



# ORNITHOLOGISCHER ANZEIGER

Zeitschrift bayerischer und baden-württembergischer Ornithologen

---

Band 50 – Heft 1

Juli 2011

---

*Ornithol. Anz.*, 50: 1–25

## **Wühlmäuse (*Arvicolinae*) als bevorzugte Beute des Uhus *Bubo bubo* während der Jungenaufzucht in Bayern**

**Andreas Schweiger und Ludwig Lipp**

Voles (*Arvicolinae*) as preferred prey of Bavarian Eagle Owls *Bubo bubo* (L.) during the nestling period.

A sufficient choice of prey with adequate size is quoted in numerous surveys about feeding ecology of the Eurasian Eagle Owl as one of the most important factors allowing the survival of a successful population. On the other hand a high proportion of small animals in the diet is regarded as an indicator of malnutrition, and a threat to the successful maintenance of the greatest European Owl.

Examination of prey items, mainly from the breeding season, over 33 years (1976-2008), in three Bavarian subpopulations of the Eagle Owl reveals a very different and conflicting pattern.

Uni- and multivariate statistical evaluation were based on a quantification of food diversity, favoured size of prey and percentage proportion of particular prey items in the diet of fledging Eagle Owls.

The results from this survey show a clear preference of Bavarian Eagle Owls for voles (*Arvicolinae*). The diversity of prey actually declines with increasing proportion of voles. An increasing amount of major prey like waterfowl leads to a greater prey diversity. Even so, comparison between Bavarian sub-populations of Eagle Owl shows both considerable regional differences and clear temporal differences and changes in prey spectrum, caused e.g. by changes in landuse.

In general Bavarian Eagle Owls take small mammals in large quantities while rearing their young. Larger prey items are presumed to increase in importance when voles are scarce or when food requirements increase towards fledging.

**Key words:** Wühlmäuse, voles, *Arvicolinae*, Uhu, Eagle Owl, *Bubo bubo*, Nahrungswahl, diversity of prey

Dipl.-Ing. (FH) Andreas Schweiger (Schwerpunkt Statistische Auswertung), Adalbert-Stifter-Str. 22, D-82494 Krün

E-Mail: andreas.schweiger@o2online.de

Dipl.-Ing. (FH) Ludwig Lipp (Initiation; Schwerpunkt Diskussion), Römerstr. 19, D-87648 Aitrang

E-Mail: ludwig.lipp@yahoo.de

## Einleitung

Neben feldornithologischen Untersuchungen ist bei den Eulen schon seit den 1930er Jahren die Bestimmung der Nahrung populär (Uttenhöfer 1939, März 1940). Dies ist sicherlich darin begründet, dass die Determination von Wirbeltieren anhand der in Gewöllen zurückbleibenden, gut erhaltenen Knochenteile relativ einfach ist. Nachdem einige Jahrzehnte vor allem die allgemeine Zusammensetzung der Uhubeute in verschiedenen geografischen Regionen im Fokus der Wissenschaft stand (z. B. Schweizer Alpen: Wagner & Springer 1970, Niederösterreich: Frey 1973, Spanien: Hiraldo et al. 1975 und Donázar 1987), ist seit mehreren Jahren der Schutz frei lebender Uhupopulationen in den Blickpunkt gerückt. Unter diesem Aspekt gewinnen nahrungsökologische Untersuchungen an Bedeutung. Der Erhalt und die weitere Ausbreitung des bis vor wenigen Jahrzehnten in weiten Teilen Mitteleuropas ausgestorbenen Uhus kann vor allem über die Kenntnis seiner Ernährung und daraus resultierender Schutzmaßnahmen unterstützt werden.

In diesem Zusammenhang hat Dalbeck (2005) Beutelisten von verschiedenen Uhurevieren in der Eifel ausgewertet. Seine Ergebnisse zeigen, dass klimatische Faktoren die Nahrungszusammensetzung und den Reproduktionserfolg beeinflussen. Dagegen war zwischen der Nahrungswahl und der Kondition der Jungtiere sowie dem Reproduktionserfolg kein deutlicher Zusammenhang nachzuweisen. Nur die Anzahl an Wildkaninchen und Feldmäusen in den untersuchten Gewöllen korrelierte bei der Auswertung schwach positiv mit der Anzahl an Jungtieren.

Auch in Bayern ist der Uhu seit längerer Zeit Objekt intensiver Untersuchungen. Bezzel (1976) gewährt Einblicke in die Ernährung bayerischer Uhupopulationen. In Bezzel & Schöpf (1986) wird die Situation der bayerischen Uhus im vergangenen Jahrhundert diskutiert und methodische Hilfestellung zu deren Erfassung gegeben.

Im Rahmen des Artenhilfsprogramms Uhu des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) werden gezielt Daten zur Fortpflanzungsbiologie und Nahrungswahl des Uhus während der Brut und Jungenaufzucht gesammelt. Das LfU hat den Autoren Auszüge der Daten im Rahmen dieser Arbeit dankenswerterweise zur Auswertung überlassen.

Bislang wird von vielen Autoren angenommen, dass ein hoher Anteil großer Beutetiere in der Nahrung ein erfolgreiches Brutrevier erkennen lässt (Görner & Knobloch 1978, Knobloch 1979, Donázar 1987). Ein hoher Anteil kleiner Beutetiere gilt dahingegen als Zeichen für einen Mangel an „geeigneten“, größeren Beutetieren (Donázar 1987). Dalbeck (2005) vermutet im Gegensatz dazu einen positiven Zusammenhang zwischen vermehrtem Feldmausvorkommen und der Anzahl sowie der Fitness ausgeflogener Jungvögel, kann diesen in seinen Untersuchungen aber nicht sicher statistisch nachweisen. Auch andere Kenner der Art vermuten einen Zusammenhang zwischen erfolgreichen Brutjahren des Prädators und dem vermehrten Vorkommen von Feldmäusen in seinem Jagdrevier (M. Römhild, mündl. Mitt.).

In dieser Arbeit wird eine Methode zur Auswertung von Beutelisten vorgestellt, die über die Nahrungsdiversität, das mittlere Gesamtgewicht der Beuteaufsammlungen sowie die Individuenanteile der einzelnen Arten bevorzugte Beutetiere identifiziert. Mit den hier angewandten Methoden soll geklärt werden, inwieweit der Uhu in Bayern während der Jungenaufzucht bevorzugt Kleinsäuger (v. a. Wühlmause) jagt.

## Material und Methoden

**Untersuchungsgebiete.** Die zur Auswertung verwendeten Daten zur Nahrungswahl des Uhus in Bayern stammen hierbei zum größten Teil aus drei Gebieten.

Die Daten zu den Flächenanteilen stammen aus [www.regionalstatistik.de](http://www.regionalstatistik.de); Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung – Stichtag 31.12.2008 – und landwirtschaftliche Betriebe und landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Kulturarten – Erhebungsjahr 2007 –, regionale Tiefe: Landkreise und kreisfreie Städte.

**Mittlerer Lech** (Lkr. WM, LL, 550-800 m ü. NN, Ackerland 14 %, Dauergrünland 35 %, Waldfläche 29 %, Gewässerfläche 5 % (inkl. Ammersee)): Ein Großteil der Fläche besteht aus den Lebensräumen Wald, Offenland und Gewässer (v. a. Staustufen des Lechs). Die steilen Hänge entlang des Lechs sind meist mit Mischwald bewachsen; sonstige Waldbestände werden meist von Fichten geprägt. In den umgebenden Moränengebieten herrscht Grünlandnutzung mit eingestreutem Ackerbau vor; im

nördlichen Teilbereich nimmt der Ackerbau deutlich zu. Die Brutplätze in diesem Untersuchungsgebiet liegen zumeist entlang der steilen Talhänge des dort tief eingeschnittenen Lechs. Eine detaillierte Beschreibung dieser Population bietet von Lossow (2010).

**Werdener Land** (Lkr. GAP, WM, 650 – ca. 1200 m ü. NN, Ackerland 2 %, Dauergrünland 46 %, Waldfläche 40 %, Gewässerfläche 3 %): Die hier betrachtete Uhopopulation kommt im Bereich der auslaufenden Nördlichen Kalkalpen vor. Die Berghänge sind weitgehend mit (Berg-) Mischwald bewachsen, wobei im Übergang zwischen Talböden und den steileren Hängen auch Fichtenmonokulturen angepflanzt wurden. Die Talböden werden fast ausschließlich grünlandwirtschaftlich genutzt. Es sind natürliche Seen und kleinere Stauseen vorhanden, die größten Gewässer in der Nähe von Brutplätzen sind die Flüsse Isar, Loisach und Ammer. Die Brutplätze befinden sich v. a. in Felswänden und -nischen der Nördlichen Kalkalpen.

**Südlicher Frankenjura** (Lkr. EI, ND, WUG, 400-550 m ü. NN, Ackerland 40 %, Dauergrünland 15 %, Waldfläche 33 %, Gewässerfläche 2 %): Im nördlichsten Untersuchungsgebiet bilden Buchen und Fichten die Hauptbaumarten in den anthropogen stark beeinflussten Waldbeständen. Im Offenland wird vor allem Ackerbau und Grünlandwirtschaft betrieben. Gewässer liegen in Form von Bächen und kleineren Flüssen vor. Die Brutbereiche des Uhus finden sich in Steinbrüchen und in den Felswänden der Juragesteine.

**Sonstige:** Die Daten dieser Reviere stammen aus einzelnen Aufsammlungen im südlichen Bayern (Lkr. TÖL) und aus Unterfranken.

**Bestimmung der Beutetiere und Datenaufbereitung.** Die Aufsammlungen „Lech“ aus den Jahren 2004-2007 wurden weitgehend von den Autoren bestimmt. Dazu wurden die Federn und Knochen getrennt determiniert und die Ergebnisse hinterher zusammengeführt. Die Federn wurden mit einer Federsammlung verglichen und meist bis auf Artniveau (v. a. größere Vögel ab Drosselgröße) oder höhere taxonomische Ebenen (Kleinvögel) bestimmt. Anhand einer Knochensammlung und Fachliteratur (Boye 1981, März 1987) konnten auch die Knochen größtenteils den einzelnen Arten zugeordnet werden. Vögel lassen sich relativ ein-

fach anhand der Form der Extremitätenknochen determinieren. Säugetiere können sehr gut anhand ihrer Kiefer, Zähne und Schädelknochen bestimmt werden. Bei größeren Säugern ist auch eine Bestimmung mittels der Extremitätenknochen möglich. Um Doppelzählungen bei den determinierten Beutetieren, vor allem bei den Kleinnagern zu vermeiden, wurden die jeweiligen Extremitätenknochen nach Körperseite sortiert und aus der maximalen Anzahl an gleichen Knochen die Individuenanzahl ermittelt. Nur im Einzelfall, zum Beispiel bei deutlichen Größenunterschieden der Extremitätenknochen (meist bei Beutetieren mit größerem Habitus), oder bei altersbedingten Unterschieden wurde von dieser Methode abgewichen.

Für die Auswertung im Bezug auf die erbeuteten Vögel wurden die erhaltenen Individuenzahlen aus der Bestimmung der Federn mit denen der Knochen verglichen und als Beutetieranzahl für das betrachtete Taxon der jeweils größere Wert herangezogen. Somit wird das Problem von Doppelzählungen bei den determinierten Vögeln weitestgehend umgangen. Bei den Säugetieren erfolgte die Bestimmung soweit möglich bis auf Artniveau. War dies nicht möglich, wurden die nicht näher determinierbaren Individuen dem nächst höherem Taxon (z. B. Gattung) zugeordnet. Eine detaillierte Beschreibung der angewandten Methode findet sich in Wagner & Springer (1970) und Frey (1973).

Mit den Rohdaten anderer Jahre und Reviere wurde gleichartig verfahren. Diese Beutereste wurden weitgehend von H.-J. Fünfstück, S. Olschewski und M. Römhild bestimmt.

Für die Auswertungen fanden Daten aus Aufsammlungen Anwendung, welche vornehmlich in den Sommer- und Herbstmonaten (Mai bis September) des jeweiligen Jahres getätigt wurden. Nur ausnahmsweise (vereinzelt im Südlichen Frankenjura) erfolgten Aufsammlungen in den Frühjahrsmonaten Januar bis April. Somit stammen die erhobenen Daten vor allem aus der Fortpflanzungs- und Jungenaufzuchtzeit der Uhus. Unter dem Begriff Aufsammlung wird hierbei die Gesamtheit der Beutereste verstanden, welche bei einem Besuch der Brutnische im direkten Umfeld des Nestplatzes vorgefunden werden. Dabei wurden sowohl Erstaufsammlungen, d. h. die erste Aufsammlung von Beutetieren an einem Brutplatz als auch Aufsammlungen in den Folgejahren in die Analy-

sen aufgenommen. Aufgesammelt wurden die Nahrungsreste in unmittelbarer Umgebung des Brutplatzes von Angestellten, Zivildienstleistenden, Praktikanten und sonstigen Mitarbeitern (beispielsweise im Rahmen eines freiwilligen ökologischen Jahres) des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, staatliche Vogelschutzwerke Garmisch-Partenkirchen für die Bereiche Werdenfeller Land und mittlerer Lech sowie von M. Römhild für den Südlichen Frankenjura. Zur Auswertung wurden nur Aufsammlungen herangezogen, für welche mindestens 28 Beutetiere nachgewiesen werden konnten (s. a. statistische Auswertung). Hierbei wurde ein Kompromiss zwischen der Anzahl an verwendbaren Aufsammlungen und der Repräsentativität der Aufsammlungen geschlossen.

**Statistische Auswertung.** Nach der Bestimmung der Nahrungsreste im Labor und der Aufbereitung der Rohdaten mit einem Tabellenkalkulationsprogramm wurde zur statistischen Datenauswertung das Softwarepaket *R* (Version 2.10.1, R Development Core Team 2009) zusammen mit den Zusatzpaketen *ecodist* (Version 1.2.3, Goslee & Urban 2007), *labdsv* (Version 1.4-1, Roberts 2010a) und *optpart* (Version 2.0-1, Roberts 2010b) verwendet.

Berechnungen von anderen Autoren, z. B. Dalbeck (2005), zur Nahrungsökologie des Uhus basieren auf Aufsammlungen mit einer Mindestindividuenzahl von 45. Aufgrund nachfolgender Erläuterungen wurden für die hier

durchgeführten Auswertungen nur Nahrungsaufsammlungen mit mindestens 28 nachgewiesenen Beutetieren verwendet, sodass insgesamt  $N = 82$  Aufsammlungen für die Auswertungen zur Verfügung standen (Tab. 1).

Da Nahrungsaufsammlungen mit einer nur geringen Anzahl an determinierten Individuen in den meisten Fällen die Realität nur sehr schlecht bzw. überhaupt nicht widerspiegeln, soll mit dem Festlegen einer Mindeststichprobengröße die Aussagekraft der Ergebnisse gewährleistet werden. Darüber hinaus besteht für die meisten Berechnungsindizes und Distanzmaße vor allem bei sehr geringen Individuenzahlen der betrachteten Aufsammlungen eine ausgeprägte Stichprobenabhängigkeit, welche zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen würde (vgl. Wolda 1981). Auch dieser Sachverhalt kann durch das Festlegen einer Mindestindividuenanzahl pro Aufsammlung deutlich entkräftet bzw. ausgeschlossen werden.

Im hier vorliegenden Fall hätte eine Mindeststichprobengröße von 45 Individuen, wie sie von Dalbeck (2005) verwendet wird, zu einer erheblichen Datenreduktion geführt, was eine statistische Auswertung unverhältnismäßig erschwert bzw. unmöglich gemacht hätte. So wurde die Mindeststichprobengröße basierend auf statistischen Betrachtungen und unter Berücksichtigung der oben genannten Probleme auf ein akzeptables Maß reduziert. Bei der Betrachtung des gesamten verfügbaren Datenmaterials von  $N = 104$  Aufsammlungen für Ge-

**Tab. 1.** Zusammenfassende Übersicht grundlegender Daten der betrachteten Teilgebiete Bayerns (Zeitreihen: Anzahl an Revieren / Aufsammlungen (Werte in Klammern) für welche aus  $i$  unterschiedlichen Jahren Daten vorliegen). – *An overview of fundamental data of the examined subareas within Bavaria (Zeitreihen: Number of territories / prey collections (in brackets) with available data for  $i$  different years).*

	Mittlerer Lech	Werdenfeller Land	Südlicher Frankenjura	Sonstige	Gesamt
Anzahl Aufsammlungen $N$	24	23	30	5	82
Zeitreihen (Reviere / Aufsammlungen):					
aus 1 Jahr	8 (8)	3 (3)	7 (7)	5 (5)	23 (23)
aus 2 Jahren	5 (10)	2 (4)	2 (4)	-	9 (18)
aus 3 Jahren	2 (6)	1 (3)	-	-	3 (9)
aus 4 Jahren	-	1 (4)	-	-	1 (4)
aus 7 Jahren	-	-	1 (7)	-	1 (7)
aus 9 Jahren	-	1 (9)	-	-	1 (9)
aus 12 Jahren	-	-	1 (12)	-	1 (12)
Gesamtzeitraum	32	25	16	25	33
von Jahr	1976	1977	1993	1979	1976
bis Jahr	2007	2001	2008	2003	2008
Beutetieranzahl $n$	2176	1485	1962	295	5918
Beutetierbiomasse [kg]	636,0	482,5	549,5	94,6	1766,6

samt-Bayern (von  $n = 2$  bis  $n = 220$  determinierte Individuen) zeigte sich hierbei ein deutlicher Sprung in der pro Aufsammlung determinierten Individuenzahl von 23 zu 28 Individuen. Basierend auf diesem Sachverhalt, wurden die Gesamtdaten hinsichtlich der beiden nachfolgend beschriebenen Parameter GM und B einer non-parametrischen ANOVA ( $k = 3$  Gruppen, G1: 2-23 Ind., G2: 28-43 Ind. und G3: 45-220 Ind.) zusammen mit einem A-posteriori-Test für multiple Mittelwertvergleiche unterzogen (näheres zu den Testverfahren siehe unten). Hierbei zeigte sich keine der untersuchten Gruppierungen (Nahrungsbreite B) bzw. die Gruppe an Aufsammlungen bis 23 Individuen (für GM) als signifikant unterschiedlich zu allen anderen Gruppierungen. Sich stützend auf diese Ergebnisse wurden für die nachfolgenden Betrachtungen nur Nahrungsaufsammlungen mit mindestens 28 nachgewiesenen Beutetieren verwendet ( $N = 82$  für gesamt Bayern).

Neben dem (prozentualen) Individuenanteil des jeweiligen Beutetiertaxons fand auch das gewichtete Mittel der Beutetierbiomasse GM [g] (Gleichung 1) sowie die Nahrungsbreite B [-] nach Levins (1968) (Gleichung 2) der jeweiligen Aufsammlung Eingang in die durchgeführten Berechnungen.

$$GM = \frac{1}{n_{ges}} \sum_{i=1}^k n_i \cdot g_i \quad (\text{Gleichung 1})$$

- $n_{ges}$ : Gesamtindividuenzahl der Aufsammlung [-]  
 $n_i$ : nachgewiesene Individuen des Beutetier-Taxons (-Art)  $i$  der Aufsammlung [-]  
 $g_i$ : durchschnittliches Lebendgewicht des Beutetier-Taxons (-Art)  $i$  [g]

Während das gewichtete Mittel der Beutetierbiomassen ein gutes Maß für die jeweils bevorzugte Beutetiergröße beim Nahrungserwerb darstellt, lässt sich die Spezialisierung des Uhus hinsichtlich seiner Nahrungswahl durch die Beziehung nach Levins (1968) näher quantifizieren. Der Wertebereich dieses Diversitätsmaßes reicht von 1 bis  $n$ , wobei geringere Werte auf Spezialisierung und höhere Werte auf einen zunehmenden Generalismus des betrachteten Prädators bei der Nahrungswahl hindeuten. Dabei wurden für  $p_i$  taxonomische Gruppen gebildet, die sich größtenteils zwischen Familien- und Tribusebene bewegen.

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2} \quad (\text{Gleichung 2})$$

- $p_i$ : dimensionsloser Individuenanteil der taxonomischen Gruppe  $i$  am Gesamtspektrum [-]

Um die Verteilungseigenschaften, sprich die Breite der Streuung von Einzelwerten der verwendeten Parameter innerhalb einer zu betrachtenden Gruppierung von errechneten Einzelwerten (z. B. regional oder rein statistisch bedingt) quantifizieren und somit die Kollektive untereinander besser vergleichen zu können, wurde der Variationskoeffizient  $cv$  verwendet (Gleichung 3).

$$cv = \frac{s}{|\bar{x}|} \quad (\text{Gleichung 3})$$

- $s$ : Standardabweichung des Daten-Kollektivs  
 $\bar{x}$ : Arithmetischer Mittelwert des Daten-Kollektivs

Dieses Streumaß weist im Gegensatz zu den gängigeren Streuungsparametern wie der Varianz oder der Standardabweichung einen entscheidenden Vorteil auf.

Im Gegensatz zur Standardabweichung  $s$ , welche vom jeweiligen Mittelwert der Daten-Kollektive abhängig ist und somit keinerlei Vergleiche zwischen verschiedenen Datensätzen zulässt, wird die Standardabweichung beim Variationskoeffizienten am zugehörigen arithmetischen Mittelwert relativiert und erlaubt somit den Vergleich von Datenkollektiven mit unterschiedlichen Mittelwerten (Rudolf & Kuhlich 2008).

Um nicht sofort ersichtliche Zusammenhänge zwischen den oben beschriebenen Parametern herauszuarbeiten, wurden die prozentualen Anteile der Beutetiere in den Nahrungsaufsammlungen und die oben beschriebenen Indizes anhand statistischer Tests miteinander verglichen.

Mit Korrelationsanalysen wurden Abhängigkeiten der Nahrungsbreite B mit den prozentualen Anteilen der erbeuteten Tiere und dem gewichteten Mittel der Beutetierbiomassen GM verglichen. Hierbei ergeben sich Informationen, die positive und negative Zusammenhänge zwischen den Parametern anzeigen. Beispiels-

weise können Beutetiere mit zunehmender Nahrungsbreite in ihrem Anteil in den Nahrungsaufsammlungen zunehmende oder abnehmende Tendenzen zeigen.

Zur Ermittlung von Unterschieden in der Zusammensetzung der Beuteaufsammlungen wurden darüber hinaus multivariate Verfahren in Form von Clusteranalysen durchgeführt. Das Ergebnis sind Cluster (Gruppen) von Aufsammlungen die sich untereinander ähnlicher sind als zu anderen, in weiteren, errechneten Clustern zusammengefassten Aufsammlungen. Werden diese Cluster in Bezug auf die Nahrungsbreite  $B$  und das gewichtete Mittel  $GM$  betrachtet, lassen sich die Ergebnisse der Korrelationsanalysen auf diesem multivariaten Weg nochmals überprüfen. Auch lassen sich durch diesen multivariaten Ansatz die ermittelten Gruppierungen auf regionale und zeitlich bedingte Unterschiede untersuchen. Dies wurde im vorliegenden Fall mit Hilfe von Kontingenzanalysen basierend auf den herausgearbeiteten Clustern überprüft.

Außerdem bietet sich bei der Clusteranalyse die Möglichkeit, bestimmte Indicator Species (Indikatorarten) für die betrachteten Cluster heraus zu filtern. Die Ergebnisse dienen bei den hier durchgeführten Untersuchungen wiederum dem Vergleich der über multivariate Methoden (Clusteranalyse) ermittelten Ergebnisse mit den Ergebnissen aus den univariaten Korrelationsanalysen.

Um die bei dieser Betrachtung durchgeführte Datenanalyse vollständig nachvollziehen zu können, werden im Nachfolgenden die angewandten statistischen Methoden für den interessierten Leser näher beschrieben:

Zur Ermittlung von möglichen Zusammenhängen zwischen den oben aufgeführten Parametern ( $B$ ,  $GM$  und prozentuale Individuenanteile) wurden Korrelationsanalysen durchgeführt. Anschließend wurden die gefundenen Zusammenhänge einer Signifikanzprüfung (Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05$ ) unterzogen. Neben dem Korrelationskoeffizienten nach Pearson ( $r$ ) fanden auch die Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman ( $\rho$ ) bzw. nach Kendall ( $\tau$ ) Anwendung.

Im Gegensatz zum Pearson'schen Korrelationskoeffizienten, für dessen Berechnung relativ hohe Ansprüche an das Datenmaterial gestellt werden (Normalverteilung, linearer Zusammenhang), entfällt dies im Falle der Rang-

korrelationskoeffizienten, bei welchen lediglich ein monotoner Zusammenhang vorausgesetzt wird. Der Wertebereich aller drei Korrelationskoeffizienten bewegt sich zwischen  $-1$  und  $1$ . Je näher sich die errechneten Werte hierbei an einen der Extremwerte annähern, desto stärker ist der Zusammenhang zwischen beiden betrachteten Merkmalen. Ergibt sich aus der Berechnung für den jeweiligen Korrelationskoeffizienten allerdings ein Wert um  $0$ , ist ein Zusammenhang zwischen beiden gegenübergestellten Parametern weitaus weniger wahrscheinlich und wird im Allgemeinen ausgeschlossen. Die Art des Zusammenhangs lässt sich aus dem Vorzeichen des jeweiligen Koeffizienten ableiten. So ergibt sich für positive Zusammenhänge (mit Zunahme eines Parameters nimmt der andere Parameter ebenfalls zu) zwischen den betrachteten Parametern ein positiver Koeffizient, während für negative (gegenläufige) Zusammenhänge der Koeffizient auch einen negativen Wert annimmt.

Neben den einfachen Korrelationen zum Nachweis von Zusammenhängen zwischen den vorgestellten Variablen wurde zudem von Clusteranalysen Gebrauch gemacht. Diese hierarchisch-agglomerativen Klassifikationsverfahren ermöglichen das Herausstellen von sich untereinander relativ ähnlichen Aufsammlungen in Clustern, die zu anderen Clustern relativ unähnlich sind. Zur Quantifizierung der relativen Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit der unterschiedlichen Nahrungsaufsammlungen fanden drei verschiedene Ähnlichkeits- bzw. Distanzmaße Anwendung, der Sørensen-Koeffizient, der Bray-Curtis-Koeffizient sowie die Euklidische Distanz. Aus den zur Verfügung stehenden Cluster-Algorithmen wurde unter Berücksichtigung einer minimalen Kettenbildung (chaining) im Cluster-Dendrogramm sowie der Empfehlungen aus der Literatur (Leyer & Wesche 2007) vom group average-Algorithmus (Grundlage: Sørensen- bzw. Bray-Curtis-Koeffizient) sowie von der Wards- (minimum variance-) Methode (Euklidische Distanz) Gebrauch gemacht.

Zur Ermittlung der optimalen Anzahl an zu betrachtenden Clustern im jeweiligen Dendrogramm (größte Aussagekraft) fand eine Indicator Species Analysis nach Dufrêne & Legendre (1997) Anwendung, bei welcher „typische“ Arten, die so genannten „Indicator Species“ für die jeweils gegenübergestellten Cluster ausgegeben werden. Inwieweit eine bestimmte Art

für eine jeweilige Gruppe charakteristisch ist, wird über einen Indikatorwert (indicator value) indiziert und mit einem Permutationstest auf statistische Signifikanz überprüft. Der Indikatorwert IV bewegt sich hierbei zwischen 0 (keine Indikation) und 1 (vollkommene Indikation für eine bestimmte Gruppe). In Anlehnung an McCune et al. (2002) wurde die Signifikanzprüfung der Indikation mit 1000 Permutationen durchgeführt. Des Weiteren wurden nur solche Arten in die Berechnungen mit einbezogen, welche in mindestens 3 Aufsammlungen nachgewiesen werden konnten (vgl. McCune et al. 2002). Die Wahl der optimalen Anzahl an zu berücksichtigenden Clustern erfolgte anschließend über eine graphische Darstellung der durchschnittlichen p-Werte aller betrachteten Indikatorarten bzw. der Anzahl an signifikanten Indikatorarten (Signifikanzniveau  $p = 0,05$ ) pro Anzahl an betrachteten Clustern. Hierbei wurde diejenige Anzahl an Clustern als optimal betrachtet, bei welcher der durchschnittliche p-Wert aller betrachteten Arten ein Minimum bzw. die Anzahl an signifikanten Indikatorarten ein Maximum erreichte. Eine ausführliche Beschreibung dieses Verfahrens kann McCune et al. (2002) entnommen werden. Basierend auf der für das jeweilige Clusterverfahren ermittelten Optimalanzahl an zu betrachtenden Clustern wurden die hieraus hervorgehenden Gruppen mit weiteren statistischen Tests auf Unterschiede untersucht.

Das Vorhandensein von großräumigen bzw. zeitlich bedingten Unterschieden zwischen den jeweils betrachteten Gruppen wurde mithilfe einer Kontingenzanalyse überprüft. Als Maß diente hierbei der korrigierte Kontingenzkoeffizient  $C_{\text{korrr}}$  welcher sich mit dem Korrelationskoeffizienten nach Pearson vergleichen lässt und ein Maß für den Zusammenhang zwischen nominalskalierten Variablen darstellt (Köhler et al. 1995).

Weitere Parameter, auf deren Grundlage Unterschiede zwischen den vorab herausgearbeiteten Clustern untersucht wurden, waren der prozentuale Anteil an Kleinnagern (Wühlmäuse und Ratten) am Gesamtnahrungsspektrum sowie die bereits vorgestellten Parameter Nahrungsbreite B und das gewichtete Mittel der Beutetierbiomassen GM.

Die statistische Überprüfung auf Unterschiede zwischen den einzelnen Clustern auf Grundlage der vorgestellten Parameter erfolgte

über eine einfaktorische, non-parametrische Varianzanalyse in Form des Kruskal-Wallis-(H-) Tests im Zusammenhang mit einem A-posteriori-Verfahren für multiple Mittelwertvergleiche in Form des Tukey HSD-Tests. Im Gegensatz zur herkömmlichen ANOVA entfallen bei dem parameterfreien Verfahren des H-Tests die strengen Anforderungen an das zu analysierende Datenmaterial wie Normalverteilung und Varianzhomogenität. Bei dem angeschlossenen Verfahren für multiple Vergleiche kann auf eine Korrektur des Signifikanzniveaus, wie es beispielweise mithilfe des Bonferroni- bzw. des Bonferroni-Holm-Verfahrens möglich wäre, verzichtet werden, da die Problematik, welche sich beim Testen statistischer Hypothesenfamilien ergibt, bereits im Testverfahren selbst Berücksichtigung findet (Näheres zu den hier angesprochenen Korrekturverfahren findet sich z. B. in Quednau 1992).

Vor allem bei der Auswertung von Nahrungsanalysen aus einem Gebiet, in welchem die einzelnen Reviere über mehrere Jahre immer wieder beprobt werden (repeated measurements) ergibt sich das Problem der Stichprobenabhängigkeit einzelner Aufsammlungen, das als „Nesting“ bezeichnet wird. Da jede Untersuchungseinheit (hier ein einzelnes Revier) mehrfach zur Datengenerierung genutzt wird, sind die so gewonnenen Daten im Allgemeinen nicht mehr voneinander unabhängig. So sind sich Nahrungsreste (Aufsammlungen) des gleichen Uhus wohl in der Regel ähnlicher als die Beutereste verschiedenener Uhus. Dieser Sachverhalt ist bei der Analyse der entsprechenden Daten zu berücksichtigen um eine Ergebnisverfälschung weitestgehend auszuschließen.

Deshalb wurden die einzelnen Aufsammlungen (der unterschiedlichen Jahre) aus den jeweiligen Uhrevieren gemittelt und alle vorab beschriebenen statistischen Verfahren und Tests mit diesen gemittelten Daten durchgerechnet. Die hieraus erhaltenen Ergebnisse (Anzahl an Proben  $N = 38$ ) decken sich zum größten Teil mit den Ergebnissen, welche sich bei der Auswertung der Einzelproben (Aufsammlungen aus unterschiedlichen Jahren des gleichen Reviers,  $N = 82$ ) ergaben und die im Folgenden vorgestellt werden. Da die Nahrungswahl des Uhus wohl deutlichen individuellen Unterschieden der Einzelvögel unterliegt bzw. vom jährlich schwankenden Nahrungsangebot in der Umgebung abhängt und die jeweils be-

trachteten Proben (Aufsammlungen) zumindest in diesem Fall nicht einzelnen Adultvögeln zugeordnet werden können bzw. es fraglich ist, ob die Reviere immer von den selben Brutvögeln besetzt sind, wurden die zur Auswertung herangezogenen Nahrungsaufsammlungen als unabhängige Stichproben betrachtet.

### Ergebnisse

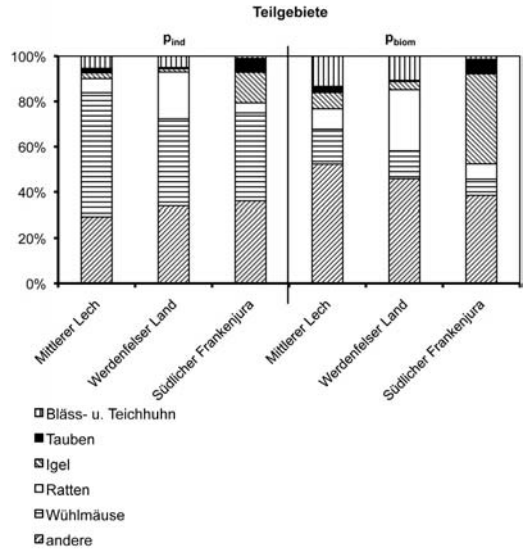
Insgesamt konnten für den betrachteten Gesamtzeitraum von 1976 bis 2008 in Bayern 154 Taxa als Beute des Uhus während der Jungenaufzucht nachgewiesen werden. Davon wurden 124 Taxa bis auf Artniveau bestimmt. Das Nahrungsspektrum umfasst hierbei sowohl Vögel (*Aves*, 88 nachgewiesene Arten) und Säuger (*Mammalia*, 31 Arten) als auch Schlangen (*Squamata*, 1 nachgewiesenes Individuum), Amphibien (*Amphibia*, 5 Arten) und Fische (*Pisces*, 5 Arten). Darunter finden sich Kleinvögel und Mäuse mit einem Lebendgewicht kleiner 25 g bis hin zu Wasservögeln, Kaninchen, Feldhasen und jungen Rotfüchsen mit einem Gewicht über 1000 g.

So scheint der Uhu ein opportunistischer Jäger mit einem breiten Nahrungsspektrum zu sein. Wird die Beutezusammensetzung allerdings genauer betrachtet, so ergibt sich ein differenzierteres Bild.

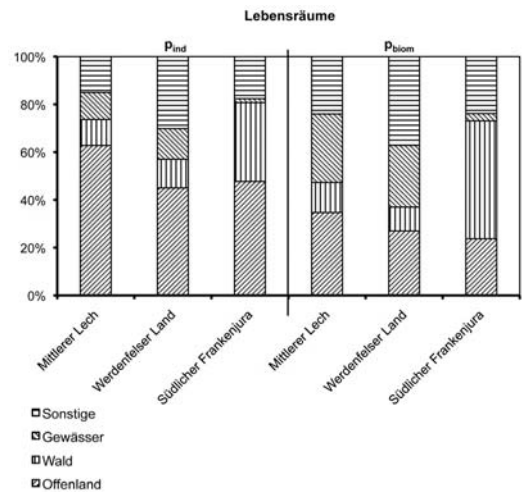
**Beutetiere und deren Lebensräume.** In den Beutelisten treten nur wenige Tierarten (-gruppen) mit mehr als 5 Prozent der Individuen- ( $p_{ind}$ ) oder Biomasseanteile ( $p_{biom}$ ) auf. Diese sind in Abb. 1 dargestellt. Neben den in der Abbildung aufgeführten Tierarten erreichten folgende Taxa in einzelnen Teilgebieten mehr als 5 Prozent Individuen- oder Biomasseanteile, welche allerdings auf Grund der Übersichtlichkeit nicht in die Abbildung mit aufgenommen wurden: Siebenschläfer *Glis glis*  $p_{ind} = 5,6 \%$  (Südlicher Frankenjura), Stockente *Anas platyrhynchos*  $p_{biom} = 5,9 \%$  (Werdenfelser Land), Mäusebussard *Buteo buteo*  $p_{biom} = 13,1 \%$  und Rabenkrähe *Corvus corone*  $p_{biom} = 5,9 \%$  (Mittlerer Lech).

Zu erkennen ist, dass die Wühlmäuse hinsichtlich der Individuenanteile in allen Teilgebieten deutlich dominieren ( $p_{ind} > 38 \%$ ). Die Ratten (hauptsächlich Wanderratte *Rattus norvegicus*) ließen sich mit einem Anteil bis  $p_{ind} = 20,7 \%$  nachweisen, der Braunbrustigel *Erinaceus euro-*

*paeus* erreicht bis  $p_{ind} = 15,1 \%$ . Alle weiteren Tierarten (-gruppen) stellen jeweils weniger als  $p_{ind} = 6,1 \%$ .



**Abb. 1.** Eine Auswahl der häufigsten Beutetiere und ihre Individuen- ( $p_{ind}$ ) und Biomasseanteile ( $p_{biom}$ ) in den drei betrachteten Teilgebieten Bayerns. – *The most frequent prey species and their proportion as individuals ( $p_{ind}$ ) and biomass ( $p_{biom}$ ) in the three examined subareas of Bavaria.*



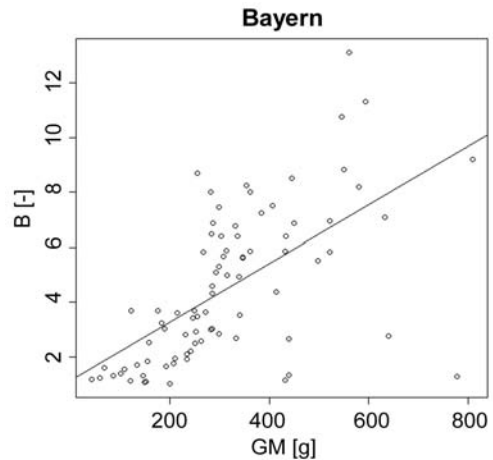
**Abb. 2.** Individuen- ( $p_{ind}$ ) und Biomasseanteile ( $p_{biom}$ ) der Beutetiere bezogen auf die Großlebensräume in den drei betrachteten Teilgebieten Bayerns (Sonstige: andere Lebensräume und euryöke Beutetiere). – *Proportion as individuals ( $p_{ind}$ ) and biomass ( $p_{biom}$ ) of prey at-tributable to habitat types in the three examined subareas of Bavaria (Sonstige: other habitats and euryoecious prey species).*



Dahingegen ist der Anteil, den die Wühlmäuse an der Biomasse stellen, weit weniger bedeutsam. Allgemein treten einzelne Tierarten (-gruppen) in den Biomasseanteilen kaum hervor. Nur der Braunbrustigel zeigt sich mit  $p_{\text{biom}} = 39,8\%$  im Südlichen Frankenjura als besonders wichtiger Nahrungslieferant. Im Werdenfelser Land treten die Ratten in ähnlicher Dominanz auf ( $p_{\text{biom}} = 27,0\%$ ). Alle anderen Biomasseanteile der Beutetierarten und -gruppen liegen unter  $p_{\text{biom}} = 15,4\%$ .

Um die bevorzugten Jagdhabitats des Uhus zu ermitteln, wurden den Tierarten die Lebensräume Offenland, Wald, Gewässer oder Sonstige/Eurytop zugeordnet. Die Individuen- und Biomasseanteile der Beute bezüglich der Lebensräume/Jagdhabitats sind in Abb. 2 dargestellt. Die großen Individuenanteile an Offenlandarten lassen sich auf die hohen Anteile der Wühlmäuse als Bewohner des Offenlandes zurückführen. Aufgrund des relativ geringen Lebendgewichts der Wühlmäuse fallen die Biomasseanteile der Offenlandarten dementsprechend niedriger aus. Es fällt auf, dass in den Gebieten Mittlerer Lech und Werdenfelser Land die Individuen- und Biomasseanteile am Lebensraum Gewässer deutlich höher sind als im Südlichen Frankenjura. Dafür sind im Südlichen Frankenjura die Anteile der Beute aus dem Lebensraum Wald höher, was sich auf die Zuordnung des Igels zu diesem Lebensraumtyp zurückführen lässt (vgl. Abb. 1).

**Nahrungsbreite, Beutetiergröße und Individuenanteile der Beutetiere.** Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Nahrungsbreite  $B$  nach Levins (1968) als Diversitätsmaß in Bezug auf die Nahrungswahl des Uhus herangezogen. Die Werte für  $B$  reichen dabei für die einzelnen Aufsammlungen von 1,0 bis 13,1 mit einem Variationskoeffizienten von  $cv_{\text{ges}} = 0,62$  ( $N = 82$ ). Die mittlere



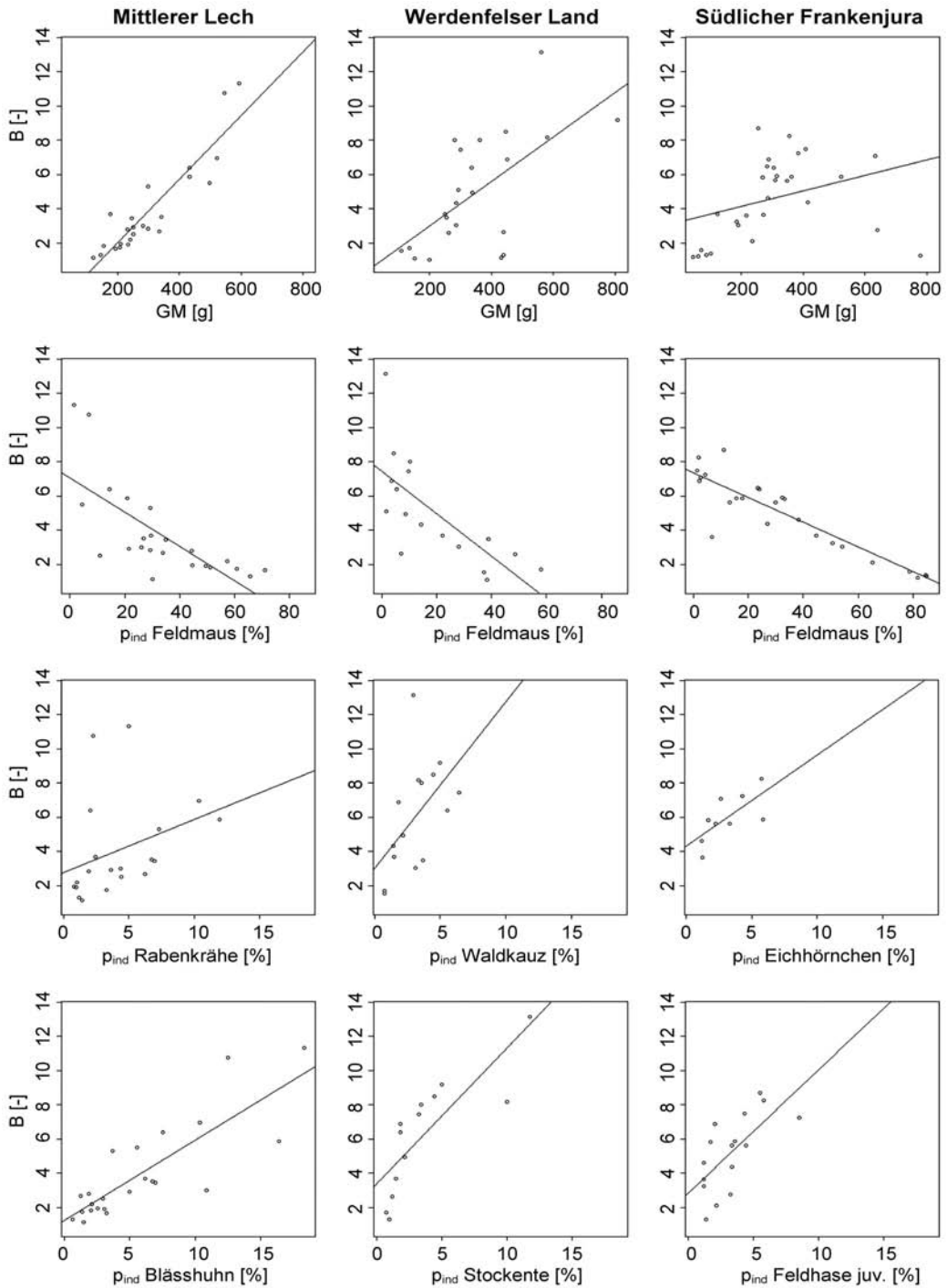
**Abb. 3.** Grafische Darstellung der Nahrungsbreite  $B$  über dem Gewichteten Mittel der Beutetierbiomasse  $GM$ . Dargestellt sind 82 bayerische Nahrungsaufsammlungen aus dem Zeitraum 1976 bis 2008 mit zugehöriger Korrelation ( $r = 0,61$ ;  $p < 0,001$ ). – Graphical illustration of prey diversity ( $B$ ) and weighted mean of prey biomass ( $GM$ ). 82 bavarian prey collections between 1976 and 2008 are depicted with the appropriate correlation ( $r = 0.61$ ,  $p < 0.001$ ).

ren Nahrungsbreiten (arithmetisches Mittel) der einzelnen Großregionen bewegen sich zwischen 3,9 (Lech) und 4,9 (Werdenfels). Die geringste Variation der Einzelwerte lässt sich hierbei im Südlichen Frankenjura beobachten ( $cv = 0,50$ ), während die jeweiligen Werte für  $B$  in der Großregion Mittlerer Lech am weitesten streuen ( $cv = 0,71$ ).

Für das gewichtete Mittel der Beutetierbiomassen  $GM$  schwanken die errechneten Werte für gesamt Bayern zwischen 43 und 808 g mit  $cv_{\text{ges}} = 0,5$ . Die arithmetischen Mittelwerte der einzelnen Großregionen variieren zwischen 302 g (Mittlerer Lech) und 348 g (Werdenfelser Land). Die geringste Streuung der Einzelwerte ergibt sich hier für die Großregion Mittlerer

**Tab. 2.** Ergebnisse der Korrelationsanalysen nach Pearson ( $r$ ), Spearman ( $q$ ) und Kendall ( $\tau$ ) zwischen der Nahrungsbreite  $B$  und dem Gewichteten Mittel  $GM$  (\*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,001$ ). – Results of correlation analyses after Pearson ( $r$ ), Spearman ( $q$ ) and Kendall ( $\tau$ ) between prey diversity  $B$  and weighted mean of prey biomass  $GM$  (\*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ ).

Gebiet	N	r	q	$\tau$
Gesamt	82	0,61***	0,67***	0,53***
Mittlerer Lech	24	0,91***	0,86***	0,75***
Werdenfelser Land	23	0,63**	0,64**	0,49***
Südlicher Frankenjura	30	0,34	0,51*	0,39**
Sonstige	5	0,96*	1,0*	1,0*



**Abb. 4.** Grafische Darstellung der Nahrungsbreite  $B$  über dem Gewichteten Mittel der Beutetierbiomasse  $GM$  sowie den Individuenanteilen ausgewählter Arten ( $p_{ind}$ ) der drei Teilgebiete Bayerns. – Graphical illustration of prey diversity  $B$  and weighted mean of prey biomass  $GM$  as well as a selection of species with their proportion as individuals ( $p_{ind}$ ) in the three bavarian subareas. For scientific names of prey species see appendix.

Lech mit  $cv = 0,44$ , die maximale im Südlichen Frankenjura mit  $cv = 0,58$ .

Werden die beiden Parameter Nahrungsbreite  $B$  und  $GM$  miteinander korreliert, so ergibt sich sowohl für das Gesamtmaterial aus Bayern ( $r = 0,61$ ;  $g = 0,69$ ;  $\tau = 0,53$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 82$ ; Abb. 3) als auch für die einzelnen Großregionen (Tab. 2, Abb. 4) ein signifikant positiver Zusammenhang. Die fehlende Signifikanz für die Korrelation nach Pearson im Großgebiet Südlicher Frankenjura (Tab. 2) ist durch zwei Wertepaare bedingt, welche trotz geringer Nahrungsbreite  $B$  hohe Werte für  $GM$  aufweisen. Beide Aufsammlungen lassen sich durch einen Box-Whisker-Plot hinsichtlich  $GM$  als Ausreißer (größer 1,5-facher Interquartilabstand) identifizieren. Nach Entfernen dieser Werte würde sich auch hier ein signifikanter Zusammenhang nachweisen lassen. Bei den verwendeten Rangkorrelationskoeffizienten  $r$  und  $\tau$  zeigt sich für sämtliche Korrelationen ein signifikant positiver Zusammenhang (Tab. 2).

Demnach besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der jeweils hauptsächlich genutzten Beutetiergröße und der Spezialisierung im Nahrungsspektrum. Je größer die erbeuteten

Arten durchschnittlich werden, desto höher fallen die Werte für die Nahrungsbreite  $B$  aus, d. h. umso generalistischer wird der Uhu bei der Nahrungswahl. Nimmt die Größe der Beutetiere im Nahrungsspektrum hingegen ab, so lässt sich eine deutliche Spezialisierung des Uhus während der Aufzuchtzeit beobachten.

Diese Abhängigkeit der Nahrungsspezialisierung von der jeweils hauptsächlich genutzten Beutetiergröße spiegelt sich auch in den Beziehungen zwischen den prozentualen Individuenanteilen ausgewählter Beutetiere und dem für das jeweilige Nahrungsspektrum ermittelten Wert der Nahrungsbreite  $B$  wider (Abb. 4).

Wird die Feldmaus *Microtus arvalis* betrachtet, so ergeben sich für den Zusammenhang zwischen den prozentualen Individuenanteilen dieser Art und den zugehörigen Werten für die Nahrungsbreite  $B$  in allen drei Teilgebieten (Mittlerer Lech, Werdenfelser Land und Südlicher Frankenjura) höchst signifikante ( $p < 0,001$ ), negative Korrelationen (Abb. 4, Tab. 3). Bei ansteigendem Anteil an Feldmäusen im Nahrungsspektrum des Uhus ist also eine zunehmende Spezialisierung (abnehmende  $B$ -Werte) zu beobachten.

**Tab. 3.** Ergebnisse der Korrelationsanalysen nach Pearson ( $r$ ), Spearman ( $g$ ) und Kendall ( $\tau$ ) zwischen der Nahrungsbreite  $B$  und dem Individuenanteil einzelner Beutetiere (angegeben sind nur signifikante Zusammenhänge; \*:  $p < 0,05$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*\*\*:  $p < 0,001$ ). – Results of correlation analyses after Pearson ( $r$ ), Spearman ( $g$ ) and Kendall ( $\tau$ ) between prey diversity  $B$  and proportion of individuals (only significant correlations are depicted, \*:  $p < 0.05$ , \*\*:  $p < 0.01$ , \*\*\*:  $p < 0.001$ ). For scientific names of prey species see appendix.

Teilgebiet	Art	N	r	Art	N	g	Art	N	$\tau$
Mittlerer Lech	Blässhuhn	23	0,83***	Blässhuhn	23	0,84***	Feldmaus	23	-0,66***
	Feldmaus	23	-0,72***	Feldmaus	23	-0,82***	Blässhuhn	23	0,63***
	Eichhörnchen	17	0,74***	Amsel	12	0,80**	Schermaus	23	-0,45**
	Bisam	5	0,99***	Rabenkrähe	20	0,60**	Amsel	12	0,61**
	Kleinvogel sp.	8	0,88**	Schermaus	23	-0,54**	Rabenkrähe	20	0,43**
	Schermaus	23	-0,53**	Eichhörnchen	17	0,51*			
	Singdrossel	11	0,65*						
	Haubentaucher	9	0,71*						
	Mäusebussard	22	0,45*						
	Reiherente	11	0,61*						
	Amsel	12	0,58*						
	Werdenfelser Land	Stockente	13	0,82***	Stockente	13	0,96***	Stockente	13
Feldmaus		17	-0,72**	Feldmaus	17	-0,78***	Feldmaus	17	-0,60***
Rabenkrähe		14	0,66**	Rabenkrähe	14	0,75**	Rabenkrähe	14	0,56**
Waldkauz		15	0,53*	Waldkauz	15	0,58*	Waldkauz	15	0,43*
Schermaus		20	-0,45*	Eichhörnchen	16	0,50*	Waldohreule	14	0,43*
				Waldohreule	14	0,54*	Eichhörnchen	16	0,38*
Südlicher Frankenjura	Feldmaus	26	-0,91***	Feldmaus	26	-0,89***	Feldmaus	26	-0,74***
	Feldhase juv.	16	0,67**	Feldhase juv.	16	0,68**	Feldhase juv.	16	0,49**
	Wanderratte	19	0,51*	Eichhörnchen	9	0,75*	Eichhörnchen	9	0,56*
	Eichhörnchen	9	0,69*						
Sonstige	Rabenkrähe	3	1,0*						
	Stockente	3	1,0*						

Auch für die Schermaus *Arvicola terrestris* zeigt sich zumindest für die Teilgebiete Mittlerer Lech und Werdenfelser Land eine signifikant negative Abhängigkeit der beiden gegenübergestellten Parameter B und  $p_{ind}$ . Dies unterstützt das Bild einer zunehmenden Spezialisierung des Uhus bei einer Mehrnutzung an kleinen Säugetier-Arten (Tab. 3).

Für größere Beutetiere zeigen sich dagegen entgegengesetzte Zusammenhänge. Im Teilgebiet Mittlerer Lech lässt sich trotz der relativen Gewässernähe und einem überdurchschnittlichen Angebot an Wasservögeln keine negative, sondern eine positive Abhängigkeit zwischen der Nahrungsbreite und den prozentualen Individuenanteilen einiger Arten nachweisen (z. B. Blässhuhn *Fulica atra*, Abb. 4, Tab. 3). Dieser für alle drei verwendeten Korrelationsverfahren höchst signifikante Zusammenhang ( $p < 0,001$ ;  $N = 23$ ) zeigt für zunehmende Anteile an Blässhühnern im Gesamtspektrum eine deutliche Zunahme des Nahrungsgeneralismus bei fütternden Uhus in diesem Teilbereich Bayerns.

Ein sehr ähnliches Bild ergibt sich für die Großregion Werdenfelser Land bezüglich der Stockente *Anas platyrhynchos*, für deren Individuenanteile sich ebenfalls für alle Korrelationsanalysen höchst signifikante ( $p < 0,001$ ;  $N = 13$ ) positive Zusammenhänge ergeben (Abb. 4, Tab. 3).

Auch im Teilgebiet Südlicher Frankenjura lässt sich für die „großen“ Arten eine derartige positive Korrelation zwischen dem Spezialisierungsgrad und den jeweiligen Individuenanteilen der Beutetiere nachweisen. So zeigt sich hier sowohl unter Verwendung des Korrelationskoeffizienten nach Pearson, als auch für die Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman und Kendall im Hinblick auf juvenile Feldhasen *Lepus europaeus* eine hoch signifikante ( $p < 0,01$ ;  $N = 16$ ) positive Abhängigkeit.

**Unterschiede innerhalb Bayerns.** Um Unterschiede der Beuteaufsammlungen zwischen den Teilgebieten in Bayern herauszuarbeiten und deren Ursachen zu ergründen, fanden unterschiedliche Verfahren der Clusteranalyse Anwendung (s. o.). Anschließend wurden statistisch abgesicherte Unterschiede zwischen den einzelnen Clustern mithilfe weiterer Testverfahren herausgestellt.

Für die drei verwendeten Clusteralgorithmen und die zu Grunde gelegten Ähnlichkeits-

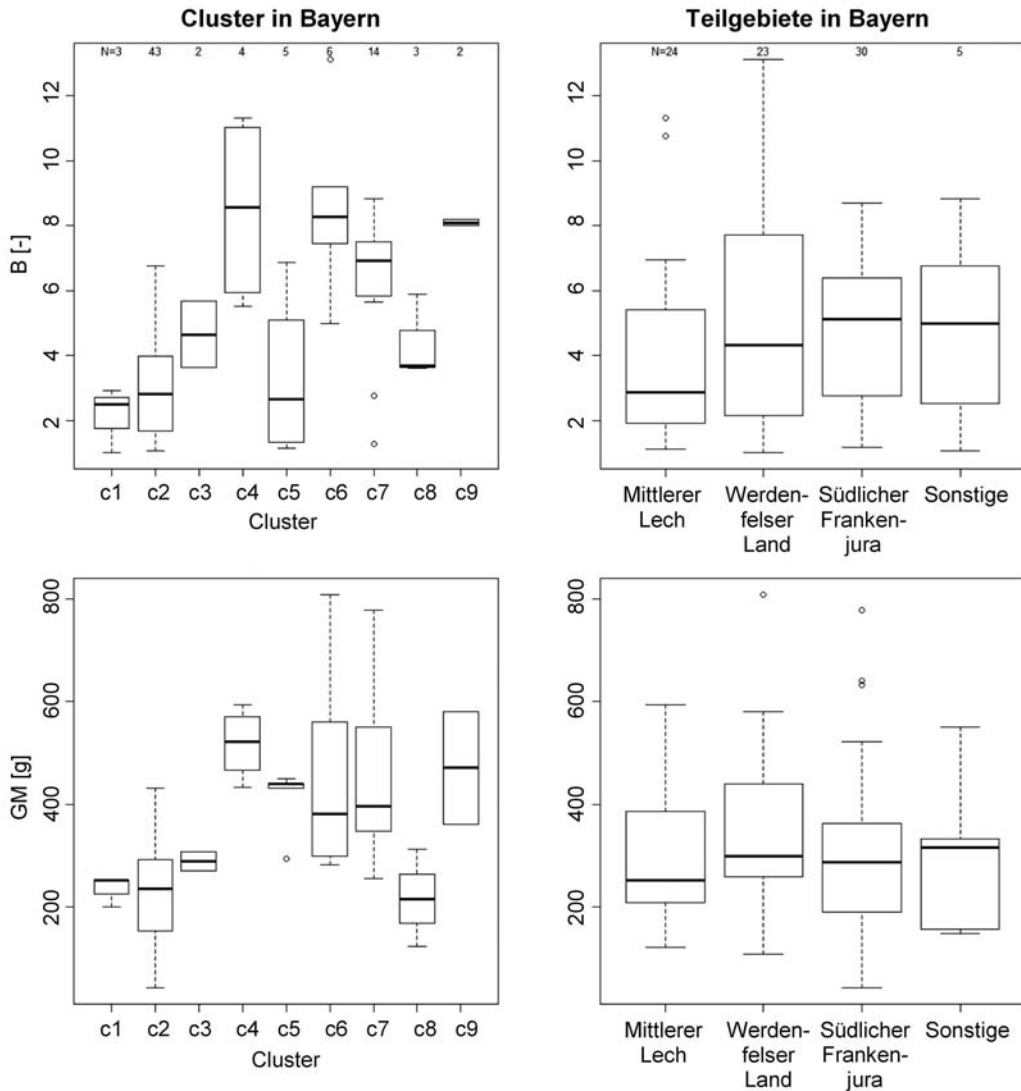
bzw. Distanzmaße sowie unter der Annahme einer Unabhängigkeit der untersuchten Stichproben (s. o.) ergaben sich unter Berücksichtigung einer aussagekräftigen Anzahl an Clustern 9 (Bray-Curtis, group average), 13 (Euklidische Distanz, Wards-Methode) bzw. 14 (Sørensen, group average) Gruppen an Nahrungsaufsammlungen. Diese nach McCune et al. (2002) aussagekräftigste Anzahl an Clustern war die Grundlage für sämtliche Tests im Hinblick auf signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Clustern, deren Ergebnisse nachfolgend dargestellt werden.

Aus der Kontingenzanalyse bezüglich räumlich bedingter Unterschiede zwischen den einzelnen Clustern ergab sich für alle drei Gruppierungsverfahren (Clusteralgorithmen) eine signifikante Abhängigkeit ( $p < 0,05$ ) der jeweiligen Cluster von den Teilgebieten. Hier lieferte die Methode group average auf Grundlage der Sørensen-Ähnlichkeit das signifikanteste Ergebnis (korrigierter Kontingenzkoeffizient  $C_{kor} = 0,87$ ;  $p = 1,7 \cdot 10^{-8}$ ;  $N = 82$ ).

Für die Wards-Methode, basierend auf der Euklidischen Distanz zeigte sich dagegen der geringste Zusammenhang zwischen jeweiligem Cluster und Teilgebiet ( $C_{kor} = 0,73$ ;  $p = 0,03$ ).

Ein sehr ähnliches Bild zeigt sich für die Kontingenzanalyse in Bezug auf zeitlich bedingte Unterschiede. Für Zeitintervalle von 6 Jahren (berechnet nach der Faustregel von Sturges zur geeigneten Wahl der Klassenbreite) lässt sich für alle drei Clusterverfahren eine signifikante Abhängigkeit nachweisen. Die höchste Signifikanz ergab sich für das group average-Verfahren im Zusammenhang mit dem Bray-Curtis-Koeffizienten ( $C_{kor} = 0,75$ ;  $p = 5,2 \cdot 10^{-5}$ ), die geringste für die Wards-Methode zusammen mit der Euklidischen Distanz ( $C_{kor} = 0,72$ ;  $p = 0,046$ ). So spielen neben den räumlichen Unterschieden, welche sich über die hier angewandten Verfahren für die Großregionen innerhalb Bayerns nachweisen ließen, auch zeitlich bedingte Unterschiede eine deutliche Rolle im Hinblick auf die Nahrungswahl des Uhus während der Jungenaufzucht.

Auch die Ergebnisse aus der non-parametrischen ANOVA im Zusammenhang mit den nachgestellten multiplen Mittelwertvergleichen zeigen signifikante Unterschiede zwischen den verglichenen Clustern. So ergeben sich für alle drei vorgestellten Cluster-Verfahren sowohl im Hinblick auf die Nahrungsbreite B und das ge-



**Abb. 5.** Box-Whisker-Plots der Nahrungsbreite  $B$  und des Gewichteten Mittels  $GM$ . Clusteranalyse (links, Clusteralgorithmus: group average, Ähnlichkeitsmaß: Bray-Curtis-Koeffizient) und geografische Teilgebiete (rechts) (Box: Median, unteres und oberes Quartil; Länge Whiskers: 1,5 facher Interquartilabstand). – Box whisker plots of prey diversity  $B$  and weighted mean of prey biomass  $GM$ . Cluster analysis (on the left, clusteralgorithmus: group average, distance measure: Bray-Curtis-coefficient) and geographical subareas (on the right) (Box: median, lower and upper quartile; length of whiskers: 1.5 interquartile range).

wichtete Mittel der Beutetierbiomasse  $GM$  als auch für die prozentualen Anteile der Kleinnager (Wühlmäuse und Ratten) am Gesamtspektrum zwischen den einzelnen Clustern höchst signifikante ( $p < 0,001$ ) Unterschiede. Diese sind bei einer rein räumlichen Gruppierung der Aufsammlungen in die Teilgebiete nicht zu erkennen (Abb. 5).

Sowohl für die Nahrungsbreite  $B$  als auch für das Gewichtete Mittel  $GM$  zeigen sich für die Cluster der Wards-Methode auf Grundlage der Euklidischen Distanz die signifikantesten Ergebnisse ( $B$ :  $H = 49,6$  mit  $p = 1,7 \cdot 10^{-6}$ ;  $GM$ :  $H = 53,7$  mit  $p = 3,1 \cdot 10^{-7}$ ).

Auf Basis der prozentualen Anteile an Kleinnagern ergibt sich für das group average-Ver-

fahren mit der Bray-Curtis-Unähnlichkeit das signifikanteste Ergebnis ( $H = 50,1$ ,  $p = 4,0 \cdot 10^{-8}$ ). Die geringsten Signifikanzen zeigen sich für alle drei Parameter (B, GM und Anteil der Kleinnager) für den group average-Algorithmus basierend auf der Sørensen-Ähnlichkeit, wobei sich auch hier höchst signifikante ( $p < 0,001$ ) Unterschiede ergeben. Wie bei den Kontingenzanalysen lässt sich auch hier erkennen, dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen nicht nur durch eine räumliche Trennung begründet sind (Abb. 5).

Bei den anschließend durchgeführten multiplen Mittelwertvergleichen in Form des Tukey HSD-Tests zeigt sich für die Methode group average/Bray-Curtis besonders die Gruppe c2 als von den meisten anderen Clustern signifikant unterschiedlich. Bei der vorangestellten Indicator Species Analyse ergibt sich genau für dieses Cluster die Feldmaus *Microtus arvalis* als einzige, signifikante Indikatorart (Tab. 4). Im Allgemeinen lässt sich hier ein Zusammenhang zwischen Größe und Anzahl der signifikanten Indikatorarten und der Verteilung der Werte für die Nahrungsbreite B bzw. GM erkennen (Tab.

4, Abb. 5). Während für das Cluster c4 mit relativ hohen Werten für B/GM insgesamt 6 hauptsächlich größere, signifikante Indikatorarten nachgewiesen werden konnten, ergibt sich für Cluster c2 mit relativ niedrigen B/GM-Werten lediglich die Feldmaus als signifikante Indikatorart.

## Diskussion

### Nahrungsbreite und genutzte Beutetiergröße.

Ein Großteil der hier vorgestellten Ergebnisse und Schlussfolgerungen basiert auf zwei Parametern: Der Nahrungsbreite B und dem gewichteten Mittel der Beutetierbiomasse GM.

Bei der nach Levins (1968) berechneten Nahrungsbreite B handelt es sich um ein Diversitätsmaß, mit dessen Hilfe sich relativ einfach der Spezialisierungsgrad bezüglich der Nahrungswahl quantifizieren lässt. Dies ist ein Grund dafür, dass dieser Index bereits von zahlreichen anderen Autoren bei Studien zur Nahrungsökologie von Greifvögeln Anwendung fand (z. B. Steinadler *Aquila chrysaetos*, Prärie-

**Tab. 4.** Indikatorarten der einzelnen Cluster aus der Indicator Species Analyse (Clusteralgorithmus: group average; Ähnlichkeitsmaß: Bray-Curtis-Koeffizient; Anzahl betrachtete Cluster: 9; \*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ; \*\*\*,  $p < 0,001$ ). – *Indicator species of individual clusters in the computed Indicator Species Analysis (cluster algorithm: group average, distance measure: Bray-Curtis-coefficient, examined clusters: 9, \*,  $p < 0,05$ , \*\*,  $p < 0,01$ , \*\*\*,  $p < 0,001$ ). For scientific names of prey species see appendix.*

Indikatorart	Cluster Nr.	Indikatorwert (IV)	mittleres B [-]	mittleres GM [g]
Schermaus	c1	0,61**		
Wasserralle	c1	0,49*		
Wühlmaus sp.	c1	0,46	2,1	235
Feldmaus	c2	0,45**	3,1	228
Siebenschläfer	c3	0,89**		
Waldmaus	c3	0,51*		
Spitzmaus sp.	c3	0,48*		
Braunbrustigel	c3	0,45*		
Singdrossel	c3	0,41*	4,7	290
Haubentaucher	c4	0,67*		
Ratte sp.	c4	0,63*		
Mäusebussard	c4	0,60**		
Ente sp.	c4	0,48*		
Rötelmaus	c4	0,47**		
Blässhuhn	c4	0,38*	8,5	518
Wanderratte	c5	0,69**	3,4	411
Schleiereule	c8	0,76**		
Rotdrossel	c8	0,44*	4,4	217
Krickente	c9	0,86**		
Lachmöwe	c9	0,84**	8,1	471

falke *Falco mexicanus*, Rotschwanzbussard *Buteo jamaicensis* und Königsbussard *Buteo regalis* in Steenhof & Kochert 1985, 1988; Seeadler *Haliaeetus albicilla* und Steinadler *Aquila chrysaetos* in Watson et al. 1992; Steinadler *Aquila chrysaetos* in Whitfield et al. 2009). Im Gegensatz zu anderen Diversitätsmaßen wie dem Shannon-Weaver-Index, bei welchem besonders selten genutzte Beutetiere ins Gewicht fallen, betont die Nahrungsbreite nach Levins vor allem abundante Beutetiere oder Beutetiergruppen (Krebs 1989, Whitfield et al. 2009).

Auf den zweiten Parameter, das gewichtete Mittel der Beutetierbiomasse GM, wird in der einschlägigen Literatur dahingegen wesentlich weniger häufig verwiesen (z. B. Sulkava et al. 1999). Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel bildet das gewichtete Mittel die tatsächliche Situation bezüglich der erbeuteten Biomasse wesentlich besser ab und erlaubt hierbei in Form eines Zahlenwertes einen Rückschluss auf die jeweils bevorzugte mittlere Beutetiergröße.

Nicht nur aus den einzelnen Parametern, sondern auch aus deren Zusammenhang wurden Schlussfolgerungen auf das Nahrungsverhalten nistender Uhus in Bayern gezogen. Ein rein analytischer Zusammenhang der beiden Parameter B und GM, wie er sich bei einer allein durch die verwendeten Variablen in den Berechnungsformeln bedingten Abhängigkeit der beiden korrelierten Faktoren ergeben würde, ist hierbei nicht erkennbar. Die beschriebene Beziehung zwischen B und GM wurde beispielsweise auch an Nahrungsanalysen des Steinadlers für den Werdenfelser Raum getestet (Schweiger unpubl.). Im Gegensatz zu den deutlich positiven Korrelationen, welche sich für die ausgewerteten Nahrungsaufsammlungen des Uhus ergaben, zeigte sich im Hinblick auf die Nahrungsnutzung nistender Steinadler ein relativ deutlicher, negativer Zusammenhang der beiden gegenübergestellten Parameter. Wenn ein Scheinzusammenhang zwischen den beiden Parametern B und GM bestünde, wie er sich beispielsweise ergibt, wenn in zwei gegenübergestellten, berechneten Größen jeweils die gleiche Variable verrechnet wird, müssten sich hier ähnliche Ergebnisse wie bei der Auswertung der Uhubeutelisten zeigen. Auch bei einer Korrelation der beiden Parameter basierend auf Computer-generierten Zufallszahlen (mittels MS Excel) für die jeweiligen Individuenanteile der Beutetiere wird die analytische Unabhän-

gigkeit beider Parameter bestätigt. Für diese rein künstlich erzeugten Daten zeigte sich keinerlei statistisch abgesicherter Zusammenhang zwischen der Nahrungsbreite B und dem gewichteten Mittel GM.

Mit den erhaltenen Ergebnissen wird gezeigt, dass ein zunehmendes mittleres Gewicht der Beuteaufsammlungen zu einer höheren Nahrungsbreite (größere Diversität des Beutespektrums) führt.

Im Detail ist zu erkennen, dass die Nahrungsbreite B v. a. mit zunehmenden Anteilen der Feldmaus, aber auch der Schermaus, abnimmt, was eine erhöhte Spezialisierung des Uhus bedeutet. Dieser Zusammenhang lässt den Schluss zu, dass die Wühlmäuse, wenn sie in ausreichender Anzahl vorhanden sind, vom Uhu als Nahrung bevorzugt werden. Gegenständig ist die häufige Annahme, dass der Uhu während der Brut- und Aufzuchtzeit vor allem große Beutetiere bevorzugt und ein hoher Anteil an kleinen Beutetieren auf schlechte Reviere schließen lässt (vgl. Görner & Knobloch 1978, Knobloch 1979, Piechocki 1985, Donázar 1987).

Widerlegt werden diese weitläufigen Vermutungen allerdings auch von Marchesi et al. (2002) für eine Uhupopulation aus den intensiv landwirtschaftlich geprägten Voralpenbereichen der zentral-östlichen italienischen Alpen. Ebenso wie in der hier vorliegenden Untersuchung wird das Nahrungsspektrum der dort ansässigen Uhus deutlich von Kleinnagern, in diesem Fall von Wanderratten *Rattus norvegicus* geprägt, welche in diesen stark anthropogen geprägten Bereichen nach den Autoren eine leicht verfügbare Nahrungsquelle darstellen. Ein Rückgang der Anteile dieses dominierenden Beutetiers im Nahrungsspektrum der Uhus konnte hierbei mit einer Ausweitung des Beutespektrums und einem niedrigeren Bruterfolg in Verbindung gebracht werden. Die Spezialisierung auf leicht zu erbeutende, im näheren Umfeld häufige Arten im Zusammenhang mit einem breiter werdenden Nahrungsspektrum bei rückläufiger Verfügbarkeit dieser hauptsächlich genutzten Beutetiere bestätigt nach den Autoren die Optimal Foraging Theorie von Stephens & Krebs (1986). Gerade die hohe Verfügbarkeit an leicht zu erbeutenden Kleinsäugetern im nahen Umfeld des Brutplatzes lässt diese gerade während der Aufzuchtzeit bzw. in Gradationsjahren der Beutetiere (Wühlmäuse) im Bezug auf den Energiebedarf der adulten und juveni-

len Uhus als attraktive Beute erscheinen (Central Place Foraging Theorie, vgl. Stephens & Krebs 1986). Um den Gesamtenergiebedarf der Uhofamilie auch bei abnehmender Nahrungsverfügbarkeit im nahen Umfeld des Brutplatzes weiterhin decken zu können, muss mit zunehmender Distanz vom Brutplatz (Central Place) auch notgedrungen die Größe (Biomasse) der Beutetiere zunehmen („encounter at a distance“-Modell von Schoener 1979). Die Nutzung ertragreicher Jagdhabitats im nahen Umfeld des Brutplatzes wird hierbei beispielsweise von Penterniani et al. (2001) für eine mediterrane Uhopopulation beschrieben.

Anonym (1980) schreibt, dass nach Untersuchungen von Frey der Uhu Beute mit der Größe von 300 bis 500 g bevorzugt. Allerdings gibt es auch eine Vielzahl von Quellen, die beschreiben, dass der Uhu ein eifriger Mäusejäger ist (z. B. Uttendörfer in Piechocki 1985) oder in anderen Gebieten bevorzugt Hamster jagt (König & Haensel 1968). Dalbeck (2005) vermutet einen positiven Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit von Feldmäusen und der Fitness der Uhu-Jungvögel. Es wird aber auch die Relevanz des Braunbrustigels (Bezzel & Wildner 1970) und juveniler Feldhasen (Frey & Walter 1977) als Beute des Uhus betont.

Bei der hier vorliegenden Untersuchung liegen die mittleren Gewichte im Großteil unter 400 g und reichen auch weit unter 200 g (Abb. 3 u. 4). Wenn Beute mit einer Größe um 400 g bevorzugt würde, sollten die Reviere mit niedrigem mittlerem Beutegewicht schlechte Brutreviere sein. Hierfür ergaben sich allerdings keine Anhaltspunkte. Basierend auf den von einigen Revieren verfügbaren Daten zur Anzahl an flüggen Jungvögeln (vgl. von Lossow 2010) konnte kein Zusammenhang zwischen der Anzahl an flüggen Jungvögeln und dem mittleren Gewicht GM festgestellt werden. Allerdings ist ein derart starker, direkter Zusammenhang zwischen der Nahrungswahl und dem Reproduktionserfolg des Uhus wohl auch eher unwahrscheinlich, da die Fitness der Adultvögel und somit die Anzahl der Jungvögel multikausal ist, also zusätzlich noch von weiteren Faktoren abhängt. Hier wäre eher eine Korrelation zwischen der Beutetierrgröße und der Fitness (Wachstum) der Jungvögel zu erwarten. Ein derartiger Zusammenhang konnte aber in den Untersuchungsgebieten auf Grund der fehlenden Daten zur Jungvogelfitness nicht überprüft werden.

Auf Grundlage der verfügbaren Daten und der hier vorliegenden Ergebnisse lässt sich somit keine Benachteiligung des Uhus hinsichtlich seines Reproduktionserfolgs in Revieren mit hohen Beuteindividuenanteilen an Wühlmäusen erkennen. Deshalb stellen Reviere mit hohen Beuteindividuenanteilen an Wühlmäusen in den hier untersuchten Teilgebieten keine potenziell schlechten Brutreviere dar.

Dennoch bilden die Wühlmäuse meist einen geringeren Anteil an der Gesamtbiomasse der Beute, größere Beutetiere dagegen einen höheren (Abb. 1). Ein möglicher Grund dafür ist, dass kurz vor dem Selbständigwerden der Jungvögel viel Beutebiomasse benötigt wird. Es ist dann für die Altvögel zeitlich kaum möglich, so viele Wühlmäuse zu fangen, dass der Nahrungsbedarf der ganzen Familie gedeckt werden kann. In dieser Phase der Jungenaufzucht spielt das Vorkommen größerer Beutetiere (wie z. B. Blässhühner) wohl eine sehr wichtige Rolle. Inwieweit Gradationsjahre einzelner Beutetiere eine Rolle spielen, konnte nicht untersucht werden, da die Zeitreihen derselben Uhereviers zu kurz sind um belastbare Aussagen treffen zu können. Es ist aber nicht auszuschließen, dass in Gradationsjahren die Biomasseanteile der Wühlmäuse erhöht sind.

Dass die Wühlmäuse für den Uhu in Bayern eine wichtige Rolle spielen, ist zum einen auf ihre weite Verbreitung und teilweise hohe Siedlungsdichte in Bayern (Kraft 2008) zurückzuführen. Darüber hinaus sind die Wühlmäuse sehr reproduktionsstark und erreichen vor allem in Gradationsjahren hohe Siedlungsdichten (Niethammer & Krapp 1978). Aufgrund ihrer weiten Verbreitung in Offenlandschaften sind sie leicht als Beute erreichbar und durch die kurzen Generationszeiten (Niethammer & Krapp 1978) werden Verluste durch Prädation schnell wieder ausgeglichen. Die Wühlmäuse sind also längerfristig und nachhaltig als Beutetiere verfügbar. Größere Beutetiere wie Igel oder Blässhuhn vermehren sich dagegen weit weniger schnell. Werden im Frühling viele geschlechtsreife Tiere erbeutet, fehlt im Verlauf des Frühjahrs und Sommers diese Nahrungsgrundlage. Möglicherweise steigt der Uhu erst auf große Beutetiere um, wenn viel Biomasse zur Ernährung der fast ausgewachsenen Jungvögel benötigt wird, die mit der bevorzugten Beute, nämlich Wühlmäuse, nicht mehr gedeckt werden kann.



Überwinternde Blässhühner und andere Wasservögel können während der Wintermonate eine Ersatzbeute für die Kleinsäuger darstellen, die z. B. aufgrund einer geschlossenen Schneedecke während dieser Jahreszeit nicht verfügbar sind. Vor allem am Mittleren Lech, wo der Gewässeranteil von den drei betrachteten Teilgebieten am größten ist, können fast alle Brutpaare auf diese Nahrung ausweichen. Dies könnte ein Grund für die frühen Bruten am Mittleren Lech sein (vgl. von Lossow 2010). Nur bei guter körperlicher Kondition, die wesentlich von der Nahrungsverfügbarkeit abhängt, ist ein früher Brutbeginn energetisch zu bewältigen und damit sinnvoll. Gerade die gute Ernährungssituation während der Wintermonate zusammen mit einer leichten Verfügbarkeit von Wühlmäusen während der frühen Phasen der Jungenaufzucht und ein ausreichendes Angebot an ergänzenden, größeren Beutetieren bedingt wohl die hohen Reproduktionsraten dieser Population.

Von einigen Autoren (Görner & Knobloch 1978, Knobloch 1979, Donázar 1987) wird angenommen, dass kleine Tiere nicht die bevorzugte Uhubaute sind. Dabei ist der Uhumagen bereits nach einer Menge von ca. 130 g frischer Nahrung voll gefüllt, der Tagesbedarf eines Uhus beträgt ca. 230 g (Herrlinger 1971). Das heißt, dass Beutetiere über einem Gewicht von 130 g bei einer Mahlzeit nicht vollständig verzehrt werden können. Der Uhu hat aber die Möglichkeit, nur bevorzugte Körperteile zu verzehren oder Beutereste für ein späteres Mahl zu deponieren. Jungvögel benötigen je nach Alter kleinere Portionen. Möglicherweise sind Wühlmäuse in den frühen Juvenilstadien des Uhus die bevorzugten Beutetiere, da sie am Stück verfüttert und in gewissen Zeitabständen frisch angeboten werden können.

Im hier vorliegenden Fall ergab sich zwischen der Anzahl der flüggen Jungvögel und der Nahrungsbreite  $B$  kein statistisch abgesicherter Zusammenhang. Neben dem Nahrungsangebot hängt der Bruterfolg noch von vielen weiteren Faktoren ab. Zum einen spielen die Fitness und die Erfahrung der Altvögel eine Rolle. Vögel in guter körperlicher Verfassung können mehr Eier produzieren und diese zuverlässiger bebrüten. Haben die Altvögel bereits Erfahrung mit der Brut und der Jungenaufzucht, gelingt diese in den darauf folgenden Jahren unter gleichen Randbedingungen wohl

mit größerem Erfolg. Auch die Lage des Brutplatzes spielt eine große Rolle. Liegt dieser zu exponiert, können Jungvögel extremen Witterungsverhältnissen zum Opfer fallen. Es kann zu Verlusten durch Unterkühlung während nasskalter Wetterphasen kommen, oder große Hitze den Jungvögeln schaden. Aber auch Prädation durch andere Räuber kann die Anzahl der Jungvögel dezimieren. Zudem mindern häufige Störungen am Brutplatz, sei es durch Mensch oder Tier, den Bruterfolg. Eine Monokausalität für schlechte Bruterfolge ist nur in den seltensten Fällen gegeben.

Ein Maß für die Verteilung der Biomasse in der Landschaft stellt die Biomassedichte (Biomasse der Beutetierpopulation pro Flächeneinheit) dar. Sie ist das Produkt der Siedlungsdichte (vgl. Niethammer & Krapp 1978, Bezzel et al. 2005) der Hauptbeutetiere mit ihrem durchschnittlichen Gewicht. Die Feldmaus kommt innerhalb Mitteleuropas hiernach in geeigneten Habitaten mit durchschnittlich 3,6 bis 90 kg/ha (geringe bis hohe Siedlungsdichte), die Schermaus mit 0,33 bis 59 kg/ha vor. In absteigender Biomassedichte finden sich Igel, Blässhuhn und Ringeltaube in der Landschaft (alle  $< 0,5$  kg/ha bei hoher Siedlungsdichte). Für die Wanderratte konnten keine geeigneten Daten zur Siedlungsdichte ermittelt werden. Die Biomassedichte der Feld- und Schermause ist demnach weitaus größer als die der anderen Hauptbeutetiere. Der Uhu als opportunistischer Jäger nutzt diese in Bayern aus. Auch Thiollay (1969) nennt den Uhu einen völligen Opportunisten, der sich hinsichtlich seines Beuteerwerbs an die häufigste und vorteilhafteste Säuger- oder Vogelart anpasst. Hohe Individuenanteile von Feldmäusen in der Nahrung (vgl. Abb. 4) sind vermutlich ein Spiegelbild für die Verfügbarkeit der Feldmaus als Beute. Da vor allem auch im Teilgebiet Mittlerer Lech, mit bayernweit hohen und stabilen Fortpflanzungserfolgen (von Lossow 2010), als Beute hohe Feldmausindividuenanteile festgestellt wurden, kann die Aussage, dass kleine Beutetiere nur in schlechten Revieren in den Beutelisten dominieren (vgl. Donázar 1987), in den hier untersuchten Gebieten Bayerns nicht bestätigt werden.

Ein naher Verwandter des Uhus, die Schneeeule *Bubo scandiaca* ernährt sich zur Brutzeit vorwiegend und in Gradationsjahren fast ausschließlich von Wühlmäusen (Glutz von Blotzheim 1966). Auch andere größere Prädatoren,

wie z. B. Rotfuchs und Wildkatze nutzen bevorzugt Wühlmäuse (Niethammer & Krapp 1978). Es ist in Mittel- und Nordeuropa also keine Ausnahme, sondern eher die Regel, dass sich größere Räuber auch von sehr kleinen Beutetieren ernähren und erfolgreich fortpflanzen können.

**Unterschiede innerhalb Bayerns.** Wie aus den Clusteranalysen zu erkennen ist, ergeben sich zwischen den einzelnen Teilregionen Mittlerer Lech, Werdenfelser Land und Südlicher Frankenjura deutliche regionale Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung. Allerdings ist die geografische Lage nicht der einzige differenzierende Parameter. Eine ebenso bedeutsame Rolle scheint der Faktor Zeit zu spielen. Zwar lässt sich für relativ kurzfristige Veränderungen, wie sie sich etwa von Jahr zu Jahr vollziehen im Rahmen der durchgeführten Cluster- und Kontingenzanalysen nahezu kein signifikanter Einfluss auf das Beutenspektrum der Uhus während der Jungenaufzucht nachweisen, für mehrjährige Perioden (Intervalle von 6 Jahren) zeigen sich aber durchwegs signifikante Abhängigkeiten. Inwieweit die Veränderung der Landnutzung und die daraus resultierende Verschiebung der Fauna über die Jahre hinweg einen Einfluss auf die Nahrungszusammensetzung hat, konnte hier nicht näher untersucht werden. Da derartige Zusammenhänge zwischen einer anthropogen bedingten Veränderung der Beutetierverfügbarkeit und den entsprechenden Anteilen der jeweiligen Art im Beutespektrum des Uhus für die Feldmaus bereits von Dalbeck (2005) in der Eifel als Faktum betrachtet werden, spielt dies wohl auch im vorliegenden Fall eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Bekräftigt wird diese Vermutung durch die Veränderung der Nahrungsnutzung über einen längerfristigen Zeitraum (6 Jahre), welcher sich nicht allein durch natürliche Populationsschwankungen der Feldmaus erklären lässt.

Nach Kraft (2008) fluktuieren die Populationsdichten der Feldmaus in Zyklen von 3 bis 5 Jahren. Er zeigt einen Einfluss dieser Bestandsschwankungen auf das Nahrungsverhalten von Eulen anhand der relativen Anteile dieses Kleinsäugers in Gewöllen der Schleiereule. Es ist davon auszugehen, dass ein ähnlicher Einfluss auf das Nahrungsspektrum des Uhus, zumindest während der Jungenaufzucht, besteht.

Eine Schlüsselrolle der Feldmaus bei der Nahrungswahl nistender Uhus in Bayern bestätigt sich auch bei der Ermittlung der signifikanten Indikator-Arten nach Dufrêne & Legendre (1997) im Rahmen der durchgeführten Clusteranalysen. Die Feldmaus tritt gerade im Cluster c2 als alleinige, signifikante Indikatorart auf, in welchem die Werte für die Nahrungsbreite B relativ eng auf niedrigem Niveau streuen (vgl. Abb. 5 u. Tab. 4), die hier zusammengefassten Nahrungsaufsammlungen also einen hohen Grad an Spezialisierung zeigen. Im Gegensatz dazu ergeben sich für das Cluster c4, für welches die B-Werte wesentlich breiter auf hohem Niveau streuen, eine ganze Reihe an signifikanten Indikatorarten mit deutlich größerem Körpergewicht (vgl. Tab. 4).

So bestätigt sich auch hier die bedeutende Rolle der Feldmaus als Uhubeste, welche nach Dalbeck (2005) die dominierende Säugetierart in unserer mitteleuropäischen Agrarlandschaft darstellt und im Gegensatz zu anderen Beutetieren, wie beispielsweise Kaninchen, Ratte oder Igel großflächig in hohen Siedlungsdichten verbreitet ist. Es ist aber anzunehmen, dass in anderen Gebieten Europas, in denen die Wirbeltierfauna durch Tierarten mit größerem Gewicht dominiert wird (z. B. Wildkaninchen, vgl. Hiraldo et al. 1975), diese häufigen, größeren Arten bevorzugte Beute des Uhus sind.

**Gefährdung und Schutz der bayerischen Uhuspopulation.** Zum Schutz des Uhus in Bayern ist neben dem Schutz des Brutbereichs vor menschlichen Eingriffen und Störungen vor allem der Erhalt einer ausreichenden Nahrungsverfügbarkeit in der Kulturlandschaft wichtig. Es zeigt sich, dass der Uhu sehr anpassungsfähig ist, und kleine Beute, wenn diese in ausreichender Fülle vorhanden ist, nutzt und sogar bevorzugt (Abb. 4). Leditznig (2005) nennt drei Grundvoraussetzungen, um die Erfolgchancen für eine Uhubrut beurteilen zu können: (1) ausreichendes Nahrungsangebot, (2) der Energiegehalt der Nahrung muss ausreichen, um den Energiebedarf der Uhufamilie zu decken und muss mit dem Energiebedarf beim Beuteterwerb im Einklang stehen (Optimal Foraging), (3) die Beute muss für den Uhu auch tatsächlich erreichbar sein. In strukturreicher Kulturlandschaft sollten alle drei Bedingungen erfüllt sein. Jedoch unterliegt die Kulturlandschaft in Bayern weiterhin nutzungsbedingten Änderungen.

Im Werdenfelser Land sind dem Uhu durch Nutzungsaufgabe und Aufforstung von Viehweiden Jagdgebiete verloren gegangen. Es ist möglich, dass deshalb die Nahrung für den Uhu in den Alpentälern nicht mehr ausreicht, um mit großem Erfolg Jungvögel aufzuziehen (vgl. Leditznig 2005, von Lossow 2010). Ähnliche Gründe für schlechte Reproduktionsraten (vgl. von Lossow 2010) zeigen sich im Südlichen Frankenjura. Magerbiotope sind verbuscht oder aufgeforstet worden und die landwirtschaftlichen Flächen werden großteils intensiv ackerbaulich genutzt.

Große Schläge mit Getreide und Maisanbau sind für den Uhu als Jagdhabitat nicht nutzbar, da die potentiellen Beutetiere im hohen Getreide für den Uhu als Beutegreifer schlecht jagdbar sind (Leditznig 2005). Im bayerischen Teilgebiet mit den besten Bruterfolgen, dem Mittleren Lech (von Lossow 2010), ist ein Großteil der Fläche intensiv grünlandwirtschaftlich bewirtschaftet. Diese Nutzung wird von Feldmäusen toleriert (Niethammer & Krapp 1978). Durch diese Art der Nutzung sind im Gebiet des Mittleren Lech immer partiell kurzrasige Flächen vorhanden, die Wühlmäusen wenig Schutz vor dem jagenden Uhu bieten.

Ist der Beutebedarf nicht mehr durch Wühlmäuse zu decken, kann der Uhu aufgrund seiner opportunistischen Lebensweise auf größere Beutetiere ausweichen. Sind größere Beutetiere nicht ausreichend verfügbar, dürften schlechte Bruterfolge die Folge sein.

Inwieweit sich die zunehmende Monotonisierung der Landschaft zusammen mit einem strukturellen Wandel in der Landnutzung auf die Entwicklung der größten europäischen Eule, den Uhu, ausgewirkt hat und auswirken wird, ist schwer fassbar. Leider sind selten Beutereste von mehreren Revieren über Jahrzehnte kontinuierlich aufgesammelt worden. Eine Auswertung einer solchen Datenreihe könnte detaillierte Fragestellungen zu zeitlichen Änderungen und Abhängigkeiten der Nahrungswahl des Uhus, auch im Hinblick auf die Änderung seiner Umwelt, beantworten.

Um negative Bestandsentwicklungen frühzeitig erkennen und deren Ursachen entgegenwirken zu können, sind auch zukünftig genaue Studien über den Uhu und seine Interaktion mit der belebten und unbelebten Umwelt unverzichtbar.

## Zusammenfassung

Ein ausreichendes Angebot an genügend großen Beutetieren wird bislang in zahlreichen Studien zur Nahrungsökologie des Uhus als einer der Schlüsselfaktoren für den Fortbestand einer erfolgreichen Population gesehen. Dahingegen gilt ein hoher Anteil an Kleintieren im Nahrungsspektrum der größten europäischen Eule als Anzeichen einer Mangelsituation, welche den Fortbestand in der jeweiligen Region gefährdet. Ein deutlich anderes Bild zeigt sich für die drei im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Teilpopulationen des Uhus in Bayern. Hier wurden Nahrungsaufsammlungen aus der Reproduktionsphase des Nachtgreifes im Zeitraum von insgesamt 33 Jahren (1976-2008) untersucht.

Basierend auf einer Quantifizierung der Nahrungsdiversität, der hauptsächlich genutzten Beutetiergröße bzw. der prozentualen Individuenanteile der jeweiligen Beutetiere im Nahrungsspektrum des Uhus während der Jungenaufzucht erfolgten sowohl uni- als auch multivariate, statistische Auswertungen. Die hierbei erhaltenen Ergebnisse zeigen eine deutliche Präferenz der bayerischen Uhus für Wühlmäuse (*Arvicolinae*). So nimmt bei hohen Anteilen an Wühlmäusen die Diversität der Beutetiere ab, steigende Anteile größerer Beutetiere, z. B. Wasservögel, bedingen dahingegen eine höhere Beutetierdiversität.

Darüber hinaus ergeben sich im Vergleich innerhalb der bayerischen Uhupopulation neben deutlichen großregionalen Unterschieden in den Beutelisten auch zeitlich bedingte Differenzen und Änderungen, wie sie beispielsweise durch Landschaftswandel und Nutzungsänderungen bedingt sein können.

Im Allgemeinen nutzt der Uhu in Bayern während der Jungenaufzucht in großen Anteilen Kleinsäuger. Größere Beutetiere spielen vermutlich beim Ausfall von Wühlmäusen (z. B. Bestandseinbruch) und bei hohem Nahrungsbedarf am Ende der Jungenaufzucht eine bedeutende Rolle.

**Dank.** Großer Dank gilt dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und dem dort zuständigen Sachbearbeiter Günter von Lossow, für das Überlassen der in dieser Arbeit verwendeten Daten. Auch Markus Römhild möchten wir an dieser Stelle ganz besonders für die Zustimmung zur Verwendung seiner Daten aus

dem Südlichen Frankenjura danken. Für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und die vielen konstruktiven Anregungen danken wir ferner Günter von Lossow, Sebastian Olschewski und Dr. Thomas Rödl.

### Literatur

- Anonym (1980): Die Beute des lautlosen Jägers. Jäger 12: 44-47.
- Boye, P. (1981): Heimische Säugetiere. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- Bezzel, E. & H. Schöpf (1986): Anmerkungen zur Bestandsentwicklung des Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern. J. Ornithol. 127: 217-228.
- Bezzel, E. & H. Wildner (1970): Zur Ernährung bayerischer Uhus (*Bubo bubo*). Vogelwelt 91: 191-198.
- Bezzel, E., J. Obst & K.-H. Wickl (1976): Zur Ernährung und Nahrungswahl des Uhus (*Bubo bubo*). J. Ornithol. 117: 210-238.
- Bezzel, E., I. Geiersberger, G. v. Lossow & R. Pfeifer (2005): Brutvögel in Bayern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dalbeck, L. (2005): Nahrung als limitierender Faktor für den Uhu *Bubo bubo* (L.) in der Eifel? Ornithol. Anz. 44: 99-112.
- Donázar, J. A. (1987): Geographic Variations in the Diet of Eagle Owls in Western Mediterranean Europe. In: Biology and Conservation of Northern Forest Owls: Symposium Proceedings, USDA Forest Service General Technical Report, RM 142: 220-223.
- Dufrêne, M. & P. Legendre (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr. 67: 345-366.
- Frey, H. (1973): Zur Ökologie Niederösterreichischer Uhupopulationen. Egretta 16: 1-68.
- Frey, H. & W. Walter (1977): Zur Ernährung der Uhus *Bubo bubo* (Linnaeus 1758) an einem alpinen Brutplatz in den hohen Tauern (Salzburg, Österreich). Ann. Naturhist. Mus. Wien 1988/89: 91-99.
- Urs N. Glutz von Blotzheim (Hrsg. 1966ff): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bearb. u. a. von Kurt M. Bauer und Urs N. Glutz von Blotzheim. 17 Bände in 23 Teilen. Akadem. Verlagsges., Frankfurt/M. 1966ff., Aula-Verlag, Wiesbaden 1985ff. (2. Aufl.).
- Görner M. & H. Knobloch (1978): Zur Ernährungssituation des Uhus *Bubo bubo* in Thüringen. Archive für Naturschutz und Landschaftsforschung 18: 161-176.
- Goslee, S. C. & D. L. Urban (2007): The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data. Journal of Statistical Software 22 (7): 1-19, URL <http://CRAN.R-project.org/package=ecodist>.
- Herrlinger, E. (1971): Die Wiedereinbürgerung des Uhus *Bubo bubo* in der Bundesrepublik Deutschland. Bonner Zoologische Monographien 4: 1-151.
- Hiraldo, F., J. Andrada & F. F. Parreño (1975): Diet of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) in the Mediterranean Spain. Donana Acta Vertebr. 2: 161-177.
- Knobloch, H. (1979): Zur Nahrungsökologie des Uhus im Bezirk Dresden. Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung im Land Sachsen 21: 54-62.
- Köhler, W., G. Schachtel & P. Voleske (1995): Biostatistik – Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Zweite, aktualisierte und erweiterte Auflage. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- König, H. & J. Haensel (1968): Ein Beitrag zum Vorkommen und zur Biologie des Uhus (*Bubo b. bubo*) im Nordharzgebiet. Beiträge zur Vogelkunde 13: 335-365.
- Kraft, R. (2008): Mäuse und Spitzmäuse in Bayern – Verbreitung, Lebensraum, Bestandssituation. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.
- Krebs, C. J. (1989): Ecological Methodology. Harper & Row, New York.
- Leditznig, C. (2005): Der Einfluss der Nahrungsvfügbarkeit und der Nahrungsqualität auf die Reproduktion des Uhus *Bubo bubo* im Südwesten Niederösterreichs. Ornithol. Anz. 44: 123-136.
- Levins, R. (1968): Evolution in changing environments. Princeton University Press, New York.
- Leyer, I. & K. Wesche (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie – Eine Einführung. Korrigierter Nachdruck 2008. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Lossow, G. v. (2010): Der Uhu *Bubo bubo* am Mittleren Lech 2003 bis 2009. Ornithol. Anz. 49: 1-24.
- Marchesi, L., F. Sergio & P. Pedrini (2002): Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. Ibis 144 (on-line): 164-177.
- März, R. (1940): Querschnitt durch eine mehrjährige Nahrungskontrolle einiger Uhu-paa-

- re. Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel 16: 125-135.
- (1986): Gewöll- und Rupfungskunde. Nachdruck der 3. von Konrad Banz bearbeiteten Auflage. Aula-Verlag GmbH 2007, Wiebelsheim.
- McCune, B., J. B. Grace & D. L. Urban (2002): Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Niethammer, J. & F. Krapp (Hrsg. 1978ff): Das Handbuch der Säugetiere Europas. 6 Bände in Teilbänden und 1 Supplementband. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Penterniani, V., M. Gallardo, P. Roche & H. Cazassus (2001): Effects of landscape special structure and composition on the settlement of the Eagle Owl *Bubo bubo* in an Mediterranean habitat. *Ardea* 89 (2): 331-340.
- Piechocki, R. (1985): Der Uhu: *Bubo bubo*. Die neue Brehm Bücherei 108, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Quednau, H. D. (1992): Das Testen statistischer Hypothesenfamilien. Übersetzung des Artikels Pri la testado de statistikaj hipotezaroj. *Acta Sanmarinensia* 2.5. Veröffentlicht im Internet unter: <http://www.forst.uni-muenchen.de/publ/quednau/hipotez.html>.
- Schoener, T. W. (1979): Generality of the size-distance relation in models of optimal feeding. *Am. Nat.* 114: 902-914.
- Sørensen, T. A. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5 (4): 1-34.
- Steenhof, K. & M. N. Kochert (1985): Dietary shifts of sympatric raptors during a prey decline. *Oecologia* 66: 6-16.
- (1988): Dietary response of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *Journal of Animal Ecology* 57: 37-48.
- Stephens, D. W. & J. R. Krebs (1986): Foraging Theory. *Monographs of behavior and ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Sulkava, S., K. Huhtala, P. Rajala & R. Tornberg (1999): Changes in the diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and small game populations in Finland in 1957-96. *Ornis Fennica* 76, No.1: 1-16.
- R Development Core Team (2009): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL <http://www.R-project.org>.
- Roberts, D. W. (2010a): labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.4-1, URL <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>.
- Roberts, D. W. (2010b): optpart: Optimal partitioning of similarity relations. R package version 2.0-1, URL <http://CRAN.R-project.org/package=optpart>.
- Rudolf, M. & W. Kuhlisch (2008): Biostatistik – Eine Einführung für Biowissenschaftler. Pearson Studium, München.
- Thiollay, J.-M. (1969): Essai sur les rapaces du midi de la France. *Distributionécologie. Hibou grand duc, Bubo bubo L.* *Alauda* 37: 15-27.
- Uttendörfer, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen. Neudamm.
- Wagner, G. & M. Springer (1970): Zur Ernährung des Uhu *Bubo bubo* im Oberengadin. *Ornithol. Beob.* Bern 67: 77-94.
- Watson, J., A. F. Leitch & R. A. Broad (1992): The diet of the Sea Eagle *Haliaeetus albicilla* and Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in western Scotland. *Ibis* 134 (1): 27-31.
- Whitfield, D. P., R. Reid, P. F. Haworth, M. Madders, M. Marquiss, R. Tingay & A. H. Fielding (2009): Diet specificity is not associated with increased reproductive performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Western Scotland. *Ibis* 151 (2): 255-264.
- Wolda, H. (1981): Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia* 50: 296-302.

Eingegangen am 12. Oktober 2010

Revidierte Fassung eingegangen am 24. März 2011

Angenommen am 10. April 2011



**Andreas Schweiger**, Jg. 1984, Studium der Umweltsicherung an der FH Weihenstephan, Abt. Triesdorf, zum Dipl.-Ing. Diplomarbeit 2010 zur Nahrungswahl nistender Steinadler im bayerischen Alpenraum. Seit Herbst 2010 Masterstudium „Biodiversität und Ökologie“ an der Universität Bayreuth.



**Ludwig Lipp**, Jg. 1981, gelernter Werkzeugmacher und Dipl.-Ing. (FH) Umweltsicherung, Studium an der FH Weihenstephan, Abt. Triesdorf. Diplomarbeit 2008 über eine Erfolgskontrolle von Grabenabflachungen und Kleingewässerneuanlagen in einem Niedermoor anhand der Tiergruppen Heuschrecken, Libellen, Zikaden und Wanzen. Derzeit an der Unteren Naturschutzbehörde im Landkreis Haßberge beschäftigt.

## Appendix

Tabelle aller nachgewiesenen Beutetierarten und deren Anzahl in den drei bayerischen Teilgebieten sowie deren Lebendmasse je Individuum (nach Niethammer & Krapp 1978, Glutz et al. 1980, eigenen Schätzungen). Die angegebene Anzahl entspricht der Individuensumme aus Aufsammlungen mit mindestens 28 Beutetieren (Grundlage der Auswertungen; Werte in Klammern: Gesamtzahl der je Taxon determinierten Individuen). – *Table of determined prey species with total amount of individuals throughout the examined subareas within Bavaria and the appropriate biomass per individual (source: Niethammer & Krapp 1978, Glutz et al. 1980, own estimate). The imprinted numbers depict the sum of individuals of prey collections with more than 28 individuals (basis for analyses; numbers in brackets: total amount of determined individuals per prey taxa).*

Beutetier		Masse [g]	Beutetieranzahl		
			Mittlerer Lech	Werdenfelser Land	Südlicher Frankenjura
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	210	18 (19)	14 (15)	2 (2)
Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	332	1 (1)	1 (1)	0 (0)
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	1009	11 (12)	0 (0)	0 (0)
Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	1231	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	425	0 (0)	2 (2)	0 (0)
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	888	4 (4)	1 (1)	0 (0)
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1055	21 (21)	27 (29)	2 (2)
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	440	3 (3)	3 (3)	0 (0)
Krickente	<i>Anas crecca</i>	381	1(2)	12 (12)	1 (1)
Bahamaente	<i>Anas bahamensis</i>	700	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	661	1 (1)	0 (0)	0 (0)

Beutetier		Masse [g]	Beutetieranzahl		
			Mittlerer Lech	Werdenfelser Land	Südlicher Frankenjura
Hausente	<i>Anas platyrhynchos f. domestica</i>	1500	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Anas sp.	<i>Anas sp.</i>	687	4 (5)	0 (0)	0 (0)
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	854	4 (4)	2 (2)	0 (0)
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	633	26 (28)	5 (7)	0 (0)
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	2214	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	850	0 (0)	3 (3)	0 (0)
Ente sp.	<i>Anatidae sp.</i>	676	12 (12)	2 (4)	1 (1)
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1561	2 (2)	1 (1)	0 (0)
Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	653	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Birkhuhn (weiblich)	<i>Tetrao tetrix</i>	786	0 (0)	2 (2)	0 (0)
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	385	1 (1)	2 (2)	8 (8)
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	105	0 (0)	2 (2)	1 (1)
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	1190	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Haushuhn	<i>Gallus gallus f. domestica</i>	700	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	1179	2 (2)	1 (1)	0 (0)
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	812	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	992	84 (89)	17 (22)	22 (22)
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	763	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	208	1 (1)	2 (2)	4 (4)
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	939	3 (3)	5 (6)	0 (0)
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	836	1 (1)	1 (1)	3 (3)
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	230	2 (2)	2 (2)	0 (0)
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	217	29 (30)	3 (3)	23 (23)
Turm- oder Baumfalke	<i>Falco sp.</i>	223	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	132	2 (2)	1 (1)	2 (2)
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	154	0 (0)	7 (7)	0 (0)
Tüpfelsumpfhuhn	<i>Porzana porzana</i>	104	0 (0)	3 (3)	0 (0)
Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	315	10 (12)	13 (13)	17 (17)
Blässhuhn	<i>Fulica atra</i>	765	107 (119)	62 (69)	3 (3)
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	192	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	917	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	295	4 (4)	2 (3)	1 (1)
Zwergschnepfe	<i>Lymnocyptes minimus</i>	66	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	107	0 (0)	8 (8)	1 (1)
Waldwasserläufer	<i>Tringa ochropus</i>	82	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Flußuferläufer	<i>Tringa hypoleucos</i>	63	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Limikole sp.	Limikole sp.	122	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	270	3 (4)	5 (5)	0 (0)
Seeschwalbe sp.	<i>Sternidae sp.</i>	64	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	522	22 (25)	2 (3)	11 (11)
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	306	0 (0)	0 (0)	2 (2)
Straßentaube	<i>Columba livia f. domestica</i>	275	17 (20)	6 (7)	0 (0)
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	167	0 (0)	0 (0)	3 (3)
Taube sp.	<i>Columba sp.</i>	275	5 (6)	0 (1)	104 (104)
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	121	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Schleiereule	<i>Tyto alba</i>	386	1 (1)	0 (0)	8 (8)

Beutetier	Masse [g]	Beutetierzahl			
		Mittlerer Lech	Werdenfelser Land	Südlicher Frankenjura	
Waldohreule	<i>Asio otus</i>	295	43 (46)	18 (21)	71 (71)
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	523	21 (22)	28 (32)	28 (28)
Rauhfußkauz	<i>Aegolius funereus</i>	142	0 (0)	1 (1)	3 (3)
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>	61	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Eule sp.	<i>Strigidae</i> sp.	282	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	170	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	143	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Dreizehenspecht	<i>Picoides tridactylus</i>	66	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	90	3 (3)	1 (1)	2 (2)
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	310	1 (1)	0 (0)	1 (1)
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	168	23 (26)	3 (5)	22 (22)
Elster	<i>Pica pica</i>	207	6 (6)	1 (1)	12 (12)
Alpendohle	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	255	0 (0)	1 (2)	0 (0)
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	225	0 (3)	0 (0)	10 (10)
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	540	70 (75)	32 (37)	49 (49)
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>	1263	1 (2)	4 (5)	0 (0)
Amsel	<i>Turdus merula</i>	96	14 (16)	5 (6)	76 (76)
Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	107	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	98	4 (4)	5 (5)	6 (6)
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	69	13 (15)	14 (16)	29 (29)
Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>	59	0 (0)	0 (0)	9 (9)
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	114	5 (7)	6 (6)	7 (7)
Drossel sp.	<i>Turdus</i> sp.	94	4 (5)	9 (9)	16 (16)
Drossel sp. (kleiner Amsel)	<i>Turdus</i> sp.	69	17 (17)	0 (0)	0 (0)
Drossel sp. (größer / gleich Amsel)	<i>Turdus</i> sp.	102	10 (10)	0 (0)	0 (0)
Mauersegler	<i>Apus apus</i>	43	2 (3)	2 (2)	1 (1)
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	19	1 (1)	1 (1)	0 (0)
Sumpf- / Weidenmeise	<i>Parus palustris / montanus</i>	12	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Meise sp.	<i>Paridae</i> sp.	15	0 (0)	0 (1)	0 (0)
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	36	2 (2)	5 (6)	3 (3)
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	21	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Mehl- / Uferschwalbe	<i>Hirundinidae</i> sp.	17	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	74	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	19	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	61	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	80	7 (11)	5 (5)	21 (21)
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	18	2 (3)	0 (0)	0 (0)
Nachtigall	<i>Luscinia luscinia</i>	27	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	21	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	40	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	30	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	32	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	24	0 (1)	0 (0)	0 (0)
Schnäpper sp.	<i>Muscicapidae</i> sp.	18	2 (2)	0 (0)	0 (0)
Kleinvogel sp.	<i>Passeriformes</i> sp.	18	15 (15)	1 (2)	17 (17)
Braunbrustigel	<i>Erinaceus europaeus</i>	825	55 (61)	21 (25)	265 (265)
Spitzmaus sp.	<i>Soricidae</i> sp.	10	0 (0)	0 (0)	4 (4)



Beutetier		Masse [g]	Beutetieranzahl		
			Mittlerer Lech	Werdenfelser Land	Südlicher Frankenjura
Maulwurf	<i>Talpa europaeus</i>	95	5 (5)	6 (6)	1 (1)
Fledermaus sp.	<i>Microchiroptera</i> sp.	36	3 (3)	0 (0)	0 (0)
Feldhase	<i>Lepus europaeus</i>	4750	1 (1)	5 (5)	2 (2)
Feldhase (juv.)	<i>Lepus europaeus</i>	800	13 (13)	23 (23)	32 (32)
Eichhörnchen	<i>Sciurus vulgaris</i>	340	34 (35)	23 (25)	16 (16)
Siebenschläfer	<i>Glis glis</i>	110	2 (2)	22 (22)	110 (110)
Schläfer sp.	<i>Gliridae</i> sp.	105	0 (1)	0 (0)	0 (0)
Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>	25	0 (0)	0 (2)	0 (0)
Gelbhalsmaus	<i>Apodemus flavicollis</i>	34	1 (1)	10 (10)	0 (0)
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	24	0 (0)	10 (11)	55 (55)
Apodemus sp.	<i>Apodemus</i> sp.	29	18 (18)	11 (11)	0 (0)
Hausmaus	<i>Mus musculus</i>	23	0 (0)	2 (2)	0 (0)
Maus sp.	<i>Muridae</i> sp.	27	2 (2)	5 (5)	0 (0)
Wanderratte	<i>Rattus norvegicus</i>	425	45 (53)	307 (341)	87 (87)
Ratte sp.	<i>Rattus</i> sp.	425	90 (90)	0 (0)	0 (0)
Rötelmaus	<i>Clethrionomys glareolus</i>	24	4 (4)	1 (1)	0 (0)
Scherm Maus	<i>Arvicola terrestris</i>	65	301 (315)	238 (251)	75 (75)
Feldmaus	<i>Microtus arvalis</i>	36	704 (713)	263 (289)	649 (649)
Erdmaus	<i>Microtus agrestis</i>	38	7 (7)	46 (47)	38 (38)
Wühlmaus sp.	<i>Microtus</i> sp.	37	133 (136)	22 (22)	0 (0)
Wühlmaus sp. (groß)	<i>Microtus</i> sp.	200	38 (40)	0 (0)	0 (0)
Rotfuchs (juv.)	<i>Vulpes vulpes</i>	3000	9 (11)	3 (3)	1 (1)
Hund	<i>Canus lupus</i> <i>f. domesticus</i>	4000	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Hermelin	<i>Mustela erminea</i>	275	7 (7)	1 (1)	0 (0)
Mauswiesel	<i>Mustela nivalis</i>	123	3 (3)	0 (0)	0 (0)
Iltis	<i>Mustela putorius</i>	1050	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Steinmarder	<i>Martes foina</i>	1300	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Baummarder	<i>Martes martes</i>	1600	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Marder sp.	<i>Martes</i> sp.	1450	0 (0)	0 (0)	6 (6)
Hauskatze	<i>Felis catus f. domestica</i>	3200	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Reh (juv.)	<i>Capreolus capreolus</i>	1500	1 (1)	0 (0)	1 (1)
Bisamratte	<i>Ondatra zibethicus</i>	1500	6 (7)	7 (13)	3 (3)
Kleinsäuger sp.		150	3 (3)	0 (0)	4 (4)
Schlange sp.	<i>Squamata</i> sp.	300	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>	80	0 (0)	1 (1)	0 (0)
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	30	0 (0)	3 (3)	0 (0)
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>	50	3 (3)	16 (18)	1 (1)
Teichfrosch	<i>Rana esculenta</i>	50	0 (0)	2 (2)	0 (0)
Seefrosch	<i>Rana ridibunda</i>	70	0 (0)	5 (5)	0 (0)
Frosch sp.	<i>Anura</i> sp.	47	2 (2)	31 (32)	0 (0)
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	300	0 (0)	0 (1)	0 (0)
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	300	0 (0)	0 (1)	0 (0)
Forelle sp.	<i>Salmo</i> sp.	300	0 (0)	3 (3)	0 (0)
Rutte	<i>Lota lota</i>	200	0 (0)	11 (11)	0 (0)
Fisch sp.	<i>Pisces</i> sp.	800	3 (3)	7 (8)	1 (1)
Hecht	<i>Esox lucius</i>	2000	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	1500	1 (1)	0 (0)	0 (0)

# Avifauna of the sector El Caucho – Cotrina, Cerros de Amotape National Park, north-western Peru: chronology of recent discoveries, assessment of endemism, abundance, breeding and seasonality

Tino Mischler

Avifauna des Sektors El Caucho – Cotrina, Nationalpark Cerros de Amotape, Nordwest-Peru: Chronologie der jüngsten Artnachweise, Evaluierung von Endemismus, Abundanz, Jahresphänologie und Brutstatus

Am 11. Juli 2006 wurde die Reservatszone Tumbes (ZRT), an der Grenze zu Ecuador, im äußersten Nordwesten Perus gelegen, zum Nationalpark erklärt. Dieser Beitrag stellt die aktualisierte und kommentierte Checkliste der Vögel aus Literatur- und eigenen Felddaten zusammen. Er zeigt die Chronologie der dortigen Neuentdeckungen für Peru. Felddatologische Daten werden für einige seltene und bislang übersehene Arten geliefert. Zum ersten Mal werden Höhenpräferenzen, Abundanzen und jahreszeitliches Auftreten aller Vögel eingeschätzt. Die Analyse deckt auf, dass die ZRT 1) die zweithöchste Artenzahl (53) an endemischen Vogelarten weltweit besitzt, für eine Einzellokalität wahrscheinlich die höchste, 2) die höchste Biodiversität an Vogelarten (254) westlich der peruanischen Andenwasserscheide hat, 3) der Ort mit der höchsten Zahl neuer Landesnachweise (26) für Peru der letzten 30 Jahre ist. Die Arten bevorzugen die niedrigere Höhenstufe, den tumbesischen Trockenwald, geringfügig stärker als die höhere Zone, den halbimmergrünen tropischen Pazifikwald. 150 (60 %) aller Arten werden als rar eingestuft. 82 % aller 65 tumbesischen Endemiten finden sich hier. Brutnachweise sind bisher erst für 33 Arten (13 %) erbracht.

**Key words:** avifauna, endemism, abundance, breeding status, seasonality, Pacific forest, Tumbes

Tino Mischler, Hostería Sommergarten, Chimborazo #248 y Riofrío, Sangolquí, Ecuador  
E-Mail: tino.mischler@gmx.de

## Introduction

North-western Peru holds a biogeographical region completely different from the rest of the country: the Tumbesian Endemic Bird Area (EBA 045 in Stattersfield et al. 1998). The department of Tumbes lies in the middle of this biome consisting mainly of dry deciduous forest. In its eastern corner, bordered in the south by the Río Tumbes, in the east by Ecuador, in the west by Pampas de Hospital and in the north by Matapalo and desert-like scrub, 751 km<sup>2</sup> were set aside on 28 September 1994 as the Reserved Zone of Tumbes (Zona Reservada de Tumbes, Fig. 1, from hereon: ZRT). On 11 July 2006 this

zone obtained National Park status, as an extension of the Cerros de Amotape National Park, leaving out a small strip on its south-eastern-most corner towards the Río Tumbes that was instead declared the National Reserve of Tumbes with use for cattle herding (Fig. 1). Some ornithological fieldwork has been carried out in the sector from El Caucho to Cotrina in the area of the former ZRT (Best & Kessler 1995, Parker et al. 1995, Wiedenfeld et al. 1985). Keeping in mind that all these studies were conducted before the area's upgrade in conservation status, I will refer to this particular area as the ZRT despite its recent inclusion into the adjacent national park.

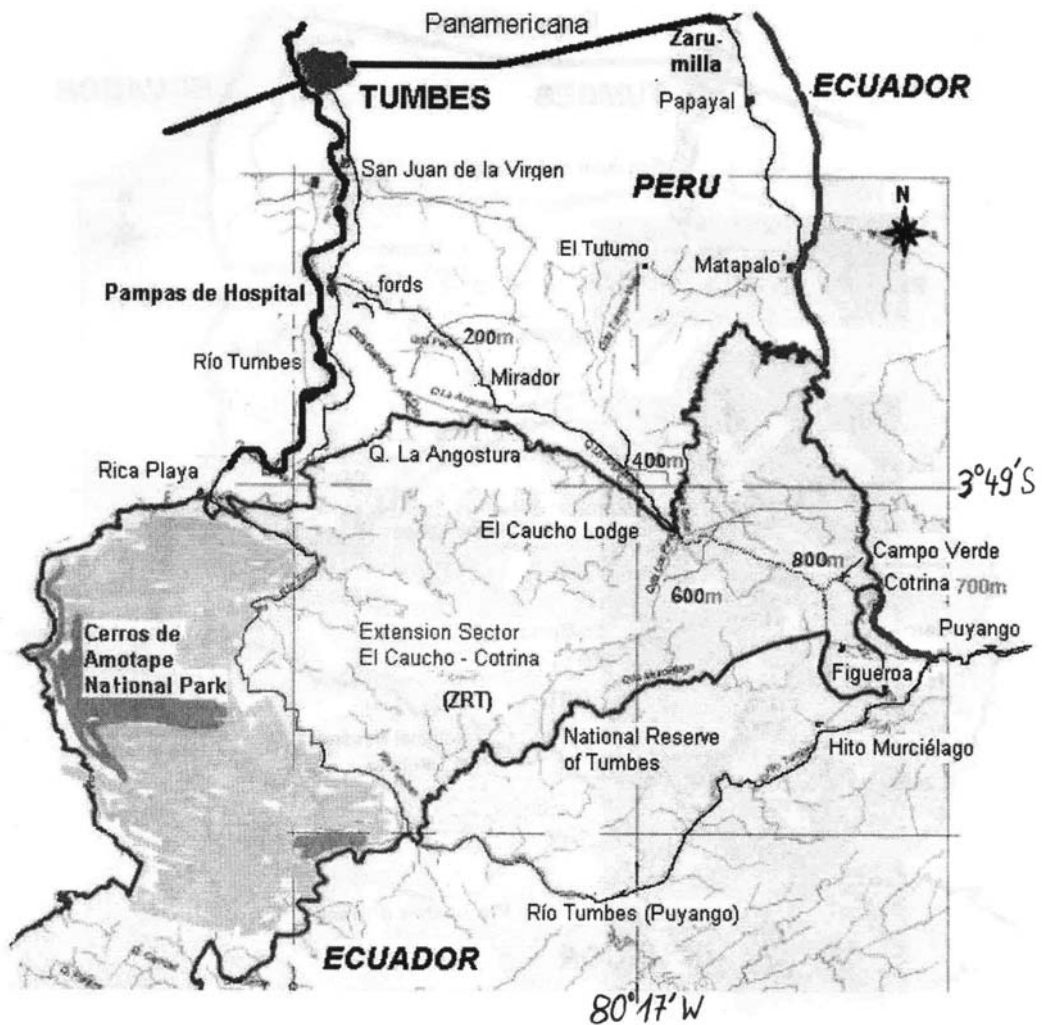


Fig. 1. Map of the study area with the new extended national park boundary. – Karte des Untersuchungsgebietes mit den neuen Nationalparkgrenzen.

The ZRT consists mainly of two vegetation zones, called eco-regions after Brack in D'Achille (1996), blending into each other around 500 m.a.s.l.: a) Tropical Deciduous Forest (Bosque Seco Ecuatorial) between c. 50 and 500 m and b) Tropical Semi-deciduous (or semi-evergreen) Forest (Bosque Tropical del Pacífico) between c. 500 and 950 m. The higher eco-region is unique for Peru. It is defined by higher amount of precipitation as in the former, as clouds from the Tumbes coast empty their load mostly in the highest part of the Cordillera Larga during January to March. For detailed vegetation lists see Best & Kessler (1995) and Parker et al. (1995).

Many new bird species for Peru have been discovered by ornithologists in the ZRT in the last 30 years. Wiedenfeld et al. (1985) collected and observed from 14 June to 5 July 1979, discovering six species and 15 subspecies new for Peru. Parker et al. (1995) augmented the list by 31 species, six of them new for Peru. In the next 14 years, Walker (2002) and other observers (mentioned in Walker 2002) added another 41 species (see Appendix, from hereon "Ap") with five more new species for Peru. In 2004, a further two species new for Peru were found (Piana et al. 2006). With two puffbirds (Mischler 2006; Have 2009) and two hummingbirds (Bromfield

& Valqui 2010), the ZRT checklist went ultimately up to 254 species.

The purposes of this paper are a) to document the ornithological exploration of the ZRT in the last 30 years from the literature, b) to present an updated and richly commented checklist of the reserve, c) to indicate why endemic bird figures were underestimated in the past, d) to analyse, supported by data from own fieldwork, for the first time elevation preferences, abundance, seasonality and breeding records. It shall give conservation authorities a discussion base how to protect this part of the national park more efficiently.

### Method

I conducted field assessments of bird abundance in the two different elevation zones during three excursions from 26 to 27 January 2006, from 25 to 31 August 2006 and from 13 to 16 July 2010, counting all birds species and individual numbers by walking along established trails and the access road between 06:00 and 11:30 and between 15:45 and 18:15. To give a full overview of the ornithological exploration of the area, all available information from previous assessments (most importantly Parker et al. 1995, Pyhälä 2001, Whiffin & Sadgrove 2000, Wiedenfeld et al. 1985), birdwatchers' lists (Walker 2002) and from the official INRENA (2005) list was condensed into one complete commented checklist (Ap).

As for endemism, the Tumbes EBA list (Franke et al. 2005) was re-analysed considering recent habitat contractions and augmented by taxa elevated to species rank in Ridgely & Greenfield (2001). Species were therefore classified into three categories: true endemics (after Stattersfield et al. 1998), endemics awaiting formal elevation to species rank (species in Ridgely & Greenfield 2001), and near-endemics with ranges slightly over 50,000 km<sup>2</sup> or restricted range species marginally entering neighbouring EBAs.

Two altitudinal zones were chosen according to the two eco-regions present: The lower one begins with "El Mirador", a viewpoint at roughly 200 m a.s.l. on the entrance road, reaching Faical gorge, the definite end of the road, with the police checkpoint and the new biological station at El Caucho, 370 m, and the footpaths in its vicinity up to 500 m. The higher,

moister zone above 500 m mostly follows an old, completely overgrown road to Pozo del Pato (730 m) and El Cruce (860 m) to Campo Verde (760 m), and finally to Cotrina checkpoint (710 m) directly at the border to Ecuador (Fig. 1). Altitudinal preferences of birds were examined from bird lists (Whiffin and Sadgrove 2000, Pyhälä 2001), and compared with my own observations in August (Mischler 2006). Assessment of abundance (see definitions of categories in legend to Ap) relies on Wiedenfeld et al. (1985) for the lower zone. Species not assessed there were given a category from my own observations in February and August 2006 (Mischler 2006). Most remaining species not observed by both authors could nevertheless be assessed preliminarily from textual evidence (Parker et al. 1995; Pyhälä 2001).

Seasonality patterns of each species were determined by monthly presence in the different ornithological assessments, taking into account higher abundances in some months. Confirmed breeding status was ascertained from the literature (Parker et al. 1995, Rheindt 2008, Wiedenfeld et al. 1985) plus a few additional records from M. Kessler (unpubl.) and the present study. Potential breeding status was evaluated by comparing confirmed breeding in similar habitat in Tumbesia (Mischler 2011) and verifying the bird's presence during its preferred breeding time (e.g. rainy season breeder). Comments on rare species were mainly drawn from personal observations in January and August 2006.

### Results

**Updated bird list of the area.** The complete checklist of the birds of the ZRT presented here-in allows to reconstruct the chronological exploration. Column 4 (Ap) gives a one-letter abbreviation for observers adding species after Wiedenfeld et al. (1985) up to 1988, and a two-letter abbreviation for researchers after Walker (2002) for recent discoveries (1998 to 2009, see legend to App.). The list has grown considerably from a low 145 (Wiedenfeld et al. 1985) in 1979 to 176 (Parker et al. 1995) in 1988, with M. Kessler adding nine (25 Feb to 3 Mar 1986) and T. Parker and W. Wust adding another 22 species (23 to 27 July 1988). Barry Walker's (2002) regular excursions brought the list up to 216. Other observers (Ap) have added another 31

species since. In the same time, 26 species new to Peru were found at ZRT (indexed "a" and "b" in column 3, Ap).

The official ZRT list (INRENA 2005, unpubl.) counted 267 species, 26 of which could be eliminated (Mischler 2007). In the following I give reasons for rejection of another five doubtful species from the INRENA list. *Leucopternis plumbea* Plumbeous Hawk. Erroneously included in Walker (2002) from a 1998 observation by W. Wust. Was confused with similar name and characters of Plumbeous Kite. *Piranga leucoptera* White-winged Tanager. Easily confused by name with White-shouldered Tanager. *Oryzoborus angolensis* Lesser Seed-finch. May be confused with female Blue-black Grosbeak, which has been recorded several times for the ZRT. *Schistochlamys melanopsis* Black-faced Tanager and *Hemithraupis guira* Guira Tanager. Both stated erroneously in Cook (1996) as occurring in Dep. Tumbes.

On the other hand, I included 6 species from the INRENA list, (index "c" in column 3, App.) which cannot be traced down to their observers and therefore withstand further analysis, except for status of endemism. Thus the updated list, as of July 2010, amounts to 254 species, 110 more than 25 years ago, which is the highest score for one site west of the Peruvian Andean watershed.

The most species-rich bird families of the ZRT follow. Non-passeriforms (106) are led by accipitrid raptors (19), hummingbirds (13) and doves (11 species respectively), whereas passeriforms (148) are dominated by tyrannids (42), emberizids *sensu lato* (38) as well as furnariids and antbirds (10 each). There are four near-threatened and 14 threatened species (BirdLife International 2006), ten of which are vulnerable and four endangered (Ap).

**Endemism.** Tumbesia (EBA 045; Región Tumbesina en Franke et al. 2005) extends from arid southwest Esmeraldas (Ecuador) to Lambayeque, Peru. With few exceptions, it is a low-lying (below 1600 m) hilly country with dry forest, excluding the extreme deserts of coastal Peru. In their analysis of the restricted range species of this EBA, Franke et al. (2005) found 55

endemic (i.e., Tumbesian) bird species, of which five were included erroneously (three, *Geositta peruviana*, *Cincludes taczanowskii* and *Sporophila simplex*, belong in EBA 052 (Stattersfield et al. 1998), two, *Atlapetes seebohmi*, and *Saltator nigriceps*, in EBA 046). Five species not mentioned there may range slightly over 50,000 km<sup>2</sup> (the restricted range criterion), but are typical Tumbesian endemics: *Veniliornis callonotus*, *Campephilus gayaquilensis*, *Tyrannus niveigularis*, *Attila torridus* and *Campylorhynchus fasciatus* (given "E" in Ap). One recently discovered species (Whiffin & Sadgrove 2000) for Peru, *Pteroglossus erythropygius*, is another endemic although it enters as well moister western Ecuador, as do *Turdus maculirostris* and *C. gayaquilensis*. One newly split species, *Tachycineta stolzmanni* (Robbins et al. 1997), is endemic. A further seven "species" (marked É in Ap) that await formal elevation to species status qualify as endemics. They are already split off as species in Ridgely and Greenfield (2001), but not so in Schulenberg et al. (2007). If given species status, they would make the Tumbesian region the number one for endemic birds in the world even before the Chocó EBA. Counting all these, we arrive at 53 ZRT endemics, out of 65 endemics for Tumbesia, the first figure being more than a fifth (21.8 %) of all recorded species<sup>1</sup>. That is, the ZRT harbours an impressive 82 % of all the endemics encountered in the Tumbesian EBA.

Additionally, two more species may qualify as Tumbesian endemics: 1) *Conothraupis speculigera* Black-and-white Tanager, breeding only in Tumbesia. There is strong evidence that the breeding stronghold of this erratic species is ZRT and the area near El Tundo, Macará, Ecuador (pers. obs.). However, its post-breeding dispersal reaches east of the Andes (see new data below). 2) *Thryothorus sclateri* Speckle-breasted Wren. The distribution of this species, apart from Tumbesia, comprises one small population in south central Colombia and the subspecies *T.s. sclateri* in the upper Marañon valley, which seems to be separable specifically from the remaining Tumbesian *T.s. paucimaculatus* (Ridgely and Greenfield 2001).

The following species are regarded as near-endemics (marked "(E)" in Ap). They slightly

<sup>1)</sup> The 12 Tumbesian endemics not (yet) found at ZRT are: *Penelope albipennis*, *Pyrrhura orcesi* (only Ecuador), *Myrmia micrura*, *Acestrura berlepschi* (Ec), *Ochthoeca piurae*, *Tumbesia salvini*, *Myiarchus semirufus*, *Phytotoma raimondii*, *Hirundo rufocollaris*, *Piezorhina cinerea*, *Atlapetes pallidiceps* (Ec) and *Aimophila stolzmanni*.

surpass the 50.000 km<sup>2</sup> criterion for restricted range endemics. Further studies might reveal, however, that due to constriction of suitable habitat in Ecuador they will now fulfil this criterion. Two such species extend their Tumbesian range slightly into extreme south-western Colombia: *Euphonia saturata* and *Leptotila pallida* (see chapter Comments) and reach their southernmost limit in the ZRT. The next two near-endemic species show a mix of west Andean slope and Tumbesia in their very restricted geographical distribution: *Zimmerius (viridiflavus) flavidifrons* and *Mecocerculus calopterus*, both almost restricted to lower elevations of the western Andes, the latter with increasing records in outlying hills (Cerro Blanco and Masvale in Guayas; pers. obs.). Another eight species (see Ap) would qualify as endemics if Tumbesia were allowed to reach Dep. Lima. They pass down inland from the coast of central Peru where there is dry scrub habitat. Thus, estimates following a narrow species limits taxonomy (Ridgely & Greenfield 2001) and innovated EBA delimitation criteria could end up with 67 endemic species for ZRT alone.

**Other biogeographical influences** in the composition of the ZRT avifauna are:

- Ne-arctic migrants, present October to April (marked M in column 8, Ap): 11 species;
- Coastal, mainly freshwater birds like herons, untypical for ZRT: 15 species;
- Semi-desert birds tolerating light forest, typical for ZRT and mostly endemic: 8 species;
- West Andean subtropical slope, including two Andean species. This influence is stronger than expected. Many of these species, exclusively passeriforms, have a slight distribution gap just east of ZRT, are widely distributed on the Andean slope between 900 and 2500 m, and reach only the high portion of ZRT, where they dwell as ridge top birds: 19 species.
- The remaining are more widespread species preferring moister habitat amply present further north. The Ecuadorian influence is strongest. Affinities are much more Ecuadorian than Peruvian. To indicate the species which reach just over the border of Ecuador into the ZRT and no further south, a "!" sign was added behind the scientific name in the Ap. There are 35 such species found only here in the whole of Peru.

**Elevation preferences.** The 30 km of access road, 50 to 400 m a.s.l., and the lodge area around El Caucho up to 500 m are regarded as lower (l) elevation zone, the footpaths towards the border with the highest hills up to 950 m as the higher zone (h, Ap column 6). This correlates with the two vegetation zones described above.

To assess the preferred elevation, I used only bird assessments in which researchers (Wiedenfeld *et al.* 1985, Whiffin and Sadgrove 2000, Rheindt 2006 in litt., present study) spent roughly equal sampling effort at El Caucho (low) and Campo Verde (high). These results are comparable. In a second step (*cursive symbols* in Ap), I added from textual evidence from other authors (Pyhälä 2001, Walker 2002) plus my own observations. The latter elevation remarks are not comparable, because they reflect only singular or limited observations, or because the observer has not visited the other elevation zone.

Elevational preferences for ZRT birds are summarized in Table 1.

**Tab. 1.** Elevation preferences at the ZRT. (l) = below, (h) = above 500 m a.s.l.; n = number of bird species. – Höhenpräferenzen der ZRT-Vögel: l = unter, h = über 500 m, b = beide Zonen; n = Zahl der Vogelarten.

Elevation preference	all	comparable	
	n	n	%
low (l)	63	37	20,6
high (h)	43	22	12,3
both (b)	126	120	67,1

More than one fifth of the comparable birds prefer lower, only an eighth higher elevations; two thirds seem to be indifferent or more ubiquitous. However, many of these latter species show a preference for the one or the other ecoregion, as specified in greater detail for 123 species in Mischler (2006), but data for a general assessment are too sparse as yet. The higher elevation birds, although in the minority, provide a characteristic subset of species which are typical of the subtropical Andes (see above). Follow-up observers can amply contribute to establish the elevation preferences of the birds at ZRT. For a more in-depth analysis of habitat preferences of only endemic birds, see Best and Kessler (1995), who – as for elevation – arrive at an almost identical assessment.

**Abundance.** The abundance of ZRT birds was assessed first by Wiedenfeld et al. (1985) in the El Caucho area (Ap column 7). I added a second category, when own data rendered their assessment more precise. All remaining species were given a category (small print in column 7, Ap) for the first time from my own studies (Mischler 2006). A *caveat* stems from the fact that abundance categories are a function of both rarity and detectability, which biases the assessment of elusive species. A few birds may have changed their status of abundance since the field season of Wiedenfeld et al. (1985), where 20 and 12 specimens of the endangered Blackish-headed Spinetail and the vulnerable Henna-hooded Foliage-gleaner were procured, respectively. The first is no longer “fairly common”. The second flocks together only in two months around July, when there is an ample layer of freshly fallen leaves, the time it had been taken in ZRT. At other times of the year the erratic whereabouts of both species are unknown and further threats outside their preferred habitat quite certain. Finally, due to seasonal fluctuations, abundance might be severely over- or underestimated. Year-round present raptors can be rare – possibly because of their large territories –, whereas breeding season birds common from January to March are absent at other times.

The compilation presented in the Ap yields the following species numbers per category: 9 common, 38 fairly common, 48 uncommon and 150 rare. Very few birds are common, as it is forest habitat and flocking of single species – as in pastures – is almost non-existent. Apart from the above-mentioned artefacts, the overwhelming majority of birds registered as rare may be accounted for by the following factors: Birds from the Andes have only thinned-out populations here. Many species reach their southernmost limit of distribution, which is also the last tip of available Tropical Pacific Forest habitat. However, many “rare” records are stated as such due to encountering the birds in a season with minimum numbers.

**Seasonality.** Assessing seasonality or seasonal differences in encounter rates at the ZRT reveals many gaps, as the second half of any given year is underrepresented in observer records. The first two categories chosen in Table 2 and Ap therefore describe assumptions founded on up to eight months, and their frequent use is noth-

**Tab. 2.** Seasonal presence of ZRT birds (data from Ap). y = present year-round, but registration gap October to mid-December; (y) = presence altogether year-round, but some months missing per individual year; I-III = present during main breeding season; IV-VIII = present in post-breeding dry season. – *Jahreszeitliche Präsenz der Vögel in der ZRT (Summe der Daten aus dem Anhang): y = ganzjährig, manche Monate fehlend wegen Beobachtungslücken; (y) = überwiegend ganzjährig, manche Monate fehlen in bestimmtem Jahr; I-III präsent zur Hauptbrutzeit; IV-VIII = präsent zur trockenen Nachbrutzeit.*

key	y	(y)	I-III	IV-VIII
No. of species	42	92	45	46

ing but tentative. In the Ap, individual months are compiled for the rarer species in order to document the actual state of records. Table 2 sums up four categories.

In the last two sections in Table 2, three species were counted twice, showing no preference for either portion of the year. The others show, however, that there are two relatively numerous groups each of only breeding time visitors and dry season visitors. Year-round presence is extrapolated from abundance categories and continued habitat use, comparing with further data from similar Cerro Blanco, Guayaquil (Mischler & Sheets 2007, Mischler 2011). Some species with almost year-round presence surely are absent during the very dry months, as their numbers increase sharply in the rainy season, but the exact time has to be detected yet. Others in this category will most likely be confirmed as definite year-round residents as soon as more records are available. Most birds present only over the wet season will qualify as breeding birds (see next chapter). It is interesting to see all four species of *Pachyrhamphus* becards assembled around the end of January. Most birds present only in the dry season are non-breeders, although a few specialists just use this interval after the rains for rearing their young, such as raptors, parrots, woodpeckers, woodcreepers, Pale-vented Thrush (Walker 2002) and some of the seed-eaters.

**Breeding birds.** Our knowledge about the breeding status of the ZRT birds shows many gaps, of course. From the literature (Parker et al. 1995, Pyhälä 2001, Rheindt 2006, Walker 2002) and with personal data from M. Kessler (1986,

unpubl.), I was able to confirm breeding for only 33 species (Ap). However, many more species breed with little doubt here. I tried to distinguish breeding during the rainy season from dry season. The breeding bird status of a further 97 species (bracketed symbols in the Ap) should be regarded as preliminary or potential. 27 species were non-breeders, another 97 could not be assessed yet. Even if not complete, all data about breeding status compiled in this paper for the first time may be a valuable tool for conservation action.

On the positive side, it is significant that many endangered and range restricted birds find one of their breeding strongholds at the ZRT. 40 (73 %) out of 54 endemic species breed quite certainly here, and 15 (83 %) of the 18 threatened and near-threatened birds. These high percentages emphasize the conservation value of the area. Sixteen species have their southernmost breeding population here, another few find their southernmost breeding place west of the Andes here. From breeding observations in similar habitat in Tumbesia (Cerro Blanco, Mischler & Sheets 2007, Machalilla National Park, Loma Alta) it can be derived that at least half the number of species of the total checklist are breeding birds.

#### Comments on some new, rare and overlooked species

***Leptotila pallida* Pallid Dove.** Discovered as recently as January 2001 for Peru (Walker 2002), this unobtrusive dove probably was overlooked due to lack of ornithological research and its opportunistic and limited seasonal presence. As well, it is extremely wary and therefore often escapes detection. In the Cerro Blanco Protected Forest near Guayaquil with a similar climate and habitat, this dove is now scarce probably due to illegal hunting, where formerly it was at least uncommon (Mischler & Sheets 2007). However, if not calling, it is hard to separate in shady forest undergrowth from the equally present *L. verreauxi* White-tipped Dove. On 27 January 2006 I was able to confirm nine singing and one seen bird on a stretch of 2 road km just before El Caucho post in freshly sprouting moist underbrush. Apparently breeding territories were installed, but breeding proof for Peru is still lacking.

***Heliothrix barroti* Purple-crowned Fairy.** As already anticipated by Parker et al. (1995) as a possible candidate for Peru, as its distribution in Ecuador came as close as 5 km to the Peruvian border, this hummingbird was finally detected on 15 and 16 June 2009 by Antonio García in a gorge 300 m below Campo Verde during the LSU/Corbidi expedition (Brumfield & Valqui 2010). As being only sighted, these records need more confirmation before final inclusion into the Peru list.

***Nystalus radiatus* Barred Puffbird.** The discovery of this species, new to Peru, is described in Mischler (2006). In essence, on 29 and 30 August 2006, one adult was spotted at the highest (870 m) part of the trail near El Cruce in mature moist forest, 55 km southwest from its former southernmost occurrence at Buenaventura, Ecuador.

***Malacoptila panamensis* White-whiskered Puffbird.** On 14 Dec 2007, four individuals of this puffbird new to Peru were discovered by Wim ten Have et al. (2009) only 1 km away from the aforementioned site in the same habitat. Further confirmation of both species (year-round presence?) is needed.

***Phyllomyias cinereiceps* Ashy-headed Tyrannulet.** This species was hitherto known only from the eastern Andean slopes in Peru. In Ecuador it is sparsely distributed as well on the western Andean slope, with one record in Buenaventura being the closest so far. On 14 July 2010, at three different sites between El Caucho and Campo Verde above 450 m, I heard and saw this species in the subcanopy. On comparing its song three days later in Lima, it matches better recordings from north-west Ecuador (Xenocanto) than those from eastern Peru. From the distance, the rhythm was similar to a Tropical Pewee, but the second syllable extended into a faint and fading tremble "see-ee-ee-e". Morphological characters as ashy cap, white superciliary, yellow underparts and two thin yellowish wing-bars were once clearly seen. If accepted, this is the first record of *P. cinereiceps* in Dep. Tumbes.

***Myadestes ralloides* Andean Solitaire.** Another newcomer to the ZRT, this species was detected in the first years after 2000 (INRENA 2005



unpubl., observer and date could not be traced). I heard its clear and unmistakable song on 29 and 30 August 2006 in the highest part (850 m) of the humid forest, only the second record since its discovery. Although present on the east Andean slope of Peru in two further subspecies, the *plumbeiceps* race of ZRT was hitherto only known from the west Andean slope of Colombia and Ecuador above 700 m.

***Turdus reevei* Plumbeous-backed Thrush.** The breeding stronghold of this sporadically common thrush remains to be detected yet, but lies probably in the dry lower Andean forest around Macará, Loja, and Canchaque, Piura. It is mostly recorded in post-breeding months. At Cerro Blanco, Guayaquil, it is present only May to July as a non-breeder (Mischler & Sheets 2007). Two recent records for January and February at ZRT show, however, that it may opportunistically breed here (Pyhälä 2001, Walker 2002). The species is an intra-Tumbesian migrant with a northward dispersal to Ecuador, following the lower Andean slope.

*Conothraupis speculigera* Black-and-white Tanager, near-threatened. It is urgent that breeding localities for this erratic species are reported, as seemingly nobody knows a definite answer to the whereabouts of its breeding strongholds. I observed constant courtship singing on 4 March 2004 near the new Jorupe/Jatumpamba reserve, 8 km east of Macará, Loja. On 28 January 2006 I counted eight evenly spaced territories of singing males (only one female seen) on a 2 km stretch on the El Caucho access road. Two males even were fighting by thrusting themselves against the rival on a branch. Thereby the wings were held half-open over the back, exposing the white wing speculum, with accompanying sounds similar to nasal, but still flute-like *Cacicus cela* vocalisations. At the end of February, pair formation seemed to have taken place, as M. Pyhälä (2001) saw two pairs (only) on 28 February 2000. At Cerro Blanco, the species has not been seen for many years, although formerly it was present sporadically in flocks, giving rise to some concern. What this Tumbesian breeding species does on its unique dispersal to the east of the Andes, remains a riddle. On 15 Aug 2007 I recorded an adult with an immature at 1500 m near San Ignacio, extreme northern Peru.

*Carduelis siemiradzkii* Saffron Siskin, vulnerable. 10 individuals on 17 January 2001 (Walker 2002) and 12 males plus 12 females on 27 January 2006 (pers. obs.) in a dense flock feeding from herbaceous catkins prove presence during the wet season, but separation into territories takes place later. Some June/July data seemed to suffer from correct determination of the species (Parker et al. 1995), but now its presence during the dry season is established at the ZRT. For Cerro Blanco numbers and food choice of *C. siemiradzkii* see Mischler (2011). The ZRT seems to be its southernmost distribution limit (Schulenberg et al. 2007).

## Discussion

**Bird diversity.** The sector El Caucho-Cotrina remains to be a diversity hotspot west of the Andean watershed, yielding new discoveries of formerly unnoticed species every year up to now. Parker et al. (1995, their Table 1) listed 11 species for possible ZRT candidates, recorded at less than 30 km distance from the ZRT in Ecuador. From his list, in the meantime four species were detected in the ZRT, all new for Peru. Six further new records presented in this paper show, however, that there are many more candidates to be expected for the Peruvian bird list. These Peruvian newcomers all originate from the last moist forest of considerable extent around Buenaventura, El Oro province, now protected by Fundación Jocotoco. As not much moist low-lying forest habitat is left in between in south-western Ecuador, many species just leapfrog into the Cordillera Larga, part of which is the ZRT. Especially *Chlorospingus* tanagers are very likely to be expected next, but many other equally suited species reach their southernmost distribution limit at Buenaventura and therefore are possible candidates. An increase of 110 additional species in the last 25 years not only reflects increased observer activity, but probably also ongoing shifts of south Ecuadorian bird populations.

**Threats.** In the sector El Caucho – Cotrina, threats from hunting, petty contraband and cutting of wood, are dealt with in Parkswatch (2003) and Cook (1996). More serious problems are presented by freely roaming cattle. Trampling destroys the under-storey with many herbs essential e.g. for *Carduelis siemiradzkii*, *Arremon*

*abeillei* and *A. aurantiistrois*. It deprives the forest of the herb layer important for range-restricted breeding species like *Conothraupis speculigera*, *Lathrotriccus griseipectus* and *Hylocryptus erythrocephalus*. Cows spread ticks. Many bushes on the paths were infested with clusters of minute ticks in August. If cattle are not withdrawn properly, funds for the park and future income from tourists might be curtailed for that reason alone.

**Conservation value.** The application for elevating the ZRT to national park status by INRENA (2004) made it an extension to Cerros de Amotape National Park. Its southern part is much drier, impoverished in species as compared to the ZRT (INRENA 2004). The value of the ZRT lies in that it 1) comprises a special unique ecoregion: the Neotropical Pacific Xeric Forest (Bosque Tropical del Pacífico). On the Peruvian ecoregion map (Brack in D'Achille 1996), the only area found for this habitat in Peru is the ZRT itself. In fact, this is the south-westernmost extension of similar habitat reaching down the western Andes of Ecuador, with strong endemism. In south-western Ecuador, this habitat is found on Cerros Hayas, Masvale and Pancho Diablo (Reserva Manglares/Churute), Cerro Blanco (Guayaquil) and higher reaches of Cordillera Chongón, Loma Alta and Machalilla N.P. These (except the two latter) can be regarded as small cloud-covered islands sticking out of a denuded, semidesertic or agricultural lowland. The ZRT, in contrast, has a large contiguous area of lush forest, surrounded almost completely by dry, epiphyte-rich forest, which forms an extended lowland buffer.

2) The ZRT supports as more than 250 bird species, an astonishing number for just two habitats without larger bodies of water, a number nowhere else reached in all of western Peru down from the Andean watershed.

3) Another reason for underlining fully protected national park status is its property as a refuge. My analysis identifies 150 species as rare, many because of limited fieldwork, but at least 45 of these species may be genuinely rare. To these add a few which inside the ZRT are recorded in higher abundance classes, but are rare outside the ZRT. As neighbouring Ecuador is almost totally denuded on the boundary line with ZRT, with little remaining forest in the lower lying parts of Puyango Petrified Forest

Reserve, 10 km apart, many species from the lower western Andes just leapfrog into ZRT. As demonstrated by the presence of the Yellow-cheeked Becard (first on 30 December 1998, Pyhälä 2001) in two recent years, even eastern Andean species find their way into the ZRT.

4) The ZRT can be regarded as a source, surrounded by a sink, for many endangered breeding populations. 14 species of ZRT are threatened worldwide, but as all 14 are likewise endemic, threatening factors appear in the immediate surroundings. Twelve of these are known to have viable breeding populations here. It is not known if the ZRT also constitutes their only breeding stronghold. Four more near-threatened species, three with viable populations, all endemic, add to the birds of worldwide concern. In a soon-to-come future, the ZRT may be the only place where the birds could breed peacefully.

Finally, the ZRT is home of the highest concentration of endemic birds in the world for just one locality: of 65 Tumbesian endemics, 53 species inhabit the ZRT, of which 40 surely or probably breed here (Ap). As can be studied from the distribution maps in Schulenberg *et al.* (2007), 35 species just reach marginally Peru exclusively in the Cerros de Amotape National Park and nowhere else in Peru. 90 % of these are only found in the ZRT. So, by judging from birds, priority should be given to maintain the only Tropical Pacific Xeric Forest of Peru as a national park.

**Tourism and further research.** Recognizing the value of this unique area, it is only logical to promote tourism into the ZRT. As the ZRT is no longer a politically sensitive border area, international and national tourist operators have begun to set up birdwatching tours. The region is reached faster from Ecuador (to Guayaquil: 320 km) than from Lima (1350 km). Tourism in the ZRT saw a non-invasive 300 visitors in the year 2005. The necessary permit from the INRENA (national parks administration) allows to count and control access. The income from the lodge fees could be used to reinforce permanent park guard numbers.

Although the ZRT is now one of the better protected areas in western Peru, there remain more open than settled questions about understanding high endemism and synecology in Tumbesia. Researchers find an excellent ground

to pursue their biological hypotheses. The next questions are evident by studying the many gaps and uncertainties in the updated list. The aim for the next years is to evaluate the definite breeding interval for most species. Much remains to be done in pollination and seed/fruit ecology, forest management, in behavioural ornithology, breeding bird census, population ecology etc., as almost nothing is known during the course of a whole year. Assessment of rare and endemic species for conservation purposes is urgent. Further research might be able to discern breeding and non-breeding abundance. Using the new biological station at El Caucho, there might be a new impulse for academic research.

### Abstract

On 11 July 2006, the former Reserved Zone of Tumbes (ZRT), situated at the border to Ecuador in extreme north-western Peru, was declared national park. This paper compiles the updated bird list for the area from previous literature and from personal fieldwork. It shows chronologically the recent discoveries for Peru. Biological field data are provided for some rare and overlooked species. For the first time, it analyses altitudinal preferences, abundance and seasonality of all birds. The analysis reveals that the ZRT has 1) the second highest number (53) of endemic bird species in the world and probably the highest for just one locality, 2) the highest biodiversity of bird species (254) west of the Peruvian Andean watershed and 3) the highest number of new country records of bird species for Peru (26) in the last 30 years. Preference of birds for lower elevations, the dry forest, is slightly more pronounced than for the higher elevations. 150 (60 %) of the species are assessed as locally rare. However, 82 % of all 65 Tumbesian endemics are encountered here. Breeding bird status has been proven for only 33 species (13 %).

**Resumen.** – Avifauna del sector El Caucho – Cotrina, Parque Nacional Cerros de Amotape, noroeste de Perú: nuevos registros, evaluación de endemismo, abundancia, anidación y estacionalidad.

La Zona Reservada de Tumbes (ZRT), ha sido declarada Parque Nacional a partir del 11 de julio de 2006. Para esta área, se ha elaborado la

lista completa de aves de excursiones anteriores y del propio trabajo. El análisis ornitológico trata de evaluar por primera vez para cada especie su endemismo, preferencia altitudinal, categoría de abundancia, estacionalidad y estado de anidación. También se muestra los nuevos registros de aves en el Perú. Se presentan datos biológicos para unas especies raras y poco observadas. El sector tiene unas propiedades singulares valiosas para la conservación: tiene 1) el área con el segundo más alto número (53) de especies de pájaros endémicos en el mundo y probablemente lo más alto para una sola localidad, 2) la biodiversidad más alta por un solo bosque en la vertiente occidental de los Andes peruanos para aves (247 especies) y 3) el mayor número de especies de aves registradas la primera vez en Perú en los últimos 30 años (24). Según un nuevo cálculo, en este sector se encuentran 82 % de los 65 especies de aves endémicas de Tumbesia. 53 % de las especies se encuentran en la categoría de abundancia "raro". Por el estado de anidación sólo hay 33 especies realmente comprobadas.

**Acknowledgements.** M. Kessler and F. Rheindt revised an earlier draft. Thanks to both for providing 6 and 2 breeding data, respectively. To all INRENA personnel, national parks administration, Tumbes, my sincerest thanks, especially to Oscar García Tello and Aldo Aguirre Cura, heads of the NW Peru Biosphere conservation areas, who gave permission for a prolonged stay, and his park rangers Ignacio, Martín and Yufani, who were informative and helpful in logistics.

### References

- Best, B. & M. Kessler (1995): Biodiversity and conservation in Tumbesian Ecuador and Peru. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- BirdLife Internacional (2006): Species factsheet. Downloaded from: <http://www.birdlife.org> on 8/6/06
- Cook, G. 1996. Avifauna of Northwestern Peru Biosphere Reserve and its environs. Bird Conserv. Int. 6: 139-165.
- Brumfield, R.T. & T. Valqui (2010): Aves de los bosques decídúos, semidecídúos y húmedos de la Reserva de la Biósfera del Noroeste, Tumbes. [Expedición LSU/Corbidi mayo-

- julio 2009] Informe presentado a la Dirección General Forestal y de Fauna (unpubl.).
- D'Achille, B. (1996): Kuntursuyo. El territorio del cóndor. Perú: Parques nacionales y otras áreas de conservación ecológica. Ediciones Peisa, Lima.
- Franke, I., J. Mattos, L. Salinas, C. Mendoza & S. Zambrano (2005): Áreas importantes para la conservación de las aves en Perú. *In: Bird-Life International and Conservation International (Eds.) Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad.* Quito, Ecuador: Birdlife Conservation Series No. 14.
- Have, W. ten (2009): White-whiskered Puffbird, *Malacoptila panamensis*, a new species for Peru. *Cotinga* 31: 156-157.
- INRENA, Ministerio de Agricultura & PROFO-NAMPE (2004): Propuesta de categorización de la Zona Reservada de Tumbes – ZRT. Brochure, 6 pp., Tumbes.
- Mischler, T. (2006): Buco Barreteado (*Nystalus radiatus*), nueva especie de ave para el Perú, con una lista de aves observadas en el Parque Nacional "Cerros de Amotape", Tumbes. *Boletín de Lima* 144: 83-94.
- Mischler, T. (2007): Cuidado con nuevos registros regionales! False additions to the Zona Reservada de Tumbes "official" birdlist. *Boletín UNOP* 4: 5-6 (online).
- Mischler, T. & D. Sheets (2007): Diagnostic checklist of the birds of Bosque Protector Cerro Blanco and vicinity, Guayas province, Ecuador. Senefelder, Guayaquil.
- Mischler, T. (2011): Status, abundance, seasonality, breeding evidence and the complete updated list of the birds of Cerro Blanco, Guayaquil, Ecuador. *Ornitología Neotropical* (submitted).
- Parker, T.A., T.S. Schulenberg, M. Kessler & W. Wust (1995): Natural history and conservation of the endemic avifauna in north-west Peru. *Bird Conserv. Int.* 5: 201-231.
- PARKSWATCH & D. Shoobridge (2003): Zona Reservada Tumbes. Park profile. [www.parkswatch.org/parkprofiles.pdf/turz\\_eng.pdf](http://www.parkswatch.org/parkprofiles.pdf/turz_eng.pdf)
- Piana, R., F. Angulo, E. Ormaeche & C. Mendoza (2006): Two new species for Peru: Lemon-rumped Tanager *Ramphocelus icteronotus* and Black-cheeked Woodpecker *Melanerpes pucherani*. *Cotinga* 25: 78-79.
- Piana, R., S. Crespo, F. Angulo, E. Ormaeche & M. Alzamora (2010): Gray Hawk *Buteo nitidus* and Ornate Hawk-Eagle *Spizaetus ornatus* in north-west Peru. *Cotinga* 32: 37-39.
- Pople, R., I. Burfield, R. Clay, D. Cope, C. Kennedy, C. López-Lanús, J. Reyes, B. Warren & E. Yagual (1997): Bird surveys and conservation status of three sites in western Ecuador: final report of Project Ortalis '96. CSB Conservation Publications, Cambridge, U.K.
- Pyhälä, M. (2001): Informe ornitológico de una visita al norte de Perú: Tumbes – Lambayeque 1998-1999. *Boletín de Lima* 123: 100-111.
- Rheindt, F. (2008): Descripción preliminar del nido de *Pachyrhamphus spodiurus*, especie amenazada. *Cotinga* 29: 162-163.
- Ridgely, R. & P. Greenfield (2001): The birds of Ecuador. A field guide. Helm, London.
- Robbins, M., G. Rosenberg, F. Sornoza & M. Jácome (1997): Taxonomy and nest description of the Tumbes Swallow (*Tachycineta albilinea*) *stolzmanni*. *Orn. Monographs* 48: 609-612.
- Schulenberg, T.S., D.F. Stotz, D. F. Lane, J. P. O'Neill & T.A. Parker (2007): *Birds of Peru*. Princeton University Press.
- Stattersfield, A., M. Crosby, A. Long & D. Wege (1998): Endemic Bird Areas of the world: priorities for biodiversity conservation. *Birdlife Conservation Series* 6, Cambridge.
- Walker, B. (2002): Observations from the Tumbes Reserved Zone, Dep. of Tumbes, with notes on some new taxa for Peru and a checklist of the area. *Cotinga* 18: 37-43.
- Whiffin, M. & L. Sadgrove (2000): Expedición Tumbes 2000 – Reporte preliminar. ProAves Perú, Piura.
- Wiedenfeld, D.A., T.S. Schulenberg & M.B. Robbins. (1985): Birds of a tropical deciduous forest in extreme northwestern Peru. Pp. 305-315 *in: P.A. Buckley et al. (eds.): Neotropical ornithology.* *Orn. Monographs* 36. AOU, Washington D.C.
- Wust, W. (1998): Zona Reservada de Tumbes. Biodiversidad y diagnóstico socioeconómico. The John D. & Catherine C. MacArthur Foundation. PROFONAMPE, Lima.

Eingegangen am 21. Oktober 2011

Angenommen am 15. November 2011



**Tino Mischler**, Jg. 1950, Gymnasial- und Gitarrenlehrer. Studium in Bonn und München. Lehrte Biologie in Peru, Zimbabwe und Ecuador. Mitarbeiter der Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen 1992–2003. 10 Jahre Generalsekretär der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern und ehemaliger Schriftleiter des „Ornithologischen Anzeigers“. Verfasste dreisprachige Weltvogelliste und ein Bestimmungsbuch der Vögel von Guayaquil. Schwerpunkte Systematik, Avifaunistik und (Höhen-)Verbreitung der Vögel. Zurzeit Natur- und Vogelführer am Río Napo, Ost-Ecuador.

## Appendix – Anhang

### Komplette Checkliste der Vögel des Nationalparks Cerros de Amotape, Sektor El Caucho – Cotrina, vormalig Reservatszone Tumbes (ZRT)

Erläuterungen zu den Spalten 1 bis 8

1. Wissenschaftlicher Name: Artname in runden Klammern: noch gültiger Artname, aber Subspezies zur Art erhoben in Ridgely & Greenfield (2001). Gefährdungskategorien als Index: **EN** = stark gefährdet, **VU** = gefährdet, **NT** = Vorwarnstufe (nahezu gefährdet). „!“ = Art mit einziger Verbreitung in Peru nur in der ZRT.
2. Endemismus: **E** = Endemit Tumbesiens; **É** = falls Subspezies zur Spezies erhoben, Endemit; (**E** = nahezu Endemit, Verbreitungsgebiet geringfügig über Tumbesien hinausreichend).
3. Englischer Vogelname: falls wissenschaftlicher Artname in Klammern, bezieht sich der englische Name auf das letzte Taxon (Subspezies). <sup>a</sup> = Art in Peru auf ZRT beschränkt, entdeckt vor 1990 (Parker *et al.* 1995); <sup>b</sup> = dto., aber entdeckt 1991-2009; <sup>c</sup> = Art aus offizieller ZRT-Checkliste (2005) übernommen, nicht evaluiert.
4. Autoren, die zur Checkliste beitrugen: **X** = Wiedenfeld *et al.* 14 Juni bis 5 Juli 1979; **K** = Michael Kessler 25 Feb bis 3 März 1986; **P** = Ted Parker 23 bis 27 Juli 1988; **B** = Barry Walker 1988-2001; **RW** (Richard Webster), **WW** (Walter Wust), **MP** (Mikko Pyhälä), **HN** (Hugo Noblecilla), **MW** (Mark Whiffin 2000), **RP** (Renzo Piana 2006, 2010), **TM** (Tino Mischler 2006, 2010), **WH** (Wim ten Have 2007), **TV** (Thomas Valqui 2009).
5. Höhenpräferenzen: **l** = niedrig, < 500 m; **h** = hoch, > 500 m; **b** = in beiden Höhenstufen anwesend. Normaldruck: nach Wiedenfeld *et al.* (1985) und Mischler (2006), kombiniert; *kursiv*: Angabe nach Literatur und eigener Analyse.
6. Abundanzen: Grossbuchstaben: nach Wiedenfeld *et al.* (1985), nur El Caucho; Kleinbuchstaben: Autor. Kategorien: **C** = häufig, > 10/Tag, **F** = mässig häufig, < 10/Tag, **U** = nicht häufig, Nachweis alle paar Tage, **R** = selten, nur einige Nachweise insgesamt.
7. Jahreszeitliches Auftreten: **y** = ganzjährig, (**y**) = fast ganzjährig, einige Monate fehlen (pro Jahr), **I-III** = Präsenz während der (nassen) Hauptbrutzeit, **IV** = April usw., **M** = Zugvogel aus Nordamerika, sporadisch da IX bis III.
8. Brut: **B (fett)** = Brutnachweis während der Regenzeit (I-IV), **B** = Brutnachweis außerhalb der Regenzeit, (**B**) = möglicher Brutvogel, Nachweis fehlend, leer = Brutstatus unbekannt, - (Strich) = kein Brutvogel im Gebiet. Die horizontalen Linien trennen Familien.

### Appendix. Complete bird list of the Cerros de Amotape National Park, sector El Caucho – Cotrina, formerly Reserved Zone of Tumbes (ZRT)

Explanations to columns 1 to 8, Appendix

- 1 Scientific Name: (species) name in round brackets: still valid species name, but subspecies elevated to species rank in Ridgely & Greenfield (2001); threat categories: **EN** = endangered, **VU** = vulnerable, both in **bold**, **NT** = near-threatened. „!“ = species with its only distribution in Peru at the ZRT.
- 2 Endemism: **E** = Tumbesian endemic; **É** = if subspecies accepted as species, it would be endemic; (**E** = near-endemic, slightly wider range as Tumbesia).
- 3 English Name: if scientific species name in brackets, the English name refers to the last taxon (subspecies); <sup>a</sup> = restricted to ZRT in Peru, discovered before 1990 (Parker *et al.* 1995), <sup>b</sup> = species newly discovered for Peru

1991-2009 and restricted only to ZRT, <sup>c</sup> = species included from official ZRT checklist 2005, not further assessed.

- 4 Checklist compilers: X = Wiedenfeld *et al.* 14 June to 5 July 1979; K = Michael Kessler 25 Feb to 3 Mar 1986; P = Ted Parker 23 to 27 July 1988; B = Barry Walker 1988-2001; RW (Richard Webster), WW (Walter Wust), MP (Mikko Pyhälä), HN (Hugo Noblecilla), MW (Mark Whiffin 2000), RP (Renzo Piana 2006, 2010), TM (Tino Mischler 2006, 2010), WH (Wim ten Have 2007), TV (Thomas Valqui 2009).
- 5 Elevational Preferences: l = low, < 500 m; h = high, > 500 m; b = both, wide ranging; normal print: after Wiedenfeld *et al.* (1985), Whiffin & Sadgrove (Apr/May 2000), and Mischler (2006), combined; *curstive*: evidence from the literature and own assessment.
- 6 Abundance: capitals: assessment by Wiedenfeld *et al.* (1985), only El Caucho; small print: author; categories: C = common, >10/day; F = fairly common, <10 seen daily; U = uncommon, seen every few days; R = rare, only a few records (altogether).
- 7 Seasonality: y = present year-round, (y) = present altogether year-round, but some months missing per individual year, I-III = present during main breeding season, IV = April, etc., M = migrant of North America, irregularly present in months IX to III.
- 8 Breeding: **B (bold)** = breeding during rainy season (I-IV), B = breeding at other times (mainly after rainy season), (B) = presumed breeding, lacks proof, (blank) = breeding status not known, - = not breeding in the area. Horizontal lines separate families.

1 Scientific name	2 3 English name	4	5	6	7	8
<i>Crypturellus soui</i>	Little Tinamou	B	l	r	I-IV	(B)
<i>Crypturellus transfasciatus</i> <sup>NT</sup>	E Pale-browed Tinamou	X	b	F	y	B
<i>Fregata magnificens</i>	Magnificent Frigatebird	B	l	r		-
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Neotropic Cormorant	B	l	r		-
<i>Ardea coccyz</i>	White-necked Heron	X	l	R		-
<i>Casmerodius albus</i>	Great Egret	P	l	r		-
<i>Egretta thula</i>	Snowy Egret	P	l	r		-
<i>Bubulcus ibis</i>	Cattle Egret	B	l	r		-
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Black-crowned Night-heron	HN	l	r		VIII
<i>Mycteria americana</i>	Wood Stork	X	l	R		VIII
<i>Coragyps atratus</i>	Black Vulture	X	b	C	y	(B)
<i>Cathartes aura</i>	Turkey Vulture	X	b	C	y	(B)
<i>Vultur gryphus</i>	Andean Condor	TV	h	r		
<i>Sarcoramphus papa</i>	King Vulture	X	b	F	y	(B)
<i>Pandion haliaetus</i>	Osprey	B		r		-
<i>Leptodon cayanensis</i>	Grey-headed Kite	WH		r		XII
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Hook-billed Kite	B	l	r		IV
<i>Elanoides forficatus</i>	Swallow-tailed Kite	X	b	R	(y)	B
<i>Harpagus bidentatus</i>	Double-toothed Kite	TV		r		
<i>Ictinia plumbea</i>	Plumbeous Kite	B	b	u	I-VI	B
<i>Accipiter ventralis</i>	Plain-breasted Hawk		l	R	VI,VII	
<i>Accipiter bicolor</i>	Bicoloured Hawk	X	b	R	II,VI-VII	
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Crane Hawk	X	l	R	II,IV,VI,VII	
<i>Leucopternis occidentalis</i> <sup>EN!</sup>	E Grey-backed Hawk <sup>a</sup>	X	b	R/u	y	(B)
<i>Buteogallus meridionalis</i>	Savanna Hawk	B	l	r	I	
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Great Black-hawk	X	b	R	I,II,VIII	
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Harris' Hawk	X	l	R	(y)	
<i>Buteo nitidus</i>	Grey Hawk <sup>b</sup>	WH	l	r	V,VII,XII	
<i>Buteo magnirostris</i>	Roadside Hawk	P	b	u	(y)	
<i>Buteo brachyurus</i>	Short-tailed Hawk	X	h	r	(y)	
<i>Buteo albonotatus</i>	Zone-tailed Hawk	X	b	R/u	(y)	
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Black Hawk-eagle	X	b	r	(y)	
<i>Spizaetus ornatus</i>	Ornate Hawk-eagle	RP	b	r	VII,XII	
<i>Caracara cheriway</i>	Northern Crested Caracara	X		R	VI,VII	
<i>Herpetothes cacinmans</i>	Laughing Falcon	P	b	R/u	(y)	(B)
<i>Micrastur ruficollis</i>	Barred Forest-falcon	P	h	r	VII	
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Collared Forest-falcon	P	b	r	(y)	(B)

1 Scientific name	2 3 English name	4	5	6	7	8
<i>Falco rufigularis</i>	Bat Falcon	X	h	r	IV, VII	(B)
<i>Ortalis erythroptera</i> <sup>VII</sup> !	E Rufous-headed Chachalaca	X	b	R/u	y	B
<i>Penelope purpurascens</i> !	Crested Guan <sup>b</sup>	B	h	r	I,IV,V,VIII	
<i>Actitis macularia</i>	Spotted Sandpiper <sup>c</sup>					
<i>Aramides axillaris</i> !	Rufous-necked Wood-rail	K	l	r	I-III	B
<i>Columba speciosa</i>	Scaled Pigeon	K	h	r	I-III	
<i>Columba plumbea</i>	Plumbeous Pigeon	X	b	r	(y)	
<i>Columba subvinacea</i>	Ruddy Pigeon	P	h	r	(y)	
<i>Zenaida auriculata</i>	Eared Dove	X	l	R	(y)	
<i>Zenaida (asiatica) meloda</i>	Pacific Dove <sup>e</sup>					
<i>Columbina buckleyi</i>	E Ecuadorian Ground-dove	X	l	F	y	(B)
<i>Columbina cruziana</i>	Croaking Ground-dove	X	b	C	y	(B)
<i>Claravis pretiosa</i>	Blue Ground-dove	X	b	R	(y)	(BB)
<i>Leptotila verreauxi</i>	White-tipped Dove	X	b	F	y	B
<i>Leptotila ochraceiventris</i> <sup>VII</sup>	E Ochre-bellied Dove	P	b	u	I-III,VII	(B)
<i>Leptotila pallida</i> !	(E) Pallid Dove <sup>b</sup>	B	l	r	I-III	(B)
<i>Aratinga erythrogastra</i> <sup>NT</sup>	E Red-masked Parakeet	X	b	U	y	(BB)
<i>Forpus coelestis</i>	E Pacific Parrotlet	X	l	U	y	(B)
<i>Brotopteryx pyrrhoptera</i> <sup>EN</sup> !	E Grey-cheeked Parakeet	X	b	F	y	(BB)
<i>Pionus chalcopterus</i> !	Bronze-winged Parrot	X	b	R/u	(y)	(B)
<i>Coccyzus erythrophthalmus</i>	Black-billed Cuckoo	B	b	r	M	-
<i>Coccyzus lansbergi</i> !	Grey-capped Cuckoo	K	b	r	I-III	(B)
<i>Piaya cayana</i>	Squirrel Cuckoo	X	b	U	(y)	(B)
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Groove-billed Ani	X	b	R	(y)	(B)
<i>Tapera naevia</i>	Striped Cuckoo	B	b	r	I,IV,VIII	
<i>Otus roboratus</i>	(E) Peruvian Screech-owl	X	l	U	II,IV,VI,VII	
<i>Ciccaba nigrolineata</i> !	Black-and-white Owl	P	b	r	I,IV,VII,VIII	(B)
<i>Ciccaba virgata</i>	Mottled Owl	TV	h	r		
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	Spectacled Owl	X	b	U	(y)	(B)
<i>Glaucidium peruanum</i>	Peruvian Pygmy-owl	X	b	U	y	(B)
<i>Athene cunicularia</i>	Burrowing Owl	B	l	r	(y)	
<i>Nyctibius griseus</i>	Grey Potoo <sup>c</sup>					
<i>Chordeiles acutipennis</i>	Lesser Nighthawk	B	l	r		
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Pauraque	X	b	U	(y)	B
<i>Caprimulgus anthonyi</i>	E Scrub Nightjar	RW	l	r	II	
<i>Streptoprocne zonaris</i>	White-collared Swift	X	b	R	(y)	-
<i>Chaetura cinereiventris</i>	Grey-rumped Swift	X	b	F	(y)	-
<i>Chaetura pelagica</i>	Chimney Swift	B	l	r	M	-
<i>Chaetura (brachyura) ocybetes</i>	E Tumbes Swift	X	b	F	(y)	
<i>Panyptila cayennensis</i>	Lesser Swallow-tailed Swift	X	l	R	II,VI-VIII	-
<i>Phaethornis (longirostris) baroni</i> !	E Baron's Hermit	X	b	F	(y)	(B)
<i>Phaethornis griseocularis</i>	Grey-chinned Hermit	X	l	U	V-VII	
<i>Anthracothorax prevostii</i> !	Green-breasted Mango <sup>a</sup>	B		r		-
<i>Thalurania (fannyi) hypochlora</i> !	E Emerald-bellied Woodnymph <sup>b</sup>	P	b	u	(y)	
<i>Danophila julie</i> !	Violet-bellied Hummingbird <sup>a</sup>	X	b	R/u	(y)	
<i>Leucippus baei</i>	E Tumbes Hummingbird	B	l	r		
<i>Amazilia tzacatl</i> !	Rufous-tailed Hummingbird <sup>b</sup>	TV	h	r		
<i>Amazilia amazilia</i>	(E) Amazilia Hummingbird	X	b	C	y	(B)
<i>Amazilia franciae</i>	Andean Emerald	TV	h	r		
<i>Heliothrix barroti</i> !	Purple-crowned Fairy <sup>b</sup>	TV	h	r		
<i>Chalybura buffonii</i> !	White-vented Plumeleeter <sup>a</sup>	X	h	u	(y)	B
<i>Helionaster longirostris</i>	Long-billed Starthroat	X	l	U	(y)	(B)
<i>Acestrura bombus</i> <sup>VII</sup>	(E) Little Woodstar <sup>c</sup>					
<i>Trogon (melanurus) mesurus</i>	E Ecuadorian Trogon	X	b	F	y	(B)
<i>Trogon violaceus concinnus</i>	Northern Violaceous Trogon	X	l	r	(y)	(B)

1 Scientific name	2 3 English name	4	5	6	7	8
<i>Megaceryle torquata</i>	Ringed Kingfisher	P	l	u	(y)	(B)
<i>Chloroceryle americana</i>	Green Kingfisher	X	l	U	(y)	(B)
<i>Nystalus radiatus</i> !	Barred Puffbird <sup>b</sup>	TM	h	r	VIII	-
<i>Malacoptila panamensis</i> !	White-whiskered Puffbird <sup>b</sup>	WH	h	r	XII	
<i>Momotus momota</i>	Blue-crowned Motmot	X	l	F	(y)	B
<i>Pteroglossus erythropygius</i> !	E Pale-mandibled Aracari <sup>b</sup>	MW	h	r	V	-
<i>Picumnus olivaceus</i>	Olivaceous Piculet	P	h	r	I,VII	
<i>Picumnus sclateri</i>	E Ecuadorian Piculet	X	b	F	y	(B)
<i>Veniliornis callonotus</i>	E Scarlet-backed Woodpecker	X	b	F	y	(B)
<i>Veniliornis kirkii</i> !	Red-rumped Woodpecker <sup>a</sup>	X	b	R/u	(y)	B
<i>Melanerpes pucherani</i> !	Black-cheeked Woodpecker <sup>b</sup>	RP	l	r	VIII	-
<i>Piculus rubiginosus</i>	Golden-olive Woodpecker	X	b	U	(y)	(B)
<i>Dryocopus lineatus</i>	Lineated Woodpecker	X	b	R/u	(y)	(B)
<i>Campephilus gayaquilensis</i> <sup>NT</sup>	E Guayaquil Woodpecker	X	b	R/u	(y)	(B)
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	Plain-brown Woodcreeper	X	b	r	(y)	(B)
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Olivaceous Woodcreeper	X	b	F	(y)	(B)
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	Strong-billed Woodcreeper	X	b	R	(y)	(B)
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i>	Streak-headed Woodcreeper	X	b	C	y	(B)
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	Red-billed Scythebill	X	b	U	(y)	(B)
<i>Campylorhamphus pusillus</i>	Brown-billed Scythebill <sup>a</sup>					
<i>Furnarius (leucopus) cinnamomeus</i>	E Pacific Hornero	X	b	F	y	B
<i>Synallaxis azarae</i>	Azara's Spinetail		h	r	(y)	(B)
<i>Synallaxis brachyura</i> !	Slaty Spinetail <sup>a</sup>	X	h	r	(y)	(B)
<i>Synallaxis tithys</i> <sup>EN</sup> !	E Blackish-headed Spinetail	X	b	F/u	(y)	B
<i>Synallaxis stictothorax</i>	E Necklaced Spinetail	WW	l	r	I	(B)
<i>Syndactyla ruficollis</i> <sup>VU</sup>	E Rufous-necked Foliage-gleaner	X	b	R	(y)	(B)
<i>Automolus rubiginosus</i>	Ruddy Foliage-gleaner	B	l	r	I-III	
<i>Hylodyptes erythrocephalus</i> <sup>VU</sup>	E Henna-hooded Foliage-gleaner	X	b	U	(y)	B
<i>Xenops rutilans</i>	Streaked Xenops	X	b	U	(y)	B
<i>Xenops minutus</i>	Plain Xenops	P	h	r	IV,VII,VIII	
<i>Taraba major</i>	Great Antshrike	X	h	u	(y)	(B)
<i>Sakesphorus bernardi</i>	E Collared Antshrike	X	b	F	y	B
<i>Thamnophilus zarumae</i>	E Chapman's Antshrike	X	h	r	(y)	B
<i>Thamnophilus atrinucha</i> !	Western Slaty-antshrike <sup>b</sup>	B	b	r	I,IV,V	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Plain Antwreio	X	b	F	y	(B)
<i>Pyriglena leuconota</i>	White-backed Fire-eye	X	b	u	(y)	B
<i>Myrmeciza griseiceps</i> <sup>VU</sup>	E Grey-headed Antbird	X	h	r	(y)	(B)
<i>Grallaria guatemalensis</i>	Scaled Antpitta	K	h	r/F	I-V	(B)
<i>Grallaria watkinsi</i> !	E Watkins' Antpitta <sup>a</sup>	X	b	F	(y)	(B)
<i>Melanopareia elegans</i>	E Elegant Crescentchest	X	l	R	(y)	(B)
<i>Mionectes oleagineus</i>	Ochre-bellied Flycatcher	X	b	R	(y)	
<i>Mionectes olivaceus</i>	Olive-striped Flycatcher <sup>a</sup>					
<i>Zimmerius (viridiflavus) flavidifons</i>	(E) Loja Tyrannulet	X	h	r	(y)	
<i>Phyllomyias griseiceps</i>	Sooty-headed Tyrannulet	WW		r		
<i>Phyllomyias cinereiceps</i>	Ashy-headed Tyrannulet	TM	h	r		
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Southern Beardless-tyrannulet	X	b	F	y	B
<i>Phaeomyias (murina) tumbezana</i>	E Tumbesian Tyrannulet	B	b	r		(B)
<i>Myiopagis subplacens</i>	E Pacific Elaenia	X	b	F	(y)	B
<i>Myiopagis viridicata</i>	Greenish Elaenia	B	b	r	I-III,VIII	
<i>Mecocerculus calopterus</i>	(E) Rufous-winged Tyrannulet	X	b	u	(y)	
<i>Pseudelaenia leucospodia</i>	E Grey-and-white Tyrannulet	B	l	r	II	
<i>Leptopogon superciliosus</i>	Slaty-capped Flycatcher	K	b	u/r	I-III,VIII	B
<i>Euscarthmus melorhyphus</i>	Tawny-crowned Pygmy-tyrant	X	b	F	(y)	(B)
<i>Lophotriccus pileatus</i>	Scale-crested Pygmy-tyrant	X	b	U	y	(B)
<i>Todirostrum cinereum</i>	Common Tody-flycatcher	X	b	F	(y)	(B)



1 Scientific name	2 3 English name	4	5	6	7	8
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Yellow-olive Flycatcher	X	b	F	y	(B)
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	White-throated Spadebill	P	h	r	IV, VII	
<b><i>Onychorhynchus occidentalis</i><sup>vu!</sup></b>	E Pacific Royal Flycatcher	X	b	R	(y)	<b>B</b>
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Bran-coloured Flycatcher	X	b	U	(y)	(B)
<i>Myiobius atricaudus</i>	Black-tailed Flycatcher	X	b	U	(y)	(B)
<b><i>Lathrotricus griseipectus</i><sup>vu</sup></b>	E Grey-breasted Flycatcher	P	b	u	(y)	(B)
<i>Empidonax alhorum</i>	Alder Flycatcher	WW		r	M	-
<i>Contopus cooperi</i>	Olive-sided Flycatcher	B	h	r	M	-
<i>Contopus fumigatus</i>	Smoke-colored Pewee	X	b	U	VI-VIII	
<i>Contopus (cinereus) punensis</i>	É Tumbes Pewee	X	b	F	(y)	<b>B</b>
<i>Sayornis nigricans</i>	Black Phoebe	B	l	r	II,IV,VIII	(B)
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Vermilion Flycatcher	X	b	F	y	(B)
<b><i>Attila torridus</i><sup>vu!</sup></b>	E Ochraceous Attila <sup>b</sup>	P	h	r	(y)	(B)
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Dusky-capped Flycatcher	X	h	r	I,II,VI-VII	
<i>Myiarchus phaeocephalus</i>	E Sooty-crowned Flycatcher	X	b	U	y	(B)
<i>Tyrannus tyrannus</i>	Eastern Kingbird	WW		r	M	-
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tropical Kingbird	B		r	II,IV	
<i>Tyrannus niveigularis</i>	E Snowy-throated Kingbird	B	l	r	I,II	
<i>Megarynchus pitangua</i>	Boat-billed Flycatcher	X	b	R/u	y	(B)
<i>Myiodynastes bairdii</i>	E Baird's Flycatcher	X	l	F	y	(B)
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Streaked Flycatcher	X	b	R/u	(y)	(B)
<i>Legatus leucophaeus</i>	Piratic Flycatcher	MP	l	r	II,VIII	
<i>Myiozetetes similis</i>	Social Flycatcher	B	l	r	I,IV	
<i>Pachyrhamphus albogriseus</i>	Black-and-white Becard	X	b	R	I,II,IV,VII	
<i>Pachyrhamphus xanthogenys</i>	Yellow-cheeked Becard	B	l	r	XII,I	-
<b><i>Pachyrhamphus spodiurus</i><sup>EN</sup></b>	E Slaty Becard	X	b	R	I,II,VI-VII	<b>B</b>
<i>Pachyrhamphus homochrous</i>	One-colored Becard	B	l	u	I-IV,VIII	(B)
<i>Manacus manacus</i>	White-bearded Manakin	X	h	r	IV,VI,VII	
<i>Schiffornis turdinus</i>	Thrush-like Schiffornis	X	b	R	(y)	
<i>Cyanocorax mystacalis</i>	E White-tailed Jay	P	l	f	(y)	<b>B</b>
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rufous-browed Peppershrike	X	b	F	y	(B)
<i>Vireo olivaceus</i>	Red-eyed Vireo	X	b	R/u	(y)	(B)
<i>Hylophilus decurtatus!</i>	Lesser Greenlet <sup>a</sup>	X	b	R	(y)	
<i>Myadestes ralloides</i>	Andean Solitaire	TM	h	r	VIII	
<i>Catharus dryas</i>	Spotted Nightingale-thrush	X	b	R	(y)	
<i>Catharus ustulatus</i>	Swainson's Thrush	K	h	r	M	-
<i>Turdus reevei</i>	E Plumbeous-backed Thrush	X	b	F	I,II,IV-VIII	
<i>Turdus obsoletus!</i>	Pale-vented Thrush <sup>b</sup>	B	l	r	IV,VI	<b>B</b>
<i>Turdus (nudigenis) maculirostris!</i>	E Ecuadorian Thrush <sup>a</sup>	X	b	U	y	<b>B</b>
<i>Mimus longicaudatus</i>	(E) Long-tailed Mockingbird	X	l	R	(y)	(B)
<i>Progne chalybea</i>	Grey-breasted Martin	X	b	U	y	(B)
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	Blue-and-white Swallow	WW				
<i>Tachycineta stolzmanni</i>	E Tumbes Swallow	HN	l	r		
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Southern Rough-winged Swallow	WW	b		II	
<i>Campylorhynchus fasciatus</i>	E Fasciated Wren	X	b	C	y	(B)
<i>Thryothorus sclateri</i>	(E) Speckle-breasted Wren	X	b	F	y	<b>B</b>
<i>Thryothorus superciliosus</i>	E Superciliated Wren	B	l	r		
<i>Troglodytes aedon</i>	House Wren	X	b	F	y	(B)
<i>Henicorhina leucophrys</i>	Grey-breasted Wood-wren	X	h	r	(y)	(B)
<i>Ramphocaeus melanurus</i>	Long-billed Gnatwren	X	h	r	(y)	(B)
<i>Polioptila plumbea</i>	Tropical Gnatcatcher	X	b	F	y	(B)
<i>Parula pitiayumi</i>	Tropical Parula	X	b	F	y	<b>B</b>
<i>Dendroica fusca</i>	Blackburnian Warbler	B	h	r	M	-
<i>Wilsonia canadensis</i>	Canada Warbler	B		r	M	-
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Masked Yellowthroat	X	b	U	(y)	<b>B</b>

1 Scientific name	2 3 English name	4	5	6	7	8
<i>Myioborus miniatus</i>	Slate-throated Redstart	X	b	r	(y)	(B)
<i>Basileuterus fraseri</i>	E Grey-and-gold Warbler	X	b	F	y	B
<i>Basileuterus trifasciatus</i>	E Three-banded Warbler	X	b	u	y	(B)
<i>Coereba flaveola</i>	Bananaquit	X	b	U	y	(B)
<i>Euphonia saturata</i> !	(E) Orange-crowned Euphonia	B	h	r	I,II,IV	B
<i>Euphonia lanirostris</i>	Thick-billed Euphonia	X	b	F	(y)	
<i>Euphonia xanthogaster</i>	Orange-bellied Euphonia	X	b	r	VI-VIII	
<i>Pipraeidea melanonota</i>	Fawn-breasted Tanager	K	l	r	II,IV	
<i>Tangara icterocephala</i> !	Silver-throated Tanager <sup>b</sup>	B	h	r	II,IV	
<i>Tangara ruficervix</i>	Golden-naped Tanager	MP	l	r	II	-
<i>Tangara gyrola</i>	Bay-headed Tanager	X	h	u	(y)	
<i>Thraupis episcopus</i>	Blue-grey Tanager	X	b	F	y	(B)
<i>Ramphocelus icteronotus</i> !	Lemon-rumped Tanager <sup>b</sup>	RP	l	r	VIII	
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	White-shouldered Tanager	K	b	u	I,II,IV,VIII	(B)
<i>Piranga flava</i>	Hepatic Tanager	X	b	U	(y)	(B)
<i>Piranga rubra</i>	Summer Tanager	B	l	r	M	-
<i>Piranga olivacea</i>	Scarlet Tanager	MP	l	r	M	-
<i>Chlorospingus canigularis</i>	Ashy-throated Bush-tanager	X	b	r	(y)	(B)
<i>Conothraupis speculigera</i> <sup>NT</sup>	Black-and-white Tanager	K	b	r/u	I-III	(B)
<i>Saltator maximus</i>	Buff-throated Saltator	X	h	u	(y)	(B)
<i>Saltator (albicollis) striatipectus</i>	Streaked Saltator	X	b	F	(y)	(B)
<i>Pheucticus chrysogaster</i>	Golden-bellied Grosbeak	X	b	U	(y)	(B)
<i>Cyanocompsa cyanooides</i>	Blue-black Grosbeak	X	h	r	(y)	(B)
<i>Rhodospingus cruentus</i>	E Crimson Finch-tanager	X	b	U	(y)	(B)
<i>Volatinia jacarina</i>	Blue-black Grassquit	P	b	r	(y)	(B)
<i>Tiaris obscura</i>	Dull-coloured Grassquit	X	b	R	(y)	
<i>Sporophila corvina</i>	Variable Seedeater	X	b	C	y	(B)
<i>Sporophila luctuosa</i>	Black-and-white Seedeater	B		r	IV	
<i>Sporophila nigricollis</i>	Yellow-bellied Seedeater	X	b	r	II,IV,VII	
<i>Sporophila peruviana</i>	(E) Parrot-billed Seedeater	X		r	IV	
<i>Sporophila telasco</i>	Chestnut-throated Seedeater	X	b	R	(y)	
<i>Plrygilus plebejus</i>	Ash-breasted Sierra-finch	X	l	U	I,II,IV,VII	
<i>Sicalis flaveola</i>	Saffron Finch	X	l	u	(y)	(B)
<i>Sicalis taczanowskii</i>	E Sulphur-throated Finch	B	l	r		
<i>Atlapetes leucopterus</i>	White-winged Brush-finch	X	b	C	(y)	(B)
<i>Atlapetes albiceps</i>	E White-headed Brush-finch	X	l	R	I,VII	
<i>Atlapetes torquatus</i>	Stripe-headed Brush-finch	X	b	U	(y)	
<i>Arremon aurantirostris</i>	Orange-billed Sparrow	X	h	r	II,IV,VI-VII	
<i>Arremon abeillei</i>	E Black-capped Sparrow	X	b	C	y	B
<i>Arremonops couirostris</i> !	Black-striped Sparrow <sup>b</sup>	P	h	r	VIII	
<i>Poospiza hispaniolensis</i>	(E) Collared Warbling-finch	P		r	VII	
<i>Cacicus cela</i>	Yellow-rumped Cacique	X	b	R/f	(y)	(B)
<i>Amblycercus holosericeus</i>	Yellow-billed Cacique	X	b	F/u	(y)	(B)
<i>Icterus mesomelas</i>	Yellow-tailed Oriole	X	b	F	(y)	B
<i>Icterus gracieanae</i>	E White-edged Oriole	X	l	U	(y)	(B)
<i>Sturnella bellicosa</i>	Peruvian Meadowlark	B	l	r	I,IV	
<i>Dives warszewiczi</i>	(E) Scrub Blackbird	P	l	u	(y)	(B)
<i>Molothrus bonariensis</i>	Shiny Cowbird	B	l	u	I,II,IV	(B)
<i>Scaphidura oryzivora</i>	Giant Cowbird	B		r	IV	
<i>Carduelis siemiradzki</i> <sup>vu</sup> !	E Saffron Siskin <sup>a</sup>	X	b	R	I,II,VI-VIII	(B)
<i>Carduelis xanthogastra</i>	Yellow-bellied Siskin	B	h	r	I,II,IV	
<i>Carduelis psaltria</i>	Lesser Goldfinch	B		r		
254 species in 43 families	46 E, 7 É, 12 (E)					

## Langjährige Schlafplatztradition der Kornweihe *Circus cyaneus* im Ammerseegebiet und die Bedeutung des Ampermoos

Christian Fackelmann

Long-term occupation of traditional winter roosts by the Hen Harrier *Circus cyaneus* in the region of the Ammersee (Bavaria), and importance of the Ampermoos

Steadily growing numbers of Hen Harriers have been observed at the Ammersee (south-west of Munich, Upper Bavaria, Germany) since 1968/69. The first roost was located in Ampermoos (SP 1) at the northern end of the lake in 1988; others in the Ammermoos (SP 2) and Herrschinger Moos (SP 3) were detected in subsequent years. Some further roosts were only occupied in single seasons. In the wider region roosts were located in the Leutstettener Moos and in the Loisach-Kochelsee-Moor. Since the beginning of 2002 monthly synchronized counts have been made at the Ammersee roosts between October and April. Throughout this period the main roost in the Ampermoos has been intensively monitored. The importance of this roost grew steadily over the eight winters and now hosts almost 90% of the birds in the region of Lake Ammersee. The monitoring revealed unusually high numbers with a daily maximum of 110 individuals in the Ampermoos and 119 individuals at the Ammersee. This makes the Ampermoos by far the most important roost in Bavaria, comparable with the Federsee in Baden-Württemberg.

The presence of Hen Harriers is dependent on the weather. They leave the area when the ground is snow-covered for several days, but return immediately with the beginning of thaw. Where the roosting communities move to in times of snow is still unknown. Observations of solitary birds and small groups in the wider region, in times of snow-cover, roosting *in situ* at unusual locations, indicate that they disperse to exploit hunting grounds that remain productive. The roosts in the area of the Ammersee are in loose reed- or fen-meadow vegetation. The catchment area extends at least 15 km from the roosts.

Arrivals at the roost are spread over three hours or more, whereas the morning departure starts on average 25 minutes before sunrise and lasts 36 minutes. When the congregations are unusually high the departures can last over one hour. 85% of the Hen Harriers leave to south or west to preferred hunting grounds in the higher pasture lands between the Ammersee and the river Lech.

Mown fen-meadows close to the roost-site form an important component as a meeting and resting place within the harriers' winter habitat. Several birds had gaps in their flight-feathers, pointing to moult activity in winter.

Further, as yet undetected roost sites almost certainly exist in southern Upper Bavaria. The expanding wild boar population, recreational activities and dogs pose an increasing threat to the existence of the roosts. The birds' reaction to disturbance by humans and particular animals is to change the roost site, while small roosts are given up.

As well as these threats through human and animal disturbance, the significance of potential predators and the influence of other bird species is illustrated. Possibilities for long-term upgrading and protection of the Ampermoos as a Harrier habitat are described. Future work and questions to be answered are outlined.

**Key words:** Hen Harrier, *Circus cyaneus*, wintering, roosts, habitats, behaviour, threats, Ammersee, Ampermoos.

## Einleitung

Die Kornweihe gehört zu den acht Weihenarten (*Circus aeruginosus*, *C. approximans*, *C. buffoni*, *C. cyaneus*, *C. hudsonius*, *C. macrourus*, *C. melanoleucus*, *C. pygargus*), bei denen die Bildung von Schlafplatzgesellschaften aus zwei oder mehr Vögeln im Winterquartier beschrieben wurde (Gurr 1947, Meinertzhagen 1956, Haas 1957, Geyr 1957, Littlefield 1970, Renssen 1973, del Hoyo et al. 1994, Henry 1998). Seit etwa Mitte des vorigen Jahrhunderts wird verstärkt von größeren Zahlen gemeinsam nächtigender Kornweihen aus verschiedenen Überwinterungsgebieten berichtet.

Die typischen Schlafplätze liegen in Moor-gebieten mit mäßig hohem bis hohem, jedoch lückigem Bewuchs (Schilf, Seggen, Binsen etc.). Extensiv bewirtschaftete Gegenden mit gutem Nahrungs- und Schlafplatzangebot werden Jahr für Jahr aufgesucht, so dass im Laufe der Zeit eine Überwinterungstradition entsteht (Watson 1977, Klafs 1977, Looft & Busche 1981, Bezzel 1985, Hölzinger 1987)

Nachdem die Art als Brutvogel aus Mitteleuropa fast vollständig verschwunden ist, ist sie hier zumeist nur noch im Winterhalbjahr – auf dem Durchzug oder als Überwinterer – zu beobachten. In Deutschland hält sich noch ein kleiner Brutbestand im äußersten Norden, während die Populationen in den Niederlanden und auf den Britischen Inseln seit Mitte des vorigen Jahrhunderts in Zunahme begriffen sind oder waren (Watson 1977, Sim et al. 2001, Mebs & Schmidt 2006). Parallel zu dieser Zunahme stiegen auch die Zahlen der Überwinterer und Veröffentlichungen zu Schlafplatzfunden in Deutschland (Haas 1957, Wassenich 1968, Andris et al. 1970, Jakobs 1971, Kropp et al. 1979, Plath 1980, Plinz 1982, Henschel 1987, Helbig et al. 1992).

In Bayern war die Kornweihe bis 1956 Brutvogel, seitdem alljährlicher Durchzügler und Wintergast (Wüst 1981). In der Nähe von Dachau fand 1998 erstmals wieder eine erfolgreiche Brut statt (Avifaunistik in Bayern 1[1] 2004), während Ranftl (1996) je ein Brutpaar 1993 und 1994 in Südbayern erwähnt, jedoch ohne nähere Angaben. Die ersten Schlafplatzansammlungen in Bayern erwähnt Wüst (1981) für das Ries, das Leipheimer/Langenuaer Donauried (Höchstwert 8 Ind.) und das östliche Donauried (Höchstwert 22 Ind.). Reichholz (1984) berichtet von der Ausbildung einer Überwinterungsstra-

dition am Unteren Inn bei Eggfling Anfang der 1980er Jahre mit maximal 4 Ind. im Winter 1983/84.

Inzwischen wurden die hier beschriebenen Schlafplätze am Ammersee (Wöhrle in Strehlow 1992, Strehlow 2004) sowie weitere am Starnberger See und in den Loisach-Kochelsee-Mooren in Oberbayern entdeckt (Niederbichler und Guggemoos, pers. Mitt.). Das Ampermoos im Norden des Ammersees stellt den Hauptschlafplatz, an dem im Laufe der systematischen Zählungen ungewöhnlich hohe Konzentrationen festgestellt wurden, vergleichbar den Zahlen im baden-württembergischen Federsee-Gebiet (vgl. Einstein 2000).

Diese Arbeit gibt die Entwicklung des Winterbestandes der Kornweihe im Ampermoos und in der Region um den Ammersee (Fünfseenland) wieder. Verhalten und Zugeschehen werden anhand der Beobachtungen am Hauptschlafplatz in den Jahren 2001/02 bis 2008/09 beschrieben. Die Bedeutung und die Gefährdung des Schlafplatzes im Ampermoos werden diskutiert.

## Untersuchungsgebiet

Der Ammersee hat eine Fläche von 46,6 km<sup>2</sup> und liegt jeweils 30 km nördlich der Alpen und südwestlich von München in Oberbayern (Abb. 1 und 2, Topographische Karte 1:50.000 © Bayerische Vermessungsverwaltung, 51/11). Im Süden fließt die Ammer aus den Alpen kommend in den See, wo das mitgeführte Geschiebe im Ammerdelta große Verlandungszonen bildet. Weitläufige Schilfbestände und Streuwiesen mit einzelnen Weiden-, Birken- und Erlengruppen bestimmen das Bild im Ampermoos. Eine Fläche von 499 ha des Ammerdeltas ist durch das NSG Vogelfreistätte Ammersee Südufer geschützt, in dessen Mitte ein Teil der Ammerwiesen liegt. Zwischen diesen und der Ortschaft Raisting liegen die Raistingener Wiesen außerhalb des NSG.

Im Norden des Sees, abgetrennt durch die A96, liegt das NSG Ampermoos (550 ha), durch das die Amper in Richtung Isar aus dem See fließt. Durch Entwässerung und Überdüngung ist das Niedermoor stark geschädigt und verarmt mehr und mehr. Die traditionelle Streuwiesenpflege wurde in den sechziger Jahren eingestellt. Der Aufwuchs von Fichten, Pappeln, Faulbaum und Weiden wird regelmäß-

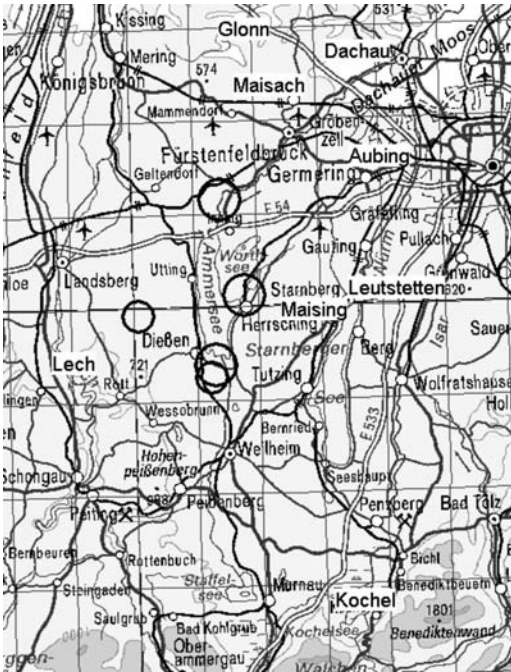


Abb. 1. Untersuchungsgebiet in den Landkreisen Fürstenfeldbruck, Landsberg, Weilheim und Starnberg in Oberbayern. – Study area in the districts Fürstenfeldbruck, Landsberg, Weilheim and Starnberg in Upper Bavaria.

entfernt. Neben der zunehmenden Verbuchung der Schilfflächen und Streuwiesen ist auch die Ausbreitung fremder Arten (Goldrute) ein wachsendes Problem. Um die weitere Austrocknung des Ampermoos zu stoppen, soll im Winter 2010/2011 eine Sohlschwelle bei Grafath gebaut werden, um den Wasserspiegel anzuheben (Mitteilung LBV Starnberg). Für das NSG gilt ein Betretungsverbot vom 1. März bis 15. Juli.

Zwischen Ammersee und Pilsensee liegt das NSG Herrschinger Moos (109 ha). Die Vogelfreistätte Ammersee-Südufer und das Ampermoos sind Teil des RAMSAR-Gebietes Ammersee und als FFH- und SPA-Gebiet gemeldet.

Die Ebene – 540 m NN bei Dießen im Süden und 532 m NN bei Stegen im Norden – wird von den eiszeitlichen Seitenmoränen eingefasst. Auf der Ost- und Westseite erheben sich die Hänge bis über 700 m NN.

Südöstlich des Ammersees liegt der etwas größere Starnberger See, ebenfalls RAMSAR-, FFH- und SPA-Gebiet. Die Würm entwässert diesen nach Norden in das Leutstettener Moos.



Abb. 2. Ammerseegebiet mit Schlafplätzen. Großer Kreis = ständiger Schlafplatz, kleiner Kreis = zeitlich begrenzt genutzter Schlafplatz. – Region of Lake Ammersee with roost sites. Big circle = permanent roost site, small circle = temporary used roost site.

Die Region zwischen den beiden großen Seen – mit den dazwischen liegenden, kleineren Pilsen-, Wörth- und Weßlinger See – bildet das Fünfseenland. Westlich des Ammersees, zwischen den Ortschaften Finning und Obermühlhausen, liegt der Windachspeicher.

Daneben gibt es in der weitläufigen Moränenlandschaft eine große Anzahl kleinerer Seen, Weiher, Hoch- (Filze) und Niedermoore (Moos), in Richtung Alpen schließen sich eine Reihe größerer Seen an (Oster-, Staffel-, Rieg-, Kochel- und Walchensee).

**Klima.** Durch die Wärmespeicherung des Wassers ist das Klima in der Ebene um einiges ausgeglichener als an den Hängen der Umge-

bung. Im Herbst und Winter mildern Nebel die Fröste. So bleibt es in der Ebene oft den ganzen Winter schneefrei, während sich an den Hängen ab einer Höhe von 600 – 650 m NN schon eine geschlossene Schneedecke bildet.

Im Untersuchungszeitraum gab es einen extrem schneereichen Winter mit geschlossener Schneedecke bis in die Ebene vom 19.11.2005 – 15.3.2006. Winter mit mehr oder weniger Schnee waren 2002/03, 2004/05 und 2008/09. Dazwischen gab es ungewöhnlich milde Winter 2003/04, 2006/07 und 2007/08.

**Nagerzyklen.** Ein Extremhochwasser im Mai 1999 und großräumige Überschwemmungen im August 2005 löschten die Nagerbestände in den Ebenen nahezu vollständig aus. Gradationen gab es 2002, (im Frühjahr) 2005 und 2007 (U. Wink, pers. Mitt. und eig. Beobachtung).

### Schlafplatzhabitat

Alle bisher im Ammerseegebiet gefundenen Schlafplätze (SP) befinden sich am Boden in mehr oder weniger ausgedehnten Schilfbeständen, Schneidried und ungemähten Streuwiesen mit eingestreuten Erlen, Weiden und Faulbaumbüschen.

**SP1 Ampermoos.** Der Hauptschlafplatz in einem nicht gemähten Bereich auf der Westseite der Amper ist etwa 10 ha groß und liegt zu 2/3 im lockeren Schilf mit Schneidried-Unterwuchs und zu 1/3 im Schneidried *Cladium mariscus*, welches den Schilfgürtel umgibt.

Während die Schlafstellen im Schilf relativ weit verstreut sind, liegen sie im Schneidried zwischen 0,5 und 3 m auseinander. Bei Störungen weichen die Kornweihen von der bevorzugten Stelle gut 400 m südlich ins Schilf aus, neuerdings auch auf die Ostseite der Amper. Einzelne Weiden, Erlen und Strauchweiden stehen in den Streuwiesen am Rande des Schlafbereichs, vereinzelte Pappelreihen säumen die Ufer der Amper.

**SP2 Ammerwiesen.** Der Schlafplatzbereich liegt in Seggen-Schilfröhricht im NSG Vogelweistätte Ammersee-Südufer. Die von der Schutzgemeinschaft Ammersee-Süd als Streuwiesen gemähten Bereiche variieren teilweise jährlich, sodass sich auch der von Kornweihen als SP genutzte Bereich verschieben kann. Hat

in den letzten Jahren stark an Bedeutung verloren.

**SP3 Herrschinger Moos.** Im NSG Herrschinger Moos werden nur relativ kleine Bereiche durch Streuwiesenmahd gepflegt. Die als SP genutzten Flächen liegen in der Schilf- und Streuwiesenvegetation in ungemähten Bereichen des NSG (E. Ott mündl.).

**SP4 Raistingener Wiesen.** Der SP (6 ha) lag in den ungemähten Streuwiesen und bestand nur im Winter 2002/03. Die Vegetation war etwa 0,5 bis 1 m hoch. Nach der Mahd blieben nur 2-3 m breite Streifen stehen, der Schlafplatz wurde aufgegeben (U. Wink mündl.).

## Material und Methode

### Datenerhebung

**Synchronzählungen.** Seit Februar 2002 wird von der Gebietsbetreuung des Ramsar-Gebietes Ammersee eine systematische Synchronzählung an den Schlafplätzen SP1-SP3 (SP4) koordiniert. Dabei wird der Schlafplatzeinflug vom frühen Nachmittag bis zum Einbruch der Dunkelheit erfasst. Die Synchronzählungen erfolgen im vierwöchigen Abstand zur Monatsmitte von Oktober bis April. Haupt-Zähler der 64 Synchronzählungen in den Jahren 2002–2009 waren: Christian Fackelmann, Susanne Hoffmann, Christian Niederbichler (Ampermoos), Ernst Ott (Herrschinger Moos), Josef Willy, Franz Wimmer, Ursula Wink (Ammerwiesen und Raistingener Wiesen).

Im Leutstettner Moos wurde im Winter 2003/04 von Christian Niederbichler und Anette Saitner synchron gezählt, seit dem Winter 2006/07 zählte Peter Brützel in regelmäßigen Abständen, aber bislang unabhängig von den Schlafplätzen am Ammersee (Mitteilung RAMSAR-Büro). In den Loisach-Kochelsee-Mooren zählte Thomas Guggemoos im Winter 2003/04 synchron.

**Zusätzliche Zählungen.** Um die Besetzung des Haupt-Schlafplatzes im Ampermoos genauer zu verfolgen, wurden seit dem Winter 2002/2003 neben den Synchronzählungen zusätzliche Abend- und Morgenzählungen durch den Autor durchgeführt, beginnend im September bis Ende April. Die Verteilung der zusätzlichen Zähltermine richtete sich in erster Linie nach

der Wetterlage – so wurde im Anschluss an bzw. vor zu erwartenden Änderungen der Wetterlage gezählt.

Während des Haupt-Zuggeschehens und während der Anwesenheit einer größeren Anzahl Weihen wurde – sofern die Wetterlage (Nebel!) dies zuließ – auch an aufeinander folgenden Tagen gezählt, mindestens jedoch einmal pro Woche. Mit bis zu 10 Zählungen am Haupt-Schlafplatz zwischen zwei Synchronzählungen konnten die jährlichen Zugbewegungen der Kornweihen recht genau verfolgt werden. Parallel dazu fanden Beobachtungen in den Jagdgebieten der Umgebung statt, um stärker frequentierte Gebiete zu lokalisieren sowie Informationen zu Jagdverhalten und Beutetieren zu erhalten.

Wurden dabei besonders hohe Zahlen im Ampermoos festgestellt, dann wurden Zwischenzählungen an allen Schlafplätzen eingeschaltet, um Aufschluss über die Gesamtzahl der Überwinterer und Wechselbelegungen zu erhalten.

Bei den Zählungen wurde auf bestimmte Verhaltensmuster beim Ein- und Ausflug in Abhängigkeit zur Wetterlage sowie Interaktionen mit anderen Vogel- bzw. Tierarten geachtet und Störungen durch menschliche Aktivitäten notiert.

Die Distanz zwischen Beobachtungsplatz und Schlafplatz, der Aus- und Einflug einer großen Anzahl Vögel bei bereits/oder noch unzureichendem Tageslicht, das regelmäßige Durcheinanderfliegen und die schiere Masse ließen eine systematische Unterscheidung von adulten Weibchen und Jungvögeln nicht zu. Es wurde daher lediglich zwischen adulten Männchen und weibchenfarbenen Vögeln unterschieden. War bei fortgeschrittener Dämmerung eine Unterscheidung nicht möglich, wurden die Vögel als „unbestimmt“ erfasst.

Im Durchschnitt waren 2,5–3 Stunden nötig, um den Einflug zu erfassen, während der morgendliche Ausflug in knapp 1,5 Stunden abzudecken war. Insgesamt summiert sich die allein im Ampermoos und umliegenden Jagdgebieten seit dem Winter 2001/02 bis 2008/2009 für die Kornweihen-Beobachtung aufgewendete Zeit auf 475,5 Stunden an 200 Tagen. Rund 83% der Beobachtungszeit entfallen dabei auf Beobachtungen am Schlafplatz. Tatsächlich erfolgten noch weitere Zählversuche am Morgen, bei denen jedoch schlechte Sichtverhältnisse die Erfas-

sung aller Vögel unmöglich machte. Hierbei gewonnene Zahlen wurden nicht in die Tabellen und Diagramme aufgenommen. An den weiteren Schlafplätzen summiert sich die Beobachtungszeit im selben Zeitraum auf 300 Stunden. Bedingt durch Witterung, Krankheit und aus beruflichen Gründen wurden die Zählungen im Ampermoos im Winter 2008/2009 um 40% reduziert, während an einigen Zählterminen nur an 1–2 Schlafplätzen gezählt werden konnte.

Um Hinweise auf weitere Schlafplätze und typische Jagdgebiete zu erhalten, wurden zudem für die Überwinterung günstig erscheinende Gebiete in der weiteren Umgebung des Ammersees gesucht und von Zeit zu Zeit kontrolliert.

## Ergebnisse

### Entwicklung der Schlafplätze

Aus den Wintern 1968/69 bis 1973/74 liegen nur wenige Beobachtungen einzelner Exemplare aus dem Ammerseegebiet vor. Die regelmäßigen Beobachtungen von bis zu 5 Ind. von Oktober bis Ende April ab dem Winter 1974/1975 lassen auf ein Überwintern einer kleinen Anzahl von Kornweihen am Ammersee bereits zu diesem Zeitpunkt schließen. Lediglich eine Beobachtung von Anfang Dezember 1981 mit 11 Ind. südlich des Sees fällt bis Ende 1987 aus dem Rahmen.

Einen Überblick über die Bestandsentwicklung und das jahreszeitliche Vorkommen der Kornweihe im gesamten Ammerseegebiet ab 1988 gibt Tab. 1, in welcher die festgestellten Monatsmaxima bis 2009 eingefügt sind (nach Daten der OAG Ammerseegebiet: J. Strehlow 1997–2009, monatliche Tabellen und Rundbriefe; 1988–2009, jährliche Rundbriefe für das Ammersee-Gebiet Nr. 12–33, unveröffentlicht).

Im Januar 1988 wurde im Norden des Sees (Ampermoos) der erste Schlafplatz (**SP1**) im Ammerseegebiet von Ludwig Wörl und Eberhard Andrä entdeckt. Aus diesem Gebiet lagen seit 1969/70 lediglich unregelmäßige Winterbeobachtungen von max. 3 Ind. vor. Bei mehreren Zählungen am Morgen oder beim abendlichen Einflug wurden Ende Januar 1988 31(6,25) und im Februar 27(6,21) nächtigende Kornweihen gezählt (Wörl in Strehlow 1992).

Danach stieg die Zahl der Beobachtungen im Ampermoos rasant an, was sicherlich auch mit der gesteigerten Aufmerksamkeit der Beob-

**Tab. 1.** Jahreszeitliches Vorkommen der Kornweihe im gesamten Ammerseegebiet seit der Entdeckung des ersten Schlafplatzes anhand der festgestellten Monatsmaxima (Beobachtungsdaten zusammengestellt von J. Strehlow). ← Beginn der Synchronzählungen. – *Seasonal distribution of the Hen Harrier in the region of the lake Ammersee since the discovery of the first roost shown with the monthly maximum numbers (observations listed by J. Strehlow).* ← Start of the synchronous counts.

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Schlafplatzfunde:
1988	34	31	3	1						4	5	1	SP1
1989	9	7	7	6					1	9	18	17	
1990	8	13	4	1						3	13	3	
1991	1	4	17	3						12	9	3	
1992	3	4	3	2	1				1	11	28	18	SP2
1993	37	16	12	8						10	13	5	
1994	7	7	13	3						5	7	8	
1995	2	5	7	5						15	14	3	
1996	1	4	15	3	1			1	1	4	6	3	
1997	1	4	6							2	2	9	
1998	6	10	2	4					3	3	6	13	
1999	21	4	14	2						5	16	1	SP3
2000	7	4	3	3					4	3	11	10	
2001	2	5	7	1						7	37	59	SP4
2002	12	54	38	15					1	43	73	87	←
2003	20	1	33	5					2	24	36	21	
2004	9	29	31	4				1		13	49	78	
2005	38	2	16	11						14	45	12	
2006	31	18	10	1	1					3	17	31	
2007	48	51	38	7					2	16	60	119	
2008	66	9	19	4					1	14	20	13	
2009	13	13	5	6		1				2	19	33	

achter zusammenhängt. Die Anzahl der Vögel blieb jedoch relativ niedrig (unter 20 Ind.), da keine gezielten und regelmäßigen Zählungen am Schlafplatz stattfanden, bei denen der gesamte Einflugs- bzw. Ausflugszeitraum abgedeckt wurde. Es handelte sich zumeist um Ansammlungen von Kornweihen, die in den umliegenden Streuwiesen beobachtet wurden.

Der zweite Schlafplatz am Süden des Sees in den Ammerwiesen (SP2) wurde im Winter 1992/93 gefunden, und es wurden folgende Monatsmaxima von Oktober bis April festgestellt: 11, 24, 16, 27, 14, 8 und 6. Dieser Schlafplatz liegt knapp 20 km von SP1 entfernt. Auch aus dem Einzugsbereich dieses Schlafplatzes stieg anschließend die Anzahl der Beobachtungen an. Weitere gezielte und regelmäßige Zählungen fanden aber bis zum Beginn der Synchronzählungen auch hier nicht statt.

In den darauf folgenden Jahren wurden weitere, teils nur zeitweise und von einer kleinen Anzahl Kornweihen genutzte Schlafplätze gefunden:

- ab Winter 1999/2000 im Herrschinger Moos (SP3) – regelmäßiger Schlafplatz;
- Winter 2002/2003 in den Raistingener Wiesen (SP4) – nur in diesem Winter genutzt, da im Herbst nicht gemäht wurde;
- ab Winter 2003/2004 im Leutstettener Moos am Nordende des Starnberger Sees – regelmäßiger Schlafplatz.

Die Wiesen oberhalb des Windachspeichers (Entfernung zum Ammersee 6,5 km) wurden Anfang November 2002 als Schlafplatz genutzt. Eine Zählung am 01.11.2002 durch Josef Willy brachte drei, am 06.11.2002 vier (1,3) Kornweihen. Bei zwei weiteren Zählungen bis zur Monatsmitte wurden dann keine Weihen mehr festgestellt (Mitteilung Gebietsbetreuung Ammer-



see). Daneben gibt es vom Maisinger See – 7,5 km vom Ammersee entfernt – starke Hinweise auf einen weiteren (regelmäßig oder unregelmäßig genutzten?) Schlafplatz. Sporadische Zählungen brachten bislang nur Nullergebnisse.

Weiterhin existiert seit mindestens 2003/2004 ein Schlafplatz im Loisach-Kochelsee-Moor (Entfernung zum Ammersee 33 km). Regelmäßige Zählungen in diesem Winter brach-

ten ein Tagesmaximum von 17 Kornweihen (Guggemoos, pers. Mitt.).

### Jahreszeitliches Vorkommen und Bestandsentwicklung

**Sommermonate (Mai bis September).** Seit dem Beginn der Aufzeichnungen durch J. Strehlow im Jahre 1968 bis zum Jahr 2009 liegen lediglich fünf Beobachtungen einzelner Exemplare im

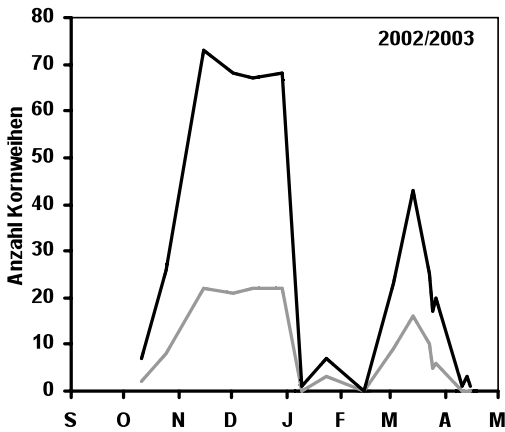


Abb. 3. Anzahl der Kornweihen am Schlafplatz Ampermoos im Jahresverlauf 2002/2003. Hellgraue Linie = Männchen, schwarze Linie = Gesamtbestand. – Number of Hen Harriers at roost Ampermoos through the season 2002/2003. Light gray = males, black = Total number.

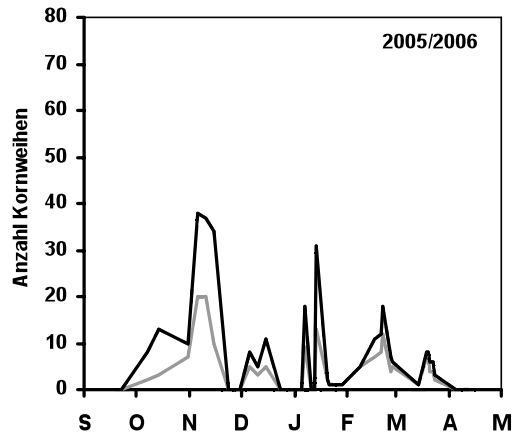


Abb. 4. Anzahl der Kornweihen am Schlafplatz Ampermoos im Jahresverlauf 2005/2006 (Linienfarben s. Abb. 3). – Number of Hen Harriers at roost Ampermoos through the season 2005/2006 (line colours see Fig. 3).

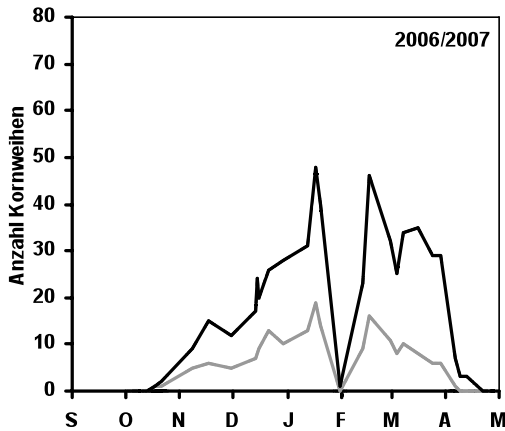


Abb. 5. Anzahl der Kornweihen am Schlafplatz Ampermoos im Jahresverlauf 2006/2007 (Linienfarben s. Abb. 3). – Number of Hen Harriers at roost Ampermoos through the season 2006/2007 (line colours see Fig. 3).

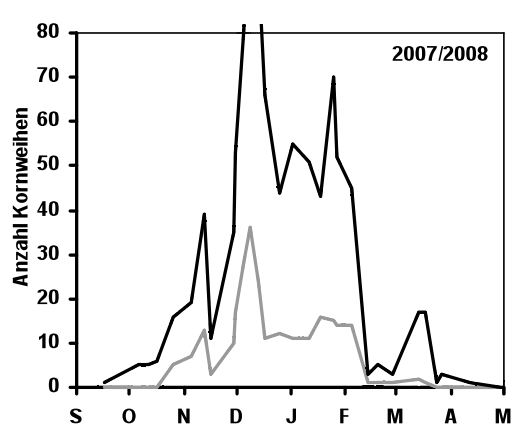


Abb. 6. Anzahl der Kornweihen am Schlafplatz Ampermoos im Jahresverlauf 2007/2008 (Linienfarben s. Abb. 3). Das Maximum im Dezember 2007 lag bei 110 Individuen. – Number of Hen Harriers at roost Ampermoos through the season 2007/2008 (line colours see Fig. 3). The maximum in december 2007 was 110 individuals.

**Tab. 2.** Maximale Tagessummen der Kornweihe für das Ammerseegebiet und die einzelnen Schlafplätze, mit Monatsangabe, Erst- und Letztbeobachtung und Zusammenhang mit Witterung und Nagerbeständen. Daneben Synchron-Daten bzw. Tagessummen der nächstgelegenen Schlafplätze.

--- Kein Schlafplatz, ?? Keine Zählung, ( ) Zahlen nicht synchron festgestellt.

\* Beginn der Synchronzählungen am 15.02.2002.

\*\* Am 25. Juni noch ein Weibchen am Südende (Obere Filze von E. Witting und E. Stöver, in Strehlow 2009, Rundbrief).

– *Maximum daily numbers of the Hen Harrier for the region of the lake Ammersee and for each roost, with month, date of first and last sighting and in relation to weather and rodent population. Synchronous established data respectively daily maximum numbers from the nearest roosts are also given.*

--- No roost, ?? No count, ( ) numbers not from synchronous counts.

\* Start of the synchronous counts on 15.02.2002.

\*\* On the 25. June a female observed south of Lake Ammersee.

Winter	2001/ 2002*	2002/ 2003	2003/ 2004	2004/ 2005	2005/ 2006	2006/ 2007	2007/ 2008	2008/ 2009
<b>Erst- und Letztbeobachtung</b>	03.10.- 14.04.	20.09.- 29.04.	27.09.- 16.04.	01.10.- 27.04.	04.10.- 14.05.	08.10.- 17.04.	17.09.- 20.04.	08.09.- 17.04.**
<b>Ammerseegebiet SP1-SP4</b>	47 II	87 XII	49 XII	78 XII	45 XI	54 II	119 XII	17 XII
<b>SP1 Ampermoos</b>	36 II	51 XI	31 II	64 XII	38 XI	48 I	110 XII	17 XII
<b>SP2 Ammerwiesen</b>	6 III	17 XII	13 X	7 XI	4 XI	2 III	3 X, XI, XII	2 X, XI
<b>SP3 Herrschinger Moos</b>	11 II	13 XII	17 XII	7 XII, I	4 XI	10 I	12 XII	6 XI
<b>SP4 Raistingener Wiesen</b>	---	13 XI, XII	---	---	---	---	---	---
Leutstettener Moos	??	??	5 XII	??	??	(7) XII	(7) I	(4) XI
Loisach-Kochelsee- Moor	??	??	17 XII	??	??	??	??	??

Sommer (Juni, August) vor. Daneben gibt es für diesen Zeitraum sechs Beobachtungen von Einzelvögeln im Mai und vierzehn Einzelbeobachtungen (10 x 1 Ind., 3 x 2 Ind. und 1 x 4 Ind.) im September, alle im Ampermoos oder im Ammermoos.

**Winterhalbjahr (Oktober bis April).** Ab Oktober steigen die Zahlen stark an und erreichen den Höchststand in der Regel zwischen Anfang November und Ende Dezember (Tab. 1 und 2).

Für die folgenden Auswertungen zum zeitlichen Verlauf der Schlafplatzbesetzung während der Wintermonate wurden lediglich die Daten

der Synchronzählungen sowie die Zählergebnisse und Beobachtungen der Kornweihen am Hauptschlafplatz im Ampermoos – stellvertretend für das gesamte Ammerseegebiet herangezogen.

Den „typischen“ – auch von anderen Schlafplätzen bekannten – Verlauf des Kornweihen-Einflugs zeigen Abb. 3 (Jahresverlauf 2002/03) und Abb. 6 (2007/08) mit Durchzugsspitzen im November/Dezember, Einbrüche bei Schnee und Rückzugbewegungen ab Februar. Aus dem Rahmen fällt der Verlauf im Winter 2006/2007 (Abb. 5), in welchem sich der Einflug stark nach hinten verschob.

Die Präsenz der Kornweihen ist abhängig von der Witterung: Bei mehrtägiger geschlossener Schneelage wandern die Vögel ab. Einzelne Weibchen bilden in der Regel das Schlusslicht.

In den Diagrammen sind Kälteeinbrüche und Schneeperioden gut zu erkennen: Der strenge Winter 2005/06 sorgte für ein ständiges Auf und Ab der Zahlen (Abb. 4), während der darauf folgende milde Winter mit lediglich zwei kurzen Kälteeinbrüchen aufwartet (Abb. 5).

Die Höchststände des Rückzugs werden zwischen Mitte Februar und Ende März erreicht. Die letzten Männchen ziehen bis Anfang April weg, während der Rückzug der Weibchenfarbenen sich bis Ende April hinziehen kann. Dies deckt sich mit den Feststellungen vom Federsee (Einstein 2000).

Dagegen konnte das am Federsee im Beobachtungszeitraum von 1975/76 bis 1990/91 im vierjährigen Turnus festgestellte Bestandstief in den acht Wintern nicht bestätigt werden. Auch lässt sich die Höhe der Kornweihen-Zahlen nicht mit der Strenge des Winters in Verbindung bringen. Um hierzu Rückschlüsse zu ziehen, müsste man die Zahlen an den Schlafplätzen im gesamten Überwinterungsgebiet langfristig synchron feststellen und vergleichen.

Interessant ist der Winter 2007/2008. Während einer Zwischenzählung an drei Schlafplätzen (SP1-SP3) am 09.12.2007 wurden insgesamt 119 Vögel festgestellt, davon 110 Ind. im Ampermoos, 9 Ind. im Herrschinger Moos, keine in den Ammerwiesen (Tab. 2). Dies ist die bisher höchste Tagessumme im Ammerseegebiet. Im selben Winter wurde die Höchstzahl im Herrschinger Moos am 27.12.2007 mit 12 Ind. erreicht. In den Ammerwiesen wurden Mitte Oktober und Ende November bis Anfang Dezember 2007 nur drei Ind. festgestellt, danach keine mehr. Am Maisingener See fanden keine Zählungen statt. Im Leutstettener Moos erfolgte eine Negativkontrolle im Oktober. Danach wurden von Anfang November 2007 bis Ende März 2008 bei neun Zählungen – mit einer Ausnahme (Schneedecke am 22.11.2007) – zwischen drei und sieben Kornweihen festgestellt. Zusammenfassend kann man folgern, dass der tatsächliche Bestand im Fünfseenland im Dezember 2007 auf 120-130 Individuen veranschlagt werden kann, obwohl die Zähltermine auf verschiedene Tage fielen.

Der Winter 2008/2009 brachte die niedrigen Tagessummen im Zeitraum der Synchron-

zählungen, auch als Folge der reduzierten Zählungen. Die Höchstzahl des Winters wurde im Ampermoos zwischen den regulären Zählterminen im November und Dezember 2008 festgestellt. In diesen Zeitraum fallen auch die Höchststände an den anderen Schlafplätzen. Der tatsächlich anwesende Bestand dürfte sich somit auf rund 30 Ind. belaufen.

### Mauser

Mehrfach konnten bei den Zählungen im Ampermoos weibchenfarbene Vögel mit Lücken im Großgefieder beobachtet werden:

- am 26.04.2005 bei 1 Ind. Lücken in der rechten Schwinge etwa bei HS7/8 und in der linken Schwinge etwa bei AS10.
- am 10.12.2007 und 14.12.2007 jeweils dasselbe Ind. mit fehlenden HS6-8!
- am 05.02.2008 bei sechs von insgesamt 45 (14,31) ausfliegenden Weihen Lücken in den äußeren HS, bei einem Vogel zusätzlich im Stoß.
- am 17.03.2008 bei 2 Ind. Lücken in der Stoßmitte.

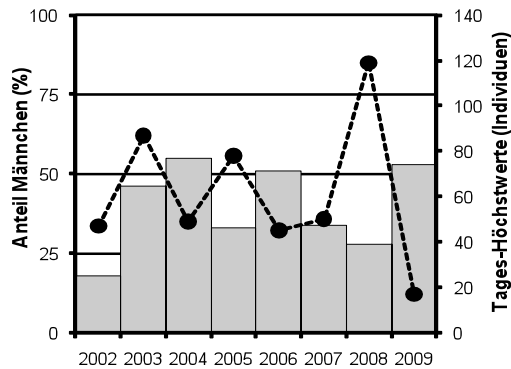
Auch Watson (1977) und Tiede (1986) erwähnen je ein Weibchen mit Lücken im Stoß bzw. in der Handschwinge. Offensichtlich schließen nicht alle Kornweihen im Sommerhalbjahr eine komplette Großgefiedermauser ab. Bei anderen mittelgroßen Greifvögeln (Bussarde, Milane) ist es sogar die Regel, dass die äußersten Handschwinge bis zur nächsten Mauser stehen bleiben oder im Überwinterungsgebiet erneuert werden (Forsman 1999, eigene Beob.).

### Anteil adulter Männchen

Der Anteil adulter Männchen ist für die Winter 2001/02 bis 2008/09 in Abb. 7 wiedergegeben.

Winter mit relativ hohen Gesamtzahlen und gleichzeitig niedrigem Männchen-Anteil, wie z.B. 2001/02, 2004/05, 2006/07 und besonders 2007/08, geben möglicherweise Hinweise auf eine gute vorangegangene Brutsaison (Helbig et al. 1992). Konkrete Aussagen sind jedoch nur im überregionalen Vergleich der Zahlen aus den Überwinterungsgebieten möglich.

In diesem Zusammenhang, aber auch um die allgemeine Populationsentwicklung und Populationschwankungen zu überwachen, wäre es für die Zukunft lohnenswert, Synchronzählungen nicht nur lokal sondern so großflächig wie möglich durchzuführen.



**Abb. 7.** Prozentualer Anteil der Männchen in den Wintern 2001/02 bis 2008/09 (grau) und Tages-Höchststände des jeweiligen Winters (Punkte) während der Synchronzählungen im Ammerseegebiet. – *Percentage of males in the seasons 2001/2002 to 2008/2009 (gray) and highest daily sums of each winter (points) in the period of synchronous counts in the region of the lake Ammersee.*

### Winterfluchtbewegungen

Die längste Abwesenheit der Weihen am Schlafplatz Ampermoos wurde während eines Spätwintereinbruchs mit durchschnittlich 15 cm geschlossener Schneedecke vom 13. Februar bis 13. März 2005 verzeichnet:

Von den Anfang Dezember 2004 anwesenden 64 Exemplaren sank der Bestand mit Beginn der Schneefälle am 20. Dezember auf drei weibchenfarbene Vögel, um während der einsetzenden Tauperiode bis Mitte Januar wieder auf 31 Exemplare anzusteigen. Nach ungewöhnlich mildem Wetter folgte in der letzten Januar-Dekade 2005 eine Kältewelle mit Schnee und Frost bis ins Flachland. In der Folge verschwanden die Weihen wiederum – am 31. Januar konnten noch 3 Exemplare (1,2) an SP1 festgestellt werden, danach mit einer Ausnahme bis zum 13. März keine mehr. Lediglich am 11. Februar nutzte ein einzelnes Männchen den Schlafplatz für mindestens eine Übernachtung. Ungewöhnlich ist der Verlauf der Kornweihen-Zahlen am SP1 im „Extremwinter“ 2005/06 – bezogen auf die vorangegangenen Jahrzehnte – mit Rekordschneehöhen. Die Höchstzahl des Winters wird mit 38 Exemplaren am 07. November festgestellt (Abb. 4). Mit dem Einsetzen der Schneefälle ziehen die Vögel zwischen dem 17. und 24. November (5 cm Schnee) vollständig ab, um kurz darauf zum Teil wieder zu erscheinen. Jeder weitere der teils heftigen Schneefälle

ist in Abb. 4 gut zu erkennen. Zählungen an mehreren aufeinander folgenden Tagen (auch in anderen Wintern) ergaben, dass die Vögel praktisch von einem Tag auf den anderen fast geschlossen abzogen (und zurückkehrten). Das sofortige Wiedererscheinen und die ähnliche Geschlechterverteilung machen es sehr wahrscheinlich, dass es sich bei den Rückkehrern um die kurz vorher weggezogenen Vögel handelt. Daneben zeigt es auch, wie wichtig die traditionellen Schlafplätze für die Kornweihe sind und umgekehrt, dass es sich bei den in der Fehlzeit aufgesuchten Plätzen wirklich nur um Ausweich-Schlafplätze und -Jagdgründe handelt.

Der außerordentlich milde Winter 2006/07 sorgte ebenfalls für einen ungewöhnlichen Verlauf des Kornweihen-Einflugs (Abb. 5). Im Vergleich zu den Vorjahren (Fackelmann 2004-2006, unveröffentlicht) verschob sich die Ankunft der Weihen um gut zwei Wochen nach hinten. Bis zum letzten Januar-Drittel 2007 stieg die Zahl der nächtigenden Kornweihen kontinuierlich an und erreichte erst vor dem kurzen Gastspiel des Winters am 18. Januar mit 48 Exemplaren den höchsten Stand. Gut zu sehen ist das plötzliche Ansteigen der Zahlen kurz vor dem einwöchigen Kälteeinbruch – hier handelt es sich sehr wahrscheinlich um aus dem Norden nachrückende Vögel.

Nach dem kurzzeitigen Abzug der Weihen wurden am 16. Februar wieder 46 Exemplare gezählt, wobei die übereinstimmende Verteilung zwischen Männchen und weibchenfarbenen Vögeln auch hier darauf schließen lässt, dass es sich um dieselben Vögel handelte. Dem zweiten kleinen Wintereinbruch Mitte März (2007) mit lokalen Schnee- und Schneeregenfällen wichen nur einige Vögel aus. Gleichzeitig setzte auch der Rückzug ein, der bis Mitte April anhielt und sich somit, wie die Ankunft, im Vergleich zu den Vorjahren um zwei Wochen nach hinten verschob.

### Ein- und Ausflug und Verhalten am Schlafplatz (SP1)

Der Einflug ins Schlafplatzgebiet zieht sich bis zu drei Stunden und mehr hin. Bereits am frühen Nachmittag finden sich die ersten Vögel in der Umgebung des Schlafplatzes ein und segeln auf der Suche nach Beute über das Schilf oder die umliegenden Weiden und Felder oder landen in den an den Schlafplatz angrenzenden gemähten Streuwiesen. Der Großteil der Wei-



**Foto 1.** Schlafplatz der Kornweihe *Circus cyaneus* im Ampermoos und Schlafstelle mit Gewöllern. – Roost site of the Hen Harrier at Lake Ammersee and sleeping place with pellets. Foto: C. Fackelmann 2008

hen fliegt jedoch wesentlich später – einzeln oder in Trupps von bis zu vier Vögeln – ein, einige erst im letzten Licht.

Die vor Sonnenuntergang eintreffenden Vögel fliegen in der Regel tief und nehmen dabei jede Gelegenheit zum Beutemachen wahr. Bevor sie sich plötzlich in die Vegetation „fallen lassen“, zieht die Mehrzahl der Vögel mehrere Schleifen über dem engeren Bereich des Schlafplatzes. Später eintreffende Exemplare dagegen fliegen höher und zielstrebig her an und gehen meist direkt herunter. Diese Beobachtungen stimmen mit denen von Andris et al. (1970) überein. Zieht ein Gewitter auf, kommen dagegen alle Weihen auffallend tief herein.

Die große Mehrzahl der Vögel fliegt im Ampermoos aus Süden (Streuwiesen) oder der Feldflur im Westen heran, nur wenige Vögel kommen über die ausgedehnten Waldungen aus Osten oder Norden an.

Der Ausflug am Morgen beginnt im Durchschnitt 25 Minuten vor Sonnenaufgang ( $n = 51$  Zählungen) und dauert durchschnittlich 36 Minuten ( $n = 48$ ). Bei klarem Wetter starten die Vögel früher als bei Nebel oder Regen. Der Aus-

flug während der Höchststände im Winter 2007/08 (jeweils 80, 110, 95, 66 und 70 Ind.) begann bereits 40 Minuten vor Sonnenaufgang



**Foto 2.** Kornweihen-Männchen am Sammelplatz in der Streuwiese vor dem Schlafplatz. – Male Hen Harrier at the meeting place in the litter meadow in front of the roost site. Foto: C. Fackelmann 2006

und dauerte rund eine Stunde. Der längste bisher festgestellte Ausflug fand am 05.02.2008 statt und dauerte 197 Minuten!

Sofort nach dem Auffliegen versuchen die Vögel durch aktiven Ruderflug oder, nach Sonnenaufgang, kurz kreisend an Höhe zu gewinnen und ziehen dann zumeist zügig und zielstrebig in ihre Jagdgebiete. Ergänzende Beobachtungen bei sehr dichtem Nebel ergaben einen – im Vergleich zu den Tagen davor – um eine Viertelstunde nach hinten verschobenem Ausflug.

85% der Vögel (n = 769) im Ampermoos fliegen nach S oder W in Richtung Greifenberg und Geltendorf ab, zu den höher gelegenen, ausgedehnten Weidegebieten. Die restlichen 15% fliegen zumeist nach N (Fürstenfelder Wald), selten nach O (Mauerner Wald) über die Waldgebiete ab. Diese beiden Richtungen werden zwar nur an wenigen Tagen – dann aber zumeist von einem Großteil der anwesenden Weihen – eingeschlagen.

Abweichungen vom typischen Ein- und Ausflughverhalten werden durch menschliche und tierische Störungen verursacht.

### **Nutzung der an den Schlafplatz angrenzenden Streuwiesen**

Ein Teil des Ampermoos wird von den ansässigen Bauern als Streuwiese gemäht (Vertragsnaturschutzprogramm), wobei der als Schlafplatz genutzte Bereich ausgespart wird. Vor allem die unmittelbar an den Schlafplatz angrenzenden, gemähten Streuwiesen werden von den Kornweihen praktisch täglich aufgesucht. Am beliebtesten sind Flächen, die möglichst weit von Wegen entfernt und nahe dem Schlafplatz sind. Die Wiesen bieten zum einen entsprechende vernässte Stellen zum Baden und zum anderen den nötigen Überblick über die Umgebung bei der anschließenden Gefiederpflege.

An fast allen Beobachtungstagen kann bis spät abends reger Flugverkehr zwischen den Streuwiesen und dem Schlafplatz beobachtet werden. Grundsätzlich können den ganzen Tag über Vögel in den Freiflächen angetroffen werden, da sie auch zum Jagdrevier der Weihen gehören.

Die gemähten Streuwiesen stellen ganz offensichtlich einen wichtigen Faktor im winterlichen Weihenbiotop dar. Werden allerdings zu große Bereiche gemäht und bleiben zu schmale Streifen Streuwiesenvegetation und Schilf ste-

hen, verlieren diese ihre Funktion als Schlafplatz (siehe Diskussion). Hierzu wären weitergehende Untersuchungen sinnvoll, um festzustellen, wie sich Veränderungen der Schlafplatzumgebung auf die Annahme desselben auswirkt und umgekehrt, wie man Schlafplätze für die Kornweihe attraktiver machen kann.

### **Jagdgebiete und Aktionsraum**

Die von den Kornweihen im Ammerseegebiet genutzten Jagdgebiete unterscheiden sich nicht von den in anderen Überwinterungsgebieten genutzten (Lissak 1995). Schmale Brachflächen mit ihren unzähligen Mäusegängen werden häufig frequentiert, daneben werden gezielt Schilf- und Grünlandflächen, Gräben, Weg- und Ackerränder abgeflogen.

Wie bereits ausgeführt, fliegen die im Ampermoos überwinternden Vögel zumeist in südlicher bis westlicher Richtung ab. Ein wichtiges Jagdgebiet sind die Hochflächen zwischen Ammersee und Lech. Jagende Weihen wurden am häufigsten zwischen Geltendorf und Greifenberg beobachtet, weiter im Südwesten bis Finning (15 km von SP1 und SP2 entfernt), im Norden im Bereich zwischen der Glonn, Dachau und Germering (15 km von SP1). Einige der Beobachtungen nördlich von Maisach deuten allerdings auf einen (Ausweich-)Schlafplatz in der Umgebung des Fußbergmoos oder an der Glonn. Interessanterweise fand in dieser Gegend 1998 nach fast einem halben Jahrhundert erstmals wieder eine (erfolgreiche) Brut in Bayern statt (Avifaunistik in Bayern 1[1]: 2004). Der Einzugsbereich von SP1 beträgt also mindestens 15 Kilometer. Dies deckt sich mit den Feststellungen am Ammersee-Süden (U. Wink, pers. Mitt.) und an anderen Schlafplätzen (Andris, Saumer & Trillmich 1971, Wassenich 1968).

Neue Erkenntnisse bezüglich der Jagdgebiete könnten sich ergeben, wenn festgestellt wird, wohin die Masse der Weihen bei Schnee im Flachland zieht.

### **Beutetiere und Jagdverhalten**

Die Beobachtungen jagender Kornweihen lassen darauf schließen, dass sich die Winternahrung im Ammerseegebiet nicht von der in anderen Überwinterungsgebieten unterscheidet (Wassenich 1968, Henschel 1987, Ottens 1999) und Feldmäuse die Hauptnahrung bilden. Die Zahl der Überwinterer war in den Gradationsjahren 2002, 2004 und 2007 am höchsten (Tab. 2).

Einmalig wurde im Frühjahr 2008 eine kurze Teil-Kontrolle des Schlafplatzes unternommen. Die dabei eingesammelten Gewölle enthielten ausschließlich Mäusereste.

In Wintern mit geringer Mäusedichte stellen sich die Kornweihen auf Vögel und Maulwürfe um. Dann sind sie regelmäßig bei der Jagd auf die in den Äckern auf Futtersuche umherziehenden Vogelschwärme (Buch- und Bergfinken *Fringilla coelebs* und *F. montifringilla*, Goldammern *Emberiza citrinella*, Wacholderdrosseln *Turdus pilaris*) oder die sich im Schilf und Streuwiesen aufhaltenden Singvögel zu sehen. Mehrmals konnte am Schlafplatz die Jagd auf ebenfalls zur Übernachtung einfliegende Singvögel (u. a. Rohrammern *Emberiza schoeniclus*) beobachtet werden. Auch die in den Schilfstängeln nach Larven und Puppen suchenden Meisen dürften als Beute in Frage kommen.

### Störfaktoren und ihre Folgen

**Menschliche Störungen.** Vor allem mit der Fertigstellung eines Neubaugebietes 2007, rund 300 m vom Schlafplatz entfernt, stiegen die Störungen im Ampermoos stark an. Seitdem werden besonders die Streuwiesen und umliegenden Weiden am Schlafplatz als Hundeauslauf oder zum Spazierengehen benutzt. Genau auf diesen Flächen sammeln sich morgens und am Nachmittag die Weihen. Mehrfach wurden sogar im Schilf jagende Hunde beobachtet, begleitet von einer oder mehreren Personen.

Im März 2008 wurde – offensichtlich als Folge der anhaltenden Störungen – der Schlafplatzbereich weiter ausgedehnt und erstmals der Schilfbereich auf der Ostseite der Amper zum Übernachten genutzt. Dies erschwert die Zählungen, da die Vögel nun noch weiter von den Beobachtungsplätzen entfernt auffliegen bzw. landen.

**Tierische Störungen.** Seit dem Winter 2007/08 halten sich regelmäßig Wildschweine *Sus scrofa* im Schlafplatzbereich im Ampermoos auf. Dies zwang die Weihen den Schlafplatzbereich im Winter 2007 auszudehnen und auch einen, bis dahin nur unregelmäßig genutzten, 400 m südlich gelegenen Schilfbereich ständig zu nutzen und sorgt für ein ständiges Durcheinander beim Einflug. Mehrfach konnte beobachtet werden wie ankommende Kornweihen plötzlich kehrt machten und zielstrebig wieder wegflogen.

Das für die Übernachtung der Kornweihen recht gut geeignete Schilfgebiet am Maisinger See scheint durch permanente Anwesenheit von Wildschweinen als Schlafplatz verloren gegangen zu sein. Bereits seit etlichen Jahren gibt es starke Hinweise auf einen Schlafplatz, Kontrollen fanden jedoch nur unregelmäßig statt. Laut Auskunft des Jagdpächters hält sich seit mehreren Jahren eine starke Rotte im Schilf auf, so dass ein Schlafplatz zurzeit unwahrscheinlich ist, obwohl weiterhin Vögel während des Winters gesehen werden.

Daneben sorgen Dachse *Meles meles*, Steinmarder *Martes foina*, Hermeline *Mustela erminea* und vor allem Füchse *Vulpes vulpes* und viele streunende Katzen für Störungen und kommen gleichzeitig auch als potenzielle Prädatoren in Betracht. Auf Füchse, die am frühen Morgen in den Streuwiesen und im Schlafplatzbereich umher schnüren, fliegen die Weihen heftige Scheingriffe.

**Weitere Gefahren.** Direkt an den Schilfrand vor dem Schlafplatz grenzen Rinderweiden. Diese mussten laut Aussage des Landwirts vor einigen Jahren mittels Stacheldraht begrenzt werden, nachdem andere Umzäunungen (Elektrozäun) permanent zerstört wurden. Hierdurch ergibt sich vor allem für die am Schilfrand entlang jagenden Greifvögel und Eulen, aber auch für weitere anwesende, größere Vögel eine per-



Foto 3. Im Stacheldraht am Rande des Schlafplatzes Ampermoos verendeter Mäusebussard *Buteo buteo*. – Common Buzzard entangled in barbed wire at the roost in Ampermoos. Foto: C. Fackelmann 2006



**Foto 4.** Ausweichschlafplatz (Bildmitte) und Ausschnitt des Jagdgebietes zweier Kornweihen im Winter 2005/2006 in der Nähe der Aubinger Lohe. – *Substitute roost (middle) and part of the hunting area of two Hen Harriers in winter 2005/2006 near the Aubinger Lohe.*

Foto: C. Fackelmann 2006

manente Gefährdung. Am 20.01.2006 verfang sich ein juveniler Mäusebussard *Buteo buteo* am Rande des Kornweihen-Schlafplatzes mit einer Schwinge im Stacheldraht und verendete qualitativ (Foto 3).

**Einfluss von Greifvögeln und Krähen.** Über mehrere Versuche von Habichten, Kornweihen zu schlagen, berichtet Henschel (1987). In derselben Arbeit sind auch 13 Rupfungen erbeuteter Kornweihen aufgelistet. Kurz- und längerfristige Schlafplatzflucht der Weihen nach Habichts-Attacken sind mehrfach beschrieben worden (siehe z.B. Kropp & Münch 1979). Im Winter 2003/04 wurde eine juvenile Kornweihe am Südeinde des Ammersees von einem adulten Habichtweibchen geschlagen (B. Quinger, pers. Mitt.). Für im Untersuchungsgebiet nachgewie-

sene Prädation, beobachtete Attacken und Interaktionen s. Tab. 3.

## Diskussion

**Wohin ziehen die Vögel bei geschlossener Schneedecke?** Wohin die Kornweihen der Ammerseeregion in Perioden mit geschlossener Schneedecke ziehen ist bislang unbekannt. Die rasche Rückkehr beim Wegtauen des Schnees legt die Vermutung nahe, dass sie sich währenddessen nicht weit entfernen – d.h. keine Alpenüberquerung stattfindet. Ausweichmöglichkeiten gäbe es in die Bodenseeregion, nach Oberschwaben oder in die Oberrheinebene (Schuster et al. 1983, Hölzinger 1987, Einstein 2000).

Die Beobachtung zweier weibchenfarbener Vögel im Winter 2005/06 zeigt, dass zumindest

**Tab. 3.** Attacken von Prädatoren und beobachtete Interaktionen der Kornweihen mit anderen Vogelarten. – *Attacks of predators and observed interactions of Hen Harriers with other bird species.*

Art	Prädation nachgewiesen	Attacken beobachtet	Hassen auf Kornweihen beobachtet	Hassen durch Kornweihen beobachtet
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>	X	X		
Wanderfalke <i>Falco peregrinus</i>		X		X
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>			X	X
Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>				X
Sperber <i>Accipiter nisus</i>			X	X
Rabenkrähe <i>Corvus corone</i>			X	X



einige Vögel auch bei geschlossener Schneedecke die Region nicht verlassen:

Nach dem 14. Januar 2006 (Bestand 13 ♂18 ♀) verschwanden alle Weibchen vom Schlafplatz Ampermoos, von den Männchen blieb eines zurück. Erst am 17. Februar wurden abermals vier Weibchen festgestellt (Abb. 4). Die Schlafplätze SP2 und SP3 waren in diesem Zeitraum verwaist. Jedoch konnten ab dem 5. Februar bis zum 16. Februar zunächst eine, später dann sogar zwei weibchenfarbene Weihen bei der Jagd beobachtet werden. Sie jagten über einer 1 km<sup>2</sup> großen, offenen Fläche (Wiesen, Felder und Ödflächen) in der Nähe der Aubinger Lohe, knapp 20 km von SP1 entfernt. In der Abenddämmerung flogen die Vögel zu einem schmalen Altlichtenbestand und verschwanden über einem kleinen, eingesprengten Erlenbruch (Foto 4). Die genaue Schlafstelle konnte zwar nicht lokalisiert werden, alle Beobachtungen lassen jedoch auf das Einfallen in die lichte, ca. 12 m hohe Erlendickung mit Fichtenunterwuchs oder in die Altlichten schließen.

**Schlussfolgerungen für den Schutz der Kornweihen-Schlafplätze.** Die größte bisher belegte Schlafplatz-Gesellschaft in Bayern befand sich im 550 Hektar großen Ampermoos. Von allen Riedgebieten des Ammerseeraums weist es die größten Flächen an Schilfröhricht, Schneidriedflächen und schilffreien Großseggenrieden auf, die sich potenziell als Schlafplatz für die Kornweihe eignen. Südlich des Sees nahm die Anzahl der übernachtenden Kornweihen drastisch ab, als dort große Schilf-Flächen, die Jahre zuvor als Schlafplatz gedient hatten, ausgemäht wurden (vgl. Tab. 2). Als die Raistingener Wiesen 2002 wegen eines nassen Herbstes erst Mitte Dezember gemäht werden konnten, bildete sich dort vor der Mahd spontan ein Schlafplatz (U. Wink, mündl.).

Dies deutet darauf hin, wie wichtig große, zusammenhängende Schilf- und Streuwiesenflächen in der Nähe der Jagdgebiete für die überwinternden Kornweihen sind. Die aktuellen Mähkonzepte sind vorwiegend auf Wiesenbrüter abgestimmt. Es besteht ein Defizit an ausreichend großen ungemäht bleibenden Riedflächen. Eine Ursache für diese Entwicklung liegt in der derzeit gültigen Programmstruktur des Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms/ Erschwernisausgleich (VNP/EA), über welches die Streuwiesenpflege in Bayern geregelt wird.

Auch innerhalb von sehr großen Pflegeeinheiten (50 Hektar und mehr, sog. „Feldstücke“) gestattet dieses Programm maximal 2000 m<sup>2</sup> große Bracheinseln, die ganz offensichtlich den Ansprüchen der Kornweihe nicht ausreichend genügen. Für die kommende Programm-Förderperiode von 2013 bis 2019 muss daher dieses Programmdefizit behoben werden.

Für die Zukunft ist auf der Grundlage einer verbesserten Programmstruktur die Erarbeitung und die Umsetzung von Mähkonzepten notwendig, in welchem die Bedürfnisse der auf größere Bracheinseln angewiesenen Vogelarten stärker berücksichtigt werden (können). Die Kornweihe mit ihren Habitatansprüchen sollte in diesem Zusammenhang grundsätzlich in allen Riedgebieten, in welchen regelmäßig besetzte Schlafplätze existieren, bei Managementplanungen ganz explizit zu den zu berücksichtigenden Zielarten gehören!

Zurzeit erfüllt vor allem das Ampermoos (noch) die Voraussetzungen, welche die Kornweihen an einen langfristigen Massen-Schlafplatz stellen. Knapp 90% der im Ammerseegebiet übernachtenden Kornweihen nutzen mittlerweile diesen Schlafplatz. Durch die Kontinuität der Schlafplatzbesetzung und die Höhe der Kornweihen-Zahlen ist das Ampermoos der mit Abstand wichtigste Schlafplatz in Bayern. Neben dem Federseegebiet in Baden-Württemberg gehört das Fünfseenland zu den wichtigsten Überwinterungsregionen der Art in Mitteleuropa.

Sowohl die sich ausbreitenden Schwarzwildbestände als auch die Ausdehnung der Bebauung bis an die Schilfbestände heran und die damit einhergehende starke Beanspruchung durch Erholungssuchende und Hundehalter gefährden die Existenz der Schlafplätze in zunehmenden Maße. Daneben spielen Greifvögel wie z. B. der Habicht als Störquelle am Ammersee eine untergeordnete Rolle.

In den letzten Jahren zeigte sich, dass sich menschliche Störungen vor allem an den ersten sonnigen Wochenenden im Frühjahr häufen, wenn jedermann in die Natur hinausstrebt.

An solchen Tagen sollte eine flächendeckende Präsenz von Beauftragten des RAMSAR-Büros oder der Unteren Naturschutzbehörden für Kontrolle und Aufklärung sorgen. Die aktuelle Streichung der Mittel für Naturschutzwächter wird allerdings zu einer weiteren Verschlechterung der Situation führen.

Das Ampermoos liegt eingekeilt zwischen einer stark befahrenen Bundesstraße und mehreren Ortschaften. Die gute Erreichbarkeit und die Erschließung des Umlandes bis an den Rand des NSG macht die Nutzung des Gebietes durch verschiedenste Interessengruppen äußerst einfach und erhöht die Störungsanfälligkeit.

Nach Gesprächen mit Hundehaltern stieß der Autor im Branchenbuch Fürstenfeldbruck auf eingezeichnete Feldwege – bis zum Schlafplatz und am Schilf entlang nach S und N –, die real nicht (mehr) existieren, aber von Hundehaltern und Spaziergängern gesucht werden. Dabei entstehen Trampelpfade am Schilfrand und im Schilf, die dann verstärkt auch von weiteren Personen begangen werden.

Kurzfristig könnte das Versperren der vorhandenen und potenziellen Trampelpfade etwa mit Schlehen-Ästen Abhilfe schaffen, dauerhaft werden nur ein ganzjähriges Betretungsverbot für Unbefugte, intensive Aufklärung (Zeitungsberichte) und systematische Kontrolle durch Naturparkwächter die Störungen abmildern können. Daneben wäre es wichtig, die Weideflächen im Westen als Pufferzone auszuweisen.

Die praktizierte ganzjährige Freilandhaltung von Rindern am Rande des Naturschutzgebietes bietet sich förmlich an, ins Naturschutzgebiet aufgenommen zu werden und wäre eine Bereicherung dafür. Auch aus landwirtschaftlicher Sicht (Verunreinigungen durch Hunde, Schäden an Weidebegrenzungen etc.) wäre dies von Vorteil.

Der Versuch der Vergrämung oder eine intensive Bejagung von Wildschwein und Fuchs auch im Naturschutzgebiet zu bestimmten Zeiten (in Absprache mit den Naturschutzbehörden) könnte ein weiterer Schritt sein, das Ampermoos als wichtigsten Kornweihen-Schlafplatz der Region und Brutplatz weiterer bedrohter Arten zu erhalten.

### **Zukünftige Aufgaben und Fragestellungen.**

Die intensive Monitoringarbeit am Ammersee zeigt, welche ornithologischen Entdeckungen noch möglich sind. Mit Sicherheit existieren noch weitere, bislang unentdeckte Schlafplätze im südlichen Oberbayern. Die seenreiche Landschaft bietet eine Vielzahl an potenziellen Übernachtungsplätzen und gute Jagdgründe.

In Gebieten, in denen noch kein Schlafplatz bekannt ist, sollten nachmittags entdeckte Kornweihen bis zur Dämmerung beobachtet und

ihre Flugrichtung notiert werden. Wo Schlafplätze vermutet werden, sind Kontrollen vor allem im November und Dezember viel versprechend. Da die Kornweihen-Gesellschaften sehr mobil sind und offensichtlich reger Austausch zwischen den Überwinterungsgebieten bzw. Schlafplätzen stattfindet sind laufend Stichproben bei Wetteränderungen nötig um den tatsächlichen Verlauf und die Höchststände der Einflüge mit zu bekommen.

Aufbauend auf den Erfahrungen vom Ammersee wäre es nun wichtig, das Kornweihen-Monitoring auf das gesamte (südliche) Oberbayern auszuweiten, um die wirkliche Bedeutung der Region für die Überwinterung der Kornweihen festzustellen. Parallel dazu sollte die Kontaktaufnahme mit Betreuern weiterer Schlafplätze im gesamten Überwinterungsraum und eine großflächige Koordination der Zählungen realisiert werden.

Neben den oben bereits erwähnten Punkten und der Suche nach weiteren Schlafplätzen in Oberbayern ergeben sich folgenden Fragestellungen:

- Woher kommen die überwinternden Vögel?
- Wohin ziehen die Kornweihen bei mehrtägiger geschlossener Schneelage? Welche Jagdgebiete nutzen sie dann? Wie groß sind diese? Welchen Schutzstatus habe sie?
- Wie stark sind die Wechselbelegungen zwischen den einzelnen Schlafplätzen?
- Wie lange wird der Schlafplatz von einzelnen Individuen genutzt?
- Gibt es „Stamm-Überwinterer“, die jährlich wiederkehren?
- Welche (weiteren) Gebiete werden bei steigender Individuenzahl zur Jagd genutzt?
- Wie wirken sich die zunehmenden Störungen durch Menschen, Hunde und Tiere langfristig auf die Besetzung des Schlafplatzes im Ampermoos aus?
- Wie wichtig sind die Streuwiesen als Ruhe- und Sammelplatz für die überwinternden Weihen?
- Unter welchen Voraussetzungen werden neue Schlafplätze angenommen?

### **Zusammenfassung**

Seit 1968/69 werden regelmäßig steigende Anzahlen von Kornweihen am Ammersee beobachtet. Im Jahre 1988 wurde der erste Schlafplatz im Ampermoos (SP1) am Nordende des Sees ent-

deckt, in den Folgejahren kamen weitere Schlafplätze im Ammermoos (SP2) und Herrschinger Moos (SP3) dazu. Daneben wurden zeitlich begrenzt genutzte Übernachtungsplätze entdeckt. In der weiteren Region wurden Schlafplätze im Leutstettner Moos und Loisach-Kochelsee-Moor entdeckt. Seit Anfang 2002 werden von Oktober bis April monatliche Synchronzählungen an den Schlafplätzen am Ammersee durchgeführt.

Gleichzeitig erfolgte ein intensives Monitoring am Hauptschlafplatz im Ampermoos, dessen Bedeutung für die Überwinterer der Ammersee-Region im Zeitraum von acht Wintern stetig stieg und welcher aktuell von knapp 90% der Vögel genutzt wird. Dabei wurden ungewöhnlich hohe Zahlen mit einem Tagesmaximum von 110 Ind. im Ampermoos und 119 Ind. im Ammerseegebiet festgestellt. Damit ist das Ampermoos der mit Abstand wichtigste Schlafplatz der Kornweihe in Bayern, vergleichbar mit dem Federsee in Baden-Württemberg.

Die Präsenz der Kornweihen ist abhängig von der Witterung. Bei mehrtägiger geschlossener Schneelage wandern die Vögel ab, kehren aber bei Tauwetter sofort zurück. Wohin die Schlafplatzgesellschaften bei Schnee ausweichen ist noch unbekannt. Die Beobachtungen von Einzelvögeln und kleinen Verbänden in der Region bei geschlossener Schneedecke und das Nächtigen „vor Ort“ – auch an ungewöhnlichen Ausweichschlafplätzen – sprechen für ein Aufteilen der Vögel und Ausbeuten noch ergiebiger Jagdgebiete in der weiteren Umgebung.

Die Schlafplätze am Ammersee liegen in lockerer Schilf- und Streuwiesenvegetation. Der Einzugsbereich der Schlafplätze beträgt mindestens 15 km.

Der Einflug zieht sich über drei Stunden hin, während der morgendliche Ausflug im Durchschnitt 25 Minuten vor Sonnenaufgang beginnt und 36 Minuten andauert. Bei überdurchschnittlich hohen Zahlen kann sich der Ausflug über eine Stunde hinziehen. 85% der Kornweihen im Ampermoos ziehen nach S oder W wo die höher gelegenen Weidegebiete zwischen Ammersee und Lech die bevorzugten Jagdgebiete darstellen.

Gemähte Streuwiesen in Schlafplatznähe stellen als Sammel- und Ruheplätze einen wichtigen Faktor im winterlichen Weihenbiotop dar. Bei mehreren Vögeln konnten Lücken im Großgiefeder festgestellt werden, welche auf Maueraktivität im Winterhalbjahr schließen lassen.

Mit Sicherheit existieren noch weitere, unentdeckte Schlafplätze im südlichen Oberbayern. Die sich ausbreitenden Schwarzwildbestände, starke Beanspruchung durch Erholungssuchende und Hundehalter gefährden die Existenz der Schlafplätze in zunehmendem Maße. Auf menschliche oder bestimmte tierische Störungen reagieren die Vögel mit Wechsel des Schlafplatzbereichs, kleine Schlafplätze werden aufgegeben.

Neben den Gefahren durch menschliche und tierische Störungen wird die Bedeutung potenzieller Prädatoren und der Einfluss anderer Vogelarten erläutert. Die Möglichkeiten zur Aufwertung und langfristigen Sicherung des Ampermoos als Weihen-Biotop werden aufgezeigt und zukünftige Aufgaben und Fragestellungen genannt.

**Dank.** Bei Susanne Hoffmann möchte ich mich für die Überlassung ihrer Zählergebnisse und die Unterstützung bei Wind und Kälte, wann immer dies nötig war, bedanken. Ebenso bei Christian Niederbichler und Franz Wimmer (Gebietsbetreuung des Ramsar-Gebietes Ammersee), sowie Dr. Ernst Ott und Josef Willy für die Überlassung der Zählergebnisse der Synchronzählungen. Bei Dr. Ursula Wink für die Zählergebnisse vom Südende des Ammersees, die vielen Anregungen, Hilfestellungen und Ergänzungen während der Erstellung des Manuskripts. Dr. Johannes Strehlow stellte mir freundlicherweise die von 1968 bis 2002 gesammelten Kornweihen-Daten zur Verfügung und nahm, wie auch Burkhard Quinger wertvolle Korrekturen am Manuskript vor. Herzlichen Dank auch an Robert Pfeifer und zwei Gutachtern für die zahlreichen Änderungsvorschläge und Hinweise zum Manuskript.

## Literatur

- Andris, K., F. Saumer & F. Trillmich (1970): Beobachtungen an Schlafplätzen der Kornweihe in der Oberrheinebene. Vogelwelt 91: 184-191.
- Bezzel, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Wiesbaden.
- Del Hoyo, J., A. Elliot & J. Sargatal (Eds., 1994): Handbook of the Birds of the World, Vol. 2. Barcelona.
- Einstein, J. (2000): Zug, Überwinterung und Verhalten der Kornweihe am Federsee (Süd-

- deutschland, Oberschwaben). Ornithol. Jahreshefte Bad.-Württ. 16: 13-32.
- Fackelmann, C. (2004-2009): Beitrag zur Kornweihe-Zählung am Schlafplatz Ampermoos in den Wintern 2003/04 bis 2008/09. Ramsarbüro Ammersee. Unveröffentlichter Bericht.
- Forsman, D. (1999): The Raptors of Europe and the Middle East. T & AD Poyser, London.
- Geyr, H. B. (1957): Über Geselligkeit von Weihen auf dem Zug und am Schlafplatz. Vogelwarte 19: 53-54.
- Gurr, L. (1968): Communal roosting behaviour of the Australasian Harrier *Circus approximans* in New Zealand. Ibis 110: 332-337.
- Haas, G. (1957): Beobachtungen am Schlafplatz von drei Weihenarten. Vogelwarte 19: 54-55.
- Helbig, A. J., A. Rüschenhof, H. Belting & J. Ludwig (1992): Extrem hohe Winterbestände von Kornweihe *Circus cyaneus* und Mäusebussard *Buteo buteo* im Dümmer-Gebiet, NW - Deutschland. Vogelwarte 36: 196-202.
- Henry, G. M. (1998): A guide to the birds of Sri Lanka. 3rd edition. Oxford Univ. Press.
- Henschel, L. (1987): Zur Ökologie in Brandenburg überwinternder Kornweihe. Acta ornithoecol. 1: 287-297.
- Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd. 1/2: 894-897. Stuttgart.
- Jakobs, B. (1971): Zum Überwintern der Kornweihe in der südlichen Eifel. Regulus 10: 256-258.
- Klafs, G. (1977): Kornweihe. In: Klafs, G. & J. Stübs: Die Vogelwelt Mecklenburgs. Jena.
- Kropp, R. & C. Münch (1979): Beobachtungen an Schlafplätzen überwinternder Kornweihe in der Renchniederung. Ökol. Vögel 1: 165-179.
- Lissak, W. (1995): Überwinterung von Kornweihe am Nordrand der Schwäbischen Alb im Winter 1989/90. Ornithol. Jahresh. Bad.-Württ. 11: 211-217.
- Littlefield, C. D. (1970): A marsh hawk roost in Texas. Condor 72: 245.
- Loof & Busche 1981: Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 2, Greifvögel. Neumünster.
- Mebs, T. & Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Stuttgart.
- Meinertzhagen, R. (1956): Roost of wintering Harriers. Ibis 98: 535.
- Ottens, J.H. (1999): Blauwe Kiekendieven *Circus cyaneus* foerageren en slapen in percelen ongedorste gerst in Drenthe. De Takkeling 7: 198-205.
- Plath, L. (1980): Massenschlafplatz der Kornweihe in der Havelniederung bei Havelberg. Beitr. zur Vogelkunde 26: 297-298.
- Plinz, W. (1982): Massenschlafplatz der Kornweihe im mittleren Elbtal. Vogelkundl. Ber. Niedersachsen 14: 5-8.
- Ranftl, H. (1996): Zum Vorkommen der Weihen in Bayern. Naturschutzzentrum Wasserschloss Mitwitz –Materialien I/96: 25-27.
- Reichholz, J. (1984): Eine neue Überwinterungstradition der Kornweihe am Unteren Inn. Mitt. Zool. Ges. Braunau 4: 243-245.
- Renssen, T.A. (1973): Social roosting of Long-winged Harriers *Circus buffoni* in Surinam. Ardea 61: 188.
- Schuster, S., et al. (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. OAG Bodensee, Radolfzell.
- Sim, I.M.W., et al. (2001): Status of the Hen Harrier in the UK and the Isle of Man in 1998. Bird Study 48: 341-353.
- Strehlow, J. (1992): Die Vogelwelt des Ammerseegebietes. 4. Ergänzungsbericht 1986-1990. Ornithol. Anz. 31: 1-41.
- Strehlow, J. (2004): Die Vogelwelt des Ammerseegebietes 2002. Avifaunistik in Bayern 1: 31-56.
- Tiede, G. (1986): Ein Winterschlafplatz der Kornweihe an der mittleren Mittelelbe. Falke 12: 412-413.
- Wassenich, V. (1968): Durchzug und Überwinterung der Kornweihe. Regulus 9: 214-225.
- Watson, A.D. (1977): The Hen Harrier. Berkhamsted.
- Wüst, W. (1981): Avifauna Bavariae. Bd. 1, München.

Eingegangen am 4. Mai 2010

Revidierte Fassung eingegangen am 18. Januar 2011

Angenommen am 5. Februar 2011



**Christian Fackelmann**, Jg. 1972, gelernter Forstwirt. Seit 1994 Mitarbeit bei Greifvogelschutzprojekten, -zentren und Pflegestationen weltweit. Ornithologische Feldstudien in SO-Europa. Ab 2006 Erforschung der Greifvogelpopulation der Insel Cres, Kroatien. Wissenschaftlicher Verlags-Mitarbeiter.

## Bestand und Verbreitung der Zippammer *Emberiza cia* in Bayern

im Bereich des Mains zwischen Karlstadt und Veitshöchheim und an der  
Fränkischen Saale bei Hammelburg 2009<sup>1</sup>

Ingolf Schuphan



Foto 1. Zippammer *Emberiza cia* in Felsenkirsche *Prunus mahaleb*. – Rock Bunting *Emberiza cia* in Mahaleb Cherry *Prunus mahaleb*. Foto: Dietmar Schuphan

Inventory and distribution of the Rock Bunting *Emberiza cia* in Bavaria in the river Main area of Unterfranken between Karlstadt and Veitshöchheim and the river Fränkische Saale at Hammelburg

The river Main region in Lower Franconia (Unterfranken, Germany) was investigated systematically from Karlstadt upstream as far as Veitshöchheim (near Würzburg) and the area along the river Fränkische Saale at Hammelburg to quantify the breeding population of the Rock Bunting (*Emberiza cia* L.). Following habitat criteria were used to identify those biotopes fitting the requirements of the Rock Bunting:

1. South-facing, sparsely vegetated, rocky slopes on shell limestone .
2. Connecting transitional zones with dry grasslands, rock piles, hillside vineyards and/or stunted woodland.
3. References in the literature to previous occurrence of Rock Buntings in the study area.

Habitats thus identified were checked for Rock Bunting presence by playing back song recordings from car linked and hand held devices. From 50 years experience in a colour ringed population of Rock Buntings in the Upper Middle Rhine valley it was deduced that about 10-15% of the Rock Buntings in the area investigated were missed and a further 10-15% may have occupied sub-opti-

---

<sup>1</sup> Auszug aus einem Bestandsbericht für das Bayerische Landesamt für Umwelt, Vogelschutzwarte, Gsteigstraße 43, 82467 Garmisch-Partenkirchen

mal habitats that were not checked.

Rock Buntings were detected in the five investigated areas as follows:

	2009	2008	2007
Karlstadt, NSG-Kalbenstein:	7 territorial ♂	-	-
Karlstadt, Stettener vineyards:	6 territorial ♂	-	-
Thüngersheim, Benediktenberg:	5 territorial ♂	6	-
Veitshöchheim, Rabenberg:	1 territorial ♂	4	3
Hammelburg (Fränk. Saale):	0 territorial ♂	-	-
Total:	19 territorial ♂		
		(- not investigated)	

These 19 territorial ♂ Rock Buntings plus a few birds possibly missed give a total of about 25 Rock Bunting territories in the area between Karlstadt und Veitshöchheim. This matches with figures obtained seven years ago (Meßlinger 2004). Many more potential habitats for Rock Buntings exist. Small areas at the foot of the shell limestone valley-sides, such as former vineyards, should be cleared of scrub and replanted as vineyard terraces to stimulate further settlement of Rock Buntings. Use of such terraces for wine production would avoid the need for repeated clearance of scrub on unused slopes. Along the River Main, Rock Buntings prefer to settle in the intergradations of the steep shell limestone rock sides and the vineyards at their foot or the top of the rocksides.

**Key words:** Zippammer, *Emberiza cia*, Mainfranken, Bestandsaufnahme

Prof. em. Dr. Ingolf Schuphan, Institut für Umweltforschung (Biologie V), Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen (RWTH), Worringerweg 1, D-52054 Aachen  
E-Mail: Schuphan@bio5.rwth-aachen.de

## Einleitung

**Vorkommen in Deutschland.** Die wärmeliebende Zippammer zählt zu den besonders gefährdeten Vogelarten in Deutschland. Sie findet ihre nördlichste Verbreitung in wenigen Exemplaren am Drachenfels bei Bonn, insbesondere aber an den südlich gerichteten Berghängen der Ahr (Macke 1980, Fuchs & Macke 2002, Bosselmann 2008), weiter südlich an Mosel (Isselbacher et al. 1997, Bosselmann 2008, Schuphan 2009) und Rhein – Nahe (Macke 1980, Bosselmann 2008) sowie am Main (Meßlinger 2004) und in Süddeutschland im Südschwarzwald (Mann et al. 1990, Dorka & Borchert 1996, Deuschle et al. 2010). Das Brutvorkommen am Ostabfall des Pfälzerwaldes ist erloschen, über Einzelvorkommen in der Pfalz wird berichtet (Groh 1988, Janz 2010). Vorstöße an die Saale bei Jena sind dokumentiert (Hahn & Reinhardt 1997, Lisovski 2010).

Die Zippammer ist eine Teilzieherin, etwa ein Drittel der Population am Oberen Mittel-

rhein verbleibt im Brutgebiet. Fernfunde beringter Zippammern vom Oberen Mittelrhein weisen nach SWW (Reims, Mt. Dore, Biarritz; Schuphan 1972, 2011).

**Vorkommen in Bayern und Beschaffenheit des Habitats.** Im Rahmen von Arbeiten zur Bestandssicherung der Zippammer in Deutschland und zum genetischen Austausch zwischen den geographisch getrennten Populationen wurde die Verbreitung der stark fragmentierten Zippammerpopulationen in Deutschland untersucht (Schuphan 2011b). So wurde auch der Bestand der Zippammer am Main (Unterfranken) zwischen Veitshöchheim und Karlstadt erfasst sowie das mögliche Vorkommen an der Fränkischen Saale bei Hammelburg untersucht. Dargestellt werden die Daten von 2009, unvollständige Daten von 2008 und 2007 werden in den Text mit eingeflochten.

Das Gebiet wird geprägt durch die zum Teil steil aufragenden überwiegend südwestwärts gerichteten Muschelkalk-Felsformationen, die

den Mainlauf rechsseitig begleiten. Zwischen dem Fuße der steilen Kalkfeshänge und der Autostraße (B 26 bzw. B 27) wird auf einem wenige Meter bis knapp 100 Meter breiten Streifen bis in die Felsformation hinein Weinbau betrieben.

Einige Stellen an den Felshangfüßen stellen verbuschte Areale dar oder werden als Gärten genutzt, wenige repräsentieren freie Trockenrasenflächen, in der Struktur ähnlich, wie sie sich überwiegend auf den Steilhängen der Muschelkalk-Formationen darstellen. Da sehr häufig die Eisenbahntrasse und die Bundesstraße unmittelbar an die Hangfüße anschließen, ist die Lärmimmission sehr hoch, so dass die eingesetzte Klangattrappe (KA) zeitweise nur wenig effektiv ist. Weniger stark ist diese Belastung oberhalb der Kalkfels-Formationen gegeben, da dann der Fels den Schall zurückhält, z.B. in den Stettener Weinbergen.

### **Das Zippammer-Verbreitungsgebiet zwischen Veitshöchheim und Karlstadt**

Das Vorkommen der Zippammer beginnt am NSG Grainberg-Kalbenstein bei Karlstadt und setzte sich fort mainaufwärts bis Veitshöchheim. Der Bestand entlang des Mains wurde im Jahr 2002 erfasst (Meßlinger 2004). Zu einer frühen Jahreszeit dokumentierte Jahn am 09.03.2003 drei Zippammern bei Veitshöchheim (<http://www.bavarianbirds.net/mix/zippammer>). Diese könnten Stand- oder Zugvögel gewesen sein. Zippammer-Zugvögel kehrten am Oberen Mittelrhein um den 10. März ( $\pm 5$  Tage) in die Revire zurück (Schuphan 1972).

Als grobe Leitlinie sei erwähnt, dass in Gebieten mit einem optimalen Habitat alle ca. 300 m mit einem Revier zu rechnen ist. Dies traf streckenweise z. B. in Retzbach-Thüngersheim, den Stettener Weinbergen und Karlstadt-Kalbenstein zu. Hangaufwärts wurden die Reviere durch einen häufig anschließenden Wald- oder Felskamm begrenzt, nach unten durch die Straße. In wenigen Fällen zwängten sich in diesen Bereich horizontal auch 2 Reviere, in Abhängigkeit von der Ausdehnung dieser Fläche zwischen Straße und Hangkamm und der passenden Habitatstruktur. In den Gebieten von Retzbach-Thüngersheim und in den Stettener Weinbergen schlossen die Reviere etwa zur Hälfte Wingerte ein, sozusagen durch den Weinbau offengehaltene künstliche „Trocken-

rasenflächen“, im Gebiet Karlstadt-Kalbenstein waren hier nur die steilen Trockenrasenflächen mit Einzelbusch-Baumbestand von Bedeutung. Offene, möglichst südwärts gerichtete, steile Weinbergsflächen mit angrenzenden Trockenrasen-Felsflächen und entsprechender charakteristisch-spärlicher Buschvegetation waren beliebte Habitate. Trockenheit geprägter zwergwüchsiger Waldbestand als seitliche oder obere Grenzen sind bevorzugte Gegebenheiten. Am Mittelrhein, wie wohl auch am Main, wird nämlich die erste Brut Anfang Mai überwiegend mit den Larven von z. B. Frostspanner, Eichenwickler und weiteren Kleinschmetterlingen aufgezogen. Das Massenaufreten dieser Larven führt lokal häufig bis zum Kahlfraß der angrenzenden Baum-Buschgruppen. Die Zweitbruten dagegen werden dann überwiegend mit den Insekten der Trockenrasenflächen, zumeist mit Heuschrecken, ernährt.

### **Material und Methoden**

Zur Ermittlung der Revierdichten wurde das ausgeprägte Territorialverhalten der Zippammer-♂ ausgenutzt. Auf den vorgespielten Reviergesang hin (Klangattrappe, KA) reagierten die meisten ♂ sehr stark, so dass sie für die wissenschaftliche Vogelberingung gefangen werden konnten. Für die exakte Bestandsaufnahme hatte sich die Beringung der stark reagierenden Revierinhaber als sehr hilfreich erwiesen. Denn diese folgen manchmal der KA und können so erkannt werden. Schwach reagierende Zippammern zeigen sich meist erst nach einiger Zeit, beobachten still und beginnen schließlich nach einer Weile an zu singen. Bei Routine-Bestandsaufnahmen können solche verhalten reagierenden Zippammern leicht übersehen werden. Bewährt hat sich, ein potentielles Revier unmittelbar erneut rückkehrend abzugehen. Die zurückhaltend reagierenden Zippammern benötigten den zeitlichen Abstand und können dann durch ihren Gesang identifiziert werden. Aus vorliegenden Erfahrungen kann abgeleitet werden, dass bei einer Routine-Bestandserfassung ca. 10-15% der Zippammern übersehen werden (Schuphan 1972). Die Unterschätzung des Bestandes zwischen Karlstadt und Veitshöchheim kann mit etwa 20-30% angenommen werden (10-15% nicht erfasste – auch nicht zugängliche – Areale, 10-15% übersehene, letztere in endlicher Erfassungszeit nicht erscheinend/sin-

gend). Beringt wurden die Zippammern mit Aluminiumringen der Vogelwarte Radolfzell. Zusätzlich erhielten Sie am anderen Bein einen grünen Farbring (Kennring der Mainpopulation).

Der Zippammer-Gesang, wurde unter Zuhilfenahme eines CD- oder mp3-players mit handgroßem Kleinlautsprecher/Verstärker vorgespielt. Dort, wo die Areale befahrbar waren (Weinbergwege, auch B26/27) wurde auch ein vom Pkw aus betriebener Lautsprecher mit höherer Leistung benutzt. Diese weiter tragende KA hatte sich sehr in den von Lärmimmissionen stark beeinträchtigten Arealen bewährt. Die Begehungsrouten wurden automatisch aufgezeichnet (Gerät von Garmin, GPSmap 76C). Durch gezielte Markensetzung konnten z. B. örtlichkeiten, Zippammer-Vorkommen und Beringungsort festgehalten werden. Die aufgezeichneten Wegrouten und Markierungen konnten auf einen PC übertragen (Software Mapsource) und dann weiter ergänzt und beschriftet werden. Die entsprechenden geografischen Koordinaten ergaben sich automatisch. Alle Daten konnten dann in Google Earth zur Anzeige gebracht werden. Die erfassten Zippammern betreffen nur territoriale ♂.

Die dokumentierten Zippammer-Standorte wurden auf Kartenmaterial des Bayerischen Landesvermessungsamtes (Topographische Karten 1:25 000, 6024 Karlstadt und 6125 Würzburg Nord) übertragen. Die Begehung der Schutzgebiete sowie Fang und Markierung der Zippammern erfolgte auf Basis der artenschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigung der Regierung von Unterfranken 55.1-8642.04-3/07.

### Kartierungsergebnisse und Habitatdokumentationen

**Karlstadt-Kalbenstein.** Das für Zippammern geeignete Gebiet beginnt oberhalb der Weinberge (Naturschutzgebiet Kalbenstein) in der OW-Biegung des Mains, ca. 2,5 km NW (mainabwärts) von Karlstadt bei etwa Strom-km 222. Von der B 26 aus, am Rande des Buschwaldes in den steilen Weinbergterrassen aufsteigend, erreicht man einen Weinberg-Wirtschaftsweg, der oberhalb durch die steilen Muschelkalk-Trockenrasenhänge besäumt wird. Dieser Wirtschaftsweg endet in einem Wendehammer und setzt sich fort als schmaler Wanderpfad durch locker bebuschte Muschelkalkformationen in Richtung Lenzsteig/Faltershütte. In diesem Be-

reich von ca. 1,3 km wurden 6 Zippammern kartiert. Im etwa 1 km südlich gelegenen Seitental mit sehr geeigneten Muschelkalk-Trockenrasenhängen konnte ein weiteres territoriales, siebtes ♂ nachgewiesen werden (Abb. 1).

**Ergebnis 2009: 7 territoriale ♂.**

**Karlstadt-Stettener Weinberge.** Die geeigneten Habitate beginnen ca. 0,6 km SO von Karlstadt bei etwa Strom-km 229. Zwischen B27 und dem Hangfuß der Kalktrockenrasenhänge mainaufwärts finden sich teilweise verwaiste Weinbergsflächen oder offene Wustflächen, die teilweise in Zippammerreviere einbezogen sind und nur von der B 27 zugänglich sind. Die überwiegenden Reviere befinden sich jedoch oberhalb des Kamms der Kalkfels-Formationen in den Weinbergen bis zum begrenzenden Waldrand.

Diese Reviere sind also Weinberge dominiert, unter Einbezug der Felsformationen und des Waldrandes.

Entlang der B 27 wurden 2 territoriale ♂ nachgewiesen, oberhalb der Kalkfels-Formationen weitere 4 ♂ (Abb. 2).

**Ergebnis 2009: 6 territoriale ♂.**

**Karlstadt-Stettener Weinberge 2008.** Es wurden nur wenige Begehungen mit der KA von der B27 aus gemacht. Eine Zippammer reagierte und wurde 1,5 km SO von Karlstadt beringt.

**Retzbach-Thüngersheim, Benediktenberg.** Das Gebiet kann, ausgehend von einem Wirtschaftsweg, parallel zur B 27 erfasst werden und beginnt mainaufwärts von Retzbach etwa bei Strom-km 236,5. Zwischen einem Wirtschaftsweg und dem Fuß der Kalktrockenrasenhänge befinden sich ansteigende Weinberge. Die Zippammer-Reviere schließen die hangnahen Teile der Weinberge mit ein. Die Weinberge südöstlich des Benediktenbergs beherbergen keine Zippammern (umfangreiche Flurbereinigung, zu flach).

**Ergebnis 2009: 5 territoriale ♂.**

**Retzbach-Thüngersheim 2008.** Das Gebiet wurde ähnlich wie 2009 vom Wirtschaftsweg her und zu Fuß am Hangfuß intensiv mithilfe der KA am 7. und 8. Juli 2008 untersucht.

**Ergebnis 2008: 6 territoriale ♂.**

**Veitshöchheim-Rabensberg.** Das Gebiet kann ausgehend von einem Wirtschaftsweg parallel



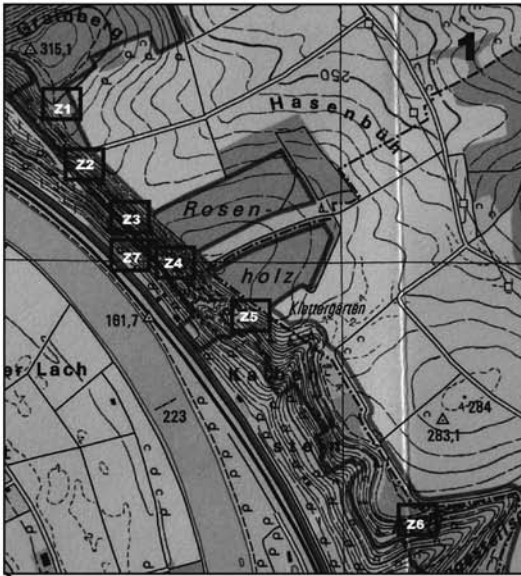


Abb. 1 (links). Territoriale Zippammern im NSG Karlstadt-Kalbenstein (KK). –Territories of Rock Buntings at the Karlstadt-Kalbenstein nature reserve (KK).

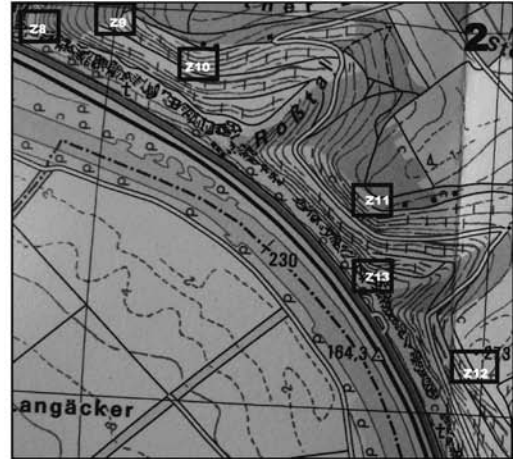


Abb. 2 (unten). Territoriale Zippammern SO Karlstadt - Stettner Weinberge (KS). –Territories of Rock Buntings southeast of Karlstadt - Stettner Weinberge (KS)

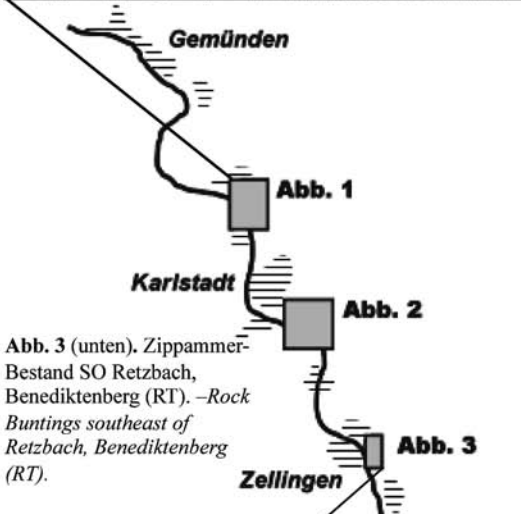


Abb. 3 (unten). Zippammer-Bestand SO Retzbach, Benediktenberg (RT). –Rock Buntings southeast of Retzbach, Benediktenberg (RT).

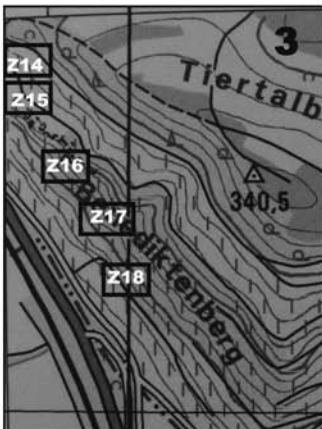


Abb. 4 (rechts oben). Zippammer-Bestand NW Veitshöchheim, Rabensberg (VR). Weißes Symbol (Z19): 2009; Schwarze Symbole (Z1-Z4): 2008, X: Scharlachgrund 2007. – Rock Buntings northwest of Veitshöchheim, Rabensberg (VR). White symbols (Z19): 2009; black symbols (Z1-Z4): 2008. X = Observation in the area „Scharlachgrund“ 2007.

zur B 27 erfasst werden und beginnt mainaufwärts etwa bei Strom-km 241,5. Zwischen Wirtschaftsweg und dem Fuß der Kalktrockenrasenhänge befinden sich leicht ansteigende Weinberge. Die Reviere schließen die hangnahen Teile der Weinberge mit ein und können gut unmittelbar entlang des Hangfußes kontrolliert werden.

Das Gebiet am Hangfuß, nach der Einfahrt von der B27 bei etwa Strom-km 242,4 (Fachtalgraben) entlang des Wirtschaftsweges bis Beginn Veitshöchheim (mainaufwärts) und oberhalb erschien für die Zippammer geeignet, war früher auch besetzt (R. Jahn, brieflich 2007), heute ist es nicht mehr besiedelt.

**Ergebnis 2009: 1 territoriales ♂.**

**Veitshöchheim 2008.** Das Gebiet wurde ähnlich wie im Jahr 2009 vom Wirtschaftsweg her und zu Fuß am Hangfuß intensiv mit KA am 7. und 8. Juli 2008 untersucht.

**Ergebnis 2008: 4 territoriale ♂.**

**Veitshöchheim mit Scharlachgrund 2007.** 2007 wurden bei Z1 und Z2 und X (Scharlachgrund) 3 territoriale ♂ nachgewiesen.

**Hammelburg (Fränkische Saale).** Auf dem Hammelberg bei Hammelburg (ca. 25 km NO von Karlstadt) hat Kiesel (mdl. Mittlg. s. Meßlinger 2002) 2 Zippammern beobachtet. Das Gebiet wurde bei guten Wetterbedingungen intensiv mit KA nach Zippammern abgesucht. Während der westliche Teil des Ofentalerbergs recht gut für Zippammer-Ansiedlungen geeignet erscheint, aber nicht optimal steile Hänge aufweist, ist der zentrale Bereich des Ofentalerbergs durch großflächig sanierten Terrassenweinbau genutzt und kaum für Zippammern geeignet. Dagegen sollten Teile des östlicher gelegenen Hammelbergs für die Zippammer recht attraktiv sein. Die dort durchgeführten Freistel-

lungsarbeiten (Entbuschungen) mit Trockenmauer-Rekonstruktionen erhöhen die Attraktivität für Zippammern.

**Ergebnis 2009: Keine Zippammer nachgewiesen**

### Zusammenfassung und Folgerungen

In dem Gebiet am Main von Karlstadt flussaufwärts bis Veitshöchheim und im Gebiet bei Hammelburg (Fränkische Saale) wurde im Jahr 2009 systematisch der Bestand an Zippammern erfasst. Visuell wurden durch Abfahren und Begehungen die Zippammer geeigneten Areale eingegrenzt. Diese Eingrenzung erfolgte nach folgenden Kriterien:

1. Vorkommen von nach Süden (SO und SW) gerichteten Muschelkalk-Trockenrasen-Felshängen.
2. In Anbindung dazu Vorkommen geeigneter begleitender ansteigender/steiler, schütter bewachsener Übergangsbereiche, Felsschutthalden, Trockenrasenflächen, angrenzende Weinberge und/oder begrenzende zwergwüchsige Waldstrukturen.
3. Vorhandene Literaturquellen über das frühere dortige Vorkommen von Zippammern.

Mithilfe von autogebundener und handgetragener Klangattrappe wurden die entsprechend lokalisierten Gebiete intensiv auf Zippammer-Vorkommen untersucht. Auf Grund vorliegender fünfzigjähriger Erfahrungen aus einer farbig beringten Zippammer-Population am Oberen Mittelrhein wurde angenommen, dass etwa 10-15% der Zippammern im abgesuchten Gebiet nicht erfasst wurden und weitere etwa 10-15% in nicht für optimal gehaltenem Gelände unberücksichtigt blieben. Folgende Zippammerbestände haben sich in den 5 untersuchten Zippammer-Arealen ergeben:

Die erfassten 19 territorialen Zippammer ♂, zusammen mit den möglicherweise übersehe-

	2009	2008	2007
Karlstadt, NSG-Kalbenstein:	7 territorial ♂	-	-
Karlstadt, Stettener vineyards:	6 territorial ♂	-	-
Thüngersheim, Benediktenberg:	5 territorial ♂	6	-
Veitshöchheim, Rabenberg:	1 territorial ♂	4	3
Hammelburg (Fränk. Saale):	0 territorial ♂	-	-
Total:	19 territorial ♂		
		(- not investigated)	



nen, ergaben in dem Gebiet zwischen Karlstadt und Veitshöchheim einen Bestand von etwa 25 Zippammern. Diese Zahlen deckten sich erfreulicherweise mit früheren Erhebungen von 2002 (Meßlinger 2004). Es existierten viele weitere, für Zippammer-Ansiedlungen geeignete Habitate. Als Fördermaßnahmen kann empfohlen werden, an Kalkfelsen-Hangfüßen befindliche, zugewachsene (verwilderte) Flächen freizustellen (zu roden) und nach Möglichkeit in Weinbergflächen (sozusagen dauerhaft offengehaltene Trockenrasenflächen) zu überführen. In diesen Übergangsbereichen der steilen Fels-hangfüße und dort vorhandener Weinberge siedeln die Zippammern am Main bevorzugt. Am Oberen Mittelrhein nahmen Zippammern nach Freistellung verbuschter früherer Weinbergsterrassen diese wieder als Brutreviere in Besitz, ebenfalls nach Neubestockung mit Weinreben (Schuphan 2007). Die kleinflächige Rückführung solcher verbuschter Areale (z.B. auch ehemaliger Weinbergsterrassen) in neu genutzte Weinberge scheint am Main die dauerhafteste Lösung für die mögliche Wieder-/Neuan-siedlung von Zippammern zu sein, da die wiederholt jährlich nötige Freistellung oder die Beweidung z.B. mit Ziegen dauerhaft nicht realisierbar erscheint.

**Dank.** Für die freundliche Unterstützung der Arbeiten danke ich den Herren Günter von Lossow, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen,



**Fotos 2 und 3.** Praktischer Zippammerschutz: Freistellung eines verbuschten Areals und Anlage eines Weinbergs zwischen Karlstadt und Retzbach. – *Practical habitat management for Rock Buntings: clearance of scrub and formation of a vineyard between Karlstadt and Retzbach.*

und Peter Krämer, Regierung von Unterfranken, Höhere Naturschutzbehörde, Würzburg. Fang und Markierung der Zippammern erfolgten auf Basis einer naturschutzrechtlichen Befreiung der Regierung von Unterfranken, Würzburg, Kennziffer 55.1-8642.04-3/07.

## Literatur

- Bosselmann, J. (2008): Zippammer-Beobachtungen (*Emberiza cia*) 2005-2008 in Rheinland-Pfalz, Bestandsschätzungen, Pflanzen und Tiere in Rheinland-Pfalz, Berichtsjahr 2007, Heft 18: 152-155.
- Deuschle, J., F. Straub, D. Kratzer, I. Schuphan, U. Dorka & A. Plank (2010): Natura 2000 Managementplan „Südschwarzwald“, MaP-Bearbeitung der Zippammer (*Emberiza cia* L.) in Vogelschutzgebieten Baden-Württembergs (MaP-Gebiete 2009-1010), Teilbeitrag für das Vogelschutzgebiet 8441-441 Südschwarzwald, Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe.
- Dorka, U. & M. Borchert (1996): Artenschutzprogramm für besonders gefährdete Vogelarten in Baden-Württemberg, Artenschutzkonzept Zippammer im Auftrag Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Fuchs, F.-J. & T. Macke (2002) Verbreitung der Zippammer (*Emberiza cia*) im Ahrtal – Er-

- gebnisse der Revierkartierung 1997 und 1999, Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beih. 27:263-266.
- Groh, G. (1988): Zur Biologie der Zippammer (*Emberiza cia* L.) im Pfälzerwald. Mitt. Pollichia 75:261-287.
- Hahn, S. & K. Reinhardt (1997): Die Zippammer *Emberiza cia* L. im mittleren Saaletal bei Jena. Thüring. Ornithol. Mitt. 47: 49-52.
- Isselbacher, T., I. Hoffmann & C. Magiros (1997): In: Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Zeitschrift für Naturschutz, Beiheft 22, Jahresbericht 1996.
- Janz, U. (2010): Beobachtungen der Zippammer (*Emberiza cia*) in der Südpfalz. Flora und Fauna in Rheinland-Pfalz, 11:1199-1207.
- Macke, T. (1980): Zur Verbreitung, Bestand und Ökologie der Zippammer (*Emberiza cia*) im Rheinland. Charadrius 16:5-13.
- Mann, P., H. Herlyn & H. Untheim (1990): Bestandssituation und Habitat der Zippammer *Emberiza cia* im Südschwarzwald. Vogelwelt 111:142-155.
- Meßlinger, U. (2004): Brutbestand, Lebensraum und Gefährdung der Zippammer *Emberiza cia* in Unterfranken 2002. Ornithol. Anz. 43: 243-249.
- Schuphan, I. (1972): Zur Biologie und Populationsdynamik der Zippammer (*Emberiza c. cia* L.). Diplomarbeit Naturwissenschaftliche Fakultät, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz, <http://www.hgon.de/service/downloads/>
- Schuphan, I. (2007): Langfristige Einflüsse von Pflegemaßnahmen, Flurbereinigung und Klimaerwärmung auf eine farbige beringte Teilpopulation der Zippammer *Emberiza cia* L. am Mittelrhein. Vogelwarte 45:299-300.
- Schuphan, I. (2009): Zippammer-Beobachtungen (*Emberiza cia* L.) 2005-2008 in Rheinland-Pfalz: Bestandsschätzungen (NABU-Berichtsjahr 2007, Heft 18-2008, Bosselmann, J.) – Nachtrag von Ingolf Schuphan, RWTH Aachen. Pflanzen und Tiere in Rheinland-Pfalz – Berichtsjahr 2008 – H. 19: 151-152.
- Schuphan, I. (2011): Habitat-Strukturen und populationsdynamische Parameter einer Population der Zippammer (*Emberiza cia* L.): Nutzbare Basisdaten für zukünftige Zippammer-Managementpläne. Vogelwarte 49: 65 – 74
- Schuphan, I. (2011b): Die Zippammer (*Emberiza cia* L.), eine mediterrane, aber große Klimaunterschiede ertragende Vogelart. Vogelwarte, eingereicht.

Eingegangen am 17. Januar 2011

Revidierte Fassung eingegangen am 14. April 2011

Angenommen am 1. Mai 2011



**Ingolf Schuphan**, Jg. 1942, Univ.-Prof., em. Lehrstuhl für Ökologie, Ökotoxikologie, Ökochemie seit 1989 an der RWTH Aachen, ehrenamtlicher Mitarbeiter der Vogelwarte Helgoland (Vogelberingung) seit über 50 Jahren, seit 1962 nur noch Zippammer-Planberingung (Populationsdynamik) bis gegenwärtig, über 1.000 Zippammern beringt, gegenwärtige Aktivitäten: Populationsgenetik – Untersuchung des genetischen Austauschs zwischen den stark fragmentierten Zippammer-Populationen in Deutschland.

# Habitatwahl des Zwergschnäppers *Ficedula parva* am Westrand seiner Verbreitung am Beispiel des Bayerischen Waldes

Christoph Moning, Christopher König und Jörg Müller

Habitat choice of the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* at the western limit of its distribution. A study from the Bavarian Forest.

Our research identifies the key habitat-variables for the Red-breasted Flycatcher at its western distribution limit, taking the Bavarian Forest as an example. The population of Red-breasted Flycatchers in the Bavarian Forest National Park and its surroundings is at approximately 40 territories, predominantly in old mixed montane forests dominated by beech (*Fagus sylvatica*). In this study we compared habitat characteristics of occupied plots in 40 forest stands with 40 randomly selected (control) stands using logistic regression analysis.

In plots occupied by Red-breasted Flycatchers the availability of nesting possibilities was significantly higher than in the control stands. Occupied plots were steeper than the control plots. Gaps in tree cover within stands had a significant negative influence on the presence of Red-breasted Flycatchers. No preference for stands with an increased proportion of broad-leaved tree cover could be identified. Also the tree species richness, the cover of the canopy layer, and the cover of the scrub- and herb-layer did not significantly predict Red-breasted Flycatcher occurrence. Red-breasted Flycatchers often prefer old forest stands, which integrate a set of key habitat variables as identified in this study. Therefore we infer for conservation that the rare old forest relicts should be excluded from forest management. In managed forests, stands with breeding sites should be harvested by selecting individual trees in such a way as to maintain permanently shady and vertically richly structured conditions while retaining standing dead wood and trees suitable for nesting wherever possible. Nesting trees are often deciduous trees of low economical value due to damage or lean growth and should remain in the stands.

**Key words:** habitat preferences, forest structure, nesting-cavities, old forest

Dr. Christoph Moning, Institut für Umweltplanung, Landschaftsentwicklung und Naturschutz, Schleißheimer Str. 156, 80797 München, c.moning@gmx.de

Christopher König, Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) e. V., An den Speichern 4a, 48157 Münster

Dr. Jörg Müller, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Freyunger Str. 2, 94481 Grafenau

## Einleitung

Das Verbreitungsgebiet des Zwergschnäppers erstreckt sich vom östlichen Uralvorland westwärts bis in die Ostalpen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). In Mitteleuropa erreicht die Art den Westrand ihrer Verbreitung, wo Zwergschnäpper von der Tiefebene bis in die Berglagen nur lokal, oft selten und vor allem am Alpenrand, in den östlichen Mittelgebirgen und

im Nordosten zu finden sind (Bauer et al. 2005, Limbrunner et al 2001). Die frühere Annahme, dass sich die Verbreitungsgrenze langsam weiter nach Westen verlagert, konnte in den letzten Jahren nicht bestätigt werden (Bauer et al. 2005). Im Gegenteil, die Art scheint stellenweise rückläufig zu sein und wie für viele Arten bereits belegt ist, so scheint auch der Zwergschnäpper in Mitteleuropa am Rand seiner Verbreitung hinsichtlich der Habitatpräferenzen besonders

anspruchsvoll zu sein (Schmidt 2007, Utschick 2003). Obwohl die Spanne der in der Literatur beschriebenen Bruthabitate recht weit reicht, konzentrieren sich die Beschreibungen für Mitteleuropa vor allem auf alte, unterholzarme, aber totholzreiche, oftmals frische bis feuchte Laubwälder (Bauer et al. 2005, Limbrunner et al. 2001).

Der Zwergschnäpper ist eine nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie geschützte Art und damit eine von 181 Vogelarten, für deren Erhaltung die zahlen- und flächenmäßig am besten geeigneten Gebiete zu besonderen Schutzgebieten (Special Protected Areas, SPAs) erklärt worden sind. Zudem wird der Bestand des Zwergschnäppers in Bayern als stark gefährdet eingestuft (Fünfstück et al. 2003), wodurch die hohe naturschutzfachliche Bedeutung der Art weiter unterstrichen wird. Der Bedarf, die Habitatpräferenzen des Zwergschnäppers auch am Westrand der Verbreitung zu identifizieren, ist demnach hoch. Einerseits erwachsen im Rahmen von NATURA 2000 Berichtspflichten, die ein sinnvolles Monitoring voraussetzen, andererseits müssen Handlungsempfehlungen für forstliche Maßnahmen in Zwergschnäpperbrutgebieten abgeleitet werden können.

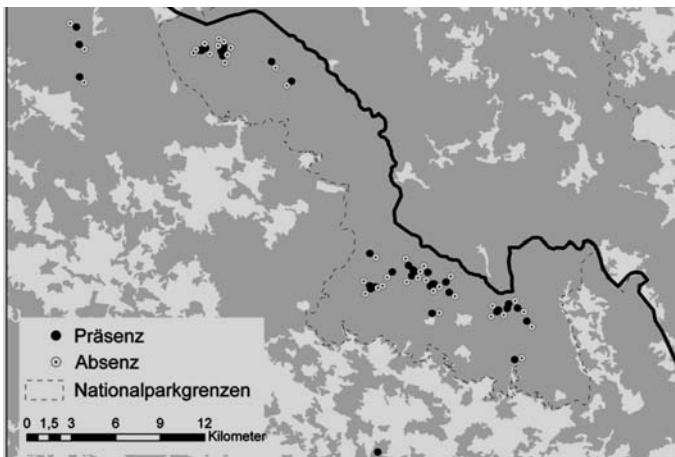
In der Literatur werden verschiedene Habitateigenschaften als von Bedeutung für die Revierauswahl beschrieben: Wiederholt wird die Bedeutung eines reichen Angebotes an Nischen und Höhlen betont (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Wichmann & Frank 2003). Weiterhin werden Präferenzen für eine voluminöse

Kronenschicht als günstigen Jagdlebensraum, für alte und zugleich wenig oder nicht genutzte Waldbestände, für feuchte Standorte, für Lücken in der Kronenschicht, für offenen Waldboden, für einen hohen Laubbaumanteil und für Standorte mit einem unruhigen Relief formuliert (Steinfatt 1937, Knorre 1986, Sturm 1986, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Brendel 1998, Wichmann & Frank 2003, Bauer et al. 2005). Auch die Meidung von Beständen mit viel Freiraum zwischen Waldboden und Krone wird beschrieben (Bezzel & Lechner 1978, Sturm 1986).

Um die Frage nach den speziellen Ansprüchen des Zwergschnäppers an sein Habitat an der Arealgrenze zu klären, wurde im Bayerischer Wald auf Grundlage von Strukturdaten aus besiedelten und nicht besiedelten Waldbeständen ein Habitatmodell für Zwergschnäpper erstellt. Dieses Modell zielt auf die Identifizierung derjenigen Strukturen, die das Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen erklären.

## Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasste den gesamten Nationalpark Bayerischer Wald und sein Umfeld (Abb. 1). Die Wälder sind durch montane Bergmischwälder aus Fichte, Tanne und Buche charakterisiert. Eine detaillierte Beschreibung des Gebietes findet sich u.a. bei StMELF (1979a, b, 1987), Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (2005) und Kanold et al. (2008).



**Abb. 1.** Lage der kartierten Flächen im Untersuchungsgebiet. Erläuterung: Grau hinterlegt sind die Waldflächen, die dicke Linie ist die Staatsgrenze zwischen Deutschland (Westen) und der Tschechischen Republik (Osten). – Location of the sample locations. Grey: forest, thick line: border between Germany (west) and Czech Republic (east).

## Methoden

**Zwergschnäpperdaten.** Die Größe des betrachteten Raumes von rund 700 km<sup>2</sup> schließt eine vollständige Kartierung aus. Die zugrunde liegenden Zwergschnäpperdaten sind vielmehr unsystematische Beobachtungen von revieranzeigenden Vögeln durch Mitarbeiter des Nationalparks. Es wurden alle Beobachtungen im Zeitraum vom 1. Mai bis 15. Juli der Jahre 2004–2009 verwendet. Dies entspricht in etwa dem in Südbeck et al. (2005) empfohlenen artspezifischen Erfassungszeitraum für den Zwergschnäpper. Da es sich um keine Revierkartierung handelt, können insbesondere bei Daten aus der ersten Mai-Hälfte Vögel auf dem Heimzug nicht immer ausgeschlossen werden, da der Brutbestand in Mitteleuropa kaum vor Ende Mai vollständig eingetroffen ist (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). Erst Daten ab Mitte Mai wurden verwendet. Beobachtungen ab August wurden in der Arbeit nicht berücksichtigt, um Durchzügler auf dem Weg in die Winterquartiere ausschließen zu können. Demnach wurden in der Arbeit die nachweislich durch Zwergschnäpper genutzten Bestände (Punkt, an dem der Zwergschnäpper gesungen hat) als Grundlage verwendet und nicht Reviere.

Ältere Beobachtungsdaten aus den Jahren vor 2004 blieben ebenfalls unberücksichtigt, um nicht Flächen zu beproben, in denen sich aufgrund natürlicher Waldentwicklung oder natürlicher „Störereignisse“ wie beispielsweise Windwurf gravierende Veränderungen der Lebensraumverhältnisse ergeben haben. Bei Punkten, die weniger als 500 m entfernt voneinander lagen, wurde nur ein Punkt berücksichtigt, um räumliche Autokorrelation zu verhindern.

Zur Abgrenzung der Probeflächen wurde um die nach dieser Überprüfung verbleibenden 40 Fundpunkte ein 50-m-Radius gelegt, was einer Fläche von je 0,785 ha entspricht. Dieser Radius wurde entsprechend zu den bisherigen Erkenntnissen zur Reviergröße des Zwergschnäppers in den Brutgebieten gewählt (vgl. Mauersberger 1961, Miera 1978, Stastny 1970, Steinfatt 1937). Die so entstandenen Probeflächen wurden in der Untersuchung als nachweislich genutzte Zwergschnäpperlebensräume und somit als Präsenz-Flächen behandelt. Diesen wurde die gleiche Zahl von Absenz-Flächen gegenübergestellt.

**Auswahl der Absenz-Flächen.** Die Absenz-Flächen wurden nicht rein zufällig innerhalb des gesamten Nationalparkgebietes ausgewählt. Einerseits um generell für Zwergschnäpper ungeeignete Gebiete (z. B. Waldränder, größere Windwurfflächen) von vornherein auszuschließen und andererseits, um bei den zum Vergleich mit den besetzten Flächen herangezogenen Daten vergleichbare Verhältnisse in Bezug auf z. B. Höhe über dem Meeresspiegel, Exposition und in diesem Zusammenhang auch Klima zu bekommen. Zu jeder Präsenz-Fläche wurde eine gleich große Absenz-Fläche als Referenzpunkt im Abstand von 500 m bestimmt, so dass den 40 Präsenz-Flächen 40 Absenz-Flächen gegenüber stehen und die Zahl der in das Modell einfließenden Probeflächen 80 beträgt. Die exakte Platzierung der Probepunkte für die Absenz-Flächen wurde zufällig und ohne Vorinformationen über die Habitateigenschaften gewählt. Bei der Wahl der Flächen wurde außerdem darauf geachtet, dass es zu keinen Überlappungen untereinander kam. Die Lage der untersuchten Flächen ist Abb. 1 zu entnehmen.

**Habitatvariablen.** Die auf den 80 Probeflächen aufgenommenen Habitatvariablen beschreiben die für Zwergschnäpper als potenziell relevant erachteten Habitatvariablen (s. o., Tabelle 1).

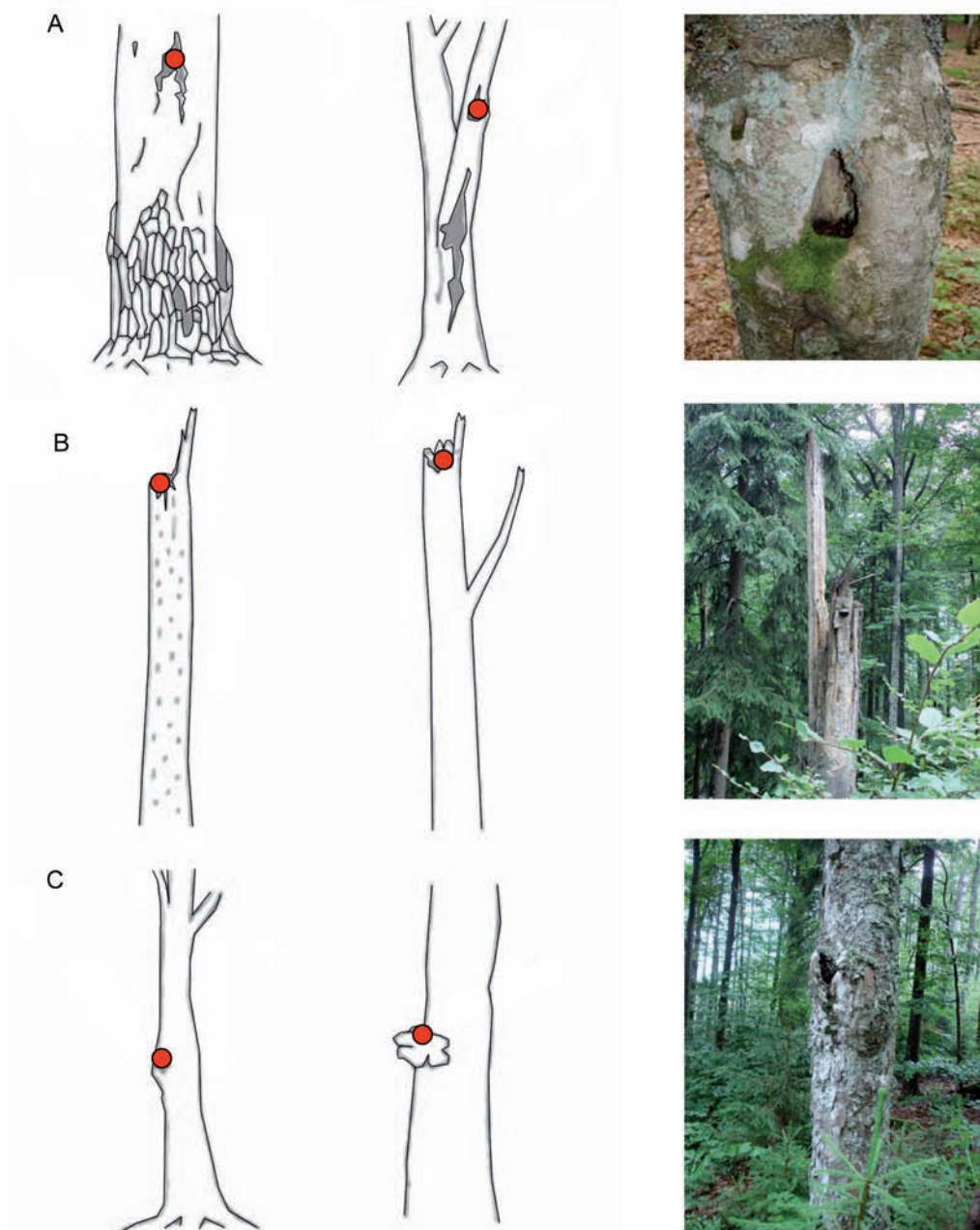
Um das Angebot an Nistmöglichkeiten zu quantifizieren, wurden bei der Kartierung alle Höhlen und als potenziell für ein Nest geeignet angesehenen Nischen aufgenommen (s. Abb. 2).

Die Deckung von Kronen-, Mittel-, Strauch- und Krautschicht wurde für jede Probefläche in Prozent geschätzt (Eckmüller et al. 2001). Strauch- und Krautschicht wurden zusammengefasst als Unterholz behandelt, weil diese für den Zwergschnäpper eine untergeordnete Rolle spielen (Bauer et al. 2005). Für die Kronenschicht wurden neben der Gesamtdeckung auch die Anteile aller Laubbäume gemeinsam in Prozent an der Kronendeckung registriert. Bei der Anzahl der Baumarten wurden alle Arten der Kronen- und Mittelschicht innerhalb der Probefläche berücksichtigt. Der Flächenanteil von Lichtungen und Lücken in der Kronen- und Mittelschicht an der Probefläche wurde in Form von Lücken, die bis zur Krautschicht reichen, erfasst.

Mithilfe eines Hypsometers wurde für jede Probefläche die Hangneigung festgestellt. Die

Masse an stehendem Totholz wurde in Festmetern ( $m^3$  festes Holzvolumen) errechnet. Dazu wurden nur tote Stämme mit Brusthöhen-durchmesser  $>12$  cm berücksichtigt. Bei dünne-

ren Stämmen kann nicht davon ausgegangen werden, dass sie ausreichend Raum für einen Brutplatz bieten können.



**Abb. 2.** Verschiedene Neststandorte (rote Punkte): A = Halbhöhlen, B = Stümpfe, C = Nischen (verändert nach Mitrus & Socko 2004) mit Foto-Beispielen aus dem Bayerischen Wald. – Various nesting locations (red dots): A = open nesting holes, B = dead wood stumps, C = niches (after Mitrus & Socko 2004) with photographs of examples from the Bavarian Forest.



**Tab. 1.** Definitionen der Habitatvariablen und deren biologische Bedeutung. – *Definition of habitat variables and their biological importance*

Habitatvariable	Definition	Biologische Bedeutung
Anzahl Nischen/Höhlen	Anzahl Höhlen und potenziell für ein Nest geeignete Nischen (siehe Text, Abb. 2) innerhalb der Probefläche	Nistplatzangebot
Deckung der Kronenschicht	Deckung der obersten Baumschicht bezogen auf die Probefläche [%]	Schlussgrad der Baumkrone
Anteil der Laubbäume an der Kronenschicht	Deckung von allen Laubbäumen in der obersten Baumschicht bezogen auf die Probefläche [%]	Laubbaumanteil
Deckung der Mittelschicht	Deckung der mittleren Baumschicht bezogen auf die Probefläche [%]	Schlussgrad der Mittelschicht
Deckung der Strauch-/Krautschicht	Deckung der Strauch- und Krautschicht bezogen auf die Probefläche [%]	Schlussgrad des Unterholzes
Anteil von Lichtungen	Anteil von bis auf den Boden reichenden Lücken in der Baumschicht (alle Schichten) bezogen auf die Probefläche [%]	Dichte des Bestandes
Brusthöhendurchmesser der 3 dicksten Bäume im Probekreis	Durchmesser der 3 dicksten Bäume in Brusthöhe innerhalb des Probekreises [cm]	Bestandsalter
Vorhandensein feuchter Stellen	Vorhandensein von Quellen, Rinnsalen, Wasserläufen usw. innerhalb des Probekreises [ja/nein]	Standortfeuchte
Vorhandensein von Felsen und oder Steinen	Vorhandensein von Felsstrukturen innerhalb des Probekreises [ja/nein]	Eignung zur Bewirtschaftung, Reliefrauigkeit
Anzahl Bergahorn	Anzahl von Bergahornen in der Mittel- und Kronenschicht innerhalb des Probekreises	naturnahen Bergmischwald und Höhlenangebot im Bergahorn
Anzahl Baumarten	Anzahl der Baumarten innerhalb des Probekreises	Baumartendiversität
Hangneigung	Hangneigung des Probekreises [%]	Eignung zur Bewirtschaftung
Menge stehendes Totholz	Summe des stehenden Totholzes mit >12 cm Brusthöhendurchmesser [ m <sup>3</sup> ]	Nistplatzangebot

**Statistik.** Um Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen des Zwergschnäppers und den Habitatvariablen zu testen, verwendeten wir die Logistische Regression (McCullagh & Nelder 1989, Harrell 2001). Alle Auswertungen erfolgten in R 2.8.1 ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)). Als abhängige Variable diente die dichotome Präsenz-Absenz von Zwergschnäppern. Die Habitatvariablen bildeten die unabhängigen Variablen (= erklärende Variablen, Tab. 1). Die unabhängigen Variablen wurden z-standardisiert, damit die Effektgröße zwischen den Va-

riablen verglichen werden können. Um Kollinearität zu reduzieren, wurden alle Korrelationen zwischen den unabhängigen Variablen berechnet, und im Zweifelsfalle ( $R^2 > 0,5$ ) die biologisch sinnvollere Variable gewählt. Die nach dieser Vorauswahl verbleibenden Variablen wurden einer logistischen Regression mit einer Rückwärtselimination auf Basis des AIC-Wertes (Akaike's Information Criterion, Akaike 1974, Schröder 2000) unterzogen (R-Paket MASS, Venables & Ripley 1999).

Zur Abschätzung des Einflusses der einzelnen unabhängigen Variablen wurde die Hierarchische Partitionierung angewendet (Paket hier. part; Welsh & Mc Nally 2008). Abschließend wurde die Güte des Habitatmodells mittels einer Bootstrap-Methode geprüft (Steyerberg et al. 2001a). Um das Modell in seiner Güte mit anderen Habitatmodellen aus dem Themenfeld (Müller et al. 2009b) und unserem Untersuchungsraum (Müller et al 2009a) vergleichen zu können, wurden vier Gütekriterien herangezogen:

Der AUC-Wert (Area Under the ROC-Curve) gibt den Flächeninhalt unter der ROC-Kurve (Receiver-Operating-Characteristics) an (Hanley & McNeil 1982). Er kann als die Wahrscheinlichkeit interpretiert werden, dass bei einem zufällig gezogenen Paar von Beobachtungen, von denen eine ein Vorkommen und die andere ein Nichtvorkommen ist, das Modell eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für das tatsächliche Vorkommen vorhersagt (Fielding & Bell 1997). Der bestmögliche Wert von AUC ist 1, er entspricht einer perfekten Trennung von Vorkommen und Nichtvorkommen. 0,5 entspricht einem Modell mit konstant vorhergesagter Wahrscheinlichkeit. Hosmer und Lemeshow (2000) beurteilen AUC Werte 0,7 bis <0,8 als akzeptabel, 0,8 bis <0,9 als exzellent und ab 0,9 als hervorragend.

Cohen's Kappa wird als zufallskorrigiertes Maß für den Anteil korrekter Vorhersagen bezeichnet. Die Idee ist, dass der Anteil erwarteter korrekter Vorhersagen von dem beobachteten Anteil korrekter Vorhersagen abgezogen wird und so normiert wird, dass das Maximum 1 beträgt. Nach Monserud und Leemans (1992) sind die Werte wie folgt einzuschätzen: 0,05-0,20 sehr schwach, 0,20-0,40 schwach, 0,40-0,55 ausreichend, 0,55-0,70 gut, 0,70-0,85 sehr gut, 0,85-0,99 exzellent, 0,99-1,0 perfekt.

Der  $R^2$  Wert ist ein Maß, das die Kalibrierung und die Feinheit (refinement) eines Modells gemeinsam bewertet. Es stellt eine Verallgemeinerung des Bestimmtheitsmaßes  $R^2$ , das für lineare Regressionsmodelle den Anteil der erklärten Varianz quantifiziert. Je näher der Wert an 1 herankommt desto besser ist das Modell kalibriert und kann gut zwischen Vorkommen und Nicht-Vorkommen unterscheiden. Für das  $R^2$  nach Cox & Snell (1989) sind Wertebereiche >0,4 als gut zu bewerten (Raithel 2008). Für das  $R^2$  nach Nagelkerke (1991) kann



**Abb. 3.** Typischer Brutplatz des Zwergschnäppers in einer ausgefallenen Halbhöhle eines Tannentotholzstumpfes im Hans-Watzlik-Hain, Nationalpark Bayerischer Wald, Juli 2007, Foto: C. Moning. – *Typical nesting site of the Red-breasted Flycatcher in a rot-hole in a fir stump at the Watzlik Hain, Bavarian Forest National Park.*

bei Werten >0,5 mehr als die Hälfte der Varianz der abhängigen Variablen durch die unabhängigen Größen erklärt werden (Backhaus et al. 2008). Nach Steyerberg et al. (2001b) zeigt schon ein Modell mit  $R^2 >0,4$  eine gute Kalibrierung. Für die Evaluierung des Modells wurde das Paket PresenceAbsence verwendet (Freeman 2009).

## Ergebnisse

**Ergebnisse der Habitatmodellierung.** Die Variable „Deckung Kronenschicht“ korrelierte negativ mit den Variablen „Anteil Lichtungen“ ( $r = -0,699$ ) und „Deckung Unterholz“ ( $r = -0,672$ ). Daher wurde sie aus dem Modell eliminiert. Ganz ähnlich verhielt es sich bei den Variablen „Anzahl Nischen/Höhlen“ und „Totholzvorkommen“. Hier lag der Wert der Spearman-Korrelation bei  $r = 0,69$ . Da der ökologische Wert des Totholzvorkommens in Bezug auf den Zwergschnäpper hauptsächlich in der Menge an möglichen Nistplätzen liegt, wurde die Variable „Anzahl Nischen/Höhlen“ beibehalten, während die Variable „Totholzvorkommen“ entfiel. Es blieben demnach nach dem Test auf Korrelation noch 11 Variablen für die Logistische Regressionsanalyse übrig (Tab. 2).

Die schrittweise Rückwärtselimination lieferte am Ende fünf unabhängige Variable für das endgültige Modell (Tab. 3). Am bedeutendsten war dabei das Höhlen- und Nischenangebot, gefolgt von der Hangneigung und dem Anteil der Lichtungen (Abb. 4).

**Tab. 2.** Habitatvariablen mit Mittelwerten für Präsenz-Flächen (mit Zwergschnäpper-Nachweis) und Absenz-Flächen (Kontrollflächen) sowie Übersicht über die im GLM verwendeten Variablen. – *Habitat variables with mean values for stands with Red-breasted Flycatcher presence and for control plots and overview of variables used in the GLM.*

Habitatvariable	Mittelwert Präsenz-Flächen	Mittelwert Absenz-Flächen	GLM
Deckung Kronenschicht [%]	63,20	59,43	
Deckung Mittelschicht [%]	30,93	18,15	X
Deckung Unterholz [%]	45,38	54,20	X
Feuchte Standorte [ja/nein]	0,45	0,38	X
Felsige Standorte [ja/nein]	0,55	0,20	X
Anteil Lichtungen [%]	15,48	22,08	X
Hangneigung [%]	23,28	19,38	X
Anzahl Baumarten	4,45	4,05	X
Anzahl Bergahorne	9,98	3,25	X
Brusthöhdurchmesser [cm]	78,27	62,37	X
Anzahl Nischen/Höhlen	35,05	19,85	X
Deckung Laubbäume [%]	43,43	36,33	X
Totholzvorkommen [m <sup>3</sup> /Probefläche]	34,69	19,99	

**Ergebnisse der Modellbewertung.** Für die Modellgüte ergab sich ein AUC-Wert von 0,92, was eine hervorragende Modellgüte darstellt. Dies bedeutet, dass mit Hilfe der fünf im Modell enthaltenen Habitatvariablen die von Zwergschnäppern genutzten Flächen sehr gut von den zufällig gewählten Flächen unterschieden werden können (Abb. 4).

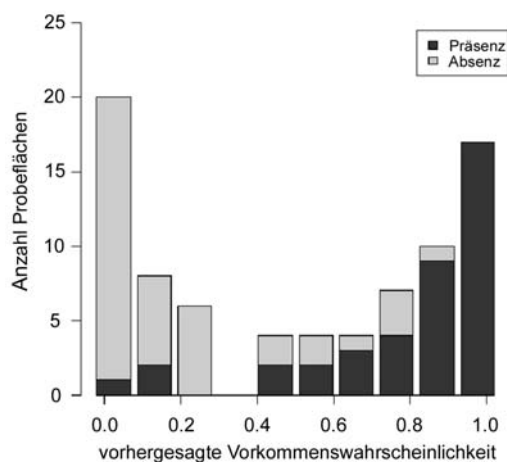
Die errechneten Gütekriterien ergaben ein Bestimmtheitsmaß nach Cox & Snell (1989) von 0,507, was als gut zu bewerten ist. Das R<sup>2</sup> nach Nagelkerke mit 0,676 zeigt an, dass die Ziel-

größe sehr gut durch das Modell beschrieben wird. Der Cohen’s Kappa-Wert von 0,75 ist als „sehr gut“ einzustufen.

### Diskussion

**Die hohe Bedeutung des Nistplatzangebotes.** Die Ergebnisse der Habitatmodellierung unterstreichen die hohe Bedeutung von Brutmöglichkeiten in Form von Höhlen und Nischen für Zwergschnäpper. Die Anzahl der Nischen und Höhlen stellt den wichtigsten Faktor zur Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Zwergschnäppers im Bayerischen Wald dar. Auch bei anderen Vertretern aus der Familie der Fliegenschnäpper (*Muscicapidae*), wie beispielsweise dem Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*, wurde bei der Wahl der Territorien ein besonders hoher Stellenwert in Bezug auf das Nistplatzangebot festgestellt (Lundberg & Alatalo 1992). Gustafsson (1988) fand heraus, dass auch beim Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* die Verfügbarkeit von Höhlen ein stark limitierender Faktor der Populationen sein kann. In Buchenwäldern der kollinen Stufe wurde für diese Art ein kritischer Schwellenwert von 7 Kleinhöhlen pro Hektar errechnet (Müller 2005). Abb. 2 zeigt einige typische Neststandorte des Zwergschnäppers im Untersuchungsgebiet.

**Die Bedeutung der Waldstruktur.** Im Hinblick auf die Kronendeckung ließ sich kein signifikanter Einfluss feststellen. Die Variable „De-



**Abb. 4.** Vergleich von Modellvorhersage und der beobachteten Präsenz resp. Absenz von Zwergschnäppern in 40 Präsenz-Absenz-Flächenpaaren. – *Comparison between predicted and observed presence and absence of 40 occupied and 40 randomly selected plots.*

**Tab. 3.** Unabhängige Variablen und deren Schätzwerte aus dem endgültigen Habitatmodell nach der Rückwärtselimination. Das Vorzeichen des Schätzwertes gibt an, ob die Variable einen positiven oder negativen Einfluss auf das Vorkommen der Art hat. Die Größe des Schätzwertes gibt an, wie hoch der Einfluss ist. Durch die Standardisierung der Variablen sind die Schätzer über alle Variablen hinweg vergleichbar. – *Independent variables and their estimated values in the final habitat model. These values indicate whether the variable has a positive or negative influence on the occurrence of the species and the strength of this influence. Through standardisation of variables, the estimates are comparable across all variables.*

Unabhängige Variable	standardisierter Schätzwert	Standardfehler	Pr(>/z/)
Anzahl Nischen/Höhlen	2.37	0.59	<0.001 ***
Brusthöhendurchmesser	1.03	0.46	0.0242 *
Anteil Lichtungen	-1.52	0.59	0.011 *
Deckung Mittelschicht	1.14	0.52	0.028 *
Hangneigung	1.50	0.52	0.004 **

\* $p \leq 0,05$ : signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 5 %)

\*\* $p \leq 0,01$ : sehr signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 1 %)

\*\*\* $p \leq 0,001$ : höchst signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 1 ‰)

ckung Kronenschicht“ lieferte nur einen geringen Anteil an Erklärung der Varianz in der abhängigen Variablen und wurde daher nicht in das endgültige Modell übernommen. Der Mittelwert der Kronendeckung der besetzten Zwergschnäpper-Flächen lag mit 63,2 % weit unter den allgemein in der Fachliteratur dargelegten Ansprüchen des Zwergschnäppers, in der Zwergschnäpperwälder in Mitteleuropa als hochgradig geschlossen beschrieben werden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993).

Wir fanden einen stark negativen Einfluss eines hohen Anteils von Lichtungen in den Probestellen. Die Art besiedelt im Untersuchungsgebiet die Bereiche hoher Schattigkeit, wie sie unter anderem auch von Sturm (1986) für die Sächsische Schweiz beschrieben werden. Diese Feststellung lässt sich allerdings nicht ohne weiteres auf jegliche Bereiche des westlichen Arealrandes übertragen. In den Wäldern von Wien stellten Wichmann & Frank (2003) fest, dass dort durchaus auch die offenen, lichten Eichen-Hainbuchenwälder besiedelt werden. Da in der Literatur zahlreiche unterschiedliche Darstellungen zum Anteil an Lichtungen gemacht werden, muss vermutet werden, dass diese Habitatvariable entweder keinen sonderlich großen Stellenwert bei der Habitatpräferenz des Zwergschnäppers einnimmt oder dass die Struktur nicht ausreichend standardisiert untersucht wurde, um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten.

Im Hinblick auf die Deckung der Strauch- und Krautschicht zeigt bereits der Vergleich der Mittelwerte (Präsenz: 45,38%; Absenz: 54,20%),

dass sich die untersuchten Flächen nicht grundlegend in der Ausprägung unterscheiden. Auch statistisch ergeben sich keine signifikanten Unterschiede und so fand die Variable keine Berücksichtigung im endgültigen Habitatmodell. Aufgrund der ähnlichen Mittelwerte kann angenommen werden, dass die Deckungsgrade in etwa dem Durchschnitt des gesamten Untersuchungsgebietes entsprechen.

Hinsichtlich der „Deckung der Mittelschicht“ zeigt bereits der Vergleich der Mittelwerte einen starken Unterschied zwischen den Werten der Präsenz- und der Absenz-Flächen. Auch bei der Habitatmodellierung verblieb die Variable mit einem der höchsten Erklärungsgrade zur Vorkommenswahrscheinlichkeit im abschließenden Modell. Die gewonnenen Ergebnisse bestätigen die Resultate der Untersuchung von Wichmann & Frank (2003) aus dem Wiener Tiergarten, die auch hier und somit ebenfalls an der südwestlichen Verbreitungsgrenze dem Deckungsgrad der Mittelschicht einen maßgeblichen positiven Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit zuschreiben konnten.

**Alter Wald ist Zwergschnäpperwald.** Schon der Vergleich der Mittelwerte der als Maß für das Bestandsalter gewählten Habitatvariable „Brusthöhendurchmesser“ der Präsenzflächen (78 cm) und der Absenz-Flächen (62 cm) zeigt an, dass Zwergschnäpper auch innerhalb des Bayerischen Waldes alte Bestände mit starken Altbäumen bevorzugen. Dass die Unterschiede auch signifikant sind, kann durch das Habitat-

modell für den Bayerischen Wald bestätigt werden. Auch nach der rückwärts gerichteten Elimination verblieb die Habitatvariable im Modell und trägt damit einen hohen Grad an Erklärung zur Habitatpräferenz von Zwergschnäppern bei. Schon Moning & Müller (2008) errechneten für das signifikant häufigere Auftreten des Zwergschnäppers im Bayerischen Wald einen Schwellenwert von rund 300 Jahren Bestandsalter.

Aus ökologischer Sicht lässt sich diese Präferenz für alte Wälder jedoch nicht ohne weiteres erklären. In der Literatur wird das Bestandsalter vor allem mit dem erhöhten Angebot an Nistplätzen in Verbindung gebracht. Da die Habitatvariable „Brusthöhendurchmesser“ allerdings nur gering mit der Habitatvariable „Anzahl Nischen/Höhlen“ korreliert ist, müssen andere Gründe für dieses Ergebnis verantwortlich sein. Das Bestandsalter scheint demnach mehrere Faktoren zu akkumulieren, die zusammen einen hohen Erklärungsbeitrag liefern. Sauberer et al. (2007) verweisen auf die hohe Phytomasse alter Wälder und deren zentralen Stellenwert im Lebensraum von Zwergschnäppern. Hohe Werte seien hier für die Jagd von Bedeutung, da ein Großteil der Nahrung von den Blättern abgelesen wird. Im Laufe der Alterung eines Bestandes steigt der Anteil an Faulstellen, abbrechenden Ästen und Rissen in der Borke, was wiederum zu einer erhöhten Attraktivität des Bestandes für potenzielle Beutetiere des Zwergschnäppers wie Insekten, Spinnen und Milben führt (Wichmann & Frank 2003). Nicht nur die Masse an Beutetieren, sondern auch die Vergrößerung der nutzbaren Fläche zum Nahrungserwerb durch eine erhöhte Phytomasse machen Altholzbestände vermutlich für diese Vogelart attraktiv (Wichmann & Frank 2007).

**Feuchte Standorte sind nicht limitierend.** Insgesamt waren auf knapp der Hälfte aller untersuchten Flächen feuchte Standorte vorhanden. Die Habitatvariable „feuchte Standorte“ hatte keinen signifikanten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit und fand im abschließenden Habitatmodell keine Berücksichtigung, sodass das Vorhandensein feuchter Stellen zumindest im Bayerischen Wald nicht zur Differenzierung zwischen Präsenz- und Absenz-Flächen herangezogen werden kann. Ein ausreichend schattig-feuchtes Bestandsklima, wie es von Glutz von Blotzheim & Bauer (1993) und

Flade (1994) beschrieben wird, scheint also im Untersuchungsgebiet nicht limitierend zu wirken.

**Die Bedeutung des Laubbaumanteils.** Für das Untersuchungsgebiet konnte keine Bindung an besonders laubbaum- oder baumartenreiche Bestände nachgewiesen werden. Festzuhalten ist jedoch, dass sowohl die Präsenz-Flächen als auch die Absenz-Flächen in Hanglagen zwischen 700 und 1150 m NN und damit im Bereich der Bergmischwälder mit erhöhtem Buchenanteil lagen. Es scheint also in diesem Höhenbereich des Bayerischen Waldes eine zumindest in weiten Teilen für den Zwergschnäpper geeignete Baumartenzusammensetzung zu geben.

Auch hinsichtlich des Vorkommens des besonders höhlenreichen Bergahorns konnte im Untersuchungsgebiet keine besondere Präferenz für Standorte mit erhöhtem Bergahornvorkommen nachgewiesen werden.

**Steile Hanglagen werden bevorzugt.** Das Vorhandensein von Felsen und Steinen konnte die Vorkommenswahrscheinlichkeit nicht signifikant erklären und fand keine Berücksichtigung im Habitatmodell. Im Fall der Hangneigung konnte dagegen ein hoher Grad an Erklärung ermittelt werden. Als zweitstärkster positiver Einflussfaktor auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit ist die Hangneigung eine der entscheidenden Variablen im Habitatmodell. Auf den ersten Blick findet sich keine ökologische Erklärung für diese Präferenz. Auch in der Literatur wird die Hangneigung wenn überhaupt nur beiläufig in Habitatbeschreibungen für den Zwergschnäpper erwähnt (z. B. Flade 1994). Auf derartigen Standorten lassen sich jedoch drei Faktoren finden, die eine Präferenz des Zwergschnäppers für starke Hangneigungen erklären könnten. Es sind veränderte Wuchsbedingungen, spätere Belaubung und beeinträchtigte Nutzbarkeit durch die Forstwirtschaft.

Die Wuchsbedingungen der Bäume sind an steilen Hängen wesentlich schlechter als auf weniger geneigten Flächen. Deshalb wachsen hier oftmals kümmernde Bäume mit günstigen Nistmöglichkeiten heran. Ein weiterer Punkt, der mit den Wuchsbedingungen einhergeht, ist die Ausbildung der Vertikalstruktur im Bereich Kronen- und Mittelschicht. An stärker geneigten Hängen bildet sich durch unterschiedliche Höhenverteilung ein weitaus heterogenerer



**Abb. 5.** Zwergschnäpermännchen. Erst nach dem zweiten Kalenderjahr zeigen Zwergschnäpermännchen die vollständig rote Kehle. Mittelsteighütte, Nationalpark Bayerischer Wald, Juni 2009, Foto: C. Moning. – *Male Red-breasted Flycatcher. Only birds older than two years show a completely reddish throat.*

Aufbau der Baumkrone als an flach geneigten bis ebenen Standorten. Ein derartiger Strukturreichtum im Aufbau der Bäume kann den Jagdraum des Zwergschnäppers vergrößern. Zwergschnäpper jagen auch als Wartenjäger und hier besonders im freien Luftraum oder im oberen Stamm- und unteren Kronenraum (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). Gerade diese Bereiche unterscheiden sich an Hängen im Aufbau grundlegend von den mehr oder weniger homogenen Verhältnissen in der Ebene. Durch den stufenartigen Aufbau erreicht außerdem mehr Licht auch die mittleren Kronenschichten (Wichmann & Frank 2003). Dies erhöht das Vegetationsvolumen in der Mittelschicht und verbessert damit die Bedingungen für den Nahrungserwerb des Zwergschnäppers.

Der zweite mögliche Grund einer Präferenz des Zwergschnäppers für Standorte an stark geneigten Hängen stellt die im Vergleich zu ebenen Standorten verzögerte Phänologie der Bäume dar. So stellte Husova (1973) fest, dass die Blätter von Buche und Bergahorn in den Schluchtwäldern und Taleinschnitten im tsche-

chischen Altvatergebirge bis zu 14 Tage später austreiben als in den offeneren Abschnitten. Derartige mesoklimatische Unterschiede könnten auch im Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald bestehen. Eine spätere Belaubung bringt Zwergschnäppern, die erst spät aus ihrem Winterquartier in die Brutgebiete zurückkehren, möglicherweise ökologische Vorteile in Bezug auf die damit verbundene Entwicklung ihrer Hauptnahrung, der Fluginsekten. Die Jungenaufzucht fällt dann in die Zeit, in der Fluginsekten am aktivsten sind, was sich für die Jungenaufzucht anderer insektenfressender Vogelarten als sehr bedeutend herausgestellt hat (z. B. Naef-Daenzer & Keller 1999).

Eine dritte mögliche Erklärung für eine Habitatpräferenz des Zwergschnäppers für stark geneigte Hänge ist die eingeschränkte Möglichkeit zur forstwirtschaftlichen Nutzung. Da krumme und verwachsene Stämme ökonomisch wenig wertvoll sind, gehen durch die Förderung ökonomisch wertvoller Stämme im ebenen Wirtschaftswald für den Zwergschnäpper wichtige Strukturen im Bestand verloren (Scherzinger 2002).

**Ein Wald für Zwergschnäpper.** Im Hinblick auf die forstliche Behandlung von Wäldern, die von Zwergschnäppern besiedelt werden, lässt sich aus dieser Untersuchung heraus ein Leitbild für die Vorkommen in Ostbayern ableiten. Der ideale Zwergschnäpperwald in Bayern ist sehr alt und Laubbaum-dominiert, in steiler Hanglage und zugleich wenig genutzt. Dadurch weist er eine hohe Anzahl an Nischen und Höhlungen auf (Abb. 2, 3). Da es sich bei solchen Beständen oft um kleinräumige Altwald-Relikte handelt, ist ein Nutzungsverzicht dieser Bestände der ideale Weg zum Erhalt der Zwergschnäpperlebensräume. Dort wo Zwergschnäpper genutzte Bestände besiedeln, ist eine plenterartige, d. h. dauerhaft schattige, dichte und vertikal reich gegliederte Waldstruktur, beispielsweise durch einzelstammweise Nutzung anzustreben. Lichtungen sind zu vermeiden. Auch auf den Erhalt stehenden Totholzes ist hier besonders zu achten. Ökonomisch weniger wertvolle Bäume mit Vorschäden und/oder krüppeligem Wuchs sind unbedingt zu erhalten. Dies betrifft häufig auch unauffällige, nebenständige und kümmernde Laubbäume.

### Zusammenfassung

In dieser Untersuchung werden die Schlüsselstrukturen für die Habitatwahl des Zwergschnäppers am Westrand seiner Verbreitung, am Beispiel des Bayerischen Waldes identifiziert. Die Zwergschnäpperpopulation im Nationalpark Bayerischer Wald und seiner Umgebung umfasst rund 40 Reviere, die meist in alten buchendominierten Bergmischwäldern gefunden wurden. Mit Hilfe eines auf einer logistischen Regression basierenden Habitatmodells wurden folgende Habitatvariablen in absteigender Reihenfolge nach ihrem Erklärungswert als bedeutsam identifiziert:

Die Verfügbarkeit von Nistmöglichkeiten, steile Hanglagen, eine ausgeprägte Mittelschicht, und ein hoher Bruthöhendurchmesser der Altbäume hatten einen positiven Einfluss. Lücken im Bestand hatten einen negativen Einfluss. Der Anteil von Laubbäumen, die Baumartenzahl sowie Deckung von Unterschicht und Oberschicht in den Probestflächen lieferte keinen signifikanten Erklärungsbeitrag.

Das Volumen stehenden Totholzes wurde aus technischen Gründen für die Modellierung

eliminiert. Da aber die mit dem stehenden Totholz stark korrelierte Habitatvariable des Nistplatzangebotes im Modell signifikant wurde, muss dem stehenden Totholz hinsichtlich des Managements von Zwergschnäpperlebensräumen Bedeutung beigemessen werden. Das Belassen von stehendem Totholz fördert das Angebot an Nistmöglichkeiten.

Aus diesen Ergebnissen lassen sich zwei weitere Schlussfolgerungen für den Schutz der Art ableiten. Relikte alter Wälder sollten nach Möglichkeit nicht genutzt werden, so wie es beispielsweise das Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten vorsieht. Dort, wo Zwergschnäpper in bewirtschafteten Wäldern brüten, sollte eine plenterartige Struktur angestrebt werden, die eine dauerhaft schattige, dichte, vertikal reich gegliederte Waldstruktur gewährleistet.

### Literatur

- Akaike, H. (1974): A new look at statistical-model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 716-723.
- Backhaus, K., B. Erichson, W. Plinke & R. Weiber (2008): *Multivariate Analysemethoden*. 12. Aufl., Springer, Berlin.
- Bauer, H.G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. Band 2. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF, Hrsg., 1987): *Klima und Böden*. Wissenschaftliche Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 1, 2. Verbesserte Auflage.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF, Hrsg., 1979a): *Pflanzengesellschaften*. Wissenschaftliche Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 4.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF, Hrsg., 1979b): *Witterung und Klima*. Wissenschaftliche Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 5.
- Bezzel, E. & F. Lechner (1978): *Die Vögel des Werdenfelser Landes*. Kilda-Verlag, Greven.
- Bezzel, E., I. Geiersberger, G. v. Lossow & R. Pfeifer (2005): *Brutvögel in Bayern*. Verbreitung 1996 bis 1999. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Brendel, U. (1998): *Vögel der Alpen*. Ulmer Verlag, Stuttgart.

- Cohen, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20: 37-46.
- Cox, D. R. & E. J. Snell (1989): *Analysis of binary data*. 2. Aufl., Chapman and Hall, London, New York.
- Dormann, C. F., T. Blaschke, A. Lausch & B. Schröder (2004): *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003, UFZ, Leipzig.
- Eckmüller, O., W. Fleck, C. Fraissl, B. Posch & F. Reimoser (2001): *Naturrauminventur (Wald) im Nationalpark Donau-Auen*. Stichprobeninventur 1998/99. Wien.
- Flade, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands*. IHW-Verlag.
- Freeman, E. (2009): *PresenceAbsence: Presence-Absence Model Evaluation*, R Package, Version 1.1.3.
- Fünfstück, H.-J., G. v. Lossow & H. Schöpfl (2003): Rote Liste gefährdeter Brutvögel (Aves) Bayerns. – BayLfU, 166: 39-44.
- Glutz von Blotzheim, U. & K. M. Bauer (1993): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Bd. 13/I, *Passeriformes: Muscicapidae – Paridae*, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Gustafsson, L. (1988): Inter- and intraspecific competition for nest holes in a population of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. *Ibis* 130: 11-16.
- Harrell, F. E. J. (2001): *Regression modelling strategies: with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis*. Springer, New York.
- Husova, M. (1973): Die Schluchtwälder des Gebirges Hruby Jeseník (Hohes Gesenke). *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 8: 341-366.
- Kanold, A., N. Rohrmann & J. Müller (2008): Einflussfaktoren auf das Baumhöhlenangebot und dessen Auswirkungen auf die Arten und Dichten von Höhlenbrütern in Bergwäldern. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 116-129.
- Knorre, D.V., G. Grün, R. Günther & K. Schmidt (Hrsg., 1986): *Die Vogelwelt Thüringens*. G. Fischer, Jena.
- Legendre, P. (1993): Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659-1673.
- Limbrunner, A., E. Bezzel, K. Richarz & D. Singer (2001): *Enzyklopädie der Brutvögel Europas*. Kosmos Verlag, Stuttgart.
- Lundberg, A. & R. V. Alatalo (1992): *The Pied Flycatcher*. Poyser, London.
- Mauersberger, G. (1961): Wo brütet bei uns der Zwergschnäpper? *Der Falke* 8: 209-210.
- McCullagh, P. & J. A. Nelder (1989): *Generalized linear models*. 2. Aufl., Chapman and Hall, New York.
- Miera, C. (1978): Zur Brutbiologie des Zwergschnäppers. *Der Falke* 25: 120-127.
- Mitrus, C. & B. Socko (2004): Natural nest sites of the Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* in a primeval forest. *Acta Ornithologica* 39: 53-57.
- Moning C & J. Müller (2008): Environmental key factors and their thresholds for the avifauna of temperate montane forests. *Forest Ecology and Management* Vol. 256 (5): 1198-1208.
- Monserud, R. A. & R. Leemans (1992): Comparing global vegetation maps with Kappa statistic. *Ecological Modelling* 62: 275-293.
- Müller, J. (2005): *Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern*. Dissertation, TU München Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement, Lehrstuhl für Waldwachstumskunde.
- Müller, D., B. Schröder & J. Müller (2009a): Modelling habitat selection of the cryptic Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. *Journal of Ornithology* 150: 717-731.
- Müller, J., J. Pöllath, R. Moshhammer & B. Schröder (2009b): Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 257: 502-509.
- Nagelkerke, N. J. D. (1991): A note on general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78: 691-692.
- Naef-Daenzer, B. & L. F. Keller (1999): The foraging performance of great and blue tits (*Parus major* and *P. caeruleus*) in relation to caterpillar development, and its consequences for nestling growth and fledging weight. *J. Anim. Ecol.* 68: 708-718.
- Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg., 2005): *Die Wälder des Nationalparks Bayerischer Wald – Ergebnisse der Waldinventur 2002/2003*. Wissenschaftliche Schriftenreihe des Nationalparks Bayerischer Wald, Heft 16.

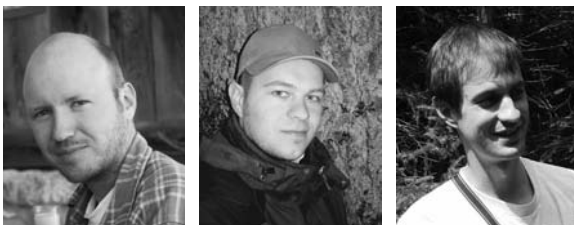


- Raithel, J. (2008): Quantitative Forschung: Ein Praxiskurs. 2. Auflage, VS Verlag für Sozialwissenschaften, GWV Fachverlage GmbH 2008, Wiesbaden.
- Sauberer, N., E. Hochbichler, N. Milasowszky, B. Panagoitis & L. Sachslehner (2007): Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.
- Scherzinger, W. (2002): Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Schmidt, O. (Hrsg., 2007): Vogelmonitoring im Bayerischen Staatswald 1999-2004. LWF-Wissen 56.
- Schröder, B. (2000): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitat-eignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. PhD-Thesis. TU Braunschweig, Braunschweig.
- Smith, P.A. (1994): Autocorrelation in logistic regression modelling of species' distributions. *Global Ecology & Biogeography Letters* 4: 47-61.
- Stastny, K. (1970): Einige Beobachtungen über die Brutbiologie des Zwergschnäppers (*Ficedula parva*). *Sylvia* 18: 81-93.
- Steinfatt (1937): Beobachtungen über das Brutleben des Zwergfliegenschnäppers in der Rominter Heide. *Orn. Mber.* 45: 1-7.
- Steyerberg, E. W., M. Eijkemans & J. Habbema (2001a): Application of shrinkage techniques in logistic regression analysis: a case study. *Statistica Neerlandica* 55: 76-88.
- Steyerberg, E. W., J. Habbema, E. J. Frank, G. J. J. M. Borsboom, M. J. C. Eijkemans & Y. Vergouwe (2001b): Internal validation of predictive models - Efficiency of some procedures for logistic regression analysis. *Journal of Clinical Epidemiology* 54: 774-781.
- Sturm, A. (1986): Der Zwergfliegenschnäpper, *Ficedula parva*, in der Sächsischen Schweiz. *Beitr. Vogelkd.* 32: 1-12.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeld (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell.
- Utschick, H. (2003): Eignen sich naturschutzfachliche Leit- und Zielartensysteme für den Waldvogelschutz? in: Schmidt O (Hrsg.): *Naturwaldreservate in Bayern*. LWF Wissen 43: 31-46.
- Venables, W. N. & B. D. Ripley (2008): *Mass: Functions and datasets to support Venables and Ripley, 'Modern Applied Statistics with S' (4th edition), R Package, Version 7.2-45.*
- Wichmann, G. & G. Frank (2003): Bestanderhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. *BirdLife Österreich*, Wien.
- Wichmann, G. & G. Frank (2007): Habitat choice of Red-breasted Flycatchers *Ficedula parva* is dependent on forestry management and game activity in a deciduous forest in Vienna (Austria). *Bird Study* 54: 289-295.

Eingegangen am 9. Januar 2011

Revidierte Fassung eingegangen am 11. Mai 2011

Angenommen am 25. Mai 2011



von links: **Dr. Christoph Moning**, Jg. 1976, Studium der Landschaftsarchitektur / Landschaftsplanung an der TU München, vegetationsökologische und ornithologische Forschungen in Sumpfwäldern in Südafrika, Auswertung des bayernweiten Vogelmonitorings an der LWF, faunistische Forschungen zu ökologischen Schlüsselwerten in Bergmischwäldern. Privatdozent an der FH Weihenstephan.

**Christopher König**, Jg. 1984, Studium der angewandten Biogeographie an der Universität Trier, Diplomarbeit über den Zwergschnäpper im Bayerischen Wald. Seit Oktober 2010 zusätzlich beim Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) e.V., derzeit hier vor allem mit der Entwicklung und Fertigstellung des Internetportals ornitho.de beschäftigt.

**Dr. Jörg Müller**, Jg. 1973, Diplom-Forstwirt, Zoologe in Nationalpark Bayerischer Wald, Beirat der OG, Forschungsschwerpunkt: Artenvielfalt im Wald, Landnutzung und Naturschutz.

## Kurze Mitteilungen

### Albinotischer Buchfink *Fringilla coelebs* überwintert fünf Jahre hintereinander ortstreu

Görge Hohlt



**Abb. 1.** Überwinternder (teil)albinotischer Buchfink *Fringilla coelebs* in Katzbach. – Partial albinotic male Chaffinch *Fringilla coelebs* overwintering in Katzbach, Upper Bavaria over five years. Foto: G. Hohlt

Ab Spätherbst 1987 kam ein Albinovogel in unseren Garten in Katzbach und überwinterte dort

auf eng begrenztem Raum. Am 22. Oktober 1988 erschien dieser Vogel wieder und konnte als Buchfink-Männchen angesprochen werden. Er verbrachte hier den Winter bis zum 1. März 1989. Leider finde ich für Herbst 1989 keine Aufzeichnungen mehr über seine Rückkehr in dieses Winterquartier, er war aber zugegen. 1990 kam „unser“ Albino wieder am 1. November in den Garten, 1991 tauchte er erst am 11. November auf. Im Frühjahr 1992 verließ er uns endgültig, ich notierte ihn zum letzten Mal am 4. März.

Damit konnte ich nachweisen, dass dieser so auffällige Buchfink fünfmal nacheinander denselben Ort als Winterquartier in einem eng begrenzten Zeitfenster aufgesucht hat.

Görge Hohlt, Katzbach 3, 83543 Rott am Inn

### Mäusebussard *Buteo buteo* erbeutet Rabenkrähe *Corvus corone* im Schnee

Görge Hohlt

*A Carrion Crow Corvus corone as prey of a Common Buzzard Buteo buteo in snow*

„...doch können Bussarde unter besonderen Umständen auch erwachsene Vögel bis zur Größe einer Krähe schlagen (J. H. Meissel in Utendörfer 1952)“ (Glutz von Blotzheim, Bauer & Bezzel 1989).

1987 gab es in Oberbayern einen schneereichen und sehr kalten Jahresbeginn. Rabenkrähen scharrten unter Eichen bei Katzbach/Rott tiefe Kuhlen in den Schnee bis zum Erdboden. Der Schneewall behinderte ihren Überblick. Das erkannte ein offensichtlich sehr hungriger Mäusebussard.

Am 16. Januar 1987 sah ich erstaunt einem Bussard nach, der flach und ungewöhnlich schnell über eine verschneite Wiese hinschoss. Schon hatte er eine Rabenkrähe in der Schnee-

grube erbeutet und versuchte damit wegzufiegen. Alle Krähen stießen lautstark den Habicht-Entsetzensschrei aus und flohen auf eine entfernte Wiese. Sie wagten sich eine Woche lang nicht mehr zurück zu den Eichen. Der Bussard schleifte die Krähe auf dem Eis des nahen Baches weg, was ein weiterer Mäusebussard bemerkte. Beide Bussarde rangen in ihrer Hungersnot verbissen um die tote Krähe.

#### Literatur

Glutz von Blotzheim, U.N., K. Bauer & E. Bezzel (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4: Falconiformes. 2. Aufl., Aula-Verlag, Wiesbaden.

Görge Hohlt, Katzbach 3, 83543 Rott am Inn

## OG persönlich

### Neu im Beirat



Foto: privat

Vorstand und Beirat der OG haben auf ihrer Sitzung am 26. Februar 2011 in Nürnberg einstimmig **Elmar Witting** aus München in den Beirat der OG berufen. Vielen Vogelbeobachtern aus Bayern ist er bereits durch die Verwaltung des Bayerischen Avifaunistischen Archivs und die Einführungsvorträge in das Datenerfassungsprogramm MiniAvi bekannt. Er schreibt uns weiter zu seiner Person:

„Ich wurde im Jahr 1966 geboren und verbrachte meine Kindheit und Jugend in Dortmund in Nordrhein-Westfalen. Seit dem 14. Lebensjahr habe ich begonnen, mich für Natur- und Vogelbeobachtung im Besonderen zu interessieren und begann mit ersten feldornithologischen Exkursionen. Nach Abitur, Zivildienst und einer Ausbildung im Garten- und Landschaftsbau bin ich 1989 nach Bayern gekommen und habe das Studium der Landespflege an der Fachhochschule Weihenstephan begonnen, welches ich Ende 1994 abgeschlossen habe. Seither bin ich in den verschiedensten Bereichen der Ornithologie tätig: sowohl feldornithologisch bei zahlreichen ornithologischen Kartierungen und Gutachten als auch als „Schreibtisch-Ornithologe“ bei Arbeiten an der Datenbank

zur Erstellung des Bayerischen Brutvogelatlas ‚BVA 2000‘ für die Staatliche Vogelschutzwarte in Garmisch-Partenkirchen. Ferner betreue ich seit 2004 für die Ornithologische Gesellschaft das Bayerische Avifaunistische Archiv und habe in diesem Zusammenhang zahlreiche avifaunistische Jahresberichte bearbeitet und veröffentlicht. Mein ornithologischer Interessenschwerpunkt liegt auf der Avifaunistik. Auch in meiner Freizeit bin ich nach wie vor regelmäßig feldornithologisch unterwegs – an den Wochenenden meist in Bayern, aber auch im Urlaub bei ausgedehnten ornithologischen Reisen in mittlerweile fast alle Länder Europas, aber auch den Nahen und Mittleren Osten und Nordafrika. Seit dem Jahr 2000 bin ich außerdem als Reiseleiter für ornithologische Exkursionen u. a. in Spanien, der Türkei, Griechenland und Nordafrika tätig. Ich freue mich sehr über die Berufung in den Beirat und die damit verbundene Möglichkeit, an der Gestaltung des Vereinslebens aktiv mitwirken zu können.“

Vorstand und Beirat heißen Elmar Witting herzlich willkommen und freuen sich auf weiterhin gute und konstruktive Zusammenarbeit.

## Nachruf

### Josef Koller

27. Dezember 1942 – 12. Mai 2010

Der Karlsfelder Naturschützer und Vogelkundler ist mit 67 Jahren an den Folgen eines Herzinfarkts gestorben. Josef Koller, seit 1963 Mitglied unserer Gesellschaft, kannte alle Vögel, Tiere und Pflanzen seiner Heimat und wusste immer einen Rat, wenn es um die Natur ging. Die Liebe zu den Vögeln erbte er von seinem Vater, der ebenfalls Briefträger gewesen war und 1950 mit Frau und dem achtjährigen Sepp aus München ins damals ländliche Karlsfeld zog. Hier entdeckte der Bub das nahe Schwarzhölzl, eignete sich autodidaktisch ein enormes ornithologisches und botanisches Fachwissen an und verbrachte bald jede freie Minute draußen in seinem Wald. Ihm lag sehr am Herzen, die Natur vor der Haustür zu erhalten. Ein Strahlen der Freude huschte über sein Gesicht, wenn er von seinem heiß geliebten Schwarzhölzl erzählte. Er war unermüdlich im Einsatz, wenn es darum ging, Natur zu retten. Josef Koller lebte nicht nur für die Natur sondern auch mit der Natur. Neben der Natur der engeren Heimat interessierten ihn, was für viele engagierte Naturschützer nicht immer zutrifft, auch die Menschen; besonders beschäftigte er sich mit dem Wissen um die Ureinwohner Nordamerikas. Er unternahm dazu mehrere Reisen, um einige der dort noch existierenden Indianerstämme zu besuchen, wobei ihm, wie er mir erzählte, wichtig war, das Leben dieser Ureinwohner mit Respekt zu studieren. Er schloss Freundschaften mit einigen Indianern.

Als Postbeamter und Briefzusteller im Münchner Westen verbrachte er viel Zeit auf dem Fahrrad im Freien. Dass er dabei auch das Nymphenburger Schloss und die Wohngebäude im Park mit Post zu beliefern hatte, empfand er als tägliches Glück. Fast bei jeder meiner vogelkundlichen Exkursionen in den Schlosspark stieß er zu unserer kleinen Gruppe von Vogel-freunden, wir tauschten ornithologische Neuigkeiten aus und mit einem herzlichen „Pfuiat Euch“ schwang sich der Koller Sepp, wie er meist genannt wurde, bald wieder auf sein gel-

bes Postrad und entschwand. Auch den Mitarbeitern der Zoologischen Staatssammlung und des Botanischen Gartens war er als Überbringer der täglichen Briefpost wohlbekannt.

Josef Koller war alleinstehend. Man konnte den Ornithologen und Naturschützer nur brieflich per Post oder durch einem mit Postkarte angekündigten Besuch in seinem Haus in der Heidestraße 9 in Karlsfeld erreichen, denn er lebte bis zu seinem Tod ganz ohne Auto, Telefon und PC, was heutzutage schon fast undenkbar scheint. Dennoch war er kein Sonderling, sondern ein offener, fröhlicher Mensch, der als sehr umgänglicher und geselliger Natur- und Menschenfreund gerne Gleichgesinnte um sich hatte.

Josef Koller war Autor von fünf Büchern; 1978 erschien „Vogelwelt im Dachauer Moos und im Allacher Forst“, 1982 „Vogelkundliche Wanderungen im Kreislauf der Jahreszeiten“, 1990 „Geliebtes Schwarzhölzl – Schicksal einer Landschaft im Münchner Nordwesten“. Es folgten 1993 „Dachauer Naturschätze“ mit wieder entdeckten und dokumentierten Fotografien aus den dreißiger Jahren und 1994 „Die Bruno-H.-Schubert-Wiese. Beobachtungen und Pflegemaßnahmen an einer Streuwiese an der Amper bei Dachau“. Alle seine Werke hat der Autor mutig im Eigenverlag herausgegeben und in dieses finanzielle Wagnis einen Großteil seines Vermögens investieren müssen. Josef Koller ist auch Autor etlicher Veröffentlichungen im Ornithologischen Anzeiger, unter anderem 1970 über die quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel im Torfeinfang bei Dachau, 1971 über in heißer Asche nächtigende Wiesenpieper und Beobachtungen eines Kuckucksweibchens bei der Eiablage, 1976 über die Hohltaube als Brutvogel des Allacher Forstes, 1980 über Nisthilfen für Wasseramsel und Gebirgsstelze. 1983 wurde vom Bayerischen Fernsehen ein auf sein Betreiben entstandener Dokumentarfilm über die Gefährdung des Allacher Lohwaldes ausgestrahlt. Seine große Liebe galt der Natur – und insbe-

sondere dem Schwarzhölzl. 1965 stellte er an die Regierung von Oberbayern den ersten Antrag auf Ausweisung des Schwarzhölzls zum Naturschutzgebiet, doch erst 1994 war das Ziel erreicht. Die Bestandsaufnahme aller Brutvögel im Dachauer Moos ist Josef Koller zu verdanken. 1975 gründete Josef Koller zusammen mit dem Karlsfelder Botaniker Dr. Wolfgang Braun die Kreisgruppe Dachau des Bund Naturschutz in Bayern. Im Mai 1984 wurden ihm der seinerzeit mit 15.000 DM höchstdotierte Bruno-H.-Schubert-Preis und wenige Wochen danach das Bundesverdienstkreuz verliehen (Würdigung im Anz. ornithol. Ges. Bayern 24 1985, S.105). 1990 bekam er den Umweltpreis der Gemeinde Karlsfeld, 1993 die Bayerische Umweltmedaille und 1999 die Goldene Verdienstnadel des Bund Naturschutz. 2006 wurde er mit der Karlsfelder Bürgermedaille geehrt.

Das Naturschutzgebiet Schwarzhölzl am nordöstlichen Ortsrand von Karlsfeld südlich der B 471 liegt größtenteils auf Stadtgebiet München. Mit seiner umgebenden Mooslandschaft ist es eines der wenigen verbliebenen Relikte des östlichen Dachauer Moooses, das sich noch zu Beginn des Jahrhunderts von Aubing über Karlsfeld bis nach Freising erstreckt hat. Seinen Namen erhielt es von den alten, oft bizarr geformten Kiefern, die düster und dunkel wirken. Der erste nachweisbare Eingriff des Menschen in die Natur rund um das Schwarzhölzl begann um 1690 mit dem Bau des Würmkanals von Karlsfeld nach Schleißheim, um die dort geplanten Wasserspiele zu speisen. Noch 1717 war das Schwarzhölzl ein intaktes kleines Niedermoor mit eingestreuten Hochmoorflächen. Erst um 1800 begann der systematische Torfabbau im Bereich des Schwarzhölzls, als die großen Münchner Brauereien Torf als billiges Brennmaterial für ihre Sudhäuser entdeckten. Eingriffe in den Moorwasserhaushalt und die Aufgabe der Mahd führten um 1800 zum Aufkommen von Gehölzen. Es konnten sich die ersten Jungkiefern aus Flugsamen von Einzelkiefern entwickeln – das Schwarzhölzl entstand. Ungefähr 100 Jahre lang widmeten sich die Menschen der Trockenlegung des Moores. Viele Tierarten, die auf feuchte Böden oder Wiesen angewiesen waren, wurden verdrängt. Mit den Torfhütten verschwanden im Schwarzhölzl beispielsweise Weihen oder Sumpfohreule. 1970 wurde nochmals massiv ins Schwarzhölzl eingegriffen: man baute die Ruderregattaanlage

Oberschleißheim für die Olympischen Sommerspiele 1972. Der Grundwasserspiegel sank um rund zwei Meter ab. Die Folge war eine Bodensackung, was an dem freiliegenden Wurzelbereich der alten Kiefern sichtbar wird. Trocken geprägte Lebensräume aus zweiter Hand entstanden wiederum durch die Aufschüttung des Aushubs der Regattastrecke. Auf dem sogenannten Schwarzhölzlberg wurden auf Initiative von Josef Koller mittels Mähgutübertragung vom Lochhauser Sandberg und der Garchingener Heide trockenheitsliebende Arten angesiedelt, wie z. B. Deutscher Backenklee, Frühlings-Enzian, Weidenblättriges Ochsenauge. Dass das Schwarzhölzl – wenn auch nie mehr in seiner ursprünglichen Gestalt – in der heutigen Zeit existiert und geschützt wird, ist ein Verdienst des Verstorbenen und vielen Karlsfelder Bürgern, die mit ihm zusammen jährlich Biotop pflegemaßnahmen durchführten. Aber Koller engagierte sich nicht nur für sein Lieblingsgebiet; Neben Schwarzhölzl und Allacher Forst, einem ebenfalls unter Naturschutz gestellten Lohwald-Relikt, betrieb er den Schutz auch im Weichser Moos. Mit dem Preisgeld von 1984 kaufte er eine Wiese in den Amperauen und sorgte dafür, dass ein artenreiches Biotop mit Orchideen und anderen seltenen Blumen wiedererstehen konnte. 1985 und 2003 erwarb er zwei benachbart liegende schutzwürdige Grundstücke bei Ottershausen. Das passt zu dem Mann, der schon in seiner Bundeswehrzeit für Essensmarken Schallplatten mit Vogelstimmen erwarb. Koller hat die Natur und speziell seine Biotope nicht nur gepflegt und geschützt, sondern auch fotografiert. Im Keller seines Hauses bewahrte er zahllose Fotos und Dias auf. Unermüdlich betätigte er sich auch als Führer durch die Natur, der den Teilnehmern geduldig seltene Pflanzen zeigte oder ihnen Vogelstimmen erläuterte. Eine noch für den 18. Mai angekündigte „Naturkundliche Radtour zu den Quellen des Dachauer Moooses“ konnte Josef Koller nicht mehr führen.

Manfred Siering

## Ankündigungen

### Station Randecker Maar – Vogelzug/Insektenwanderungen Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen gesucht

Sind Sie daran interessiert, wandernde Vögel und Insekten systematisch zu erfassen und dabei Ihre feldornithologischen oder entomologischen Kenntnisse um eine interessante Komponente zu erweitern? Zum Beispiel um die Fähigkeit, kleinste Vögel auf riesige Entfernungen nach Truppform und Flügelschlagfrequenz zu bestimmen oder ziehende Schmetterlinge auf Distanz am Flugbild zu erkennen, auch ohne ihre Farben zu sehen, dann sollten Sie einmal am Randecker Maar mitarbeiten.

Auch 2010 werden wieder ornithologisch und entomologisch interessierte Personen für die Planbeobachtungen des sichtbaren Tagzugs von Vögeln und Insekten an dieser Station am nördlichen Steilabfall der Schwäbischen Alb (bei Kirchheim/Teck) gesucht.

Für die Stationsleitung und die Stellvertretung sind von 29. August 2010 bis 6. November (unterteilbar in längere Zeitabschnitte) bezahlte Stellen zu vergeben. Voraussetzung sind sehr gute feldornithologische Kenntnisse, organisa-

torische Fähigkeiten und selbstständiges Arbeiten.

Auch weitere Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen sind willkommen (freie, einfachste Unterkunft in der Station). Finanzielle Zuschüsse sind nach Absprache bei der Anmeldung möglich.

Von Juli bis Ende September bestehen für ein bis zwei entomologisch Interessierte auch Möglichkeiten zur Erarbeitung von Diplom- oder Zulassungsarbeiten an ziehenden Wanderinsekten, wie Schwebfliegen, Hymenopteren, Käfern usw.

Weitere Informationen unter [www.randeckermaar.de](http://www.randeckermaar.de)

Bewerbungen unter Angabe des gewünschten Zeitraums und der persönlichen Kenntnisse sowie des Alters möglichst rasch an:

Dr. h.c. Wulf Gatter,  
Buchsstr. 20, D-73252 Lenningen,  
Tel. 07026/2104, Fax 07026-370135,  
E-Mail: [randeckermaar@googlemail.com](mailto:randeckermaar@googlemail.com)

## 3. Bayerische Ornithologentage

10.-12. Februar 2012 in Retzbach

Auf Einladung der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Unterfranken II im Naturwissenschaftlichen Verein Würzburg veranstaltet die Ornithologische Gesellschaft in Bayern e.V. vom 10.-12. Februar 2012 die 3. Bayerischen Ornithologentage in Retzbach. Veranstaltungsort ist das Tagungshaus „Benediktushöhe“. Der Tagungsort Retzbach liegt mainabwärts von Würzburg im Landkreis Main-Spessart, mitten im Weinbaugebiet Mainfranken und ist auch mit öffentlichen Verkehrsmitteln gut zu erreichen.

Ein Schwerpunktthema der Tagung wird „Dynamik und Wandel der Vogelwelt“ sein. Anmeldungen von Vorträgen (Redezeit: 20 min) nimmt der Generalsekretär der OG,

Robert Pfeifer,  
Dilchertstr. 8, D-95444 Bayreuth,  
E-Mail: [Ornithologischer.Anzeiger@og-bayern.de](mailto:Ornithologischer.Anzeiger@og-bayern.de)

entgegen. Aktuelle Forschungsergebnisse können auch auf Postern präsentiert werden. Detailinformationen hierzu sind unter obiger Adresse erhältlich. Meldeschluss für Vorträge und Poster ist der 15. Oktober 2011.

Im Rahmen der Veranstaltung findet auch die Ordentliche Mitgliederversammlung der OG Bayern statt. Eine Exkursion an die Mainhänge im unmittelbaren Umfeld der Tagungsstätte (Weinberge und Zippammer-Lebensraum) rundet das Programm ab.

Das ausführliche Programm liegt ab Anfang Dezember 2011 vor und ist auf der Homepage der OG unter [www.og-bayern.de](http://www.og-bayern.de) oder in gedruckter Form beim Generalsekretär erhältlich.

Robert Pfeifer  
Dr. Stephan Kneitz

## Aufruf zur Mitarbeit beim ZSM-Projekt „Vogel-Parasiten“

Im Rahmen des Projektes BFB „Barcoding Fauna Bavarica“ führt die Zoologische Staatssammlung München (ZSM) ein Spezialprojekt zur DNA-Identifizierung aller Wirbeltierparasiten durch. Insbesondere sollen von 2011 bis 2013 von allen bekannten Ektoparasiten an Vögeln (Federlinge, Läuse, Flöhe, Milben, Zecken, Lausfliegen usw.) DNA-Proben analysiert und als Signalsequenzen in einer öffentlichen Datenbank hinterlegt werden. Dies wird es in Zukunft ermöglichen, Parasiten schnell und verlässlich zu identifizieren, Wirtsspezifität zu untersuchen, Sprünge von typischen Wirtsarten auf neue Wirte zu erkennen, eventuell neu eingeschleppte Parasiten rasch als solche zu anzusprechen usw.

Die ZSM bittet um Mitarbeit. Wer beim Aufsammlen der Proben helfen kann und möchte, wird gebeten, sich bei Dipl.-Biol. Markus Unsöld (Markus.Unsoeld@zsm.mwn.de) oder Dr. Axel Hausmann (Axel.Hausmann@zsm.mwn.de) zu melden. Es werden dann Probenröhrchen für die Parasitenbelege bereitgestellt. Alle Parasiten eines Vogels (Individuum, nicht Art) sollen lebend in ein Röhrchen gegeben werden, es sind keinerlei chemische Substanzen zur Konservierung nötig. Es wird gebeten, jeweils Sammler, Ort, Datum, Vogelart und Ringnummer des Vogels zu notieren, damit die Parasiten eindeutig zugeordnet werden können.

Bei Fragen und Interesse an der Mitarbeit an diesem Projekt wenden Sie sich bitte an eine der oben angegebenen Kontaktpersonen.

## Ein Wort des Dankes

Zum Gelingen einer Zeitschrift tragen viele Einzelpersonen bei: Autoren, Gutachter, Schriftleiter und nicht zuletzt Verlagsmitarbeiter. Letztere begleiten Heft für Heft auf dem Weg vom fertigen Manuskript bis in Briefkasten des Lesers. Dies erfordert Umsicht und Erfahrung, Verhandlungsgeschick in schwierigen Situationen und die konsequente Einhaltung von Terminen. Mit Herrn Heinz Förster geht nicht nur ein überaus seriöser Geschäftspartner, sondern

auch ein Mitglied der „Anzeiger-Crew“ von Bord, auf den diese Eigenschaften voll und ganz zutreffen. Er trat am 30. Juni 2011 nach, mit einer Unterbrechung, 35-jähriger Berufstätigkeit im Verlagshaus Ellwanger in Bayreuth in den Ruhestand. Nach fünf Jahren gemeinsamer Arbeit am „Anzeiger“ sage ich Dank für die gute, vertrauensvolle Zusammenarbeit und wünsche für den neuen Lebensabschnitt alles Gute!

*Robert Pfeifer*

## Schriftenschau

Stübing, S., M. Korn, J. Kreuziger & M. Werner, 2010. **Vögel in Hessen**. Die Brutvögel Hessens in Raum und Zeit. 527 S., zahlr. Verbreitungskarten, Diagramme und Farbfotos. ISBN 978-3-9801092-8-4. Bezug: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V. (HGON), Lindenstr. 5, 61209 Echzell.

E-Mail: marion.mogk@hgon.de.<sup>1</sup>

Schon bevor der ADEBAR-Atlas der deutschen Brutvögel erschienen ist, legt die Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON) eine umfangreiche und schergewichtige Adaptation für ihr Bundesland vor. Was wird auf Bücherregale und Geldbörsen der Vogelkundigen alles zukommen, wenn der Atlas deutscher Brutvögel föderalistisch aufgedrösel wird? Ist das denn wirklich nötig? Das Für und Wider dieser sich möglicherweise abzeichnenden Entwicklung lässt sich hier nicht mit der nötigen Ausführlichkeit diskutieren. Der Atlas der Hessen jedenfalls hat vor allem zwei Herausforderungen angenommen. Die eine ist durch das N im Kürzel der Gesellschaft vorgezeichnet, nämlich Naturschutz und damit das Bemühen, auch Kreise zu erreichen, die normalerweise kaum einen Blick in ein umfangreiches avifaunistisches Werk riskieren. Die andere ist mehr wissenschaftlicher Natur, nämlich unter realistischem Aufwand Abundanzen und Bestandsgrößen aller Arten etwa gleich realitätsnah oder zumindest näherungsweise vergleichbar zu schätzen. Das ist schwer möglich, aber in kleineren Räumen sicher zuverlässiger machbar als in einem Gebiet von der Zugspitze bis zum Kap Arkona. Kapitel wie Tücken der Bestandserfassung, Grundlagen der Bestandsermittlung sowie Fragen der Modellierung von Abundanz und Verbreitung häufiger Arten machen die Probleme zumindest im groben Rahmen transparent. Dabei haben sich vor allem T. Gottschalk und seine Arbeitsgruppe eingebracht. Die Verbreitungskarten von mittelhäufigen und seltenen Arten sind Rasterkarten aus Messtischblatt-Vierteln mit Angaben von Häufigkeitsklassen pro Einheit, von sehr häufigen Arten Darstellungen der pro Lebensraum hochgerechneten Abundanzen. Letztere bieten zwar viele interessante Details, sind aber auf den ersten Blick nicht besonders übersichtlich. Im Anhang

geben viele Index- und Balkendiagramme Bestandsentwicklungen wieder. Damit ist die Vielfalt der landesbezogenen Informationen aber nur angedeutet. In den relativ kurzen, flüssig geschriebenen Arttexten (jedes Artkapitel hat einen Unterstützer) ist die Informationsmenge eher bescheiden, das kommt einem breiter gestreuten Leserkreis spürbar entgegen. Doch enthalten die kurzen Texte stets einige sehr interessante aktuelle Angaben und Hinweise! Gewicht und Umfang des Werkes ist dem Bestreben geschuldet, Außenstehende zu erreichen, die der Vorsitzende Oliver Conz in seinem Vorwort ausdrücklich willkommen heißt. Im Layout hat man es richtig „krachen lassen“. Großzügige Textgliederung, Arbeit mit Grafiken und Symbolen und vor allem eine Fülle beeindruckender, wunderschöner und auch witziger Fotos, wie man sie selten in einem Buch zusammengestellt findet, wecken Begeisterung. Vielleicht hat man im großzügigen Layout da und dort etwas arg tief in den Topf mit Spielmaterial gegriffen, aber ein faszinierendes Buch ist es allemal geworden. Und was die Frage nach der föderalistischen Aufsplitterung betrifft: Die haben nicht die Avifaunisten erfunden, die heute mehr denn je mit den Landesämtern für Umwelt und den Naturschutzbehörden der Länder zusammenarbeiten. Hier haben Bürger eines Bundeslandes überzeugend demonstriert, was gemeinsame ehrenamtliche Arbeit zu leisten imstande ist.

*Einhard Bezzel*

Bergmann, H.-H., 2010. **Vogelfedern an Nord- und Ostsee**. Finden und Bestimmen. 160 S., 79 farb. Abb., 60 Bildtafeln, ISBN 978-3-494-01492-0. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.<sup>2</sup>

Die Bestimmung einzelner Mauserfedern ist für Ungeübte vielfach unmöglich und auch für Federexperten nicht immer leicht. In der recht allgemein gehaltenen Einführung räumt der Autor deshalb ein, dass es auch mit seinem Buch mitunter schwierig sein wird, einzelne Federn richtig einzuordnen oder gar die Art zu bestimmen. Allein Format und Umfang des Büchleins lassen dies trotz der Beschränkung auf das Großgefieder von 60 häufig vorkommenden Wat- und Wasservogelarten selbst für diese 60 Arten nicht zu.



Neben dem naturschutzrechtlich wichtigen Hinweis, dass es einer Ausnahmegenehmigung der zuständigen Naturschutzbehörde bedarf, um Federn systematisch zu sammeln, finden sich im Einführungsteil Erläuterungen, welche Federn beim Suchen im Spülsaum zu erwarten sind, wie man sie einsammelt und gegebenenfalls aufbewahrt sowie zum Gebrauch des Buches. Dabei wäre ergänzend eine Zeichnung wünschenswert, die Strukturunterschiede von Steuer- und Schwungfedern herausarbeitet, um beim Blättern im Abbildungsteil die Suche vorweg bereits einzuschränken und systematischer zu gestalten.

Im Bestimmungsteil werden unter „Federmerkmale“ für jede Art die wichtigsten Kennzeichen des Groß- und teilweise des Kleingefieders mit Angaben zur Unterscheidung der Geschlechter und zu Besonderheiten bei Jungvögeln sowie Pracht- und Schlichtkleidern dargestellt. Es folgen die Stichpunkte „Vorkommen und Mauser“ sowie „Ähnliche Arten“. Diese Gliederung wird aber nicht konsequent beibehalten. Vor allem Verwechslungsmöglichkeiten werden häufig schon unter „Federmerkmale“ aufgeführt, sodass der Stichpunkt „Ähnliche Arten“ entweder sehr knapp ausfällt (Gänseäger, S. 38) bzw. schon Geschriebenes kurz wiederholt. Unter „Vorkommen und Mauser“ werden zum Teil neben pauschalen Statusangaben Feldkennzeichen beschrieben, die zur Federbestimmung nichts beitragen, z. B. Schnabel- und Beinfarbe des Austernfischers (S. 46). Beim Kampfläufer wird unter „Federmerkmale“ darauf hingewiesen, dass die Schirmfedern „im Prachtkleid auch bei den Weibchen regelrecht bunt“ wirken und im Jahr zweimal gewechselt werden. Im Gegensatz dazu heißt es unter „Vorkommen und Mauser“, dass die Weibchen das ganze Jahr über schlicht gefärbt sind, zur Mauser wird nichts erwähnt (S. 62). Abgerundet wird der Bestimmungsteil durch ein entbehrliches Federquiz zum Üben und eine Erklärung der wichtigsten Fachtermini.

In einer Neuauflage sollten zudem einige sprachlich unglückliche Formulierungen korrigiert werden: Die Steigerung der Farbe braun (Spießente, S. 29), die Farbangaben „dunkel“ (mehrfach bei Schellente, S. 36) oder „harlekinartig gemustert“ (Kiebitzregenpfeifer, S. 47). Zu streichen ist die Wiederholung „dass die Feder so fest eingewachsen ist“ innerhalb desselben Satzes unter „Federmerkmale“ beim Kormoran,

S. 44. Sachlich falsch ist die Bezeichnung der äußersten Handschwinge als „H1“ statt H10 bei der Brandgans im Abbildungsteil (S. 90). In der Bildunterschrift zum Dunklen Wasserläufer (S. 122) muss es St1 und 6 heißen statt „St 1 und 2“.

Der Text wird ergänzt durch ein Foto, das zumeist einen Vertreter der besprochenen Art zeigt und von einer häufig nichts sagenden Legende begleitet wird. Das gleiche Foto erscheint – etwas verkleinert – in der Kopfzeile der Federtafeln, wobei hier mitunter die Diskrepanz zwischen dargestelltem Individuum und abgebildeten Federn stört, z. B. Eiderente, S. 97: Foto eines Erpels, Federn eines Weibchens oder Basstöpel, S. 108: Foto eines adulten Vogels, Federn eines Jungvogels. Gleiches trifft auf Zwerg- und Brandseeschwalbe (S. 142 und 143) zu.

Diese Fotos sind verzichtbar, zumal davon auszugehen ist, dass jemand, der Federn sammelt, ein Vogelbestimmungsbuch besitzt. Zusammen mit einer Straffung des Textes hätte sich die Option geboten, freiwerdenden Platz für zusätzliche Illustrationen beschriebener Besonderheiten des Kleingefieders sowie abweichender Färbungen der Geschlechter oder Alterskleider zu nützen, die Beschreibungen auf eine Seite zu formatieren und die Abbildungen dem Text unmittelbar gegenüber zu stellen. Letzteres wäre von großem Vorteil, da im Text oft detailliert das Gesamtbild eines Flügels nachgezeichnet wird, das sich der Leser leichter vorstellen kann, wenn er den durch die Abbildung vorgegebenen Rahmen direkt vergleichen kann. Bei der hier vorgenommenen Trennung von Bild und Text wäre es zumindest erstrebenswert gewesen, leicht zu verwechselnde Arten im Abbildungsteil konsequent gegenüberzustellen, z. B. Reiher- und Bergente, Sanderling und Alpenstrandläufer, Regenbrachvogel und Großer Brachvogel.

Hervorzuheben ist die Abbildungsqualität der über 400 Federn, die erstmals nicht gezeichnet, sondern eingescannt sind. Die Farben werden sehr naturgetreu wiedergegeben. Nur selten stören wellenartige Artefakte, am ausgeprägtesten bei Sturm- und Silbermöwe (S. 138/139). Dargestellt sind zumeist 7 Federn eines Individuums: äußere und innere Hand- und Armschwinge, eine Schirmfeder und zwei Steuerfedern, je nach Größe verkleinert wiedergegeben. In jede Abbildung ist eine Zentimeterkala im gleichen Maßstab integriert. Die Erläuterung der Abbildungsmaßstäbe ist allerdings

fehlerhaft (S. 147): Im Vergleich zur Verkleinerung auf die Hälfte (1:2) werden Verkleinerungen in den Maßstäben 1:2,4 und 1:3 für mittelgroße und für die kleinsten Federn fälschlicherweise als „weniger“ bzw. als „nur schwach“ bezeichnet. Sollten die angegebenen Werte stimmen, wäre das eine stärkere Verkleinerung, die aber keinen Sinn machen würde.

Fazit: Ein von seiner Idee her interessantes Buch, das beim Strandspaziergang den gewohnten Blick des Ornithologen weg vom fliegenden Objekt hin zum Spülsaum lenkt und zur Auseinandersetzung mit der Federkunde anregt. Umgekehrt vermag es vielleicht auch vogelkundlich bisher weniger interessierte „Strandläufer“ überhaupt erst zu animieren, sich für die Vogelwelt zu interessieren. Bei intensiverer Beschäftigung mit der Federbestimmung stößt man jedoch – wie schon bei anderen Veröffentlichungen zu diesem Thema – an Grenzen, die in den bisher zur Verfügung stehenden Büchern nie umfassend dargestellt werden und letztendlich nur durch das Studium sich ergänzender Literatur zu überwinden sind. Nach wie vor fehlt ein ausführliches Standardwerk zu diesem Thema.

*Michael Proske*

Wimmer, N. & V. Zahner, 2010. **Spechte – Leben in der Vertikalen**. 112 S., 179 Farbabb., 10 Karten, 1 Tabelle. ISBN 978-3-7650-8526-0. G. Braun Buchverlag, Karlsruhe.<sup>3</sup>

Gerade rechtzeitig am Übergang vom Jahr der Biodiversität 2010 zum Jahr des Waldes 2011 erschien dieses wichtige Buch. Spechte, die walddtypischsten Vogelarten, öffnen bekanntlich als Schlüsselarten, vor allem mit dem Bau ihrer Höhlen, einer Vielzahl von Nachnutzern unsere Waldbestände. Die beiden Autoren, gelernte Forstleute und ausgewiesen durch eine Vielzahl einschlägiger Publikationen, benutzen wiederum die Spechte als Schlüssel, um ihren Lesern den Zugang zu Geheimnissen und Rätseln der komplexen Waldlebensgemeinschaft zu vermitteln. Norbert Wimmer hielt mit professionell gehandhabter Kamera in Jahrzehnten des Försterberufs das Leben unserer heimischen Spechtarten in allen Phasen fest. Seine erstaunliche Motivsammlung reicht von technisch perfekten Bildern zur Bestimmung von Art, Geschlecht und Alter und dem Erkennen typischer Verhaltensweisen über Glückstreffer, von denen selbst geduldigste Fotoansitz- und Pirschjäger nur

träumen können, bis hin zu unglaublichen Einblicken in die Tiefen der sonst nicht einsehbaren Intimsphäre von Spechtbruthöhlen. Wimmer war lange Jahre als staatlicher Betreuungsförster im Privatwald tätig und ist derzeit Gebietsbetreuer für Natura 2000. Er weiß, wie er aus dem Schatz seines umfassenden Wissens Waldbesitzern, Berufskollegen und Waldbesuchern auch die Anliegen des Waldnaturschutzes nahebringen kann.

Die Texte stammen aus der Feder des Forstwissenschaftlers Dr. Volker Zahner, Professor für Zoologie und Tierökologie an der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der Hochschule für angewandte Wissenschaften Weihenstephan. Da wird dem erstaunten Leser ein wahres Füllhorn wissenschaftlicher Erkenntnisse geboten, geschöpft aus dem Fundus umfassenden Fachwissens, abgesichert mit dezenten Verweisen auf nicht weniger als 101 Quellen einschlägiger ornithologischer und waldökologischer Literatur. Der Bogen ist gespannt von der Rolle der Spechte in Mythen, Sagen und Naturgeschichte, über deren an das Leben mit Holz angepasste besondere Anatomie, ihre erstaunlichen Verhaltensweisen, ihre Bedeutung im Ökosystem Wald, deren systematische Stellung in der weltweiten Ordnung der Spechtvögel bis hin zur vielfältigen Beziehung Specht und Mensch. Das alles wird originell, leicht lesbar, einprägsam, ja unterhaltsam und spannend vermittelt. Der Leser wird nachempfinden, warum Professor Zahner von Studenten und Kollegen für seine akademische Lehrtätigkeit gerühmt wird.

Dieses ungewöhnliche Buch ist allen Freunden des Waldes zu empfehlen weit über die unmittelbar betroffenen Kreise der Waldleute und Ornithologen hinaus. Unentbehrlich, ja geradezu Pflichtlektüre müsste es für Forstleute sein. Das Verhältnis der Förster zu den Spechten war, heute kaum verständlich, über mehr als ein Jahrhundert von der Streitfrage überschattet, ob und wie weit diese den Wäldern „nützlich“ oder „schädlich“ seien. Die einen überbewerteten deren Nutzen im Forstschutz gegen Schadinsekten, die anderen lasteten den emsigen Holzhackern jeden Höhlenbau, jede Ringelspur, selbst das Verzehren von Waldsämereien als „Schaden“ an. Dabei hatte bereits auf dem Höhepunkt dieser nicht zuletzt zwischen Wissenschaftlern ausgetragenen Nutzen-Schaden-Diskussion Mitte des 19. Jahrhunderts der renommierte Forstzoologe Dr. Bernhard Altum, Pro-

fessor der Forstzoologie an der Forstakademie in Eberswalde unmissverständlich festgehalten: „Der Specht hat ein Recht auf seinen Wald und der Wald hat ein Recht auf seinen Specht.“ Altum stellte über die vordergründige Nutzen-Schaden-Frage die Bedeutung des Spechtes für Schönheit und Erlebniswert der Wälder: „An ästhetischer Wichtigkeit jedoch kommt keine andere Thierklasse bei uns ihm gleich.“ „Ja oft sind sie sogar, wenn auch nicht gerade das einzige, so doch das am stärksten hervorragende Element zur Belebung des Waldes [...] Für den auf einsamem Pfad wandernden Forstmann ist dieser ästhetische Wert der Spechte wahrlich nicht gering anzuschlagen.“

Heute sind die Spechte eine der wichtigsten und zudem methodisch vergleichsweise einfach nachzuweisenden Gruppe der Waldvögel, wenn es gilt, Waldbestände ökologisch zu bewerten. Sie gelten als Indikatoren, Leit- und Zielarten. Von den neun heimischen „echten Spechtarten“ werden nicht weniger als fünf im Anhang I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie aufgeführt, eine der beiden rechtlichen Grundlagen für das Ausscheiden von Natura-2000-Gebieten.

Die Zahl ihrer Arten und deren Brutpaare pro Flächeneinheit sind Qualitätsmerkmale für die Naturnähe von Wäldern. Sieht man von den Bergwaldbewohnern Dreizehen- und Weißrückenspecht ab, kann man mit nur einem halben Dutzend Spechtarten den Lebensraumwert unserer Wälder qualifizieren und die Naturverträglichkeit waldbaulicher Behandlung überprüfen. Man vergleiche nur die Beschaffenheit eines „Ein-Spechtart-Bestandes“, den Buntspecht-Lebensraum, mit dem „Sechs-Spechtarten-Bestand“ eines altersreifen, struktur- und totholzreichen Buchen-Eichenwaldes. Spechte benehmen sich ganzjährig auffällig, sind einfach zu beobachten und unproblematisch nach Aussehen und Lautäußerungen zu unterscheiden.

Das Buch von Wimmer und Zahner liefert zu all diesen Aspekten fachlich fundiertes Wissen, anschaulich zu vergnüglicher Lektüre aufbereitet. Forstleute und Waldbesitzer finden hier das nötige Rüstzeug für wichtige ökologische Aspekte ihres beruflichen Handelns, Waldfreunde und Naturschützer eine solide Grundlage, wenn sie sich verständnisvoll in die Diskussionen um Naturschutz in Wäldern einbringen möchten.

*Georg Sperber*

Bezzel, E., 2011. **Deutschlands Vögel: Faszinierendes Leben zwischen Küste und Gebirge.** 159 S., 250 Farbfotos. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart. ISBN 978-3-440-12404-8.<sup>4</sup>

Jedes neue Vogelbuch muss auf dem reich besetzten Markt seine Nische finden: Der etwas reißerisch gemachte Klappentext des bei aufwendiger Gestaltung doch preiswerten Werkes ist mit dem angeführten Konglomerat aus Superlativen, Höhepunkten und Extremen der Vogelwelt unseres Landes verführerisch und löst beim Kaufinteressenten positive Emotionen aus: „Die größte Eule der Welt und der kleinste Vogel Europas leben in Deutschland: der Uhu in den Bergen, das Wintergoldhähnchen in unseren Wäldern. Das Drehkreuz des internationalen Vogelzugs liegt in unserem Wattenmeer an der Nordseeküste. So unterschiedlich die Landschaften, so vielfältig unsere Vogelwelt und ihre Besonderheiten. Der Kolkkrabe, der größte Singvogel der Welt, kann gar nicht richtig singen und ist trotzdem ein wahres Stimmwunder. Die Küstenseeschwalbe fliegt jedes Jahr auf ihrem Zugweg bis in die Antarktis und zurück – unglaubliche Entfernungen von bis zu 30.000 Kilometer. Der Fichtenkreuzschnabel brütet dann, wenn andere Tiere ums Überleben kämpfen: mitten im Winter. Die spektakuläre Balz des Auerhahns endet wie das Knallen eines Sektorkorks. Dieser Bildband zeigt in brillanten Aufnahmen die Schönheit und Vielfalt unserer heimischen Vogelwelt. Dazu erzählt der erfahrene Vogelkundler Dr. Einhard Bezzel Unterhaltsames, Wissenswertes und Spektakuläres und unterstreicht wie wichtig es ist, diesen Reichtum zu schützen.“

Das von einem renommierten Ornithologen verfasste und hübsch gebilderte Buch wendet sich, wie rasch erkennbar, mit seinem modernen und saloppen Text in erster Linie an ornithologische Laien; dies ist zu vermuten, weil nur eine Auswahl von Vogelarten im Buch vorkommt und neuere taxonomische Änderungen, wie z. B. die Trennung unserer Meisenarten in diverse Gattungen, auch als Querverweis nicht übernommen wurden; wissbegierige Ornithologen werden enttäuscht, denn die im Kapitel Silbermöwe abgehandelte Mittelmeermöwe, obwohl seit einigen Jahren Brutvogel an süddeutschen Gewässern, wird noch lediglich als Gast aus dem Süden betrachtet.

Positiv ist zu sehen, dass bei Vogelarten mit Existenzproblemen wie z. B. Gartenrotschwanz und Haussperling auch auf die Ursachen des Rückgangs hingewiesen wird und auch für die Gruppe der Verfehmten, zu denen die Greifvögel, die Krähenvögel und die fischfressenden Vogelarten zu rechnen sind, erfolgen Richtigstellungen aus der Sicht des Biologen und Vogelschützers.

Der gefällig aufgemachte Band eignet sich als Geschenk insbesondere für Einsteiger in die Vogelkunde, da diesem Personenkreis gleich zu Beginn aktuelle Informationen über viele einheimische Vogelarten in sympathischer Form gegeben werden.

*Manfred Siering*

Zöckler, Ch., 1995. **Panguana. Naturkundliches Tagebuch aus dem peruanischen Regenwald.** 156 S. Mit einem Vorwort von Hans-Wilhelm Koepcke sowie Illustrationen und einem Übersichtsplan von Joachim Schwahn und Josef Lugert. Selbstverlag. Restauflage erhältlich bei der Bibliothek der Zoologischen Staatssammlung München. ISBN 3-000-00129-8.<sup>5</sup>

Das Buch ist vor geraumer Zeit erschienen, kann jedoch – größtenteils noch aktuell – als Ergänzung zu dem in diesem Heft besprochenen Buch von Juliane Koepcke gesehen werden. Mit „Panguana“ ermöglicht der Autor und Herausgeber dem Leser Zugang zu einem fremden Lebensraum, dem Tropischen Regenwald. In Form eines persönlich gehaltenen Tagebuchs schildert er seinen mehr als zweimonatigen Aufenthalt in der Estación Biológica „Panguana“. Nicht nur Begegnungen mit tropischen Tieren werden anschaulich geschildert, sondern der Leser wird anhand persönlicher Erlebnisse zum Phänomen Regenwald geführt. Die Reize der Landschaft, bizarre Tierformen, aber auch die tropische Witterung und ihre Widrigkeiten, sowie Krankheiten, Parasiten und leider auch die zunehmenden Umweltprobleme umspannen die Bandbreite des Reiseberichts. Unterhaltsam geschrieben, aber für naturkundlich Interessierte, die in den Amazonas-Regenwald reisen wollen, eine nützliche Reiseinformation.

*Manfred Siering*

Koepcke, J., 2011. **Als ich vom Himmel fiel.** Wie mir der Dschungel mein Leben zurückgab. 295 S., farbige und s-w-Abb. Malik/Piper Verlag GmbH, München. ISBN 978-3-89029-389-9.<sup>6</sup>

Juliane Koepcke findet nach vier Jahrzehnten die Kraft, von dem Absturz zu erzählen, den sie wie durch ein Wunder überlebte, und davon, was ihre ungewöhnliche Kindheit in der Wildnis sie lehrte. Sie schildert, wie der Einsatz für den Urwald zur lebenslangen Aufgabe für sie wurde. „Für mich war der Dschungel nie eine grüne Hölle, sondern der Ort, der mich am Leben hielt.“ Es sollte der Beginn der Weihnachtsferien sein – und endete für 91 Menschen mit dem Tod: Flug 508, der am 24. Dezember 1971 über dem peruanischen Regenwald abstürzte. Nur die damals 17-jährige Juliane, die neben ihrer Mutter in der Maschine saß, überlebte. Ein dramatisches Schicksal, an das sich eine unfassbare Rettung knüpft. Zwei Jahre hatte Juliane mit ihren Eltern auf der kleinen Forschungsstation im Dschungel gelebt und vieles über den Urwald gelernt. Mitreißend erzählt sie jetzt erstmals ihre eigene Geschichte: Von dem Paradies ihrer Kindheit unter zahlreichen tierischen Hausgenossen. Davon, wie der tropische Regenwald für sie zur Schule des Überlebens wurde. Und wie sie heute als Biologin und engagierte Umweltschützerin hilft, dieses Wildnisreservat nicht nur zu bewahren, sondern auch durch Erwerb angrenzender Urwaldflächen deutlich zu vergrößern. Juliane Koepcke, verheiratete Diller, wuchs in Lima und im Urwald auf, wo ihre Eltern, das Zoologen-Ehepaar Maria Koepcke und Hans-Wilhelm Koepcke, die Forschungsstation „Panguana“ gründeten. Juliane Koepcke arbeitet als Biologin und Leiterin der Bibliothek an der Zoologischen Staatssammlung München und kehrt jedes Jahr nach Peru zurück. Heute leitet sie das Forschungsprojekt „Biodiversität der Biologischen Station Panguana“ im Amazonas-Tiefenlandregenwald.

Der Leser des packend geschriebenen Lebensberichtes taucht ein in eine Geschichte, die sich wie ein erfundener Abenteuerroman anhört, aber zugleich unbegreifliche und umso mehr ergreifende Realität ist. Letztlich ist es der Protagonistin gelungen, ihr Leben und ihr Verhältnis zu den Eltern zu analysieren, Klarheit in ihre eigenständige und verantwortungsvolle Existenz als Bewahrerin des Naturreservates zu bringen und mit diesem Umgang mit ihrem Schicksal zur Bewältigung ihres Verlusttraumas beizutragen.

*Manfred Siering*

Dvorak, M., 2009. **Important Bird Areas – Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich.** 576 S., zahlreiche Farbfotos. ISBN 978-3-902421-35-7. Bezug: Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Burgring 7, A-1010 Wien, E-Mail: verlag@nhm-wien.at.<sup>7</sup>

Mit der 1979 erlassenen Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) verpflichten sich die Mitgliedsstaaten, für besonders schutzbedürftige Vogelarten entsprechende Schutzgebiete auszuweisen – ein wesentlicher Schritt für eine moderne Vogelschutzstrategie in Europa. Nach einigen Vorarbeiten und Vorläufern legt unser Nachbarland nun eine Gebietsdokumentation für 58 IBA's vor. Das Ergebnis ist ein wichtiges und gewichtiges Buch geworden, denn kaum ein Land Mitteleuropas weist so starke landschaftliche Gegensätze auf wie Österreich. Entsprechend vielfältig ist die Ausstattung an Lebensräumen und den darin vorkommenden Vogelarten: vom pannonisch-kontinentalen Osten mit Kaiseradlern und Großtrappen, Trielen und Rotfußfalken bis ins zentralalpine Hochgebirge mit Schneesperling, Schneehuhn und Rotsternigem Blaukehlchen.

Die Gebietsdokumentationen sind das Kernstück des Buches; ihnen sind nur kurze einleitende Kapitel über IBAs in Österreich und Europa sowie die Kategorien und Kriterien, die zur Festlegung dieser Gebiete führen, vorangestellt. Die angenehm klar strukturierten Gebietstexte sind nach Gebietsbeschreibung, ornithologische Erfassung, nationale ornithologische Bedeutung und erfüllte IBA-Kriterien, für den Vogelschutz in Europa prioritäre Arten und Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie, sonstige Vogelarten, Vegetation, Bedeutung für andere Tiergruppen, menschliche Nutzung, Gefährdung, Schutz und Quellen gegliedert. Diese Gebietsdokumentationen sind alles andere als trockene Auflistungen. Mit ihnen wurden kleine Gebietsmonografien geschaffen, deren Lektüre auch aus avifaunistischer Sicht sehr interessant ist. Denn für alle aktuell und ehemals vorkommenden prioritären Arten und die des Anhang I werden die Kenntnisse auf 3-10 Zeilen zusammengefasst. Auch für einige sonstige Vogelarten – zumeist Rote-Liste-Arten – geschieht dies in kurzer, prägnanter Form, ebenso für andere Tiergruppen und die Vegetation. In vielen Fällen ist den Dokumentationen ein aussagekräftiges Foto eines charakteristischen Lebensraumes beigelegt. Zudem lo-

ckern zahlreiche, oft erstklassige Vogelfotos den Text auf. Eine Österreichkarte auf der 3. Umschlagseite zeigt die Lage der Gebiete. Hier hätte ich mir gewünscht, mithilfe einer kleinen Orientierungskarte in der jeweiligen Gebietsdokumentation das Gebiet gleich verorten zu können, ohne erst auf der Gesamtkarte suchen zu müssen.

Mehrere der IBAs liegen grenznah zu Bayern: Böhmerwald und Mühlal, das Salzachtal und die Stauseen am Unteren Inn, das Karwendel und das Tiroler Lechtal, für viele davon haben wir in Bayern nachbarschaftliche Verantwortung. Insofern berühren Österreichs IBAs uns ganz unmittelbar. Es ist zu hoffen und zu wünschen, dass der hervorragenden Dokumentation nun auch politische Entscheidungen folgen, um die Artenvielfalt zwischen Bodensee und Neusiedler See nachhaltig zu sichern.

Robert Pfeifer

Krüger, T. & J. Wübbenhorst, 2009. **Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa.** 77 S., zahlr. Farbb., Grafiken und Tabellen. ISSN 0934-7135. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 3/2009. Bezug: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Postfach 91 07 13, 30427 Hannover.<sup>8</sup>

Deutschland beherbergt rund die Hälfte der Weltpopulation des Rotmilans und hat damit hohe Verantwortung für diese Art. Doch gerade hier ist es seit den 1990er Jahren zu Bestandsrückgängen gekommen. Das vorliegende Heft fasst die Ergebnisse des internationalen Artenschutzsymposiums Rotmilan, das 2007 in Schneverdingen stattfand, zusammen. Es enthält Beiträge zur Verbreitung Bestandentwicklung und Gefährdungssituation des Rotmilans in Niedersachsen, zu Bestandentwicklung, Ursachen und Aussichten für das Dichtezentrum im Nordharzvorland, Situationsberichte aus dem Kreis Holzminden und dem Eichsfeld, je eine Arbeit über die Wiedereinbürgerung in Schottland und England und über die Situation in Spanien. Kurzbeiträge befassen sich mit der Situation in Frankreich und Belgien, mit der Habitatnutzung im Nordharzvorland und satellitentelemetrischen Untersuchungen. Für den Schutz besonders hervorzuheben sind die Abhandlungen von T. Dürr über die Gefährdung des Rotmilans durch Windenergieanlagen in Deutschland und von J. Brune und A. Hege-

mann über Verluste durch illegale menschliche Eingriffe.

*Robert Pfeifer*

### Zeitschriftenschau

Kolleritsch, P., E. Albegger, C. Neger, J. Ringert & S. Zinko, 2010. **Elanus**. Jahresberichte des Club 300 Austria 2006/2007. 110 S., Bezug: elanus@club300.at.<sup>9</sup>

Dieser Bericht aus der hervorragend organisierten Twitcher-Szene Österreichs, die mit www.bird.at (seit 2001) und www.club300.at (seit 2003) auch über nachhaltig gepflegte Informations- und Austauschforen verfügt (mit bis in die 70er Jahre zurückreichenden Meldungen außergewöhnlicher Vogelbeobachtungen), setzt die 2004 begonnene Publikation von Club-Jahresberichten mit einer Doppelnummer 2006/2007 fort, diesmal allerdings nicht mehr als CD, sondern in Druckform. Das kompakte Heft zum Raritätenvorkommen in Österreich mit bird race-Informationen, Vogelbildern und Berichten (Reisebericht Georgien, Beobachtungs-Camp zum Greifvogelzug) enthält neben den Zusammenstellungen der 5 Autoren Beiträge von weiteren 15 Vogelfreunden aus dieser „jungen Generation ehrgeiziger Ornithologen“. Die Vogelbeobachtungen werden monatsweise in gefühlvoll ausformulierter, den avifaunistischen Wert beurteilender Berichtsform abgearbeitet, bei jeweils 1 – 4 Seiten Text (z. T. mit meist guten Belegfotos) und unter Voranstellung von maximal 11 „Highlights“. Nicht selten wird dabei der Twitcher-Philosophie Rechnung getragen, z. B. in Bildunterschriften wie „der viel besuchte 17. Terekwasserläufer [...] Österreichs“. Sechs weiterführende Artikel zum Auftreten von Blauflügelente, Rosaflamingo, Waldammer, Kurzschnabelgans, Ringelgans und Grünlaubsänger lockern die Monatsberichte auf. Da nicht von der zuständigen avifaunistischen Kommission AFK anerkannte Seltenheitsbeobachtungen wieder aus der Club-Datenbank gelöscht werden (bei 2010 noch laufenden Anerkennungsverfahren Arten im Text mit Stern markiert; dies aber nirgends erklärt), sind die Daten auch zur Verwendung in wissenschaftlichen Auswertungen geeignet. Wertvoll sind vor allem die Statusprotokolle zur Nummerierung der Artnachweise in Österreich und seinen Bundesländern, die twitchergemäß in einer Dokumentation der

pro Jahr „bemerkenswertesten zehn Nachweise“ münden.

Dass „sportliches“ Artensammeln, eventuell gefördert durch „GEO-Tage der Artenvielfalt“ oder „Stunden der Garten- bzw. Wintervögel“ stark im Kommen ist, zeigen ansteigende Teilnehmerzahlen bei den „Austrian Bird Race“-Veranstaltungen (Zunahme von 2005 bis 2010 von 40 auf über 200 Teilnehmer) oder bei den Twitchern oder Twitcher-Teams, die sich bezüglich ihrer Jahres- oder Tagesartenlisten (2007 sorgfältig geplanter, erfolgreicher Rekordversuch am Neusiedler See mit 142 Arten in 24 Stunden) „ranken“ lassen wollen. Auch die Bereitschaft, selbst größere Strecken zu fahren, um eine Rarität zu „sammeln“, steigt. So waren bei einer Grünlaubsängerbeobachtung innerhalb einer Stunde 20 Twitcher vor Ort. Das Ranking unterliegt dabei klaren Spielregeln, bei „Bird Race“-Events z. B. durch Zeit- und Raumvorgaben, Wertpunktdefinitionen und Zusatzpunkten für „Blocker“ oder Vollständigkeit von Artenkollektiven, alles gut organisiert und gesponsert. Man darf daher sehr gespannt sein, wie sich die österreichische Twitcher-Szene weiter entwickeln wird (Jahresberichte 2008/2009 erscheinen voraussichtlich 2011). Vielleicht werden ja demnächst die Spitzen-Twitcher werbewirksam durch ein „Handicap“ geadelt, damit auch Anfänger eine sportliche Chance erhalten.

*Hans Utschick*

Knight, M., D. Mallon & P. Seddon (Eds.), 2011. **Biodiversity Conservation in the Arabian Peninsula**. Zoology in the Middle East Supplementum (Special Issue) 3. 208 S., mehr als 50 Abb. ISBN9783-925064-67-8. Kasperek Verlag, Heidelberg.<sup>10</sup>

Die arabische Halbinsel und Levante sind ein wichtiges biogeografisches Übergangsbereich, in dem die Floren und Faunen unterschiedlicher Regionen (Paläarktis, Orientalis, Afrotropis) zusammentreffen. Die politische Situation und Wirtschaftsentwicklung in diesem Raum führten und führen zu einer erheblichen Bedrohung der faszinierenden Artenvielfalt. Die verstärkten Bemühungen für den Erhalt von Arten oder Gebieten bleiben aber in Mitteleuropa meist unbeachtet. Die Anstrengungen um den Erhalt der Arabischen Oryx bilden da eine Ausnahme. Im Bewusstsein vieler Mitteleuropäer steht die Arabische Halbinsel für Bauwut und ungehaltenen Konsum. Einige wirtschaftlich er-

folgreiche Emirate repräsentieren anscheinend einen Raum, der noch viel mehr zu bieten hat.

Seit 2000 findet jährlich ein Workshop zum Schutz der Artenvielfalt auf der Arabischen Halbinsel statt. Der vorliegende Band vereinigt zum 10-jährigen Bestehen dieser Treffen einige Beiträge, die 2010 gehalten wurde. Die Themen spannen ein weites Feld, angefangen von Übersichten zur biologischen Vielfalt und den Schutzgebieten auf der arabischen Halbinsel bis hin Kapiteln über einzelne Arten (Leopard, Oryx). Besonders hervorheben möchte ich dabei einen (etwas zu langen) Beitrag über Natur- und Artenschutzprobleme auf der Insel Sokotra. Drei Beiträge befassen sich mit ornithologischen Themen. Ein Problem vieler Tagungsbände ist die unterschiedliche Qualität der Beiträge und das kommt auch im vorliegenden Bändchen klar zum Vorschein. Neben methodisch anspruchsvollen Beiträgen (z. B. über die Phylogeographie der Weißschanzmanguste *Ichneumia albicauda*) finden sich nichts sagende Seitenfüller. Es sind gerade die ornithologischen Beiträge, die negativ auffallen, etwa die vierseitige

Arbeit über die Wege und Rastplätze von Zugvögeln über der arabischen Halbinsel oder der zweifelhafte Bericht zur Auswilderung eines verletzt aufgefundenen Schelladlers *Aquila clanga*.

Alles in allem ist der vorliegende Band eine verdienstvolle Unternehmung, der uns Mitteleuropäern einen ersten Einblick in Aspekte der die biologische Vielfalt und deren Schutz in einem noch immer weithin unbekanntem Raum unserer Erde verschafft. Die Herausgeber haben es aber versäumt, die Qualität der Beiträge rigoros zu kontrollieren. Im Vorwort wird betont, dass die Beiträge allesamt extern begutachtet wurden. Aber anscheinend war die Wahl der Gutachter unglücklich. Ansonsten hätten einige Beiträge dieses Stadium nicht überstehen dürfen. Selbst im Einleitungskapitel über die Geschichte der jährlichen Naturschutz-Workshops wurden Abbildungen ohne Hinweise im Text abgedruckt. Bei aller Rücksichtnahme, die bei Tagungsbänden häufig geboten ist, darf die wissenschaftliche Sorgfalt nicht leiden!

Roland Brandl

<sup>1)</sup> € 49,80 zzgl. Versandkosten; <sup>2)</sup> € 14,75; <sup>3)</sup> € 27,90; <sup>4)</sup> € 19,95; <sup>5)</sup> € 9,90; <sup>6)</sup> € 19,95; <sup>7)</sup> € 49,50 zzgl. € 4,40 Versand; <sup>8)</sup> € 4,00 zzgl. Versandkostenpauschale; <sup>9)</sup> € 18,00 außerhalb, € 17,00 innerhalb Österreichs; <sup>10)</sup> € 28,-

