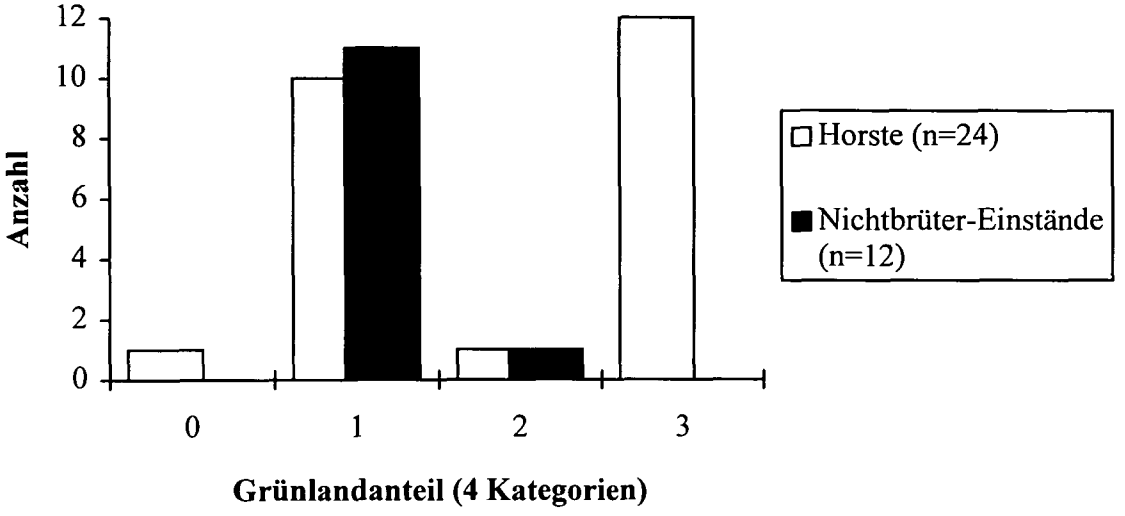


Abb. 21: Nichtbrüter weisen im Unterschied zu Brutvögeln nur geringe Grünlandteile im Revier auf.

Der Anteil des Grünlandes in der Umgebung war bei Nichtbrütern dagegen offensichtlich geringer (Abb. 21). Somit halten sich Nichtbrüter in nahrungsmäßig suboptimalen Bereichen auf. HOHMANN (1994) kam dagegen zu dem Ergebnis, daß sich Nichtbrüter überwiegend in Gebieten aufhielten, die nahrungsreich, aber arm an Brutplätzen waren. Diese gegenteiligen Resultate können durch die unterschiedliche Ressourcenverteilung erklärt werden: Das Nistplatzangebot ist im Gebiet nicht limitiert, da zumindest Feldgehölze annähernd flächendeckend angeboten werden. Im Frühjahr herrscht möglicherweise in den Ackerbaugebieten Nahrungsmangel. Die Brutvögel besetzen die nahrungsreichsten Gebiete. Da ein fließender Übergang von größeren bis zu kleinen Nahrungshabitaten in der Umgebung von Baumbeständen besteht, werden letztere nur in Jahren überdurchschnittlichen Nahrungsangebotes zum Brüten genutzt. Im Normalfall werden sie nur von Nichtbrütern besetzt, in einigen Fällen war dies in allen 6 Untersuchungsjahren gegeben. Dabei wurde im März auch durchaus intensiv gebalzt (Vertreibung von bis zu 4 gleichzeitigen Eindringlingen). Nichtbrüter kopulierten auch noch im Juni. Teils waren (Habicht-)Horste vorhanden, teils wurden keine festgestellt. Letztlich blieben Eiablagen aber mit verblüffender Regelmäßigkeit aus (erst 1998 fand in einem solchen Gebiet eine Brut statt). HOHMANN (l.c.) arbeitete dagegen im grünlandreichen, aber regional brutplatzarmen Schleswig-Holstein. Hier war nicht Nahrung, sondern das Nistplatzangebot limitiert. Dadurch kam es auch zu einer insgesamt stärkeren räumlichen Trennung von Brutpaaren und Nichtbrütern, während deren Reviere in Oberösterreich benachbart auftraten. Die gegebene Ressourcenverteilung wirkte sich auch begünstigend auf die Gründung eigener Reviere durch Nichtbrüter aus, da das Nahrungsangebot auf bestimmte kleine, voneinander getrennte Orte verteilt war (vgl. NEWTON 1979); ausgedehnte Grünlandgebiete fördern dagegen die Verteidigung von Ressourcen nicht.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.5 Ernährungsökologie

3.5.1 Problemstellungen

„Der Mäusebussard ist ein träger, plumper Vogel, der stundenlang untätig auf einem Pfahl oder am Waldrand hockt und nichts tut. - Nichts ist weniger wahr. Bussarde sind effiziente und vielseitige Jäger, die ihre Beute schnell und behende packen können". Diese Einschätzung (verändert nach BIJLSMA, 1993, p. 181) fordert einen kleinen Paradigmenwechsel gegenüber den meisten gegenwärtigen Schilderungen.

Bisher waren viele Autoren im Interesse einer Verbesserung des Schutzes bemüht, die Harmlosigkeit für Niederwild und Vögel zu betonen: „Eine Reihe von Arten jagen normalerweise keine Vögel, auch wenn es dabei örtliche Abweichungen gibt. Dies sind Mäusebussard ... Die schnelle Jagd ist nicht die Sache des Mäusebussards. Die Vogelbeute besteht daher in hohem Maße aus jungen und frischausgeflogenen Vögeln ..." (GENSBØL 1997). „Das Studium seiner Beuteamplitude weist den Mäusebussard als Kleintiergreifer aus, aber auch als Luderverwerter" (BRÜLL 1984). „Tauben ... spielen von Ausnahmen abgesehen eine sehr untergeordnete Rolle, dasselbe gilt natürlich auch für die doch mehrfach nachgewiesenen Eulen. Waldohreulen, Steinkauz, Turmfalke, Ringeltaube ... außergewöhnliche Beutetierreste" (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971). Reguläre Vogelbeute wird gar nicht erwähnt (TROMMER 1983). Mäusebussardbruten mit diversen Beutelisten und hohen Vogelanteilen sollen mit schlechtem Bruterfolg einhergehen und Indikatoren für Nahrungsengpässe sein (ROCKENBAUCH 1975). Zitierte Autoren geben als Gewichtsobergrenze für Beute, die noch gesund überwältigt werden kann, 400, 500 oder 600 g an. Dies entspricht der regelmäßigen Leistungsfähigkeit des Sperbers (NEWTON 1986).

Andererseits fand TUBBS (1974) in der großen Stichprobe von 54 Horsten in 100 % der Fälle Reste von Dohlen (*Corvus monedula*), in 80 % Eichelhäher (*Garrulus glandarius*), in 57 % Hohltauben (*Columba oenas*) und in 13 % Grünspechte (*Picus viridis*). Auf diese Beutetiere treffen weder die Kategorien langsam noch bodenbewohnend zu, nur zum Teil handelte es sich um Jungvögel.

Einige Fehlerquellen für eine zutreffende Einschätzung des Nahrungserwerbsverhaltens scheinen verbreitet. Darunter fällt die Möglichkeit, Jagdverhalten von vornherein zu übersehen. Stundenlang kreisende Bussarde entscheiden sich z.B. fast nie zu einem Sturzflug auf Beute, da sie dabei nicht jagen, sondern meist territorial aktiv sind. Gut sichtbar auf Weidepfosten sitzende Exemplare müssen ebenfalls nicht der Jagd obliegen, sondern können ebensogut ruhen. *Accipiter* - Arten dagegen ruhen nicht unbedingt seltener, sondern lediglich versteckt in einer Deckung.

Offensichtlich ist vieles in der Ernährungsökologie des Mäusebussards - nicht zuletzt aufgrund von methodischen Problemen - noch unbefriedigend geklärt (vgl. BIELEFELDT et al. 1992). Im folgenden sollen diese offenen Fragen näher diskutiert werden.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.5.2 Artenspektrum der Bussardbeute und Unterschiede zum sympatrischen Habicht

Eine Übersicht über alle von Mäusebussarden und Habichten im Untersuchungsgebiet geschlagenen Beutetiere ist Tab. 4 zu entnehmen.

Beuteart	Gewicht	Anzahl Mäusebussard (n = 91)	Anzahl Habicht (n = 822)
Maulwurf	ca. 90 g	6	5
Feldhase Luder	ca. 3000 g	2	1
Feldhase juv.	ca. 130 g	5	24
Eichhörnchen	ca. 300 g	3	8
Bisamratte	ca. 1500 g	1	5
Rötelmaus	ca. 25 g	1	1
Schermaus	ca. 120 g	3	0
Wühlmaus sp.	ca. 25 g	8	4
Langschwanzmaus sp.	ca. 30 g	2	0
Wanderratte	ca. 300 g	1	0
Stockente	ca. 1250 g	1	4
Sperber	ca. 200 g	1	12
Turmfalke	ca. 200 g	2	4
Fasan	ca. 1000 g	9	67
Kiebitz	ca. 200 g	1	11
Haustaube	ca. 320 g	3	84
Ringeltaube	ca. 480 g	5	135
Waldohreule	ca. 270 g	3	4
Amsel	ca. 95 g	5	77
Singdrossel	ca. 70 g	7	50
Misteldrossel	ca. 120 g	2	55
Mönchsgrasmücke	ca. 20 g	1	4
Goldhähnchen sp.	ca. 5 g	1	0
Eichelhäher	ca. 170 g	1	62
Rabenkrähe	ca. 550 g	7	21
Star	ca. 80 g	3	38
Fink sp.	ca. 22 g	1	16
Grünling	ca. 30 g	1	10
Kernbeißer	ca. 55 g	1	2
Goldammer	ca. 30 g	2	3
Braunfrosch sp.	ca. 20 g	1	1
übrige Arten	?	0	114

Tab. 4: Alle als Beute beim Mäusebussard nachgewiesenen Säugetiere, Vögel und Amphibien, sowie die Nachweise derselben Arten bei sympatrischen Habichten. Gewichtswerte nach BEZZEL (1985), BOYE (1986) und MÄRZ (1987).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Der folgenden Diskussion sei vorausgeschickt, daß der Vergleich von Einzelarten aufgrund verschiedener Größe, Erreichbarkeit, Lebensraum, Sozialgruppierung usw. schwierig bleiben muß; er bietet jedoch Ansatzpunkte für weiterführende Untersuchungen.

Unter den Säugetieren werden folgende Arten in der Reihenfolge der Anzahl vom Mäusebussard deutlich stärker erbeutet: Mäuse der Gattung *Apodemus*, Scher-, Rötel- und Wühlmäuse, Wanderratten, Maulwürfe und Feldhasen-Luder. Die übrigen drei Säugetier-Beutekategorien werden lediglich um ein bis drei Viertel stärker bevorzugt: Eichhörnchen, junge Feldhasen und Bisamratten. Klar fällt auf, daß es sich bei diesen einerseits um die größten und andererseits um z.T. sehr wehrhafte Beuteobjekte handelt. Das Eichhörnchen ist zusätzlich sehr beweglich. Zunächst muß betont werden, daß von den 30 Säuger- und Vogelbeutearten des Mäusebussards fast alle auch vom Habicht bejagt werden. Aber auch die übrigen drei, in dieser Studie bisher noch nicht nachgewiesenen Säugetierarten werden ebenfalls immer wieder vom Habicht erbeutet (z.B. UTTENDÖRFER 1939, WÜRFELS 1994).

Trotz der unbestreitbaren Überschätzung des Vogelanteils sind 10 der 20 Vogelarten bemerkenswert, die der Mäusebussard relativ öfter als der Habicht erbeutet: Abgesehen von einigen Kleinvögeln (Goldammer, Kernbeißer, Goldhähnchen, Mönchsgrasmücke), fallen darunter Stockente, Turmfalke, Fasan, Waldohreule, Singdrossel und Rabenkrähe. Immerhin kann hier trotz der methodischen Vorbehalte gefolgert werden, daß dies eine Gruppe von überwiegend großen und/oder wehrhaften Beuteobjekten betrifft. Unter diesen lautet die Reihung der relativen Bevorzugung Waldohreule, Turmfalke, Rabenkrähe, Stockente und Fasan.

Dies steht im Gegensatz zu den Befunden bei den Säugern. Die hohe Stetigkeit beispielsweise des Beutetieres Rabenkrähe kann nicht hinreichend als Resultat der größeren Auffälligkeit unter den Beuteresten interpretiert werden. Vielmehr ist anzunehmen, daß beim Habicht aufgrund einer Jagdmethode, die infolge kürzerer Ansitzperioden das Gelände weniger systematisch absucht (WIDEN 1988), Vögel viel eher auffallen als Kleinsäuger. Unter den Vögeln wiederum können mit dieser stärker flugaktiven Jagdmethode mittelgroße und kleine Arten leichter überrascht werden als durch die ausdauerndere Ansitzjagd des Bussards. Abgesehen davon zeichnet sich der Habicht aufgrund seiner Morphologie durch eine größere Wendigkeit aus, die ihm diese zusätzliche Nahrungsquelle öffnet.

Die Prädation der 5 o.g. größeren Arten ist also zu einem Gutteil auf deren geringere Wendigkeit im Flug zurückzuführen: Dies trifft für Eulen zu, deren einzige Chance gegenüber Greifen im Nichtentdecktwerden besteht (vgl. BLOCK & BLOCK 1991), weiters für die Rabenkrähen, welche als Ästlinge geschlagen wurden (6 von 7).

Hierdurch nicht erklärt werden kann dagegen, daß sich unter 58 Vögeln eine alte Krähe, zwei adulte Turmfalken, sieben ausgewachsene Fasane, eine erwachsene Stockente sowie drei Haustauben befanden. Vielfach wurden in der Literatur alle adulten Großvögel als Verkehrsopfer oder krank abgetan (z.B. ROCKENBAUCH 1975). Dies kann in der vorliegenden Untersuchung aber für die Mehrzahl der Nachweise ausgeschlossen werden (nur der Sperber war ein Verkehrsopfer). Auch Beuteparasitismus beim Habicht (vgl. UTTENDÖRFER 1939) kann im Untersuchungsgebiet weitgehend verneint werden.

Einige Altvögel mögen während des Brütens überrumpelt worden sein; dergestalt

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

erbeutete ein Bussard sogar einen alten Baumfalken (KANKEL in FIUCZYNSKI 1987). Somit muß dem Mäusebussard zugebilligt werden, daß er - klar eingeschränkter zwar als der Habicht - doch als Überraschungsjäger eine recht breite Beutepalette nutzt.

Im folgenden soll auf die ökologische Bedeutung der Beutegrößen eingegangen werden. Alternativbeute wird für Mäusejäger bei niedrigen Wühlmausdichten von entscheidender Bedeutung. Mäusebussarde haben gegenüber Turmfalken den Vorteil, auch auf größere Tiere übergehen zu können.

Zur Frage der „Beuteamplitude" sensu BRÜLL (1984) können neben dem Nachweis adulter Stücke von Fasan und Stockente (je 1250 g) auch direkte Jagdbeobachtungen angeführt werden: Im Winter ignorierte ein über einem Teich ansitzendes Männchen wiederholt direkt unter ihm nahrungssuchende Bisamratten. Diese wiegen nach BOYE (1986) 600 bis 2000 (2400) g. In derselben Situation wurde eine Schermaus jedoch sofort geschlagen. Am 17.2.1991 trat an gleicher Stelle bei hoher Schneedecke ein offenbar ausgehungerter Mäusebussard wahrscheinlich männlichen Geschlechts auf. Er versuchte, eine von zwei unter der Schneedecke aktiven Bisamratten zu packen. Heftig mit Fängen und Flügeln schlagend, wühlte er den Schnee im Umkreis auf (Abb. 22). Es gelang ihm nicht, eines der Tiere dauerhaft zu fixieren. Diese verharrten noch nach 1 Stunde in Akinese vor Ort.

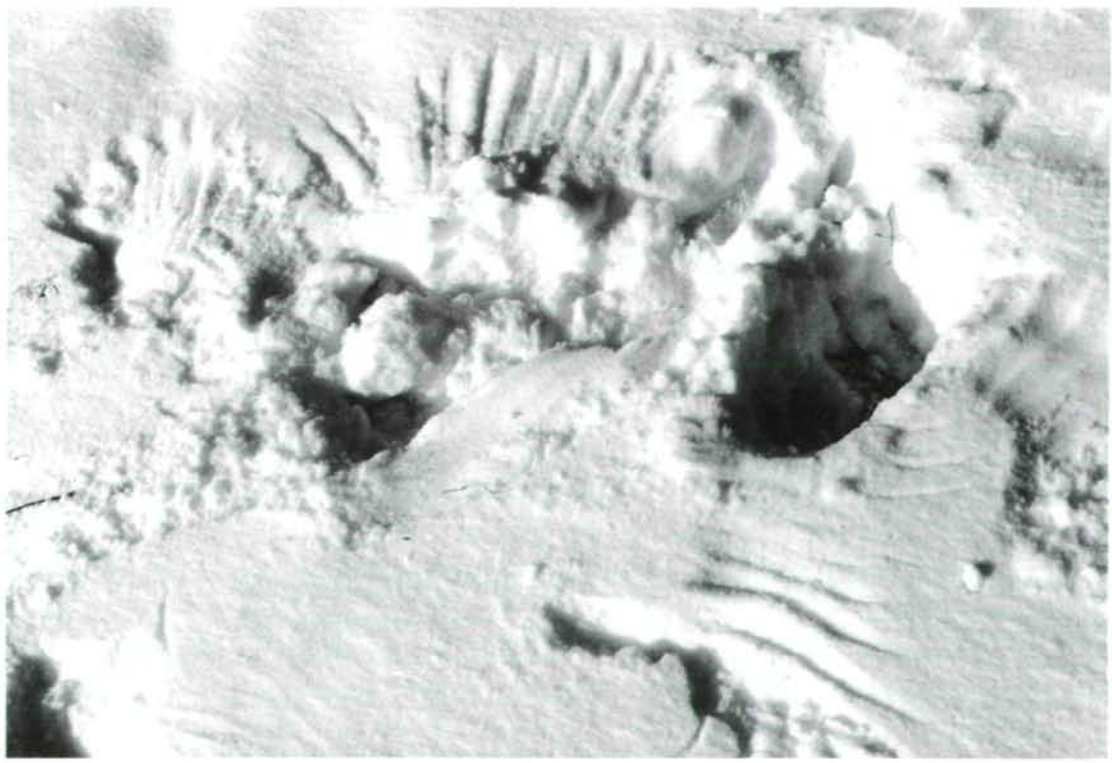


Abb. 22: Spuren eines Versuches, eine Bisamratte unter der Schneedecke zu überwältigen.

Alle diese Daten weisen darauf hin, daß die Gewichtsobergrenze bei gesunder Beute im Bereich von ca. 1 kg liegt. Genauere Aussagen könnten experimentell ermittelt werden (vgl. CSERMELY et al. 1991).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

3.5.3 Vergleich der Vogelbeute des Mäusebussards in Europa

Die Beuteanteile von zehn der häufigsten Artengruppen aus 10 europäischen sowie der vorliegenden Untersuchung werden in Tab. 5 gegenübergestellt. Dabei wurden alle nachgewiesenen Vögel gleich 100 % gesetzt, um die relative Verwundbarkeit der einzelnen Gruppen untereinander unabhängig vom Säugetieranteil analysieren zu können.

ARTEN-GRUPPE	RÖRIG in GLUTZ et al. 1971	HOLSTEIN in GLUTZ et al. l.c.	WENDLAND in GLUTZ et al. l.c.	MEBS 1964	ROCKENBAUCH 1975	LOOFT & BUSCHE 1981	GAMAUF 1990	STUBBE et al. 1991	GOSZCZYNSKI 1991	BIJLSMA 1993	diese Untersuchung
Methode	Magen	Horst	Horst	Horst	Horst	Horst	Horst	Horst	Gewölle	Horst	Horst
n Vögel	83	319	153	48	132	70	37	513	895	477	58
Galliformes	39.8 %	> 8.8 %	> 6.5 %	2.1 %	1.5 %	9.0 %	5.4 %	> 4.5 %	6.6 %	7.5 %	17.2 %
Columbiformes	7.2 %	?	?	0	3.0 %	7.1 %	0	8.9 %	18.2 %	24.3 %	13.8 %
Strigiformes	1.2 %	>1.3 %	?	2.1 %	6.8 %	0	0	?	?	1.7 %	5.2 %
Piciformes	1.2 %	?	ca. 15 %	0	1.5 %	0	0	?	4.4 %	1.7 %	0
Alauda arvensis	3.6 %	?	?	16.7 %	3.0 %	11.4 %	2.7 %	7.0 %	?	0	0
Turdus sp.	8.4 %	>20.7 %	>11.8 %	50.0 %	28.0 %	28.6 %	54.0 %	?	2.8 %	8.4 %	24.1 %
Garrulus glandarius +P. pica	7.2 %	>14.7 %	ca. 36 %	12.5 %	11.4 %	2.9 %	16.2 %	?	<6.1 %	8.4 %	1.7 %
Corvus corone+ frugilegus	9.6 %	3.8 %	?	6.3 %	12.1 %	0	2.7 %	?	<6.1 %	6.5 %	12.1 %
Sturnus vulgaris	0	6.3 %	13.1 %	0	7.6 %	31.3 %	0	31.7 %	3.3 %	20.3 %	5.2 %
Oscines (klein)	19.3 %	>18.3 %	>18.3 %	0	12.9 %	5.7 %	18.9 %	?	?	5.0 %	8.6 %
div. Aves	2.4 %	?	?	10.4 %	9.8 %	5.7 %	0	?	58.6 %	16.1 %	8.6 %

Tab. 5: Anteil einzelner Gruppen an der gesamten Vogelbeute. Den meisten Untersuchungen liegt nur wenig Material zugrunde (z.B. H. STEINER: n= 58).

Die Durchschnittswerte der 10 Untersuchungen ergeben folgendes Bild: Mit 25,7 % werden Drosseln mit Abstand am häufigsten angenommen. Danach folgt eine Gruppe mit ähnlichen Anteilen, nämlich Eichelhäher und Elstern (13,5 %), Stare (11,4 %), Hühnervögel, diverse Kleinvögel (je 10,3 %) und Tauben (8,6 %). Diese werden gefolgt von der Feldlerche mit 6,3 % und von 5,9 % Aas- und Saatkrähen. Spechte erreichen 3 % und Eulen immerhin 2 %.

Demnach ist in Oberösterreich die Prädation von Drosseln und diversen Kleinvögeln

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

vergleichbar, während Hühner- und Eulenvögel, Tauben sowie Krähen stärker gefangen werden. Star und Häher wurden weniger bzw. Elstern, Spechte und Lerchen gar nicht nachgewiesen. Die bestehenden Unterschiede können im wesentlichen mit der lokalen Häufigkeit dieser Vogelgruppen erklärt werden. Die Unterschiede bei der Feldlerche hängen wahrscheinlich mit einem neuzeitlichen Dichterückgang im Gefolge intensivierter Landwirtschaft zusammen.

Insgesamt zeigt sich auch am europäischen Material, daß die obigen, anhand der eigenen Untersuchung getroffenen Ausführungen zutreffen (Bevorzugung solcher Arten, die noch am ehesten überrascht werden können). Stare werden wohl nur in einem kurzen Zeitraum nach dem Ausfliegen erbeutet, da sie nach Sichtbeobachtungen selbst für *Accipiter*-Arten schwer angreifbar sind, sobald sie sich zu Schwärmen im offenen Land formiert haben (contra STUBBE et al. 1991). Besonders bemerkenswert ist auch das angesichts deren relativer Seltenheit häufige Schlagen von Spechten. Auch JEDRZEJEWSKI et al. (1994) wiesen eine im Vergleich zum Angebot besonders starke Spechtprädation nach.

3.5.3.1 Diskussion: Welche Rolle spielen Vögel in der Ernährung des Mäusebussards?

Über das zahlenmäßige Überwiegen von Wühlmäusen, seltener auch Maulwürfen als Beutestücke des Mäusebussards in Mitteleuropa kann kein Zweifel herrschen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971).

Manche Autoren gehen auch von einem Überwiegen hinsichtlich Biomasse aus: MEBS (1964) berechnete aufgrund RÖRIGS Untersuchungen einen Gewichtsanteil der Mäuse von 46 % und einen der Vögel von 9 %. Vögel können aber zumindest während Tiefständen von Wühlmauspopulationszyklen eine wichtige Rolle spielen (sofern keine Kaninchen, *Oryctolagus cuniculus*, zur Verfügung stehen).

Die Biomasse einer Jungkrähe mit 550 g entspricht ca. 28 Feldmäuse zu je 20 g, sodaß die Fangeffizienz zu einer Zeit erhöhten Nahrungsbedarfes (Nestlingszeit) die Erbeutung von Vögeln sicher fördert.

In der vorliegenden Untersuchung wurden tatsächlich viele Krähen, Tauben und Fasane geschlagen, sodaß Vögel eine wichtige Energiequelle darstellten.

JEDRZEJEWSKI et al. (1994) wiesen auf hohe Vogel-Biomasseanteile in der Mäusebussardbeute hin. Sie zitieren Werte von 21 bis 46 %. Außerdem betonen sie die Zunahme der Vogelbeute mit der Bewaldung des Habitats. Im Nationalpark Urwald von Bialowieza waren Vögel zur Brutzeit die Hauptbeute (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

3.5.3.2 Welche Rolle spielt der Mäusebussard für Vogelpopulationen?

Da der Mäusebussard kein regelmäßiger Vogeljäger ist, wurde seinem Einfluß bisher wesentlich weniger Beachtung geschenkt als dem des Sperbers oder Habichts. Die verbreitete Argumentation mit Prozentzahlen in Beutelisten für die Beurteilung eines potentiellen Einflusses ist unzulässig, da sie weder zur Prädator- noch zur Beutedichte eine Relation herstellt. Außerdem wird oft vergessen, daß Beutearten von jeweils

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

mehreren Prädatoren nachgestellt wird. Wenn auch eine einzelne Feindart noch keinen Einfluß ausüben mag, so möglicherweise durchaus das Kollektiv der Prädatoren (vgl. TINBERGEN 1946).

Einige Beutearten sind auch Nahrungskonkurrenten (z.B. Waldohreule, Rabenkrähe). Gerade auf die Hauptbeute, die Drosseln (und andere Singvögel), ist der Prädationseffekt aufgrund ihrer hohen Dichten wahrscheinlich am geringsten. Dasselbe gilt auch für den im Untersuchungsgebiet in sehr hohen Abundanzen vorkommenden Fasan (z.B. 20 Reviere/100 ha, UHL 1994). Im Urwald von Bialowieza war der Mäusebussard aufgrund hoher Dichte diejenige Greifvogelart, die am meisten Vögel pro Fläche entnahm (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998).

Da mit Ausnahme des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) quantitative Daten zur Vogelgemeinschaft des Gebietes nicht vorliegen, können an dieser Stelle keine weiterführenden Aussagen getroffen werden.

Telemetrische Untersuchungen zu Prädationsraten würden aufgrund der noch geringeren Aufenthaltsdauer des Mäusebussards an der Beute nur schwer erfolgreich durchführbar sein.

3.5.3.3 Unterschiede zur Vogeljagd des Habicht in Europa

Die Durchschnittswerte für neun Vogelgruppen aus zehn mitteleuropäischen Studien (Tab. 5) wurden mit der aus ganz Mitteleuropa stammenden und bis dato umfangreichsten Beutestudie am Habicht verglichen (UTTENDÖRFER 1952 in BRÜLL 1984, n = 8338 Vögel). Die betrachteten Werte beziehen sich erneut auf mit 100 % zugrundegelegte Vögel (Abb. 23).

Im folgenden wird die relative Verwundbarkeit von Beutegruppen durch Mäusebussard bzw. Habicht diskutiert. Dabei wird versucht, die Beutetypen nach ökologischen Gilden zu bündeln.

- Höhlenbrüter: Daß der Star etwas stärker unter dem Mäusebussard zu leiden hat, liegt wohl an einer leichten Überrepräsentierung in der Zusammenstellung (außergewöhnlich hohe Anteile von STUBBE et al. 1991 und BIJLSMA 1993 - Gebiete, aus denen z.T. bekannt ist, daß hier auch Habichte erhöhte Staranteile erbeuten); daneben möglicherweise auch, daß die Art durch Bussarde und Habicht in gleicher Weise um die Zeit des Flüggewerdens sehr stark gefährdet ist, danach aber auch für den Habicht schwer erlangbar (vgl. oben). Dafür spricht auch die monatliche Zusammenstellung BRÜLLS (1984). Für die annähernd gleich starke Spechtprädation spricht ebenfalls die zur Zeit des Ausfliegens durch den Mäusebussard kaum geringere Verwundbarkeit. Die Unterschiede bei den Eulen sind ebenfalls gering, jedoch etwas stärker auf Seite des Habichts (Habichte durchkämmen dichte Baumbestände systematischer als Bussarde - Tageseinstände!). Die Waldohreule als häufige Beute ist ohnehin meist Offenbrüter.

- Bodenbewohner der offenen Landschaft: Die Flug- und Fluchtleistungen von Hühnervögeln werden leicht unterschätzt; ihr Schnellstart stellt gewiß einen effizienten Schutz dar. Deshalb fällt die bodenbewohnende Lebensweise nicht so stark zugunsten des Mäusebussards ins Gewicht, wie manchmal betont wird (z.B. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971). Besonders junge Feldlerchen, die sich bei Bedrohung durch

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Greifvögel gerne drücken, können sich so vor den tief jagenden Habichten leichter verbergen als vor Mäusebussarden, die die Feldvegetation aus höherem Blickwinkel kontrollieren. Darüber hinaus wird Agrarland von letzteren aufgrund des Feldmausvorkommens generell stärker zum Nahrungserwerb aufgesucht.

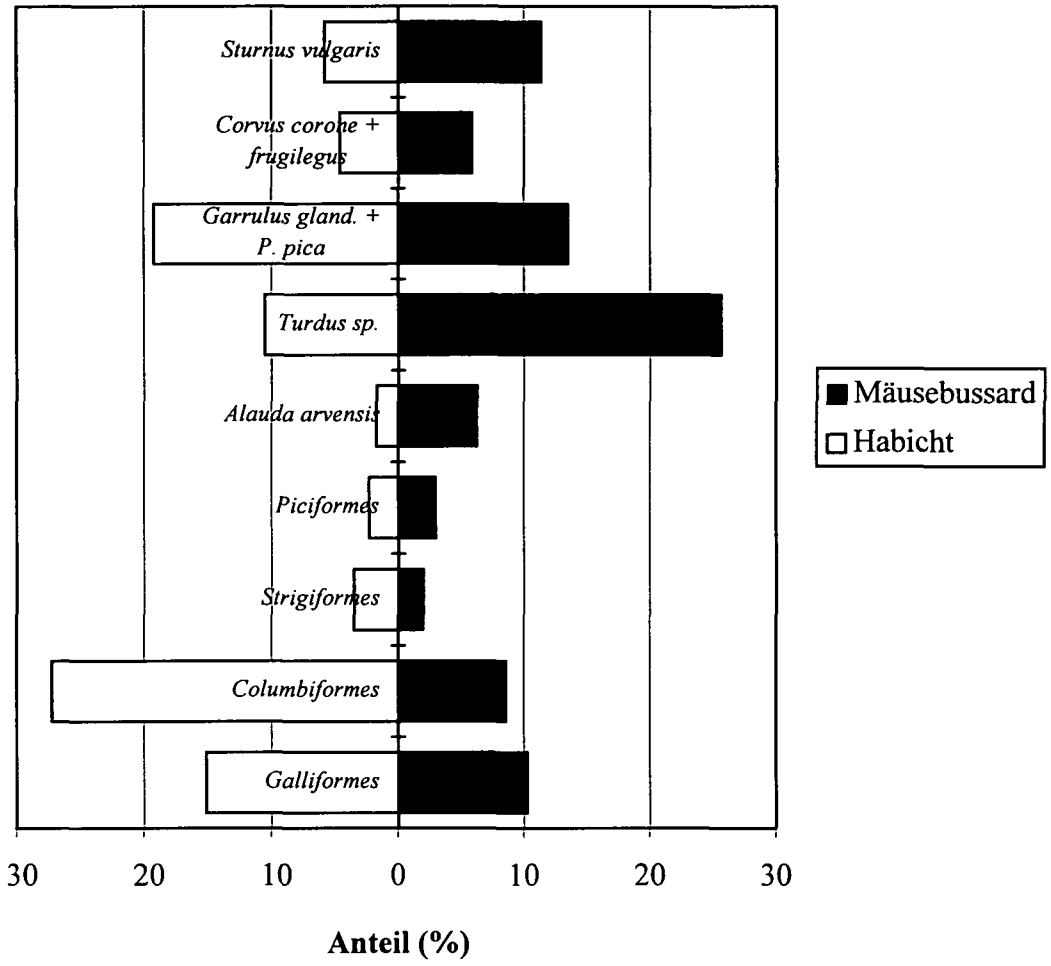


Abb. 23: Relative Verwundbarkeit einzelner Vogelgruppen durch Mäusebussard bzw. Habicht. Zugrundegelegt wurden beim Mäusebussard die Durchschnittswerte aus 10 mitteleuropäischen Studien (Tab. 5), beim Habicht UTTENDÖRFER (1952).

• Waldbrüter (bevorzugt der Strauchschicht): Die stärkere Drosseljagd des Mäusebussards erscheint überraschend. (In reinen Waldrevieren stellen Drosseln saisonal die Hauptbeute des Habichts.) Eigene Ergebnisse sprechen dagegen, daß sie für den Habicht bereits zu kleine Objekte darstellen. Eventuell erleichtert das besonders frühzeitige Verlassen des Nestes bei Jungdrosseln auch dem Bussard ihre Bejagung erheblich. Daß Habichte eher Häher schlagen, hat seinen Grund vielleicht in der generell stärkeren Bejagung des Habitattyps Wald und der Wendigkeit der Häher in dichter Vegetation. Tauben zählen zu den schnellsten, allerdings durch dichte Vegetation behinderten Fliegern und können im Adultzustand vom Mäusebussard höchstens in sehr unübersichtlichem Gelände überrascht werden; Brieftauben rasten zudem bei Schlechtwettereinbrüchen auf dem Boden. Für taubenjagende Habichte bestehen auch noch in halboffenem Gelände Chancen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

• Baumbrüter (bevorzugt des Kronenbereichs): Ähnliche Gründe wie beim Star mögen für die sich kaum unterscheidenden Anteile der Krähen gelten: Auch Habichtsterzel jagen überwiegend Nestlinge und flügge Exemplare, während die wachsamen Alttiere selbst für Habichte schwer zu überraschen sind.

3.5.4 Feldhase, Eichhörnchen und Marderartige als Mäusebussard- und Habichtbeute

Diese drei Säugetierfamilien werden auch durch den Habicht, der damit ein potentieller Nahrungskonkurrent des Mäusebussards ist, stärker bejagt. Marder (*Martes* sp.) sind zudem die wichtigsten ökologischen Gegenspieler mittelgroßer Greifvögel. Hermelin (*Mustela erminea*) und Mauswiesel (*Mustela nivalis*) sind ökologisch erfolgreiche Nahrungskonkurrenten und könnten von Greifvögeln durch direkte Prädation beeinflußt werden (NORRDAHL & KORPIMÄKI 1995). Die hier behandelten Arten sind aufgrund ihrer Größe durch herkömmliche Nahrungsanalysen besser repräsentiert als Kleinsäuger.

Ergebnisse aus sieben Gebieten stellen die möglichen Beuteanteile vor (Tab. 6). Diese beziehen sich nicht auf die Gesamtbeute, da dadurch eine zu starke Abhängigkeit von der variablen Erfassung der Vogelbeute gegeben wäre, sondern nur auf alle nachgewiesenen Säuger (=100 %). Die Hasen sind, soweit entnehmbar, Lebendbeute.

UNTERSUCHUNG	Methode	n Säugetiere	Mustelidae	*Lepus europaeus*	*Sciurus vulgaris*
Mäusebussard:					
RÖRIG in GLUTZ et al. 1971	Mageninhalt	1167	0,80%	2,80%	0,30%
MEBS 1964	Horstkontrollen	266	0,40%	6,80%	0,40%
ROCKENBAUCH 1975	Horstkontrollen	78	1,30%	7,70%	3,80%
LOOFT & BUSCHE 1981	Horstkontrollen	159	0	4,40%	0,60%
GAMAUF 1990	Horstkontrollen	183	0,50%	1,10%	0
GOSZCZYNSKI 1991	Gewölle+Horstkontrollen	3935	?	2,10%	0,30%
BIJLSMA 1993	Horstkontrollen	1034	0,80%	2,30%	0,90%
Mäusebussard gesamt	verschiedene	Summe 6822	Durchschnitt 0,63%	Durchschnitt 3,89%	Durchschnitt 0,90%
Habicht: UTTENDÖRFER 1952	Rupfungen	707	1,30%	28,40%	36,60%

Tab. 6: Literaturdaten über die Anteile einiger größerer Säugetiere an der gesamten Säugetierbeute (meist wenig Material).

Musteliden werden mit nur etwas über 0,6 % aller Säugetiere geschlagen. Dies spiegelt in erster Linie ihre in diesem Verhältnis gegenüber Mäusen geringere Häufigkeit wider. Der Mäusebussard fängt die einzelnen Arten in negativer Korrelation zu ihrer Körpergröße: Das Mauswiesel (*Mustela nivalis*) öfter als das Hermelin (*Mustela erminea*); ROCKENBAUCH (1975) wies sogar einen Iltis (*Mustela putorius*) nach.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

BIJLSMA (1993) schließlich gelang der Beweis, daß ein junger Baummarder (*Martes martes*) von etwa 1 Kilo Gewicht lebend überwältigt wurde. Der Habicht schlägt fast doppelt so häufig Marderartige, die Artenzusammensetzung unterscheidet sich kaum. Im Zweifelsfall werden sich Habichte aufgrund ihrer größeren Wehrhaftigkeit eher für einen Angriff entscheiden als Bussarde. Generell müssen diese Überlegungen aber vorsichtig interpretiert werden, da hier die Beuteindividuen ein schlechter Bezugspunkt sind (starke Größenunterschiede Mäuse-Marder).

Am 27.3.1996 konnte eine direkte Interaktion Hermelin-Mäusebussard beobachtet werden: Ein Hermelin erbeutete eine Schermaus und floh mit ihr in deren Bau, als ein Bussard in 1 m Nähe landete und das Erdloch gespannt fixierte. Nun fuhr das Hermelin blitzartig aus der Erde, richtete sich zu voller Höhe auf und keckerte, um ebenso rasch wieder „unterzutauchen" (gleiches Verhalten wurde gegenüber dem Menschen beobachtet). Der Bussard lauerte noch mehr als eine Minute vor Ort. Er war wahrscheinlich aufgrund der großen Nähe zu einem Wohnhaus (20 m) in seinem Verhalten gehemmt.

Die reichlich siebenfach häufigere Hasenbeute des Habichts muß primär mit seinem viel selteneren Mäusefang in Zusammenhang gebracht werden. Letzterer ist aber methodisch wohl zu gering erfaßt, worauf noch viel zu wenig - vor allem bei Vergleichen mit *Buteo buteo* - aufmerksam gemacht wurde. Deshalb ist der Unterschied in Wirklichkeit wohl etwas weniger drastisch. Als Hauptgrund ist erneut die im Vergleich zu Mäusen auffälligere Lebensweise anzunehmen. Andererseits zeichnen sich gerade die überwiegend erbeuteten Junghasen durch eine heimliche Lebensweise aus.

Habichte fangen auch über vierzigmal so häufig Eichhörnchen als Säugetierbeute als Bussarde. In diesem Fall kommt zweifellos die größere Wendigkeit des Habichts entscheidend zum Tragen. Aber auch seine systematische Jagd im Waldesinneren ist ein wesentlicher Grund. Erwähnenswert ist schließlich noch, daß im oberösterreichischen Untersuchungsgebiet 1993 eine ausgesprochene Massenvermehrung des Eichhorns auftrat. Alle Nachweise beim Mäusebussard stammen aus diesem Jahr.

3.5.5 Lebensraumgilden der Beutearten im Vergleich

Aufgrund der methodischen Vorbehalte können an dieser Stelle die Aussagen wieder nur auf Vögel bezogen werden. Der Mäusebussard stützt seine Ernährung überraschenderweise zu fast drei Viertel auf Waldarten. Bewohner der Feldflur (Fasan, Kiebitz) erreichen nicht ganz 20 %; die übrigen Lebensräume - flächenmäßig von geringer Ausdehnung - werden vom Mäusebussard nur unbedeutend (zumindest auf Vögel) bejagt (Tab. 7).

Standorts-Gilde	Mäusebussard (n=58)	Habicht (n=687)
Gewässer	1,7%	1,0%
Feldflur	19,0%	11,9%
Siedlung	5,2%	15,7%
Wald	74,1%	71,3%

Tab. 7: Herkunft nach Lebensräumen der von Mäusebussard bzw. Habicht geschlagenen Vögel.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Damit kann er Siedlungen deutlich weniger nutzen als der Habicht. Aber auch die Feldflur wird diesem gegenüber weniger deutlich bevorzugt, als nach bisherigen Erkenntnissen zu erwarten. Beide Arten beziehen also das Gros der erbeuteten Vögel aus dem Wald. Es sei daran erinnert, daß dieser im Untersuchungsgebiet nur 7,5 % der Landschaftsfläche einnimmt.

Auch der Wald hat also eine gewisse Bedeutung als Nahrungshabitat. Im Unterschied zum Grünland konnte allerdings kein Einfluß auf die Besetzungshäufigkeit (= Qualität) der Reviere nachgewiesen werden (Kap. 3.4.2, 3.4.3). Möglicherweise spielt hier der Umstand eine Rolle, daß die flächenmäßig am stärksten ins Gewicht fallenden Wälder Fichtenkulturen sind (es wurde versucht, die Waldfläche mit der Revierqualität in Beziehung zu setzen). Am vogelreichsten sind jedoch die schmalen Laubholzsäume. Auch ist die saisonale Bedeutung unterschiedlich einzuschätzen: Im Sommer ist der Wald voll von leicht greifbaren Jungvögeln. (Auf Feldern und Wiesen besteht dann durch die hohe Vegetation eine verminderte Erreichbarkeit von Kleinsäugern.) Zu allen übrigen Jahreszeiten bietet der Wald weit weniger Beute.

Jedenfalls verschiebt sich die Beutewahl des Mäusebussards bei abnehmender Bewaldung weg von Vögeln hin zu Kleinsäugern und umgekehrt (JERDRZEJEWSKI et al. 1994).

3.5.6 Unterschiede in der Selektion von Alters- und Gewichtsklassen

Zwischen Mai und Juli betrug der Prozentsatz der Beutevögel mit noch vorhandenen Blutkielen beim Mäusebussard 59 % (n = 56), beim Habicht 38,1 % (n = 84, 1994 - 96). Dabei wäre aufgrund der Flugleistungen beim Mäusebussard eine durchaus stärkere Jungvogelprädation zu erwarten.

Das mittlere Vogelbeutegewicht des Mäusebussards lag in der vorliegenden Untersuchung bei dem hohen Wert von 346 g (s.o.). Der entsprechende Wert des Habicht mit 405 g (STEINER unpubl.) unterscheidet sich kaum. BIJLSMA (1993) konnte jedoch anhand des Kaninchens eine vorhandene Nischentrennung zeigen (vgl. auch eigene Befunde unter 3.5.6. für Säugetiere). Dennoch muß darauf hingewiesen werden, daß seine in diesem Zusammenhang gebrachten Unterschiede der Zehenspannweiten (vgl. auch BRÜLL 1984) nicht primär eine Funktion der Leistungsfähigkeit darstellen, sondern auch ein Merkmal für überwiegende Säugetier- bzw. Vogeljagd (BROWN 1979) sind; der Kronenadler (*Stephanoaetus coronatus*) schlägt trotz kürzerer Zehen schwerere Beute als der Kampfadler (*Polemaetus bellicosus*) (BROWN l.c.).

3.5.7 Resümee

Die in vielen Lebensraum-Bereichen geringen Unterschiede zwischen Habicht und Mäusebussard sprechen für die nahrungsökologische Vielseitigkeit des Mäusebussards und potentielle Konkurrenz (Tab. 8).

Das Bild der „seltsamen Beutereste", sobald Reste größerer oder wehrhafter Vogelarten am Horst zu finden sind, ist zu revidieren. Daß der Bussard „nur durch Überraschungstaktik" Vögel erreichen kann, trifft ja grundsätzlich auch auf Habicht, Sperber und Baumfalke zu (STEINER unpubl.). Anthropomorph ausgedrückt könnte man sa-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gen, daß größere Geduld höheren Beuteausnutzungsgrad ermöglicht. Der Mäusebussard ist kein Mäusespezialist, sondern Nahrungsgeneralist.

Vergleichskriterium	**Mäusebussard**	**Habicht**
Jagdgebiet	Grünland, Wald	Wald, Siedlungen
Waldrandentfernung des Horstes	52 m (n=15)	49 m (n=9)
Siedlungsentfernung des Horstes	270 m (n=15)	317 m (n=9)
Durchschnittliche Horstwaldgröße	42 ha (n=15)	26 ha (n=9)
Minimale Horstwaldgröße	ca. 0,1 ha	ca. 0,6 ha
Anteil der Jungvögel an der Vogelbeute zur Brutzeit	59%	38,1%
Mittleres Vogel-Beutegewicht	346 g	405 g

Tab. 8: Übersicht über die Lebensraumnutzung des Mäusebussards im Vergleich zum Habicht. Daten über Horststandorte aus STEINER (1993 b).

3.6 Weitere Ergebnisse von Mauserfeder – Aufsammlungen

3.6.1 Alter von Brutvögeln und Nichtbrütern

Einer von 6 Nichtbrütern befand sich im zweiten Kalenderjahr, die übrigen 5 Individuen waren alle älter. Dieses Resultat wurde anhand der Steuerfedern gewonnen; Kleingefieder deutete allerdings darauf hin, daß weitere Vögel im Jugendkleid auftraten. Alle 6 altersbestimmten Brutvögel waren älter als im 2. Kalenderjahr.

Das recht hohe Alter der Nichtbrüter ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß sich die vorliegenden Ergebnisse auf territoriale Vögel beziehen und ein größerer Prozentsatz der einjährigen Vögel noch nicht revierhaltend ist.

3.6.2 Mauserperiode

Nichtbrütende Bussarde warfen Handschwingen zwischen 24. Juni und 30. August ab, wobei 9 von 10 Funden auf die Zeit nach dem 23. Juli datiert werden konnten. Armschwingen wurden zwischen 17. Mai und 2. September vermausert. 9 von 13 Federn wurden dabei erst nach dem 28. Juli vermausert, sodaß die Nichtbrüter auch ihre Armschwingen hauptsächlich im Hochsommer erneuerten. Steuerfedern wurden im Zeitraum 17. Juli bis 24. August gewechselt (n = 8).

Brutvögel mauserten ihre Handschwingen im Zeitraum zwischen 7. Juni und 1. August. Bis zum 23. Juli gelangen dabei immerhin 5 von 8 Nachweisen. Dies deutet

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

auf eine spätere Mauser der Nichtbrüter hin. Frisch vermauserte Armschwingen wurden am 18. und 27. Juli festgestellt, frische Steuerfedern am 13. und 17. Juli, also früher als die 8 Nachweise von Steuermauser durch Nichtbrüter.

3.6.3 Federlängen als Maß für Körpergröße und Fitness

Besonderes Augenmerk wurde darauf gelegt, ob zwischen Brutvögeln und Nichtbrütern Unterschiede in der Länge der Handschwingen bestanden. Diese Maße können als Indikation für die Gesamtkonstitution verschiedener Exemplare genutzt werden (NEWTON 1986, RISCH 1997).

Effekte des Geschlechtsdimorphismus überlagern sicher den Vergleich der Handschwingen-Längen, Effekte unterschiedlichen Alters wohl weniger. In 4 von 5 Fällen waren die Durchschnittsmaße der Handschwingen von Brutvögeln jedenfalls größer als die von Nichtbrütern (Abb. 24). Bei den Steuerfedern ist das Untersuchungsmaterial für diesbezügliche Angaben zu klein.

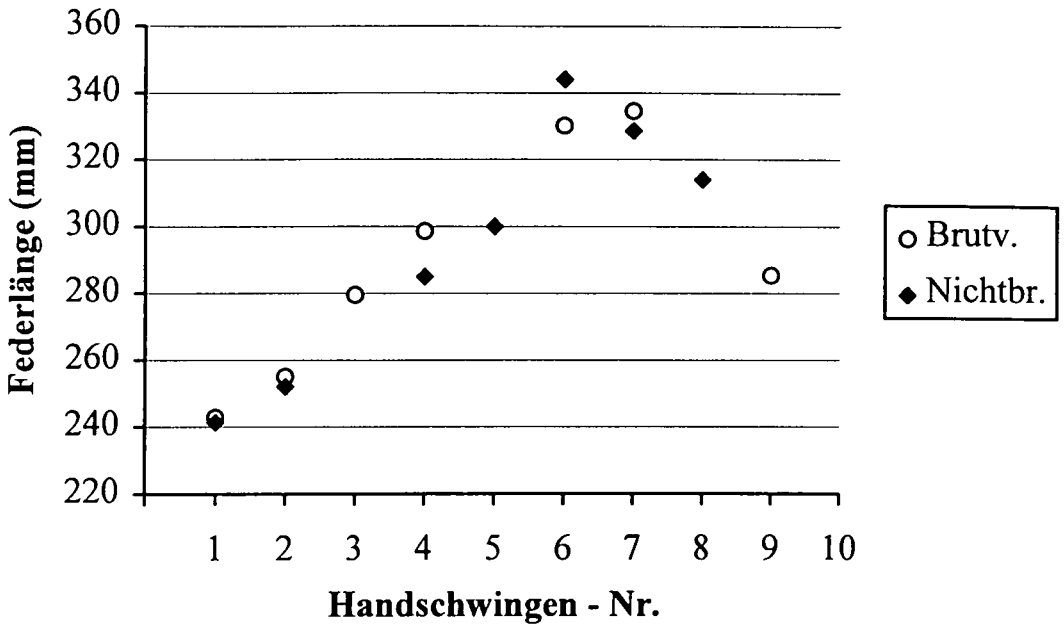


Abb. 24: Bussarde mit kürzeren Handschwingen sind Nichtbrüter (Durchschnittswerte). Brutvögel: n = 17, Nichtbrüter: n = 15 Handschwingen.

3.7 Gesamtdiskussion

3.7.1 Internationale Synthese und Vergleich mit den eigenen Ergebnissen

Die Häufigkeit des Mäusebussards in den oberösterreichischen Tieflagen ist nicht sonderlich groß. Die besonders gut untersuchten ostdeutschen Agrargebiete weisen nach GEDEON (1994) 28,7 Brutpaare pro 100 km² auf (gegenüber einem mehrjährigen Durchschnitt von 11,7 Brutpaaren). Dies schränkt die Ansicht etwas ein, die Dichte

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

des Mäusebussards (und Turmfalken) sei grundsätzlich wesentlich höher als die aller anderen Greifvogelarten (vgl. BEZZEL 1982). Interessanterweise erreicht der Baumfalke - eine als anspruchsvoll geltende Art - im selben Gebiet die Hälfte der Bussarddichte.

Ebenfalls durch dieses Ergebnis relativiert wird die Meinung, die Agrarlandschaft würde den Mäusebussard im Gegensatz zu Waldlandschaften generell fördern. Dies scheint zu einer die Avifauna als ganzes betreffenden Tendenz zu passen: Neuerdings mehren sich Hinweise auf eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für Vögel in der Agrarlandschaft, im Gegensatz zu den meisten Vögeln des Waldes (vgl. FLADE & SCHWARZ 1996; Baumpieper, *Anthus trivialis*, in Oberösterreich, SCHUSTER 1996).

Bisher wurde auch häufig die Ansicht vertreten, Mäusebussard-Bestände würden starken Bestandsschwankungen im Verein mit dem Feldmaus-Massenwechsel unterliegen (MEBS 1964, LOOFT & BUSCHE 1981). Bereits HOHMANN (1994) hat dies relativiert: Die Anzahl der Bussarde kann durchaus konstant bleiben, lediglich ihre Brutbereitschaft ändert sich.

In guter Übereinstimmung zu bisherigen Studien stehen die zeitliche Lage des Brutgeschehens sowie das Überwinterungsverhalten der untersuchten Bussardpopulation (vgl. ROCKENBAUCH 1975). Dasselbe gilt für den erreichten Bruterfolg.

Das Klima scheint nicht den hohen Stellenwert als dichtebeeinflussender Faktor zu haben, wie ihn andere Autoren einräumen (z. B. KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1994). Gerade das Ergebnis der positiven Korrelation von Brutbestand und Schneedeckendauer sollte deshalb weitere, langfristige Untersuchungen in möglichst verschiedenen Lebensräumen anregen. Es sollte auch nicht verabsäumt werden, die Kausalität gefundener Korrelationen stets kritisch zu diskutieren.

Im Unterschied zu mancher norddeutschen Population ist das Nistverhalten der oberösterreichischen Bussarde noch konservativ (vgl. FRANKE & FRANKE 1991). Gebrütet wird fast nur in geschlossenen Waldbeständen, frei sichtbar angelegte Horste haben sich hier noch nicht durchgesetzt. Wohnhäuser befinden sich dennoch meist in der nahen Umgebung. Dies muß kein Widerspruch zu SCHIMMELPFENNIG (1996) sein, der eine Meidung des Menschen herausstellte. Die kleinräumige Nistplatzwahl wird durchaus beeinflußt, nicht aber die Siedlungsdichte der Population oder der Bruterfolg. Die Rolle interspezifischer Konkurrenz ist anhand der vorliegenden Untersuchung wie bei SCHIMMELPFENNIG (l.c.) zu bewerten: Der Habicht beeinflußt das Bestandsniveau des Mäusebussards nicht, der Bussard meidet aber wo möglich die unmittelbare Nähe des Habichts, und kann nicht vorhersehen, ob es zu Nestplünderungen durch diesen kommt. Die von anderer Seite (z.B. KOSTRZEWA l.c.) vertretene Auffassung, auch die Dichte würde beeinflußt, erfährt durch die vorliegenden Daten keine Unterstützung. In diesem Zusammenhang sollte in Hinkunft die allgemeine Höhe des Nahrungsangebotes für den Habicht stärker berücksichtigt werden; es scheint Hinweise zu geben, daß der Habicht (ähnlich dem Uhu, *Bubo bubo*) Greifvögel besonders bei Nahrungsarmut schlägt.

In bemerkenswerter Übereinstimmung zu den Ergebnissen sowohl bei Siedlungsdichte als auch Populationsdynamik steht die Ernährungsökologie: Es scheint eher die Vielseitigkeit des Mäusebussards zu sein, die ihn heute noch so relativ gut gedeihen läßt. Eine starke Abhängigkeit von Wühlmäusen war nicht zu beobachten. Der nicht sehr hohe Bussardbestand schwankt recht wenig, je nach Jahreszeit werden verschie-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

dene Habitate bejagt. Zur Brutzeit können Vögel wichtige Biomasse liefern. Diese sind nicht kleiner als die von Habichtmännchen geschlagenen. Vögel als wichtige Beutegruppe wurden bisher erst von wenigen gebührend beachtet (z.B. JEDRZEJEWSKI et al. 1994). Besonderen Erfolg scheint zu versprechen, Ernährung und Reproduktionserfolg in sich lebensraummäßig unterscheidenden Revieren zu vergleichen (vgl. STEINER 1996 b). Bisher ist es beim Mäusebussard wohl noch nie gelungen, bei ausreichend vielen Horsten eine Beuteliste aufzustellen.

Die Bedeutung von Grünland haben bereits eine Reihe von Autoren betont, auch beim Turmfalken (z.B. LOOFT & BUSCHE 1981). Einer zukünftigen Klärung bedarf aber besonders die Rolle von Ackerland als Beutehabitat. In der vorliegenden Untersuchung wurden reine Ackergebiete geradezu gemieden. FRANKE & FRANKE (1991) konnten dagegen in einem extremen Ackerbaugebiet eine viel höhere Mäusebussarddichte feststellen. Hier sollte besonderes Augenmerk auf die genauere Bewirtschaftungsweise (Dauer der Sturzackerperiode!) gelegt werden, die sich sehr verschieden auf Mäusepopulationen auswirken kann. Auch Regenwürmer scheinen in der Vorbrutzeit eine wichtige Ressource zu sein, die in atlantischem Klima und auf Wiesen besser verfügbar ist.

Insgesamt müssen die großen Dichteunterschiede zwischen manchen norddeutschen Agrargebieten und Gebieten aus dem südlichen Mitteleuropa nach wie vor als ungeklärt gelten.

Auch das Auftreten von territorialen Nichtbrütern (sowohl Paaren als auch Einzelvögeln), zu deren Biologie einige neue Kenntnisse zusammengetragen wurden, paßt in das entworfene Bild. Beute ist in den meisten Bereichen vorhanden, jedoch kaum im Überfluß. Deshalb wird nur an relativ wenigen Plätzen regelmäßig gebrütet. Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß RASMUSSEN & STORGARD (1989) einen deutlichen Rückgang der Fortpflanzungsleistung des Mäusebussards in den letzten 50 Jahren feststellten. Sie vertreten die Meinung, daß Agrargebiete heute generell nahrungsärmer sind und die Bussarde gezwungen sind, stärker in Wäldern zu jagen als bisher (Rötelmäuse). Dies trifft in die gleiche Kerbe wie die in Oberösterreich ermittelten Ergebnisse.

3.7.2 „Quellen" und „Senken"- neue Perspektiven für Ökologie und Naturschutz

Im Alpenvorland waren von 14 Paar-Revieren wahrscheinlich nur 3 selbsterhaltend. Diese waren möglicherweise sogar für das Überleben der gesamten Population in diesem ca. 90 km² großen Bereich verantwortlich. In diesem Bereich hielten sich zur Brutzeit 1991 - 1996 in mindestens 23 Revieren Mäusebussarde auf. Der Großteil des Gebietes war also als Senke zu bezeichnen.

Die drei optimalen Reviere („Plaschlhof", „Exenberg", „Weigen"-Kremsauen) hatten 1991 bis 1996 in allen oder wahrscheinlich allen Jahren Bruterfolg. Das Revier „Weigen", von dem genauere Daten vorlagen, war sogar mindesten 8 Jahre hintereinander erfolgreich (bis 1998) und produzierte allein zwischen 1993 und 1996 10-12 Junge. Diese drei Reviere wiesen folgende gemeinsame Merkmale auf: Vorhandensein von extensivem Grünland und gute Landschaftsgliederung mit großen Waldrandlängen bzw. Gehölzsäumen. Während das wohl allerbeste Revier „Weigen" völlig flach war, waren die beiden anderen besonders stark reliefiert und wiesen im Ver-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

gleich zu allen anderen Revieren auch Steillagen auf, die sich landwirtschaftlicher Intensivnutzung entzogen. Die allen gemeinsame extensive Nutzung war sicher der Hauptgrund für ein vielseitiges und hohes Beuteangebot und die daraus resultierende Bevorzugung.

Dagegen waren die Entfernungen zu Dauersiedlungen keinesfalls groß, zum Teil sogar bemerkenswert klein.

Es ist jedoch anzunehmen, daß auch vom Alpenrand her eine starke Emigration ins Vorland erfolgte. Der Alpenrand produzierte sicher einen Netto-Überschuß und war zweifellos in der Lage, einen Gürtel des Alpenvorlandes mit Bussarden zu versorgen. Diese Reviere waren möglicherweise noch produktiver als die drei besten des Alpenvorlandes. Auf nur ca. 20 km² Fläche existierten 6 Reviere, die in annähernd allen Untersuchungsjahren erfolgreiche Reproduktion leisteten. Diese Reviere („Käfergraben", „Hochkogl-Jageredt", „Regengraben", „Haller Wald", „St. Nikola", „Grünburg") lagen sehr dicht beieinander. Damit hatte der Alpenrand pro Flächeneinheit eine um ein Vielfaches größere Produktivität als das Alpenvorland.

Der Alpenrand unterschied sich grundsätzlich vom Vorland: Höherer Waldanteil, fast ganz fehlender Ackerlandanteil und noch stärkeres Relief.

Sehr überraschend war somit, daß der Mäusebussard in weiten Bereichen des Alpenvorlandes trotz Vorkommens keine überlebensfähigen Bestände unterhielt. Allerdings bestanden dort vielleicht „Reserveräume" für künftige Anwärter von optimalen Revieren.

Dieses Ergebnis ist deshalb von so allgemeiner Bedeutung, weil die vorliegende Untersuchung offenbar eine Population eines „typischen" und keines „optimalen" Habitats beschrieb. Es gibt offensichtlich sehr großflächig und verbreitet Senken mit unzureichender Reproduktion.

Für Umweltverträglichkeitsprüfungen, landschaftsökologische Begleitplanungen, Gutachten, naturschutzfachliche Gebietsbewertungen, aber auch Schutzgebiete und Artenschutz allgemein ergeben sich aus all dem wichtige, zum Teil unangenehme Konsequenzen: Das Vorkommen einer Tierart sagt noch gar nichts über den Wert dieses Gebietes aus. Für seriöse Aussagen sind mehrjährige Erfassungen notwendig.

Möglicherweise hat in historischer Zeit eine Umkehr von „Quellen" und „Senken" stattgefunden (vgl. DIAS 1996): Mögen zu Beginn der Waldrodungen diese ersten Öffnungen des Waldes optimal gewesen sein, sind dies heute die am wenigsten genutzten Landschaftsreste. Eine langandauernde Intensivierung der Nutzung, Strukturverarmung und Gestaltung zur Maschinengerechtigkeit führte zur Auszehrung der Landschaft. Man kann dem Boden heute zwar im Unterschied zum Mittelalter durch synthetische Düngergaben eine gewisse Fruchtbarkeit erhalten, für alle höheren Tiere hat jedoch eine noch nie dagewesene „Verwüstung" Platz gegriffen. Es genügt nicht, wenn nur „basale" ökologische Funktionen erhalten bleiben. Die Monotonisierung der Landschaft schneidet das Ökosystem von sämtlichen höheren Tieren ab und kann dadurch zu unvorhersehbaren Entwicklungen im System führen: Es ist heute erwiesen, daß Rückkopplungsprozesse von höheren Gliedern der Ökosysteme stattfinden, und nicht nur die Primärproduzenten die Funktionsabläufe von Ökosystemen bestimmen (REMMERT 1992). Mittel- oder langfristig drohen daher durch eine Strukturverarmung und den Artenschwund von Wirbeltieren ebenfalls bedrohliche Entwicklungen, wenn lediglich anthropozentrischer Umweltschutz, jedoch kein ganzheitlicher

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Naturschutz betrieben wird.

Tierarten müssen als Bioindikatoren korrekt verwendet werden. Vielfach werden unzulässige Vereinfachungen gemacht. Die heutige Kenntnisstand der Populationsökologie stellt die bisherige Praxis sogar grundsätzlich in Frage. Für höhere Tierarten ist eine bedingungslose Verknüpfung mit einem einzigen Lebensraum-Parameter fast undenkbar. Für den Menschen mag ein gewisser Faktor objektiv erscheinen, Tiere sind aber nur solange an ihn gebunden, als keine anderen Faktoren die Bilanz der Profitabilität ändern. So werden Spechte mit zunehmendem Totholzangebot häufiger, aber nur solange, als auch genügend Deckung vor Beutegreifern gewährleistet ist. Tatsächlich spielen in der Natur noch viele weitere Faktoren eine Rolle für das Vorkommen einer Tierart.

Weder Artenreichtum (Diversität), noch Häufigkeit (Abundanz) sagen für sich alleine etwas über die naturschutzfachliche Wertigkeit eines Gebietes aus. Als Beispiel mögen Städte genannt werden. Rabenkrähen können sehr häufig, aber auf Zuwanderung vom Umland angewiesen sein. Die Messung der Produktivität ist bereits aussagekräftiger als die Abundanz. Am aussagekräftigsten wären jedoch Kenntnisse zum Beitrag für die nächste Generation (recruitment).

4 Dank

Zahlreichen Personen bin ich im Zusammenhang mit der vorliegenden Arbeit zu Dank verpflichtet: Univ.-Prof. Dr. Wolfgang SCHERZINGER danke ich für die Genehmigung des Themas und die kritische Durchsicht des Manuskriptes der zugrundeliegenden Diplomarbeit (STEINER 1997). Meine Eltern unterstützten mich während allen Phasen der Arbeit. Mein Bruder Norbert unternahm im ersten Untersuchungsjahr 1991 zahlreiche gemeinsame Exkursionen und entdeckte so manchen ersten Hinweis auf ein Revier. Dr. A. GAMAUF (Vogelsammlung/Naturhistorisches Museum Wien) gab mir bereits 1990 mit fachlichen Vorschlägen und Literatur wichtige Anstöße zu quantitativem Arbeiten. Dr. G. AUBRECHT (OÖ. Landesmuseum) verfolgte meine Arbeit mit Interesse und ständiger Unterstützung bis zur Publikation an dieser Stelle. Von der Naturschutzabteilung der OÖ. Landesregierung (Dr. G. SCHINDLBAUER, Dr. H. SCHRATTER) erhielt ich 1994 eine finanzielle Unterstützung im Rahmen eines „OÖ. Greifvogelprojektes", das auch den Mäusebussard miteinschloß. Mag. G. REITER, M. TRAUTMANN, A. ZADRAVEC und besonders D.I. T. BUCHBERGER unterstützten mich in EDV - Angelegenheiten. H. UHL teilte mir schließlich Beobachtungen aus Teilgebieten mit. Mitarbeiter-Kollegen der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft am OÖ. Landesmuseum, besonders H. LEITNER, K. LIEB, E. PILS, E. ÜBLEIS und H. RUBENSER, füllten Datenblätter über Greifvogelbruten aus und sandten sie ein.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5 Zusammenfassung

Obwohl bereits eine Reihe von Untersuchungen zur Ökologie des Mäusebussards vorliegt, entziehen sich viele wichtige Fragen nach wie vor unserer Kenntnis. Zum Beispiel sind die Räuber-Beute-Beziehung oder die Ökologie unter Berücksichtigung von Nichtbrütern kaum verstanden. In Österreich mangelt es darüber hinaus an vielen weiteren Grundlagendaten, die für den gesetzlichen Schutz Basis sein müssen.

Biologie und Stellung des Mäusebussards im taxonomischen und ökologischen System wurden im folgenden kurz umrissen.

Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde eine Population systematisch von 1991 bis 1996 untersucht, wobei der Bestand aller revierhaltenden Paare auf 100 km² gezählt wurde. 1994 und 1995 wurde dies auf einer erweiterten Fläche von 225 km² durchgeführt.

Das Untersuchungsgebiet befand sich im Alpenvorland in Oberösterreich auf etwa 450 m Seehöhe. Es umfaßte den weiteren Bereich des Kremstales zwischen Schlierbach und Kremsmünster bis zum Steyrtal bei Grünburg. Geologisch ist es der Molassezone zugehörig, edaphisch herrschen Braunerdeböden vor.

Das Klima ist ozeanisch dominiert; das Temperatur-Jahresmittel liegt bei 7,4 bis 8,4 °C. Der Jahresniederschlag erreicht zwischen 970 und 1220 mm, wobei die Maxima von Juni bis August, mit einem zweiten Gipfel im Dezember und Januar auftreten. Im Winter liegt im Durchschnitt an 54 Tagen eine Schneedecke, die frühestens am 19. Dezember und spätestens am 29. April abschmilzt. Die Stärke der Schneedecke erreicht im Mittel 25 cm. Während des Untersuchungszeitraums wurden die niederschlagsfreien Tage von März bis Juni und die Schneedeckentage ab Jänner gezählt.

Die Bevölkerungsdichte beträgt ca. 79 Einwohner pro km². Die Siedlungsstruktur ist durch gleichmäßig verteilte Einzelhöfe und Bauerndörfer gekennzeichnet.

Die Landnutzung erfolgt auf rund 82 % der Fläche landwirtschaftlich. Davon werden wiederum > 80 % durch intensiven Ackerbau bestritten. Etwa die Hälfte der Felder wird mit Getreide bebaut, ein Drittel mit Mais. Auch die Grünland-Relikte, meist Mähwiesen, werden intensiv gedüngt. Wälder bedecken rund 8 % des Gebietes. Ursprünglich stockten Rotbuchenwälder (*Fagus sylvatica*), rezent dominiert die Fichte (*Picea abies*) mit > 90 % des Bestandes. Sie baut die meisten Forstflächen auf, entlang von Bächen dominieren aber reich strukturierte Laubgehölze, vor allem Erlen (*Alnus glutinosa*) und Eschen (*Fraxinus excelsior*).

Bei Siedlungsdichteuntersuchungen an Greifvögeln wurde bisher oft verabsäumt, klar zu definieren, ob alle Revierpaare oder nur Brutpaare gezählt wurden. Unbedingte Voraussetzung für eine vollständige Erfassung ist eine umfassende Kenntnis der Lebensweise der untersuchten Art. Die Erhebungsmethode hängt auch vom Untersuchungsgebiet ab; in jedem Fall müssen alle Wälder systematisch begangen werden, wobei nicht nur auf Horste, sondern auch auf Spuren am Boden zu achten ist. Die wichtigsten Zeiträume sind März und April sowie Juni und Juli. Im Frühjahr sollte der Hauptaufwand der Beobachtung kreisender Vögel gelten. Im Sommer ist eine Konzentration auf Schmelz und Mauserfedern am Boden empfehlenswert, sowie das Verhören ausgeflogener Jungvögel.

Das ganze Jahr über wurde auf einer 2 km² großen Fläche die Anwesenheit der Art tageweise kontrolliert.

Horstplätze und zum Teil Schlafplätze wurden mit folgenden Parametern beschrieben: Horstbaumart, Horsthöhe, Kronenschlußgrad, Horstkonstruktion im Baum, Entfernung zum nächsten Gebäude, zur nächsten Straße und zum Waldrand; Bewaldungsgrad, Grünland- und Ackerlandanteil (je 4 Kategorien); Abstand zum nächsten Horstnachbarn der eigenen Art.

Eine zuverlässige Beuteliste des Mäusebussards läßt sich, außer durch Magenanalysen, nur sehr schwer feststellen (schlechte Eignung von Gewöllanalysen). Hier wurden an Horsten 91 Beutereste gesammelt und bestimmt. Anhand von publizierten Befunden wurde die relative Bedeutung einzelner Vogelgruppen für die Ernährung des Mäusebussards verglichen, sowie analog die einiger Säugetiere. Die Ernährungsökologie wurde soweit möglich mit sympatrischen Habichten verglichen. Die Bestandsentwicklung der Wühlmäuse im Untersuchungsgebiet wurde von 1991 bis 1996 auf drei Kategorien genau eingeschätzt.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Ergebnisse und Diskussion

Der Mäusebussard war im Untersuchungsgebiet Jahresvogel, wie anhand von Höhenlage und Kontinentalitätsgrad des Gebietes zu erwarten. Außerhalb von Brutrevieren trat er im April und im September am auffälligsten in Erscheinung, was auf Durchzugserscheinungen und nachbrutzeitliche Dismigration zurückzuführen ist. Brutvögel versuchten auch bei hoher Schneelage, im Revier zu bleiben.

Balzflüge und territoriale Aktivitäten kulminierten von Ende Februar bis Anfang April, danach auch wieder im Spätsommer. Rufende Junge konnten am häufigsten im Juli gehört werden. Die Jungen verließen zwischen Anfang Juni und Anfang Juli den Horst. Dies entspricht einer Hauptlegezeit in der ersten Aprilhälfte, wie sie für weite Teile Mitteleuropas zutrifft.

Die Siedlungsdichte betrug im Durchschnitt von 6 Jahren 16,3 Revierpaare bzw. 11,7 Brutpaare auf 100 km². Auch großflächig war sie nicht geringer (22,2 Revierpaare/100 km²). Der durchschnittliche Abstand zum nächsten Nachbarn war 1,5 km (n = 32). In einigen Teilgebieten bestand eine regelmäßige Verteilung der Reviere, in den übrigen siedelten nur einzelne Paare. Die Siedlungsdichte ist damit nicht sonderlich hoch, liegt aber im Bereich vergleichbarer Untersuchungen. Möglicherweise verhindert aber Verfolgung eine gemäß dem hohen Nahrungspotential mögliche, noch höhere Dichte.

Die Bestandsschwankungen während der Untersuchung bewegten sich zwischen 14 und 18 Revierpaaren, waren also gering. Dies entspricht den bisherigen geringen Kenntnissen zu dieser Frage. Die bisher oft betonten Bestandsänderungen im Zusammenhang mit der Feldmaushäufigkeit betreffen lediglich den Bestand der Brutpaare. Aber auch dieser variierte mit 10 bis 14 Brutpaaren in der vorliegenden Untersuchung nur sehr wenig. Dies hängt wohl mit der Nutzung von Alternativbeute (Waldvögel, s.u.) zusammen. Die vorgefundenen Schwankungen konnten mit dem Niederschlag und der Mäusedichte nicht in Zusammenhang gesetzt werden, was in anderen Untersuchungen gelang. Dagegen nahm die Anzahl der Brutpaare mit der Schneedeckendauer im vorigen Winter zu (r_s = 0,81, p = 0,025). Dies steht im Widerspruch zu bisherigen Untersuchungen. Unter Umständen bewirkt eine winterliche Schneedecke durch den Schutz, den sie vor Prädatoren bietet, höhere Mäusedichten im Frühjahr.

Die Brutgröße betrug im Mittel 1,89 flügge Junge pro erfolgreicher Brut (n = 35). Dieser Wert ist anderen Untersuchungen vergleichbar. Weder für Niederschlag und Schneedecke, noch für die Mäusedichte konnte ein eindeutiger Zusammenhang mit der Brutgröße hergestellt werden. Dies ist wahrscheinlich auf gegenläufige Entwicklungen von Witterung und Nahrungsangebot zurückzuführen, die sich gegenseitig aufhoben. Es konnte der außergewöhnliche Fall nachgewiesen werden, daß Altvögel Junge erfolgreich drei Wochen lang auf dem Erdboden aufzogen, ohne daß es zu einer Prädation durch Raubsäuger kam. Im Durchschnitt brachten 59,5 % aller Revierpaare Junge zum Ausfliegen (n = 83 Paar-Jahre). Andere Beobachter ermittelten, soweit sie Nichtbrüterpaare berücksichtigten, ähnliche Ergebnisse. Auch hierbei wurden keine Einflüsse von Witterung und Beute gefunden.

Es konnte ein deutlicher Unterschied in der Häufigkeit der Benutzung einzelner Brutreviere nachgewiesen werden. 61 % der Bruten fanden in 39 % der Brutreviere statt (n = 69 Brutversuche in 18 Revieren) (Nichtbrüterreviere nicht mitgerechnet). Diese deutlichen Qualitätsgradienten konnten auch schon bei anderen Vogelarten nachgewiesen werden und sind offenbar allgemeingültig.

In den Voralpen konnte eine echte Felsbrut nachgewiesen werden, was für Mitteleuropa eine Ausnahme darstellt. In den höhergelegenen Teilen des Untersuchungsgebietes (mit zunehmender Grünlandwirtschaft) war die Besiedlung etwas dichter. Die gewählten Horstbäume ließen keine Präferenz im Vergleich zum Angebot erkennen und lagen typischerweise auf Astkränzen von Fichten in einer Höhe von 7,5 bis 25 m. Auch die Entfernung zum Waldrand war keine relevante Größe. Dies unterstreicht erneut die bereits bekannte, diesbezügliche Vielseitigkeit der Art. Der Kronenschlußgrad des Horstbaumes war in der Regel hoch; damit zeigt der Mäusebussard in Oberösterreich keine Tendenz, zunehmend in Offenland zu brüten. Möglicherweise spielt illegale Verfolgung hierfür die entscheidende Rolle.

Bei Wahlmöglichkeit innerhalb des Revieres wurden menschliche Siedlungen zwar vermieden. Die Nähe zu Siedlungen und Straßen wirkte sich aber weder auf die Brutgröße, noch auf die Brutfrequenz in den einzelnen Revieren aus. Durchschnittlich waren die Horste rund 250 m vom nächsten Gebäude entfernt. Andere Untersucher zeigten bereits, daß die Art in noch stärkerem Ausmaß in geringen Distanzen zum Menschen leben kann. Auch beim Bewaldungsgrad konnte diesbezüglich keine Korrelation nachgewiesen werden. Der Grünlandanteil bewirkte dagegen eine signifikant häufigere Benutzung von Brutrevieren (r_s = 0,57, p = 0,01). Die Vorliebe für die Bejagung von Grünland wurde zwar bisher

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

in der Literatur immer wieder erwähnt, ihr Einfluß auf die Revierqualität aber noch kaum eindeutig nachgewiesen.

Bisher existierten auch beim Mäusebussard nur wenige Informationen über territoriale Einzelvögel. Im Untersuchungsgebiet war regelmäßig eine größere Zahl durch Balzflüge und Einstände festzustellen. Letztere konnten in den kleinen Waldstücken im Sommer durch Schmelz- und Mauserfederkonzentrationen lokalisiert werden. Diese Schlafplätze von Nichtbrütern (n = 12) unterschieden sich in ihrer Entfernung zu Gebäuden nicht von Horsten. Sie hatten aber nie einen hohen Grünlandanteil in der Umgebung. Dies unterstreicht die bereits aufgezeigte Bedeutung von Grünland für optimale Brutplätze. Die im Gebiet vorherrschenden Ackerbauformen (Maisäcker, lange Sturzackerperioden) scheinen dagegen zur Brutzeit zu nahrungsarm zu sein. Nichtbrüter hielten sich also in beutemäßig suboptimalen Bereichen auf. Dies stellt einen grundsätzlichen Unterschied zu Ergebnissen aus Schleswig-Holstein dar: Dort sind nicht die Jagdreviere, sondern die Brutplätze der die Kapazität begrenzende Faktor.

Zwischenartliche Vergleiche können viel über die Ansprüche einer Tierart an ihre Lebensstätte lehren. Beim Mäusebussard fokussierte die Mehrzahl bisher auf Unterschiede zum Turmfalken als ebenfalls tagaktiven Kleinsäugergreifer. In waldreichem Habitat besteht allerdings eine größere Ähnlichkeit zum Habicht, da Vögel die Hälfte der Beutebiomasse ausmachen können. Bislang betonten viele Autoren die geringere Stärke und Wendigkeit des Mäusebussards. Im Untersuchungsgebiet unterschieden sich Nahrungsreste an Horsten beider Arten aber nur wenig, Mäusebussarde schlugen regelmäßig Krähen und Fasane. Die obere Beutegrenze lag demnach nicht bei 0,5, sondern bei ca. 1 kg. Die Unterschiede in der Vogelbeute gegenüber anderen Untersuchungen können durch das lokale Angebot erklärt werden (relativ viele Krähen und Fasane, kaum Stare, Lerchen und Spechte).

Innerhalb der Säugetieren schlagen Habichte in Europa relativ mehr Feldhasen und besonders Eichhörnchen als Mäusebussarde. Innerhalb der Vögeln sind relative Unterschiede dagegen kaum ausgeprägt, nur Tauben sind eine charakteristische Habichtbeute. Im Untersuchungsgebiet schlugen Habicht und Mäusebussard Vögel in ähnlichen Lebensräumen; Habichte erbeuteten allerdings mehr Siedlungsvögel (Haustauben). Demnach erjagen Mäusebussarde den Großteil ihrer Vogelbeute (74 %) im Wald. Zur Brutzeit waren 59 % der Beutevögel frischflügge (beim Habicht 38 %). Das Vogelbeutegewicht betrug im Mittel 346 g (beim Habicht 405 g). Alle diese Ergebnisse relativieren die bisherige Betonung der deutschsprachigen Literatur, daß Mäusebussarde kleinere, langsamere, stärker bodenlebende und vorwiegend im Offenland lebende Vögel erbeuten. Möglicherweise sind die vorliegenden Resultate auch ein Ausdruck allgemein zurückgehender Vogelbestände in der Agrarlandschaft (im Gefolge der Landwirtschaftsintensivierung), auf die der Mäusebussard mit zunehmender Waldjagd reagiert. Ähnliche Schlußfolgerungen wurden bereits in Dänemark gezogen. Jedenfalls ist der Mäusebussard fähig, zur Brutzeit wesentliche Beutebiomasse (Vögel) aus Wäldern zu gewinnen.

Von den Nichtbrütern war nur eines von 6 Exemplaren nicht älter als im zweiten Kalenderjahr. Jüngere Mäusebussarde sind möglicherweise noch nicht territorial bzw. in der Nähe ihres Geburtsortes. Nichtbrüter mauserten ihre Handschwingen (n = 10) zu 90 % nach dem 23. Juli, Brutvögel (n = 8) zu 63 % davor. 4 von 5 Handschwingen-Positionen waren bei Nichtbrütern (n = 15) kürzer als bei Brutvögeln (n = 17). Dies deutet auf eine geringere körperliche Kondition dieses zahlenmäßig bedeutenden Populationssektors hin.

Im Alpenvorland waren von 11 Brutrevieren wahrscheinlich nur 3 selbsterhaltend. Am Alpenrand war die Rate erfolgreicher Bruten in den Revieren viel höher, und auch die Dichte dieser Reviere war erheblich größer. Immigration vom Alpenrand ins Vorland ist folglich von höchster Wahrscheinlichkeit.

Das „source-sink"- Konzept hat deshalb gravierende Folgen für die Bewertung der Überlebensfähigkeit von Populationen und damit für den Naturschutz. In Zukunft muß es bei allen umweltrelevanten Planungen berücksichtigt werden.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

5.2 Summary

The Common Buzzard (*Buteo buteo*) is a quite well known raptor species (NEWTON 1979). Nevertheless, several important fields of interest remain fairly bad understood. Our knowledge of population ecology is strongly biased against the fittest sector of populations. Gradients in territory quality and therefore survival value have rarely been documented. Additionally, in Austria there is a lack of many basic data needed for legal protection.

The biology and ecological and taxonomic position of the Buzzard was briefly outlined.

Study area, material & methods

In an area of 100 km², a population was studied from 1991 to 1996. All territorial pairs (including non-laying ones) were counted. In 1994 and 1995, the surveyed area was enlarged to 225 km².

The study area was situated at the northern foothills of the Alps, Upper Austria. Elevation was on average 450 m above sea level. It included Krems valley between Schlierbach and Kremsmünster, reaching Steyr valley at Grünburg. A high soil productivity allows good plant growth.

Climate is rather oceanic than continental. The mean annual temperature is 7,7 to 8,4 °C. Annual precipitation varies between 970 and 1220 mm. A main peak occurs from June to August, a lower one in December and January. In winter, snow cover lasts 54 days on average. Snow-break occurs between December 19th and April 29th. The mean maximum height of snow cover is 25 cm. During the investigation period, the number of days with precipitation was counted from March to June. The number of days with snow cover was counted as well from January on.

Human population density was 79 inhabitants per square kilometre. Farms and small villages are scattered rather uniformly throughout the area.

82 % of the land are managed by agriculture. Out of these, > 80 % are arable land. About the half of these contains cereals, one third contains maize (*Zea mays*). The few remaining meadows are managed intensely as well. Forests cover around 8 % of the study area. Originally, beech *Fagus sylvatica* woods predominated; today, sylviculture is dominated by spruce *Picea abies* (> 90 % of total forest area). Alder (*Alnus glutinosa*) and ash (*Fraxinus excelsior*) predominate along ditches and small valleys.

In many Buzzard studies, observers did not distinguish between territorial pairs and breeding pairs, or simply defined abundance as the number of breeding pairs. For the purpose of exact counts, it is necessary to have a detailed knowledge of the behaviour of the studied species. Counting methods also depend on special characteristics of the study are (e.g., deciduous or conifer forests). In each case, all forests have to be controlled systematically. In spring circling Buzzards indicated territories. In my study area with predominance of spruce, territories were easiest to locate later when looking for droppings and moulted feathers on the ground. In summer, begging calls of fledged young were useful.

In order to obtain data on seasonal dynamics, the daily presence of Buzzards was detected on a 2 km²-plot all year round.

Nesting places (and roosting sites of non-breeders) were described as follows: Nest tree species, nest height above ground, canopy density (4 categories), nest construction in the tree (e.g., near the trunk, on an outer branch), distance to the nearest house, road, forest edge; proportions of forest, meadows, arable land in the territory (4 categories each); nearest neighbour distance.

The prey composition of Buzzards can be studied only with difficulties; pellet analyses are not useful because bones are digested at varying intensities. In this study, 91 prey remains at eyries were analysed (small rodents were underrepresented). The relative importance of different bird groups was estimated by published material mainly from Central Europe. The same was done with Hare *Lepus europaeus*, Squirrel *Sciurus vulgaris* and Mustelids *Mustelidae*. Local prey remains were compared with the diet of sympatric Goshawks *Accipiter gentilis*. The population development of Microtines *Microtus* sp. was roughly estimated on a broad scale throughout the study period.

Results and discussion

Buzzards were resident in the study area all year round. This fits with results from different regions in Europe (cf. ROCKENBAUCH 1975, JEDRZEJEWSKI et al. 1994). The species was most conspicious outside breeding territories in April and September. This is mainly linked with the passage of migrants and dispersal phenomenons. Owners of breeding territories tried to stay even at hard conditions (high snow

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

cover) (as in German uplands, ROCKENBAUCH l.c.).

Display flights and territorial activities peaked from the end of February to the begin of April, and once again in late summer. Begging young could be mainly heard in July. The young fledged between begin of June and begin of July. This is consistent with earlier findings (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1971).

The mean density was 16.3 territorial pairs and 11.7 breeding pairs per 100 km², respectively. On the 225 km² area, density was similar (22.2 territorial pairs/100 km²). Mean nearest neighbour distance was 1.5 km (n = 32). In parts of the study area, dispersion was regular; only single pairs settled in other parts. So density is fairly low, considering the good soil productivity (nesting places are not limited) (cf. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. l.c., GAMAUF & HERB 1990). There is some evidence that carrying capacity is not reached as a result of human persecution.

Fluctuations of the population level were low (between 14 and 18 territorial pairs). Until now, it was often stated that Buzzard populations show marked fluctuations in correlation with vole cycles (e.g., LOOFT & BUSCHE 1981). HOHMANN (1995) showed that only the number of breeding pairs varied considerably, but not the number of territorial pairs. In this study, even the number of territorial pairs remained quite constant (10 to 14 pairs). This is a probable result of the use of alternative prey (wood-dwelling birds). In my area, no correlations between rain days and vole abundance were found. Surprisingly, duration of snow cover of the preceding winter had a positive effect on the number of breeding pairs (r_s = 0.81, p = 0.025). This is the opposite of the results of many authors (KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1994, GEDEON 1994). CRAIGHEAD & CRAIGHEAD (1969) showed that snow cover can mean protection of mice against predators. In winters with lack of snow cover, wintering raptors could depress rodent numbers until the start of the breeding season.

Mean brood size was 1.89 young per successful pair (n = 35). This value is similar to other studies (e.g., GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. l.c.). There were no correlations between precipitation or duration of snow cover and brood size. As years with heavy rainfall coincided with peak vole years, relations were probably not clear consequently. One interesting case of parental care was observed: A nest collapsed and the young were successfully reared for three weeks until fledging. On average, 59.5 % of all territorial pairs reared young successfully (n = 83 pair-years). No influence of weather or prey abundance was obvious in here, as well.

From 1991 until 1996, different breeding territories were occupied with different frequencies. 61 % of all breeding attempts were undertaken in 39 % of all breeding territories (n = 69 breeding attempts in 18 territories) (non-breeders' territories are not included). This gradient in territory quality is known from other raptor species as well (e.g., NEWTON 1991).

One case of rock nesting was observed in the Alps (a rare habit in Central Europe). A slight increase in density was found in the higher parts of the study area, as a result of decreasing proportions of arable land. The chosen nest trees did not differ from the supply. Most nests were situated on spruce near the trunk, at a height of 7.5 - 25 m. The distances to the forest edge did not reveal any preferences. Canopy closure was usually high; no tendencies were observed to breeding in open fields as in northern Germany (FRANKE & FRANKE 1991, HOHMANN l.c.). This is a possible consequence of persecution by hunters.

Areas very near to human settlements were avoided, but the distance to houses and roads did not affect mean brood size and occupancy frequency of different territories (cf. SCHIMMELPFENNIG 1996). The mean distance to the nearest human dwelling was 250 m. In some areas, Buzzards nest at even smaller distances to houses (FRANKE & FRANKE l.c.). The proportion of forest had no effect on territory quality, either. However, the proportion of meadows was positively correlated with the occupancy frequency of breeding territories (r_s = 0.57, p = 0.01). Higher vole abundance in meadows, compared to arable land, seems to be the crucial factor.

Little information was available on non-breeders until now. In my study area, displaying both paired and unpaired non-breeders could be regularly observed in spring. In summer, their roosting places could be identified by droppings and moulted feathers. These places showed no differences to nests considering the distance to human settlements (n = 12). But there were never great proportions of meadows in the vicinity (all such areas were occupied by breeding birds). Especially maize fields seem to be bad vole habitats and therefore bad Buzzard habitats. This gives evidence to the conclusion that breeding is limited rather by food supply than by nesting places (some forest is available nearly everywhere). On the contrary, non-breeders lived mainly distant from forests in Schleswig-Holstein, where meadows are not limited (HOHMANN l.c.).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Interspecific differences can help to understand the habitat requirements of animals. Buzzards were mainly compared to Kestrels *Falco tinnunculus* until today. As birds may constitute the half of all prey biomass in forest-rich areas, there is possibly more similarity to Goshawks (cf. JEDRZEJEWSKI et al. 1994). In Upper Austria, Buzzards took Carrion Crows *Corvus corone* and Pheasants *Phasianus colchicus* regularly. On the other hand, relatively few starlings, woodpeckers and larks were caught in my investigation, compared to other studies (RÖRIG, HOLSTEIN, WENDLAND in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. l.c., MEBS 1964, ROCKENBAUCH l.c., LOOFT & BUSCHE l.c., GAMAUF 1989, STUBBE et al. 1991, GOSCZYNSKI 1991, BIJLSMA 1993, JEDRZEJEWSKI et al. l.c.).

Goshawks take more Hares and Squirrels than Buzzards in Central Europe. In birds, there are no clear differences between these two raptors, with the exception of pigeons favoured by Goshawks. In my study area, bird prey was mainly taken in forests by both species (74 % wood-dwelling birds in the Buzzard). The percentage of fledglings during the breeding season was 38 % in Goshawks and 59 % in Buzzards. Mean weight of bird prey was 405 g in Goshawks and 346 g in Buzzards. So differences between the two raptors are not striking; there is no clear preference of Buzzards for small, slow, ground-dwelling, open-living birds. The Buzzard's habit of hunting forest birds during the breeding season is probably a result of increasingly modern methods in agriculture. This in turn limits numbers and diversity of vertebrate life on arable land. So, apart from meadows, forests are a further important hunting habitat (although they are heavily fragmented in the study area). RASMUSSEN & STORGARD (1989) drew similar conclusions in Jutland, Denmark.

5 out of 6 non-breeders were at least 2 years of age (as determined by moulted tail feathers). One-year birds possibly do not keep own territories. Non-breeders moulted their primaries mainly after July 23rd (n = 10), breeding birds mainly before this time (n = 8). 4 of 5 primary positions were shorter in non-breeders (n = 17). This can be taken as a hint for worse body condition in non-breeders (cf. NEWTON 1979).

The studied population could be separated according to two ecologically different areas: (1) the agricultural lowlands (ca. 90 km ²), and (2) the fringe of the Alps with dominating meadows and forests (ca. 20 km²). I calculated the mean rate of successful reproduction per year of occupation for all breeding territories. This value was 0,58 successful broods per year of occupation (for most territories, 6 years were controlled). Then, I checked for each territory, if the value was above or below the mean. In area (1), only 3 out of 11 breeding territories had a rate greater than 0,58 successful broods per year. In contrast, in area (2), 6 out of 7 breeding territories were above this rate. Additionally, the density of breeding territories was much higher in area (2).

This means that most of the lowland area probably acted as a sink, and most of the alpine fringe acted as a source. A considerable net emigration from the south to the northern agricultural lowlands must have taken place.

6 Literatur

BAUER K. M. (1988): Agrarlandschaft. — In: SPITZENBERGER F. (Hrsg.): Artenschutz in Österreich, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band **8**, Wien, 43-74.

BEGON M., HARPER J. L & C. R. TOWNSEND (1991): Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. — Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.

BEZZEL E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. — Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

BEZZEL E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes - Nichtsingvögel. — Aula-Verlag, Wiesbaden.

BIELEFELDT J., ROSENFIELD R. N. & J. M. PAPP (1992): Unfounded assumptions about diet of the Coopers's Hawk. — The Condor **94**: 427-436.

BIJLSMA R. G. (ed.) (1993): Ecologische Atlas van de Nederlandse Roofvogels. — Schuyt & Co., Haarlem.

BLOCK B. & P. BLOCK (1991): Zur Reproduktion und zum Fortpflanzungsverhalten der Waldohreule *Asio otus*. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1994/**4**: 434-444.

BRADER M. & H. STEINER (1996): Ornithologische Beobachtungen aus Oberösterreich von Jänner bis

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Juni 1996. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **4/2**: 89-112.

BROWN L. (1979): Die Greifvögel: Ihre Biologie und Ökologie. — P. Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

BROWN R., J. FERGUSON, M. LAWRENCE & D. LEES (1988): Federn, Spuren und Zeichen der Vögel Europas. — Gerstenberg Verlag, Hildesheim.

BRÜLL H. (Hrsg.) (1984): Das Leben europäischer Greifvögel. Ihre Bedeutung in den Landschaften.— 4. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart und New York.

CLOUET M., J. G. CANU & F. LIPINSKI (1994): Sur la nidification de la buse de socotra *Buteo buteo* ssp. — Alauda **62**: 144-145.

CRAIGHEAD J. J. & F. C. CRAIGHEAD (1969): Hawks, Owls and Wildlife. — Dover Publications, New York.

CSERMELY D., D. MAINARDI & N. AGOSTINI (1991): Predatory Behaviour in Captive Wild Buzzards *Buteo buteo*. — Birds of Prey Bulletin **4**: 133-142.

DEL HOYO J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL (eds.) (1994): Handbook of the Birds of the World. Vol.**2**. New World Vultures to Guineafowl. — Lynx Edicions, Barcelona.

DIAS P. C. (1996): Sources and sinks in population biology. — TREE **11/8**, Aug. 1996: 326-330.

DOBLER G. (1990): Brutbiotop und Territorialität bei Habicht (*Accipiter gentilis*) und Rotmilan (*Milvus milvus*). — J. Orn. **131**: 85-93.

DOBLER G. (1991): Klimatische Einflüsse auf Dichte, Brutzeit und Bruterfolg von Habicht *Accipiter gentilis* und Rotmilan *Milvus milvus*. — Die Vogelwelt **112**: 152-162.

DVORAK M., A. RANNER & H.-M. BERG (eds.) (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981 - 1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde.— Umweltbundesamt, Wien.

ELLENBERG H. (1986): Räuber und Beute. Ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. — Unterricht Biologie **112**: 4-12.

EVERETT M. (1978): Raubvögel der Welt. — Südwest Verlag, München.

FISCHER M. (1976): Österreichs Pflanzenwelt. — In: FISCHER M. (Hrsg.): Naturgeschichte Österreichs, Forum Verlag, Wien, 221-378.

FIUCZYNSKI D. (1988): Der Baumfalke. Die Neue Brehm-Bücherei **575**. — A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

FLADE M. & J. SCHWARZ (1996): Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitorprogramms. — Die Vogelwelt **117**: 235-248.

FORSLUND P. & T. PÄRT (1995): Age and reproduction in birds - hypotheses and tests.— TREE **10/9**, Sept. 1995: 374-378.

FORSMAN D. (1984): Rovfagelsguiden. — Lintutieto, Helsingfors.

FRANKE E. & T. FRANKE (1991): Untersuchungen zur Lebensraumqualität von Mäusebussardrevieren in einem durch die Landwirtschaft intensiv und großflächig genutzten Gebiet Norddeutschlands. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/**4**: 219-229.

FRIEMANN H. (1985): Unser Wissen über Habicht und Mäusebussard und über ihren Einfluß auf die Niederwildbestände. — Vogel und Umwelt **3**: 257-336.

GAMAUF A. (1989): Greifvögel im Burgenland. — Typoskript, Burgenländisches Volksbildungswerk, Eisenstadt.

GAMAUF A. (1991): Greifvögel in Österreich. Bestand - Bedrohung - Gesetz. — Umweltbundesamt Monographien Bd. **29**, Wien.

GAMAUF A. & B. HERB (1990): Greifvogelstudie im Bereich des geplanten Nationalparks Donau-Auen. — Verein zur Förderung und Planung des Nationalparkes Donau-Auen, Wien.

GAMAUF A. & B. HERB (1993): Greifvogel-Fauna Donau-Auen. Endbericht. — Wien.

GEDEON K. (1990): Anregungen zur Erfassung von Brutbeständen bei Greifvögeln und Eulen.— Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen DDR **2**: 34-40.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

GEDEON K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen. Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten.— Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas, **1**. Ergebnisband: 1-118.

GENSBØL B. (1997): Greifvögel: Alle europäischen Arten, Bestimmungsmerkmale, Flugbilder, Biologie, Verbreitung, Gefährdung, Bestandsentwicklung. — BLV Verlagsgesellschaft, München.

GIBBONS D., S. GATES, R. E. GREEN, R. J. FULLER & R. M. FULLER (1994): Buzzards *Buteo buteo* and Ravens *Corvus corax* in the uplands of Britain: limits to distribution and abundance.— Ibis **137**: 575-584.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band **4**: Falconiformes. — Aula Verlag, Wiesbaden.

GOSZCZYNSKI J. (1991): The food habits of Buzzards and Goshawks during the nesting period.— XXth Congress of the International Union of Game Biologists, Gödöllö, Hungary, August 21-26: 387-389.

GRAEF K.-H. (1996): Fund eines mindestens 25jährigen Mäusebussards (*Buteo buteo*).— Die Vogelwarte **38**: 197.

HABERL W. (1995): Zum Beutespektrum des Mäusebussards, *Buteo buteo* (*Accipitridae*) im Waldviertel (Niederösterreich). — Egretta **38**: 124-129.

HANSEN W. & H. OELKE (1973-83): Bestimmungsbuch für Rupfungen und Mauserfedern.— Beitr. Naturk. Niedersachsens **26/2, 29/3+4, 31/3+4, 36/1**.

HANSEN W. & J. SYNNATZSCHKE (1994): Bestimmungsbuch für Rupfungen und Mauserfedern.— Beitr. Naturk. Niedersachsens **47/4+5**.

HANSEN W., J. SYNNATZSCHKE & H. OELKE (1988-91): Bestimmungsbuch für Rupfungen und Mauserfedern. — Beitr. Naturk. Niedersachsens **41/1+2, 44/1+2**.

HOHMANN U. (1994): Status Specific Habitat Use in the Common Buzzard *Buteo buteo*. — In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (Eds.): Raptor Conservation Today, WWGBP, Berlin, & Pica Press, The Banks, 359-366.

HOHMANN U. (1995): Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. — Corax **16**: 94-104.

HUBERT C. (1992): Nest-site requirements of buzzard pairs (*Buteo buteo*). — Etología **2**: 41-48.

HUBERT C. (1993): Nest-site habitat selected by Common Buzzards (*Buteo buteo*) in southwestern France. — J. Raptor Res. **27**: 102-105.

HUBERT C. & A. GALLO (1995): Modification of parental behavior during the nesting period in the Common Buzzard (*Buteo buteo*). — J. Raptor Res. **29**: 103-109.

HYDROLOGISCHES ZENTRALBÜRO IM BUNDESAMT FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1991): Die Niederschläge, Schneeverhältnisse und Lufttemperaturen in Österreich im Zeitraum 1981-1990. — Beitr. zur Hydrogr. Ö., Heft **52**.

JAGER L. P., F. V. J. RIJNIERSE, H. ESSELINK & A. J. BAARS (1996): Biomonitoring with the Buzzard *Buteo buteo* in the Netherlands: heavy metals and sources of variation. — J. Orn. **137**: 295-318.

JEDRZEJEWSKA B. & W. JEDRZEJEWSKI (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. Ecological Studies **135**. — Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

JEDRZEJEWSKI W., A. SZYMURA & B. JEDRZEJEWSKA (1994): Reproduction and food of the Buzzard *Buteo buteo* in relation to the abundance of rodents and birds in Bialowieza National Park, Poland. — Ethology, Ecology & Evolution **6**: 179-190.

JENNY D. (1992): Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. — Orn. Beob. **89**: 1-43.

KENWARD R. (1996): Erfahrungen aus radiotelemetrischen Untersuchungen an verschiedenen Greifvogelarten für die Unterstützung der Wiederbegründung der Baumbrüterpopulation. — In: LANGGEMACH, T. & P. SÖMMER (Eds.): Die 2. Tagung „Der Wanderfalke im Baumbrüterareal", WAG-Rundbrief Nr. **23/24**, 13-14.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

KENWARD R. & P. WIDÉN (1989): Do Goshawks (*Accipiter gentilis*) need forests? Some conservation lessons from radio tracking. — In: MEYBURG, B.-U. & R.D. CHANCELLOR (Eds.): Raptors in the Modern World, WWGBP, Berlin, 561-567.

KLENKE R. (1991): Zur Sterblichkeit vom Mäusebussard (*Buteo buteo* L.) in Abhängigkeit von Todesursache, Alter und Jahr. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/**4**: 199-218.

KLETTER L. (1976): Klima, Wetter, Wasserhaushalt. — In: FISCHER M. (Hrsg.): Naturgeschichte Österreichs, Forum Verlag, Wien, 173-220.

KNÜWER H. (1981): Ergebnisse einer fünfjährigen Greifvogelbestandsaufnahme im Münsterland.— Charadrius **17**: 131-143.

KOSTRZEWA A. (1989): Nest Habitat Separation in Three European Raptors (*Accipiter gentilis, Buteo buteo* and *Pernis apivorus*) - A Multivariate Analysis. — In: MEYBURG, B.-U. & R.D. CHANCELLOR (Eds.): Raptors in the Modern World, WWGBP, Berlin, 553-561.

KOSTRZEWA A. (1991): Die Ökologie des Wespenbussards *Pernis apivorus* L. in der Niederrheinischen Bucht 1979 - 89: Dichte, Bruterfolg, Habitatpräferenzen und limitierende Faktoren. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/**4**: 230-254.

KOSTRZEWA A. (1996): A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting-habitat quality in three European raptor species.— Ethology Ecology & Evolution **8**: 1-18.

KOSTRZEWA A. & R. KOSTRZEWA (1994): Population Limitation in Buzzards *Buteo buteo* and Kestrels *Falco tinnunculus*: the different roles of habitat, food and weather.— In: MEYBURG, B.-U. & R. D. CHANCELLOR (Eds.): Raptor Conservation Today, WWGBP, Berlin, & Pica Press, The Banks, 39-48.

KOSTRZEWA A. & G. SPEER (Hrsg.) (1995): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz.— Aula-Verlag, Wiesbaden.

LANGGEMACH T. & P. SÖMMER (eds.) (1996): Die 2. Tagung „Der Wanderfalke im Baumbrüterareal". — WAG-Rundbrief Nr. **23/24**: 5-17.

LEIBUNDGUT H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. — P. Haupt Verlag, Bern.

LINDORFER J. (1970): Nester und Gelege der Brutvögel Oberösterreichs.— Oberösterreichischer Musealverein, Linz.

LINK H. (1986): Untersuchungen am Habicht (*Accipiter gentilis*). Habitatwahl, Ethologie, Populationsökologie. — DFO-Schriftenreihe, Heft **2**.

LOOFT V. & G. BUSCHE (eds.) (1981): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 2: Greifvögel. — K. Wachholtz Verlag, Neumünster.

MARKTGEMEINDE WARTBERG A. D. KREMS (o.J.): Die Marktgemeinde Wartberg an der Krems auf einen Blick.

MÄRZ R. (1987): Gewöll- und Rupfungskunde.— 3., neu von K. Banz bearbeitete Aufl., Akademie-Verlag, Berlin.

MATTERN U. (1976): Die Bestandsentwicklung des Mäusebussards (*Buteo buteo*) in Nordbayern.— Nationalpark **2**: 28-29.

MAYER G. (1987): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. — Natur- und Landschaftsschutz, Band 7, Linz.

MEBS T. (1964): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards (*Buteo buteo*).— J. Orn. **105**: 248-306.

MEBS T. (1989): Greifvögel Europas: Biologie - Bestandsverhältnisse - Bestandsgefährdung. — Franckh, Kosmos Naturführer, Stuttgart.

MELDE M. (1995): Der Mäusebussard. Neue Brehm Bücherei **184**. — 5., unveränd. Aufl., Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

NEWTON I. (1979): Population Ecology of Raptors. — Poyser, Berhamsted.

NEWTON I. (1986): The Sparrowhawk. — Poyser, Calton.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

NEWTON I. (1991): Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks.— Ibis **133** suppl. 1: 76-88.

NEWTON I. (1998): The Role of the Individual Bird and the Individual Territory in the Population Biology of Sparrowhawks *Accipiter nisus*. — In: CHANCELLOR R. D., B.-U. MEYBURG & J. J. FERRERO (Eds.): Holarctic Birds of Prey. WWGBP & ADENEX, Igraex, Calamonte, Spain, 117-129.

NORRDAHL K. & E. KORPIMÄKI (1995): Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. — Oecologia **103**: 241-248.

POIRAZIDIS K., T. SKARTSI, K. PISTOLAS & P. BABAKAS (o.J.): Nesting habitat of raptors in Dadia reserve, NE Greece. — Proc. SEO-Birdlife Monographs.

PORTER R. F., I. WILLIS, S. CHRISTENSEN & B. P. NIELSEN (1974): Flight Identification of European Raptors. — Poyser, Berhamsted.

POSTUPALSKY S. (1974): Raptor reproductive success: Some problems with methods, criteria, and terminology. — Raptor Research Report No. **2**: 21-31.

POSTUPALSKY S. (1981): Censusing nesting populations and measuring reproductive success.— In: DAVENPORT I. & T. N. INGRAM (Eds.): Eagle Valley Environmentalist Tech. Rep. BED-81, 151-158.

POSTUPALSKY S. (1989): Osprey. — In: NEWTON I. (Ed.): Lifetime reproduction in birds, 297-313.

RASMUSSEN L. U. & K. STORGARD (1989): Ynglende rovfugle i Sydostjylland 1973-1987.— Dansk Orn. Foren. Tidsskr. **83**: 23-34.

REISTÄTTER R. (1991): Eine Felsenbrut des Schreiadlers *Aquila pomarina*. — Birds of Prey Bulletin No. **4**: 265-270.

REMMERT H. (1992): Ökologie. Ein Lehrbuch. — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.

RIEDERER M. (1981): Zur Frage der Bejagung von Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*) - Eine Übersicht. — Jber. OAG Ostbayern **8**: 1-23.

RISCH M. (1997): Der Einfluß individueller Qualität auf die Reproduktion des Sperbers (*Accipiter nisus*, L. 1758). — Ad fontes Verlag, Hamburg.

ROCKENBAUCH D. (1975): Zwölfjährige Untersuchungen zur Ökologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) auf der Schwäbischen Alb. — J. Orn. **116**: 39-54.

SCHELLER W. & B.-U. MEYBURG (1996): Untersuchungen zur Brutbiologie und Nahrungsökolgie des Schreiadlers *Aquila pomarina* mittels ferngesteuerter Videokamera: Zur Technik und einigen Ergebnissen. — In: MEYBURG B.-U. & R. D. CHANCELLOR (Eds.): Eagle Studies, WWGBP., Berlin, 245-256.

SCHERZINGER W. (1980): Habicht. Sündenbock der Landwirtschaft? — Nationalpark **26**: 15-19.

SCHERZINGER W. (1995): Der große Sturm, wie meistern Tiere diese „Katastrophe"? — In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Berichte über die wissenschaftliche Beobachtung der Waldentwicklung, Neuschönau, 146-184.

SCHERZINGER W. (1996): Naturschutz im Wald. — E. Ulmer Verlag, Stuttgart.

SCHIMMELPFENNIG R. (1996): Zur Habitatwahl des Mäusebussards *Buteo buteo* L. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1996: 185-197.

SCHÖNBRODT R. & H. TAUCHNITZ (1991): Greifvogelhorstkontrollen der Jahre 1986 bis 1990 bei Halle. — Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/**4**: 61-74.

SCHUSTER A. (1996): Bestandsdichte der Waldohreule (*Asio otus*) auf einer Probefläche im oberösterreichischen Alpenvorland. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **4**/1: 33-36.

SCHUSTER A. (1996): Bestandszusammenbruch des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) an der Unteren Traun, Oberösterreich. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **4**/1: 37-41.

SOTHMANN L. (1978): Der Mäusebussard. Trotz erwiesener Unschuld - weiter im Schußfeld?— Nationalpark **18**: 36-37.

SPITTLER H. (1995): Ein Beitrag zur Art und Menge der Beute während der Jungenaufzucht beim Sper-

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

ber (*Accipiter nisus nisus* L.). — Z. Jagdwiss. **41**: 188-197.

SPITZENBERGER F. (Hrsg.) (1988): Artenschutz in Österreich. Besonders gefährdete Säugetiere und Vögel Österreichs und ihre Lebensräume. — Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde und Säugetiersammlung des Naturhistorischen Museums Wien, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band **8**, Wien.

STEINER H. (1992): Die Greifvogelgemeinschaft einer Probefläche in der oberösterreichischen Kulturlandschaft. — Egretta **35**: 96-110.

STEINER H. (1993 a): Naturschutzrelevante Ergebnisse der Greifvogelforschung in Oberösterreich.— Vogelkdl. Nachr. OÖ. **1**: 8.

STEINER H. (1993 b): Bestandssituation, Nistplatzwahl und Nahrungsökologie von sechs Greifvogelarten Oberösterreichs. — Öko-L **15/4**: 21-32.

STEINER H. (1994): Zu Siedlungsdichte, Habitat und Verlustursachen einer Kiebitzpopulation (*Vanellus vanellus*) des Alpenvorlandes in Oberösterreich. — Vogelkdl. Nachr. OÖ. **2/1**: 13-16.

STEINER H. (1996 a): Beobachtungen an Nichtbrütern bei Mäusebussard (*Buteo buteo*), Sperber (*Accipiter nisus*) und Habicht (*Accipiter gentilis*). — Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas **8**: 97-100.

STEINER H. (1996 b): Einflüsse des Habitats auf Nahrungswahl und Reproduktionserfolg beim Sperber (*Accipiter nisus* L.). — Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **29**: 141-154.

STEINER H. (1997): Der Mäusebussard *Buteo buteo* als Spitzenkonsument in der Kulturlandschaft. Wechselwirkungen mit Witterung, Vegetation, Säugetier- und Vogelgemeinschaften sowie Mensch. — Diplomarbeit Univ. Salzburg.

STUBBE M. & K. GEDEON (1989): Jahresbericht 1988 zum Monitoring Greifvögel und Eulen der DDR. — Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen DDR **1**: 1-35.

STUBBE M., H. ZÖRNER, H. MATTHES & W. BÖHM (1991): Reproduktionsrate und gegenwärtiges Nahrungsspektrum einiger Greifvogelarten im nördlichen Harzvorland.— Wiss. Beitr. Univ. Halle 1991/**4**: 39-60.

TINBERGEN L. (1946): De Sperwer als roofvijand van zangvogels. — Ardea **34**: 1-213.

TROMMER G. (1983): Greifvögel: Lebensweise, Schutz und Pflege der Greifvögel und Eulen.— 3., neubearb. Aufl., E. Ulmer Verlag, Stuttgart.

TRYJANOWSKI P. (1997): Impact of predation on the evolution of European bird life histories.— TREE **12**/1: 33.

TUBBS C. R. (1974): The Buzzard. — David & Charles, Newton Abbot.

TURNOVSKY K. (1976): Aus der Erdgeschichte Österreichs. — In: FISCHER M. (Hrsg.): Naturgeschichte Österreichs, Forum Verlag, Wien, 9-48.

UHL H. (1994): Wiesenbrütende Vogelarten der Kremsauen.— Forschungsbericht Brachvogel 3, Forschungsinstitut WWF Österreich Heft **12**/1994: 6-21.

UTTENDÖRFER O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. — Neumann Verlag, Neudamm.

WIDÉN P. (1987): Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. — Holarctic Ecology **10**: 104-109.

WIDÉN P. (1994): Habitat quality for raptors: a field experiment.— Journal of Avian Biology **25**: 219-223.

WIKLUND C. G. (1995): Nest-predation and life-span: components of variance in LRS among Merlin females. — Ecology **76** (6): 1994-1996.

WITTENBERG J. (1981): Die Brutbestandsentwicklung des Mäusebussards (*Buteo buteo*) in einem Vorzugshabitat bei Braunschweig - die Bedeutung natürlicher Faktoren und menschlicher Einflußnahme. — Beitr. Naturk. Niedersachsens **34**: 194-201.

WÜRFELS M. (1994): Entwicklung einer städtischen Population des Habichts (*Accipiter gentilis*) und die Rolle der Elster (*Pica pica*) im Nahrungsspektrum des Habichts. — Charadrius **30**: 82-93.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Appendix

Dekade	Beob.-Zeit	Aktivitäten
Feb. (1)	8	3
Feb. (2)	1	0
Feb. (3)	3,5	2
März (1)	1,5	1
März (2)	5	3
März (3)	29	10
April (1)	36	17
April (2)	29	7
April (3)	14,5	2
Mai (1)	6,5	1
Mai (2)	27,5	1
Mai (3)	35	2
Juni (1)	36,5	6
Juni (2)	27,5	1
Juni (3)	35	0
Juli (1)	48,5	0
Juli (2)	67,5	3
Juli (3)	51	5
Aug. (1)	26,5	3

Appendix 1: Balzflüge und territoriale Interaktionen 1994 - 1996 (494 h Kontrollzeit).

Brutgröße	1991	1992	1993	1994	1995	1996
1	5x	2x	2x	1x	0x	1x
2	0x	6x	4x	4x	1x	2x
3	0x	0x	2x	2x	1x	2x

Appendix 2: Brutgröße (n = 35, 1,89 juv./erfolgreiches Paar).

Jahr	untersuchte Paare	Paare ohne Junge
1991	12	5
1992	13	5
1993	18	8
1994	16	6
1995	13	7
1996	11	3
Summe	83	34

Appendix 3: Anzahl der Paare ohne Junge (112 km^2).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Beuteart	Anzahl
*Talpa europaea**	6
Lepus europaeus Luder	2
Lepus europaeus juv.	5
Sciurus vulgaris	3
*Clethrionomys glarolus**	1
Ondatra zibethicus	1
*Arvicola terrestris**	3
Microtus sp.*	8
Apodemus sp.*	2
*Rattus norvegicus**	1
Anas platyrhynchos	1
Accipiter nisus Luder	1
Falco tinnunculus	2
Phasianus colchicus ad.	7
Phasianus colchicus juv.	2
Vanellus vanellus juv.	1
Columba livia f.d.	3
Columba palumbus juv.	5
Asio otus juv.	3
Turdus merula ad.	1
Turdus merula juv.	4
Turdus philomelos ad.	5
Turdus philomelos juv.	2
Turdus viscivorus juv.	2
Sylvia atricapilla	1
Regulus sp.	1
Garrulus glandarius	1
Corvus corone ad.	1
Corvus corone juv.	6
Sturnus vulgaris juv.	3
Fringillidae sp.	1
Carduelis chloris juv.	1
Coccothraustes coccothraustes juv.	1
Emberiza citrinella juv.	2
*Amphibia**	++
*Serpentes**	++
Lumbricus sp.*	++
*Coleoptera**	++
*Gastropoda**	++

Appendix 4: Bis 23. 4. 1997 nachgewiesene Beutetiere (* unterrepräsentiert).

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Revier	See-höhe (m)	Kronen-schluß	Brut-jahre	Brut-größe	Ge-bäude (m)	Stra-ße (m)	Wald-rand (m)	Bewal-dung	Grün-land	Acker-land	Nachbar (km)
Käfergraben	570	4	6	2	320	320	150	43	3	0	?
Jageredt	475	?	6	2	220	220	?	7	2	2	1,5
Weigen	395	4	6	2,75	300	300	10	6	3	1	1,6
Regengraben	530	4	6	2	350	350	100	24	3	1	?
Plaschlhof	430	4	6	2	200	130	?	9	1	3	2,5
Pogmunkl	405	?	1	?	?	?	?	8	0	4	1,4
Diepersdorf	400	?	3	1,5	?	?	?	3	1	3	1,2
Reiherwald	380	?	3	?	?	?	?	12	1	3	1,2
Exenberg	400	4	6	2	200	200	15	6,5	1	3	1,5
Bramberg	405	?	3	1	300	150	?	4	1	3	1
Krift	430	3	2	?	250	250	15	17	1	3	1,5
Weißenbach	412	4	2	?	200	200	30	5	1	3	2,3
Barteder	480	?	4	?	?	?	?	28	3	1	?
Pyret	435	?	3	2	330	330	40	23	3	1	1,1
St. Nikola	460	?	6	2	?	?	?	20	3	1	0,9
Waldneu-kirchen	392	3	4	2	180	180	50	10	3	1	1,6
Sautern	398	1		2	200	150	0	1	3	1	1,4
Grünburg	435	4		2	200	200	20	12	3	1	0,9
Harbach	475	4		3	260	260	80	13	3	1	1
Haller Wald	460	3		?	300	300	150	41	3	1	1,1
Haselböckau	400	2		?	60	50	2	1	3	1	1,4
Penzendorf	450	4		1	300	300	50	10	1	3	1,7
Getzenberg	438	?		2	250	190	?	6	1	3	1,2
Winterleithen	490	4		3	210	100	30	8	1	3	1,5
Nichtbrüter-einstände:											
Ehrnsdorf					240	240		10	1	3	
Poschhub					250	250		6	1	3	
Weißenedt					250	250		4	1	3	
Hoad					300	120		22	1	3	
Exenberg S.					120	120		4	2	2	
Weingarts-meier					300	250		12	1	3	
Baumgartner					200	200		5	1	3	
Sandlmühle					220	40		6	1	3	
Pernauer					300	150		3	1	3	
Waldneu-kirchen W.					100	100		7	1	3	
Furtberg					250	200		8	1	3	
Kollmannhub					250	200		11,5	1	3	

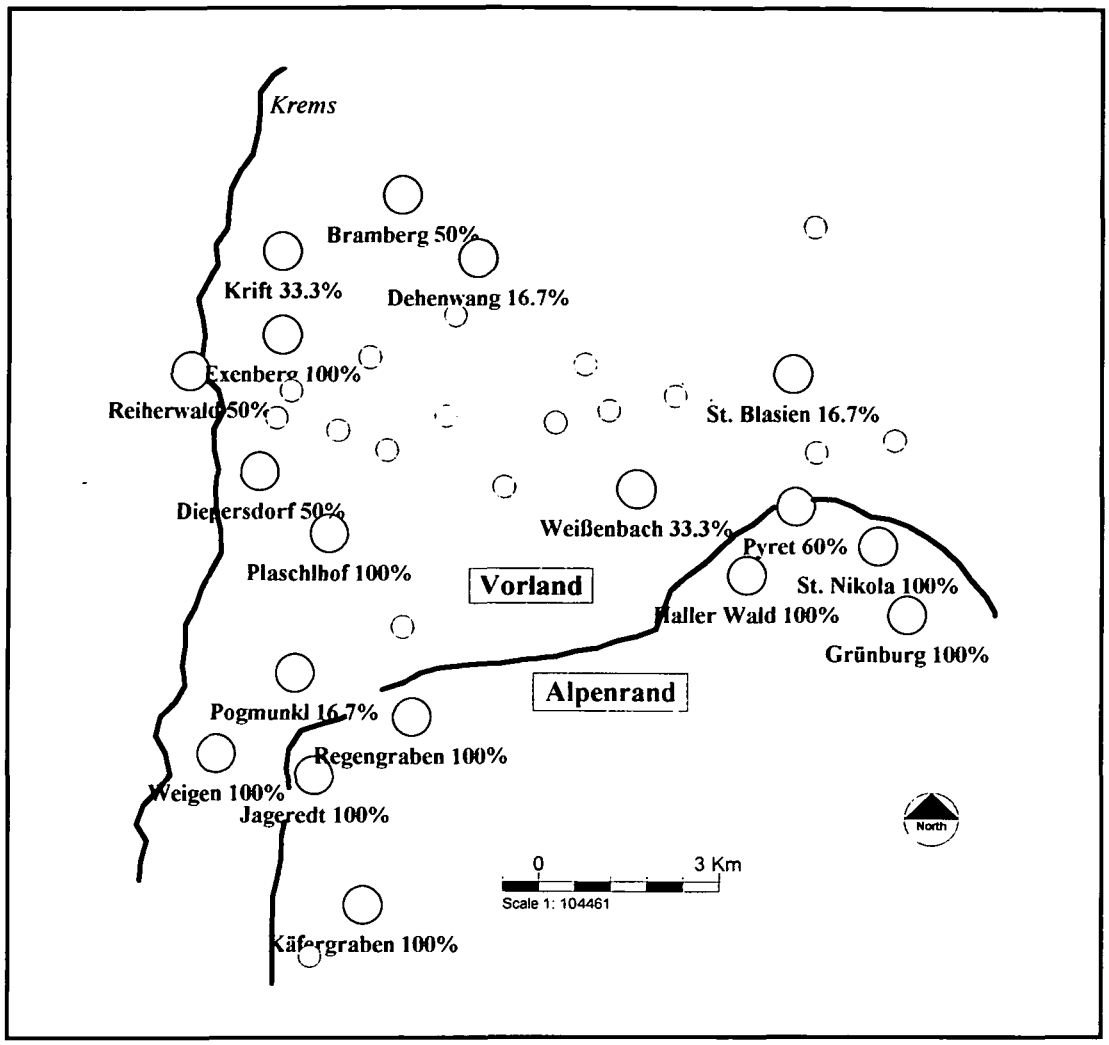
Appendix 5: Reviermerkmale (und Fortpflanzungsparameter) der Brutplätze und Nichtbrütereinstände. Angegeben sind Mindestentfernungen (mit Einheiten) und Größenklassen.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Revier	Alter	HS 1	HS 2	HS 3	HS 4	HS 5	HS 6	HS 7	HS 8	HS 9	HS 10	Arm-schwingen	Steuer	Maße (mm)
Weigen	ad		22.7.										17.7.	230
Ried	ad									17.7.				
Exenberg				1.8.									13.7.	223/233
Zwicklhub					29.7.									226/223
Penzendorf S.	ad													234
Penzendorf	ad	1.7.												233
Haller Wald	ad				20.7.									241
Diepersdorf	ad									23.7.				222
Käfergraben												18.7., 24.7.		235
Waldneu-kirchen		7.6.												
Maße (mm)		253	255	280	295		330	351		284				
		226		279	302			318		275				
		245								297				
		242												
		244												
		247												
Nichtbrüter-reviere:														
Großendorf	ad				24.6.								31.7.	229
Krift	ad											10.8.	10.8.	213
Hoad	ad/ad													250/230
Baumgartner	juv											21.8.		244
Flachenegg													1.8.	241
Kollmannhub								29.8.					31.7.	233
Schachner												17.5.	19.7.	220/236
Poschhub	ad												24.8.	221
St. Blasien		24.7.										3.9.		
Ehrnsdorf					29.7.	8.8.	30.8.	29.7.				2.9., 7.8.		
Pernauer												29.8., 2.7., 25.8., 29.7.		
Waldneu-kirchen W.												31.8.		
Weißenedt		19.8.										3.7., 3.7.		
Grünburg			14.8.											
Maße (mm)		234	248		287	300	350	340	314					
		255	256		283		338	339						
		235						332						
								303						

Appendix 6: Mauserdaten und Federmaße von Brutvögeln und Nichtbrütern.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at



Appendix 7: Prozentsatz der Jahre mit Brutversuch in den einzelnen Revieren im Untersuchungszeitraum (1991 - 1996). 100% bedeuten z.B. 6 Bruten in den 6 Jahren. Kleinere Kreise ohne Beschriftung bezeichnen Aufenthaltsorte von übersommernden Nichtbrütern.

© Biologiezentrum Linz/Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Gebiet	Revier	Jahre mit Brut	%	Jahre mit bekanntem Bruterfolg (b)	erfolgreiche Jahre (e)	Quotient (e/b)	Quelle oder Senke
r	Käfergraben	6 v. 6	100	5	5	1	q
r	Jageredt/Hochkogl	6 v. 6	100	3	3	1	q
a	Weigen	6 v. 6	100	6	6	1	q
r	Regengraben	6 v. 6	100	5	5	1	q
a	Plaschlhof	6 v. 6	100	4	4	1	q
a	Pogmunkl	1 v. 6	16,7	5	0	0	s
a	Diepersdorf	3 v. 6	50	5	2	0,4	s
a	Reiherwald	3 v. 6	50	4	1	0,25	s
a	Exenberg	6 v. 6	100	5	5	1	q
a	Bramberg	3 v. 6	50	5	2	0,4	s
a	Dehenwang	1 v. 6	16,7	5	0	0	s
a	Krift	2 v. 6	33,3	4	1	0,25	s
a	Weißenbach	2 v. 6	33,3	5	1	0,2	s
a	St. Blasien	1 v. 6	16,7	5	0	0	s
r	Haller Wald	4 v. 4	100	2	2	1	q
r	Pyret	3 v. 5	60	4	2	0,5	s
r	St. Nikola	6 v. 6	100	2	2	1	q
r	Grünburg	5 v. 5	100	4	4	1	q
	SUMME			**78**	**45**	**0,58**	

Appendix 8: Produktivitätswerte in den einzelnen Revieren (1991 - 1996). Nur Jahre mit bekanntem Bruterfolg wurden gewertet. a = Alpenvorland, r = Randalpen; Quelle = Quotient > 0,58. Weitere Beobachtungen bis 1998 bestätigen die großen Produktivitätsunterschiede zwischen den einzelnen Revieren.

Anschrift des Verfassers:
Mag. Dr. Helmut STEINER
Diepersdorf 30
A- 4552 Wartberg/Krems
AUSTRIA

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Stapfia

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: 0062

Autor(en)/Author(s): Steiner Helmut

Artikel/Article: Der Mäusebusard (Buteo buteo) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat; Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habitat (Accipiter gentilis) 1-74