



SCHRIFTENREIHE AUS DEM NATIONALPARK HARZ - BAND 3

Jahrestagung 2008

Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung



Nationalpark
Harz



Jahrestagung 2008

Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung

**Projektgruppe Spechte der Deutschen
Ornithologen-Gesellschaft
und Nationalpark Harz**

Herausgegeben von der
Nationalparkverwaltung Harz

Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz

Band 3

Zitiervorschlag:

NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2009) (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung - Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3. 92 Seiten.

Tagungsband 2008
zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte
der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft
04. - 06. April 2008 in Sankt Andreasberg

Für den Inhalt der jeweiligen Artikel sind ausschließlich
die jeweiligen Autoren verantwortlich.

Impressum

Nationalparkverwaltung Harz
Lindenallee 35
38855 Wernigerode
www.nationalpark-harz.de

Redaktion: Nationalpark Harz, T. Späth, Dr. Andrea Kirzinger
Titelfoto: V. Schadach
Druck: creaktiv, Goslar

1. Auflage 2009

Inhalt

	Seite
Vorwort	5
HANS WINKLER, Wien Zur Phylogenetik und neuen Taxonomie der Spechte	6
BERNHARD SEIFERT, Görlitz Ameisen und Vögel – ein keineswegs einseitiges Verhältnis	12
BERNHARD SEIFERT, Görlitz Lebensraumansprüche, Biomassen und Erreichbarkeit für Spechte relevanter Ameisen	20
THORSTEN SPÄTH, Sankt Andreasberg Spechte im Nationalpark Harz	28
PETER PECHACEK, Abu Dhabi Katastrophen, Prozessschutz und der Dreizehenspecht – steht die Art auf verlorenem Posten?	34
KERSTIN HÖNTSCH, Erfurt & EVA ROSSMANITH, Potsdam Der Einfluss der Nestlingsnahrung auf den Reproduktionserfolg des Kleinspechts	35
VOLKER ZAHNER, Freising Eine Studie zur Artenkenntnis bei Vögeln, durchgeführt mit bayerischen Schülern	37
PETER SÜDBECK, Oldenburg; CLAUDIA PEERENBOOM, Hannover & VOLKER LASKE, Goslar Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts <i>Picus canus</i> in Niedersachsen – Versuch einer Abschätzung	47
KATHRIN JANUSCHKE, Essen Strukturmerkmale und Grauspecht- Besiedlung (<i>Picus canus</i>) des Nationalparks Hainich	56
DIRK TOLKMITT, Leipzig; DETLEF BECKER, Halberstadt; THOMAS S. REICHLIN & MICHAEL SCHAUB, Bern Variation der Gelegegrößen des Wendehalses <i>Jynx torquilla</i> in Untersuchungsgebieten Deutschlands und der Schweiz	69
MURIELLE MERMOD, THOMAS S. REICHLIN, RAPHAËL ARLETTAZ & MICHAEL SCHAUB, Bern Vorläufige Ergebnisse einer Langzeitstudie zum Wendehals in der Schweiz	78

THOMAS S. REICHLIN, MICHAEL SCHAUB, RAPHAËL ARLETTAZ & LUKAS JENNI, Bern und Sempach 82
Zugrichtungen europäischer Wendehälse

HERWIG ZANG, Goslar 86
Spechte im Vogelmonitoring

Vorwort

Spechtarten sind nicht nur infolge ihrer Indikatorfunktion in Waldökosystemen verstärkt in den Blickpunkt des nationalen und internationalen Naturschutzes geraten. Anhaltend negative Bestandstrends bei Wendehals, Klein- und Grauspecht in Mitteleuropa und teilweise darüber hinaus geben unmittelbaren Anlass zur Besorgnis. Kenntnisse über die Biologie und Ökologie von Spechtarten bilden die unabdingbare Voraussetzung zur Formulierung wirksamer Schutzkonzepte, wie sie teilweise auch in der Europäischen Vogelschutzrichtlinie gefordert werden. Leider sind diese Kenntnisse vielfach noch sehr lückenhaft und es bedarf der Bearbeitung weitergehender Forschungsansätze zu diesem Themenfeld. Die Projektgruppe Spechte in der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, ein Zusammenschluss von haupt- und ehrenamtlichen Ornithologen und Naturschützern, hat es sich u.a. zum Ziel gesetzt, auf ihren Jahrestagungen aktuelle Ergebnisse der Spechtforschung auszutauschen und Aspekte des Schutzes von Spechten und ihren Lebensräumen zu

diskutieren. 2008 fand diese Tagung auf Einladung der Nationalparkverwaltung Harz und der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung e.V. zum ersten Mal im Harz statt.

Die behandelten Themenfelder deckten dabei vielfältige Aspekte der Systematik, Biologie, Habitatansprüche, Nahrungsökologie und Populationsdynamik von Spechtarten ebenso wie auch methodische Fragen zu Erfassung und Monitoring sowie der Vermittlung von Artenkenntnissen ab. Einen Schwerpunkt bildeten dabei die bestandsbedrohten Arten Wendehals und Grauspecht einschließlich wesentlicher Aspekte zur Ökologie von Ameisenarten, ihrer Hauptnahrung.

Wir freuen uns sehr, dass eine Vielzahl von Autoren uns ihre Beiträge zur Publikation für diesen Tagungsband überlassen haben. Ihnen sowie auch den Redaktionen der Fachzeitschriften, in denen einige der hierin aufgenommenen Ergebnisse bereits veröffentlicht wurde, sei herzlich gedankt.

Wir hoffen, damit einen weiten Leserkreis anzusprechen und Anregungen für die Behandlung offener Fragestellungen sowie zu einem zielgerichteten Monitoring und dem Schutz dieser spannenden Vogelartengruppe und ihrer Lebensräume geben zu können.

Herwig Zang,
Niedersächsische Ornithologische Vereinigung e.V.

Thorsten Späth,
Nationalparkverwaltung Harz

HANS WINKLER, Wien

Zur Phylogenetik und neuen Taxonomie der Spechte

Einleitung

In den letzten Jahren haben einige molekulare Analysen unser bisheriges Bild von der Stammesgeschichte der Spechte revolutioniert (PRYCHITKO & MOORE 1997, 2000; WEIBEL & MOORE 2002ab; ZINK et al. 2002; WEIBEL & MOORE 2005; WINKLER et al. 2005; BENZ et al. 2006; MOORE et al. 2006; OVERTON & RHOADS 2006; FUCHS et al. 2006, 2007, 2008ab). Die Diskrepanz zwischen den modernen Ergebnissen und der letzten autoritativen Systematik von SHORT (1982), die weitgehend von SIBLEY & MONROE (1990) übernommen wurde, ergibt sich vor allem aus der Tatsache, dass letztere sehr stark auf Färbungs- und Verhaltensmerkmalen fußte. Die neuen stammesgeschichtlichen Erkenntnisse widersprechen aber durchaus nicht morphologischen Erkenntnissen (z.B. GOODWIN 1968; GOODGE 1972), im Gegenteil sie bestärken sie. Unglücklicherweise hatten für die von Short propagierte Einteilung Färbungsmerkmale eine Schlüsselrolle gespielt, die besonders „anfällig“ für konvergente Evolution zu sein scheinen. Weil Short zudem dazu tendierte Arten zu großen Gattungen zusammen zu fassen (bestes Beispiel „*Picoides*“), wird die neu zu erstellende Taxonomie der Spechte recht radikal von dem zuletzt Gewohnten abweichen müssen.

In diesem kleinen Beitrag möchte ich auf einige zentrale Befunde bezüglich der allgemeinen Stammesgeschichte und Systematik der Spechte eingehen und

dann die stammesgeschichtliche Stellung heimischer Spechte und die sich daraus ergebenden taxonomischen Konsequenzen diskutieren.

Ergebnisse und Diskussion

Das System der Spechte im Wandel
SHORT (1982) stellte ein großteils neues System der Spechte auf. Er kritisierte das in dem Werk von PETERS (1948) verwendete Prinzip die Spechte entlang eines Gradienten zunehmender morphologischer Spezialisierung anzuordnen. Er basierte sein neues System auf Merkmale der äußeren Morphologie, inklusive Färbung, und des Verhaltens. Anatomen kritisierte er zum Beispiel, im Zusammenhang mit der Diskussion der systematischen Stellung des Okinawaspechtes diese Färbungsmerkmale ignoriert zu haben (SHORT 1982, S. 42; WINKLER et al. 2005). An dieser Stelle sei das Werk von Hans Wolters in Bonn erwähnt, der knapp vor dem Erscheinen von Short's Monographie eine systematische Liste der Vogelarten der Erde präsentierte (WOLTERS 1975-1982). Diese trennt die Wendehäse als eigene Familie ab (meist werden sie als Unterfamilie, *Jynginae*, der Spechte, *Picidae*, betrachtet) und fällt gegenüber anderen Systemen durch die manchmal sehr weit gehende Tendenz zur Aufteilung taxonomischer Einheiten, besonders der Gattung, auf. Um dieselbe Zeit existierten daher zwei Listen, eine von einem extremen „Splitter“ (Wolters)

und die andere von dem eher als „Lumper“ zu bezeichnenden Lester Short.

Werfen wir zunächst einen Blick auf die Unterteilung der Spechtfamilie (*Picidae*). Wolters beschränkte sich weitgehend auf die übliche Trennung der Weichschwanzspechte (*Picumninae*) von den Stüttschwanzspechten (*Picinae*), reservierte aber für den seltsamen Hüpfspecht (*Nesocittes micromegas*) Haitis und Gonaives in der Karibik eine eigene Unterfamilie (*Nesocittinae*). Short teilte die Spechte ebenfalls in drei Unterfamilien auf, die Wendehäse (wie erwähnt bei Wolters eine eigene Familie), Weich- und Stüttschwanzspechte. Letztere Gruppen teilte er mittels der taxonomischen Kategorie des Tribus noch feiner auf. Die Triben *Picumnini* bzw. *Nesocittini*, im Rang von Unterfamilien bei Wolters, bildeten die Weichschwanzspechte, während die Gattungen der Stüttschwanzspechte auf die neuen Untergruppen *Melanerpini*, *Campetherini*, *Colaptini*, *Campephilini*, *Picini* und *Meiglyptini* aufgeteilt wurden.

Daraus ergaben sich viele biogeographische und auch anatomische Ungeheimheiten. Die *Melanerpini*, eine rein amerikanische Gruppe, stellen dabei kein größeres Problem dar und sollen hier auch nicht weiter behandelt werden. Der Name der nächsten Gruppe leitet sich von der Gattung *Campethera* Gray, 1841 ab und umfasst die Gattungen *Campethera*, *Geocolaptes*, *Dendropicops* und *Picoides*. Das sind oft grünlich gefärbte afrikani-

sche Spechte, bei denen sich die Geschlechter bezüglich des Bartstreifs unterscheiden. Das gilt auch für den größeren, sichtlich mit jenen verwandten Erdspecht (*Geocolaptes olivaceus*), der in Vielem unserem Grünspecht bzw. den amerikanischen Spechten der Gattung *Colaptes* gleicht. Ähnlich gefärbt wie *Campethera* sind die Vertreter der ebenfalls afrikanischen Gattung *Dendropicos*, bei denen die Kopfplatten von Männchen und Weibchen verschieden sind. Das und andere Merkmale vereint sie mit den eurasischen Buntspechten. Die Gelbfärbung der Federschäfte des Großgefieders bildet die Klammer zwischen *Campethera* und *Dendropicos*. Die offensichtliche Ähnlichkeit der nordamerikanischen schwarz-weißen Spechte mit den Dreizehenspechten und letztlich den Buntspechten motivierte Short all diese 34 Arten ab etwa 1970 in einer einzigen Gattung zu vereinen (SHORT 1970, 1971), die aus Prioritätsgründen *Picoides* Lacépède, 1799 zu heißen hatte. Auch andere Systematiker hatten in *Dendropicos* und *Campethera* enge Verwandte gesehen (GOODWIN 1968, WOLTERS 1975-1982).

Die amerikanischen Gattungen *Veniliornis*, *Piculus*, *Colaptes* und *Celeus* wurden von SHORT (1982) zum Tribus Colaptini vereint. Biogeographisch problematisch erschien dabei in erster Linie die Zuordnung der südasiatischen Art *Micropternus brachyurus* zu *Celeus* (Mittel- und Südamerika) aufgrund äußerlicher Merkmale, die auch anatomischen Ergebnissen nicht widersprach (GOODGE 1972). Die anatomischen (GOODGE 1972) und anderen Ähnlichkeiten zwischen amerikanischen „*Picoides*“ und *Veniliornis* wurden von SHORT (1982) als Konvergenz bzw. Parallelismus gedeutet.

Es drängte sich geradezu auf, den großen Spechten der Gattungen *Dryocopus* und *Campephilus* in eine eigenständige Gruppe Campephilini zu widmen. Zu offensichtlich schienen die Ähnlichkeiten (GOODWIN 1968, SHORT 1982) und

woher sonst sollten sich die Elfenbeinschnäbel (*Campephilus*) Mittel- und Südamerikas herleiten lassen als aus den in ganz Amerika verbreiteten Vertretern von *Dryocopus*, die ganz offensichtlich mit den eurasischen Formen zusammenhängen? Keine andere amerikanische Gruppe bot sich an (SHORT 1982, S. 44). Das war kein recht konsistentes Argument, saßen doch die nächsten Verwandten von *Dryocopus* in Asien. Vieles deutete auch darauf hin, dass die Übereinstimmungen in der Färbung konvergent oder aufgrund von Mimikry (CODY 1969) entstanden waren. Viele anatomische und ökologische Eigenheiten deuteten nämlich darauf hin, dass die beiden Genera nicht näher verwandt sind (CODY 1969, GOODGE 1972) und es inkonsistent ist die andere Gattung großer Spechte aus Asien, nämlich *Mulleripicus*, nicht ebenfalls in diese Gruppe aufzunehmen.

Das Namen gebende Genus für den nächsten Tribus war die altweltliche Gattung *Picus*. Manche ihrer Vertreter wiesen Ähnlichkeiten mit *Celeus* auf und Short schloss noch die Gattungen *Dinopium*, *Chrysocolaptes*, *Reinwardtipicus*, *Blythipicus*, *Gecinulus* und nicht zuletzt *Sapheopipo* ein. Eine wahrhaft bunte Gruppierung, in der vor allem die großen Ähnlichkeiten zwischen *Dinopium* und *Chrysocolaptes* auffallen, die aber schon Cody als Mimikry und nicht Ausdruck verwandtschaftlicher Verhältnisse interpretierte (CODY 1969), was auch die anatomischen Befunde bestätigten (GOODGE 1972).

Bleibt schließlich die letzte Gruppe von zum Teil seltsam anmutenden, in Asien beheimateten Spechtgestalten der Gattungen *Meiglyptes*, *Hemicircus* und *Mulleripicus*. Außer „seltsam“ oder „einmalig“ vereint diese Arten des Tribus Meiglyptini kaum etwas. Ein langer Hals hier, ein paar feine Flecken da, oder eine rätselhaft Drüse am Rücken sind die auffälligsten Kennzeichen (SHORT 1982).

Das System von SHORT (1982) wurde

von WINKLER et al. (1995) übernommen, aber bereits vorher von SIBLEY & MONROE (1990) leicht abgeändert. Trotz Vorbehalten, erste molekulare Ergebnisse waren schon bekannt, folgten WINKLER & CHRISTIE (2002) weitgehend der Liste von SIBLEY & MONROE (1990).

Die neuen molekularen Analysen betreffen in erster Linie die Systematik der Stüttschwanzspechte außer die Melanerpini. Die Systematik der übrigen fünf Triben lässt sich mehr aufrechterhalten. Die wichtigsten Ergebnisse seien kurz skizziert.

Obgleich GOODGE (1972) bereits Hinweise auf verwandtschaftliche Verhältnisse zwischen *Campethera* und *Picus* gefunden hatte, hatten seine Ergebnisse keine Konsequenzen für die später aufgestellten Systeme. Mehrere neuere Arbeiten bestätigen die Verbindung zwischen *Picus*, *Campethera* und *Geocolaptes* und deren großen stammesgeschichtlichen Abstand zu *Dendropicos*/*Dendrocopos*/*Picoides* (WEBB & MOORE 2005, BENZ et al. 2006, FUCHS et al. 2007, 2008a). Die Triben Campetherini und Picini sind daher aufzulösen. Die Gruppe um W. Moore zeigte zudem die enge Verwandtschaft zwischen *Veniliornis* und amerikanischen „*Picoides*“ auf, was den Tribus „Colaptini“ ungültig erscheinen lässt (DEFILIPPIS & MOORE 2000, WEIBEL & MOORE 2002ab, MOORE et al. 2006). *Sapheopipo* stellte sich als enger Verwandter des Weißrückenspechts (*Dendrocopos leucotos*) heraus (WINKLER et al. 2005). Nicht viel besser ergeht es den Campephilini und der Beziehung zwischen *Dinopium* und *Chrysocolaptes* innerhalb der Picini. Die Ansichten CODYS (1969) wurden von den molekularen Daten voll bestätigt und die verwandtschaftliche Nähe von *Dryocopus* und *Picus* bzw. jener zwischen *Campephilus* und *Chrysocolaptes* etabliert (BENZ et al. 2006, FUCHS et al. 2007, 2008a). Einige Vertreter der Meiglyptini konnten anderen Stammlinien zugeordnet werden: *Mulleripicus* zu

Dryocopus, *Meiglyptes* zusammen mit *Celeus/Micropternus brachyurus* (nicht aber die amerikanischen Vertreter von *Celeus*) zu *Dinopium* (BENZ et al. 2006, FUCHS et al. 2007, 2008a). *Hemicircus* scheint eine sehr basale Gruppe zu repräsentieren, die keine enge stammesgeschichtliche Nähe zu den anderen Stüttschwanzspechten aufweist (FUCHS et al. 2007).

WEBB & MOORE (2005) bzw. BENZ et al. (2006) skizzierten eine neue Systematik der Stüttschwanzspechte, in der sie tribus-ähnliche Namen vergaben (nomenklatorisch sind diese Namen ungültig) und *Hemicircus* mangels Daten nicht berücksichtigen konnten. Die erste Gruppe besteht aus Spechten, deren Sexualdimorphismus den Bartstreif betrifft und daher „Malarpicini“ genannt wurden. Sie enthält u.a. die Gattungen *Campephera*, *Picus*, *Dryocopus* und *Colaptes*. In ihr finden sich viele am Boden Nahrung suchende und auf Ameisen und Termiten spezialisierte Arten. Das Futter für die Jungen wird im Nest herausgewürgt. Die „Megapicini“ werden von *Campephilus*, *Chrysocolaptes* und *Blythipicus* gebildet. Die meisten von ihnen sind durch einen hellen Schnabel gekennzeichnet und ihr Fuß weist eine pamprodactyle (alle vier Zehen nach vorne gerichtet) Zehenstellung auf (BOCK & MILLER 1959). Die artenreichste Gruppe sind die „Dendropicini“. Ihr gehören *Melanerpes*, *Dendropicos*, „*Picoides*“ und *Veniliornis* an. Die neuen Gruppen machen in vieler Hinsicht Sinn und werden nicht nur durch genetische Merkmale zusammengehalten. Der Ansatz von SHORT (1982) war daher nicht prinzipiell falsch, das Problem lag vielmehr in der Bewertung der einzelnen Merkmale. In vielen Fällen wurden seine Schlussfolgerungen durchaus bestätigt, wie etwa bei der Beziehung zwischen asiatischen und amerikanischen *Picumnus*, *Dryocopus* und *Celeus* und der Monophylie der Melanerpini. Die zu ziehenden taxonomischen Konsequenzen sind vielfältig und komplex. Sie möchte ich anhand der einheimischen Arten

diskutieren und dabei auch Biogeographisches anmerken.

Biogeographie und Taxonomie der einheimischen Arten.

Der Wendehals (*Jynx torquilla*) und seine afrikanische Schwesterart bereiten keine Probleme bezüglich ihrer Arttaxonomie. Die innerartliche Gliederung ist genetisch noch unzureichend erforscht. Sie beruft sich derzeit noch auf die Arbeiten von VAURIE (1959) und SHORT (1982).

Auch die Namen der mitteleuropäischen Vertreter der Gattungen *Picus* Linné, 1758 und *Dryocopus* Boie, 1826 sind unproblematisch. Sie werden aus Prioritätsgründen bestehen bleiben, denn potenzielle Alternativen, die sich aus den genetischen Erkenntnissen ergeben würden, nämlich *Mulleripicus* Bonaparte, 1854 bzw. *Hylatomus* Baird, 1858 (für die amerikanischen Arten) sind jünger. Folgte man der shortschen „Lumper“-Tradition müsste *Mulleripicus* in *Dryocopus* aufgenommen werden. Der Grauspecht *Picus canus* ist praktisch kontinuierlich über das gemäßigte Asien und weit in die asiatischen Tropen und Subtropen verbreitet. Im Gegensatz dazu weist der Grünspecht (*Picus viridis*) zusammen mit seinen näheren Verwandten ein komplexes, eher subtropisch – tropisches Verbreitungsbild auf, das noch einer näheren Analyse bedarf. Auch die nächsten Verwandten des Schwarzspechts (*Dryocopus martius*) sind in den Subtropen und Tropen des asiatischen Ostens zu finden.

Die echten Sorgenkinder für den Taxonomen sind aber *Dendrocopos* und *Picoides*. Wie erwähnt hat Short 34 Arten in einer Gattung zusammengefasst. Morphologische und andere Ähnlichkeiten (z.B. WINKLER & SHORT 1978) schienen diesen Schritt rechtfertigen. Erster Widerspruch kam von OUELLET (1977), der in einer leider recht oberflächlichen Analyse die Trennung der amerikanischen Arten und der Dreizehenspechte als *Picoides* von

den übrigen eurasischen Formen als *Dendrocopos* propagierte. Ein Vorschlag, der dann von SIBLEY & MONROE (1990) aufgegriffen wurde. Die Analysen von WEIBEL & MOORE (2002ab, 2005) ergaben viel komplexere Zusammenhänge. Die daraus resultierenden Probleme könnte man mit einem Streich lösen, indem man ganz im Geiste Shorts noch *Veniliornis* aufnimmt und wieder *Picoides*, nun mit 47 Arten (unter Berücksichtigung der artlichen Abtrennung des amerikanischen Dreizehenspechts und der Eingliederung des Okinawaspechts) errichtet. Eine eher unbefriedigende Situation, da man damit der doch tiefen Untergliederung der Gruppe nicht gerecht wird und sich das zusätzliche Problem einhandelt auch noch die 12 afrikanischen *Dendropicos* inkludieren zu müssen. Mit einer auf 59 Arten angewachsenen Gattung, eine der größten in der Taxonomie der Vögel (BOCK & FARRAND 1980), wäre wohl niemand glücklich. Ich lege hier einen Vorschlag für die Taxonomie der Buntspechte im weiteren Sinne vor, in der ich in Manchem den Überlegungen von WOLTERS (1975-1982) folge.

Drei einheimische Buntspechte sind nahe miteinander verwandt und müssten immer in derselben Gattung stecken, nämlich Weißbrückenspecht, Blutspecht und Buntspecht. Sie gehören einer engen, hauptsächlich in den gemäßigten Breiten vorkommenden Verwandtschaftsgruppe an, deren generischer Name *Dendrocopos* Koch, 1816 lauten müsste. Der Mittelspecht kann nicht hinzugezählt werden. Seine Verwandten sitzen in Südasien, vornehmlich am indischen Subkontinent (vgl. FUCHS et al. 2007). Für diese Stammlinie käme der Gattungsname *Leipicus* Bonaparte, 1854 in Frage. Des Kleinspechts nächsten Verwandten sind die amerikanischen Kleinspechte der Arten *nuttallii*, *scalaris* und *pubescens*, die sich gut von den größeren Verwandten des Haarspechts („*Picoides*“ *villosus*) abgrenzen lassen (WEIBEL & MOORE 2002ab). Der wissenschaftliche Name für

die Gattung wäre *Dryobates* Boie, 1826. Die drei Arten der Dreizehenspechte sind mit kleinen buntspechtartigen ostasiatischen Formen (*canicapillus*, *moluccensis*, *maculatus*, *kizuki*) verwandt, für die der Gattungsname *Yungipicus* Bonaparte, 1854 verfügbar ist. Da *Picoides* Lacépède, 1799 auf jeden Fall Priorität hat, bleibt für die Dreizehenspechte der gewohnte Gattungsnamen selbst dann erhalten, wenn man all diese Arten in einer Gattung zusammenfasste.

Will man eine Einteilung der Stüttschwanzspechte in Triben aufrechterhalten, können weder die Einteilung von SHORT (1982) noch die von WEBB & MOORE (2005) vorgeschlagenen Namen akzeptiert werden. Auch SHORT (1982) war in seiner Namensgebung nicht völlig korrekt. Die Nomenklaturregeln besagen, dass der Name eines Tribus aus dem Wortstamm des Namens der Gattung, die das älteste Publikationsdatum hat,

sowie der Endung -ini zu bilden ist. Das heißt die unsinnigen Namen Malarpicini, Dendropicini und Megapicini (WEBB & MOORE 2005) muss man auf jeden Fall ändern. Die Namen der von WEBB & MOORE (2005) erfundenen und von BENZ et al. (2006) sowie FUCHS et al. (2008a) weiter detaillierten Triben müssen korrekterweise Picini, Typusgattung *Picus* Linné, 1758, Picoidini, Typusgattung *Picoides* Lacépède, 1799 und Campephilini, Typusgattung *Campephilus* Gray, 1840 heißen. Für die Gattung *Hemicircus* Swainson, 1837 möchte ich hier einen eigenen Tribus, nämlich die Hemicircini aufstellen.

Aus all diesen Überlegungen ergibt sich für die europäischen Spechte folgender Ausschnitt aus dem Gesamtsystem der Familie Picidae, Spechte, der eine weitere Regel berücksichtigt, der zufolge phylogenetisch ältere Formen vorzureihen sind. Die deutschen Namen für die Triben sind

meine eigenen Vorschläge und stellen keine nomenklatorischen Festlegungen dar.

Zusammenfassung

Neue molekularbiologische Arbeiten haben unser Bild von der Stammesgeschichte der Spechte revolutioniert. Das hat auch erhebliche Auswirkungen für die Systematik der Spechte. Innerhalb der Stüttschwanzspechte gibt es drei große Gruppen in denen unter anderem die Grünspechte mit den Schwarzspechten zusammengefasst werden. Das größte Problem für die Taxonomie der einheimischen Arten sind die Bunt- und Dreizehenspechte. Nach einer Übersicht über die bisherige Systematik und die neuen Ergebnisse werden Vorschläge zur Nomenklatur der Stüttschwanzspechte auf der taxonomischen Ebene des Tribus und der Systematik der europäischen Spechte vorgelegt.

Unterfamilie Jynaginae – Wendehälse

Jynx torquilla L., 1758 – Wendehals

Unterfamilie Picinae – Stüttschwanzspechte

Tribus Picoidini – Baumspechte

Gattung *Picoides* Lacépède, 1799

Picoides tridactylus (L., 1758) – Dreizehenspecht

Gattung *Dryobates* Boie, 1826

Dryobates minor (L., 1758) – Kleinspecht

Gattung *Dendrocopos* Koch, 1816

Dendrocopos leucotos (Bechstein, 1803) – Weißrückenspecht

Dendrocopos syriacus (Hemprich & Ehrenberg, 1833) – Blutspecht

Dendrocopos major (L., 1758) – Buntspecht

Gattung *Leiopicus* Bonaparte, 1854

Leiopicus medius (L., 1758) – Mittelspecht

Tribus Picini – Bodenspechte

Gattung *Dryocopus* Boie, 1826

Dryocopus martius (L., 1858) – Schwarzspecht

Gattung *Picus* L., 1758

Picus canus Gmelin, 1788 – Grauspecht

Picus viridis L., 1758 – Grünspecht

Literatur

- BENZ, B. W.; ROBBINS, M. B. & PETERSON, A. T. (2006): Evolutionary history of woodpeckers and allies (Aves: Picidae): Placing key taxa on the phylogenetic tree. *Mol. Phylogenet. Evol.* 40: 389-399.
- BOCK, W. J. & FARRAND, J., JR. (1980): The number of species and genera of recent birds: a contribution to comparative systematics. *Amer. Mus. Novitates* 2703: 1-29.
- BOCK, W. J. & MILLER, W. W. (1959): The scansorial foot of the woodpeckers, with comments on the evolution of perching and climbing feet in birds. *Amer. Mus. Novitates* 1931: 1-45.
- CODY, M. L. (1969): Convergent characteristics in sympatric species: a possible relation to interspecific competition and aggression. *Condor* 71: 222-239.
- DEFILIPPIS, V. R. & MOORE, W. S. (2000): Resolution of phylogenetic relationships among recently evolved species as a function of amount of DNA sequence: An empirical study based on woodpeckers (Aves: Picidae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 16: 143-160.
- FUCHS, J.; OHLSON, J. I.; ERICSON, P. G. P. & PASQUET, E. (2006): Molecular phylogeny and biogeographic history of the piculets (Piciformes: Picumninae). *J. Avian Biol.* 37: 487-496.
- FUCHS, J.; OHLSON, J. I.; ERICSON, P. G. P. & PASQUET, E. (2007): Synchronous intercontinental splits between assemblages of woodpeckers suggested by molecular data. *Zool. Scr.* 36: 11-25.
- FUCHS, J.; PONS, J. M.; ERICSON, P. G. P.; BONILLO, C.; COULOUX, A. & PASQUET, E. (2008a): Molecular support for a rapid cladogenesis of the woodpecker clade Malarpicini, with further insights into the genus *Picus* (Piciformes: Picinae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 48: 34-46.
- FUCHS, J.; ERICSON, P. G. P. & PASQUET, E. (2008b): Mitochondrial phylogeographic structure of the White-browed Piculet (*Sasia ochracea*): cryptic genetic differentiation and endemism in Indochina. *J. Biogeogr.* 35: 565-575.
- GOODGE, W. R. (1972): Anatomical evidence for phylogenetic relationships among woodpeckers. *Auk* 89: 65-85.
- GOODWIN, D. (1968): Notes on woodpeckers (Picidae). *Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.) Zool.* 17: 1-44.
- MOORE, W. S.; WEIBEL, A. C. & AGIUS, A. (2006): Mitochondrial DNA phylogeny of the woodpecker genus *Veniliornis* (Picidae, Picinae) and related genera implies convergent evolution of plumage patterns. *Biol. J. Linn. Soc. [London]* 87: 611-624.
- OUELLET, H. (1977): Relationships of woodpecker genera *Dendrocopos* Koch and *Picoides* Lacépède, (Aves, Picidae). *Ardea* 65: 165-183.
- OVERTON, L. C. & RHOADS, D. D. (2006): Molecular phylogenetic relationships of *Xiphidiopicus percussus*, *Melanerpes*, and *Sphyrapicus* (Aves: Picidae) based on cytochrome b sequence. *Mol. Phylogenet. Evol.* 41: 288-294.
- PETERS, J. L. (1948): Check-list of Birds of the World, vol. VI. Harvard Univ. Press.
- PRYCHITKO, T. M. & MOORE, W. S. (1997): The utility of DNA sequences of an intron from the β -fibrinogen gene in phylogenetic analysis of woodpeckers (Aves: Picidae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 8: 193-204.
- PRYCHITKO, T. M. & MOORE, W. S. (2000): Comparative evolution of the mitochondrial cytochrome b gene and nuclear β -fibrinogen intron 7 in woodpeckers. *Mol. Biol. Evol.* 17: 1101-1111.
- SHORT, L. L. (1970): The affinity of African with Neotropical woodpeckers. *Ostrich (Suppl.)* 8: 35-40.
- SHORT, L. L. (1971): Systematics and behavior of some North American woodpeckers genus *Picoides* (Aves). *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 145: 1-118.
- SHORT, L. L. (1982): Woodpeckers of the World. Delaware Museum of Natural History. Greenville, Del.
- SIBLEY, C. G. & MONROE, B. L. (1990): Distribution and Taxonomy of Birds of the World. Yale University Press, New Haven & London.
- VAURIE, C. (1959): Systematic notes on Palearctic birds. No. 37 Picidae: The subfamilies Jynginae and Picumninae. *Amer. Mus. Novitates* 1963: 1-16.
- WEBB, D. M. & MOORE, W. S. (2005): A phylogenetic analysis of woodpeckers and their allies using 12S, Cyt b, COI nucleotide sequences (class Aves; order Piciformes). *Mol. Phylogenet. Evol.* 36: 233-248.
- WEIBEL, A. C. & MOORE, W. S. (2002a): Molecular phylogeny of a cosmopolitan group of woodpeckers (Genus *Picoides*) based on COI and cyt b mitochondrial gene sequences. *Mol. Phylogenet. Evol.* 22: 65-75.
- WEIBEL, A. C. & MOORE, W. S. (2002b): A test of a mitochondrial gene-based phylogeny of woodpeckers (Genus *Picoides*) using an independent nuclear gene, β -fibrinogen intron 7. *Mol. Phylogenet. Evol.* 22: 247-257.
- WEIBEL, A. C. & MOORE, W. S. (2005): Plumage convergence in *Picoides* woodpeckers based on a molecular phylogeny, with emphasis on convergence in Downy and Hairy Woodpeckers. *Condor* 107: 797-809.

WINKLER, H.; CHRISTIE, D. A. & NURNEY, D. (1995): A guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex.

WINKLER, H. & CHRISTIE, D. (2002): Family Picidae (woodpeckers). pp. 296-555. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J (eds), Handbook of the birds of the world. Lynx Edicions, Barcelona.

WINKLER, H.; KOTAKA, N.; GAMAUF, A.; NITTINGER, F. & HARING, E. (2005): On the phylogenetic position of the Okinawa woodpecker (*Sapheopipo noguchii*). J. Ornithol. 146: 103-110.

WINKLER, H. & SHORT, L. L. (1978): A comparative analysis of acoustical signals in pied woodpeckers (Aves, Picoides). Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 160: 1-109.

WOLTERS, H. E. (1975-1982): Die Vogelarten der Erde. Paul Parey, Hamburg & Berlin.

ZINK, R. M.; ROHWER, S.; DROVETSKI, S.; BLACKWELL-RAGO, R. C. & FARRELL, S. L. (2002): Holarctic phylogeography and species limits of Three-toed Woodpeckers. Condor 104: 167-170.

Anschrift des Autors:
 Prof. Dr. Hans Winkler
 K.-Lorenz-Institut für Vergleichende
 Verhaltensforschung
 Österreichische Akademie der Wissen-
 schaften
 Savoyenstraße 1A
 A-1160 Wien
 Österreich

BERNHARD SEIFERT, Görlitz

Ameisen und Vögel – ein keineswegs einseitiges Verhältnis

Die Mächtigkeit von Ameisen in den Ökosystemen

Für das Verständnis der hier aufgezeigten Beziehungen ist es zunächst notwendig, sich über die Mächtigkeit von Ameisen in tropischen und temperaten Ökosystemen zu verständigen. Die ökologische Dominanz von Ameisen in tropischen Biomen, insbesondere im tropischen Regenwald, ist schon fast sprichwörtlich. Als Anfang der 1970er Jahre von Fittkau und Klinge die ersten Erfassungen von Insekten im tropischen Regenwald mittels der Methode des „Canopy Fogging“ gemacht wurden, bekamen die Untersucher einen Erkenntnis-Schock: zwei Drittel der Millionen von Insekten, die nach der Pyrethrum-Begasung des Kronenraumes auf die am Boden ausgebreiteten Planen herabrieselten waren Ameisen! Nicht einmal Ameisenkundler hatten solches erwartet. Ameisen sind also im Kronenraum der tropischen Wälder eine geradezu überwältigende Größe, auf die sich die Vogelwelt im Guten wie im Bösen einstellen muss. Auch für den tropischen Regenwald als Ganzes – also Baumkronen, Stammraum und Boden summarisch betrachtet – ergaben spätere Biomasseschätzungen beeindruckende Werte. Ameisen bringen etwa 38 % der gesamten Insektenbiomasse auf die Waage – alles eingerechnet von den Myriaden winziger Bodeninsekten bis hin zum gewaltigen Bockkäfer. Sie erreichen damit die 1,9fache Biomasse der Wirbeltiere und die vierfache Biomasse der Säuger (WILSON 1990). Auch im tropischen

Offenland sind Ameisen allgegenwärtig. In einer bebuschten Brache in der Feuchtsavanne des Zaire fand Alain Dejean 119 kg Ameisenfrischmasse pro Hektar.

Betrachtet man die Biodiversität, steht außer Frage, dass die Tropen erheblich artenreicher sind als die gemäßigten Breiten. Die Zahl von 175 Ameisenarten, die man auf den 1 Millionen km² Mitteleuropas mühsam zusammensuchen muss, findet man auf weniger als einem Hektar Tieflandregenwald des Amazonas. Ist aber die ökologische Mächtigkeit von Ameisen in gemäßigten Breiten ebenfalls so viel geringer? Weit gefehlt – die Verhältnisse sind vollkommen vergleichbar: Ameisen machen in einem durchschnittlichen deutschen Laubmischwald das zweifache der Frischmasse aller Wirbeltiere aus. Die Kapazitätsgrenze temperater Wälder für Ameisen beträgt erstaunliche 80 kg Frischmasse /ha. Dieser Wert kann auch großflächig erreicht werden: Wollte man beispielsweise alle Tiere der Waldameise *Formica aquilonia* von einer 3 km² großen Waldfläche des Plansker Waldes in Südostböhmen einsammeln, müsste man mit 24 Tonnen Lebendgewicht rechnen. Obwohl wir es, unserer subjektiven Wahrnehmung folgend, nicht sofort glauben mögen – die Ameisenbiomasse im temperaten Offenland übersteigt regelmäßig die im Wald. In einer extensiv genutzten Wiese in Sachsen beträgt die Biomasse der Ameisen etwa das 4,2fache der dort lebenden Wirbeltiere und auf einer Schafweide in der Schwäbischen

Alp finden sich sage und schreibe 165 kg Ameisen pro Hektar. Wenn man sich die Skyline dieser Ameisenstadt auf einem winterlichen Bild anschaut, wird man gerne glauben, dass hier auf wenigen Hektar Fläche zehn Grünspechte in bester Kondition den härtesten Winter überstehen können.

Ameisen als Nahrungsquelle für Vögel
Nahrung ist sicher das erste, was einen Vogel im Zusammenhang mit Ameisen interessiert und Ameisen sind als Nahrung summarisch über alle Vogel-Gattungen betrachtet bedeutender als Käfer, Bienen und Wespen. Dafür finden sich folgende Gründe:

(A) Die enorme absolute Biomasse und die Konzentration in Nestern. Der Vogel muss relativ wenig Energie in die Lokomotion investieren, da er an einem Fleck gleich eine schönen „Batzen“ aufnehmen kann. Zudem steht der energetische Aufwand für den „Vortrieb“ zur Nahrungsquelle in einem günstigen Verhältnis zu der am „Ende des Stollens“ zu erwartenden Energie- und Proteinmenge.

(B) Nicht nur die Brut sondern auch die meisten imaginalen Ameisen sind sehr bekömmlich und schmecken gut! Chemische Abwehrsysteme der Ameisen richten sich überwiegend gegen Hauptfeinde – und das sind andere Ameisen. Die Kampfstoffe sind insektizid und meist weder warmblütertoxisch noch warmblüterrepellent. Wir werden noch sehen, dass diese Substanzen im Gegenteil für Vögel

sogar hochattraktiv sind.

(C) Fliegende Ameisengynen sind wegen ihres langsamen und gut vorhersagbaren Fluges und ihres hohen anabolen und katabolen Wertes (50 % der Trockenmasse einer *Lasius*-Jungkönigin bestehen aus Fett!) auch für Vögel geringer Wendigkeit eine attraktive Nahrung. Sogar größere Vögel, denen man solches absprechen würde, sind beim Fangen fliegender Ameisen beobachtet worden.

(D) Nur Ameisen mit sehr effektiven Mandibeln (z.B. *Camponotus*, *Dorylus*, *Oecophylla* etc.) oder einem wirksamen Giftstachel (z.B. *Myrmecia*, *Myrmica*, *Manica*) oder Widerhaken (z.B. *Polyrhachis*) können von Vögeln gemieden werden.

Welche Vogelgruppen fressen keine Ameisen? Wenn ich die Antwort auf die Paläarktis beschränke, dann ist zu sagen, dass eine gezielte Aufnahme von Ameisen bei Großgreifvögeln, Alkenvögeln, Pelikanen, Tölpeln, Kormoranen, Seetauchern und den Eulen nicht bekannt ist. Ausnahmen gibt es vielleicht doch – dem Steinkauz könnte es schon nach einer fetten *Camponotus*-Königin gelüsten, doch haben Ameisenfunde in Uhu-Gewöllen zweifellos andere Ursachen. Die einzigen einheimischen Vögel, denen bei der Nahrungssuche regelmäßig Ameisen vor den Schnabel laufen und die anscheinend trotzdem keine Ameisen fressen, sind Tauben und die Graugans.

Alle anderen Vögel sind mindestens Opportunisten. Als Beispiele für Opportunisten könnte man nennen:

(a) alle im Schlamm futtersuchenden Limicolen und die meisten „Sumpf“-Rallen werden nur selten einer Ameise begegnen, würden aber sicher zugreifen, wenn das geschähe, denn ihre Verwandten aus trockenerem Gelände – Kiebitz, Flussregenpfeifer, Triel und Wachtelkönig – fressen regelmäßig Ameisen.

(b) alle Lappentaucher, Blässhuhn, Stockenten und Schellentenküken fressen eifrig Ameisen, wenn diese nach dem Hochzeitsflug auf das Wasser fallen.

(c) selbst Großmöwen (*Larus argentatus* und *fuscus*) und Großfalken (*Falco biarmicus* und *peregrinus*) fangen fliegende Ameisen. Aus der Ferne kann man nur erahnen, wie feinfühlig ein Wanderfalk seine riesig langen Zehen zusammenführen kann, um eine 18 Millimeter lange *Camponotus*-Königin aus der Luft zu fischen. Er benutzt tatsächlich primär die Fänge und führt die Beute dann zum Schnabel.

Einige Vogelgruppen sind in starkem Maße von Ameisen abhängig – hier denkt man zuerst an Spechte und Hühnervögel. Die Situation bei Spechten wird im folgenden Beitrag genauer dargestellt – hier kommentiere ich in aller Kürze die Situation bei Hühnervögeln. Der Verdauungstrakt von Wachtel, Fasan, Haselhuhn, Birkhuhn und Auerhuhn ist während der ersten Lebenswochen noch nicht auf das Verwerten von Pflanzennahrung eingestellt und der hohe Proteinbedarf der schnell wachsenden Küken erzwingt verstärktes Fressen von Arthropoden, wobei Ameisen eine große Rolle spielen. Bei den Feldhühnern können Ameisen auch bei adulten Tieren noch bedeutsam sein, nicht aber bei den Raufußhühnern. Wird bei diesen Pflanzennahrung verwertbar, beim Haselhuhn etwa ab dem zwanzigsten und dem Auerhuhn etwa ab dem dreißigsten Tag nach dem Schlupf, werden Insekten zunehmend uninteressant.

Häufig diskutiert wird in diesem Zusammenhang die Frage, ob dichte Waldameisenvorkommen den Aufzuchterfolg von Raufußhühnern erhöhen. Ich möchte diese Frage positiv beantworten. Die weitaus meisten Insekten sind sogenannte r-Strategen. Diese nutzen zeitweilige, regelhaft saisonal oder auch zufällig bedingte Nahrungsangebote zu einer explosiven Vermehrung um nach Erschöpfung dieses Angebotes oder wegen populationsinterner bzw. klimatischer Faktoren wieder zusammenzubrechen. Damit haben r-Strategen ein Element der Unvorhersagbarkeit – auch dann, wenn

sie regulären Steuermechanismen unterliegen. Hingegen sind Arten der *Formicaria*-Gruppe (wie fast alle Ameisen) sogenannte K-Strategen. Ein K-Strategie versucht seine Population langfristig dicht unter der Kapazitätsgrenze des Ökosystems stabil zu halten. Damit sind Waldameisenpopulationen vorhersagbar und bieten auch nach einem für sie unproduktiven Jahr im Folgejahr den Küken immer noch einen hohen Prozentsatz des normalen Nahrungsangebotes. Ein r-Strategie bricht bei Eintritt negativer Faktoren bis auf winzige Reste zusammen. Es ist somit plausibel, dass dichte, langfristig stabile Waldameisenpopulationen das Aufwachsen der Küken sichern können, wenn andere Arthropoden in zu geringer Menge verfügbar sind.

Ameisen als Feind und Konkurrent von Vögeln

Die bekanntesten Beispiele für eine Gefährdung oder negative Beeinflussung von Vögeln durch Ameisen gibt es in den Tropen. Zuerst wären da die afrotropischen Treiberameisen (*Dorylinae*) zu nennen, die ernsthafte Mortalitätsfaktoren für Nestlinge darstellen, da sie während ihrer nomadischen Beutezüge jedes erreichbare Wirbeltier, gleichgültig welcher Größe, angreifen. Eine hohe Gefährdung gilt aber nur für die Bodenbrüter und die in den unteren 5-10 m eines Baumes oder Busches nistenden Arten, weil die blinden Dorylinen nicht höher aufsteigen. Die bis in die Baumkronen kletternden neotropischen Treiberameisen (*Ecitoninae*) greifen dagegen selten Wirbeltiere an – *Eciton burchellii* anscheinend gar nicht, während für *Labidus praedator* tödliche Attacken auf Nestlinge berichtet werden (Pizo 2000). Die Major-Arbeiter von *Anoplolepis custodiens*, von den afrikanischen Farmern „Crazy Ant“ genannt, bewachen wie scharfe Hunde den unmittelbaren Nestbezirk und laufen einem sich annähernden Menschen sogar entgegen, um ihn dann in vereinter Aktion empfindlich in die Beine zu beißen. Die in

Sisal-Plantagen Ostafrikas beschäftigten Arbeitskräfte müssen feste Stiefel anziehen, um einigermaßen schmerzfrei arbeiten zu können. *A. custodiens* dringt auch in Hühnerställe ein und kann dort erhebliche Verluste verursachen – es liegt nahe, dass dieses auch für Wildvögel zutreffen dürfte. Die berüchtigten, wegen ihrer höllisch brennenden Stiche von den Plantagenarbeitern „Fire Ants“ genannten Arten der Gattung *Solenopsis* sind in ganz Amerika ein wichtiger Mortalitätsfaktor für Nestlinge.

In unseren Breiten gibt es solche, im Wortsinne offensichtlichen Beispiele kaum. Die Gefährdung von Vogelbruten durch Ameisen ist daher schwer einzuschätzen. Ein Ornithologe, der Nestkontrollen macht, stellt irgendwann fest, dass die Brut verlassen ist oder die Nestlinge tot oder verschwunden sind. Auf Zusammenhänge mit Ameisen kann er kaum zwingend schließen. Trotzdem gibt es einige eindeutige Belege zur Gefährdung von Vogelbruten auch bei uns. So wurden Zwerglaufhäger-Nestlinge im Tierpark Görlitz von der Glänzendschwarzen Holzameise *Lasius fuliginosus* getötet – Nestlingen auf *L. fuliginosus*-Bäumen in freier Natur wird wahrscheinlich das Gleiche geschehen. Solches ist überraschend, da sich diese Ameisenart in starkem Maße trophobiotisch ernährt – also Pflanzensaftsauger „melkt“, wenig aggressiv ist und sich bei Auseinandersetzungen mit Ameisen und anderen feindlichen Insekten hauptsächlich ihres nicht wirbeltiertoxischen Kampfstoffes bedient.

Anders ist die Sache bei Waldameisen. Diese sind aggressiv, stark zoophag und können, wie oben dargestellt, gigantische Superkolonien bilden, die bis zu 8 Millionen Arbeiter pro Hektar beherbergen können. Etwa 40 % davon sind aktive Außendienstmitarbeiter, was eine enorme Belaufsdichte vom Erdboden bis in die höchsten Baumkronen bedingt. Es ist sofort einzusehen, dass ein brütender Vogel sehr schnell „die Nerven verliert“,

wenn er immer wieder von aggressiven Ameisen besucht, belästigt, gebissen oder angespritzt wird. Die Belege dafür sind eindeutig. So war im Kernterritorium einer *Formica-polyctena*-Superkolonie bei Hoyerswerda der Bruterfolg in den aufgehängten Nistkästen über 25 Jahre hinweg gleich Null (DANKHOFF pers. Mitt. 1982, 2005) – wahrscheinlich werden die Bruten dort schon im frühen Bebrütungsstadium verlassen. In Finnland sank der Bruterfolg des Waldbaumläufers im Gebiet von Superkolonien der *Formica-rufa*-Gruppe auf 44 % im Vergleich zu waldameisenfreien Waldarealen (AHO et al. 1998). Gleichzeitig mieden futtersuchende Waldbaumläufer signifikant von Waldameisen belaufene Bäume.

Auf dem Balkan nordwärts bis Niederösterreich kommt die Drüsenameise *Liometopum microcephalum* als seltener Bewohner sehr alter Laubbäume vor. Als weitläufiger Verwandter der afrikanischen Crazy Ant ist sie sehr aggressiv und bildet riesige Kolonien. Auf einen von ihr besiedelten Baum kann sich kein anderes Tier wagen. Es ist naheliegend, dass dort auch kein Vogel brüten kann. Außerhalb der Nestbäume, wo nur Fourageure unterwegs sind, werden die Chancen für Vögel besser. So konnte eine Trauermeise die sie angreifenden *Liometopum* erfolgreich von Ihrer Höhle fernhalten (LUDESCHER 1979).

Ameisen als Jagdhelfer von Vögeln

Das klassische Beispiel für eine solche Beziehung sind die neotropischen Ameisenvögel, die von Taxonomen in einer eigenen Familie (Formicariidae) zusammengefasst werden. Die Formicariidae umfassen etwa 240 Arten und sind in ihren räumlichen und zeitlichen Reaktionsmustern perfekt an die Raubzüge der dortigen Treiberameisen (Ecitoninae) angepasst (SKUTCH 1977, WILLIS & ONIKI 1978). Zieht ein Treiberameisen-schwarm durch das Gelände, führt das zu einer regelrechten Panik in der gesamten

Insektenwelt – sie rennt, springt und fliegt hektisch davon und wird dadurch sichtbar. Diese Gelegenheit nutzen verschiedene Arten von Ameisenvögeln mit unterschiedlichen morphologischen Anpassungen. Übrigens können auch einige nearktische Vögel ganz anderer Familien in ihrem neotropischen Winterquartier die Treiberameisenzüge nutzen, wenn in höheren tropischen Lagen die Formicariidae im Winter abwesend sind.

In Afrika gibt es keine Formicariidae. Die Zahl spezialisierter, ameisenfolgender Vogelarten ist dort im Vergleich zu Südamerika relativ klein und verteilt sich auf mehrere, nicht immer näher verwandte Gattungen – *Alethe*, *Zoothera* und *Neocossyphus* sollen hier genannt werden. Allerdings finden sich an den mächtigen *Dorylus*-Schwärmen, bei *D. wilverthi* werden diese auf bis zu 16 Millionen Arbeiter geschätzt, vielfach weitaus mehr Vögel ein als bei ihren südamerikanischen Zunftgenossen. Bis zu 100 Individuen aus 12 Arten, darunter 50 *Alethe castanea*, wurden an einem Schwarm gezählt. Ich kann mir lebhaft vorstellen, dass auch überwinternde Vögel aus der Paläarktis von Jagdzügen der Treiberameisen angezogen werden.

Ameisennester als Nistplatz für Vögel

Bei Ameisen ist mir nur ein Beispiel für diese ungewöhnliche Beziehung bekannt. Der indo-malayische Rostspecht (*Celeus brachyurus*) nistet, wenn wir den Berichten trauen dürfen, in besetzten (!) Kartonnestern der Knotenameise *Crematogaster rothneyi*. Die genauen Verhältnisse der Nestkonstruktion bei dieser Ameise sind mir nicht bekannt. Kartonnester finden sich bei mehreren Ameisengattungen und bestehen häufig aus raffinierten Verbundmaterialien: zerkleinerten Holz- und Pflanzenteilen, die mit Honigtau und Speichel verkittet werden und durch Pilzhyphe elastisch stabilisiert werden. Freihängende Kartonnester baumbewohnender Arten z.B. die der neotropischen

Azteca können einen Meter Höhe haben und somit einen beträchtlichen Raum umschließen. Da diese Ameisen ebenso wie die *Crematogaster* bei der Nestverteidigung extrem aggressiv sind, wäre es für einen Vogel geradezu genial, wenn es ihm gelänge, sein Gefieder derartig mit den kutikularen Kohlenwasserstoffen der Ameisen zu überziehen, so dass er von den Ameisen als ihresgleichen bzw. als Nestbestandteil wahrgenommen wird. Solches scheint dem Rostspecht gelungen zu sein. Näheres ist mir zu diesem Thema leider nicht bekannt.

Ameisen als Beschützer von Vogelnestern
Dieser Punkt ist dem vorigen ähnlich und betrifft das Nisten im Schutz der Territorien aggressiver Ameisen. Auch dafür sind mir nur Beispiele aus den Tropen bekannt. Weberameisen der Gattung *Oecophylla* bilden in den Baumkronen der afrotropischen und orientalischen Region sogenannte polydome Kolonien. Dabei bilden periphere, königinnenfreie Nester Garnisonen, von denen bei Verletzung des Territoriums durch Feinde auf schnellstem Wege Truppen an die jeweiligen Brennpunkte geworfen werden können. Die Geschwindigkeit der Alarmierungs- und Rekrutierungsmechanismen ist enorm (HÖLLDOBLER & WILSON 1990). Gleichzeitig sind Weberameisen ein Inbegriff für die „starke Ameise“ schlechthin – an der Unterseite einer horizontalen Glasplatte sitzend kann eine Arbeiterin ihr 40faches Körpergewicht in den Mandibeln halten ohne abzustürzen. Zudem ist die Beißkraft der Tiere enorm. Sie werden in der Eingeborenenmedizin zum Klammern von Schnittwunden benutzt – man führt die Wundränder zusammen, lässt eine große *Oecophylla* hineinbeißen und trennt anschließend den Kopf vom Leib. Das hält mehrere Tage. Beim Kämpfen ist es typisch, dass zwei Weberameisen eine feindliche Ameise oder ein Beuteinsekt buchstäblich in der Luft zerreißen. Durch ihre Kampfkraft können Weberameisen auch Angriffe von

Treiberameisen zurückweisen. Weberameisenkolonien sind somit die absoluten Herrscher der von ihnen besiedelten Bäume. Solche Verhältnisse nützt das afrikanische Kleinelsterchen *Spermestes cucullatus* aus, in dem es bevorzugt im geschützten Territorium der Weberameise *Oecophylla smaragdina* nistet. MACLAREN (1950) fand in einem Park, dass auf 19 von *Oecophylla* besiedelten Bäumen 7 von *Spermestes* (mit insgesamt 12 Nestern) besetzt waren. Auf 75 Bäumen ohne *Oecophylla* fand sich hingegen nur auf fünf Bäumen je ein *Spermestes*-Nest – drei davon wurden aber von *Oecophylla* aus benachbarten Bäumen belaufen. Im X^2 -Test ergibt das $p < 0.001$.

Eine gewisse Beschützerfunktion für Vögel scheinen auch die neotropischen *Pseudomyrmex*-Ameisen auszuüben. Diese leben in einer Symbiose mit der Büffelhornakazie (*Acacia cornigera*). Die Akazie bietet durch hohle geschwollene Dornen den Ameisen Nistraum, über extraflorale Nektarien energiereiche Kohlehydrate und mittels der Belt'schen Körper Protein als Nahrung für die Ameisenlarven. Im Gegenzug beschützen die aggressiven, empfindlich stechenden Ameisen die Pflanzen vor Herbivoren – gleichgültig ob nun Insekt oder Wirbeltier. Da auch Baumschlangen oder räuberische Säugetiere solche Bäume meiden, scheint es ein Vorteil für viele Vogelarten zu sein, wenn sie auf (nicht zu dicht) von *Pseudomyrmex* besiedelten Bäumen nisten.

Das Einemsen – auch nach 70 Jahren Diskussion und Beobachtung noch immer mit vielen Fragezeichen versehen

Allgemeines

Im Zusammenhang mit dem Thema „Einemsen“ habe ich nur ein kleines, aber hoffentlich repräsentatives Segment der umfangreichen Literatur ausgewertet (STRESEMANN 1935, IVOR 1943, GROSKIN 1950, CREUTZ 1952, IVOR 1956, WHITAKER 1957, BRUNS 1960, SIMMONS 1966, POTTER 1970, JOHNSON 1971, POTTER & HAUSER 1974, DUNCAN 1976, HENDRICKS 1980, POST & BROWNE 1982, NERO & HATCH 1984, DENNIS 1985, EHRLICH et al. 1986, POTTER 1989, CLARK et al. 1990, JUDSON & BENNE 1992, CLAYTON & VERNON 1993, OSBORN 1998, WENNY 1998, LUNT et al. 2004, REVIS & WALLER 2004). Das Phänomen des Einemsens ist in der Vogelwelt weit verbreitet, wobei der Begriff allerdings relativ spät von Erwin Stresemann (1935) geprägt wurde. Seitdem halten die Diskussionen um das Einemsen an, wobei sich ein Ameisenkundler meines Wissens bisher nicht zu diesem Problem geäußert hat. Das soll jetzt nachgeholt werden.

Leider sind Freilandbeobachtungen des Einemsens sehr schwierig und wirkliche Ausnahmen – jeder aktive Feldornithologe kann das bestätigen. Die meisten aktuell vorliegenden Erkenntnisse beruhen daher auf Beobachtungen und Verhaltens-tests in Gefangenschaft. Beim Einemsen unterscheiden wir zwei grundsätzliche Verhaltensmuster. Beim *aktiven Einemsen* ergreift der Vogel mit dem Schnabel eine Ameise und streicht sie über bestimmte Stellen seines Gefieders. Beim *passiven Einemsen* begibt sich der Vogel auf oder dicht an ein aktives Ameisennest, verharrt dort in Hockstellung oder halb auf dem Bauch liegend, die Flügel ausgebreitet, den Schwanz gefächert und lässt die in Feindalarm befindlichen, aufgebracht herumflitzenden Ameisen über oder auch

unter sein Gefieder laufen.

Aktives Einemsen wurde bislang bei mindestens sieben Familien der Passeriformes beobachtet – u.a. Staren, Drosseln, Wasserramseln, Drosslingen, Pirolen, Tangaren und Webervögeln. Die Tatsache, dass 65 % der getesteten Arten aktives Einemsen zeigten, lässt diese Verhaltensweise für weltweit mehrere hundert Vogelarten erwarten. Passives Einemsen wurde bisher bei ungefähr 200 Arten aus 30 Familien der Passeriformes, sieben Arten der Phasianidae, vier Arten Spechte, drei Arten Papageien, dem Truthahn und dem Uhu beobachtet – auch hier liegt nahe, dass die reale Zahl viel höher ist. Meist handelt es sich dabei um etwas größere Vögel wie Häher, Krähen, Wachteln oder Raufußhühner – doch wurde es auch bei Winzlingen wie den Astrildern beobachtet. Die passiven Einemser nehmen manchmal Ameisen in den Schnabel und platzieren sie auf dem Gefieder oder reiben mit ihnen darauf, doch scheinen die Drosselvögel die einzige Gruppe zu sein, bei der aktives und passives Einemsen eindeutig gemeinsam auftritt.

Das aktive Einemsen – viel eher Lustverhalten als Parasitenabwehr

Die weite Verbreitung dieses Phänomens über ganz unterschiedliche Verwandtschaftsgruppen, die sehr ähnlichen Verhaltensabläufe und das spontane Auftreten an handaufgezogenen Gefangenschaftsvögeln, die keine Möglichkeit zur Beobachtung des Einemsens bei anderen Vögeln hatten, spricht für eine angeborne Verhaltensweise – also eine echte Erbkoordination im Sinne von Konrad Lorenz. Die mit vertrauten Vögeln aus nächster Nähe durchgeführten Gefangenschaftsbeobachtungen des aktiven Einemsens sind besonders aussagekräftig.

IVOR (1943, 1956) fasst die in Gefangenschaft aus nächster Nähe beobachteten Fälle wie folgt zusammen: Beim Erblicken einer Ameise scheint eine sofortige Ins-

tinktreaktion zu starten. Die Ameise wird aufgenommen und in der Schnabelspitze gehalten. Die Augen werden teilweise geschlossen. Der Flügel wird vom Körper abgehalten, aber nur leicht gespreizt. Dabei wird das Handgelenk nach vorn gezogen und angehoben, wodurch die Handschwingspitzen weit nach vorn gebracht werden und den Boden berühren. Der Schwanz wird schräg nach vorn gebeugt, auf der gleichen Seite wie der abstehende Flügel, oft so weit, dass die Füße auf ihm stehen. Manchmal fielen die auf ihren eigenen Schwanz tretenden Vögel auf die Seite oder auf den Rücken. Die Ameise, die entweder zerquetscht oder unzerquetscht war, wurde schnell über die Unterseite der äußeren Handschwinge(n) gerieben, beginnend (so weit das zu erkennen war) vom Handgelenk bis zur Spitze. Niemals wurde die Handschwinge oberseite gerieben oder irgendein anderer Körperteil, noch wurden jemals Ameisen in das Gefieder gesetzt. Die Ameise wurde manchmal gefressen und manchmal weggeworfen. Andere Beobachter konnten zusätzlich die Armschwinge(n), Achselfedern, Unterschwanzdecken und Schwanzbasis als gelegentliche Zielpunkte ausmachen. Die Vögel sind während des aktiven Einemsens sehr aufgeregt, ja geradezu ekstatisch, manche Beobachter sprechen von Intoxikation oder Delirium, so dass andere, sonst wichtige Dinge wie Dominanzverhalten und Fressfeinde vergessen wurden. Ein Pirol (Orchard Oriole -*Ictenis spurius*) machte das Einemsen eine dreiviertel Stunde lang bis zur Erschöpfung (WHITAKER 1957).

Dass Einemsen ein Prozess der Selbststimulation sein könnte, wurde bereits von SIMMONS (1966) in die Diskussion geworfen. Ich möchte noch weiter gehen: Aktives Einemsen ist in seiner Hauptfunktion ein Lebensaktivator – mithin ein Lustverhalten, das in Gefangenschaft, wo Nahrungsbeschaffungsprobleme und Fressfeinde nicht drohen, in gefiederschädigendes Suchtverhalten kipfen kann.

Warum? Betrachten wir zunächst die von Ameisen bei Alarmierung und Feindabwehr abgegebenen Pheromone und Kampfstoffe – eine schöne Darstellung hierzu findet man bei HÖLLDOBLER & WILSON (1990). Diese Substanzen zeigen eine starke Wirkung auf Insekten, sind jedoch in den auftretenden Konzentrationen in keiner Weise wirbeltiergiftig. Sie sind meistens hoch flüchtig und haben häufig eine aufregend aromatische citrus-, fruchteter- oder harzähnliche Duftnote, die beim schnuppernden Menschen (den Vögeln muss es ähnlich gehen!), olfaktorische Sensationen auslösen können. Eine beeindruckende Situation ergibt sich z.B. schon beim Sammeln von Ameisen im Freiland, ohne dass man überhaupt ein Tier in die Hand nehmen muss: Wenn man auf einem Trockenrasen einen Stein über einem Nest der Erdameise *Lasius reginae* umwendet, steigt dem Sammler eine gewaltige Wolke intensiven Citronenduftes in die Nase. Oder zwei andere Beispiele: Zerreibt man eine Drüsenameise der Gattung *Tapinoma* zwischen den Fingern verspürt man einen angenehm fruchtig-aromatischen Geruch und Schmalbrustameisen der Gattung *Leptothorax* riechen wieder ganz anders – einen Vergleich mit einem uns allen bekannten Duft suche ich vergeblich. In jedem Falle gefallen die Duftnoten – man inhaliert sie mit Freude. Ich erinnere auch in diesem Zusammenhang daran, dass viele Menschen gern an Klebstofftuben und anderen Lösungsmittel enthaltenden Substanzen schnuppern – die Duosansucht war in der drogenarmen DDR ein allgemein bekanntes Phänomen. Gleiches gilt auch für Vögel: Stehen keine Ameisen zur Verfügung, machen sie genau die beim aktiven Einemsen ablaufenden Bewegungen mit entsprechend riechenden Ersatzobjekten. Solche sind Abstriche von Klebstoff- oder Haar-Tonic-Dosen, Citruschalen, Blüten, Tabak oder andere Insekten (WHITAKER 1957, SIMMONS 1966, WENNY 1998, CLARK et al. 1990, CLAYTON & VERNON 1993). Die Parallelität der Empfindungen von Mensch und

Vogel ist sicher kein Zufall.

Auch der Bewegungsablauf beim Einemsen spricht dafür, dass vor allem der Lustgewinn das Ziel des Vogels ist, während die Parasiten abwehrende Funktion zunehmend fraglich wird. Der Vogel nutzt ja ausgerechnet die äußeren Handschwingen – also die mechanisch stabilste und längste lineare Strecke seines Körpers zum schnellen Ausstreichen des Ameisensekretes. Damit kann er pro Zeiteinheit die größte Menge an Sekret freisetzen bzw. verdunsten und die von Ivor oder Whitaker daraufhin berichteten Regungen ihrer Vögel sprechen sehr für eine genüssliche bis rauschartige Reaktion. Der Vogel empfindet Wohlbefinden wegen der maximierten olfaktorischen Sensation und nicht etwa aus Erleichterung, weil die Parasiten in Massen von ihm abspringen würden. Die mechanisch extrem belasteten äußeren Handschwingen sind zudem der letzte Ort, an dem ein Parasitologe am Vogelkörper nach Ektoparasiten suchen würde. Wenn der Vogel eine Parasitenabwehr direkt herbeiführen wollte, müsste er als für seinen Schnabel erreichbare Zielpunkte vorrangig Achseln, Flanken, Bauch und Rücken wählen – das tut er aber nur selten. Nun könnte man meinen er könnte es ja auch indirekt bewerkstelligen, in dem er die Schwingen nach jedem Abstreichvorgang mindestens kurz in die Federtaschen legt, um die flüchtigen Substanzen möglichst nahe an parasitenverseuchte Körperteile zu bringen – aber auch das macht der Vogel nach den vorliegenden Berichten nicht. Er scheint nur Sinn für Spaß zu haben und versäumt dabei seine „Hausaufgaben“.

Sehr gut zu dem eben gezeichneten Bild duftlicher Sensationen bei Vögeln passt die beim nordpazifischen Schopfalke *Aethia cristatella* beobachtete Rolle citrus-ähnlicher Substanzen. DOUGLAS et al. (2005) fanden keinen Zusammenhang zwischen Parasitenbefall und selbstproduzierten citrus-ähnlichen Substanzen – weder experimentell (Testen von

Columbicola columbae und *Campanulotes bidentatus*) noch durch Befallsstatistiken. Schopfalke hatten sogar mehr „Pigeon Lice“ als die verwandte Art *Aethia pusilla*. Da die citrus-ähnliche Substanz zudem während der Paarungszeit vermehrt gebildet wird (HAGELIN et al. 2003), ist sie vorrangig als Paarungssignal zu deuten, mittels dessen Gesundheit und Physis potentieller Partner bewertet wird. Wer gut riecht und damit viel Lust erzeugt, wird bevorzugt. Überhaupt sollte man die olfaktorische Wahrnehmung von Vögeln nicht unterschätzen. Wir sind es zu sehr gewöhnt, sie nur als Augen- und Ohrentiere aufzufassen.

Parasitenabwehr durch Einemsen ist nicht bewiesen

Wie oben betont, ist ein Teil der Ameisensekrete insektentoxisch oder wenigstens insektenrepellent. Für citrus-ähnliche Substanzen wurde sogar eine toxische Wirkung auf Katzenflöhe direkt nachgewiesen (HINK & FEE 1986). Was läge also näher als eine Selbstmedikation, wenigstens als Nebenfunktion anzunehmen? Beim passiven Einemsen sprechen zudem die Beobachtungen dafür, dass der Vogel dabei *kein* ausgesprochenes Wohlbefinden erfährt. Er reagiert sichtlich nervös, wenn die Ameisen auf ihm herumkrabbeln, ihn anspritzen oder beißen, springt letztlich fluchtartig fort und schüttelt sich. Man könnte also meinen, dass eine Parasitenabwehr beim passiven Einemsen gelingen könnte, wenn der Vogel „länger die Nerven behält“ als die Parasiten. Ich möchte aus diesen Gründen eine Parasiten abwehrende Funktion vor allem des passiven Einemsens nicht in Bausch und Bogen ablehnen, obwohl hierfür auch nach 70 Jahren teilweise recht heftiger Problemdiskussion keinerlei Beweise vorliegen. Insbesondere ist mit Erstaunen festzuhalten, dass in keinem der Versuche bzw. Beobachtungen der Parasitenbefall der Vögel vor (!) dem Einemsen untersucht wurde oder dass Kontrollgruppen aufgestellt wurden. Es wurde lediglich

festgestellt, dass die meisten nach dem Einemsen untersuchten Vögel keine Parasiten aufwiesen. Wir brauchen also zum Aufklären dieser Frage eindeutige, aussagekräftige Versuchsansätze.

Als weitere Funktionen des Einemsens wurden fungizide und bakterizide Wirkungen angenommen. Das konnte für Wirkstoffkonzentrationen, wie sie in den Ameisen vorkommen, im Experiment nicht bestätigt werden (REVIS & WALLER 2004). Zudem scheint das Verpilzen des Gefieders von Vögeln kein Problem zu sein. Eine weitere Idee wurde im Zusammenhang mit dem aktiven Einemsen geäußert: Das Ausstreichen der Ameise soll deren Säuregehalt senken, damit sie danach ohne Schaden für leere Mägen verzehrt werden könne (JUDSON et al. 1992). Auch das erscheint mir ziemlich abwegig. Erstens enthalten nur etwa 5 % aller Ameisenarten soviel Ameisensäure, dass eine Magenschädigung überhaupt denkbar ist, zweitens werden die zum aktiven Einemsen genutzten Ameisen meistens gar nicht gefressen (gerade hier geht es nicht um Nahrung!) und drittens spricht die eingangs dargestellte weite Verbreitung des Ameisenfressens über viele Vogelordnungen hinweg doch sehr gegen eine Magenunverträglichkeit. Eine fünfte Deutungsvariante des Einemsens stammt von POTTER (1970). Sie zeigte, dass Einemsen am häufigsten während der Mauserzeit auftritt und vermutete, dass dadurch Irritationen der Haut gelindert oder besänftigt werden sollen. Auch dieser Zusammenhang ist unbewiesen. Es kann sich um ein nicht ursächlich zusammenhängendes zeitliches Zusammentreffen handeln – so argumentierten POTTER & HAUSER (1974), dass die Hauptmauserzeiten vieler Vögel gerade in den Jahreszeiten liegen, in denen Ameisen zum Einemsen verfügbar sind. Ich sage voraus, dass hier noch Jahrzehnte diskutiert wird.

Literatur

- AHO, T.; KUITUNEN, M.; SUHONEN, J.; JÄNTTI, A. & HAKKARI, T. (1998): Reproductive Success of Eurasian Treecreepers, *Certhia familiaris*, lower in territories with wood ants. *Ecology*: Vol. 80/3: 998-1007.
- BRUNS, H. (1960): Über die Beziehungen zwischen Waldvögeln und Waldameisen. *Entomophaga* 5:77-80.
- CLARK, C.C.; CLARK, L. & CLARK, L. (1990): „Anting“ behavior by Common Grackles and European Starlings. *The Wilson Bulletin* 102:167-169.
- CLAYTON, D.H. & VERNON, J.G. (1993): Common Grackle anting with lime fruit and its effect on ectoparasites. *Auk* 110:951-952.
- CREUTZ, G. (1952): Einemsen („anting“) bei *Cinclus*. *Journal für Ornithologie* 93:174.
- DENNIS, J.V. (1985): Commentary on grackles anting with marigold blossoms. *Blue Jay* 43:175-177.
- DOUGLAS, H.D.; MALENKE, J.R. & CLAYTON, D.H. (2005): Is the citrus-like plumage odorant of crested auklets (*Aethia cristatella*) a defense against lice? *Journal für Ornithologie* 146: 111-115.
- DUNCAN, S. (1976): Anting by a Scarlet Tanager and two Blue Jays in Massachusetts. *Bird-Banding* 47:73.
- EHRlich, F.R.; DOBKIN, D.S. & WHEYE, D. (1986): The adaptive significance of anting. - *Auk* 103:835.
- Groskin, H. (1950): Additional observations and comments on „anting“ by birds. *Auk* 67:201-209.
- HAGELIN, J.C.; JONES, I.L. & RASMUSSEN, L.E.L. (2003): A tangerine-scented social odour in a monogamous seabird. *Proceedings of the Royal Society London, B*, 270: 1323-1329.
- HENDRICKS, P. (1980): Anting by Common Crows. *Journal of Field Ornithology* 51:177-178.
- HINK, W.F. & FEE, B.J. (1986): Toxicity of D-limonene, the major component of citrus peel oil, to all life stages of the cat flea, *Ctenocephalides felis* (Siphonaptera: Pulicidae). *Journal of Medical Entomology* 23:400-404.
- HÖLLDOBLER, B. & WILSON, E.O. (1990): *The ants*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 732 p.
- IVOR, H.R. (1943): Further studies of anting by Birds. *Auk* 60:51-55
- IVOR, H.R. (1956): The enigma of bird anting. *National Geographic* 110:105-119.
- JOHNSON, C. (1971): Grackles (*Quiscalus quiscula*) use lemon oil for anting. *Fla. Nat.* 44:123.
- JUDSON, O. P. & BENNE, A. T. D. (1992): 'Anting' as food preparation: formic acid is worse on an empty stomach. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 31:437-439.
- LUDESCHER, F.-B. (1979): Abwehrverhalten der Trauermeise *Parus lugubris* gegen nestbedrohende Ameisen. *Ökologie Vögel* 1: 91-93.
- LUNT, N.; HULLEY, P.E. & CRAIG, A.J.F.K. (2004): Active anting in captive Cape White-eyes *Zosterops pallidus*. *Ibis* 146:360-362.
- MACLAREN, P.J.R. (1950): Bird-Ant nesting associations. *Ibis* 1950:564-566.
- NERO, R. W. & HATCH, D.R.M. (1984): Common Grackles anting with marigold flowers. *Blue Jay* 42:212-214.
- OSBORN, S.A.H. (1998): Anting by an American Dipper (*Cinclus mexicanus*). *Wilson Bulletin* 110:423-425.
- PIZO, M.A. (2000): Attack on chestnut-bellied *Euphonia* nestlings by army ants. *Wilson Bulletin* 112:422-424.
- POST, W. & BROWNE, M. M. (1982): Active anting by the Yellow-shouldered Blackbird. *Wilson Bulletin* 94:89-90.
- POTTER, E.F. (1970): Anting in wild-birds, its frequency and probable purpose. *Auk* 87: 692-713.
- POTTER, E.F. (1989): Response to P. R. Ehrlich, D. S. Dobkin and D. Wheye. *Auk* 106:163-164.
- POTTER, E.F. & HAUSER, D. C. (1974): Relationship of anting and sunbathing to molting in wild birds. *Auk* 91:537-563.
- REVIS, H.C. & WALLER, D.A. (2004): Bactericidal and Fungicidal Activity of ant chemicals on feather parasites: an evaluation of anting behavior as a method of self-medication in songbirds. *Auk* 121(4): 1262-1268
- SIMMONS, K.E.L. (1966): Anting and the problem of self-stimulation. *Journal of Zoology (London)* 149: 145-162.
- SKUTCH, A.F. (1977): *A Birdwatcher's Adventures in Tropical America*. Austin, Univ. Texas Press.

STRESEMANN, E. (1935): Werden Ameisen durch Vögel zum Vertreiben von Außenparasiten benützt? Ornithologische Monatsberichte 43:114-115,138.

WENNY, D. (1998): Three-striped Warbler (*Badeuterus tristriatus*) „anting“ with a caterpillar. Wilson Bulletin 110:128-131.

WHITAKER, L. M. (1957): A resumé of anting, with particular reference to a captive Orchard Oriole. Wilson Bulletin 69: 195-262.

WILLIS, E.O. & ONIKI, Y. (1978): Birds and Army Ants. Annual Review of Ecology and Systematics 9:243-263.

WILSON, E.O. (1990): Success and dominance in ecosystems: the case of social insects. Excellence in Ecology, Oldendorf/Luhe.

Anschrift des Autors:
Dr. Bernhard Seifert
Senckenberg Museum für Naturkunde
Am Museum 1
D - 02826 Görlitz

BERNHARD SEIFERT, Görlitz

Lebensraumansprüche, Biomassen und Erreichbarkeit für Spechte relevanter Ameisen

Der Ameisenreichtum verschiedener Habitattypen Mitteleuropas

In den Jahren 1979 bis 2007 wurden auf 201 Untersuchungsflächen in Mitteleuropa, die sämtliche von Ameisen besiedelbaren Habitattypen vom Flachland bis zur subalpinen Stufe berücksichtigten, nach einem Standardprotokoll Abundanzen und Artenspektren von Ameisen in Ab-

hängigkeit von 17 Umweltfaktoren bzw. Nischendimensionen erfasst. Der Vorteil einer geographisch und ökologisch so breit angelegten Studie ist, dass trotz eines starken Rauschens der Datensätze hochsignifikante Beziehungen herausgestellt werden können. Das ist mittels der die Literatur beherrschenden punktuellen, methodisch sehr heterogenen

und damit nicht vergleichbaren Studien unmöglich. An dieser Stelle könne dabei nur stark zusammenfassende Äußerungen gemacht werden.

Tabelle 1 zeigt eine Übersicht zur Nestdichte und dem Artenreichtum von Ameisen in bestimmten Habitattypen.

	TSC [°C]	Nester /100 m ²	Arten / 100 m ²	n
Buchenalthölzer	12.5	0.3	0.5	4
abgestorbene montane Fichtenwälder	16.4	0.6	0.7	3
colline und montane Fichtenalthölzer (ohne Arten der <i>F.rufa</i> -Gruppe)	13.4	13.4	1.2	6
Kahlschläge montaner Fichtenwälder	18.1	16.2	4.5	6
Erlenbruchwälder	15.1	32.6	3.6	5
mesophile Kiefernwälder	16.7	67.9	6.2	8
Dichtes Laubholzgebüsch	16.7	86.8	6.5	3
Kiefern trockenwälder	21.5	117.6	9.0	5
Vorwälder bei Offenlandsukzessionen	18.4	123.3	7.9	6
mesophile Laubwälder	15.3	128.0	4.4	11
wärmegetönte Eichenwälder, Eichentrockenwälder	22.3	230.0	12.8	10
zwei- bis dreischürige Fettwiesen, 10 - 80 cm	16.0	0.1	0.1	2
fluviatile Trockenrasen	26.1	24.0	3.3	8
offene Zwergstrauchheiden	16.0	30.8	5.2	3
Feucht- und Naßwiesen, Großseggenrieder	16.9	39.4	4.0	5
offene Hochmoore	21.5	46.6	4.3	23
Salzstellen	23.2	46.9	5.5	5
Silikattrockenrasen	30.1	60.3	5.7	20
eutrophe Hochstaudenfluren, April 10 cm, Juli 80 cm	16.0	74.1	1.4	1
Frischwiesen	17.8	77.0	4.1	4
ruderales Trockenrasen	31.0	77.2	4.9	2
Randsäume von Straßen	28.0	94.0	5.4	3
Basalttrockenrasen	27.3	120.5	9.0	9
basiphile Magerrasen	20.1	131.2	9.7	6
neutrale bis saure Magerrasen	21.9	155.0	8.9	3
kurzgrasige Scheerrasen in Siedlungen, 3 - 10 cm	21.6	165.7	5.8	2
Kalktrockenrasen	28.3	169.8	13.6	35
Summe				201

Tab 1: Lebensraumspezifische Nestdichten und Artenvielfalt von Ameisen

Nur eine Randbemerkung: Ich lehne es ab, bei Artenreichtumsbewertungen einen der vielen unter fehlender Transparenz leidenden Diversitätsindizes zu verwenden. Die Standardisierung von Nestdichte als auch Artenzahl auf 100 m² abgesuchte Fläche ergibt hingegen eine durchsichtige und anschauliche Vergleichbarkeit, die auch aus akademischer Sicht nicht angreifbar ist. Es werden extreme Unterschiede sowohl bezüglich der Abundanz als auch der Artenvielfalt ersichtlich. Unter den Waldstandorten sind Buchen- und Fichtenwälder die mit Abstand ameisenärmsten, während am anderen Ende wärmegetönte Eichenwälder und Eichtrockenwälder eine 600fach höhere Ameisenabundanz und 25fach höhere Artenzahl aufweisen. Bei den Offenlandhabitaten bilden zwei- bis dreischürige Fettwiesen das Pessimum der besiedelbaren Lebensräume, während Magerrasen und Trockenrasen am ameisenreichsten sind. Interessanterweise liegen kurzgrasig gehaltene Scheerrasen in Siedlungsgebieten zwar nicht in der Artenzahl, aber doch in der Abundanz weit vorn. Das ist angesichts des sich vollziehenden katastrophalen Rückganges oligotropher, xerothermer Offenlandhabitate ein kleines Trostpflaster für die Ameisenfresser – unter den Spechten aber in erster Linie wohl nur für den Grünspecht.

Die Abhängigkeit des Ameisenreichtums von wichtigen Umweltvariablen

Warum solche extremen Unterschiede zwischen den Lebensräumen bestehen, wollen wir jetzt wenigstens teilweise erklären.

Bezug nehmen möchte ich dabei auf Datenreihen, deren Trendlinien für jede einzelne Beziehung mit $p < 0.001$ signifikant sind. Sie repräsentieren im gegenwärtigen Auswertungsstadium nichtordinierte Primärbeziehungen – es wurde also außer Acht gelassen, in welchem Maße ein Faktor A durch einen Faktor B mitbestimmt wird.

Trotzdem sprechen die Daten eine mehr als deutliche Sprache.

Verallgemeinert ließe sich bezüglich der Ansprüche von Ameisen Folgendes sagen. Ameisen sind mehrheitlich xerothermophil. Ihre Brutentwicklung verläuft bei Temperaturen zwischen 22 und 30 °C in einem günstigen Bereich. Mit Ausnahme einzelner, quasi homoiothermer Arten der *Formica-rufa*-Gruppe benötigen sie also eine ausreichende externe Aufheizung des Nistsubstrates (Boden, Holz, Sonderstrukturen), was in erster Linie durch Sonneneinstrahlung erfolgt. Gleichzeitig ist eine ausreichende Luftfeuchtigkeit für die Entwicklung der Larven erforderlich, während andererseits zu starke Nässe von den meisten Arten nicht dauerhaft ertragen wird.

Diese physiologischen Voraussetzungen finden hier ihre Widerspiegelung. Die Biomasse von Ameisen, immer berechnet als Produkte der Nestdichte und mittleren Frischmasse eines Nestes, steigt auf das 10fache, wenn die standardisierte Bodentemperatur (SEIFERT & PANNIER 2007) von 15 °C auf 27 °C ansteigt. Gleichzeitig erhöht sich der Artenreichtum auf das 3fache. Im Bereich oberhalb von 27 °C nehmen Biomasse und Artenreichtum wieder in gemäßiger Weise ab. Bei der Bodenfeuchte liegt das Biomassemaximum im trockenen bis frisch-trockenen Bereich (F-Wert = 3.5 der Klassierung nach ELLENBERG et al. 2001) und fällt schon im frischfeuchten Bereich (F = 6.5) auf etwa 15 % ab. Auf nach mitteleuropäischen Maßstäben extrem trockenen Böden (bei F < 2.8) erfolgt eine nur moderate Verringerung des Artenreichtums, jedoch ein starker Rückgang der Biomasse. Deutliche Beziehungen bestehen auch bezüglich des Gesamtstickstoffes (= mineralisierte plus humusgebundene Anteile) im Boden. Maximaler Artenreichtum findet sich auf stickstoffarmen Böden (N = 3.2 nach ELLENBERG et al. 2001) und verringert sich auf 33 % schon bei mäßig stickstoffreichen Standorten

(F = 5.8). Die Biomasse verringert sich im gleichen Bereich auf 43 % – infolge recht biomassereicher Waldlebensräume mit hohem Humusgehalt gestaltet sich der Rückgang in der Gesamtstatistik hier weniger deutlich als bei anderen Faktoren. Bei der Bodenreaktion (R-Wert nach ELLENBERG et al. 2001) ist feststellbar, dass die Artenzahl von sauren (mit R=1.5) zu basischen Standorten (mit R=8.0) auf das 2,5fache und die Biomasse auf das 6fache steigt. Dabei ist der direkte Einfluss der Bodenazidität auf die Ameisen sehr wahrscheinlich viel geringer, als es diese Daten anzeigen. Die dichten, artenreichen Ameisenpopulationen auf Kalkmager- bis Kalktrockenrasen sind für die Höhe dieser Korrelation verantwortlich, sind aber ursächlich vor allem in der ausgeprägten Xerothermie, der erhöhten Phytodiversität und dem Bewirtschaftungsregime dieser Standorte begründet. Ameisen sind in ihren recht geschlossenen Nesträumen, in denen sie austauschbare Kationen als Puffersubstanzen anhäufen, vor erhöhter Bodenazidität recht gut geschützt.

Die Pflanzendichte als anschaulichster Anzeiger

Die Pflanzendichte in der Feldschicht (=Krautschicht) hat beinahe einen Alleinerklärungsanspruch für die Verbreitung vieler Ameisenarten (Abb.1).

Zudem ist sie optisch sofort sichtbar und in ihrer Dynamik am eindrucksvollsten. Die Pflanzendichte-Werte (PD) ergeben sich aus dem Produkt der mittleren Höhe der Feldschichtpflanzen in cm und dem Deckungsgrad der Feldschicht in %. Wir können feststellen, dass die Biomasse bei PD=1000 maximal ist und schon bei PD=4500 auf 10 % dieses Wertes abfällt. Die Artenzahl verringert sich von einem Maximum bei PD=800 auf 29 % bei PD=4500. Die Pflanzendichte zeigt mehrere wichtige Einflussfaktoren auf Ameisen gleichsinnig an:
(a) Mit Erhöhung der Pflanzendichte

sinkt die Bodentemperatur, was die Brutentwicklung aller Ameisen bremst.

(b) Gleichzeitig wird vor allem für größere Ameisenarten die Futtersuche behindert, weil der Raumwiderstand stark ansteigt

(c) Hohe Pflanzendichte ist in unserer Kulturlandschaft mit verringerter Phyto-diversität korreliert und damit sinkt die Vielfalt nutzbarer Nahrungsressourcen auch für kleine Ameisen.

Allein aus diesen Pflanzendichtezahlen heraus versteht man die Dramatik der Populationsentwicklung von thermophilen Offenlandinsekten im Zuge der Veränderungen in der Landnutzung von 1800 bis heute (siehe auch SCHULZE-HAGEN 2005). Dies betrifft nicht nur

Insekten – alle Organismengruppen von Kryptogamen oder Gefäßpflanzen bis hin zu Bodenbrütern unter den Wirbeltieren sind davon direkt betroffen. Es gibt kaum ein größeres Gift für Biodiversität und Populationsstärke thermophiler Offenlandarten als exzessives Wachstum der Phytomasse in der Feldschicht. Als ich die in den Jahren 1979/80 im Nordharzvorland bearbeiteten Untersuchungsflächen nach gut zwanzig Jahren wieder aufsuchte, waren einige der Flächen nicht mehr wiedererkennbar – der Schafweidebetrieb war im dortigen Gebiet nach 1989 bis auf kümmerliche Reste zusammengebrochen und der atmosphärische Stickstoffeintrag hatte sich ungebremst fortgesetzt. Erweitert man den Zeithorizont auf 200 Jahre, könnte man aus der Sicht des

Naturschutzes sarkastisch feststellen, dass wir heute die letzten 5 % einer ehemals mächtigen Population von xerothermophilen Offenlandarten auf ihrem letzten Weg begleiten. Ein Abbremsen oder eine Umkehr dieses Prozesses ist nur gegeben, wenn extensive, sich ökonomisch selbst tragende Weidewirtschaften vielerorts wieder möglich werden. Nicht nur für Ameisen ist ein solcher Weidebetrieb naturschutzfachlich die bessere Option als ein Mahdregime, so gut letzteres auch durchdacht sein möge (HEMPEL 2008).

Die gehölbewohnenden Ameisen – eine wichtige Minorität

Nachdem wir uns jetzt mit Ameisen und Umweltfaktoren des Bodenraumes

Artenreichtum

[Arten /100 m²]

3.4fache Verringerung von
PD = 800 zu PD = 4500

Pflanzendichte in der Feldschicht

schwacher direkter Einfluss
starker indirekter Einfluss

Ameisenbiomasse

[mg Frischmasse /m²]

10fache Verringerung
von PD = 1000 zu PD = 4500

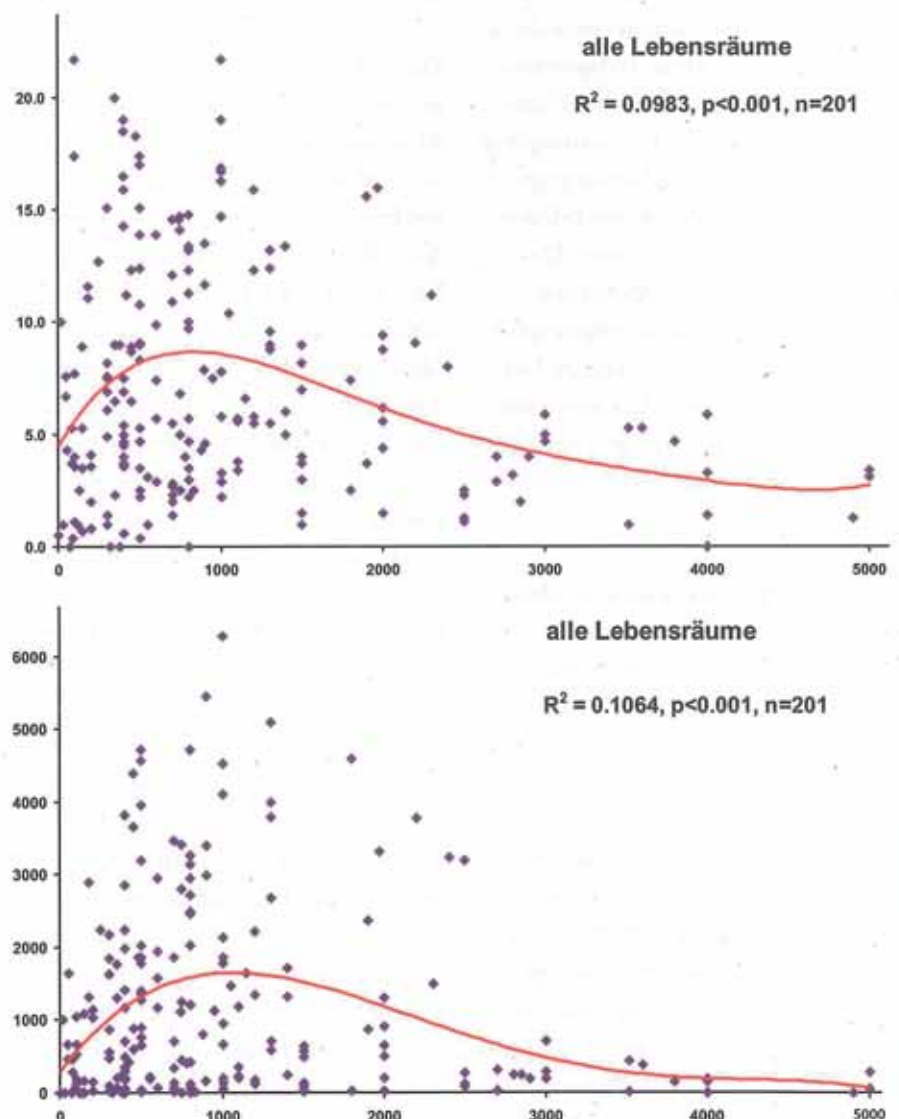


Abb. 1: Artenreichtum und Ameisenbiomasse in Abhängigkeit von der Pflanzendichte der Feldschicht

befasst haben, sollten wir den Blick nach oben in die Baumkronen richten. Im vorangegangenen Beitrag wurde dargestellt, dass an Standorten maximaler Dichte von Ameisen der *Formica-rufa*-Gruppe, so selten sie in deutschen Wirtschaftswäldern auch sein mögen, während der Hauptsaison zum gleichen Zeitpunkt etwa 2 Millionen Ameisen pro Hektar in den Baumkronen nach Futter suchen können. Das ist immerhin ein Viertel der Gesamtpopulation. Diese Ameisen sind aber nur saisonal dort oben. Was aber nistet in den Kronen und im Stammbereich von Bäumen und ist dort ganzjährig zu finden? Es ist festzuhalten, dass die echten Baumkronenameisen in den Wäldern der temperaten Zone nur 3-5 % der Ameisenbiomasse bilden und ihre Artenzahl nur 8 % aller Arten Mitteleuropas ausmacht – nimmt man den eigentlichen Stammbereich hinzu werden es 10 % (SEIFERT 2008). Damit haben wir einen fundamentalen Unterschied zur Situation in den Tropen. Trotz dieses quantitativ geringen Anteiles der Baumkronenameisen, darf eine hohe Bedeutung bestimmter Baumameisen für Nahrungsspezialisten unter den Spechten angenommen werden. Wenn ich an den Kleinspecht als leichtgewichtigen Turner im äußeren Astwerk denke, dann wird klar, dass vor allem er für die Nutzung der dort in dünnen Totholzstücken wohnenden *Temnothorax*-Arten in Frage kommt. Auf einer monumentalen „Caspar-David-Friedrich-Eiche“ im Teichgebiet Niederspree kann mit wenigstens 500 (wahrscheinlich 1000) Nestern der kleinen Baumameise *Temnothorax corticalis* gerechnet werden. Das klingt allerdings gewaltiger als es ist – ein durchschnittliches Nest bringt nur 50 mg auf die Waage, was in der Summe lediglich 50 g selbst für so eine Ausnahmeeiche bedeuten würde. Vielleicht ist das ein Teil der Erklärung, warum so ein kleiner Vogel wie der Kleinspecht ein riesiges Winterrevier von bis zu 300 ha benötigt.

Totholz hat ein langes Leben – Totholz braucht ein langes Leben

Hier sind wir bei einem ganz wichtigen Punkt, bei dem ich mich gedrängt sehe, eine nur randlich zum Thema gehörende Bemerkung vorab zu machen. Schon jetzt ist erkennbar, dass die Erhöhung der Preise für fossile Brennstoffe zu Veränderungen in der forstwirtschaftlichen Nutzung führt. Die durch den Naturschutzgedanken innerhalb der letzten 20 Jahre geförderte Gelassenheit oder Toleranz vieler Waldbesitzer gegenüber Totholz wird sich drastisch verringern. Eine Wanderung durch die Privatwälder in der Neißeaue nördlich von Görlitz zeigt, dass nicht nur dicke Eichen umgesägt, sondern auch totholztragende Bäume verstärkt und schnell herausgenommen werden, damit sie wenigstens noch als Industrielholz nutzbar sind bzw. im eigenen Ofen verbrannt werden können. Dieser Trend ist aus meiner Sicht mit administrativen oder ordnungsrechtlichen Mitteln nicht umkehrbar. Vielmehr muss die künftige Naturschutzstrategie neu überdacht werden. Wir brauchen so viel wie möglich über das Territorium verteilte Totalreservate mit unbrauchbar gemachtem Wegesystem, um den Artenschwund in der Totholzfauna zu stoppen.

Welchen Stellenwert Totholz für die allgemeine Biodiversität und insbesondere für Spechte hat, muss ich an dieser Stelle nicht erläutern. Interessant ist aber sicher auch, wie alt Totholz werden muss, um für bestimmte Sekundärbewohner attraktiv zu werden: Nach dem Absterben benötigen fingerdicke, am Baum verbleibende *Quercus*- oder *Pinus*-Zweige 15-20 Jahre, bevor sie von den in Frage kommenden Ameisenarten besiedelt werden können (BUSCHINGER 1996). Fallen sie zu Boden, verrotten sie erheblich schneller. Totholz muss also lang genug der Witterung ausgesetzt sein, bevor es nutzbar wird, da nur ganz wenige Ameisenarten, die zudem nicht in den Baumkronen leben, intaktes, hartes Holz durchdringen können. Gleiches gilt für viele Sekundär-

nutzer aus anderen Insektengruppen.

Erreichbarkeit und Nutzbarkeit von Ameisen durch Spechte

An dieser Stelle kann das nur ganz allgemein ausgeführt werden – die 175 Ameisenarten Mitteleuropas bilden mindestens 20 verschiedene Nesttypen und unterscheiden sich in ihrer generellen Biologie z.T. dramatisch (SEIFERT 2007). Wichtig sind bei der Frage der Nutzbarkeit insbesondere folgende drei Faktoren:

(a) die Oberflächenferne der Ameisennester und die Härte der Substrate, in denen sie sich befinden

Arbicole *Camponotus*- oder *Lasius*-Arten sitzen meist tief im Splint- und Kernholz von Baumstämmen und starken Ästen. Hier kommt nur der Schwarzspecht als Primärnutzer in Frage. An manchen Ameisennestern wird er aber sicher schon nach den ersten Schlägen aufgeben. So kann die Rossameise *Camponotus ligniperda* in Eichentrocken- oder Eichenkrüppelwäldern in härtestem Eichenholz mit Jahresringabständen von unter 1 mm minieren. An einem solchen schwarzspechtsicheren Schutzbunker habe ich mich einmal als Ameisensammler mit Hammer und Stechbeitel vergeblich versucht. Auf der anderen Seite ist es klar, dass ganzjährig nur wenige Millimeter unter der Oberfläche verrottender Zweigstückchen befindliche Ameisen ein viel breiteres Nutzerspektrum haben und es ist ebenso verständlich, dass ein tief im Boden überwintertes *Lasius*-Nest von einem Specht andere anatomische Voraussetzungen verlangt als ein Sommernest, dessen Bewohner unter zwei Zentimetern lockerer Erde erreichbar sind.

(b) das temperaturabhängige Abwehrverhalten der Ameisen

Bei 0 °C sind die einheimischen Ameisen nahezu bewegungsunfähig und viele Reaktionen sind völlig blockiert. Mit steigender Temperatur, im physiologischen

Bereich, gilt dann bei ihnen ein Van't Hoff'scher Koeffizient von 2,5 pro 10°C. Konkret: bei einer Umgebungstemperatur von 5 °C sind alle physiologischen Prozesse, also Reaktions- und Bewegungsgeschwindigkeit oder Muskelkraft dreimal geringer als bei 17 °C bzw. fünfmal geringer als bei 25 °C. Spechte berücksichtigen diese Gesetze der Biophysik ganz offensichtlich in ihrem Handeln.

Die empfindlich Ameisensäure spritzenden Arten der Roten Waldameisen (*Formica-rufa*-Gruppe) werden von keiner Spechtart aus ihren Nestern geholt, wenn die Aktivität der Ameisen nicht durch niedrige Temperaturen gehemmt ist. 60%ige Ameisensäure ist die stärkste von Tieren erzeugte organische Säure und hochgradig gewebschädigend. Kein Schwarzspecht oder Grünspecht wird seinen Kopf auch nur eine Sekunde in einen aktiven Waldameisenhaufen stecken, um sich dort mit Säure durchtränken zu lassen. Da kann auch die Nickhaut nur von kurzfristigem Schutz sein. Damit sind die Waldameisen vor allem Winternahrung für die in Frage kommenden Spechtarten. Im Gebirge kann es gelegentlich vorkommen, dass sich Schwarzspechte auch nach sehr kalten Frühjahrsnächten noch an Waldameisennestern bedienen.

Bei den großen *Camponotus*-Arten ist die Lage ähnlich. Die Beißkraft der Mandibeln eines *C. ligniperda* oder *herculeanus*-Giganten ist enorm – sie zerschneiden einen großen Waldameisenarbeiter mit einem Biss in zwei Stücke und machen auch vor solidem Eichenholz nicht halt. Ein Schwarzspecht wird also sehr schnell Konsequenzen ziehen und Gedächtnisinhalte aufbauen, wenn er auch nur einmal seine Zunge in ein Nest der großen *Camponotus*-Arten gesteckt hat, deren Bewohner eine ausreichende Körpertemperatur erreicht hatten. Im Normalfall sollte er schon bei den ersten Hieben auf die Holzoberfläche signalisiert bekommen, ob die *Camponotus* da drinnen kampfbereit sind und seine Zunge attackieren werden, denn der Feindalarm erfolgt bei den Ameisen durch gemeinschaftliches

Gasterklopfen auf die Wandungen der Nestkammern.

(c) die Mikrotopographie und Dimensionen der Neststandorte

Ameisennester sind an die verschiedensten Mikrohabitate gebunden und von extrem unterschiedlichen Dimensionen. Reife Nester von *Leptothorax* oder *Temnothorax*-Arten begnügen sich häufig mit einem Kammervolumen von 1 cm³, während die größten bekannt gewordenen Nester von *Formica polyctena*, den ober- und unterirdischen Teil des Hügels zusammengerechnet, 40 m³ Volumen umfassen. Die Lage der Nester ist ebenso variabel: Sie können sich in dünnen Zweigen, peripher oder stammnah in Baumkronen, in oder unter Borke, in stehendem oder gefallenem Totholz befinden, in hohlen Stängeln von Umbelliferen, *Rubus*-Arten oder *Phragmites* eingebaut sein, unter Steinen oder in Moospolstern liegen, Kleinräume des Bodenraumes wie Schneckenhäuschen, hohle Eicheln oder Haselnüsse nutzen, 1,5 m tief im Boden sein oder ganzjährig unverändert an dessen Oberfläche liegen. Masse und Anatomie der Spechte sowie Ausweichen auf von Konkurrenten nicht genutzte Nahrungsquellen sollten hier die wichtigsten Stichworte zum Erklären von Nutzungsmustern sein.

Die Spechtarten und deren Ameisennahrung

Schauen wir uns nun einzelne Spechtarten in einer Reihenfolge von den schwachen zu den starken Ameisenfressern etwas näher an. Die berücksichtigten Erkenntnisse zur Nahrungszusammensetzung wurden nur zu einem geringen Teil von mir selbst gewonnen. Sie stammen zu einem großen Teil aus dem Handbuch der Vögel Mitteleuropas (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980) bzw. aus dort zitierter Literatur. Eine Schwäche der Literaturdaten zur Spechnahrung ist nicht nur die grobe Artbestimmung sondern auch die Tatsache, dass fast

immer nur Individuenprozent angegeben werden und keine Abschätzung des energetischen Beitrages der einzelnen Nahrungsorganismen vorgenommen wurde. Trotzdem bin ich zuversichtlich, dass zumindest die Rangfolge der Ameisenfresser realitätsnah wiedergegeben wird. Nur bei einer mitteleuropäischen Art, dem Weißrückenspecht sind mir keine Nahrungsanalysen bekannt.

Dreizehenspecht

Der Dreizehenspecht ist am wenigsten an Ameisen interessiert – im Jahresmittel machen sie deutlich unter 10 % aller aufgenommenen Nahrungsorganismen aus und sind lediglich eine akzessorische Sommernahrung. Warum ?

(a) In boreomontanen Wäldern fehlen dicht unter der Baumoberfläche nistende und überwinternde Baumameisen, an die er als Hackspecht mit geringer Tiefenwirkung ganzjährig herankommen könnte.

(b) Die sehr häufigen Arten der *Formica rufa*-Gruppe und *Camponotus herculeanus* sind aus den oben genannten Gründen nur als Winternahrung geeignet, sind dann aber in der Regel unter einer hohen Schneedecke verborgen bzw. zu tief im Holz. Er kann nur als Nachnutzer vom Schwarzspecht eröffneter Nesträume in Erscheinung treten.

(c) Die Dichte der anderen, im Sommer gefahrlos nutzbaren Ameisenarten ist im intakten boreomontanen Wald etwa 20-30 mal geringer als in einem wärmegetönten Laubwald des Flach- oder Hügellandes.

Buntspecht

Eine Zusammenschau der verfügbaren Informationen lässt Ameisen als durchaus bedeutende Nahrung erscheinen – summarisch über das ganze Jahr und verschiedene Regionen habe ich daraus ± 28 % berechnet. Ob es energetisch auch so viel ist, wage ich zu bezweifeln. Ich sehe mehrere Ursachen für die moderate Bedeutung von Ameisen. Der Buntspecht

lebt zu insgesamt etwa 43 % vegetarisch (frisst viel Koniferensamen), geht weniger gern an den Boden, arbeitet sich nicht so tief ins Holz vor wie der Schwarzspecht, gräbt sich offenbar nicht durch Schnee wie etwa Grün- oder Schwarzspecht und hängt sich nicht an dünne Ästchen wie etwa der Kleinspecht.

Mittelspecht

Ameisen sind hier sicher eine bedeutende Nahrung, summarisch übers Jahr schätze ich aus den vorliegenden Quellen $\pm 40\%$ aller identifizierten Nahrungsteile. Da die erbeuteten Ameisenarten meist klein sind, ist ihr energetischer Beitrag an der Mittelspechtnahrung wahrscheinlich kleiner. Die groben Determinationen sorgen zudem für Interpretationsprobleme. Artgenaue Nahrungsanalysen könnten hier manche Frage klären. Die Daten und auch eigene Beobachtungen deuten Folgendes an:

- (a) Ameisen werden anscheinend weniger während der Brutzeit genutzt, weil dann reichlich andere größere Insekten von der Baumoberfläche und dem Laubwerk abgelesen werden können.
- (b) Er ist von der Morphologie ein Kletterspecht, der weniger gern an den Boden geht, beim Meißeln im Holz wenig effektiv ist und mehr stochernd und ablesend arbeitet. Er sollte damit vor allem oberflächennahe Baumameisennester nutzen.

Kleinspecht

Hier handelt es sich um einen sehr spezialisierten, vorrangig dünne Zweige und Äste von Kleingehölzen oder im Wipfelbereich größerer Bäume öffnenden Hackspecht mit erstaunlich großem Nahrungsrevier (Winter bis 300 ha, Brutzeit 10-50 ha). Das spricht sehr dafür, dass mindestens seine Winternahrung sehr dünn gesät ist. In Europa gibt es erhebliche regionale Unterschiede des Anteiles der Ameisennahrung. In Skandinavien ist dieser nahezu Null, im südlichen Mitteleuropa aber dominant, was aber

wohl weniger für die Brutzeit zutrifft.

Aus der Anatomie des Kleinspechtes und den wenigen vorliegenden Analysen zu schließen, kommen vor allem dicht unter der Rindenoberfläche im mehr peripheren Astwerk von Bäumen oder in hohlen Pflanzenstengeln nistende Ameisen (*Temnothorax*, *Dolichoderus*, *Camponotus fallax*) als Nahrung in Frage. Diese fehlen in Fennoskandien fast völlig, sind im Süden aber häufig. "Häufig" bedeutet aber absolut nur etwa 500 g Frischmasse pro Hektar – daher wohl das große Winterrevier. Im Sommer verzehrt der Kleinspecht vor allem arboricole *Lasius*-Arten (wohl meist durch Ablesen von den Oberflächen). Diese sind in der kalten Jahreszeit für ihn nicht nutzbar.

Grauspecht

Nun sind wir bei einem echten Ameisenspecht angelangt. Obwohl die stochernde und hackende Nahrungssuche an Bäumen noch eine signifikante Rolle spielt, sind die Anpassungen an die Nutzung bodenbewohnender Ameisen schon sehr deutlich, was in seiner graugrünen Grundfärbung und der klebrigen, 9 cm über die Schnabelspitze herausstreckbaren Zunge zum Ausdruck kommt. Ameisen sind hier im Jahresdurchschnitt auf etwa 75 Individuenprozent zu veranschlagen. Deren Artenzusammensetzung scheint ähnlich wie beim Grünspecht zu sein – gemäß den Kotproben, die ich analysiert habe, vorwiegend *Lasius*-, selten *Myrmica*- und *Tetramorium*-Arten.

Schwarzspecht

Für diesen sehr kraftvollen Hackspecht mit großer Tiefenwirkung werden Ameisen auf 85 % der Nahrungsindividuen geschätzt. Nach Gewichtsprozenten ist das sicher weniger – genaueres lässt sich leider aus den Daten nicht mehr ermitteln. Der Schwarzspecht kann an alle tief im Holz verborgenen Ameisennester herankommen. Zuerst sind hier die biomassereichen, vor allem im unteren

Stammbereich nistenden *Camponotus herculeanus*, *C. ligniperda*, *Lasius brunneus* und *L. fuliginosus* zu nennen. Arten der *Formica-rufa*-Gruppe werden bevorzugt während der Winterruhe und im Sommerhalbjahr bei Außentemperaturen nahe 0 °C aufgenommen. Bodenameisen wie *Myrmica ruginodis* und *Lasius platythorax* werden vor allem bei der Zerlegung von Baumstubben erbeutet.

Grünspecht

Summarisch betragen Ameisen 90 % der Nahrung des Grünspechtes, wobei er noch stärker als der Grauspecht auf die Nutzung bodenbewohnender Ameisen angepasst ist. Seine Beweglichkeit am Boden ist sicher von allen Spechten am höchsten. Waren Grau- und Grünspecht gleichzeitig auf des Nachbars Wiese aktiv, zeigte der Grünspecht die deutlich weiteren Sprünge. Das begründet sich in der längeren Tibia, der stärkeren Beinmuskulatur und wohl auch dem relativ kürzeren Schwanz. Die Zunge des Grünspechtes ist zudem 10-11 cm über die Schnabelspitze herausstreckbar. Außerdem kann er sehr große Nahrungsmengen aufnehmen – im Magen finden 5000 *Lasius niger*-Arbeiter Platz. Winternahrung sind vor allem *Lasius* und alle *Formica*-Arten einschließlich der *F. rufa*-gruppe. Im Sommer werden vor allem *Lasius* und die wenig Gift spritzenden *Serviformica*-Arten sowie *Tetramorium* erbeutet – nicht aber Arten der *Formica-rufa* Gruppe.

Auf ein unglaublich punktgenaues Ortsgedächtnis des Grünspechtes möchte ich aus einer Beobachtung schließen, die ich 1964 oder 1965 auf einer Streuobstwiese in unseres Nachbars Garten in Zwickau machte. Es lag etwa 25 cm Schnee mit einer durch eine verwehte Pulverschneeaufgabe ideal planierten Oberfläche, die das Relief der Wiese völlig unkenntlich machte. Ein Grünspecht landete auf einem der im Viereck stehenden Obstbäume des Nachbarn und schaute sich um. Dann flog er zum Nachbarbaum und

schaute wieder in die Runde. Letztlich wurde noch dritter Baum angefliegen – diesmal mit um 90 Grad veränderter Flugrichtung. Wieder drehte er den Kopf hin- und her. Letztlich flog er dann zielgerichtet eine bestimmte Stelle auf der Schneeoberfläche an und grub sich erfolgreich (wie ich etwa eine Stunde später feststellte) zu einem Ameisennest nach unten. Das hat mich schon damals nicht wenig erstaunt. Heute weiß ich, dass das Zielobjekt dieses Spechtes ein *Lasius*-Nest gewesen ist, die Überwinterungstraube in einem überwinternden *Lasius*-Nest sich auf eine Fläche von etwa 400 cm² beschränkt und sich in einem solchen Garten maximal ein *Lasius*-Nest pro m² findet – andere Ameisenarten sind zu vernachlässigen. Damit war die Wahrscheinlichkeit für diesen Specht, durch zufälliges Graben auf eine Überwinterungstraube zu stoßen nicht größer als 4 %. Hier mag ich kaum an einen Zufall glauben. Den mehrfachen Wechsel der Beobachtungsbäume würde ich heute als einen Orientierungsmechanismus deuten, bei dem von dem Vogel ein aus verschiedenen Perspektiven abgespeicherter Gedächtnisinhalt abgerufen wurde.

Der Wendehals – er braucht seinen beweglichen Hals nicht nur zum Erschrecken von Feinden

Summarisch sind beim Wendehals 95 % der Nestlingsnahrung Ameisen – bei Engpässen wird vor allem auf Lachnidae (zeitweilig bis 60 %) aber auch andere Arthropoden ausgewichen. Bei Altvögeln ist die Ameisennahrung in offensichtlich ähnlicher Weise dominant, doch liegen hier viel weniger Daten vor. Innerhalb unserer Spechte hat der Wendehals zweifellos die schwächste Holzbearbeitungsfähigkeit. Seine Trümpfe sind die lange Klebzung und der sehr bewegliche Hals, der ein Stochern und Sondieren aus variablen Positionen ermöglicht. Arten der *Formica-rufa*-Gruppe werden nur selten genutzt und nur ausnahmsweise an die Nestlinge verfüttert, wobei sie dann

wohl immer nur in risikofreier Weise als Einzeltiere von den Straßen weggefangen werden. Bei einem auf dem Herbstzug befindlichen Wendehals von Königshain bei Görlitz, der sechs Ameisenarten im Magen hatte, bestanden allerdings 32 Gewichtsprozent der Nahrung aus *Formica rufa*. Unter allen Spechten ist der Wendehals durch den eingangs skizzierten Rückgang xerothermophiler Offenlandameisen am stärksten betroffen.

Am Beispiel der Analyse einer historischen Nahrungsprobe möchte ich darstellen, welche Aussagen aus einer artgenauen Determination der Beutetiere gezogen werden können. Solches kann den Charakter einer Strafarbeit annehmen, denn es ist schon schwierig, intakte, sauber präparierte Ameisen zu bestimmen. Bei Halsringproben sind diese gewöhnlich noch in einem erstaunlich guten Zustand. Müssen aber durch die Passage des Magendarmkanales zerdrückte, wichtiger Bestimmungsmerkmale beraubte Körperfragmente zur Bestimmung herangezogen werden, dann ist eine solche Arbeit auch für einen sehr erfahrenen Spezialisten sehr zeitaufwendig. Die bewusste Probe stammt aus einem Wendehalsnest nahe Friedersdorf bei Hoyerswerda, von dem Dankhoff am 29. Juni 1966 neun Kotballen der Nestlinge entnahm. Neben ca. 800 nicht determinierbaren Puppenhüllen fand ich in diesen Kotballen 797 adulte Ameisen, die zu nicht weniger als 14 Ameisenarten gehörten. Man kann zunächst erkennen, dass dieses Wendehalspaar seine Beute zu 86 % in meist xerothermen und nährstoffarmen Offenland sammelte und die restlichen 14 % überwiegend aus dem Randbereich von Gehölzen stammen, nicht aber aus dem Inneren schattiger Bestände. Trotz sehr großer Abundanz von Arten der *Formica-rufa*-Gruppe im dortigen Revier bestanden nur 3 % der Gesamtmasse bzw. 0,25 % der Individuen aus solchen Ameisen. Die Meidung dieser aggressiven Säurespritzer wird sehr deutlich. Möglicherweise sind sie auch für die

Nestlinge weniger bekömmlich. Weiterhin wird sichtbar, dass der Wendehals auf der Nahrungssuche nicht nur Erdnester von Ameisen öffnet, sondern mindestens schwache Borkenstückchen abtrennt und verrottetes Totholz öffnet, um an Nestinhalte heranzukommen. Andernfalls hätte er die *Leptothorax* und *Temnothorax*-Arten nicht in so großer Anzahl fangen können, denn weniger als 10 % der Arbeiterpopulation dieser Ameisen sind im Außendienst tätig und damit außerhalb der weitgehend abgeschlossenen Nesträume erbeutbar. Diese Arten nisten bei Friedersdorf in Kleinräumen am Boden oder in der Borke der unteren 50 cm der Baumstämme.

Wozu könnte der Wendehals seinen beweglichen Hals bei der Nahrungssuche gebrauchen? Nicht selten wird der Wendehals zu schwach sein, um feste Nestmaterialien ausreichend zu eröffnen. Bei solchen Substraten – etwa fester Borke, Holz oder Gestein – wird er dann versuchen, allein durch die schon existenten schmalen Nesteingänge möglichst viel des Nestinhaltes herauszuangeln. Diese Eingänge haben bei *Temno*- und *Leptothorax*-Arten ein Lumen von nur etwa 1,5 mm und folgen vom Material vorgegebenen Richtungen – nicht selten verlaufen diese in ganz flachem Winkel zur Substratoberfläche. Kann die Körperlängsachse des Wendehalses nun aus räumlichen oder anderen Gründen nicht in eine günstige Position zu einem solchen Nesteingang gebracht werden, könnte die große Beweglichkeit des Halses helfen, den Schnabel in eine bessere Position zur Achse des Einganges zu bringen. Das zumindest ist die Deutung eines professionellen Ameisensammlers, der seit 29 Jahren mit ähnlichen Problemen zu kämpfen hat wie die Spechte seit Jahrmillionen.

Literatur

BUSCHINGER, A. (1996): Totholz hat ein langes Leben. Ameisenschutz aktuell 10(3): 71–75.

ELLENBERG, H.; WEBER, H.E.; DÜLL, R.; WIRTH, V. & WERNER, W. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: 1-262.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. [Hrsg.](1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9: Columbiformes - Piciformes, Wiesbaden, 1145 pp.

HEMPEL, W. (2008): Die historische Entwicklung des Wirtschaftsgrünlandes in Sachsen. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz 16:3-18.

SCHULZE-HAGEN, K. (2005): Allmenden und ihr Vogelreichtum – Wandel von Landschaft, Landwirtschaft und Avifauna in den letzten 250 Jahren. Charadrius 40:97-121.

SEIFERT, B. (2007): Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Tauer: Iutra - Verlags- und Vertriebsgesellschaft. 368 pp.

SEIFERT, B. (2008): The ants of Central European tree canopies (Hymenoptera:Formicidae) – an underestimated population ? In: Floren, A. & Schmidl, J.(eds.): Canopy arthropod research in Europe, pp. 131-143, bioform entomology, Nuremberg.

SEIFERT, B. & PANIER, L. (2007): A method for standardized description of soil temperatures in terrestrial ecosystems. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 78:151-182.

Anschrift des Autors:
Dr. Bernhard Seifert
Senckenberg Museum für Naturkunde
Am Museum 1
D - 02826 Görlitz

THORSTEN SPÄTH, Sankt Andreasberg

Spechte im Nationalpark Harz

Einleitung

Mit der Ausweisung der Nationalparke Hochharz 1990 und Harz 1994 wurde ein typischer Ausschnitt der Lebensräume dieses nördlichsten deutschen Mittelgebirges unter Schutz gestellt. Nach der Fusion beider Nationalparke 2006 umfasst die Gesamtfläche des Schutzgebietes mit annähernd 250 km² etwa 10% dieses Mittelgebirgsraums.

Da der größtmögliche Flächenanteil mittelfristig der eigendynamischen Entwicklung überlassen sein wird, bietet sich die Chance die eigendynamische Entwicklung einer ehemals kulturgeschichtlich geformten Waldlandschaft und ihrer Vogelwelt zu dokumentieren. Wegen der Größe des Gesamtgebiets wurde das Vorkommen der Spechtarten im Nationalpark Harz vorwiegend in repräsentativen Teilgebieten erfasst. Die Ergebnisse dieser Arbeiten sowie einiger großflächiger Erfassungen erlauben eine Einschätzung der Verbreitung und Bestandsgröße der Spechtarten im Gesamtgebiet, welche hier zusammenfassend dargestellt sei.

Untersuchungsgebiet und Erfassungsmethoden

Naturräumliche Gliederung des Nationalparks Harz

Der Nationalpark Harz umfasst Höhenlagen von 245 m bis 1141 m ü. NHN. Im Vergleich zu anderen deutschen Mittelgebirgen ist das Klima im Harz kühler. Während die Jahresmitteltemperatur in Bad Harzburg (am Nordrand

des Nationalparks, 260 m ü. NHN) noch wie im Harzvorland bei 8,9 °C liegt, sinkt sie, bedingt durch deutlich niedrigere Sommertemperaturen, auf 2,9 °C am Brocken (1141 m ü. NHN). Im südlichen Schwarzwald sind die Durchschnittstemperaturen bei gleicher Höhenlage und Exposition um 2-3 °C höher. Dadurch liegen die Höhenstufen der Vegetation im Harz um bis zu 250 m tiefer als in süddeutschen Mittelgebirgen. Der Nationalpark befindet sich überwiegend im niederschlagsreicheren Teil des Harzes. Die Niederschlagssumme steigt von etwas über 800 mm am südlichen Harzrand (Herzberg) auf rund 1600 mm am Brocken an (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992).

Abgesehen von waldfreien Moorflächen in den Hochlagen ist das Gebiet fast vollständig bewaldet. Natürlicherweise herrschten die zonalen Waldgesellschaften *Hainsimsen-Buchenwald* und *Wollreitgras-Fichtenwald* vor (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 1992). Auf 46 % der Gesamtfläche ist die Vegetationszusammensetzung als naturnah einzu-stufen. Davon nehmen Buchenwälder 36% und Fichtenwälder 61% ein. Bedingt durch die unplanmäßige Bewirtschaftung und Übernutzung der Wälder in den früheren Bergbauperioden ging der natürliche Charakter des Gebietes verloren. Die im 18. Jahrhundert einsetzende nachhaltige Forstwirtschaft förderte den Anbau der Fichte. Eine Einbringung natürlich vorkommender Baumarten setzte erst

ab den 1980er Jahren ein (OTTO 1989). So sind noch 54% der niedersächsischen Nationalparkfläche von gleichaltrigen Fichtenforsten auf Buchenwaldstandorten (SCHUBART 1978) geprägt. In diesen als „Naturentwicklungszone“ bezeichneten Flächen werden vorübergehend noch Initialmaßnahmen zur Förderung und Einbringung von Laubbaumarten durchgeführt (NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT 2003).

Erfassungen der Spechtfauna

Sowohl im niedersächsischen (LASKE 1996, LASKE & MITSCHKE 2002, SPÄTH et al. 2008) als auch im sachsen-anhaltischen Teil (HELLMANN & GÜNTHER 1999, 2007) des Nationalparks wurden Vorkommen und Siedlungsdichte von Spechten im Auftrag der Nationalparkverwaltung und der Staatl. Vogelschutz-warten in mehreren Untersuchungsflächen wiederholt erfasst, die auf insgesamt 2405 ha Gesamtfläche über alle Höhenstufen des Nationalparks verteilt liegen (Abb.1).

Die jeweils vollständige Revierkartierung der Flächen folgte weitgehend den methodischen Vorgaben von FISCHER et al. (2005). Aufgrund der Größe des kartierten Gesamtgebietes konnten in den verschiedenen Untersuchungsflächen teilweise jedoch nur jeweils drei bis vier über die Brutzeit verteilte Kontrollen durchgeführt werden. Die frühmorgendlichen Kartierdurchgänge im Zeitraum März bis Juni wurden in möglichst gleichen

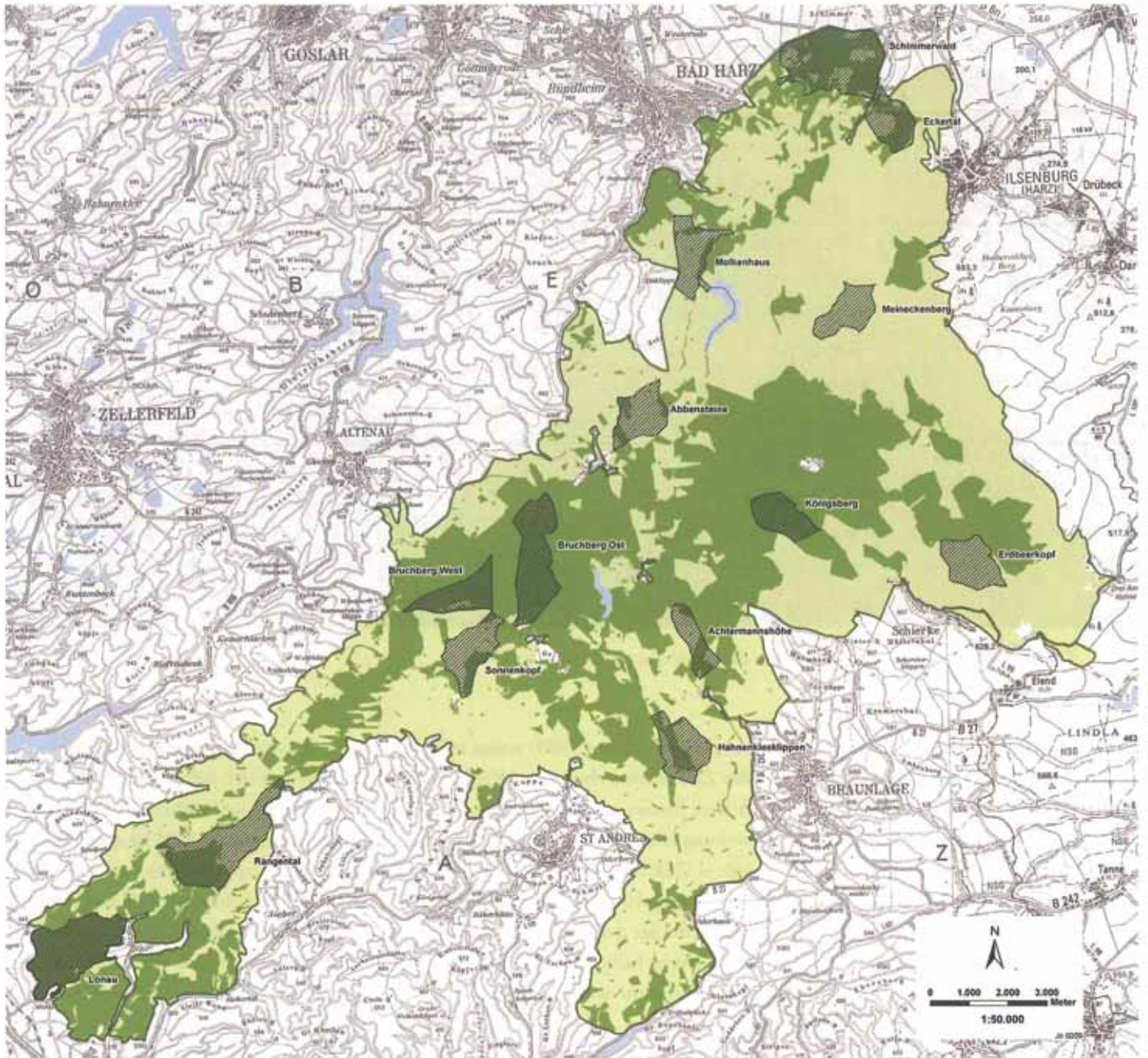


Abb.1: Gebietsgliederung des Nationalparks Harz sowie Lage und Bezeichnung der Untersuchungsflächen (schraffiert); dunkelgrün dargestellt sind die bereits jetzt eigendynamischer Entwicklung überlassenen Bereiche

Zeitabständen wiederholt.

Eine großflächigere Bearbeitung der stark aufgelichteten Hochlagen im westlichen Teil des Nationalparks auf rund 1500 ha des Acker-Bruchberg-Höhenzugs (SPÄTH et al. 2008) sowie die Arbeiten von WADEWITZ (2005) zielten u.a. darauf ab die Bestandssituation des Wendehalses einzuschätzen. Die 2007 durchgeführte ganzflächige Erfassung einiger Vogelarten im EU-SPA „Hochharz“ (RANA 2007) erlaubt ebenfalls die Darstellung des Ver-

breitungsmusters einiger Spechtarten.

Eine ganzflächige Erfassung der Vorkommen des Schwarzspechts und seiner Höhlenbäume erfolgt im niedersächsischen Gebietsteil seit 2007.

Ergebnisse und Diskussion
Gegenwärtige Vorkommen, Verbreitung und Siedlungsdichten von Spechtarten im Nationalpark Harz
Die Ergebnisse der Erfassung der Spechtfauna in allen o.g. Untersuchungsflächen

2007 sind in Tabelle 1 dargestellt.

Einige insgesamt seltene Arten konnten nicht in allen Bearbeitungsjahren in den Untersuchungsflächen festgestellt werden. In der Zusammenschau mit den Erfassungen auf größeren Bezugsflächen ergeben sich artspezifisch die folgenden Angaben.

Wendehals *Jynx torquilla*
Spärliche aber stetige Vorkommen des Wendehalses beschränken sich weitge-

Höhenstufe	Hauptlebensraumtyp	Untersuchungsfläche	Höhe m ü. NHN	Fläche (ha)	Revierpaarzahlen je Art 2007						
					Wendehals	Kleinspecht	Buntspecht	Mittelspecht	Schwarzspecht	Grauspecht	Grünspecht
kollin-submontan	Laubwald	Schimmerwald	245-430	383	-	3	63	1	1	6	-
		Lonau	250-515	312	-	1	25	3	-	2	-
		Eckertal	260-420	123	-	3	13	-	1	2	1
montan	Fichtenforst	Molkenhaus	440-600	154	-	1	9	-	1	-	-
		Sonnenkopf	570-770	154	-	-	3	-	-	-	-
		Hahnenkleeklippen	520-770	165	-	-	4	-	2	-	-
		Rangental	440-750	306	-	-	1	-	2	-	-
		Abbensteine	620-755	147	-	-	4	-	1	-	-
		Meineckenberg	400-610	134	-	-	2	-	1	-	-
obermontan-hochmontan	Fichtenwald	Bruchberg Ost	770-905	265	1	-	2	-	-	-	-
		Bruchberg West	780-915	141	-	-	3	-	-	-	-
		Achtermannshöhe	770-925	90	-	-	2	-	-	-	-
		Erdbeerkopf	700-846	152	-	-	1	-	1	-	-
		Königsberg	860-1033	129	-	-	3	-	1	-	-

Tab.1 Charakteristika der Untersuchungsflächen und Revierpaarzahlen der Spechtarten 2007

hend auf ehemalige Kahlschlagsflächen und rezent entstandene Kalamitätsflächen (Windwurf und Borkenkäfer). Die Vorkommen im sachsen-anhaltischen Gebietsteil sind entsprechend weiträumig verteilt, während im niedersächsischen Gebietsteil ausschließlich die großflächigen Kalamitätsflächen in den hochmontanen Lagen des Acker-Bruchberg-Höhenzugs besiedelt werden, wo auf rund 1500 ha 2006 fünf Revierpaare erfasst wurden. In diesen klimatisch ungünstigen Lagen wird damit nur eine geringe Siedlungsdichte (0,34 Revierpaare/100ha) erreicht (vgl. FLADE 1994). Dass es sich tatsächlich um Brutvorkommen handelt, wird durch die Kontinuität der Besiedlung sowie einzelne Beobachtungen verpaarter und fütternder Vögel (MITTSCHKE & LASKE 2006, WADEWITZ 2005) bestätigt. Inwieweit erfolgreiche Bruten stattfinden, ist nicht bekannt. Angaben über Brutvorkommen auch in den Hochlagen des Harzes machen jedoch auch HAENSEL & KÖNIG (1974-91), ZANG (1983), sowie KNOLLE (1980). Ehemalige Vorkommen in der kollinen und submon-

tanen Stufe (ZANG 1983) waren infolge des Zuwachsens ehemaliger Kahlschlagsflächen bereits vor der Nationalparkausweisung erloschen. Möglicherweise wird sich in Zukunft der Gesamtbestand, der gegenwärtig 10-20 Revierpaare umfassen dürfte, infolge der kalamitätsbedingten Ausweitung halboffener Flächen in den Fichtenforsten/-wäldern erhöhen.

Kleinspecht *Dryobates minor*

Abgesehen von zwei Einzelnachweisen wurden Reviere des Kleinspechts nur in den kollinen Laubwaldgebieten der nördlichen und südlichen Randlagen des Nationalparks erfasst. Rechnerische Siedlungsdichtewerte liegen zwischen 0,26 und 0,96 Revierpaaren/100 ha. Damit bestätigen sich teilweise die weiten Aktionsradien dieser Art (HÖNTSCH 2005), wobei hierin z.T. wohl noch Randsiedler miteinbezogen sind. Der Gesamtbestand im Nationalparkgebiet dürfte nicht mehr als 10 bis 20 Revierpaare umfassen.

Buntspecht *Dendrocopos major*

Der Buntspecht besiedelt zwar die

gesamte bewaldete Nationalparkfläche, dabei zeigen sich jedoch enorme Unterschiede in der Siedlungsdichte. Mit 16,45 Revierpaaren/100 ha wurde die höchste Buntspechtdichte in der Untersuchungsfläche Schimmerwald festgestellt. Hier sind die ausgedehnten kollinen Laubwaldbereiche mit einzelnen Fichtenbeständen durchsetzt. Die Dichtewerte sind in reinen Laubwaldflächen (Untersuchungsflächen Eckertal und Lonau) derselben Höhenstufe mit maximal 11,5 Revierpaaren/100 ha geringer.

In den Untersuchungsflächen der montanen Stufe schwanken die Dichtewerte zwischen 0,33 bis 5,84 RP/100 ha. Im Wesentlichen wird hier die unterschiedliche Habitatqualität durch unterschiedliche Flächenanteile von älteren Buchenbeständen mit z.T. langer Entwicklungskontinuität bestimmt. Daneben ist auch das schwankende Nahrungsangebot infolge unterschiedlicher Fruktifikationsintensitäten der Fichte (FLADE & SCHWARZ 2004) bedeutend. Eine Abschätzung des Gesamtbestands ist ohne eingehende

Differenzierung nach Habitaten an dieser Stelle nicht sinnvoll.

Bemerkenswert sind die vergleichsweise geringen Siedlungsdichten in den Fichtenwäldern der hochmontanen Stufe. Während hier die klimatisch ungünstige Situation (HELLMANN et al. 1998) und das jahrweise schwankende Nahrungsangebot generelle Einflussfaktoren darstellen, werden auch Unterschiede in der Habitatqualität deutlich. So gehen in den sich langsam lichtenden Untersuchungsflächen Achtermannshöhe und Königberg mit erhöhtem Totholzangebot noch recht hohe Dichten (2,22 bzw. 2,33 Revierpaare/100 ha, 2007) einher. In den durch weitflächig abgestorbene Fichtenwälder bestimmten Hochlagen liegen die Werte deutlich darunter. So wurde auf rund 1500 ha des Acker-Bruchberg-Höhenzuges 2006 nur eine mittlere Dichte von 0,68 Revierpaaren/100 ha festgestellt. Dieses entspricht auch den Ergebnissen von SCHERZINGER (2006) im Nationalpark Bayerischer Wald, wonach Spechtarten von großflächigen Kalamitätsereignissen nur vorübergehend profitieren. In den Hochlagen des Westharzes starben, bedingt durch Borkenkäferkalamitäten, die Fichtenwälder bereits in den 1990er Jahren weitflächig ab.

Mittelspecht *Leiopicus medius*

Vom Mittelspecht gibt es im Nationalpark Harz bislang nur Einzelnachweise, die fast ausschließlich die kollinen Laubwaldgebiete betreffen. Hier besiedelt der Mittelspecht, dessen Gesamtbestand entsprechend mit 5-10 Revierpaaren einzuschätzen ist, ausschließlich die aus forstlicher Bewirtschaftung hervorgegangenen Eichenbestände. Um 200 Jahre alte Buchen findet man nur vereinzelt oder kleinflächig, auf jeden Fall mit minimalem Gesamtanteil. Die Ausprägung wesentlicher Habitatstrukturen für den bisher an Eichenbestände gebundenen Mittelspecht wird daher vermutlich erst nach längeren Zeiträumen einsetzen (SCHUMACHER 2006).

Schwarzspecht *Dryocopus martius*

Die erste ganzflächige Erfassung des Schwarzspechts und seiner Höhlenbäume, welche ab 2007 zunächst im niedersächsischen Gebietsteil begonnen wurde, zeigt, dass der Gesamtbestand deutlich geringer sein dürfte, als für das EU-SPA V53 Nationalpark Harz (Staatl. Vogelschutzzone im NLWKN, unveröff.) zunächst eingeschätzt wurde. Bezogen auf den in etwa 15.800 ha umfassenden niedersächsischen Flächenanteil, können vor der abschließenden Auswertung der Erhebungen, etwa 35 Revierpaare angenommen werden (Nationalparkverwaltung Harz, unveröff.). Im natürlichen Verbreitungsgebiet der Fichte, den Hochlagen über 700 m NHN, werden nur geringe Siedlungsdichten erreicht (5 Revierpaare, 0,07 Revierpaare/100 ha). In den tieferen Lagen ist dagegen eine mittlere Siedlungsdichte von 0,35 Revierpaaren/100 ha (niedersächsischer Gebietsteil) bzw. 0,38 Revierpaaren/100 ha (sachsen-anhaltischer Gebietsteil, RANA 2007) zu ermitteln. Ähnliche Werte werden von BLUME (1996) für großflächigere Gebiete des hessischen Berglands angegeben. Nach einer ersten räumlichen Analyse zeigen sich Bereiche mit besonders dichter Besiedlung in der montanen Stufe. Hier sind oftmals ältere Buchenbestände mit besonders vielen Höhlenbäumen weitflächig von Fichtenforsten umgeben. Ausgedehnte Buchenwaldkomplexe werden meist nur an Randzonen zu Fichtenforstflächen besiedelt. Anhand der großflächigen Erfassungen kann ein Gesamtbestand von 60 bis 80 Revierpaaren angenommen werden.

Grauspecht *Picus canus*

Das Vorkommen des Grauspechts beschränkt sich fast ausschließlich auf die Buchenwälder der kollinen bis submontanen Stufe. Die jeweils nur wenigen Revierpaare, die in den drei Untersuchungsflächen dieser Höhenstufe erfasst wurden, ergeben rechnerische Siedlungsdichtewerte zwischen 0,32 bis

1,63 Revierpaare / 100 ha. In den übrigen Untersuchungsflächen wurden jeweils nur Einzelvorkommen erfasst. So etwa ein revieranzeigender Vogel in den Kalamitätsflächen des Bruchbergs (hochmontane Fichtenwaldstufe) 1996 und 2002, sowie ein weiterer in den Buchenwäldern am Sonnenkopf (montane Stufe) 2002. Da auch für andere Nationalparkteile nur sporadische Beobachtungen (Nationalparkverwaltung Harz, unveröff. Daten) vorliegen, kann ein Gesamtbestand von 10 bis 20 Revierpaaren angenommen werden, der in dem bestehenden Untersuchungsflächennetz größtenteils erfasst worden sein dürfte.

Grünspecht *Picus viridis*

Vom Grünspecht werden nur die Wald-ränder der tiefstgelegenen (kollinen) Laubwaldgebiete besiedelt. Der Mangel an geeigneten Flächenstrukturen dürfte zur ausschließlichen Besiedlung der an halboffene Kulturlandschaftsstrukturen grenzenden Randlagen des Nationalparks und einen geringen Gesamtbestand, der auf 5 bis 10 Revierpaare einzuschätzen wäre, führen. Inwieweit mit der kalamitätsbedingten Auflösung von Fichtenforstparzellen in den tiefer gelegenen Laubwaldgebieten weitere besiedelbare Strukturen entstehen, bleibt abzuwarten.

Siedlungsdichteentwicklungen seit 1996

Die meist nur geringen Abundanzen der meisten Spechtarten in den bearbeiteten Untersuchungsflächen und die verhältnismäßig kurzen Zeitreihen ihrer Bearbeitung bedingen es, dass für die meisten Arten keine Entwicklungstrends abgeleitet werden können. Mit Ausnahme des Buntspechts zeigen sich Veränderungen nur im Bereich weniger Revierpaarzahlen.

Der Vergleich der mittleren Siedlungsdichte des Buntspechts nach Hauptlebensraumtypen in den jeweiligen Bearbeitungsjahren (Abb. 2) ließe eine insgesamt positive Entwicklung im Bereich der Laubwälder tieferer Lagen erkennen.

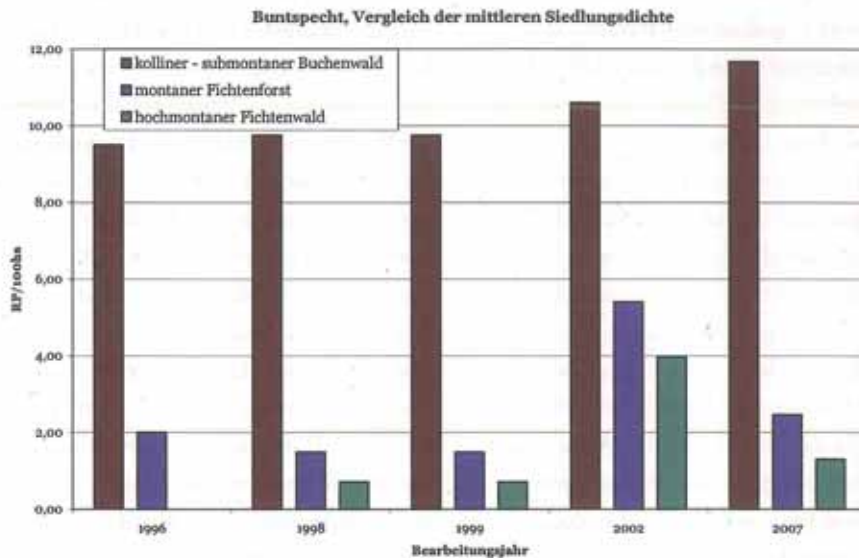


Abb. 2 Vergleich der mittleren, erfassten Siedlungsdichtewerte des Buntspechts in den jeweiligen Bearbeitungsjahren (in Revierpaaren/100ha)

Die Bestandsentwicklung ist jedoch nur im Faktorenkomplex Klima, Nahrungs- und Strukturangebot (FLADE & SCHWARZ 2004) zu deuten und aufgrund der Diskontinuität der bisherigen Bearbeitung der verschiedenen Untersuchungsflächen nicht statistisch analysierbar. Dass insbesondere die Nahrungsverfügbarkeit die Bestandsdynamik des Buntspechts beeinflusst, wird anhand der jahresweise sehr unterschiedlichen mittleren Siedlungsdichtewerte in den Fichtenforsten der montanen Stufe und in den Fichtenwäldern der hochmontanen Stufe deutlich. Seit der ersten Bearbeitung der Untersuchungsflächen haben sich die Waldstrukturen auch in diesen Lagen insgesamt nur wenig verändert.

Seit 2007 ist das Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz um zahlreiche, zufallsverteilte Probeflächen erweitert, die gemäß bundesweit einheitlicher Linienkartiermethodik (BAUER & MITSCHKE 2005) jährlich bearbeitet werden. Die ersten Ergebnisse lassen hoffen, dass damit jahresweise Bestandsschwankungen gegenüber langfristigen Trends zumindest für die häufigeren Arten Bunt- und Schwarzspecht differenziert werden können.

Zusammenfassung

Trotz des über 10jährigen Bestehens des 2006 zum länderübergreifenden Nationalpark Harz fusionierten Großschutzgebiets stehen die Wälder nach lang anhaltender kulturhistorischer Überformung erst am Ausgangspunkt langfristiger, eigendynamischer Entwicklungsprozesse. Das weitgehende Fehlen alter Waldstrukturen mit lang anhaltender Entwicklungskontinuität und die in weiten Gebietsteilen klimatisch raue Situation bedingen es, dass die meisten der bisher nachgewiesenen 7 Spechtarten selten und/oder auf besondere Habitatstrukturen beschränkt sind. Häufigere Arten mit ganzflächiger Verbreitung sind Bunt- und Schwarzspecht. Bei beiden Arten zeigen sich höhenzonal sehr unterschiedliche Siedlungsdichten. Klein-, Mittel-, Grau- und Grünspecht siedeln nur in den Laubwäldern der kollinen bis submontanen Stufe mit wenigen Revierpaaren. Der Wendehals besiedelt im Wesentlichen kalamitätsbedingt halboffene Flächen der Hochlagen in ebenfalls nur geringer Dichte.

Da die bisher gravierendsten Habitatveränderungen, bedingt durch Windwurf und Borkenkäferkalamitäten in den

Hochlagen des Nationalparks, vor dem Einsetzen der Erfassungen in Untersuchungsflächen eintraten, sind bislang kaum Entwicklungstendenzen in den Abundanzen zu erkennen.

Dank

Die Erarbeitung einer Übersicht über die Spechtarten im Nationalpark Harz ergibt sich zu wesentlichen Teilen aus der kontinuierlichen avifaunistischen Tätigkeit von E. Günther, M. Hellmann, V. Laske, A. Mitschke und M. Wadewitz im Nationalpark. Für die gewissenhafte Bearbeitung der Teilgebiete sei ihnen herzlich gedankt.

Den staatlichen Vogelschutzwarten der Länder Niedersachsen und Sachsen-Anhalt gebührt vielfacher Dank für die Unterstützung der avifaunistischen Erfassungsprogramme im Nationalpark Harz.

Die flächenmäßige Ausweitung artspezifischer Kartierungsarbeiten wäre ohne die Mitarbeit der Mitarbeiter der Nationalparkwacht, Forstwirte und Revierleiter nicht denkbar. Für die hier nur kurz umrissene Zusammenstellung umfangreicher Daten zum Schwarzspecht allen ein herzliches Dankeschön.

Literatur

- BAUER, H.-G. & MITSCHKE, A. (2005): Linienkartierung. In: Südbeck, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 59-68. Radolfzell.
- BLUME, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Neue Brehm bücherei, Bd. 300. Magdeburg.
- FISCHER, S., FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Revierkartierung. In: Südbeck, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 47-53. Radolfzell.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Eching.

- FLADE, M., & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms; Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989 – 2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- HAENSEL, J. & KÖNIG, H. (1974-91): Die Vögel des Nordharzes und seines Vorlandes. *Naturkd. Jahresber. Mus. Heineanum* Bd. IX, H. 1-7.
- HELLMANN, M. & GÜNTHER, E. (1999): Die Spechte im Nationalpark „Hochharz“. Unveröff. Gutachten i.A. Nationalparkverwaltung Harz. Wernigerode.
- HELLMANN, M. & GÜNTHER, E. (2007): Die Spechte im Nationalpark Harz. Unveröff. Gutachten i.A. Nationalparkverwaltung Harz. Wernigerode.
- HELLMANN, M., GÜNTHER, E. & NICOLAÏ, B. (1998): Die Vögel des Brockenurwalds: Vorkommen, Siedlungsdichte, Avizönose. *Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum* 16: 103-136.
- HÖNTSCH, K. (2005): Der Kleinspecht (*Picoides minor*) – Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. *Diss. Univ. Frankfurt*.
- KNOLLE, F. (1980): Zur Höhlenverbreitung einiger Brutvogelarten des niedersächsischen Harzes. *Vogelkndl. Ber. Niedersachsen* 12, Sonderheft: 6-13.
- LASKE, V. (1996): Spechte und Nachfolgenutzer von Spechthöhlen im Nationalpark Harz. Unveröff. Gutachten i. A. Bezirksregierung Braunschweig, Nationalparkverwaltung Harz. Goslar. Braunschweig.
- LASKE, V. & MITSCHKE, A. (2002): Monitoring in NATURA 2000-Gebieten - Brutvogelkartierung im EU-SPA V53, Nationalpark Harz. Gutachten i. A. Staatliche Vogelschutzwarte/NLÖ. Goslar. Hannover.
- MITSCHKE, A. & LASKE, V. (2006): Brutvogelerfassung in EU-Vogelschutzgebieten. – Bereich NLP Harz, Rfö Acker, Schlufft, Bruchberg. Gutachten i. A. der Nationalparkverwaltung, Wernigerode.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (1992): Waldentwicklung Harz. Fachgutachten, Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (2003): Waldbiotopkartierung und Waldeinrichtung im Nationalpark Harz. Fachgutachten. Wolfenbüttel.
- OTTO, H.-J. (1989): Das Walderneuerungsprogramm Harz im Rahmen der langfristigen regionalen Waldbauplanung. *Allg. Forstz. Nr.* 18-20.
- RANA (2007): Revierkartierung von Brutvögeln des Anhangs I der EU-VSRL im EU-SPA „Vogelschutzgebiet Hochharz“. Unveröff. Gutachten i.A. Staatl. Vogelschutzwarte Sachsen-Anhalt. Steckby.
- SCHERZINGER, W. (2006): Reaktion der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. *Vogelwelt* 127: 209-263.
- SCHUBART, W. (1978): Die Verbreitung der Fichte im und am Harz vom hohen Mittelalter bis in die Neuzeit. *Aus dem Walde* 28. Niedersächs. Landesforstverw. Hannover.
- SCHUMACHER, H. (2006): Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. *Diss. Univ. Göttingen*.
- SPÄTH, T., LASKE, V. & MITSCHKE, A. (2008): Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz (Niedersachsen) – Ergebnisse und Erfahrungen. *Vogelkndl. Ber. Niedersachs.* 40: 181-199.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. – Radolfzell.
- WADEWITZ, M. (2005): Erfassung des Bestandes von Wendehals und Heidelerche im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt). Unveröff. Gutachten i.A. Nationalparkverwaltung Harz. Wernigerode.
- ZANG, H. (1983): Zu Vorkommen, Höhenverbreitung und Brutbiologie des Wendehalses (*Jynx torquilla*) im Harz. *Vogelkndl. Ber. Niedersachs.*: 15: 41-46.

Anschrift des Autors:
 Thorsten Späth
 Nationalparkverwaltung Harz
 Außenstelle Oderhaus
 Oderhaus 1
 37444 St. Andreasberg

PETER PECHACEK, Abu Dhabi

Katastrophen, Prozessschutz und der Dreizehenspecht – steht die Art auf verlorenem Posten?

Verschiedene Vertreter aus der Forstwirtschaft, Politik aber auch von Naturschutzverbänden verbreiten gerne die These vom möglichen Einklang der Ökologie und Ökonomie im Wald. Ein zielgerichtetes Engagement für mehr Naturnähe soll den Erhalt der Artenvielfalt im Wald unterstützen. Die Belange der Forstwirtschaft – allen voran die Holzproduktion – sollen dabei allerdings nicht zu kurz kommen. Besonders verbreitet sind heute beispielsweise Maßnahmen zur angemessenen Integration des Totholzes und der Strukturvielfalt in die Waldbewirtschaftung (BIERMAYER 1999).

Natürlicherweise entstehen Totholz und Strukturvielfalt in Folge der Walddynamik, die das Werden und Vergehen auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Ebenen abbildet (SCHERZINGER 1996). Waldbaulich gesteuerte Totholz-anreicherungen und die Förderung der Strukturvielfalt in Wirtschaftswäldern führen in zahlreichen Fällen zu Erfolg versprechenden Ansätzen (z.B. BAUHUS 2008). Reicht deshalb mehr Naturnähe im Wirtschaftswald aus, um dies als Rezept für den Erhalt der Arten zu feiern? Oder bedarf es tiefer gehender Zugeständnisse an die im Wald natürlich laufenden Prozesse?

Der Dreizehenspecht bewohnt autochthone Fichtenwälder und seine Lebensweise ist mit der Walddynamik der durch die Fichte dominierten Waldgesellschaften gekoppelt (PECHACEK 2004). Maßnahmen zum nachhaltigen Schutz des Dreizehenspechts leiten sich aus dem Verständnis für die zyklischen Wechselwirkungen zwischen dem Lebensraum

und seinen Bewohnern her. Der Respekt vor den natürlich bedingten Katastrophen und ihren Folgeerscheinungen steht dabei im Vordergrund. Dreizehenspechte können sich erfolgreich fortpflanzen, wenn sie ein ausreichendes Angebot an totem Nadelholz in verschiedenen Stadien der Zersetzung vorfinden (PECHACEK 2006). Die wichtigsten Beutetiere der Dreizehenspechte, allen voran Bockkäfer-Larven und Borkenkäfer (PECHACEK & KRISTIN 2004) leben im und am Totholz. Gebiete, die durch die „saubere“ Waldwirtschaft arm an Totholz sind werden dagegen nicht besiedelt. Damit ist die Integration des Dreizehenspechts in die Naturschutzkonzepte in Nadelwäldern nahezu ausgeschlossen, da Waldbesitzer den gesetzlichen Verpflichtungen nachzugehen haben. Demnach müssen die von Borkenkäfern befallenen Bäume unverzüglich aus dem Wald entfernt werden, um die Ausweitung des Befalls auf benachbarte Flächen zu verhindern.

Im Zeitalter der globalen Klimaerwärmung werden Dreizehenspechte möglicherweise durch die Ausfälle der an Kälte angepassten Fichte (KRÜSSMANN 1972) zunächst mal vom verstärkten Angebot an Totholz profitieren. Logistische Herausforderungen werden sehr wahrscheinlich die Räumung des Totholzes behindern. Weitergehende Prognosen zeigen allerdings, dass der Lebensraum des Dreizehenspechts langfristig durch die Verschiebung der Fichtenverbreitung eher schrumpfen wird und der Rückgang der Dreizehenspechtpopulationen damit vorprogrammiert ist (HUNTLEY et al. 2007).

Literatur

- BAUHUS, J. (2008): Naturnaher Waldbau an der Universität Freiburg i. Br. Züricher Wald 1: 25–30.
- BIERMAYER, G. (1999): Totholz – Ziel und Wirklichkeit. LWF-aktuell 18: 2-3.
- HUNTLEY, B.; GREEN R. E.; COLLINGHAM, Y. C. & WILLIS, S. G. (2007): A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Lynx Edicions, Barcelona.
- KRÜSSMANN, G. (1972): Handbuch der Nadelgehölze. Parey Verlag, Berlin & Hamburg.
- PECHACEK, P. (2004): Spacing Behavior of Eurasian Three-toed Woodpeckers (*Picoides tridactylus*) during the Breeding Season in Germany. Auk 121: 58-67.
- PECHACEK, P. (2006): Breeding performance, natal dispersal and nest site fidelity of the Three-toed Woodpecker in the German Alps. Annales Zoologici Fennici 43: 165-176.
- PECHACEK, P. & KRISTIN, A. (2004): Comparative diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine community. Journal of Wildlife Management 68: 683-693.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald. Eugen Ulmer & Co. Stuttgart.
- Anschrift des Autors:
PD Dr. Peter Pechacek
National Avian Research Centre
P.O.Box 45553
Abu Dhabi / United Arab Emirates

KERSTIN HÖNTSCH, Erfurt & EVA ROSSMANITH, Potsdam

Der Einfluss der Nestlingsnahrung auf den Reproduktionserfolg des Kleinspechts¹

Der Bestand des Kleinspechts (*Picoides minor*) ist in Europa in den letzten 25 Jahren um 81 % zurückgegangen (PECBMS 2007). Bislang sind Informationen zur Autökologie der Art jedoch noch lückenhaft und deshalb die Gründe für die negativen Populationstrends unklar. Um Managementmaßnahmen zum Schutz der Art entwickeln zu können, sind Kenntnisse der Faktoren notwendig, die z. B. den Reproduktionserfolg beeinflussen. Ein Ziel unserer Studie war es daher, den Einfluss des Legebeginns und der Nestlingsnahrung auf den Reproduktionserfolg zu ermitteln.

Das Untersuchungsgebiet liegt in Hessen, nordwestlich von Frankfurt am Main, und umfasst eine Fläche von ca. 72 km². Siedlungsbereiche nehmen einen großen Teil (27,0 %) des Gebietes ein. Ausgedehnte Laub- und Mischwälder finden sich im Gebiet zu 24,3 %. Die dominanten Baumarten sind Eiche (*Quercus robur*, *Q. petraea*), Buche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Fichte (*Picea abies*). Daneben gehören Streuobstwiesen mit einem Flächenanteil von 8,9 % zu den charakteristischen Landschaftselementen. Aufgrund der günstigen Bodenverhältnisse (Parabraunerden aus nährstoff- und basenreichen Lösslehmen über Rendzinen) wird das Gebiet zu einem Drittel landwirtschaftlich genutzt (32,2 %). In geringem Ausmaß finden sich

Hecken (2,5 %), Ufergehölz (0,9 %) und Aufforstungen (0,5 %).

Um eine gezielte Untersuchung des Verhaltens im Lebensraum durchführen zu können, sollten die Kleinspechte leicht zu finden und individuell unterscheidbar sein. Kleinspechte sind aber durch ihre geringe Größe und heimliche Lebensweise schwierig zu entdecken. Deshalb wurden die Vögel in dieser Studie markiert und mit Hilfe der Radiotelemetrie im Freiland verfolgt (HÖNTSCH 2005). Zur individuellen Markierung wurden die Kleinspechte gefangen und mit einem nummerierten Aluminiumring der Vogelwarte Helgoland sowie mit zwei Plastikfarbringen versehen. Anhand der Farbringkombination war eine individuelle Erkennung der Vögel auch nach Senderverlust noch möglich. Durch den Einsatz von Telemetriesendern konnte das Nahrungssuchverhalten untersucht und die Lage der Bruthöhlen ermittelt werden. In sechs Untersuchungsjahren zwischen 1996 und 2003 wurden 113 Kleinspechte farbberingt (35 Altvögel, 73 ausgeflogene Nestlinge, 5 verstorbene Nestlinge). Insgesamt gingen 31 Kleinspechtnester in die Untersuchung ein. Um den Bruterfolg zu ermitteln, wurden durch Blick mit Hilfe eines beleuchteten Zahnarztspiegels in die Bruthöhle der Legebeginn, die Gelegegröße und der Schlupferfolg ermittelt. Am 16. Nest-

lingstag wurde die Bruthöhle kurzzeitig geöffnet und die Nestlinge gezählt, gewogen, beringt und wieder zurückgesetzt. Aus den untersuchten Bruthöhlen flogen 73 Nestlinge aus. Während der Nestlingszeit wurden die Bruthöhlen regelmäßig beobachtet und so die Fütterfrequenz und die Zusammensetzung der Nestlingsnahrung und ihre Veränderung im Verlauf der Brutzeit erfasst.

Es kristallisierten sich zwölf Gebiete heraus, in denen mit gewisser Regelmäßigkeit Kleinspechte brüteten bzw. besondere Individuen anzutreffen waren. Deshalb wurden diese zwölf Gebiete als potenzielle Territorien eingeschätzt, die allerdings nicht jährlich besetzt waren. Der Legebeginn fand jährlich zwischen dem 14.4. – 10.5. (Median: 24.4. – 1.5.) statt. Die durchschnittliche Gelegegröße lag bei 5,4 Eiern, der durchschnittliche Schlupferfolg nach 10-11 Bebrütungstagen lag bei 4,2 Nestlingen. Die Körpermasse der Nestlinge betrug am 16. Tag im Mittel 21,0 g (zwischen 13,0-25,0 g).

Um die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungsjahre zusammen auswerten zu können, wurde für jedes Jahr der Median des Legebeginns der Population errechnet, d. h. der Tag, an dem 50 % der Paare bereits ihr erstes Ei gelegt hatten. Für jedes Paar wurde dann der relative Legebeginn errechnet, also der Abstand

¹ ROSSMANITH, E., HÖNTSCH, K., BLAUM, N. & JELTSCH, F. (2007): J Ornithol 148: 323–332, doi 10.1007/s10336-007-0134-4, das Original ist abrufbar auf www.springerlink.com

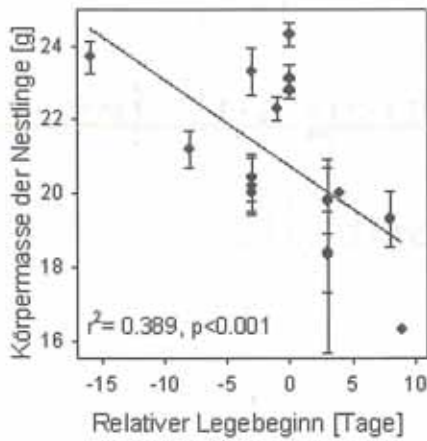


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Legebeginn und Körpermasse der Nestlinge am 16. Tag (nach ROSSMANITH et. al 2007)

ihres Legebeginns vom Median des Legebeginns des entsprechenden Jahres. Es zeigte sich, dass Gelegegröße, Körpermasse der Nestlinge und Zahl der ausgeflogenen Jungvögel mit späterem Legebeginn abnahmen (Abb.1). Die Reduzierung der Brutgröße hatte auch einen Einfluss auf die Aufteilung der elterlichen Brutfürsorge (ROSSMANITH et al. 2009). Interessanterweise begannen Paare, die schon im vorherigen Jahr zusammen gebrütet hatten, früher mit der Eiablage als neu zusammengestellte Paare.

Die Nestlingsnahrung bestand hauptsächlich aus Blattläusen, aufsitzenden Raupen, Schnaken und holzlebenden Larven. Das Nahrungsspektrum von Paaren mit frühem Legebeginn und solchen mit spätem Legebeginn unterschied sich deutlich. Die Häufigkeit der Fütterungen änderte sich nicht mit dem späteren Legebeginn. Doch die Zusammensetzung der Nahrung änderte sich deutlich im Verlauf der Brutsaison, sowohl bei früh als auch bei spät legenden Paaren. Frühe Bruten wurden häufiger mit Raupen und seltener mit holzlebenden Larven gefüttert als späte Bruten. Bei späten Bruten fanden wir zwar im Verhältnis mehr holzlebende Larven als bei frühen, doch insgesamt war der Raupen/Larvenanteil im Futterpaket geringer als bei frühen Bruten. Dagegen war der Anteil der Blattläuse deutlich angestiegen (Abb. 2). Späte Bruten wur-

den also mit einem geringeren Anteil an Raupen gefüttert. Daraus wurde geschlossen, dass sich das Arthropodenangebot im Verlauf der Brutzeit verändert und die Zusammensetzung der Nestlingsnahrung stark beeinflusst.

Unsere Ergebnisse weisen darauf hin, dass es für Kleinspechte von Vorteil ist, ihren Brutbeginn so zu wählen, dass die höchste Verfügbarkeit von Raupen zeitlich in die frühe Nestlingszeit fällt, da in dieser Zeit am meisten Energie benötigt wird. Im Verlauf der Brutsaison sinkt die Nahrungsverfügbarkeit der aufsitzenden Raupen, so dass der reproduktive Erfolg mit spätem Legebeginn abnimmt.

Dank

Ohne die Hilfe einer großen Zahl engagierter Helfer und die finanzielle Unterstützung zahlreicher Institutionen wäre die Untersuchung nicht möglich gewesen. Darunter möchten wir die Deutsche Wildtierstiftung, die Stiftung Hessischer Naturschutz, die Förderung durch das Licher-Stipendium der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz, die Graduiertenförderung des Landes Hessen und das Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt nennen. Ihnen allen sei Dank!

Literatur

- HÖNTSCH, K. (2005): Der Kleinspecht (*Picoides minor*) – Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. Dissertation Universität, Frankfurt/M. 148 S.
- ROSSMANITH, E.; BLAUM, N.; HÖNTSCH, K. & JELTSCH, F. (2009): Sex-related parental care strategies in the Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*): of flexible mothers and dependable fathers. *Journal of Avian Biology* 40: 28-33.
- ROSSMANITH, E.; HÖNTSCH, K.; BLAUM, N. & JELTSCH, F. (2007): Reproductive success and nestling diet in the Lesser Spotted Woodpecker (*Picoides minor*): the early bird gets the caterpillar. *Journal of Ornithology* 148: 323-332.

PECBMS (PAN-EUROPEAN COMMON BIRD MONITORING SCHEME) (2007): State of Europe's Common Birds. CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.

Anschriften der Autorinnen:

Dr. Kerstin Höntsch
Naturstiftung David
Trommsdorffstr. 5
D-99084 Erfurt

Dr. Eva Rossmannith
AG Vegetationsökologie und Naturschutz
Universität Potsdam
Maulbeerallee 2
D-14469 Potsdam

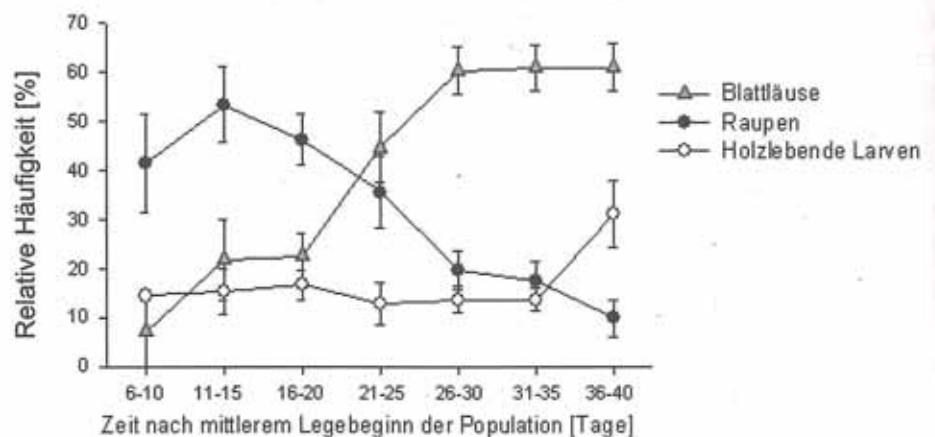


Abb. 2: Häufigkeit der gefütterten Nahrungstiere während der Brutzeit (verändert, nach ROSSMANITH et. al 2007)

VOLKER ZAHNER, Freising

Eine Studie zur Artenkenntnis bei Vögeln, durchgeführt mit bayerischen Schülern¹

1. Einleitung

Der Alltag der Kinder und Jugendlichen hat sich in den letzten Jahrzehnten verändert (DEUTSCHE SHELL 2002; BRÄMER 2006b). Elektronische Medien wie Handy, PC oder Fernsehen nehmen in der Lebenswelt der Kinder und Jugendlichen zunehmenden Raum ein. 79 % der Schüler besitzen einen eigenen Computer. Dort verbringen sie rund zwei Stunden pro Tag mit PC-Spielen und Surfen im Internet, dazu kommen noch weitere 90 Minuten vor dem Fernseher (BRÄMER 2006a). Gleichzeitig spielen Natur und Wildtiere in der Wahrnehmung eine abnehmende Rolle. Dennoch haben Kinder ein angeborenes Interesse an ihrer belebten Umwelt (VOGT 1998). Man schätzt und schützt aber nur, was man kennt. So ist Formenkenntnis ein wichtiger Baustein für Naturschutzarbeit und Umweltbildung (WILSON 1997). Die vorliegende Studie will nun der Frage nachgehen, ob die in anderen Untersuchungen belegten Veränderungen im Leben der Kinder und Jugendlichen auch zum Verlust an Formenkenntnis und Wertschätzung der biologischen Vielfalt führen. Damit einher geht die Frage, wie Artenkenntnis entsteht und wo und wann Kinder Artenkenntnis erwerben. Daraus wollten wir Hinweise für die Umweltbildung, aber auch für Schulen und Hochschulen ableiten, um Inhalte wie Formenkenntnis und

Ökologie effektiver vermitteln zu können. Vögel sind artenreicher und bunter als Säugetiere. Sie sind überwiegend tagaktiv und haben aufgrund ihrer Flugfähigkeit eine geringere Fluchtdistanz. Sie besiedeln Lebensräume in unmittelbarer Nähe zum Menschen, in Großstädten ebenso wie auf dem Land. Sie sind daher leichter erlebbar als andere, zu scheue oder körperlich zu kleine Tiergruppen. Daneben sind Vögel aufgrund ihres Gesangs als Frühjahrsboten ebenso positiv besetzt wie auffällig. Durch Winterfütterungen oder über Nisthilfen können viele Kinder Vögel direkt vor ihrem Fenster oder im Garten erleben und zu ihnen emotionale Beziehungen aufbauen. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Fragen zur avifaunistischen Artenkenntnis im Jahr 2006 untersucht.

2. Methode

Als Grundlage für die Befragung wählten wir Vogelarten aus dem Umfeld der Schüler aus.

Um die häufigsten Gartenvögel zu ermitteln, verwendeten wir die Ergebnisse einer seit einigen Jahren durchgeführten Umfrage des Landesbundes für Vogelschutz (LBV) und des Naturschutzbundes (NABU). NABU und LBV fordern alljährlich alle Vogelfreunde auf

Mitte Mai eine Stunde lang die Vögel ihres Gartens zu zählen und zu melden. Diese Form der Bürgerwissenschaften lieferte Angaben, mit welcher Häufigkeit Vogelarten zu einer bestimmten Stunde in Gärten angetroffen wurden. Auch wenn diese Informationen im Einzelfall nicht immer korrekt sein mögen, zeigen Erfahrungen in den USA und England, dass die ausgesprochen umfangreichen Daten gewisse Fehlbestimmungen im Datenrauschen ausgleichen (SCHÄFFER & SCHÄFFER 2006).

Auf Basis der Meldungen der „Stunde der Gartenvögel“ wurden aus den häufigsten 30 Vögeln über einen Workshop mit Lehrern, Mitarbeitern des Landesbundes für Vogelschutz, Umweltpädagogen und Studenten 12 Arten ausgewählt: Amsel, Buchfink, Buntspecht, Elster, Dompfaff, Grünfink, Haussperling, Kleiber, Kohlmeise, Rotkehlchen, Star und Zaunkönig. Als Vergleichswert für die absolute Häufigkeit der Vögel wurden ebenfalls die Daten der „Stunde der Gartenvögel“ des Jahres 2006 von Bayern verwendet (LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ 2006).

12 Arten sind auch auf dem Fragebogen der „Stunde der Gartenvögel“ vorgegeben. Einzelne Arten wurden aber im Vergleich zu diesem Fragebogen ersetzt, da besondere Fragestellungen geprüft werden

¹ ZAHNER, V., S. BLASCHKE, P. FEHR, S. HERLEIN, K. KRAUSE, B. LANG & SCHWAB C. (2007): Vogelarten-Kenntnis von Schülern in Bayern. *Vogelwelt* 128: 203–214.

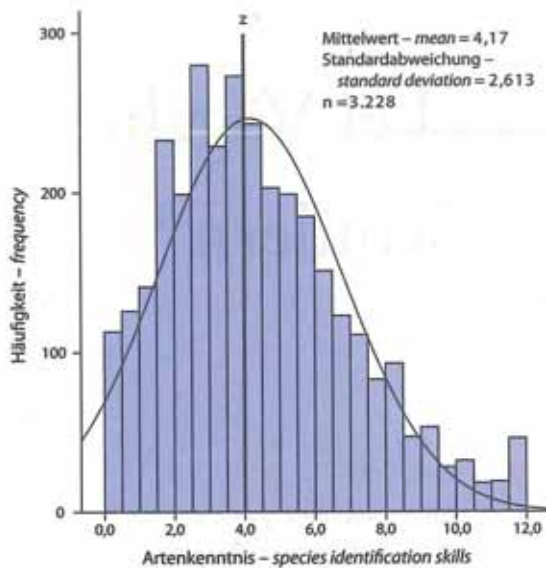


Abb. 1:
Häufigkeit mit der Schüler Vogelarten aktiv erkannten. Die Linie kennzeichnet den Median, der das Kollektiv genau in zwei gleiche Hälften teilt. Wurde nicht die Art sondern die Gattung genannt, zählte dies als „halbe Art“. – Frequency of recognized bird species. The line marks the median. Identification of the genus only was scored as 0.5 species.

sollten. So wurden die „Vögel des Jahres“ 2004 und 2006 aufgenommen, die Zahl der Vogelgattungen weiter gespannt und verwechselbare Arten getestet (Dompfaff und Rorkelchen).

Bayern wurde als Bundesland ausgewählt, da es im nationalen Vergleich Platz 1 der PISA Studie (Programme for International Student Assessment) belegte (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UNTERRICHT UND KULTUS 2005). Die Studie wird von der OECD zum Vergleich von Schulleistungen 15-Jähriger durchgeführt. Sie fand in den Jahren 2000, 2003 und 2006 statt. Getestet wurden 4 Kompetenzbereiche: Lesekompetenz, mathematische Kompetenz, naturwissenschaftliche Kompetenz sowie die fächerübergreifende Problemlösekompetenz. An der PISA-Studie nahmen neben den 30 OECD-Ländern, bei denen es sich in der Regel um Industrienationen handelt, weitere 11 Partnerländer teil. Würden die bayerischen Ergebnisse international verglichen, läge Bayern auf Platz 5, bei der naturwissenschaftlicher Kompetenz sogar auf Platz 4.

Das „Forschungsprojekt zur avifaunistischen Artenkenntnis“ wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Unterricht und Kultus genehmigt. Die Auswahl der Schulen erfolgte dann in Form einer

geschichteten Stichprobe. Pro Regierungsbezirk nahmen 2 Grundschulen, 2 Hauptschulen, 2 Realschulen und 2 Gymnasien an der Studie teil. Pro Schulart wurden rund 800 Schüler befragt, davon entfielen auf 12. Klassen Gymnasien/FOS/BOS 224 Jugendliche. An der Studie beteiligten sich 1613 Mädchen und 1615 Jungen

Die Schulen wurden unterteilt nach Großstadt, Stadt und Land. Als Land wurden Ansiedlungen unter 50.000 Einwohnern, als Stadt der Bereich zwischen 50.000 und 100.000 Einwohnern und als Großstadt Konglomerate mit über 100.000 Bewohnern gewertet. In der Kategorie Land nahmen 1033, im Bereich Stadt 1127 und für die Kategorie Großstadt 1068 Schüler freiwillig an der Untersuchung teil. Beteiligt waren 4., 7. und 12. Jahrgangsstufen. Die Schüler waren entsprechend zwischen 9 und 17 Jahren alt. Insgesamt nahmen 3228 Schüler über alle Regierungsbezirke an der Studie teil.

Gleichwertige Vogel-Präparate wurden in den verschiedensten Schulen und Regierungsbezirken eingesetzt. Die Präparate stammten alle aus der Sammlung der FH Weihenstephan.

Pro Tisch wurde ein Präparat mit einer Nummer präsentiert. Die Schüler wech-

selten reihum von Tisch zu Tisch und füllten dabei ihren Fragebogen aus.

Im ersten Teil des Fragebogens wurden sie gebeten, in der Reihenfolge der 12 nummerierten Vögel jeweils den zutreffenden Namen des vor ihnen befindlichen Vogels zu notieren. Der zweite Teil des Fragebogens beschäftigte sich mit dem Wissenserwerb der Schüler und sah neben vorgegebenen Möglichkeiten auch individuell gestaltete Antworten vor. Die Befragungen wurden von 7 Diplomanden der Fakultät Wald und Forstwirtschaft der FH Weihenstephan durchgeführt, die vorher eingewiesen waren und einheitlich agierten.

3. Ergebnisse

3.1 Avifaunistische Artenkenntnis allgemein
Durchschnittlich wurden 4,2 Vogelarten erkannt. Mädchen hatten mit 4,5 Arten eine höhere Artenkenntnis als Jungen mit 4,0 Arten, der Median lag dagegen bei 4,0 (Abb. 1). Die Annahme, dass dies auch in dem Gesamtkollektiv bayerischer Schüler so ist, erwies sich als höchst signifikant (Mann-Whitney-Test, Wilcoxon-Wilcoxon-Test).

Alle zwölf Vogelarten kannten lediglich rund 1 % der Schüler (0,9%), fast 14% erkannten nur eine oder gar keine Art.

Wie entwickelte sich nun die Artenkenntnis im Laufe des Alters und wie hängt sie von der Schulart ab? Die Werte wurden über ANOVA, Post-hoc-Test über Mehrfachvergleiche gegeneinander getestet.

Dabei unterschied sich die Artenkenntnis zwischen allen Schularten signifikant (0,05 Niveau), außer zwischen Gymnasien 7. Klasse und Gymnasien 12. Klasse. Die Artenkenntnis stieg von der Grundschule (2,4) zur Hauptschule (3,0) moderat an (Abb. 2). Zur Realschule bestand bereits ein Unterschied von 2 Arten (4,4) und zur 7. Klasse Gymnasium eine Differenz von 3,3 Arten (5,7). Zwischen der

7. Klasse und der 12. Klasse Gymnasium veränderte sich das Artenwissen jedoch nahezu nicht (nicht signifikant).

Die Artenkenntnis hängt folglich höchst signifikant (ANOVA-Modell) mit der Schulart zusammen. Das heißt, je höher die Schulbildung, umso höher ist auch die Artenkenntnis. Weiterhin steigt die Artenkenntnis mit dem Alter an.

3.2 Welche Arten sind bekannt?

Nur zwei Vogelarten wurden von rund zwei Dritteln aller Schüler erkannt - die Amsel (76%) und die Elster (65,9%). Außer Amsel und Elster waren alle anderen Vogelarten zwei Dritteln aller Schüler unbekannt (Abb. 3). Das Rotkehlchen mit 36% und der Haussperling mit knapp 32% waren die jeweils dritt- und viertplatzierten Arten der Studie. Den Haussperling oder „Spatz“ kannte nur jeder dritte Schüler. Der Buchfink, als häufigster heimischer Vogel (BAUER & BERTHOLD 1997, BAUER et al. 2005), landete auf dem letzten Platz und war damit die unbekannteste Art der Untersuchung. Bayernweit kannten ihn nur 5,8% aller befragten Kinder und Jugendlichen. Dies, obwohl Buchfinken durchaus häufig an Futterhäuschen und im Garten zu beobachten sind, im Frühling mit als erste singen und attraktiv gefärbt sind.

Bezieht man die Gattungsebene mit ein, so liegt der „Specht“ mit 84,8% auf Platz 1. Die Gattung als Überbegriff für die Art wurde in größerem Umfang nur bei „Specht“, „Meise“ und „Spatz“ verwendet. Alle anderen Vögel waren entweder als Art bekannt oder gänzlich unbekannt.

3.3 Warum sind einige Arten besonders populär?

Nun stellt sich die Frage, ob nicht der Buchfink die Ausnahme darstellt und die häufigsten Gartenvögel auch die bekanntesten sind. Als Vergleichswert für die absolute Häufigkeit der Vögel wurden

Abb. 2: Artenkenntnis von Schülern unterschiedlicher Schularten und Jahrgangsstufen. Angegeben ist der Median und die Streuung. 1 - Grundschule, 2 - Hauptschule 7. Kl., 3 - Realschule 7. Kl., 4 - Gymnasium 7. Kl., 5 - Gymnasium/Fachoberschule 12. Kl., 6 - Berufsoberschule 12. Kl. - Knowledge of species in different school types. The box plots show the median and the statistical spread 1 - primary school, 2-4 - secondary school, 5 - higher secondary school, 6 - grammar school/technical college.

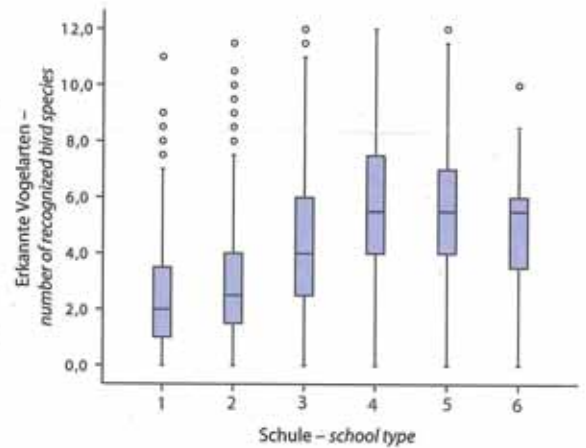


Abb. 3: Bekanntheit der zwölf im Test abgefragten heimischen Vogelarten. - Familiarity with 12 common native birds tested in the study.

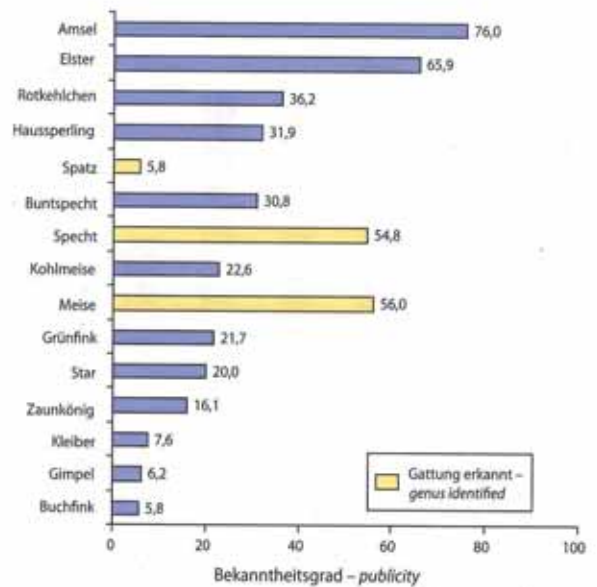
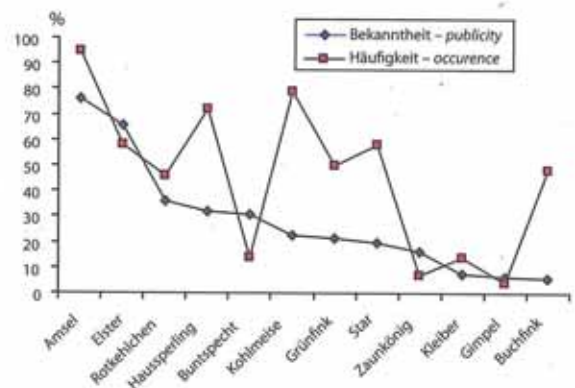


Abb. 4: Vergleich der Bekanntheit von Vogelarten bei Schülern mit den Ergebnissen der „Stunde der Gartenvögel“ (Landesbund für Vogelschutz 2006). - Comparison of publicity and occurrence in the garden birdwatch.



die Daten „Stunde der Gartenvögel“ des Jahres 2006 des LBV verwendet (LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ 2006), wo 64.000 teilnehmende Personen aus 34.000 Gärten 170.000 Beobachtungen meldeten. Doch die Hypothese konnte nicht bestätigt werden, es gibt keine Korrelation zwischen Häufigkeit und Bekanntheit der Vögel (Abb. 4).

Vergleicht man den Kurvenverlauf, so sind lediglich Elster, Buntspecht und Zaunkönig bekannter als ihre Verbreitung in Gärten. Die meisten Arten sind dagegen sehr viel unbekannter.

Gibt man im Internet (Google) die Artnamen der beiden bekanntesten Arten „Amsel“ und „Elster“ ein, kehren sich die

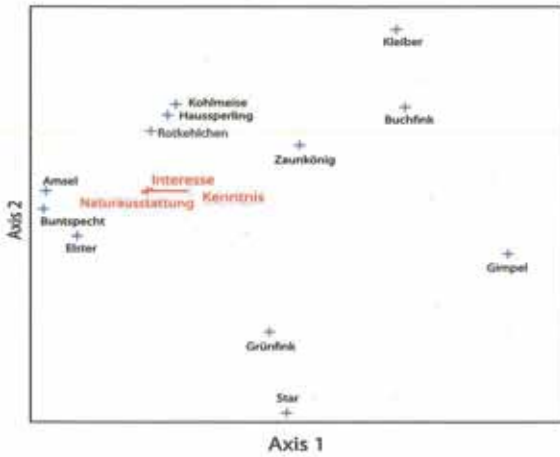


Abb. 5: Zusammenhang zwischen gesamt Artenkenntnis und dem Erkennen einzelner Arten in Form einer Ordination dargestellt. – Relation between species knowledge and species.

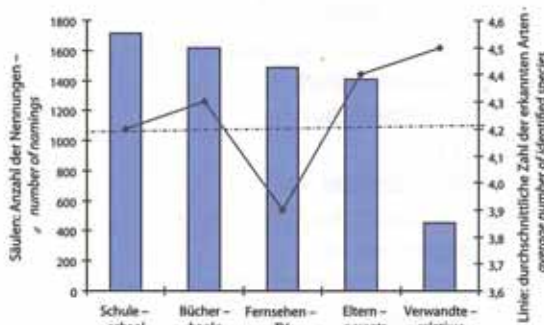


Abb. 6: Woher beziehen Schüler ihr Wissen über Vögel und wie erfolgreich ist die Vermittlung durch diese Wissensquelle? Mehrfachnennungen waren möglich. Die gestrichelte Linie markiert den Durchschnittswert 4,2. – Where does the bird knowledge comes from and how effective is this placement? Multiple answers are permitted. The broken line marks the average.

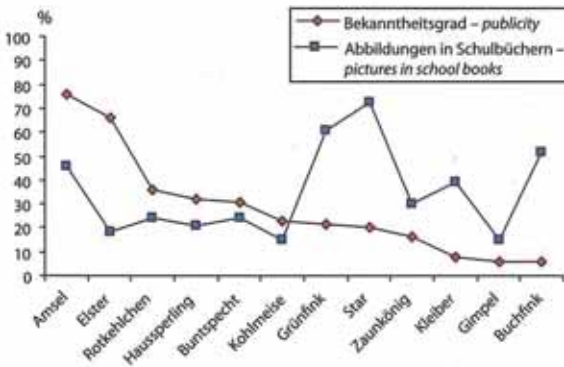


Abb. 7: Vergleich der Bekanntheit von Vogelarten mit ihrer Abbildungshäufigkeit in einschlägigen Schulbüchern. – Comparison of bird knowledge of pupils and the frequency of their appearance in schoolbooks.

Werte um. Mit 4,7 Mio Treffern wird die Elster am häufigsten genannt und ist damit der bekannteste Vogel im deutschsprachigen Raum. Die Gründe dafür liegen in der großen Präsenz der Elster in der deutschen Sagen- und Geschichtenwelt, aber auch das Steuereingabesystem trägt den Namen „Elster“ und hat den Vogel als Logo. Die Amsel dagegen ist im Internet mit nur 974.000 Treffern weit abgeschlagen.

Die Bekanntheit der einzelnen Arten differierte auch zwischen den einzelnen Regierungsbezirken erheblich. So war der Haussperling in Niederbayern, der

Oberpfalz sowie in Ober- und Unterfranken rund jedem zweiten Schüler (~49 %) bekannt, in Oberbayern und Schwaben nur jedem dritten (33%) und in Mittelfranken gar nur jedem hundertsten (1,2%) Befragten. Erstaunlich war, dass nur 6% die Gattung, also „Spatz“ nannte, d.h. man erkannte entweder die Art vollständig richtig als Haussperling, oder man hatte gar keine Vorstellung was für ein Vogel dies ist.

968 Kinder und Jugendliche, also 30%, hielten den Dompfaff für ein „Rotkehlchen“, umgekehrt gab es nur 12 Schüler, die meinten das Rotkehlchen sei ein

Dompfaff. Relativ häufig verwechselte man auch den Zaunkönig mit dem Haussperling (378 oder 12%). Deutlich seltener vertauschte man Elster und Amsel (68) und Kleiber mit Kohlmeise (49) oder Rotkehlchen (30). Die anderen Verwechslungen waren dagegen eher unbedeutend.

Schüler, die Kleiber, Buchfink oder Dompfaff kannten, hatten insgesamt eine große Artenkenntnis. Diese Arten waren folglich Indikatoren für einen größeren Wissenspool. Haussperling und Kohlmeise standen dagegen für mittlere Artenkenntnis. Amsel und Bunt-„specht“ ließen dagegen keine schlüssigen Aussagen über das weitere Wissen zu (Abb. 5).

3.4 Woher kennen Schüler die Vogelarten?

Nach der Quelle ihres Wissens befragt, hatten Schüler die Möglichkeit, mehrere Parameter anzukreuzen. An erster Stelle stand die Schule, dicht gefolgt von „Büchern“ als Wissensquelle. Danach folgten „Fernsehen“, „Eltern“ und weit abgeschlagen „Verwandte“.

Die Gruppe, die ihre Kenntnisse aus der Schule bezog, war von ihrer Artenkenntnis her durchschnittlich. Diejenigen, die angaben, die Arten über das Fernsehen kennen gelernt zu haben, wiesen eine signifikant geringere Artenkenntnis als ihre Mitschüler auf (Abb. 6). Der erfolgreichste Vermittler von Artenkenntnis war aber die Familie.

Als ein Indikator dafür, welche Vögel intensiver im Unterricht behandelt wurden, analysierten wir 59 relevante Schulbücher dieser Jahrgangsstufen. Davon waren in 33 Schulbüchern einige unserer Testvögel abgebildet, aber in unterschiedlicher Häufigkeit. Der Star, der Grünfink und der Buchfink waren besonders häufig behandelte Arten (Abb. 7). Doch genau diese Arten waren im Test nur rund jedem fünften, der Buchfink sogar weniger als jedem zehnten Schüler bekannt.

Die größte Artenkenntnis hatten Kinder und Jugendliche, die angaben, zuhause eine Futterstelle zu haben (höchstsignifikant). Auch einen Garten zu besitzen förderte die Artenkenntnis hochsignifikant (Abb. 8).

Die Häufigkeit des Naturaufenthalts und ob man zuhause eine Nisthilfe besitzt oder nicht, spielte dagegen keine statistisch nachweisbare Rolle. Auch wie vogelartenreich eine Region war, hatte auf das Wissen der Schüler keinen Einfluss. Den Artenreichtum ermittelten wir über die Zahl der Arten im Kartenblatt des Atlases für Brutvögel in Bayern (BEZZEL et al. 2005) im Vergleich zur Lage der Schule.

Schüler aus Großstädten kannten mit 3,5 Arten weniger Vögel als ihre Kollegen aus mittelgroßen Städten und den Kleinstädten bzw. dem Land (4,2).

Die Artenkenntnis ist abhängig von der Art des Wissenserwerbs des Schülers und hängt mit verschiedenen Wissensquellen bzw. mit seinem Freizeitverhalten zusammen. Betrachtet man ein Modell zur Erklärung der Artenvielfalt, fällt auf, dass die höchste Erklärungskraft davon ausgeht, dass Kindern eine Futterstelle zur Beobachtung zur Verfügung stand.

3.5 Wie bedeutend ist das Naturinteresse für die Artenkenntnis?

Als Hinweis für die Bedeutung der Natur im Leben der Kinder und Jugendlichen wurden die Schüler im Fragebogen gebeten, die Häufigkeit ihres durchschnittlichen Naturaufenthaltes einzuschätzen.

Nur 12 % gaben an sich „selten“ oder „sehr selten“ in der Natur aufzuhalten. Knapp 88% hatten „ab und zu“ oder „häufig“ Kontakt mit der Natur. Zwischen dem Aufenthalt in der Natur und dem Artenwissen ließ sich aber kein statistischer Zusammenhang nachweisen.

Abb. 8: Vergleich der Artenkenntnis von Schülern mit (1) und ohne (0) Garten und mit (1) und ohne (0) Futterstelle. – Comparison of knowledge of pupils with (1) and without (0) garden and birdfeeder.

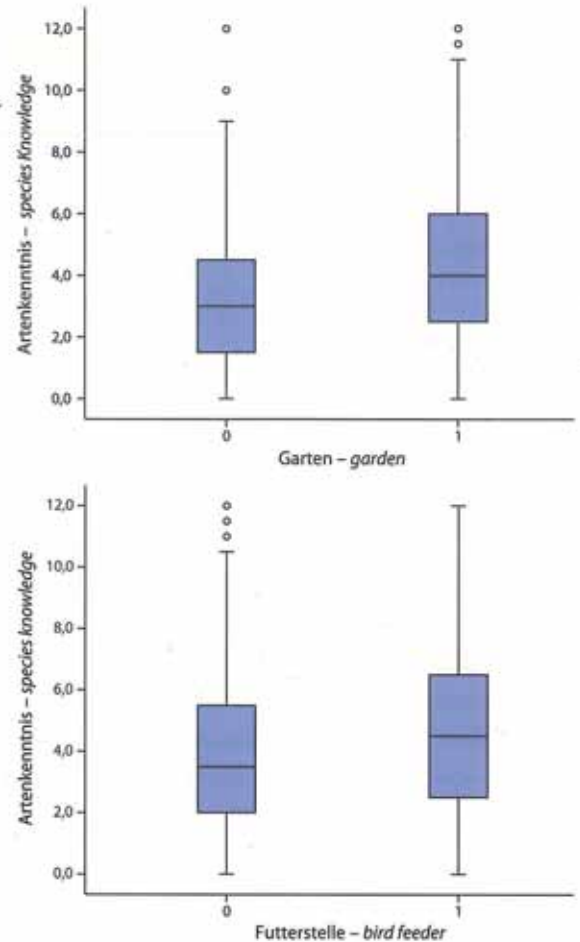
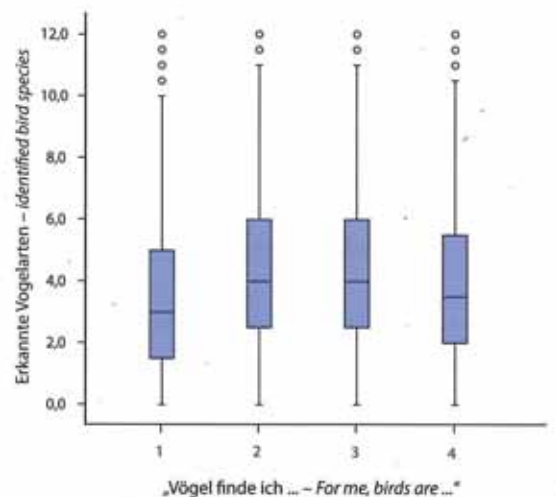


Abb. 9: Artenkenntnis verglichen mit dem Interesse an Vögeln. – Comparison of knowledge of pupils with different interests in birds.



Das Interesse an Vögeln beeinflusst die Artenkenntnis ($<0,01$), doch anders als erwartet. Die höchsten Werte erreichten Schüler, die Vögel „ziemlich uninteressant“ bzw. „interessant“ fanden. Diejenigen, die angaben, Vögel seien für sie „sehr interessant“, kannten deutlich weniger Arten (Abb. 9).

Das Interesse an der Vogelwelt veränderte sich mit dem Alter. So empfanden Grundschüler im Alter von 9 Jahren Vögel im Mittel „sehr interessant“ bis „interessant“ (1,58). Bei Schülern der 7. Klasse mit ca. 13 Jahren hatten Vögel deutlich an Faszination eingebüßt, was sich in einem Mittelwert von 2,3 (zwischen „interessant“ und „ziemlich uninteressant“) ausdrückt.

Rang – rank	Lieblingsvogel – most popular bird	mittlere Artenkenntnis – average identification skills	n
1	Adler – eagle	3,7	233
2	Spatz – sparrow	3,8	183
3	Rotkehlchen – Robin	4,0	178
4	Specht – woodpecker	4,0	163
5	Papagei – parrot	3,6	148
6	Wellensittich – Budgerigar	3,1	93
7	Blaumelise – Blue Tit	4,6	91
8	Elster – Magpie	4,3	74
9	Falke – falcon	4,0	54
10	Kolibri – hummingbird	4,8	53
	Keine Angabe – no statement	3,4	309

Tab. 1:
Rangliste der Lieblingsvögel mit der Angabe der durchschnittlichen Artenkenntnis und Anzahl ihrer Bewunderer. Ranking of the most popular birds specified by the children.

Nach dem Lieblingsvogel befragt, wurden 118 Arten oder Gattungen genannt, darunter auch Archeopteryx, Ziegen-sittich und der Elfenbeinspecht. Knapp ein Viertel der genannten Arten waren Exoten (23%), die ersten 4 Plätze in der Beliebtheitskala belegten aber heimische Arten.

Der beliebteste Vogel war der „Adler“ gefolgt im weiten Abstand vom „Spatz“ (Tab. 1). Unter den ersten zehn Lieblingsvögeln waren drei bereits „Vogel des Jahres“. Bei über der Hälfte der Lieblingsvögel bezog sich die Sympathie auf Gattungen, nicht auf Arten. Rund 10% der Schüler gab keinen Lieblingsvogel an. Diese Gruppe hatte eine signifikant unterdurchschnittliche Artenkenntnis.

Das Modell, das die Farbe des Vogels, sein Gewicht, seine Häufigkeit in Gärten, in Schulbüchern und im Internet einbezieht, um die Bekanntheit bei Schülern zu verstehen, weist einen R-Wert (Bestimmtheitsmaß) von 0,908 auf. Damit erklärt das Modell zu 90% warum Vogelarten Schülern bekannt sind.

3.6 Der Vogel des Jahres

Der Vogel des aktuellen Jahres (2006 = Kleiber) und der des Jahres 2004 (Zaunkönig) lagen mit Platz 10 und 9 der Bekanntheitsliste im unteren Viertel. Ihre Bekanntheit war damit signifikant geringer.

An einer Schule wurde jedes Jahr jeweils zum Vogel des Jahres ein eigener Schaukasten eingerichtet, an der der Vogel des Jahres als Präparat zu sehen war. An dieser Schule lag die Bekanntheit des „Vogels des Jahres“ markant höher, und auch die Artenkenntnis lag um mehr als 2 Arten über dem bayerischen Durchschnitt.

3.7 Lehrsammlungen

Die Schulen, an denen die Tests durchgeführt wurden, gaben u.a. auch Auskunft darüber, ob sie über eine Lehrsammlung/Exponate verfügen und ob mit dieser auch gearbeitet wird. Rund die Hälfte der Schulen besitzt eine solche Sammlung, und in 20% werden die Exponate gelegentlich eingesetzt. Bei Schulen, die Präparate zur Veranschaulichung im Unterricht nutzten, lag die Artenkenntnis der Schüler um 0,6 Arten höher. Der Kruskal-Wallis Test ergab einen hochsignifikanten Unterschied.

4. Diskussion

Kennen unsere Kinder immer weniger Arten?

Mehrere Untersuchungen belegen (DEUTSCHE SHELL 2002, 2006, BRÄMER 2006b) im Lebensalltag der Kinder eine zunehmende Naturferne. Daher stellt sich die Frage, ob Schüler „früher“ tatsächlich auch mehr Arten kannten. RANDLER (2006) verglich Ergebnisse seiner aktuel-

len Untersuchung mit einer aus dem Jahre 1981 (ESCHENHAGEN 1982) stammenden Wirbeltierstudie. Dabei zeigte sich im Vergleich zu heute keine signifikante Abnahme des Wissens, obwohl Anfang der 80er Jahre das Umweltbewusstsein der breiten Öffentlichkeit auf Grund der damals aktuellen Waldsterbensdiskussion hoch war.

Neben den an Naturverständnis und Umweltverhalten (ORENDT 2007) orientierten Studien testete die vorliegende Untersuchung das Umweltwissen bzw. die Artenkenntnis.

Die Hälfte aller 3228 Schüler kannte höchstens ein Drittel, also 4 der vorgestellten 12 Vogelarten. Fast 8% der Schüler konnte keine einzige Vogelart korrekt benennen. Auch die bekannten Vogelarten waren nicht allzu tief verankert. Viele Schüler hatten das Rotkehlchen bereits korrekt eingetragen, als sie zum Dompfaff mit noch roterer Kehle gelangten und diesen dann zum Rotkehlchen umbestimmten. 30% hielten so den Dompfaff für das Rotkehlchen. Nur jeder dritte Schüler erkannte den Haussperling oder Spatz. Dennoch verfügten die Schüler über ein Grundwissen und das Interesse an Natur und Vogelwelt war vor allem in vorpubertärem Alter groß.

Die Amsel war der bekannteste Vogel bei Bayerns Schülern. Gleichzeitig trat sie mit der größten Stetigkeit in 95% der Gärten auf (LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ 2006). Damit war sie der Vogel, der am häufigsten in der Nähe des Menschen vorkam. Zusätzlich hat die Amsel eine erstaunlich geringe Fluchtdistanz und sie ist mit 110 Gramm relativ groß. Ihr melodischer Gesang, ihr einfarbiges Gefieder und der leuchtend gelbe Schnabel des Männchens sind einfache und einprägsame Erkennungsmerkmale, die zusätzlich ihre große Bekanntheit erklären könnten.

Die bayerischen Schüler erreichten einen ähnlichen Wert der Artenkennt-

nis wie ihre englischen Kollegen, die im Durchschnitt 4 von 12 Arten erkannten (EVANS et al. 2006). Da in England das Vogel beobachten ("bird watching") als Hobby viel populärer ist als in Deutschland, erstaunte das schwache Resultat die Fachwelt und schreckte die englische Öffentlichkeit auf. Man deutete die geringe Artenkenntnis als Resultat der verringerten Freilandökologie im Unterricht (EVANS et al. 2006) und fürchtete um die ökologische Kompetenz der Kinder. Die englische Studie fand mit Schülern im Alter zwischen 7 und 16 Jahren statt.

Geht man bei der vorliegenden Studie stärker in die Tiefe, stellt man fest, dass Schüler aus Großstädten weniger Vögel (3,5 Arten) kannten als ihre Kollegen aus mittelgroßen Ansiedlungen und den Kleinstädten bzw. dem Land (4,2). Dieses Ergebnis deckt sich mit BRÄMER (2006). Er führt dies auf den höheren Naturkontakt der Landkinder und ihre größere Naturerfahrung zurück. Kinder, die angaben „häufig“ in der Natur zu sein, kannten jedoch nicht signifikant mehr Arten. Vielmehr war ein intensiverer Kontakt mit der Natur nötig, wie über einen Garten oder besonders über eine Futterstelle oder Vogeltränke, an der Vögel erlebbar sind. Dies deckt sich auch mit dem Ergebnis, dass die Schüler über die höchste Artenkenntnis verfügten, die diese im familiären Umfeld erworben hatten. Ein Verwandter, der sich die Zeit nimmt, die Natur mit den Kindern zu entdecken, vermittelt Erlebnis und Wissen gleichermaßen.

Die Artenkenntnis hängt auch mit der Schulart zusammen. Je höher die Schulbildung, umso mehr Vogelarten wurden erkannt. Die Zahl der Vogelarten, die ein durchschnittlicher Gymnasiast in seiner Schullaufbahn kennen lernt, ist aber nicht höher als die eines Hauptschülers.

Die Freude Wissen zu erwerben und Dinge zu lernen, scheint unterschiedlich. Ist die Freude am Wissenserwerb höher,

fällt es auch leichter, randliche Dinge aufzunehmen. Die Wahrnehmungsschwelle auch für Kleineres und Unscheinbareres wird geringer.

Der typische Schüler mit hoher Artenkenntnis war also ein Mädchen, das ein Gymnasium besuchte, auf dem Land oder in einem Mittelzentrum lebte, zu Hause eine Futterstelle besaß, Interesse an der Vogelwelt hatte und über einen Garten verfügte. Auch in der Shell Jugendstudie zeigte sich dieser geschlechtsspezifische Trend, der sich bereits 2002 abzeichnete. So haben im Bereich der Schulbildung junge Frauen die jungen Männer überholt. Mit 55% strebt auch ein höherer Anteil der Mädchen das Abitur an, bei Jungen sind dies nur 47%.

Welche Rolle spielt das Fernsehen beim Wissenserwerb? Die Größe der Vögel wird im Film völlig falsch eingeschätzt und macht das Wiedererkennen in der Natur schwer. So wird die Amsel regelmäßig nur auf Grund der Farbe mit der Rabenkrähe verwechselt. Kinder, die als ihre Wissensquelle das Fernsehen nannten, kannten signifikant weniger Vögel. Fernsehen und Filme sind also wenig geeignet, um Artenkenntnis zu erwerben. Da Fernsehen im Gegensatz zum Lesen oder dem Entdecken mit Eltern eine sehr passive Art des Wissenserwerbs darstellt, wird dieses Wissen auch nur oberflächlich gespeichert. NORSCH (zit. n. FEIBEL 2001) bezeichnet Fernsehen daher auch nur als Ergänzungs- und nicht als Bildungsmedium. Lust auf Natur und Vogelbeobachtung machen diese Filme aber durchaus.

Die Kindheit als Lebensphase wird immer kürzer, während sich die Jugendphase mit früher einsetzender Pubertät weiter verlängert. Gerade die Kindheitsphase ist aber die Zeit, in der man sich intensiv für Mitgeschöpfe wie Vögel begeistert. Mit einsetzender Pubertät gilt dieses Interesse an Tieren dann als Zeichen der Unreife und der Kindlichkeit. Elementare

Naturerlebnisse haben aber nach Aussagen mehrerer Studien kaum Auswirkungen auf ihr Naturwissen und Verhalten, wenn diese vor dem 12. Lebensjahr erlebt werden. Finden diese Erlebnisse dagegen in der Pubertät (ab 12 Jahren) und danach statt (bis 27 Jahre), prägen diese das Umweltverhalten sehr deutlich (ORENDT 2007).

Nach ORENDT (2007) ist das Bild der Jugend vor allem von Gärten geprägt. Dort halten sich 70% der jungen Menschen mehrmals die Woche auf und dies gilt für sie als Natur.

Der Umfang des Naturaufenthaltes hatte keinen Einfluss auf die Artenkenntnis. Schüler, die nach ihren Angaben häufig in der Natur aktiv waren, kannten nicht mehr Vogelarten. Nach BRÄMER (2006) sind bei Schülern Aktivitäten mit raschem Szenenwechsel attraktiver als langsame Formen der Fortbewegung. Je langsamer, umso unattraktiver, womit das Wandern und Spazierengehen am Ende der Beliebtheitsskala steht. Gerade hierbei erlebt man aber die Natur und die Vögel am intensivsten.

Der „Vogel des Jahres“ brachte an den Schulen wenig Bekanntheitsgewinn für die aktuelle Vogelart. Besonders erschreckend war dies beim Kleiber, dem damals aktuellen „Vogel des Jahres“, der trotz der bundesweiten Kampagne zu den unbekanntesten Vögeln gehörte. Vielleicht wäre der Buchfink geeignet, einmal in das Rampenlicht unter dem Aspekt „Verlust von Artenkenntnis in unserer Gesellschaft“ gerückt zu werden.

Schulen, die über Sammlungen mit Vogelpräparaten verfügten und mit diesen arbeiteten, waren erfolgreicher als andere Schulen. Das dreidimensionale Bild hilft, die Größe richtig einzuordnen und hinterlässt einen stärkeren Eindruck bei den Schülern. Viele Details lassen sich an diesen Präparaten veranschaulichen: wie z.B. die Gestalt des Schnabels, die

beim Körnerfresser anders ausgeprägt ist als beim Insektenfresser. HUBER (2007) beobachtete 20 umweltpädagogische Führungen von Grundschulern mit und ohne Einsatz von Präparaten und versuchte die Reaktion der Schüler über verschiedene Indikatoren (z.B. Konzentration auf Thema, Verweildauer) zu bewerten. Dabei konnte maximale Aufmerksamkeit und Erstaunen immer nur im Einsatz mit Exponaten erreicht werden. Ohne weitere Hilfsmittel lag der „Grad des Staunens“ bei nur einem Fünftel des mit Präparaten erreichten Werts.

All die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Artenkenntnis erlebnisintensiv und interaktiv entsteht. Eltern und Verwandte haben dabei eine wichtige Mittlerrolle. Doch wenn man davon ausgeht, dass immer weniger Eltern selbst noch eine Beziehung zur Natur haben und Vögel kennen, wie sollen sie dann ihren Kindern den Zugang vermitteln?

Daher kommt in Zukunft der Schule eine immer größere Bedeutung zu. Doch der traditionelle Unterricht scheint höchstens in Verbindung mit selbst durchgeführten „Expeditionen ins Tierreich“ oder einem spielerischen Wettbewerb wie einem „Einsteiger-Birdrace“ geeignet um Artenkenntnis wachsen zu lassen. Neben neuen Methoden bräuchte es auch eine andere Einstellung der Bildungspolitik, denn aktuell geht der Trend hin zu einem Abbau der ökologisch-naturkundlichen Inhalte. Artenkenntnis ist aber zentraler Teil der Ökologie und Bestandteil der Bildung und der Bildungsgrad spiegelt sich deutlich auch in der Artenkenntnis wieder. Damit ist sie also eine typische „Schulaufgabe“.

5. Schlussfolgerungen

Der enge Kontakt zu Vögeln ist der wichtigste Punkt für den Erwerb der Artenkenntnis. Dabei spielen Eltern und Verwandte eine zentrale Rolle. Der reine Naturaufenthalt genügt nicht. Ganz

wichtig für dieses Erleben sind Futterstellen und der eigene Garten, wo sich Vögel intensiver beobachten und bestimmen lassen.

Auch Schulen bzw. Lehrern kommt eine große und weiter steigende Bedeutung bei der Vermittlung von Artenkenntnis zu. Vor allem die Sammlungen, sofern die Präparate in gutem Zustand sind, können als Anschauungsobjekte dienen, mit denen exemplarisch Beziehungen zwischen Vogel und Umwelt dargestellt werden können. Dabei wäre es sinnvoll hochwertige Präparate und Anschauungsobjekte in größerer Zahl ähnlich einer Kreisbildstelle zentral für mehrere Schulen für den Unterricht vorzuhalten.

Der Vogel des Jahres steht in Konkurrenz zu inzwischen fast zahllosen Naturobjekten des Jahres. Wird die Wahl zum Vogel des Jahres noch in den Nachrichten bekannt gegeben, gehen die Veranstaltungen dagegen an der breiten Öffentlichkeit weitgehend vorbei. Dies zeigt die geringe Bekanntheit der „Vögel des Jahres“ bei der vorliegenden Studie. Dennoch ist dies eine gute Gelegenheit, Arten und ihre Lebensräume in den Fokus zu rücken, doch sollte versucht werden, stärker auf Schulen zu gehen und nicht das Thema ausschließlich in Fachkreisen zu zelebrieren. Je kleiner der ausgewählte Vogel wird, umso unwahrscheinlicher erreicht man mit ihm ein breiteres Publikum. Der Buchfink als häufigster und unbekanntester Vogel der Studie, wäre ein gutes Beispiel um Artenkenntnis, Umweltbildung und Entfernung von der Natur in unserer Gesellschaft zu thematisieren. An einer Schule wurde alljährlich zum Vogel des Jahres eine Vitrine von den Schülern gestaltet, in der man den entsprechenden Vogel umfassend dargestellt.

Die Aktivitäten zur Umweltbildung sollten sich stärker an den Interessen der Schüler orientieren und verstärkt auf Jugendliche in und nach der Pubertät abzielen, um sie langfristig zu gewinnen.

Dabei könnte die Freude an der Technik mit Naturkontakt verbunden werden. Z.B. könnten Spechthöhlen aufgespürt, in GPS eingegeben, mit dem Handy fotografiert werden. Über das Internet werden Bilder der Arten gesucht, und so entsteht eine Karte der eigenen Umgebung. Das ganze hat dabei Expeditionscharakter. Andere müssen dann versuchen mit diesen Angaben die besagten Stellen zu finden. Aber auch mit Kameras ausgestattete Nistkästen, die Bilder ins Klassenzimmer übertragen, wecken die Begeisterung. Zu festgelegten Zeiten kann man die Aktivität der Tiere dokumentieren und den Forscherdrang ausleben und die Umweltbildung stärken.

Auch ein Fotoquiz im Internet könnte das Interesse an Artenkenntnis wecken. Das Schweizer Quiz www.biofotoquiz.ch ermöglicht, sein Wissen in verschiedenen Schwierigkeitsstufen und bei verschiedenen Artengruppen zu testen.

Birdraces - also ein Wettbewerb mit dem Ziel an einem Tag möglichst viele Arten zu entdecken, können auf Schüler zugeschnitten, z.B. mit dem Fahrrad durchgeführt, die Freude an Artenkenntnis mit Bewegung kombinieren. Wenn man gezielt verschiedene Lebensräume ansteuert, werden ökologische Zusammenhänge spielerisch vermittelt.

Die „Stunde der Gartenvögel“ ist ein wichtiger Schritt in die Richtung, weitere Bevölkerungskreise in die Faszination Naturbeobachtung bzw. Vogelwelt einzubeziehen. Ganz wichtig wäre aber, diesen Schritt auf die Zählung an der Futterstelle zu erweitern, da hier der Kontakt noch unmittelbarer entsteht und die Beobachtungen emotional intensiver sind.

6. Zusammenfassung

Artenkenntnis gilt als Basis für das Interesse und Engagement für Natur und Umwelt. Um nähere Informationen über die Artenkenntnis unserer Schü-

lern zu erhalten, befragten wir in der vorliegenden Studie 3228 Schülern aus verschiedenen Schularten (Grundschule, Hauptschule, Gymnasium) und Altersstufen (vierte, siebte und zwölfte Klasse). Die Untersuchung fand in Bayern statt, da dieses Bundesland national auf Platz eins der OECD PISA-Studie und international auf Platz fünf lag und wir einen Zusammenhang zwischen Allgemeinbildung und Artenwissen vermuteten.

Neben der Artenkenntnis testeten wir Parameter, die einen möglichen Beitrag zur Erklärung von Artenwissen leisten können. So fragten wir ab, woher die Kinder glaubten ihr Wissen zu haben (Schule, Eltern, Bücher, Fernsehen) und ob sie zuhause über Garten, Nistkästen, Vogelfütterung verfügten. Weitere Fragen bezogen sich auf das Interesse an Natur und Vögeln, die Häufigkeit des Naturaufenthalts und die Art des Lieblingsvogels.

Im Durchschnitt kennen Schüler 4,2 von 12 Gartenvögeln. Rund 1% der Schüler kennen alle, 7,4 keine Vogelart. Der Bekannteste Vogel war die Amsel, der unbekannteste der Buchfink. Der Haussperling wurde nur von jedem Dritten Schüler erkannt. Schüler mit höherer Schulbildung hatten eine größere Artenkenntnis. Auch mit zunehmendem Alter stieg die Wissenskurve an. Mädchen verfügten um eine etwas höhere Artenkenntnis als Jungen. Wichtige Erklärungen für Artenkenntnis war das Vorhanden sein von einem Garten und von einer Futterstelle.

Der am häufigsten genannte Lieblingsvogel war der „Adler“, gefolgt von dem „Spatz“. Schulen, die regelmäßig mit Präparaten arbeiteten waren erfolgreicher.

7. Summary

The knowledge of species is the basis for nature conservation. Therefore a study was carried out in Bavaria to find out the range of identification skills in pupils and

what the reasons for this skill are. 3228 pupils of different school systems took part on the study. Bavaria was chosen, because it placed first in the OECD PISA study in Germany and made rank 5 internationally. Next to the knowledge of species, parameters were tested to explain this knowledge. Where do they obtain their knowledge from (school, parents, books, TV)? Do they have a garden, a bird feeder, a nestbox at home? Which sex are they? How interesting do they find birds? How often do they have contact to nature and what is their favourite bird?

The average pupil knew 4,2 species of 12 presented most common garden birds. 1% of the children knew all the birds, 7,4 % knew none. The most popular bird was the black bird, the most unknown was the chaffinch. Only every third pupil knew the sparrow. The pupils with higher school degrees knew more bird species. Girls were fitter than boys. A very strong explanation in detecting the reason for the knowledge was the option of bird feeding at home and the existence of a garden. The most popular bird was the eagle followed by the sparrow. Schools which worked with zoological collections had a larger knowledge of birds.

Dank

Der Dank gilt dem Bayerischen Staatsministerium für Unterricht und Kultus, das trotz der kritischen öffentlichen Diskussion zur PISA-Studie und zur Vogelgrippe diese Untersuchung zugelassen und den Schulen, die uns nach Kräften unterstützten. Herzlicher Dank gilt auch der Stiftung Bayerisches Naturerbe, die die Studie unterstützt und die Reisekosten der Studenten finanziert hat. Großer Dank gebührt auch Herrn Holzer, der als engagierter Lehrer und leidenschaftlicher Umweltpädagoge viele Ideen und Daten zu dieser Untersuchung eingebracht hat. Dank gilt auch meinen Kollegen Prof. Vogl, der am Workshop teilnahm und

die Diplomarbeiten mitkorrigierte. Dank gilt nicht zuletzt auch Dr. v. Lindeiner und Herrn Kempf für die Teilnahme am Workshop und für die in jeder Projektphase geleistete freundliche Unterstützung.

Literatur

BAUER, H.G. & BERTHOLD, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Aula Verlag.

BAUER, H.G.; BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Passeriformes. 2. Auflage Aula Verlag.

BEZZEL, E.; GEIERSBERGER, I. & V. LOSSOW, G. (2005): Brutvögel in Bayern. Ulmer Verlag.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UNTERRICHT UND KULTUS (2005): Lehrerinfo. Aktuelles Thema: PISA Ländervergleich 2003. www.km.bayern.de/km/lehrerinfo/thema

BLASCHKE, S. (2007): Untersuchung avifaunistischer Artenkenntnis mittelfränkischer Schüler mit dem Zusatzthema Jugend und Naturschutz. Diplomarbeit Fakultät Wald und Forstwirtschaft. FH Weihenstephan

BRÄMER, R. (2006a): Natur obskur: Wie Jugendliche heute Natur erfahren. Oekom, München.

BRÄMER, R. (2006b): Jugendreport Natur. Universität Marburg.

CONOVER, M. R. & CONOVER, D. O. (2001): For whom do we manage wildlife? The resource, society, or future generations? *Wildlife Society Bulletin*, 29(2): 675-679.

DEUTSCHE SHELL (2002): Jugend 2002. 14. Shell Jugendstudie.

- DEUTSCHE SHELL (2006): Jugend 2006 – Eine pragmatische Generation unter Druck. 15. Shell Jugendstudie. Fischer Verlag.
- EVANS, S., DIXON, S. & HESLOP, J. (2006): Pupils knowledge of birds: how good is it and where does it come from? *School Science Review* 88 (322). 93-98.
- FEHR, P. & LANG, B. (2006): Untersuchung avifaunistischer Artenkenntnis von Schülern der Oberpfalz und Niederbayern unter Einbeziehung der Oberstufe. Diplomarbeit Fakultät Wald und Forstwirtschaft. FH Weihenstephan.
- FEIBEL, T. (2001): Die Internet-Generation. Langen Müller. F.A. Herbig Verlagsbuchhandlung. München Berlin.
- HERLEIN, S. & SCHWAB, C. (2007): Untersuchung avifaunistischer Artenkenntnis von unter- und oberfränkischen Schülern unter Einbeziehung der Lehrgrundlagen. Diplomarbeit Fakultät Wald und Forstwirtschaft. FH Weihenstephan.
- HUBER, H. (2007): Potential der Präparatensammlung der FH Weihenstephan für die Öffentlichkeitsarbeit. Diplomarbeit Fakultät Wald und Forstwirtschaft. FH Weihenstephan
- KRAUSE, K. (2007): Untersuchung avifaunistischer Artenkenntnis von Schülern aus Oberbayern unter Einbeziehung der Winterfütterung. Diplomarbeit Fakultät Wald und Forstwirtschaft. FH Weihenstephan.
- KUCKARTZ, U., RÄDIKER, S. & RHEINGANS-HEINTZE, A. (2006): Umweltbewusstsein in Deutschland 2006: Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage.
- LANDESBUND FÜR VOGELSCHUTZ (2006): Stunde der Gartenvögel. Auswertung von Bayern.
- ORENDT, B. (2007): Naturverständnis und Umweltverhalten bei Jugendlichen. Nachhaltigkeit? Was ist das, bitte? *Nationalpark* 137 (3) S. 28-31.
- PAPAGEORGIOU, K. (2001): A combined park management framework based on regulatory and behavioral strategies: use of visitors' knowledge to assess effectiveness. *Environmental Management*, 28(1): pp. 61-73.
- RANDLER, C. (2006): War früher alles besser? Eine Untersuchung zu Wirbeltierartenkenntnissen bei Schülerinnen und Schülern. *Natur und Landschaft*. 81 S. 41-42.
- SCHÄFFER, A. & SCHÄFFER, N. (2006): Gartenvögel. Naturbeobachtung vor der eigenen Haustüre. Aula Verlag.
- SCHUSTER, K. (2005): Naturschutz -kein Thema für Jugendliche? *Natur und Landschaft* Heft 12: 507-513.
- STACKLER, S.; PEASE, J. & ELLARSON, R. (1979): Getting to know the birds. 24. Document available from: 4th Youth Development, Lowell Hall, 610 Langdon. Publication intended.
- VOGT, H. (1998): Zusammenhang zwischen Biologieunterricht und Genese von biologieorientiertem Interesse. *Z. Did. Naturwissen.* 4: 13-27.
- WILSON, E. O. (1997): Der Wert der Vielfalt. Piper Verlag, München.
- ZICH, M. & OLDS, B. (1995): Participating in wildlife programs: children with special needs. *Wildlife Rehabilitation*, 13: 205-213. Selected papers presented at the Thirteenth Annual Symposium of the National Wildlife Rehabilitators Association. Minneapolis, Minnesota.

Anschrift des Autors:
 Prof. Dr. Volker Zahner
 Hochschule für angewandte Wissenschaften Weihenstephan
 Fakultät Wald und Forstwirtschaft
 Am Hochanger 5
 D-85354 Freising

PETER SÜDBECK, Oldenburg; CLAUDIA PEERENBOOM, Hannover & VOLKER LASKE, Goslar

Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts *Picus canus* in Niedersachsen – Versuch einer Abschätzung¹

Einleitung

Der Grauspecht ist eine mittelgroße Vogelart mit komplexen Lebensraumsansprüchen: Als Bewohner halboffener, lichter Laubwälder mit einem hohen Altholzanteil benötigt er für die jährlich neue Nisthöhle ein großes Angebot an morschen Holzsubstraten, z. B. an Schadstellen lebender Bäume, sowie ein reiches Nahrungsangebot in Form von Ameisen-Nestern (zumeist *Lasius*-Arten), die auf dem Boden – oft außerhalb des Waldes – aufgenommen werden (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SÜDBECK 1993a). Wichtigste besiedelte Biototypen sind demnach alte Laubwälder mit größeren Lücken und Blößen im Bestand, Waldrandsituationen, aber auch Streuobstgebiete, Dörfer mit altem Baumbestand und Obstwiesen oder Auenlebensräume. Die Raumsprüche des Grauspechts betragen in der Vorbrutzeit bis zu 200 ha, nach der Festlegung der Bruthöhle werden in der Regel nicht mehr als 100 ha Fläche genutzt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, SÜDBECK 1993b). Damit ist der Grauspecht eine „mittelhäufige“ Art, die weder durch die Monitoring-Programme in der „Normallandschaft“, die auf repräsentativen, nur 100 ha großen Probeflächen durchgeführt werden (vgl. MITSCHKE 2008), noch durch Programme, die auf Gesamterfassungen aller Reviere einer Art in einem

größeren Gebiet (Bundesland) ausgelegt sind, ausreichend genau erfasst werden. Bestandsabschätzungen für das Land Niedersachsen basierten bislang auf „best knowledge“-Einschätzungen und stützten sich in der Regel nicht auf ein spezifisches Erfassungsprogramm.

Veränderungen im Angebot und in der Qualität alter Laubwälder und der Rückgang von Ameisenlebensräumen in Folge allgemeiner Eutrophierung hat nicht nur zu einem generellen Rückgang des Nahrungsangebotes für den Grauspecht geführt, sondern auch dessen Bestände überregional in Deutschland und (West-) Europa schrumpfen lassen (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, SÜDBECK et al. 2007).

Der Grauspecht ist im Anhang I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie geführt: Diese Arten stehen im besonderen Interesse des Vogelschutzes; die Mitgliedsstaaten der EU sind verpflichtet, besondere Schutzmaßnahmen umzusetzen und Schutzgebiete für diese Arten auszuweisen.

Vor diesem Hintergrund wurde in den Jahren 2005 und 2006 durch die Staatliche Vogelschutzwarte und die Niedersächsische Ornithologische Vereinigung (NOV) eine landesweite Kartierung des

Grauspechts in Niedersachsen initiiert, deren Ergebnisse hier kurz vorgestellt werden. Auf dieser Grundlage erfolgt eine Abschätzung des Landesbestandes des Grauspechts. Die hierfür herangezogenen Verfahren werden zur Diskussion gestellt.

Methode und Datenbasis

Die Mitglieder der NOV, eine große Zahl ehrenamtlicher Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter sowie die Forstdienststellen der Niedersächsischen Landesforsten wurden im Jahre 2005 zur Kartierung territorialer Grauspechte aufgerufen.

Als artspezifische Erfassungsmethode diente der Artensteckbrief „Grauspecht“ von ANDRETTZKE et al. (2005), der jedem Mitarbeiter zur Verfügung gestellt wurde. Ein Klangattrappeneinsatz wurde empfohlen. Jedes Gebiet sollte möglichst dreimal im März/April vormittags begangen werden und die Auswertung unter Verwendung der Kriterien in ANDRETTZKE et al. (2005) zur Beurteilung und Einordnung der Beobachtungen erfolgen.

Ein Erfassungsbogen, in dem neben dem Kartenausschnitt für das kartierte Grauspechtrevier auch der Status der Beobachtung (Brutnachweise, -verdacht, Brutzeitfeststellung) sowie der Lebensraum abgefragt wurde, wurde jedem Mitarbeiter zugesandt. Alle Informatio-

¹ SÜDBECK, P., C. PEERENBOOM & V. LASKE (2008): Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts *Picus canus* in Niedersachsen – Versuch einer Abschätzung. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 223-232.

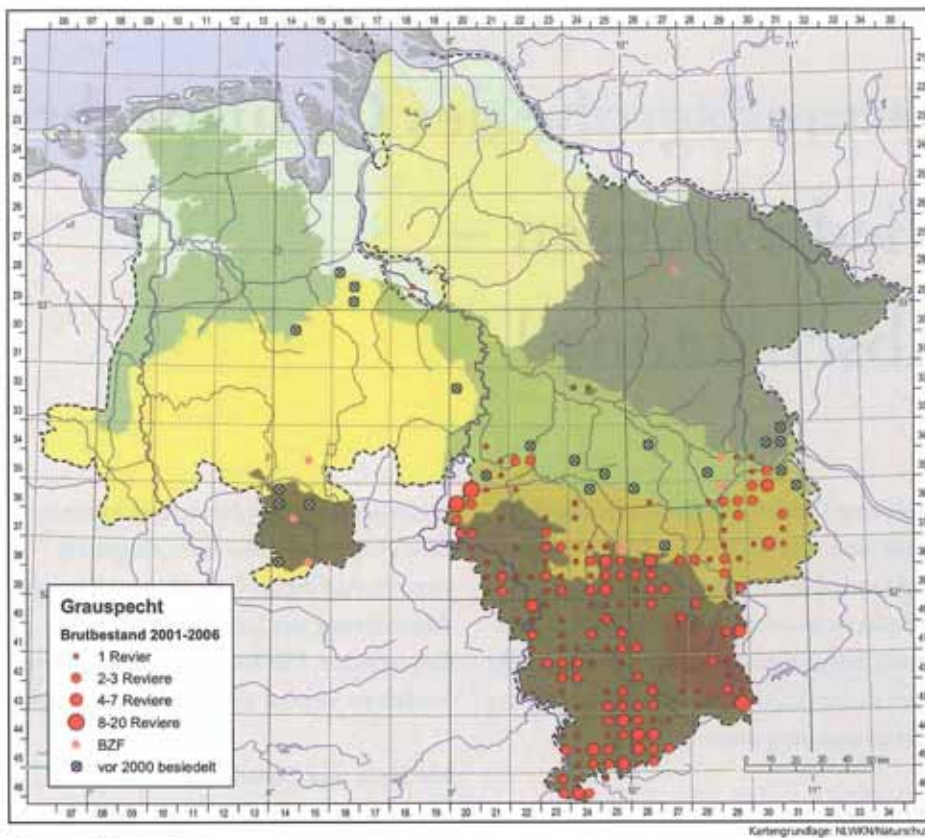


Abb. 1: Verbreitung des Grauspechts in Niedersachsen 2001-2006 sowie ehemalige Brutvorkommen vor 2000, die bei dieser Kartierung nicht wieder bestätigt wurden. – Distribution of Grey-headed Woodpeckers in Lower Saxony 2001-2006 with former occurrences before 2000, which could not be confirmed in this survey.

nen waren auch unter www.ornithologie-niedersachsen.de verfügbar.

Nach den vorliegenden Atlaskartierungen (HECKENROTH 1985, HECKENROTH & LASKE 1997) sowie nach SCHELPER (1986) kommt der Grauspecht in Niedersachsen regelmäßig nur südlich des Mittellandkanals in den Naturräumlichen Regionen Weser-Aller-Flachland (südlicher Teil), Börden, Weser- und Leinebergland, Harz sowie Osnabrücker Hügelland vor. Aus letzterem sind in den vergangenen Jahrzehnten jedoch nur noch vereinzelt Bruthinweise bekannt geworden (vgl. TIEMEYER 1993, KOOTKER 2005). Somit musste insgesamt ein Gebiet von ca. 12.000 km² Fläche als potenzielles Areal des Grauspechts in Niedersachsen betrachtet werden, was ca. 25 % der Landesfläche entspricht.

Die Dichte der potenziellen Mitarbeiter ist in Niedersachsen nicht gleichmäßig über das Land verteilt. Gerade im waldreichen Südniedersachsen – dem Verbreitungszentrum des Grauspechts – ist die Dichte der avifaunistischen Bearbeiter vergleichsweise gering, und viele Ornithologinnen und Ornithologen konzentrieren ihre Aktivitäten auf Nicht-Wald-Habitate, wie z. B. Gewässer.

Neben dem Versand der Unterlagen an einen breiten Kreis von Avifaunisten in Niedersachsen erfolgte daher auch eine gezielte Ansprache einzelner Bearbeiter, v. a. im Weser-Leine-Bergland durch V. Laske. Zusätzlich kartierte V. Laske im Frühjahr 2005 zahlreiche Quadranten der Topographischen Karte 1:25.000 (TK25-Quadranten) in Südniedersachsen. Nach Durchsicht und Einarbeitung

aller Daten für das Jahr 2005 wurde entschieden, auch in 2006 gezielt „Lücken“ durch V. Laske zu kartieren (2005 und 2006 insgesamt 83 TK25-Quadranten). Aufgrund der Größe des Bearbeitungsgebietes war hier häufig nur eine ein- oder zweimalige Kartierung möglich.

Seit 2001 werden im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte Niedersachsen avifaunistische Bestandserfassungen in Europäischen Vogelschutzgebieten beauftragt. Hierbei handelt es sich um systematische Kartierungen auf zumeist großer Fläche. Da diese Gebiete grundsätzlich 2005 nicht erneut kontrolliert bzw. kartiert wurden, werden hierfür Daten rückblickend bis 2001 für diese Auswertung herangezogen.

Im Landkreis Göttingen wurden in den vergangenen Jahren durch den Arbeitskreis Göttinger Ornithologen (AGO) messtischblattweise systematisch Vogelarten, u. a. Grauspechte, kartiert. Die dort erhobenen Daten flossen in diese landesweite Erfassung ein. Die Quadranten wurden intensiv bearbeitet, dennoch gehen die Bearbeiter auch hier von keiner vollständigen Erfassung aus (z. B. DÖRRRIE 2001, 2002). Das Gebiet liegt im Schwerpunkt der Grauspechtverbreitung in Niedersachsen, angrenzend an nordhessische und nordrhein-westfälische Waldgebiete. Die Göttinger Daten werden separat für eine Hochrechnung herangezogen.

Nachfolgend werden alle Angaben als „Anzahl Reviere“ dargestellt.

Ergebnisse

Der Grauspecht besiedelte in Niedersachsen 2001-2006 fast nur den südöstlichen Landesteil (Abb. 1).

Das Osnabrücker Hügelland ist derzeit unbesiedelt, Vorkommen im niedersächsischen Flachland wurden bis auf 2

Reviernachweise im Bereich Meißendorf/Ostenholzer Moor, Landkreis Celle, nicht festgestellt.

Das südniedersächsische Bergland ist weithin besiedelt, während im Harz fast nur die niedrigen Lagen besiedelt sind. In den höheren sowie den oft von Fichtenreinbeständen dominierten mittleren Lagen fehlt der Grauspecht weitgehend. Die Börden sind an ihren Rändern besiedelt. Isoliert innerhalb der weithin baumfreien Börde gelegene Waldinseln sind – von Ausnahmen abgesehen – nicht bewohnt.

Die Verteilung der Grauspechtreviere auf die Naturräumlichen Regionen Niedersachsens unterstreicht die Bedeutung des Berglandes (Abb. 2).

In den Börden sind 25 % der TK25-Quadranten besiedelt. Dieser Wert liegt im Weser-Aller-Flachland nur bei 10 %, während im Harz aus 40 % und im Weser- und Leinebergland aus 60 % der Quadranten Grauspechtreviere bekannt geworden sind (Abb. 2).

Insgesamt liegen Grauspecht-Nachweise aus 171 TK25-Quadranten vor. In der weit überwiegenden Zahl der Quadranten wurde nur ein Revier bekannt (Abb. 3).

Maximal wurden 14 bzw. 18 Reviere je Quadrant festgestellt (Südharz sowie Schaumburger Wald), was bei einer Fläche von ca. 3.100 ha rechnerisch zu einer Dichte von bis zu 0,6 Revieren/100 ha bzw. zu einer Reviergröße von 172 ha führt (s. dazu BRANDT et al. 2005).

Im Mittel wurden 2,12 Reviere je Quadrant ermittelt. Insgesamt konnten somit 362 Grauspechtreviere bei der landesweiten Kartierung 2005/2006 erfasst werden.

Bestandsabschätzung des Grauspechts in Niedersachsen

Eine Kartierung des Grauspechts auf 12.000 km² potenziell besiedelbarer Fläche kann kaum vollständig gelingen. Auch 2005/2006 wurde dieses Ziel nicht erreicht. Um die fehlenden Gebiete für eine Bestandsabschätzung in ganz Niedersachsen berücksichtigen zu können, wurden drei verschiedene Wege einer Hochrechnung verfolgt, die nachfolgend transparent gemacht werden.

Erste Annäherung

Annahmen für eine Hochrechnung:

- Das Weser-Leine-Bergland ist flächendeckend besiedelt.
- Die Wälder am Rande der Börde sind besiedelt.
- Der Harz ist zu 40 % besiedelt (Buchenwälder, Offenland, gemischte Bestände der unteren Lagen).
- Das Weser-Aller-Flachland ist zu 10 % besiedelt.

Begründung: Im Bergland sind die Erfassungslücken am größten. A priori sind dort besiedelbare Lebensräume überall vorhanden, denn es herrscht auf großer Fläche ein Wald-Offenlandmosaik vor, waldarme Landschaften finden sich nur kleinfächig, größere Städte (z. B. Göttingen) sind ebenfalls besiedelbar, größere Gewässerkomplexe und unbesiedelbare Feuchtgebiete fehlen weithin. Überall, wo Kartierungen nach Standardmethode und mit dem vorgeschlagenen Erfassungsaufwand durchgeführt wurden, wurden auch Grauspechte nachgewiesen.

Für den Harz besteht ein guter avifaunistischer Überblick. Das Gebiet wird seit Jahrzehnten intensiv ornithologisch bearbeitet (vgl. ZANG 1997, SPÄTH et al. 2008). Aufgrund der Einbindung vieler Avifaunisten, der Mitarbeiter aus der Forstverwaltung sowie der Nationalparkverwaltung Harz wird deshalb angenommen, dass das hier ermittelte Verbrei-

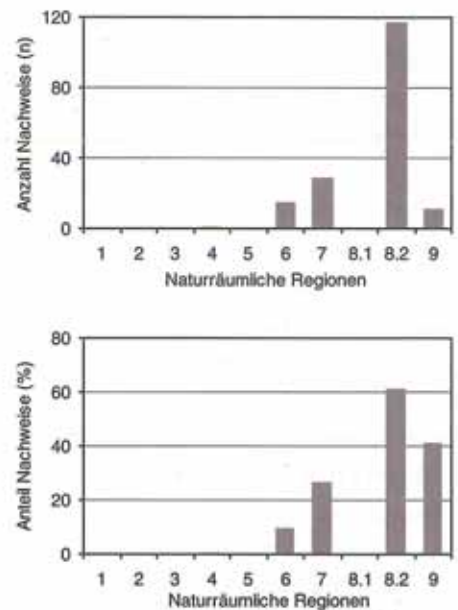


Abb. 2: Verteilung der Grauspechtnachweise auf die Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. (Oben absolute Zahlen, unten prozentual; vgl. Naturräumliche Regionen in Abb. 1). – Proportion of Grey-headed Woodpecker territories according to natural regions in Lower Saxony (above: total numbers, below: relative figures).

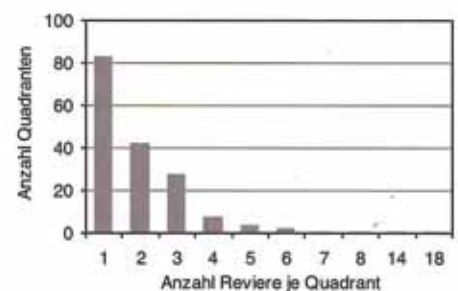


Abb. 3: Anzahl der Grauspechtnachweise je TK25-Quadrant. – Number of Grey-headed Woodpecker records per 31 km² grids.

tungs- und Bestandsmuster realitätsnah ist.

Die Wälder am Rande der Börde sind gut erfassbar und die Avifauna dort gut bekannt (FLADE & JEBRAM 1995, WENDT 2007). Dasselbe gilt für Waldgebiete am südlichen Rand des Weser-Aller-Flachlandes (z. B. BRANDT et al. 2005). Die Erfassungsintensität ist hier vergleichbar hoch. Aus den 1980er und 1990er Jahren liegt eine umfangreiche Datensammlung zu Vorkommen und Bestand des Grauspechts aus dieser Region vor (SÜDBECK

unpubl.), die eine verlässliche Einschätzung der Kartierintensität erlauben und eine grobe Einschätzung des „Fehlbestandes“ ermöglichen.

In den naturräumlichen Regionen außerhalb des Weser- und Leineberglandes wurden insgesamt 122 Reviere des Grauspechts kartiert. Für diesen Raum wird auf der Grundlage dieser Kenntnisse eine Erfassungsintensität von ca. 80 % angenommen, das entspricht hier einem Gesamtbestand von 150 Revieren des Grauspechts.

Im Mittel über alle Quadranten wurden 2,12 Grauspechtreviere festgestellt. Unter Anwendung dieses Wertes auf alle 193 Quadranten des Weser- und Leineberglandes ergibt sich ein Bestand von 409 Revieren. Nimmt man die 150 Reviere aus dem restlichen Niedersachsen hinzu, ergibt sich ein landesweiter Bestand von ca. 560 Revieren. Obwohl dieses Vorgehen unspezifisch alle Quadranten gleichermaßen als besiedelt einstuft, dürfte der Wert nur dann einer Überschätzung entsprechen, wenn man annimmt, dass der Bestand in allen untersuchten Quadranten auch vollständig erfasst wurde. Dies ist aber sicher nicht der Fall.

Zweite Annäherung

Der Landkreis Göttingen kann aufgrund der über mehrere Jahre intensiv und nach weitgehend standardisierter Methode durchgeführten Kartierungen des Grauspechts als vergleichsweise gut untersucht eingestuft werden. Das Gebiet ist auf großer Fläche von Laubwaldgebieten bzw. einem aufgelockerten Mosaik von Wald- und (Halb-)Offenlandschaften charakterisiert. Insofern kann das gesamte Gebiet als Grauspechtlebensraum bewertet werden. Des Weiteren bestehen auch in den angrenzenden hessischen und nordrhein-westfälischen Gebieten günstige und besiedelte Lebensräume (MÜLLER & WEISS 2002, BREITSCHWERDT 1997, ENDERLEIN et al. 1993), so dass das Gebiet aus niedersächsischer Perspektive als

„Kerngebiet“ angesehen werden kann.

In den bearbeiteten TK25-Quadranten im Landkreis Göttingen wurden im Mittel 2,85 Grauspechtreviere kartiert. Nimmt man diesen Wert als Grundlage für eine Hochrechnung des gesamten Weser- und Leineberglandes ($n = 193$ Quadranten) so erhält man für diese Region einen Bestand von 550 Revieren. Zusammen mit den 150 Revieren aus den übrigen Teilen des Verbreitungsgebietes in Niedersachsen ergibt sich hieraus als zweite Annäherung ein landesweiter Bestand von 700 Revieren.

Dritte Annäherung

Zur Überprüfung der aufgrund der Kartierergebnisse abgeleiteten Bestandsgröße wird drittens versucht, den südniedersächsischen Bestand über die Waldverteilung und eine „mittlere“ Siedlungsdichte des Grauspechts abzuschätzen.

Der Grauspecht bewohnt, auch als Resultat dieser Untersuchung, fast ausschließlich Waldgebiete, diese oft randlich, besiedelt aber völlig waldfreie Bereiche nur selten. Zudem wird eine Meidung durch Nadelwald dominierter Flächen in allen Untersuchungen belegt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980).

Südniedersachsen hat ca. 2.000 km² Wald: Etwa 50 % davon Laubbaum dominierte Bestände (NMELV 2004). Eine mittlere Siedlungsdichte des Grauspechts in solchen Laubwäldern kann generalisierend mit 0,4-0,5 Revieren/100 ha angenommen werden (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, BLUME 1981, FLADE 1994, eig. Daten).

Dies zu Grunde gelegt, ergibt sich ein Bestand von 400-500 Revieren in Südniedersachsen.

Zusammen mit den 150 Revieren aus den übrigen Teilen des Verbreitungsgebietes ergibt sich hieraus als dritte Annäherung ein landesweiter Bestand von 550-650

Revieren des Grauspechts in Niedersachsen.

Fazit

Drei unterschiedliche Herangehensweisen kommen zu einem ähnlichen Ergebnis: Der aktuelle Bestand des Grauspechts in Niedersachsen liegt zwischen 500 und 700 Revieren. Als konservative Schätzung kann somit ein Bestand von etwa 600 Revieren angenommen werden (vgl. KRÜGER & OLTMANN 2007).

Diskussion

Eine landesweite Bestandserfassung einer „schwierig zu kartierenden Art“ (vgl. OELKE 1975) führt bei einem Flächenland zwangsläufig zu Erfassungslücken, die – will man nachvollziehbare Schätzungen zum Landesbestand vornehmen – kompensiert werden müssen. Dies gilt insbesondere dann, wenn sich – wie im vorliegenden Fall beim Grauspecht – die Verbreitung der Art nicht mit den Hauptbeschäftigungsfeldern niedersächsischer Avifaunisten deckt.

Hochrechnungen oder Schätzungen sind gängig angewandte Mittel, Erfassungslücken „auszugleichen“, eine vollständige Kartierung können sie jedoch nie ersetzen. Ziel dieser Arbeit war es, eine möglichst transparente und nachvollziehbare Hochrechnung vorzunehmen. Dabei sollten die durch Kartierung ermittelten Daten umfassend einbezogen werden. Allerdings bleibt in den meisten Fällen offen, ob der Grauspechtbestand eines Gebietes (TK25-Quadrant) vollständig erfasst werden konnte oder nicht. Andererseits stellt sich die Frage, ob die jeweils bearbeiteten Quadranten repräsentativ für einen größeren Raum und insofern als Basis für eine Hochrechnung heranzuziehen sind. Beide Fragen sind mit Unsicherheiten behaftet.

Diese Arbeit nähert sich daher von mehreren Seiten der Hochrechnung und kann eine Abschätzung des Landesbestandes als Bestandsspanne liefern. Eine genauere

Angabe ist derzeit nicht möglich:

Eine simple Hochrechnung der festgestellten Grauspechtreviere auf die Quadranten, aus denen keine Daten vorliegen (erste Annäherung), kann nur die "Nachweisdichte" berücksichtigen, was automatisch zu einer Unterschätzung führen muss. Andererseits werden auch echte „0-Werte“ (also Gebiete, die zwar kontrolliert, in denen aber keine Grauspechte gefunden wurden bzw. solche die nicht kartiert wurden, aber auch nicht besiedelt sind) in eine Hochrechnung einbezogen, weil diese in der Regel nicht gemeldet werden bzw. nicht bekannt sind.

Eine ausschließliche Berücksichtigung der vergleichsweise gut erfassten Göttinger Quadranten (zweite Annäherung) ist ebenfalls für eine landesweite Hochrechnung nicht allein maßgeblich, da sich die Besiedlungsdichte sicherlich zum Arealrand hin (nach Norden) verringert. Insofern dürfte diese Vorgehensweise eher zu einer Überschätzung des Bestandes geführt haben. Dies gilt u. E. auch dann, wenn die kritischen Hinweise zur Erfassungsintensität bei DÖRRJE (2001, 2002) berücksichtigt werden.

Die dritte Annäherung basiert nicht auf konkreten Kartierergebnissen und ist daher ausschließlich als Prüfung geeignet, ob die gefundenen Größenordnungen realistisch sein können.

Aufgrund der relativ kleinen Bestandsspanne sowie der „ähnlichen“ Ergebnisse der verschiedenen Verfahren kann die Bestandsschätzung mit 500 bis 700 Revieren des Grauspechtes in Niedersachsen als nachvollziehbar und realistisch eingestuft werden (vgl. KRÜGER & OLTSMANN 2007).

Diese Bestandsgröße ist erheblich geringer als bisherige Schätzgrößen (Abb. 4; HECKENROTH & LASKE 1997, SÜDBECK & WENDT 2002).

Demnach hätte der Grauspechtbestand in Niedersachsen seit den 1970er Jahren um mehr als die Hälfte abgenommen. Alle publizierten Bestandszahlen vor dieser landesweiten Kartierung entsprangen einer „best-knowledge“-Schätzung bzw. einer Atlaskartierung aller Vogelarten, die naturgemäß „schwierig zu erfassenden“ Arten nicht immer die erforderliche Aufmerksamkeit schenken kann. Daher sind die dort vorgelegten Zahlen mit einer größeren Unsicherheit behaftet als das vorliegende Ergebnis, jedoch dürfte es

sich aufgrund der heimlichen Lebensweise des Grauspechtes eher um Unterschätzungen gehandelt haben. Der beschriebene Bestandsrückgang dürfte real sein, wengleich dessen genaues Ausmaß unbestimmt bleiben muss.

Neben den vorliegenden Bestandsschätzungen gibt es auch arealgeographische Hinweise, die einen erheblichen Bestandsrückgang des Grauspechtes in Niedersachsen belegen: im gesamten Osnabrücker Hügelland, welches der

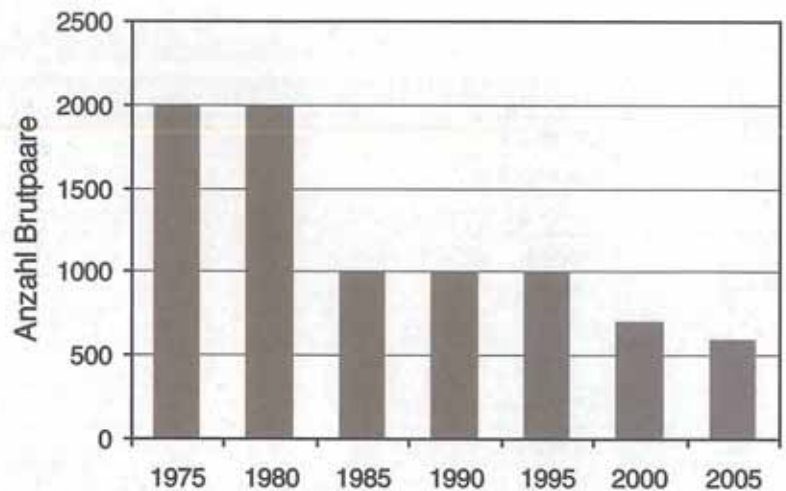


Abb. 4: Bestandschätzungen des Grauspechtes in Niedersachsen 1975-2005 (n. HECKENROTH & LASKE 1985, SÜDBECK & WENDT 2002, KRÜGER & OLTSMANN 2007). – Estimates of the population size of Grey-headed Woodpeckers in Lower Saxony 1975-2005.

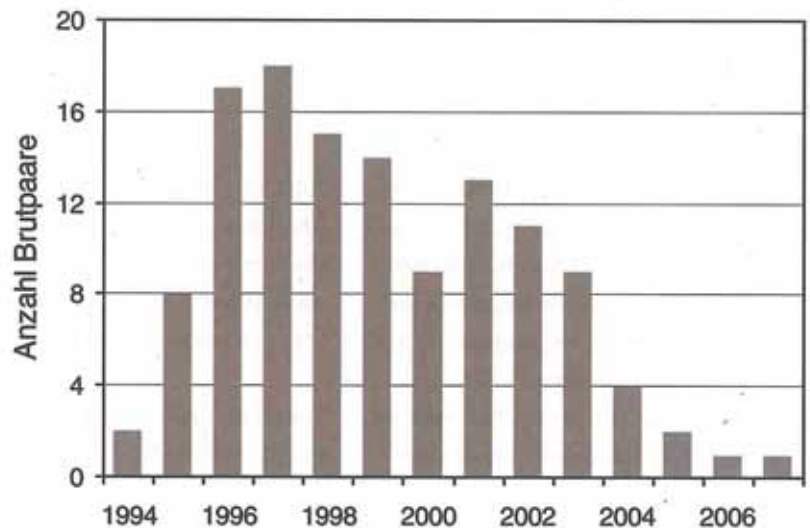


Abb. 5: Bestandsentwicklung des Grauspechtes am Steinhuder Meer 1994-2007 (Daten: T. BRANDT, ÖSSM). – Population development of Grey-headed Woodpecker at lake Steinhude 1994-2007.

VNR	Name EU-Vogelschutzgebiet (BSG)	Fläche (ha)	Anzahl aktuell (BP)	Wert bestimmende Art im BSG
V67	Schaumburger Wald	4.210	30	X
V19	Unteres Eichsfeld	13.710	19	
V54	Südharz bei Zorge	1.164	16	
V48	Laubwälder zwischen Braunschweig und Wolfsburg	3.296	13	X
V55	Solling	4.060	12	X
V68	Sollingvorland	17.158	11	
V53	Nationalpark Harz	15.800	>10	
V42	Steinhuder Meer	5.327	5	X
V44	Hildesheimer Wald	1.247	5	
V47	Barnbruch	2.112	3	X
V31	Ostenholzer Moor und Meißendorfer Teiche	3.376	2	
V46	Drömling	4.219	1	
V51	Heerter Klärteich	272	1	
V12	Hasbruch	630	0	X
	Summe in Vogelschutzgebieten		118	

Tab. 1: Europäische Vogelschutzgebiete mit Grauspechtvorkommen in Niedersachsen. –
Special protection areas with breeding Grey-headed Woodpeckers in Lower Saxony.

Grauspecht noch bis in die 1990er Jahre vereinzelt besiedelt hatte (vgl. HECKENROTH & LASKE 1997), konnte kein festes Grauspecht-Revier mehr festgestellt werden. Dem Arealrand vorgelagerte Verbreitungssinseln, z. B. im Raum Oldenburg (vgl. SIEVERS & SÜDBECK 1990) oder im Bereich des Südrandes der Lüneburger Heide/Allertal sind mit nur wenigen Ausnahmen verwaist. Lediglich zwei Vorkommen im Raum Meißendorf sind 2005 bestätigt worden. Aus Bremen, wo die Art bislang nicht bekannt war (SEITZ & DALLMANN 1992, SEITZ et al. 2004), wurde ein Brutverdacht gemeldet. Auch wenn der genaue Verlauf des aktuellen Arealrandes im Zuge einer landesweiten Kartierung nicht bestimmt werden konnte, so lässt sich ein „Zurückweichen“ der Nordgrenze der Verbreitung nach Süden hin in Richtung auf die Verbreitungszentren in Niedersachsen (niedersächsisches Berg- und Hügelland) belegen, denn viele ehemalige Vorkommen sind bei dieser Kartierung nicht bestätigt worden (Abb. 1; Raum Wolfsburg, Hannover sowie niedersächsische Börden – vgl. FLADE & JEBRAM 1995, SCHOPPE 2006, WENDT

2007, eig. Zusammenstellung P. S.). Ähnliches gilt auch für die nördlichen Vorkommen im angrenzenden Nordrhein-Westfalen (vgl. LASKE et al. 1991, MÜLLER & WEISS 2002).

Vor einigen Jahren wurde der Grauspecht als Besiedler von Moorbäldern am Steinhuder Meer festgestellt (BRANDT & SÜDBECK 1998). Die Vorkommen waren von hoher Dichte, der Bestandsanstieg exponentiell. Auch diese Vorkommen sind seither stark rückläufig (Abb. 5), eine Ausbreitung auf andere Moorgebiete ist bisher nicht nachweisbar. Eine generelle Bestandserholung durch diese Vorkommen in „neuen“ Lebensräumen ist bisher nicht gegeben.

Die Dynamik dieser Vorkommen könnte im Sinne einer „natürlichen Sukzession“ interpretiert werden, da sich z. B. das Höhlenbaumangebot in Weichhölzern in schneller Folge ändern kann. Details sind hierzu jedoch momentan nicht bekannt.

Von besonderer Bedeutung für den dauerhaften Erhalt des Grauspechts in

Niedersachsen sind die Europäischen Vogelschutzgebiete, die speziell für diese Art ausgewiesen wurden (Tab. 1). Für insgesamt sechs niedersächsische Gebiete ist das Vorkommen und die Bestandsgröße ausschlaggebend für die Auswahl und Meldung als Europäisches Vogelschutzgebiet, die Art wurde als sog. „Wert bestimmende Art“ eingestuft. In 13 Europäischen Vogelschutzgebieten kommt sie derzeit mit einem Bestand von insgesamt über 100 Brutpaaren (entsprechend knapp 20 % des Landesbestandes) vor.

Die Gebiete repräsentieren verschiedene Biotoptypen und bilden die ökologische Valenz des Grauspechts in Niedersachsen ab. Hier müssen differenzierte Schutzkonzeptionen ansetzen.

Bilanzierend ergibt sich derzeit eine geringe Brutbestandsgröße des Grauspechts in Niedersachsen, eine stark negative Bestandsentwicklung über die letzten Jahrzehnte sowie ein Zurückweichen der nördlichen Arealgrenze nach Süden mit einer Aufgabe isolierter Vorposten im Areal. Dies rechtfertigt die Einstufung

der Art als „vom Aussterben bedroht“ in der aktuellen Roten Liste der gefährdeten Brutvogelarten Niedersachsens (KRÜGER & OLTMANN 2007). Überregional ist ebenfalls ein erheblicher Bestandsrückgang zu verzeichnen (FLADE & SCHWARZ 2004), was auch in der Roten Liste der gefährdeten Brutvögel Deutschlands eine Heraufstufung in die Kategorie „stark gefährdet“ erforderlich gemacht hat (SÜDBECK et al. 2007).

Auf die Ursachen dieser Negativentwicklung kann an dieser Stelle nicht ausführlich eingegangen werden. Derzeit gibt es in Niedersachsen – und weit darüber hinaus – keine einzige detaillierte Studie zur Ökologie oder Populationsbiologie des Grauspechts! Hier besteht dringender Forschungsbedarf. Einige Gefährdungsfaktoren können angeführt werden:

- Mangel an reich strukturierten Laubholzbeständen mit einem hohen Maß an inneren und äußeren Grenzlinien,
- Mangel an geeigneten Nahrungshabitaten im Wald: Lücken, Blößen im Bestand, Lichtstellen, magere Waldrandsituationen usw.,
- Mangel an Ameisennahrung infolge von Eutrophierung,
- Mangel an geeigneten Höhlenbäumen (Moderholz, Bäume mit Stammschäden, Rissen, Blitzzinnen etc.) im Bestand.

Zudem stellt sich derzeit die Frage, ob es eine Konkurrenz zum Grünspecht *Picus viridis* geben könnte, der ökologisch ähnlich eingemischt ist und aktuell eine sehr positive Bestandsentwicklung zeigt (s. FLADE & SCHWARZ 2004). Konkrete Hinweise gibt es dazu bislang aber nicht.

Aus dieser kritischen Situation ergeben sich folgende grob skizzierte Anforderungen an den Schutz des Grauspechts in Niedersachsen:

- Erarbeitung eines landesweiten Schutzkonzeptes mit räumlicher Prioritätensetzung,
- Differenzierte Schutzkonzepte für die

Europäischen Vogelschutzgebiete mit Grauspechtvorkommen,

- Förderung strukturreicher Laubholzbestände mit kleinen Freiflächen und Lücken im Bestand und hohem inneren und äußeren Grenzlinienanteil,
- Habitatbaumkonzepte mit dauerhaftem Erhalt schwacher und geschädigter Laubbäume als „Höhlensubstrat“,
- Schaffung strukturreicher Wald-Offenland-Übergänge,
- Schaffung magerer Waldrandstrukturen,
- Förderung von Rasenameisenvorkommen.

Zusammenfassung

In den Jahren 2005 und 2006 wurde in ganz Niedersachsen zur Erfassung des Grauspecht-Brutbestandes nach Standard-Methodik mit Klangattrappeneinsatz aufgerufen. Hierbei wurden insgesamt 362 Reviere des Grauspechts kartiert (Abb. 1). Aufgrund der Erfassungintensität sowie des Verbreitungsmusters der Art wurden die Ergebnisse zur Grundlage von Bestandsabschätzungen genommen: unter Verwendung verschiedener Kalkulationswege wurde ein aktueller Landesbestand von 500-700 Revieren abgeleitet. Dies ist erheblich weniger als in bisherigen Bestandsschätzungen, die nicht auf konkreten artspezifischen Erfassungen basieren konnten. Aufgrund von regional gut belegten Rückgängen, einem Zurückweichen des Arealrandes und der Aufgabe isolierter Areal-Vorposten ist von einem realen, starken Bestandsrückgang auszugehen. Die Art ist nunmehr in Niedersachsen „vom Aussterben bedroht“. Die Rückgangursachen und erforderliche Schutzkonzeptionen werden kurz aufgezeigt.

Summary

In 2005 and 2006 Grey-headed Woodpecker were surveyed throughout Lower Saxony according to a standard bird counting method including playback. All

in all 362 territories were counted. Taking the survey intensity and the distributional pattern into account, a projection on the total population size of the species in Lower Saxony has been carried out: through different calculation procedures 500-700 territories of Grey-headed Woodpecker have been derived. This figure is considerably smaller than former estimates, which were not based on specific surveys. But regional population decreases, a range contraction in northern Lower Saxony and an abandonment of isolated breeding sites confirm this negative trend. The species is nowadays assigned to Red list category „critically endangered“. Causes of decrease and required conservation measures are described briefly.

Dank

Wir danken allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern bei der landesweiten Kartierung des Grauspechts in Niedersachsen sowie den Dienststellen der Niedersächsischen Landesforsten bei der Unterstützung dieser Erfassung.

Die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Arbeitsgemeinschaft Göttinger Ornithologen (AGO), insbesondere G. Brunken, H. H. Dörrie und U. Heitkamp, lieferten bereitwillig umfangreiche Daten aus dem Landkreis Göttingen, die eine wichtige Basis für diese Arbeit darstellten.

T. Brandt, ÖSSM (Ökologische Schutzstation Steinhuder Meer e. V.) steuerte Daten zum Vorkommen des Grauspechts am Steinhuder Meer bei.

Literatur

- ANDRETTZKE, H.; SCHIKORE, T. & SCHRÖDER, K. (2005): Artsteckbriefe In: Südbeck, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135-695. Radolfzell.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conserv. Ser. No. 12. Cambridge.
- BLUME, D. (1981): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. N. Brehm-Bücherei 300. Wittenberg Lutherstadt.
- BRANDT, T.; NÜLLE, W. & OTTEN, K. (2005): Vorkommen verschiedener mitelhäufiger Brutvogelarten im Schaumburger Wald, Landkreis Schaumburg in Niedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung der Spechte (Picidae). Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 37: 87-98.
- BRANDT, T. & SÜDBECK, P. (1998): Zur ökologischen Flexibilität des Grauspechtes (*Picus canus*) – ein neuer Moorvogel am Steinhuder Meer. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 30: 1-14.
- BREITSCHWERDT, G. (1997): Grauspecht – *Picus canus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.; 1997): Avifauna von Hessen. 3. Lieferung. Echzell.
- DÖRRIE, H. H. (2001): Avifaunistischer Jahresbericht 2000 für den Raum Göttingen und Northeim. Nat.kdl. Ber. Fauna Flora Süd-Niedersachs. 6: 5-121.
- DÖRRIE, H. H. (2002): Avifaunistischer Jahresbericht 2001 für den Raum Göttingen und Northeim. Nat.kdl. Ber. Fauna Flora Süd-Niedersachs. 7: 4-103.
- ENDERLEIN, R.; LÜBCKE, W. & SCHÄFER, M. (1993): Vogelwelt zwischen Eder und Diemel. Avifauna des Landkreises Waldeck-Frankenberg, Bd 4. Korbach.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.
- FLADE, M. & JEBRAM, J. (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes im Spannungsfeld zwischen Industriestadt und Natur. Wolfsburg.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. Vogelwelt 125: 177-213.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 9. Columbiformes – Piciformes. Wiesbaden.
- HECKENROTH, H. (1985): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980. Nat.-schutz Landsch.pfl. Niedersachs. H. 14.
- HECKENROTH, H. & LASKE, V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995 und des Landes Bremen. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. H. 37.
- KOOIKER, G. (2005): Brutvogelatlas Stadt Osnabrück. Umweltberichte 11. Sonderbd. Osnabrück.
- KRÜGER, T. & OLTMANN, B. (2007): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 7. Fassung, Stand 2007. Inf.dienst Nat.schutz Niedersachs. 27: 131-175.
- LASKE, V.; NOTTMAYER-LINDEN, K. & CONRADS, K. (1991): Die Vögel Bielefelds. Bielefeld.
- MITSCHKE, A. (2008): Amsel, Drossel, Fink und Star - Erste Ergebnisse aus fünf Jahren Monitoring häufiger Brutvögel in Niedersachsen und Bremen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 163-180.
- MÜLLER, H. & WEISS, J. (2002): Grauspecht *Picus canus*. In: Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft (Hrsg.): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna Nordrhein-Westfalen 37: 154-155.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR DEN LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (NMELV; 2004): Der Wald in Niedersachsen – Ergebnisse der Bundeswaldinventur II. Aus dem Walde – Waldentwicklung in Niedersachsen Nr. 55. Hannover.
- OELKE, H. (1975): Empfehlungen für Siedlungsdichte-Untersuchungen sog. schwieriger Arten. Vogelwelt 96: 148-158.
- SCHELPER, W. (1986): Grauspecht – *Picus canus*. In: Zang, H., & H. Heckenroth: Die Vögel Niedersachsens. Nat.-schutz Landsch.pfl. Niedersachs. B, H. 2.7.
- SCHOPPE, R. (2006): Die Vogelwelt des Kreises Hildesheim. Veröff. Landschaftsverb. Hildesheim 17. Hildesheim.
- SEITZ, J. & DALLMANN, K. (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen. Bremen.
- SEITZ, J., DALLMANN, K. & KUPPEL, T. (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flussniederungen – Fortsetzungsband 1992- 2001. Bremen.
- SIEVERS, R. & SÜDBECK, P. (1990): Grauspecht *Picus canus* als neuer Brutvogel im Oldenburger Land. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 23: 70-76.
- SPÄTH, T., LASKE, V. & MITSCHKE, A. (2008): Brutvogelmonitoring im Nationalpark Harz (Niedersachsen) – Ergebnisse und Erfahrungen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 181-199.

SÜDBECK, P. (1993a): Zur Höhlenbauaktivität des Grauspechtes *Picus canus*. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 25: 92-97.

SÜDBECK, P. (1993b): Zur Territorialität beim Grauspecht (*Picus canus*). Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ. 67: 143-156.

SÜDBECK, P.; BAUER, H.-G.; BOSCHERT, M.; BOYE, P. & KNIEF, W. (Nationales Gremium Rote Liste Vögel, 2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 4. Fassung, 30. November 2007. Ber. Vogelschutz 44: 23-81.

SÜDBECK, P. & WENDT, D. (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 6. Fassung, Stand 2002. Inf.dienst Naturschutz Niedersachsen. 22: 243-278.

WENDT, D. (2007): Die Vögel der Stadt Hannover. 2. Aufl. Hannover.

TIEMEYER, V. (1993): Die Vögel der Stadt Melle. Melle.

ZANG, H. (1997): Die Bestandsentwicklung einiger ausgewählter Brutvogelarten des Harzes in den 28 Jahren 1969-1996. Ber. Nat.hist. Ges. Hannover 139: 277-288.

Anschriften der Autoren:

Peter Südbeck
Gropiusstr. 11
D-26127 Oldenburg

Claudia Peerenboom
Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN
Göttinger Chaussee 76A
D-30453 Hannover

Volker Laske
Bergtal 8
D-38640 Goslar

KATHRIN JANUSCHKE, Essen

Strukturmerkmale und Grauspecht-Besiedlung (*Picus canus*) des Nationalparks Hainich

1. Einleitung

Das Vorkommen bestimmter Specharten ist grundsätzlich von der Erfüllung artspezifischer Habitatfaktoren abhängig (SPAAR et al. 2004). Zum einen zählen dazu die von der jeweiligen Spechart benötigten Habitatelemente im Sinne des Vorkommens von Wald und/oder Offenlandbereichen, deren Struktureigenschaften und die Verfügbarkeit geeigneter Höhlenbäume. Zum anderen muss ein für die jeweilige Spechart geeignetes Nahrungsangebot vorhanden sein.

Der Grauspecht nimmt eine Zwischenstellung zwischen den waldbewohnenden Hackspechten und den Offen- und Halboffenland bewohnenden Bodenspechten ein (SÜDBECK 1989). Er ist zum einen auf strukturreiche Waldgebiete als Hauptaktionsgebiet, besonders bezüglich der Brut- und Schlafhöhlenanlage, angewiesen. Zum anderen benötigt er aber auch halboffene Flächen mit niedriger Vegetation für den Großteil der Nahrungssuche. Aufgrund seiner spezifischen Lebensraumansprüche gilt der Grauspecht als Indikator für Naturnähe (SCHERZINGER 1982).

Im Folgenden werden exemplarische Untersuchungen zur Grauspechtbesiedlung in einem Teilbereich des Nationalpark Hainichs in Thüringen vorgestellt, die im Rahmen einer Diplomarbeit am Institut für Allgemeine Zoologie der Universität Duisburg-Essen durchgeführt wurden. Das Ziel der Untersuchun-

gen war, die von den Grauspechten im Untersuchungsgebiet genutzten Habitatelemente zu charakterisieren. Neben Untersuchungen zur Siedlungsdichte, Lage der Reviere und Reviergrößen wurden die Strukturmerkmale des Waldgebietes ausgewertet. Zudem fanden eine Höhlenkartierung sowie exemplarische Untersuchungen zum Nahrungsangebot im Sinne einer Ameisenerfassung statt.

2. Untersuchungsgebiet, Methodik

Der Hainich, im Städtedreieck von Eisenach, Bad Langensalza und Mühlhausen gelegen, ist mit einer Fläche von ca. 16.000 ha eines der größten zusammenhängenden Laubwaldgebiete Mitteleuropas. Er weist ein großes Spektrum an Buchenwaldgesellschaften sowie urwaldähnliche und somit sehr naturnahe Strukturen auf, die aus seiner Nutzungsgeschichte resultieren.

Im 19. Jahrhundert war der Hainich für seine Laubplenterwald-Bewirtschaftung bekannt. Von 1945 bis 1995 folgte eine Phase der militärischen Nutzung. Der nur in geringem Maße stattfindende Holzeinschlag förderte den durch das Plentern entstandenen Strukturreichtum des Waldes. Im Jahr 1998 wurden ca. 7.500 Hektar des Hainichs als Nationalpark ausgewiesen. Der Laubholzeinschlag wurde dort seitdem eingestellt. Die Beweidung der an den Wald angrenzenden und ehemals als Schießbahnen genutzten Offenlandbereiche wurde sukzessive auf-

gegeben. Insgesamt unterlag der Hainich also einer nur sehr geringen Nutzung.

Das ca. 1.000 ha große Untersuchungsgebiet liegt im nordöstlichen Teil des Nationalparks Hainich im Bereich des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt. Es besteht zu 90 % aus Laubmischwald und zu 10 % aus im Norden und Süden angrenzenden Offenlandflächen, die während des militärischen Übungsbetriebes als Panzerschießbahnen genutzt wurden.

Untersuchungen zur Siedlungsdichte, Lage der Reviere und Reviergrößen fanden mit Hilfe der Klangattrappen-Methode innerhalb des von ANDRETTZKE et al. (2005) vorgeschlagenen Erfassungszeitraumes im Jahr 2006 statt. Anhand von lokalen Häufungen aller Grauspechtbeobachtungen wurden sogenannte Papierreviere gebildet. Papierreviere sind eine theoretische Größe, die sich aus allen Feldeinträgen im genannten Zeitraum zusammensetzt (FISCHER, FLADE & SCHWARZ 2005). Eine gleichzeitige Beobachtung benachbarter Reviere erleichterte dabei die Abgrenzung der Papierreviere. Auch die An- und Abflugrichtungen der Grauspechte wurden für die Abgrenzung eines Papierreviers mit einbezogen.

Für die Auswertung der Strukturmerkmale des Waldgebietes wurden Daten einer Waldbiotopkartierung (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 1998) hinzugezogen. Zudem erfolgte eine exemp-

larische Detailauswertung von Daten der Forsteinrichtung des Bundesforstamtes Thüringer Wald (LIEGENSCHAFT WEBERSTEDT „HAINICH“ 1998) bezüglich der horizontalen und vertikalen Strukturmerkmale des Grauspechtreviers I.

Der Kartierung potentieller Grauspechthöhlen liegt die Tatsache zugrunde, dass besonders das der Körpergröße der Spechtart entsprechende Einflugloch der Höhle dem erfahrenen Beobachter möglich macht, von charakteristischen Fluglochmerkmalen auf den Erbauer zu schließen (WEISS 2004). Um einen Blick für die Unterschiede der Höhlen verschiedener Spechtarten zu bekommen, fanden im Vorfeld der Höhlenkartierung Begehungen mit einem „Specht-erfahrenen“ Mitarbeiter des Nationalparks Hainich statt. Zudem wurde sich an den von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1980) und BLUME (1996) beschriebenen Höhlenmerkmalen der unterschiedlichen Spechtarten orientiert. Eine Abgrenzung der Höhlen von Grauspecht, Grünspecht und Buntspecht ist ohne direkte Sichtbeobachtungen im Einzelfall schwierig und nicht eindeutig. Da keine Beobachtungen von Grauspechten an den kartierten Höhlen gemacht wurden und somit sichere Nachweise für die Besiedlung durch den Grauspecht fehlen, wird im Folgenden von potentiellen Grauspechthöhlen gesprochen. Als Höhlenbäume werden diejenigen Bäume bezeichnet, in denen potentielle Grauspechthöhlen vorgefunden und kartiert wurden. Die Höhlenkartierung fand in den Monaten Mai und Juni 2006 statt. Im Blickpunkt standen zum einen extrapolierte Bereiche der durch die Grauspechtkartierung identifizierten Reviere als auch ein scheinbar nicht besiedelter Bereich im Südosten des Untersuchungsgebietes als Referenzfläche. Die Höhlenkartierung fand somit flächendeckend für den Waldbereich des Untersuchungsgebietes mit Ausnahme des nicht vom Grauspecht besiedelten Zentrums statt. Neben der Erfassung der räumlichen Lage der Höhlen wurden

folgende Parameter erfasst:

- Baumart
- Stammumfang in cm (gemessen in 1m Höhe)
- Baumhöhe in m nach Spazierstock-Methode (NAGEL 2001)
- Vitalitätsgrad (1 = keine äußerlich erkennbare Schädigung; 2 = leichte Stammschädigung; 3 = starke Stammschädigung mit Pilzbefall, Tumor, Windbruchschäden, Totholz im Kronen- bzw. Astbereich; 4 = stehendes Totholz)
- Anzahl der potentiellen Grauspechthöhlen
- Höhe der potentiellen Grauspechthöhle(n) in m
- Ausrichtung des Fluglochs

Die Ameisenerfassung im Sinne von Untersuchungen zum Nahrungsangebot erfolgte im Juni 2006 exemplarisch für eines der vorher erfassten Grauspechtreviere (Grauspechtrevier I in Abbildung 1). Ausgewählt wurde die nördlich an den Waldbereich dieses Reviers anschließende Offenlandfläche der ehemaligen Schießbahnen des Truppenübungsplatzes Weberstedt, auf der Anfang Juni Grauspechte bei der Nahrungssuche gesichtet wurden.

Innerhalb der Probeflächen der Ameisenerfassung (vgl. Abbildung 1), die jeweils eine Flächengröße von 5x5m besaßen, wurden alle vorgefundenen Ameisenhögel mit Hilfe eines Stockes und/oder einer Federstahl-Pinzette beprobt. Zusätzlich wurde, wenn vorhanden, unter Moospolstern und Steinen nach Ameisennestern gesucht und beprobt. Aus jedem Nest wurde eine so genannte Nestserie entnommen (SEIFERT 1996), d.h. 15-20 Individuen pro Nest. Da es selbst bei ein und derselben Ameisenart innerhalb eines Nestes feine morphometrische Unterschiede gibt, ist dies für eine genaue Artbestimmung unerlässlich. Die abgesammelten Ameisen wurden direkt im Gelände in 70%-iges Ethanol überführt. Da die Bestimmung der Ameisen bis zur Art messtechnische Einrichtungen sowie eine langjährige Erfahrung erfordert, wurde dies von Dr. Martin Sorg, einem erfahrenen Ameisen-Spezialisten des Entomologischen Vereins Krefeld übernommen.

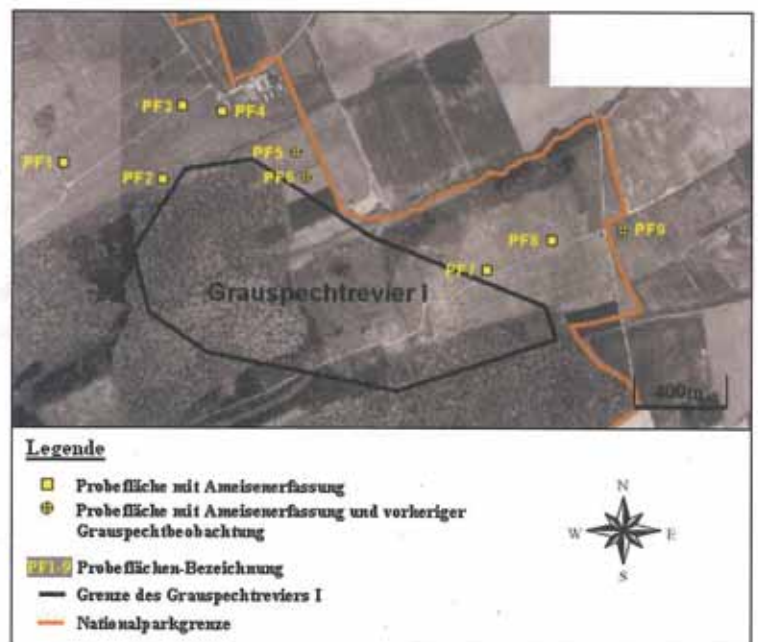


Abb. 1: Lage der Probeflächen für die Ameisenerfassung

3. Ergebnisse

3.1 Siedlungsdichte, Lage der Reviere, Reviergrößen

Insgesamt konnten drei Grauspechtreviere ermittelt werden (siehe Abbildung 2), in denen Paarbeobachtungen gemacht werden konnten (Reviere I, II und „IV“). Zusätzlich wurde während des ersten Kartierungszeitraums in einem vierten Bereich des Untersuchungsgebietes ein reviermarkierendes Grauspecht-Männchen gesichtet („Revier III“). Da es sich bei den vier Beobachtungen im Bereich des Reviers III um ein und dasselbe Grauspecht-Männchen gehandelt hat, das der Klangattrappe bis zur westlichen Waldgrenze gefolgt ist, kann keine genaue Abgrenzung des „Reviers III“ erfolgen.

Die im Untersuchungsgebiet vorgefundene Siedlungsdichte beträgt 0,3 Brutpaare pro 100 Hektar. Die relativ deutlich abgrenzbaren Reviere I und II besitzen eine Größe von 124 bzw. 130 Hektar. Der zunächst als Revier III bezeichnete Waldbereich kann aufgrund der Einzelbeobachtung hinsichtlich der Reviergröße nicht ausgewertet werden. Dies trifft ebenfalls auf das „Revier IV“ zu, da sich die Beobachtungen hier auf einen Signalbezirk von ca. 18 Hektar beschränken.

3.2 Strukturmerkmale des Waldes

Die Auswertung der Strukturmerkmale erfolgt für die beiden abgrenzbaren Grauspechtreviere I und II sowie für zwei Referenzflächen, in denen keine Grauspechtbeobachtungen gemacht wurden (vgl. braun umrandete Flächen in Abbildung 3). Die Referenzfläche 1 liegt im Zentrum, die Referenzfläche 2 im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebietes.

Die Waldbereiche der abgrenzbaren Grauspechtreviere I und II sind zu 58,9% bzw. 64,3% von naturnahen Laub- und Laubmischwäldern (N-Biotope) in Form von Eichen-Hainbuchenwald und Buchenmischwald bestanden (vgl. Abbildung 4). Die übrige Fläche der jeweiligen

Reviere besteht aus einem kleinflächigen Mosaik anderer Waldbiotopie wie z.B. Fichten- und Kiefern-mischwäldern, Wäldern mit eingeführten Baumarten und Pionierwäldern.

Die Referenzfläche 1 kennzeichnet sich durch einen vergleichsweise geringen Anteil naturnaher Waldbiotopie (41,1%) sowie einem weniger vielfältigen Mosaik anderer Waldbiotopie. Der Anteil an kul-

turbestimmten Waldbiotopie, Wäldern eingeführter Baumarten sowie Fichten- und Kiefernwäldern ist mit insgesamt 66,1% sehr hoch.

Die Referenzfläche 2 besitzt mit 50,6% einen im Vergleich zu den Grauspechtreviere nur etwas geringeren Anteil an naturnahen Biotopen. Insgesamt ist die Waldbiotopiezusammensetzung, auch im Hinblick auf ein Mosaik anderer Wald-

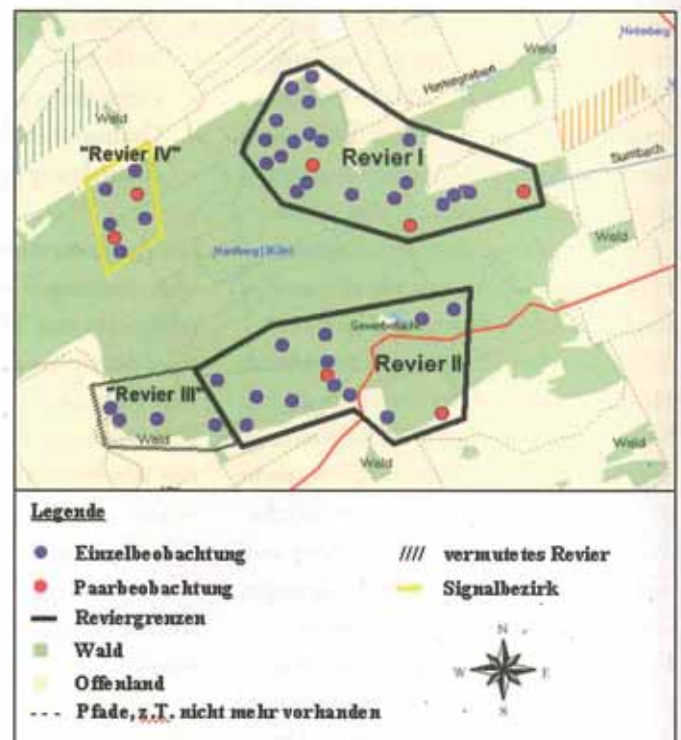


Abb. 2: Ergebnisse der Grauspechtkartierung

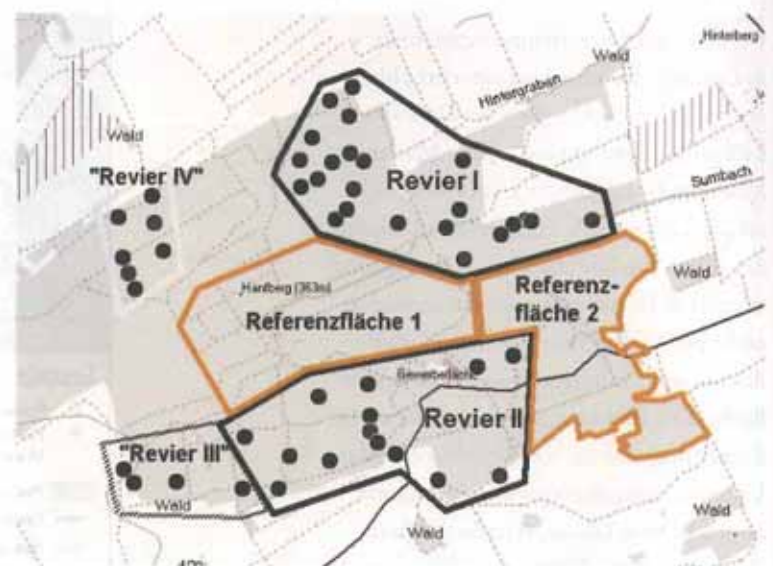


Abb. 3: Lage der Referenzflächen

biotope, den beiden Grauspechtrevieren wesentlich ähnlicher als der Referenzfläche 1.

Die N-Biotope der beiden Grauspechtreviere sowie der Referenzfläche 2 werden in der nachfolgenden Tabelle 1 in Biotoptypen aufgeschlüsselt und im Hinblick auf ihren Buchenanteil (siehe Tabelle 2) als für den Grauspecht wichtigen Höhlenbaum betrachtet.

Die Zusammensetzung der Biotoptypen innerhalb der N-Biotope der beiden Grauspechtreviere zeigt eine gegenläufige Ausprägung. In Grauspechtrevier I überwiegt der Eichen-Hainbuchenwald mit 67% deutlich gegenüber dem Buchen(misch)wald, in Grauspechtrevier II ist der Buchen(misch)wald mit 88% dominierend. Die Referenzfläche 2 ist, ähnlich wie das Grauspechtrevier I, vor allem von Eichen-Hainbuchenwald geprägt. Im Vergleich zu Grauspechtrevier I liegt der Anteil dieses Biototyps mit 80% jedoch wesentlich höher.

Die prozentualen Anteile an Buchen bezogen auf die jeweiligen Gesamtflächen der Waldbereiche der beiden Grauspechtreviere sowie der Referenzfläche 2 zeigen ebenfalls Unterschiede. Den höchsten Anteil an Buchen als Hauptbaumart besitzt mit 50,5% das Grauspechtrevier I. Grauspechtrevier II besteht nur zu 23,3% aus Buchen. Die Referenzfläche 2 zeigt mit 11,4% einen sehr geringen Anteil an Buchen.

Für eine Detailauswertung des Grauspechtreviers I wurde die Forsteinrichtung des Bundesforstamtes Thüringer Wald (LIEGENSCHAFT WEBERSTEDT „HAINICH“ 1998) hinzugezogen. Diese unterteilt Einzelbestände innerhalb vorkommender Biotoptypen in sogenannte Forstunterflächen. Jede Forstunterfläche kennzeichnet sich durch einen bestimmten Bestandstyp und eine im Detail beschriebene Baumarten- sowie Altersklassenzusammensetzung. Die De-

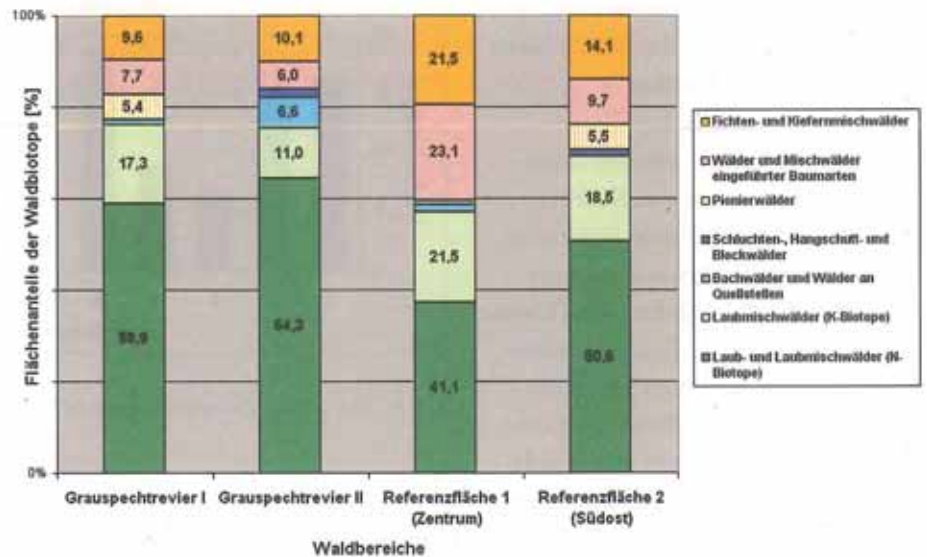


Abb. 4: Prozentuale Flächenanteile der Waldbiotope innerhalb der Grauspechtreviere I und II sowie der Referenzflächen

		Grauspechtrevier I	Grauspechtrevier II	Referenzfläche 2
Biotoptypen innerhalb der N-Biotope	Eichen-Hainbuchenwald [%]	67	12	80
	Buchen(misch)wald [%]	33	88	20

Tab. 1: Aufschlüsselung der N-Biotope in Biotoptypen

	Grauspechtrevier I	Grauspechtrevier II	Referenzfläche 2
Buche als Hauptbaumart [%]	23,2	50,5	11,4

Tab. 2: Prozentualer Anteil von Buchen als Hauptbaumart

Befundeinheiten	Flächenanteil in %	Anzahl der Forstunterflächen
Eiche + andere Laubhölzer (trockene Bodenauflage)	37,3	3
Laubholz-Mischstratum	20,1	6
Buche-Eiche	18,9	1
Sukzessionswald/-gesellschaft	8,4	3
Kiefer-Nadelbaum-Mischstratum	10,2	6
Fichte labil	5,0	2
Eiche + andere Laubhölzer (frische Bodenauflage)	1,4	2
Summe	100,0	23

Tab. 3: Befundeinheiten und Forstunterflächen innerhalb des Grauspechtreviers I

tailauswertung der in Grauspechtrevier I vorkommenden Forstunterflächen (siehe Tabelle 3) ergab Folgendes:

Innerhalb der Befundeinheiten „Laubholz-Mischstratum“ sowie „Kiefer-Nadelbaum-Mischstratum“ findet man mit sechs Forstunterflächen auf einer Fläche von 19,8 Hektar bzw. 10,2 Hektar die höchste Anzahl an Einzelbeständen. Im Gegensatz dazu kennzeichnet die Befundeinheit „Buche-Eiche“ des Grauspecht-Reviers I nur eine Forstunterfläche, allerdings ebenfalls auf einer Fläche von knapp 20 Hektar. Die Befundeinheit „Eiche und andere Laubhölzer (trockene Bodenaufage)“ besteht aus strukturreichen Übergangswäldern der früheren Mittelwald-Nutzung. Neben der Vorherrschaft der Eiche sind diese Flächen ebenso geprägt von einer hohen Baumartenvielfalt. Diese kennzeichnet sich vor allen Dingen durch einen hohen Anteil an Rotbuchen sowie Hainbuchen und ist mit drei Forstunterflächen vertreten. Insgesamt setzt sich der Waldbereich von Grauspechtrevier I aus 23 Forstunterflächen zusammen, die sieben verschiedenen Befundeinheiten zugeordnet sind. Definiert man innere Grenzlinien als Länge des Übergangs zwischen verschiedenen Einzelbeständen, die in sich eine weitgehend homogene Struktur und Altersklassenzusammensetzung aufweisen (in Anlehnung an SÜDBECK 1989 und IMHOF 1984), so betragen diese im Waldbereich von Revier I ca. 8,6 km. Dies entspricht

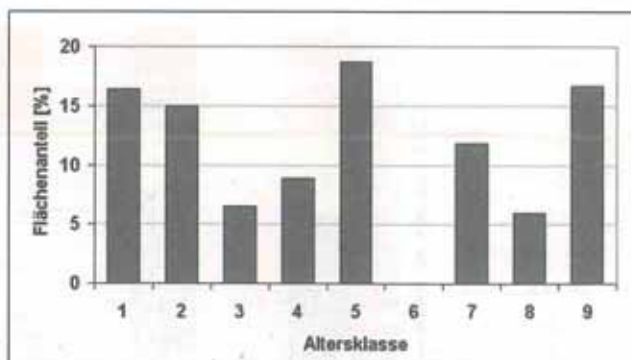


Abb. 5: Altersklassen-Zusammensetzung der Hauptbaumarten innerhalb des Waldbereichs von Revier I

bezogen auf die ausgewertete Waldfläche ca. 8,3 km/km².

Innerhalb des Grauspechtreviers I zeigt sich zudem eine ausgeglichene und vielfältige Altersklassenverteilung bezüglich der Hauptbaumarten (siehe Abbildung 5). Der flächenmäßige Anteil von jungen Baumbeständen bis zu einem Alter von 40 Jahren beträgt insgesamt ca. 33 %. Mit einem nur unwesentlichen höheren Flächenanteil von ca. 36 % sind Baumbestände vorhanden, die ein Alter von mehr als 120 Jahren aufweisen. Der prozentuale Flächenanteil von Baumbeständen mit einem Alter von 81 bis 100 Jahren ist mit ca. 20 % ebenfalls bemerkenswert hoch. Besonders erwähnenswert ist der hohe Flächenanteil von Bäumen mit einem Alter von > 120 Jahren (Altersklassen 7, 8 und 9).

3.3 Potentielle Grauspechthöhlen

Im Rahmen der Höhlenkartierung wurden insgesamt 58 Bäume mit 107 potentiellen Grauspechthöhlen vorgefunden (siehe Tabelle 4).

In den Bereichen der Reviere I, II und III lag die Häufigkeit von Höhlenbäumen (0,11 und 0,12 Höhlenbäume/ha) und potentiellen Grauspechthöhlen (0,19 bis 0,21 Höhlen/ha) in einer vergleichbaren Größenordnung. Im Bereich des Reviers IV war die Anzahl nur etwas geringer. Innerhalb der Referenzfläche 2 (vgl. Abb. 3) fehlten Höhlenbäume mit potentiellen Grauspechthöhlen weitgehend. 105 der 107 potentiellen Grauspechthöhlen waren in der Rotbuche angelegt.

Der durchschnittliche Stammumfang (siehe Tabelle 5) bezüglich aller 58 Höhlenbäume lag bei 172 cm mit einer Variationsbreite zwischen 130 und 213 cm.

Kartierungsbereich	Flächengröße [ha]	Anzahl Höhlenbäume	Anzahl Höhlenbäume pro ha	Anzahl potentieller Grauspechthöhlen	Anzahl Höhlen pro ha
Revier I	173	19	0,11	45	0,26
Revier II	130	16	0,12	25	0,19
Revier III	82	9	0,11	17	0,21
Revier IV	90	10	0,11	13	0,14
Referenzfläche 2	90	4	0,04	7	0,08
Gesamt:	565	58	0,10	107	0,19

Tab. 4: Flächengrößen der Kartierungsbereiche und Anzahl der Höhlenbäume sowie potentieller Grauspechthöhlen

Die durchschnittliche Baumhöhe betrug 18,5 m, die Höhe der Höhle 9 m.

Bei ca. 50 % aller kartierten Höhlenbäume handelte es sich um stehendes Totholz (Vitalitätsgrad 4, vgl. Abbildung 6). 70 % aller kartierten potentiellen Grauspechthöhlen befanden sich in stehendem Totholz, d.h. dass gerade dieses für den Grauspecht im Nationalpark eine besondere Bedeutung besitzt. Vollständig intakte Bäume ohne sichtbare forstpathogene Schäden wurden in der vorliegenden Untersuchung nicht durch den Grauspecht zur Höhlenanlage genutzt.

Hinsichtlich der Ausrichtung des Fluglochs, dargestellt in der nachfolgenden Abbildung 7 zeigt sich zum einen mit 15% ein gehäuftes Vorkommen von potentiellen Grauspechthöhlen in Richtung Südost. Um die jeweils 15% liegt allerdings auch der prozentuale Anteil der Höhlen in westliche und nördliche Richtungen (Südwest, West, Nordwest, Nord und Nordost). Auffallend weniger Fluglöcher zeigen in die Richtungen Süd und Ost.

3.4 Nahrungsangebot

Die exemplarische Erfassung der Ameisen in den an das Grauspechtrevier I angrenzenden Offenlandbereichen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt, innerhalb derer bei der Nahrungssuche gestörte und vom Boden auffliegende Grauspechte gesichtet wurden, ergab insgesamt ein vielfältiges Ameisenspektrum bestehend aus 12 verschiedenen Arten (vgl. Tabelle 6). Es handelt sich dabei um weit verbreitete und überwiegend eurytope Ameisenarten. Die prozentualen Anteile der jeweiligen Ameisenarten wurden berechnet aus der Nestdichte (= Anzahl Nester pro 25 m²).

Die deutliche Dominanz von Ameisenarten der Gattung *Lasius* ist darauf zurückzuführen, dass gerade diese aufgrund ihrer weiten ökologischen

	25%- Perzentil	Median	75%- Perzentil
Stammumfang [cm]	130,0	172,0	213,0
Baumhöhe [m]	12,0	18,5	26,0
Höhlenhöhe [m]	6,0	9,0	11,5

Tab. 5: Auswertung aufgenommener Höhlenparameter

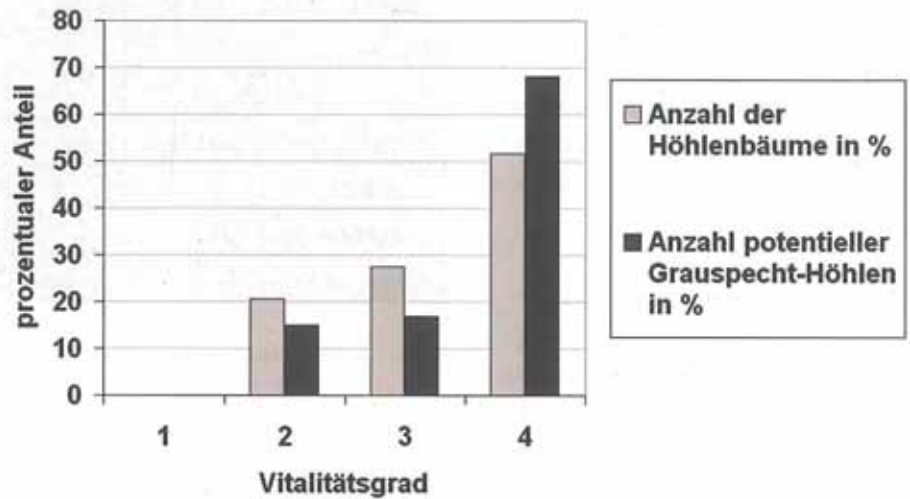


Abb. 6: Prozentuale Verteilung der Höhlenbäume und der potentiellen Grauspecht-Höhlen in Abhängigkeit von dem Vitalitätsgrad

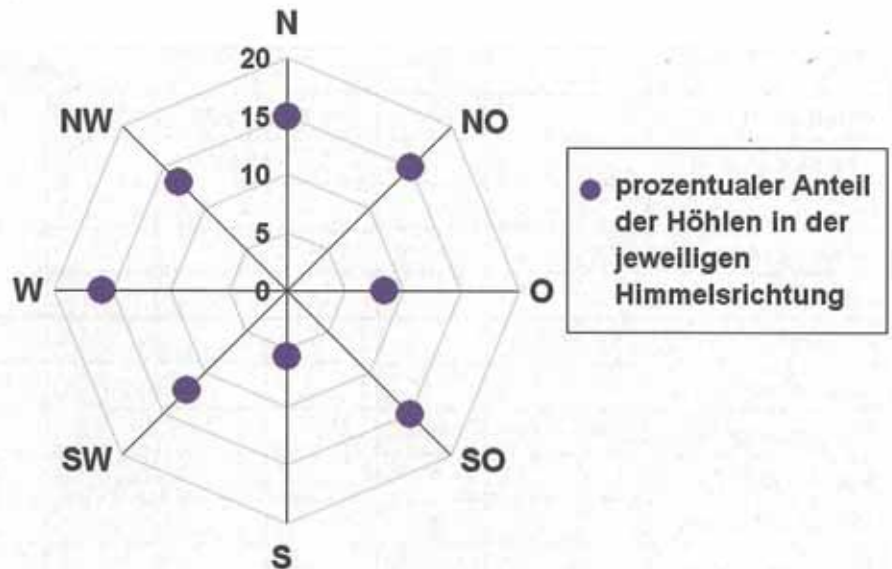


Abb. 7: Ausrichtung des Fluglochs der potentiellen Grauspecht-Höhlen

Valenz dazu befähigt sind, ganz unterschiedliche Lebensräume zu besiedeln. Das Auftreten von Arten der Gattungen *Formica* und *Myrmica* ist dagegen stärker von bestimmten mikroklimatischen Bedingungen abhängig. Aufgrund ihrer als Hügel angelegten Nester bevorzugen *Formica*-Arten trockene, warme und sonnenbeschienene Lebensräume. Arten der Gattung *Myrmica* besiedeln dagegen gehölzreiche Lebensräume und bauen Erdnester unter Steinen, Wurzeln, Moospolstern, Gras, in morschem Holz und Baumstubben. *Formica*- und *Myrmica*-Arten wurden insgesamt nur zu geringeren Anteilen vorgefunden.

Sieben der 12 vorgefundenen Arten gelten als Besiedler des Offenlandes. Zu diesen Ameisenarten werden *Lasius niger*, *L. flavus*, *Myrmica scabrinodis*, *Formica cunicularia*, *F. sanguinea*, *Myrmica rubra* und *Tetramorium caespitum* gezählt. Zudem wurden Arten erfasst, die Grenzbereiche zwischen Wald und Offenland besiedeln (*Lasius brunneus*, *Myrmica ruginodis*, *Leptothorax acervorum*, *Formica fusca*). Mit

Ameisenart	Ökologische Grobeinschätzung	Anteil [%]
<i>Lasius niger</i>	O	29,8
<i>Lasius platythorax</i>	S	16,7
<i>Lasius flavus</i>	O	15,5
<i>Myrmica scabrinodis</i>	O	8,3
<i>Formica cunicularia</i>	O	7,1
<i>Formica sanguinea</i>	O	7,1
<i>Lasius brunneus</i>	S, O	4,8
<i>Myrmica rubra</i>	O	2,4
<i>Myrmica ruginodis</i>	S, O	2,4
<i>Tetramorium cf. caespitum</i>	O	2,4
<i>Formica fusca</i>	S, O	1,2
<i>Leptothorax acervorum</i>	S, O	1,2
<i>Lasius sp.</i>		1,2

Tab. 6: Ameisenspektrum innerhalb der 25m²-Probeflächen und prozentuale Häufigkeiten (O = Art des Offenlandes und Halbopenlandes; S = Art des Waldes nach SEIFERT 1996)

Lasius platythorax wurde nur eine einzige waldbewohnende Art vorgefunden.

Die Probefläche PF1 ist im Vergleich zu den anderen Probeflächen mit Abstand

am stärksten von Ameisen besiedelt, sowohl im Hinblick auf die Anzahl von 23 Nestern als auch die Anzahl von neun Arten (vgl. Tabelle 7). Bei den Probeflächen PF5 bis PF9 findet man eine relativ

Ameisenart	Probefläche								
	PF1	PF2	PF3	PF4	PF5	PF6	PF7	PF8	PF9
<i>Lasius brunneus</i>	2					1			1
<i>Lasius flavus</i>	3	3			3	1		1	2
<i>Lasius niger</i>	2	2	1	2	3	2	7	1	5
<i>Lasius platythorax</i>		2	2				2	6	2
<i>Formica fusca</i>						1			
<i>Formica cunicularia</i>	3		2		1				
<i>Formica sanguinea</i>	5							1	
<i>Myrmica rubra</i>	2								
<i>Myrmica scabrinodis</i>	2				3	2			
<i>Myrmica ruginodis</i>	2								
<i>Leptothorax acervorum</i>						1			
<i>Tetramorium cf. caespitum</i>	2								
<i>Lasius sp.</i>								1	
Anzahl Nester	23	7	5	2	10	8	9	10	10
Artenzahl	9	3	3	1	4	6	2	4	4

Tab. 7: Nestdichten der Ameisen auf den unterschiedlichen Probeflächen (hellblau unterlegt sind die Probeflächen, auf denen Grauspechte gesichtet wurden)

hohe Nestanzahl von acht bis 10 Nestern. Mit Ausnahme der Probefläche PF7, auf der nur zwei Arten erfasst wurden, liegt die Artenzahl dieser Probeflächen mit vier bis sechs Arten auf einem ähnlichen Niveau. Innerhalb von PF2 wurden dagegen nur zwei Nester von einer Ameisenart gefunden.

Die von den Grauspechten zur Nahrungssuche ausgewählten Flächen PF5, PF6 und PF9 gehören zu den Probeflächen mit den höchsten Arten- und vor allem Nestzahlen.

4. Diskussion

4.1 Siedlungsdichte, Lage der Reviere, Reviergrößen

Die Ergebnisse der Grauspechtkartierung spiegeln deutlich die Präferenzen und Ansprüche des Grauspechtes wider. Die erfassten Grauspechtreviere orientieren sich stark an den Waldrändern im Übergang zu den Offenlandbereichen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt. Da der Hauptaufenthaltsraum des Grauspechtes gerade auch in Bezug auf die Brut- und Höhlenanlage der Wald ist (SÜDBECK 1993), nimmt dieser den größten Teil des Reviers ein. Die Randlage der Grauspechtreviere vermag dadurch begründet zu sein, dass gerade dort der wichtige Nahrungsfaktor Ameisen sowie ein optimales Angebot an witterungsgeschädigten und somit für den Grauspecht geeigneten Höhlenbäumen in räumlicher Nähe vorhanden sind (CONRADS & HERMANN 1963; IMHOF 1984). Darüber hinaus ist die Randlage der Reviere und ihre Ausdehnung in den Wald hinein ein Zeichen dafür, dass der Lebensraum des Grauspechtes in reich gegliederten Landschaften mit einem hohen Grenzlinienanteil zwischen Laubmischwald und halboffener Landschaft liegt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Das Zentrum sowie der südöstliche Bereich des Untersuchungsgebietes sind nicht vom Grauspecht besiedelt. Im südwestlichen Bereich

des Untersuchungsgebietes (Revier III) scheint es sich um ein unverpaartes Grauspecht-Männchen gehandelt zu haben, da die Reaktion auf die Klangattrappe sehr ausgeprägt war und kein Weibchen gesichtet wurde. Nach SÜDBECK (1989) zeigen noch nicht verpaarte Männchen starke Reaktionen auf Klangattrappen, während diese bei verpaarten Vögeln weitaus schwächer ausfallen.

Die im Untersuchungsgebiet vorgefundene Siedlungsdichte von 0,30 Brutpaaren pro 100 Hektar ist etwas geringer als in vergleichbaren Untersuchungen (0,63-0,88 BP/100 ha bei IMHOF 1984; 0,5 BP/100 ha bei SÜDBECK 1989).

Die in dieser Untersuchung ermittelten Reviergrößen der klar abgrenzbaren Grauspechtreviere I und II liegen mit 124 bzw. 130 Hektar innerhalb der von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1980) angegebenen durchschnittlichen Reviergröße von 100 bis 200 Hektar. Im Vergleich mit der von IMHOF (1984) ermittelten Reviergröße von 109 Hektar liegen die hier festgestellten Reviergrößen etwas höher. Dies resultiert daraus, dass die Reviergröße bei isolierten Vorkommen größer ist als in Gebieten mit höherer Siedlungsdichte (IMHOF 1984). Zudem ist die Reviergröße abhängig von dem Grad der Verzahnung in Bezug auf Bereiche mit für den Grauspecht wichtigen Requisiten wie Höhlenbäumen und geeigneten Offenland- oder Lichtungsbereichen für die Nahrungssuche. Sind die benötigten Strukturen stärker räumlich getrennt, steigt automatisch der Flächenbedarf und somit auch die Reviergröße eines Grauspecht-Paares.

4.2 Strukturmerkmale des Waldes

Die Auswertung der habitatbezogenen Strukturmerkmale, d.h. der Waldbiotopzusammensetzungen und Struktureigenschaften der Grauspechtreviere I und II unterstreicht die hohe Bedeutung strukturreicher Bu-

chenmischwälder, die auch von anderen Autoren (CONRADS 1967; IMHOF 1984; SÜDBECK 1989; BLUME 1996) in den Vordergrund gestellt wird. So bestehen die beiden betrachteten Reviere zu ca. 60 % aus naturnahen Waldbiotopen in Form der Biotoptypen Eichen-Hainbuchenwald und Buchenmischwald neben einem Mosaik aus anderen Waldbiotopen. Nach FLADE (1994) gilt der Grauspecht gerade für diese Biotoptypen als Leitart, d.h. er findet dort die für ihn wichtigen Habitatstrukturen und Requisiten wesentlich häufiger und regelmäßiger vor als in anderen Landschaftstypen.

Das Zentrum des Waldgebietes (Referenzfläche 1), das während der Grauspechtkartierung durch jegliches Fehlen von Grauspechten auffiel, besitzt eine den Grauspechtrevieren I und II unähnliche Waldbiotopzusammensetzung. Es besteht aus einem wesentlich geringeren Anteil naturnaher Biotope und einem dagegen sehr hohen Anteil an Nadelhölzern sowie eingeführten Baumarten, die den Bedürfnissen des Grauspechtes nicht entsprechen.

Die Referenzfläche 2 weist hinsichtlich der Waldbiotope eine den Grauspechtrevieren ähnliche Zusammensetzung auf, d.h. es gibt einen hohen Anteil naturnaher Laubmischwälder (= N-Biotope) neben einem kleinflächigen Mosaik anderer Waldbiotope.

Hinsichtlich der prozentualen Anteile der Biotoptypen Eichen-Hainbuchenwald und Buchen(misch)wald scheint besonders das Grauspechtrevier II aufgrund seines sehr hohen Buchenanteils gute Bedingungen für die Höhlenanlage zu bieten. Die Rotbuche besitzt eine zentrale Stellung als Haupthöhlenbaum für den Grauspecht (CONRADS 1980; MILDENBERGER 1984; KEUTSCH 1986). Innerhalb des Grauspechtreviers I sind lediglich ca. 23% von der Buche als Hauptbaumart bestanden. Die Referenzfläche 2 besteht nur zu ca. 10% aus Buchen,

so dass hier das Angebot an für den Grauspecht geeigneten Höhlenbäumen vergleichsweise gering ist.

Die Gesamtanzahl von 23 Forstunterflächen, die sieben verschiedenen Befundeinheiten zugeordnet sind, zeigt, dass der Waldbereich innerhalb des Grauspechtreviers I artenreich und vielfältig strukturiert ist. Die Auswertung des Altersklassenspektrums zeigt deutlich, dass eine ungleichartige und mehrstufige Waldstruktur vorhanden ist. Der ausgewertete Waldbereich ist also nicht nur horizontal, sondern auch vertikal vielfältig strukturiert. Diese Strukturvielfalt sowie der hohe Anteil an Baumbeständen mit einem Alter von >120 Jahren innerhalb des Grauspechtreviers I ist das Resultat einer langen und besonderen Nutzungsgeschichte. So entstand zunächst durch den Plenterbetrieb im 19. Jahrhundert ein Wald mit urwaldähnlichem Charakter, bei dem aufgrund der Einzelstamm-Entnahme ein hohes Alter einzelner Bäume zugelassen wurde. Der Wald konnte aufgrund der jahrzehntelangen sehr geringen forstlichen Nutzung während des militärischen Übungsbetriebes von 1945 bis 1995 zu einem vielfältig strukturierten Wald durchwachsen. Nach einer kurzzeitigen Nutzungsphase entwickelte sich seit der Ausweisung des Nationalparks im Jahr 1998 fast ungestört eine natürliche Walddynamik. Lediglich im Bereich der kleinflächig vorhandenen Nadelholzbestände fand seitdem Holzeinschlag statt, der lokale Auffichtungsgebiete mit aufkommendem Unterwuchs bewirkte.

Resultierend aus der genannten Waldbiotopzusammensetzung sowie eines vielfältigen Altersklassenspektrums weisen die vom Grauspecht genutzten Waldbereiche sowohl eine hohe Grenzlinienlänge als auch eine insgesamt große dreidimensionale Strukturvielfalt auf. Der Grauspecht findet dort geeignete Höhlenbäume in Form der Rotbuche, Trommelplätze, Putz- und Ruhemöglichkeiten sowie

Überhälter als Rufwarten (SÜDBECK 1993). Auch SCHERZINGER (1982) und PASINELLI (2005) weisen darauf hin, dass der Grauspecht neben einem strukturreichen Buchenwald ebenso Baumgruppen, Lücken und Freiflächen mit einem hohen Grenzlinienanteil als wichtige Habitat-elemente benötigt. Insgesamt ist der Grauspecht-Bestand nach WEY (1983) umso höher, je größer die Anzahl der Baumaltersklassen ist.

4.3 Potentielle Grauspechthöhlen

Lokale Anhäufungen von Bäumen mit potentiellen Grauspechthöhlen zeigten sich immer dort, wo die Rotbuche verstärkt auftritt. Die im Vergleich sehr ähnliche Anzahl an Höhlenbäumen bzw. potentiellen Grauspechthöhlen innerhalb der kartierten Grauspechtreviere weist insgesamt auf eine langjährige Spechtbesiedlung hin. Das Vorhandensein offensichtlich neu angelegter bzw. bearbeiteter Höhlen zeigt zudem eine aktuelle Nutzung der Bäume zur Höhlenanlage. Gerade die zentrale Stellung der Rotbuche als Haupthöhlenbaum für den Grauspecht (CONRADS 1980; MILDENBERGER 1984; KEUTSCH 1986) wird auch durch die vorliegende Untersuchung bestätigt, da 98% der kartierten Höhlen in der Rotbuche angelegt waren. Somit wurden die kartierten Höhlenbäume ausschließlich in Bereichen der naturnahen Laubwälder, im Besonderen der Buchen- und Buchenmischwälder, vorgefunden. Aber dies allein scheint nicht der einzige Faktor zu sein. Die Auswertung der höhlenökologischen Parameter zeigte, dass zudem ein gewisses Alter und die Schädigung der Rotbuche eine bedeutende Rolle für die Höhlenanlage des Grauspechtes spielen. Der durchschnittliche Stammumfang der Höhlenbäume mit 172cm lässt darauf schließen, dass es sich überwiegend um Bäume höheren Alters handelte. Gerade diese weisen eher geschädigte und morsche Partien auf als Bäume jüngeren Alters. Nach CONRADS (1980) bevorzugt der Grauspecht forstpathogene Stellen

für die Höhlenanlage. In der vorliegenden Untersuchung ist besonders erwähnenswert, dass es sich bei den Höhlenbäumen nicht nur um geschädigte Bäume, sondern zum überwiegenden Teil um abgestorbene Bäume in Form von stehendem Totholz handelte. Völlig intakte Bäume wurden nicht für die Höhlenanlage genutzt. Dies erklärt das weitgehende Fehlen von Grauspechthöhlen auf der Referenzfläche 2. Bei dem dort auf einem geringen Flächenanteil vorkommenden Rotbuchenbestand handelte es sich überwiegend um noch nicht geschädigte Bäume, die dem Grauspecht schlechte Möglichkeiten zum Höhlenbau bieten.

Hinsichtlich der Ausrichtung des Fluglochs beschreibt BLUME (1983), dass die Bevorzugung bestimmter Himmelsrichtungen darin begründet ist, dass sich infolge klimatischer Einflüsse die Schadstellen nach bestimmten Richtungen besonders dicht unter der Rinde befinden. Er greift damit die von TRACY (1938) getroffene und ursprünglich schon vor 300 Jahren von dem Engländer Sir Thomas Browne gemachte Aussage auf. Die vorherrschende Windrichtung im Untersuchungsgebiet ist Südwest, so dass sich das gehäufte Vorkommen von Höhlen in Richtung Südwest und West erklären würde. Da die Schadstellen zumindest bei 50 % der abgestorbenen Höhlenbäume den ganzen oder größere Teile des Baumes betrafen, scheint die Wetterseite an sich in Relation zu dem Auftreten von Schadstellen nur eine bedingte Rolle zu spielen. 15 % der Fluglöcher zeigen in Richtung Südost. Dies würde die Abwägung von KNEITZ (1961) bestätigen, dass sich Vögel im Allgemeinen ungern dem Wind aussetzen. Zusätzlich besteht auf der Wetterseite eine erhöhte Gefahr, dass die Höhle, wenn sie nicht optimal angelegt ist, mit Wasser voll läuft.

Insgesamt ist die Ausrichtung der Fluglöcher durch eine ganze Reihe von Komponenten bedingt (KNEITZ 1961). Gerade beim Grauspecht steht die Bevorzugung

geschädigter Bereiche im Baum im Vordergrund. Da die potentiellen Grauspechthöhlen zu einem großen Teil in stehendem Totholz mit Stammschäden, die den gesamten Baum betrafen, angelegt waren, zeigt sich in der vorliegenden Untersuchung eine relativ ausgewogene Verteilung der Ausrichtung des Fluglochs mit Ausnahme der Himmelsrichtungen Süd und Ost.

Aufgrund des verstärkten Vorkommens der Rotbuche (vgl. Abschnitt 4.2) findet der Grauspecht in Teilbereichen des Untersuchungsgebietes eine Vielzahl geeigneter Höhlenbäume. Bedeutend sind dabei gerade die Altbestände mit einem hohen Anteil an geschädigten Bäumen bzw. stehendem Totholz, die aus der oben schon angesprochenen Nutzungsgeschichte resultieren. Nur durch die insgesamt sehr geringe Nutzungsintensität konnten sich Altbestände mit einem hohen Anteil an stehendem Totholz entwickeln (NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH 2006).

4.4 Nahrungsangebot

Das Überwiegen von Ameisenarten, die das Offenland besiedeln, spiegelt den Offenland-Charakter der Schießbahnen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt. Das Vorkommen von Arten, die Grenzgebiete zwischen Wald und Offenland besiedeln, begründet sich durch die Nähe der Offenlandbereiche zum Waldrand sowie durch das Vorkommen von Feldgehölzen und Gebüschstrukturen.

Das dominante und zahlreiche Vorkommen von Ameisenarten der Gattung *Lasius* bietet dem Grauspecht, aber auch dem ebenfalls dort gesichteten Grünspecht und Wendehals, eine bedeutende Nahrungsgrundlage. Gerade während der Brutzeit und der Nestlingsfütterung erbeuten diese hauptsächlich die Ameisenarten *Lasius niger* und *L. flavus* (RAQUÉ & OTTE 1992; MUSCHKETAT

& RAQUÉ 1993; BITZ & ROHE 1993). Dabei überwiegt der Anteil verfütterter Ameisenpuppen gegenüber dem Anteil an Larven und adulten Ameisen. Aufgrund der Tatsache, dass die beiden *Lasius*-Arten ihre Nester in Form von oberirdischen Erdhügeln errichten, sind diese leicht zu erbeuten. Zudem befinden sich die Brutkammern in den obersten Nestbezirken, so dass sie dort durch Hebeln und Kratzen mit dem Schnabel leicht erreichbar sind (RAQUÉ & OTTE 1992). Besonders die Probestellen, auf denen der Grauspecht bei der Nahrungssuche gesichtet wurde, waren durch hohe Nestdichten mit jeweils bis zu 10 Nestern gekennzeichnet. Da die Probestellen mit 25 m² eine im Vergleich zum ca. 158 Hektar großen Offenlandbereich, der an das Grauspechtrevier I angrenzt, nur eine geringe Fläche einnehmen, gibt diese Untersuchung lediglich einen Einblick in die gesamte Ameisenbesiedlung. Nichtsdestotrotz kann, bezogen auf den gesamten Offenlandbereich, auf eine hohe Abundanz von Ameisen, im Speziellen der Arten *Lasius niger* und *L. flavus*, ausgegangen werden.

Im Allgemeinen stellen die meisten Ameisenarten hinsichtlich mikroklimatischer Bedingungen konkrete Anforderungen an ihren Lebensraum (MUSCHKETAT & RAQUÉ 1993). Anhand der Ameisenbesiedlung der einzelnen Probestellen konnte gezeigt werden, dass die Offenlandbereiche des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt vielfältige Strukturmerkmale aufweisen. Die Strukturmerkmale eines Biotops mit den daraus resultierenden mikroklimatischen Bedingungen bestimmen maßgeblich die Abundanz und das Artenspektrum der Ameisen. Durch diese sind dann auch die Nahrungsbedingungen für den Grauspecht festgelegt.

Die angrenzenden Offenlandflächen der Schießbahnen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt decken die Nahrungspräferenzen des Grauspechtes,

im Besonderen während der Phase der Nestlingsfütterung. Inwieweit lückige Bereiche innerhalb des Waldes eine Bedeutung für die Nahrungssuche des Grauspechtes besitzen, konnte nicht erfasst werden, da Grauspechte aufgrund von dichter Vegetation dort nur schwer zu beobachten sind.

5. Gesamtbetrachtung

Insgesamt zeigt sich, dass das Untersuchungsgebiet dem Grauspecht gute Besiedlungsbedingungen bietet. Kennzeichnend ist dabei, dass die Grauspechtreviere, die zum überwiegenden Teil innerhalb des Waldgebietes liegen, an den Waldrändern orientiert sind. Zum einen ist dies dadurch begründet, dass gerade diese Bereiche durch die vom Grauspecht bevorzugten, dreidimensional vielfältig strukturierten Buchen(misch-)wälder und einem kleinflächigen Mosaik aus anderen Waldbiotopen bestanden sind. Dort findet der Grauspecht geeignete Höhlenbäume in Form der Rotbuche, Trommelplätze, Putz- und Ruhemöglichkeiten sowie Überhälter als Rufwarten (SÜDBECK 1993). Anhand der Detailauswertung der Strukturmerkmale des Grauspechtreviers I konnte der Strukturreichtum des Waldes sowohl horizontal anhand der Auswertung von Forstunterflächen als auch vertikal anhand der Altersklassenzusammensetzung herausgestellt werden.

Die Höhlenkartierung unterstreicht die von einigen Autoren (CONRADS 1980; MILDENBERGER 1984; KEUTSCH 1986) herausgestellte Vorliebe für die Rotbuche als zur Höhlenanlage genutzte Baumart. So legt der Grauspecht seine Höhlen im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich in die Rotbuche. Die Auswertung höhlenökologischer Parameter zeigt zudem, dass es sich bei den Höhlenbäumen um ältere und überwiegend stark geschädigte bzw. schon abgestorbene Bäume handelte. Innerhalb der kartierten Grauspechtreviere lag die Anzahl an Höhlenbäumen

sowie potentieller Grauspechthöhlen in einer vergleichbaren Größenordnung und zeigt eine langjährige Besiedlung durch den Grauspecht an.

Im Rahmen der Ameisenerfassung wurde exemplarisch für das Grauspechtrevier I die Bedeutung der angrenzenden Offenlandflächen der ehemaligen Schießbahnen des Truppenübungsplatzes Weberstedt als Nahrungshabitate während der Zeit der Nestlingsfütterung aufgezeigt, die ein weiterer Faktor für die Randlege der Grauspechtreviere zu sein scheint. Gerade diese Bereiche weisen ein hohes Angebot an Offenland-bewohnenden Ameisenarten auf. So konnte dort eine hohe Abundanz von *Lasius*-Arten, im Besonderen von *Lasius niger*, nachgewiesen werden, deren Puppen der Grauspecht nach RAQUÉ & OTTE (1992) als Nestlingsnahrung bevorzugt. Längerfristig liegt jedoch die Vermutung nahe, dass sich die Besiedlungsbedingungen für die Ameisen auf den Offenlandflächen innerhalb des Nationalparks Hainich im Zuge der Sukzession verschlechtern. Diese wird in Abhängigkeit der lokalen, standörtlichen Bedingungen in unterschiedlichen Zeiträumen verlaufen. Besonders durch Trockenheit geprägte Flächen bieten eher schlechte Bedingungen für das Pflanzenwachstum, so dass diese aufgrund einer langsamer verlaufenden Sukzession weiterhin eine besondere Bedeutung für eine vielfältige Ameisenbesiedlung besitzen werden.

Im Zentrum (Referenzfläche 1) sowie im südöstlichen Bereich des Untersuchungsgebietes (Referenzfläche 2) konnten keinerlei Grauspechte gesichtet werden, so dass diese Bereiche nicht vom Grauspecht besiedelt erscheinen. Das Zentrum des Untersuchungsgebietes unterscheidet sich von den Bereichen der Grauspechtreviere I und II in seiner Waldbiotopzusammensetzung. Der Anteil der naturnahen Waldbiotope Eichen-Hainbuchenwald und Buchen(misch)wald ist geringer und die Fläche insgesamt weniger mosaikartig

strukturiert. Zudem ist dieser Bereich weder von Offenlandflächen umgeben, noch scheint dieser in sich Lichtungsflächen aufzuweisen, die dem Grauspecht im Besonderen während der Nestlingsfütterung als Nahrungshabitat dienen könnten. Hier scheinen die Faktoren geringere Strukturvielfalt und vermutlich schlechtes Nahrungsangebot eine Besiedlung zu erschweren.

Die Referenzfläche 2, im Südosten des Untersuchungsgebietes gelegen, besitzt zwar eine den Grauspechtrevieren ähnliche Waldbiotopzusammensetzung aus einem hohen Anteil naturnaher Biotope und einem kleinflächigen Mosaik anderer Waldbiotope. Jedoch findet sich innerhalb der naturnahen Biotope eine deutliche Dominanz von Eichen-Hainbuchenwald und der Anteil an Buchenbeständen als Hauptbaumart liegt bei nur 10%. Somit ist hier das Angebot an Rotbuchen, die vom Grauspecht als Höhlenbaum bevorzugt werden, nur sehr gering. Dies konnte auch im Rahmen der Höhlenkartierung bestätigt werden, da auf dieser Fläche lediglich vier Höhlenbäume mit sieben potentiellen Grauspechthöhlen vorgefunden wurden. Insgesamt handelte es sich bei den wenigen, dort vorkommenden Rotbuchen fast ausschließlich um noch nicht geschädigte Bäume, die der Grauspecht nicht zur Höhlenanlage zu nutzen scheint. Der maßgebliche Faktor, der dem Grauspecht die Besiedlung der Referenzfläche 2 erschwert, scheint das Fehlen von geeigneten Höhlenbäumen zu sein. Hinsichtlich des Nahrungsangebotes fanden keine Untersuchungen statt. Es ist aber zu vermuten, dass die südlich und südöstlich an die Fläche angrenzenden Offenlandbereiche, ähnlich wie bei Grauspechtrevier I, Nahrungshabitate bieten könnten.

Der Grauspecht kann als wichtiger Indikator für Naturnähe gelten, da sein Vorkommen innerhalb des geschlossenen Waldes auf lückige, aber totholzreiche Altbestände in der Zerfallsphase mit hohem Laubholzanteil hinweist (SCHER-

ZINGER 1982). Die Nutzungsgeschichte des Nationalparks Hainich vermag dem Grauspecht in zweierlei Hinsicht zu gute gekommen zu sein. Der Strukturreichtum des Waldes wurde, im Besonderen in Bezug auf die Vielfalt der Waldbiotope und Altersklassen, gefördert. Die langjährige militärische Nutzung sowie die währenddessen stattfindende Schafbeweidung haben Offenlandflächen mit guten Besiedlungsbedingungen für Ameisen geschaffen. Für die Zukunft ist zu vermuten, dass im Zuge der natürlichen Walddynamik immer wieder Lichtungsbereiche in Form von Windwurfflächen entstehen, die für den Grauspecht als weitere Nahrungshabitate eine Bedeutung haben könnten. Dagegen werden sich die Besiedlungsbedingungen für die Ameisen innerhalb der nutzungsfreien Offenlandbereiche im Zuge der natürlichen Sukzession längerfristig und in Abhängigkeit von den lokalen, standörtlichen Bedingungen verschlechtern. Dadurch wird, auf lange Zeiträume gesehen, das Nahrungsangebot für den Grauspecht limitiert werden.

6. Zusammenfassung

Das Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, die strukturellen Besonderheiten des Nationalparks Hainich und die daraus resultierende Besiedlung durch den Grauspecht darzustellen. Zudem erfolgte eine Analyse der für die Lebensansprüche des Grauspechtes wichtigen Faktoren.

Die Ergebnisse der Grauspechtkartierung zeigen eine dem Lebensraum entsprechende Siedlungsdichte und spiegeln deutlich die Präferenzen und Ansprüche des Grauspechtes wider. Die Lage der Grauspechtreviere in den Randbereichen des Waldes resultiert aus mehreren Ursachen. Gerade dort befinden sich die vom Grauspecht bevorzugten naturnahen Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder mit einer großen dreidimensionalen Strukturvielfalt und einer insgesamt hohen Grenzlinienlänge. Darüber hinaus findet

der Grauspecht die Rotbuche als den von ihm zur Höhlenanlage bevorzugten Baum zahlreich vor. Besonders hervorzuheben ist die im Untersuchungsgebiet festgestellte Vorliebe für stehendes Totholz bzw. geschädigte Rotbuchen mit einem Alter von über 120 Jahren. Die hohe Anzahl vorgefundener Grauspechthöhlen innerhalb der ermittelten Reviere zeigt eine langjährige Besiedlung an.

Gute Nahrungsbedingungen im Hinblick auf die Nestlingsfütterung findet der Grauspecht innerhalb der an seine Reviere angrenzenden Offenlandbereiche des ehemaligen Truppenübungsplatzes Weberstedt. Die dort in hoher Abundanz vorkommenden und bevorzugten Ameisen der Gattung *Lasius* bieten nicht nur dem Grauspecht, sondern auch dem Grünspecht und Wendehals gute Nahrungsbedingungen.

Nicht vom Grauspecht besiedelt ist zum einen das Zentrum des Untersuchungsgebietes, das eine naturfernere und weniger vielfältig strukturierte Waldbiotopzusammensetzung aufweist. Zum anderen ist der südöstliche Bereich des Untersuchungsgebietes nicht besiedelt. Dieser kennzeichnete sich besonders durch ein nur geringes Vorkommen von Rotbuchen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass das Angebot geeigneter Bäume für den Höhlenbau des Grauspechtes zu gering ist.

Insgesamt konnte anhand des Grauspechtes das komplexe Wirkungsgefüge der Faktoren, die für seine Besiedlung eine bedeutende Rolle spielen, dargestellt und erörtert werden. Das Untersuchungsgebiet im Nationalpark Hainich bietet aufgrund seiner vielfältigen Strukturgegebenheiten sowie dem Vorhandensein geeigneter Höhlenbäume und einer guten Nahrungsgrundlage gute Besiedlungsbedingungen für den Grauspecht.

7. Summary

Structure characteristics of the Hainich National Park and colonization by the Grey-headed Woodpecker (*Picus canus*)
The intention of this study was to describe the structural features of the Hainich National Park as well as the out of this resulting colonization by the Grey-Headed Woodpecker (*Picus canus*). Moreover an analysis of the important factors which meet his demands was carried out.

The results of surveying and mapping Grey-Headed Woodpeckers reveal a population density according to the habitat and reflect his requirements. The location of his home ranges at the boundary areas of the forest is the result of different factors. Currently there near-natural beech and oak-hornbeam groove with diverse three-dimensional structures and high lengths of boundaries are to be found as important habitat elements which are preferred by the Grey-Headed Woodpecker. Furthermore there is a high abundance of common beeches which are preferably used to cave constructing. Attention should be paid to the fact that the Grey-Headed Woodpeckers in the investigation area show a predilection for standing deadwood rather common beeches with an age above 120 years. The high number of caves inside the established home ranges is a sign of longtime colonization.

The open landscapes of the ancient military training area Weberstedt which border the home ranges offer good food supplies in view of the nestling feed. There is a high abundance of the preferred ants belonging to the genus *Lasius* which are not only important for the Grey-Headed Woodpecker but also for the in the open landscapes found Green Woodpecker (*Picus viridis*) and Wryneck (*Jynx torquilla*).

Not colonized by the Grey-Headed Woodpecker (*Picus canus*) is on the one hand the centre of the investigation area

that possesses a less natural and less diverse structure of forest biotopes. On the other hand the south-eastern area of the investigation area is also not colonized. This area is characterized by a low appearance of common beeches, so it is obvious that there is a too low supply of trees which are appropriate for the Grey-Headed Woodpecker's cave constructing.

Altogether the complex interactive system of factors that are important for the colonization of the Grey-Headed Woodpecker in a subarea of the Hainich National Park has been described and discussed. The investigation area provides good living conditions due to diverse structure elements, the availability of appropriate trees for cave constructing and a sufficient food supply especially during the nestling feeding period.

Literatur

ANDRETTZKE, H.; SCHIKORE, T. & SCHRÖDER, K. (2005): Artsteckbriefe. In: SÜDBECK, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135-695. Radolfzell.

BITZ, A. & ROHE, W. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen am Wendehals (*Jynx torquilla*) in Rheinland-Pfalz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 67: 83-100. Karlsruhe.

BLUME, D. (1961): Über die Lebensweise einiger Spechtarten (*Dendrocopus major*, *Picus viridis*, *Dryocopus martius*). J. Orn. 102: Sonderheft 116 S.

BLUME, D. (1983): Die Spechte in Waldökosystemen. Biologie-Unterricht 19: 59-85.

BLUME, D. (1996): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. 5. überarbeitete Auflage. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 300. Westarp-Wiss., Magdeburg; Spektrum Akad. Verl., Heidelberg. 111 S.

- CONRADS, K. (1967): Die Spechte in Westfalen-Lippe. Bericht des naturw. Ver. Bielefeld und Umgebung: 25-115.
- CONRADS, K. (1980): *Picus canus* Gmelin 1788 - Grauspecht. In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER K.: Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.9 (Columbiformes – Piciformes). Akad. Verlagsges. Wiesbaden.
- CONRADS, K. & HERMANN, A. (1963): Beobachtungen beim Grauspecht (*Picus canus* Gmelin) in der Brutzeit. J. Orn. 104: 205-248.
- FISCHER, M.; FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK, P. ET AL. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, S. 47-53. Radolfzell.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. IWH-Verlag, Eching. 879 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9: Columbiformes – Piciformes. Akademische Verlagsgesellschaft. 931 S., Wiesbaden.
- IMHOFF, T. (1984): I. Zur Methodik der quantitativen Erfassung der Brutbestände von Grün- und Grauspecht (*Picus viridis* & *P. canus*), II. Zur Ökologie von Grün- und Grauspecht im bernisch-solothurnischen Mittelland. Lizentiatsarbeit. Universität Bern. 76 S. (unveröff.)
- KEUTSCH, S. (1986): Grauspecht – *Picus canus* Gmelin 1877. In: KNORRE, D.V., GRÜN, G. & K. SCHMIDT: Die Vogelwelt Thüringens – Bezirke Erfurt, Gera, Suhl. Avifauna der DDR, Band 3, 1. Auflage. VEB Fischer Verlag, Jena. 339 S.
- KNEITZ, G. (1961): Zur Frage der Verteilung von Spechthöhlen und der Ausrichtung des Flugloches. Waldhygiene 4: S. 80-120. Würzburg.
- LIEGENSCHAFT WEBERSTEDT "HAINICH" (1998): Forsteinrichtung im Bundesforstamt Thüringer Wald (1.10.1998). - Allg. Teil zur Modifizierten Forsteinrichtung auf Grundlage einer temporären Betriebsinventur auf Stichprobenbasis - Spezieller Teil Band I: 12-Punkte-Blätter - Spezieller Teil Band II: Auszug aus dem Betriebswerk, Pläne, Bestandesblätter, Flächenübersichten).
- MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes, Band 2. Kilda-Verlag, Greven. 646 S.
- MUSCHKETAT, L.F. & RAQUÉ, K.-F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 67: 71-81. Karlsruhe.
- NAGEL, J. (2001): Skript Waldmessenlehre. Forest Tools 2, Forstliche Software Sammlung, S. 8-9. Institut für Waldinventur und Waldwachstum, Universität Göttingen.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (1998): Elektronische Datenbank der Ergebnisse der Waldbiotopkartierung. Thüringer Landesforstverwaltung, Erfurt.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HAINICH (2006): Wälder im Nationalpark Hainich – Ergebnisse der 1. permanenten Stichprobeninventur 1999-2001. Erforschen Band 1. Bad Langensalza.
- PASINELLI, G. (2005): Der Grauspecht. Der große Unbekannte. ORNIS 6/05: 40-42.
- RAQUÉ, K.-F. & OTTE, J. (1992): Bedeutung der verschiedenen Ameisenarten für die Ernährung von Grün- und Grauspecht – Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf die Zusammensetzung der Ameisenfauna. Ecosystem-Institut. Bad Rappenau-Bab-
- stadt. unveröff. Gutachten. 23 S.
- SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Wiss. Schriftr. Bayer. Staatsmin. ELF 9. 119 S.
- SEIFERT, B. (1996): Ameisen beobachten, bestimmen. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- SPAAR, R.; SÜDBECK, P. & PASINELLI, G. (2004): Workshop Grauspecht – Synthese und Einführung. Powerpoint-Präsentation im Rahmen der Spechttagung in Kammerforst. Nationalpark Hainich, Thüringen.
- SÜDBECK, P. (1989): Untersuchungen zur Revierbildung und Paarbindung beim Grauspecht (*Picus canus* Gmelin, 1788). Diplomarbeit. Universität Kiel. 255 S.
- SÜDBECK, P. (1993): Zur Territorialität beim Grauspecht (*Picus canus*). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ. 67: 139-142. Karlsruhe.
- TRACY, N. (1938): Der Große Buntspecht. Beitr. z. Fortpfl. biol. d. Vögel 14: 41-48.
- WEY, H. (1983): Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Spechten (*Picidae*) und der Flächennutzung im Raum Saarbrücken. Diplomarb. Univ. Saarbrücken, 127 S. (unveröff.)

Anschrift der Autorin:
 Kathrin Januschke
 Universität Duisburg-Essen
 Fachbereich Biologie + Geografie
 Abteilung Angewandte Zoologie/Hydrobiologie
 D-45141 Essen

DIRK TOLKMITT, Leipzig; DETLEF BECKER, Halberstadt; THOMAS S. REICHLIN & MICHAEL SCHAUB, Bern

Variation der Gelegegrößen des Wendehalses *Jynx torquilla* in Untersuchungsgebieten Deutschlands und der Schweiz

1. Einleitung

Zur Brutbiologie des Wendehalses *Jynx torquilla* existieren einige grundlegende Arbeiten (BUSSMANN 1941, STEINFATT 1941, CREUTZ 1964, KLAVER 1964, RUGE 1971). Doch abgesehen von zwei skandinavischen Studien (LINKOLA 1978 und RYTTMAN 2003) berücksichtigten sie jeweils nur eine geringe Anzahl von Bruten, so dass wesentliche Parameter wie saisonale und jährliche Veränderungen der Gelegegrößen, ihre geografischen Verschiebungen sowie Anteil und Größe von Zweitbruten bislang nur unzureichend bekannt sind.

Der Wendehals nimmt seit Jahrzehnten in ganz West- und Mitteleuropa ab (BAUER et al. 2005, BURFIELD & VAN BOMMEL 2004), im Zeitraum 1980 bis 2005 gehörte er gar zu den zehn Arten mit dem größten Bestandsrückgang in Europa (PECBMS 2007). Schutzbemühungen erscheinen daher unumgänglich, setzen aber vertiefte Kenntnisse über die Populationsbiologie voraus. Die Gelegegröße ist eine wichtige demographische Komponente über die man wenig weiß und die möglicherweise mit dem Bestandsrückgang zusammenhängen könnte (BAUER et al. 2005).

Mit der vorliegenden Arbeit sollen Ergebnisse paralleler Untersuchungen in Deutschland und der Schweiz vorgestellt werden. In beiden Gebieten wurde die Gelegegröße mehrerer hundert Bruten erfasst. Damit können erstmals anhand

größerer Datenreihen die skizzierten Fragen untersucht werden. Der Vergleich beider Gebiete belegt dabei erhebliche Unterschiede innerhalb des mitteleuropäischen Raumes.

2. Untersuchungsgebiete

Die beiden Untersuchungsgebiete in Deutschland und der Schweiz haben eine Distanz von annähernd 700 km zueinander und unterscheiden sich erheblich in ihrer naturräumlichen Ausstattung.

a) Das Untersuchungsgebiet in Deutschland mit einer Gesamtgröße von 450 ha liegt im Harzkreis bei Halberstadt (Sachsen-Anhalt; 51,54 °N, 11,03 °E). Es besteht aus drei Teilgebieten: Flächen im NSG Harslebener Berge und Steinholz (100 ha, Abb. 1), in den Klusbergen (100 ha, Abb. 2) sowie im Bereich des Osthuys (250 ha). Der Abstand zwischen den beiden erstgenannten Teilgebieten beträgt 2 km, der Osthuy ist von ihnen 10 bis 12 km entfernt.

Abb. 1:
Ausschnitt des NSG Harslebener Berge und Steinholz im Untersuchungsgebiet Halberstadt (Foto: D. Tolkmitt)



Abb. 2:
Blick auf Teile der Untersuchungsfläche Klusberge im Untersuchungsgebiet Halberstadt (Foto: D. Tolkmitt)



Klimatisch wird der Halberstädter Raum durch den Regenschatten des Harzes geprägt. Die Jahresniederschläge liegen unter 600 mm, die mittlere Jahrestemperatur beträgt auf den Höhenzügen um Halberstadt 8,0 °C, die mittlere Julitemperatur 18,0 °C.

Die weitgehend offenen Bereiche des Untersuchungsgebietes werden von verschiedenen Trocken- und Magerrasengesellschaften geprägt (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 1997, 2000). Größtenteils handelt es sich um bis zu Beginn der 1990er Jahre genutztes militärisches Übungsgelände,

das nunmehr einer – in größeren Bereichen intensiven – Beweidung mit Schafen und Ziegen unterliegt, gelegentlich auch mechanisch entbuscht wird. Das Teilgebiet Osthuy zeigt insgesamt eine größere Vielfalt an Landschaftselementen mit nicht mehr genutzten Streuobstwiesen von bis zu 5 ha Größe, Flächen mit Niederwaldcharakter sowie stark eingeschnittenen Trockentälern. Die Flächen liegen auf Höhen zwischen 125 und 230 m ü. NN (Abb. 3 und 4).

Nistkästen werden seit 1999 in den offensten Bereichen mit wenigen einzelnen Bäumen, kleinen Baumgruppen

oder Hecken angeboten. Naturhöhlen fehlen fast vollständig. An einigen Stellen grenzen die Teilflächen an geschlossene Waldbestände, in denen auch mit Naturhöhlen zu rechnen ist. Es handelt sich bei den Nistkästen überwiegend um selbst gebaute Holznistkästen mit den Maßen 120 x 120 x 250 mm, teilweise um Holzbetonhöhlen. Das Flugloch ist bei allen Typen 36 mm weit. Nach einem Anstieg der Nistkastenzahlen in den ersten Jahren schwankt deren Zahl seit 2004 um den Wert von 90. Sie werden auf den Flächen – soweit die Strukturen dies zulassen – möglichst regelmäßig in Abständen zwischen 50 und 200 m verteilt. In für den Wendehals besonders günstigen Bereichen ist die Dichte allerdings deutlich höher; hier kommt ein Nistkasten auf einen Hektar Fläche (Näheres bei BECKER & TOLKMITT 2007).

b) Das Untersuchungsgebiet in der Schweiz mit einer Gesamtgröße von 62 km² liegt in der Rhôneebene zwischen Martigny und Sierre (Kanton Wallis; 46,2 °N, 7,4 °E; 482 m.ü.M). Das Wallis ist ein inneralpines Trockental mit einer mittleren Julitemperatur von 19,1°C und einer Jahresniederschlagsmenge von 598 mm. Die Ebene wird intensiv landwirtschaftlich genutzt, wobei Niederstamm-Obstanlagen (Apfel, Birne, Aprikosen) der dominante Landschaftstyp sind (Abb. 5). Daneben kommen noch Reben vor, Wiesen und Weiden nehmen nur kleine Flächen ein.

In diesem Gebiet sind etwa 700 Nistkästen meist in landwirtschaftlich genutzten, kleinen Hütten installiert worden. Diese Nistkästen sind zur Förderung des Wiedehopfs *Upupa epops* angebracht worden. Sie sind eigentlich zu groß für den Wendehals (250 x 250 x 300 mm, Fluglochdurchmesser 50 bis 60 mm), werden aber aus Mangel an Alternativen trotzdem von diesem genutzt.



Abb. 3: Blick auf offene Bereiche des Teilgebietes Osthuy im Untersuchungsgebiet Halberstadt (Foto: D. Tolkmitt)



Abb. 4: Typische Streuobstwiese am Osthuy im Untersuchungsgebiet Halberstadt (Foto: D. Tolkmitt)



Abb. 5: Niederstamm-Obstanlagen prägen die Landschaft im Walliser Untersuchungsgebiet (Foto: S. Ehrenbold)

3. Methode

In beiden Gebieten wurden die Daten ausschließlich an Brut in Kunsthöhlen gewonnen. Natürliche Bruthöhlen stellen wegen der Offenheit der Landschaften (Harz) und wegen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (Wallis) einen limitierenden Faktor für das Vorkommen des Wendehalses dar. Die Ausbringung von Nistkästen hat deshalb zu einer erheblichen Steigerung der Abundanz der Art geführt, in Teilflächen überhaupt zu einer erstmaligen Besiedlung.

Das Untersuchungsgebiet im Harzvorland wurde ab 1999 jährlich bearbeitet, dasjenige im Wallis ab dem Jahr 2002. In beiden Gebieten wurden alle Brutversuche in den Nistkästen erfasst. Der Kontrollrhythmus lag über die gesamte Brutzeit bis Anfang August bei wöchentlichen oder zumindest vierzehntägigen Besuchen. Die Altvögel wurden dabei ab Mitte Mai in den Nistkästen gefangen, kontrolliert und beringt. Soweit möglich wurde zwischen Erst-, Ersatz- und Zweitbruten unterschieden. Ersatzbruten, also Brutversuche von Vögeln, die in derselben Saison bereits an einem erfolglosen Brutversuch beteiligt waren, ließen sich einmal durch die Kontrolle beringter Vögel nachweisen. Daneben wurde von einer Ersatzbrut aber auch dann ausgegangen, wenn innerhalb einer Woche nach Verlust der Brut im selben Nistkasten ein neues Gelege begonnen wurde.

Zweitbruten, also Brutversuche an denen mindestens ein Altvogel beteiligt ist, der zuvor in derselben Saison bereits sozialer Elternteil einer erfolgreichen Brut war, konnten methodisch ebenfalls anhand zweier alternativer Merkmale bestimmt werden. Die Kontrolle der beringten Altvögel vermag das Vorliegen einer Zweitbrut zweifelsfrei zu bestätigen. Daneben galten aber auch alle nach dem 15. Juni begonnenen Gelege als Zweitbruten, es sei denn, die Kontrolle der beringten Altvögel belegte eine Ersatzbrut (näher hierzu TOLKMITT & BECKER 2006, BE-

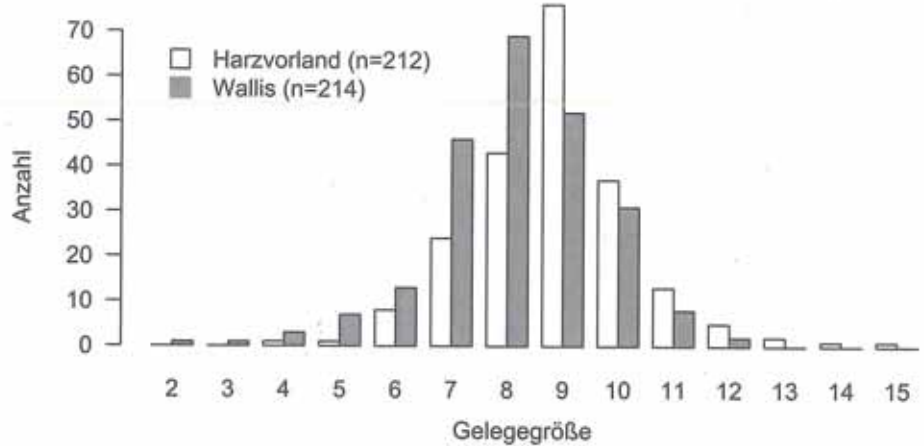


Abb. 6. Häufigkeitsverteilung der Erstgelege von Wendehalsen aus dem Harzvorland und dem Wallis.

CKER & TOLKMITT 2007).

Bei der Auswertung fanden nur Vollgelege Berücksichtigung. Im Harzvorland galt als Vollgelege dabei ein von den Altvögeln kontinuierlich bebrütetes Gelege. Zwar beginnt die Bebrütung gelegentlich schon mehrere Tage vor Ablage des letzten Eies (CREUTZ 1964, RUGE 1971). Solche

Fälle traten aber nach unseren Beobachtungen sehr selten auf, so dass bebrütete Gelege grundsätzlich mit Vollgelegen gleichgesetzt werden können. Wegen der Größe der Stichproben dürfte der hieraus resultierende Fehler jedenfalls zu vernachlässigen sein. Im Wallis wurden nur Gelege in die Auswertung eingeschlossen, aus denen mindestens ein Jungvogel

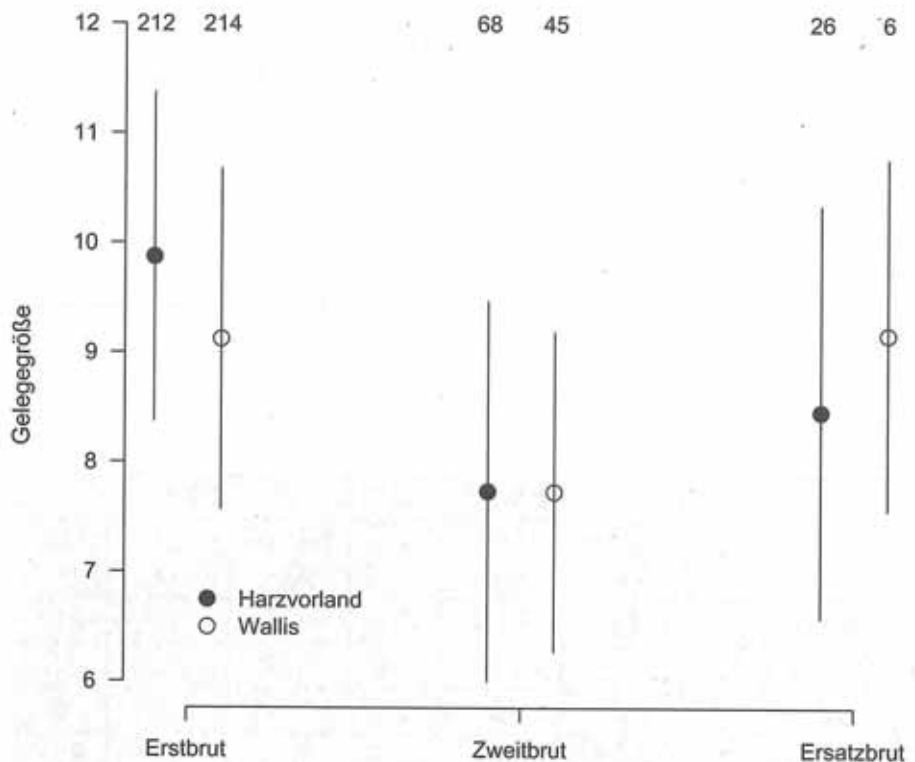


Abb. 7. Mittlere Größe mit 95% Vertrauensintervall für Erst-, Zweit- und Ersatzgelege von Wendehalsen im Harzvorland und im Wallis. Die obere Zahlenreihe gibt die jeweilige Stichprobengröße an.

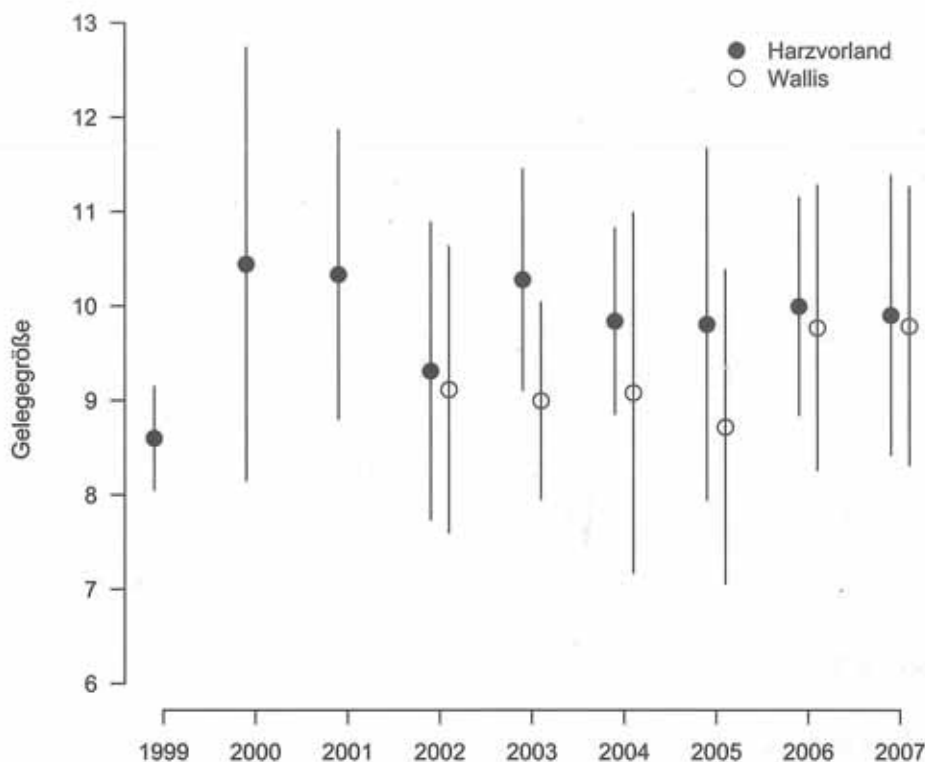


Abb. 8: Durchschnittliche Größe aller Erstgelege mit 95 % Vertrauensintervall für die Jahre 1999 bis 2007 in beiden Untersuchungsgebieten

schlüpfte. Somit kann hier mit Sicherheit von Vollgelegen ausgegangen werden.

Die Auswertung der Daten erfolgte mittels des frei erhältlichen Statistikprogramms R (www.r-project.org).

4. Ergebnisse

Insgesamt stehen zur Auswertung Daten von 571 Vollgelegen zur Verfügung (306 aus dem Harzvorland; 265 aus dem Wallis). Dabei handelt es sich um 426 Erst-, 32 Ersatz- sowie 113 Zweitbruten.

Die Größen der Erstgelege wiesen eine beachtliche Spanne auf (2 bis 15 Eier, Abb. 6).

Im Mittel waren die Gelege im Harzvorland signifikant größer als im Wallis ($t=4,42$; $df=423,99$; $P < 0,001$; Tab. 1). Zweitgelege waren in beiden Gebieten jeweils signifikant kleiner als die Erstgelege (Harzvorland: $t=9,13$; $df=101,27$; $P < 0,001$; Wallis: $t=5,68$; $df=63,73$; $P < 0,001$; Abb. 7), sie unterschieden sich aber zwischen den Gebieten nicht signifikant ($t=-0,28$; $df=103,76$; $P=0,78$).

	Harz			Wallis		
	Mittelwert	Std. Abw	N	Mittelwert	Std. Abw	N
Erstgelege	9,87	1,50	212	9,23	1,51	214
Zweitgelege	7,74	1,73	68	7,82	1,51	45
Ersatzgelege	8,46	1,88	26	9,17	1,60	6
Total	9,28	1,83	306	8,99	1,59	265

Tab. 1: Beschreibende Statistik der Gelegegrößen von Wendehälsen im Harzvorland und im Wallis

Die Größe der Ersatzgelege war in beiden Gebieten ebenfalls nicht unterschiedlich ($t=-0,94$; $df=8,52$; $P=0,37$). Ersatzgelege waren nicht signifikant größer als Zweitgelege (Harzvorland: $t=-1,71$, $df=42,20$, $P=0,095$; Wallis: $t=-2,01$, $df=7,04$, $P=0,084$), im Harzvorland aber signifikant kleiner als Erstgelege ($t=3,68$, $df=29,04$, $P < 0,001$), jedoch nicht im Wallis ($t=-0,06$, $df=5,25$, $P=0,951$).

Die durchschnittliche Größe aller Erstgelege einer Saison wies zwischen den Jahren eher geringe Schwankungen auf (Abb. 8), die im Wallis allerdings Signifikanzniveau erreichten ($F=2,90$; $df=5, 208$; $P=0,014$), im Harzvorland hingegen nicht signifikant waren ($F=1,69$; $df=8, 203$; $P=0,10$). Einen zeitlichen Gleichlauf der Schwankungen in den Gebieten gab es offensichtlich nicht.

Ein Kalendereffekt der Gelegegröße war in beiden Untersuchungsgebieten deutlich sichtbar; die Größe der Erstgelege nahm im Laufe der Saison um durchschnittlich 0,44 (StdAbw.: 0,08) Eier pro 10 Tage ab (Abb. 9). Die saisonale Abnahme der Gelegegröße war in beiden Untersuchungsgebieten gleich ($F=0,09$, $df=1, 421$, $P=0,77$).

Der mittlere Anteil an Zweitbruten war im Harzvorland signifikant größer (32,1 %, Std. Abw: 3,2 %) als im Wallis (11,1 %, Std. Abw: 2,1 %; $\chi^2=17,99$, $P < 0,001$). Zweitbruten traten in jedem Jahr auf, wenn auch mit erheblich schwankendem Anteil (Abb. 10). Die jährlichen Schwankungen des Anteils der Zweitbruten verliefen in den beiden Gebieten unterschiedlich.

5. Diskussion

Gelegegrößen

Vergleiche der Gelegegrößen des Wendehalses anhand des bislang publizierten Datenmaterials müssen erheblichen Vorbehalten begegnen. Denn bis auf eine Ausnahme (BALLESTRAZZI et al. 1998)

wird nicht zwischen Erst- und Zweitbruten differenziert. Die durchschnittliche Größe aller Vollgelege gibt aber nur ein unzureichendes Bild der Brutbiologie wieder, wie die vorliegenden Ergebnisse recht eindrucksvoll zeigen. So reiht sich zwar die durchschnittliche Größe aller Gelege von 9,3 Eiern im Halberstädter Raum bzw. 9,0 im Wallis recht gut zwischen den Werten von 7,0 für die Toskana (BALLESTRAZZI et al. 1998), 8,6 bzw. 8,7 für die Oberlausitz (CREUTZ 1964, 1976; MENZEL 1962), 8,9 für Niedersachsen und die Schweiz (WINKEL 1992, SUTTER 1962) und 10,2 für Finnland (LINKOLA 1978) ein. Eine getrennte Auswertung nach Erst- und Zweitgelegen zeigt allerdings ein etwas anderes Bild. Die durchschnittliche Größe der Erstgelege von 9,87 Eiern im Halberstädter Raum bzw. 9,23 Eiern im Wallis liegt deutlich oberhalb der für diese geografischen Räume bislang bekannten Werte.

Verschiedene Ansätze sind möglich, um diese Unterschiede zu erklären. Zunächst einmal liegt es nahe, dass sich in den publizierten Ergebnissen ein erheblicher, nicht entdeckter Zweitbrutenanteil versteckt, der den errechneten Durchschnittswert verringert. Wir vermuten, dass dies der Hauptgrund für die beobachteten Unterschiede ist. Zudem könnten auch geografische Unterschiede der Anteile von Ersatzbruten eine Rolle spielen. Im Halberstädter Gebiet liegen die Gelegegrößen von Erst- und Ersatzbruten über alle Jahre immerhin um 0,8 Eier auseinander. Außerdem lassen sich methodische Unterschiede bei der Ermittlung der Gelegegröße nicht ganz ausschließen. Leider fehlen in den publizierten Arbeiten hierzu meist konkrete Angaben. Werden auch (noch) nicht bebrütete Gelege als Vollgelege gewertet, könnten in der Legephase verlassene in die Auswertung eingeflossen sein, was zu einer Unterschätzung der durchschnittlichen Gelegegröße führt.

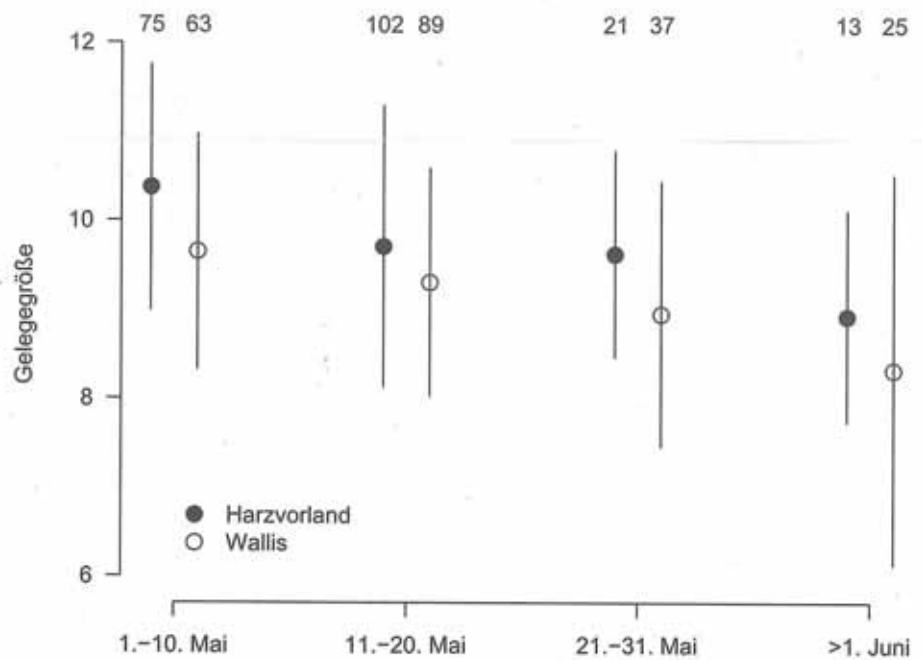


Abb. 9: Entwicklung der Größe der Erstgelege innerhalb der Saison. Die obere Zahlenreihe gibt die jeweilige Stichprobengröße an.

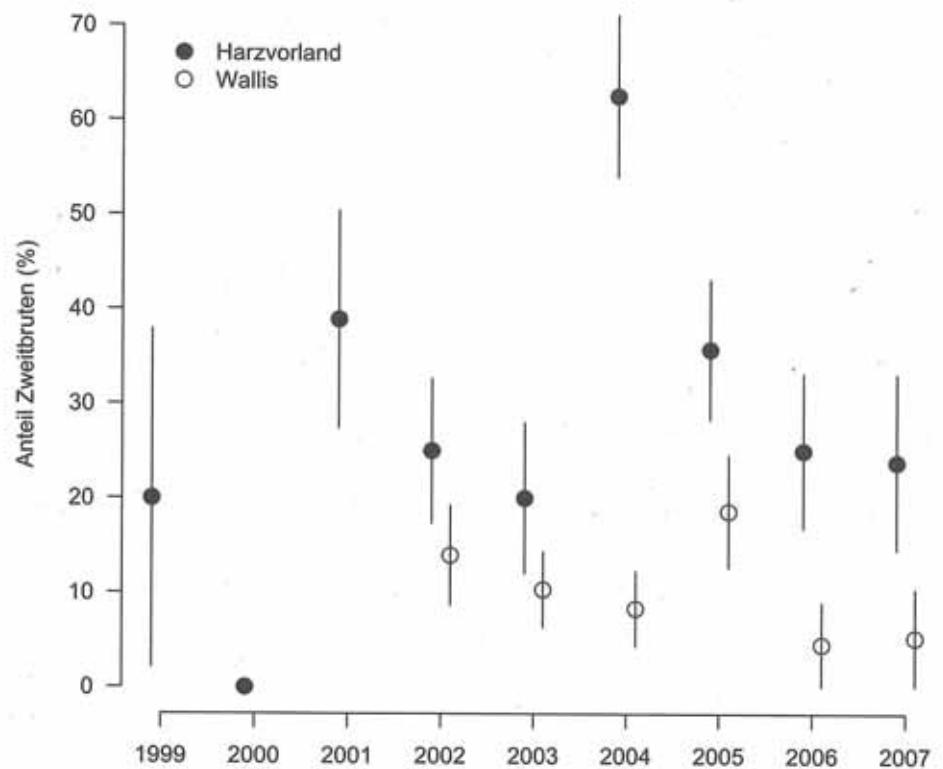


Abb. 10: Jährlicher Anteil von Zweitbruten mit 95 % Vertrauensintervall für die Jahre 1999 bis 2007 in beiden Untersuchungsgebieten

Der signifikante Unterschied in der Größe der Erstgelege zwischen beiden Untersuchungsgebieten deutet auf eine Zunahme der Gelegegröße mit der nördlichen Breite hin, wie sie für den Wendehals vermutet wird (SCHERNER 1994), für eine Reihe weiterer Vogelarten belegt ist (MICHALEK & MIETTINEN 2003, SCHÖN 1994, DWENGER 1991, LÖHRL 1991, Übersicht bei KLOMP 1970). Die Gelegegröße im Halberstädter Raum kommt dabei dem Wert der finnischen Untersuchung (LINKOLA 1978) schon recht nahe, wo es Zweitbruten aufgrund der Kürze der Brutperiode nicht geben kann. Dass sich in Skandinavien kein weiterer – gemessen am Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete – annähernd linearer Anstieg der Gelegegröße zeigt, mag seine Ursache in sonstigen Begrenzungen der Gelegegröße haben.

Beide Untersuchungsgebiete weisen besonders hohe Siedlungsdichten des Wendehalses auf (Übersichten bei SCHERNER 1994 und POEPLAU 2005), denn es handelt sich offenbar um optimale Lebensräume, in denen Nahrungsdichte und -erreichbarkeit kaum limitierend wirken. Hieraus mag auch der Umstand resultieren, dass sich die durchschnittliche Größe der Erstgelege zwischen den Jahren kaum unterscheidet, allein im Walliser Gebiet erreichen die Schwankungen Signifikanzniveau. Die Bedingungen im Brutgebiet scheinen mithin relativ konstant zu sein. Da die Vögel nach ihrer Ankunft im Frühjahr noch etwa vier Wochen bis zum Legebeginn zuwarten, sind sie zudem wahrscheinlich in der Lage, zug- und überwinterungsbedingte Konditionsdefizite vor Legebeginn weitgehend auszugleichen. Die Gelegegröße mag deshalb maßgeblich durch die Bedingungen am Brutplatz gesteuert sein, die eben sehr gut und konstant sind. In der Legephase dürfte auch die aktuelle Witterung – im Unterschied zur Nestlingszeit (GEISER et al. 2008) – eine eher unbedeutende Rolle spielen, so dass im Wesentlichen die Erreichbarkeit der Ameisen die Gelegegröße

beeinflusst (FREITAG 1996, 1998).

Den hoch signifikanten Unterschied in der durchschnittlichen Größe zwischen Erst- und Zweitgelegen, der sich im Halberstädter Raum wie auch im Wallis zeigt, wird man im Wesentlichen als endogen gesteuerten Kalendereffekt betrachten müssen, wie er auch schon innerhalb der Erstbruten zu beobachten ist. Auf die Brutvögel wirken erhebliche zeitliche Zwänge, weil Zweitbruten nicht selten erst Ende Juli oder Anfang August ausfliegen. Ein kleineres Gelege schafft dann zumindest gewisse zeitliche Einsparungen in der Legephase. Ganz ähnliche Ergebnisse hinsichtlich des Größenverhältnisses zwischen Erst- und Zweitgelegen zeigen sich im Übrigen in der Toskana, wo die Erstgelege im Durchschnitt aus 7,38 Eier bestehen und Neunergelege dominieren, die Zweitgelege hingegen nur aus 5,85 Eier, wobei Sechsergelege am häufigsten sind (BALLESTRAZZI 1998).

Anteil Zweitbrüter

In beiden Untersuchungsgebieten machte ein recht großer Anteil der Wendehälse eine Zweitbrut. Zweitbruten traten in allen Jahren auf, wenn auch mit stark schwankender Frequenz. Zur Häufigkeit von Zweitbruten im mitteleuropäischen Raum lagen bisher keine verlässlichen Daten vor. MENZEL (1968) erwähnt in seiner Monografie einzelne Fälle, was den Eindruck großer Seltenheit erwecken musste. Zweifel hieran äußerten allerdings schon BUSSMANN (1941) und RUGE (1971). Erst CREUTZ (1976) befasste sich eingehend mit dem Auftreten von Zweitbruten. Anhand einer kleinen Stichprobe ($n=39$ Bruten) schätzte er ihren Anteil auf 20 %, schloss aber ein jährliches Auftreten aus. Diese einzig verfügbare quantitative Angabe fand schließlich im Handbuch Aufnahme (SCHERNER 1994), das als Voraussetzung für das Auftreten von Zweitbruten ein zeitiges Einsetzen der Erstbruten und

günstige Witterung postuliert.

Etwas klarer erscheinen die Verhältnisse außerhalb Mitteleuropas. Mit den Ergebnissen LINKOLAS (1978) etwa kann kein Zweifel daran bestehen, dass in Finnland Zweitbruten nicht auftreten. Die Schlupfzeitpunkte der Jungvögel liegen über alle Jahre zwischen den Extremwerten 7. Juni und 8. Juli, also eine Spanne von gerade einmal einem Monat, die für aufeinander folgende Bruten zu kurz ist. Für Schweden schließt RYTTMAN (2003) in seiner Untersuchung Zweitbruten ebenfalls aus, was im Übrigen für ganz Skandinavien gelten dürfte. Anders stellen sich die Verhältnisse hingegen im südlichen Europa dar. In einem Untersuchungsgebiet der Toskana ließen sich neben 40 Erst- immerhin 15 Zweitbruten beobachten, was einer Quote von 37,5 % entspricht (BALLESTRAZZI et al. 1998). Auch in Spanien scheinen Zweitbruten nicht allzu selten zu sein. Jedenfalls werten GONZÁLEZ et al. (2002) in ihrer Arbeit neben acht Erst- auch vier Zweitbruten aus, ohne auf das Phänomen der Zweitbruten näher einzugehen.

Diese Ergebnisse deuten zunächst auf ein bekanntes Muster hin: Es scheint sich ein von Süden nach Norden verlaufender Gradient der Zweitbrutanteile abzuzeichnen. Ein vergleichbares Bild bietet sich bei einer Reihe von Vogelarten, insbesondere bei Wärme liebenden (für Wiedehopf GLUTZ VON BLOTZHEIM 1994) und solchen, die auf die Insektenjagd in der Luft angewiesen sind (für Rauchschnalbe TURNER 2006).

Die hier vorgestellten Daten passen allerdings nicht ohne weiteres in diesen Kontext. So liegt der Zweitbrutanteil im Wallis signifikant niedriger als im Halberstädter Raum, und Literaturangaben machen ein wesentlich komplexeres Bild des Auftretens von Zweitbruten wahrscheinlich. So gibt es in Russland anscheinend so gut wie gar keine Zweitbruten, jedenfalls wird im Werk von LIČEV &

FLINT (2005) nur ein einziger Fall aus dem Jahr 1976 erwähnt. Behält man die enorme Ausdehnung des russischen Verbreitungsgebietes der Art zwischen 45. und 69. Grad nördlicher Breite im Auge, ist das Fehlen von Zweitbruten kaum mit geografischen Gegebenheiten zu erklären. Bei einer Gesamtschau der publizierten Untersuchungen wird man deshalb weniger einen Gradienten vermuten dürfen, als vielmehr einen Gürtel mit höchsten Zweitbrutanteilen, der sich durch die gemäßigten Zonen der Westpaläarktis zieht. Für diesen Befund könnte vor allem das Nahrungsangebot verantwortlich sein, das in bestimmten Gebieten im Laufe der Brutsaison unter einen kritischen Mindestwert sinkt. Ein ganz ähnliches Muster des Auftretens von Zweitbruten beim Wiedehopf wird ebenfalls mit dem Nahrungsangebot in Zusammenhang gebracht (GRÜLL et al. 2008). Die Phänologie von Wiesenameisen, der Hauptbeute des Wendehalses in Mitteleuropa (SCHERNER 1994) ist allerdings zu wenig bekannt, um derzeit abschließende Aussagen zu treffen.

Die Annahmen zum jährlichen Auftreten der Zweitbruten bedürfen mit den vorliegenden Ergebnissen ebenfalls einer Revision. Wurde bislang von einem unregelmäßigen Auftreten in einzelnen Jahren ausgegangen (CREUTZ 1976), scheint nunmehr doch Einiges für ein im mitteleuropäischen Maßstab allgemein gültiges Auftreten jährlicher Zweitbruten zu sprechen. Die starken jährlichen Schwankungen des Anteils an Zweitbruten lassen vermuten, dass er stark von wechselnden Umweltbedingungen (Nahrungsangebote, Wetter) abhängt. Da wir aber in jedem der Untersuchungsjahre Zweitbruten gefunden haben, müssen die Umweltbedingungen wohl extrem schlecht sein, bis in einem Jahr gar keine Zweitbruten mehr gemacht werden.

Bislang unbekannt war der hohe Anteil an Brutpaaren mit Zweitbruten, wie er sich im Halberstädter Gebiet zeigt. Er

erreicht in etwa den Bereich kleinerer, höhlenbrütender Passeres wie Grauschnäpper oder Kohlmeise (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1993, SCHMIDT & ZUB 1993). In einzelnen Jahren schreiten mehr als 50 % der Brutpaare zu Zweitbruten. Die Zweitbrut kann damit für das nördliche Mitteleuropa nicht mehr als Ausnahmeerscheinung angesehen werden. Im Wallis treten zwar Zweitbruten ebenfalls in jedem Jahr auf, allerdings mit einem deutlich geringeren Anteil. Hier ist die Ameisenfauna extrem monoton mit einer Dominanz der Schwarzen Wegameise (*Lasius niger*) (MERMOD et al. in prep.). Dies kann möglicherweise dazu führen, dass das Nahrungsangebot später in der Saison ungenügend wird.

Die Bestandsveränderungen von Wendehalspopulationen von einem Jahr zum nächsten sind wahrscheinlich zu einem nicht unbedeutenden Teil vom Bruterfolg im Vorjahr verursacht. Die entscheidende Größe ist die Zahl der pro Weibchen in einem Jahr produzierten Jungvögel. Diese wiederum hängt stark vom Anteil der Zweitbruten ab. Dies hat zwei Konsequenzen. Erstens könnte die Populationsdynamik stark vom Anteil der Zweitbruten beeinflusst sein, und zweitens muss der Anteil der Zweitbruten bekannt sein, um die Populationsdynamik des Wendehalses zu verstehen. Nur durch intensive Studien, in denen ein hoher Anteil der Altvögel gefangen wird, kann mit Sicherheit bestimmt werden, wie groß der Anteil der Zweitbruten ist. Wir haben als zusätzliches Kriterium einen Stichtag verwendet (15. Juni), um zu entscheiden, ob eine Brut eine Erst- oder eine Zweitbrut ist. Dieser Ansatz ist sicher offen für Diskussionen, hat sich aber in unserer Erfahrung als nützlich erwiesen.

Beeindrucken muss schließlich das Investment jener Weibchen, die innerhalb einer Saison zwei Gelege zeitigen. Addiert man die durchschnittliche Größe der Erst- und Zweitgelege, ergeben sich 17 bis 18 Eier, einzelne Weibchen legen mehr als

20 Eier. Für Standvögel mag dies kein ungewöhnlicher Wert sein. Der Wendehals als Transsahara-Zieher übertrifft damit aber die Arten einer vergleichbaren Zugstrategie erheblich. Am ehesten reicht noch der Wiedehopf an diese Leistung heran, der bei Gelegegrößen von bis zu zehn Eiern ebenfalls in größeren Anteilen Zweitbruten versucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1994). Welche Auswirkungen das Zeitigen zweier Gelege auf die Fitness der Weibchen hat, insbesondere deren Überlebenswahrscheinlichkeit verringert, bleibt derzeit offen. Da wegen der geringen Lebenserwartung des Wendehalses die Masse der Vögel aber ohnehin höchstens eine Brutsaison erlebt, dürfte die Strategie der Zweitbruten selbst bei einer hieraus resultierenden erhöhten Sterblichkeit der Altvögel erfolgreich sein. Interessant erscheint aber doch der Umstand, dass im Halberstädter Gebiet neben dem sehr hohen Zweitbrutanteil auch die Größe der Erstgelege fast den europäischen Spitzenwert erreicht. Weshalb die Brutvögel gerade hier einen derart hohen Aufwand betreiben und welche demografischen Auswirkungen er hat, bedarf ebenfalls weiterer Untersuchungen.

6. Zusammenfassung

Wir betrachten die Gelegegrößen und den Anteil an Zweitbruten von Wendehälsen in zwei Untersuchungsgebieten in Deutschland und der Schweiz. An beinahe 600 Brutpaaren (306 im Halberstädter Raum und 265 im Wallis) konnten Daten zur Gelegegröße gewonnen werden, wobei nur Vollgelege in die Auswertung eingingen. Es handelt sich um 426 Erst-, 32 Ersatz- und 113 Zweitbruten. Die durchschnittliche Größe aller Gelege betrug im Halberstädter Raum 9,3 Eier ($n=306$), im Wallis 9,0 ($n=265$). Die durchschnittlichen Größen der Erstgelege von 9,87 Eiern (Halberstadt, $n=212$) bzw. 9,23 (Wallis, $n=214$) sind untereinander signifikant verschieden, was ebenso innerhalb der Gebiete für den Vergleich

zwischen Erst- und Zweitbruten gilt. In beiden Gebieten zeigt sich bei den Erstgelegen ein ausgeprägter Kalender-effekt. Die Größe der Zweitbruten weist hingegen zwischen beiden Gebieten keine Unterschiede auf. Bei einem jährlichen Vergleich der Größe der Erstgelege zeichnen sich lediglich geringe Schwankungen ab, die allein im Wallis Signifikanzniveau erreichen. In beiden Untersuchungsgebieten treten in jedem Jahr Zweitbruten auf. Ihr Anteil – gemessen an den Brutpaaren – schwankt zwischen den Jahren erheblich und erreicht durchschnittlich 32,1 % in Halberstadt und 11,1 % im Wallis. In einzelnen Jahren schreiten im Halberstädter Raum mehr als 50 % der Brutpaare zu Zweitbruten.

Im Vergleich mit anderen Untersuchungen in Mitteleuropa erscheinen die Erstgelege in beiden Gebieten ungewöhnlich groß. Die Ursache hierfür könnte allerdings methodischer Natur sein, weil in den meisten Untersuchungen bei der Gelegegröße nicht zwischen Erst- und Zweitbruten differenziert wurde. Der gefundene Anteil an Zweitbruten und ihr alljährliches Auftreten stehen zumindest für den Halberstädter Raum mit seiner nördlichen Lage im Widerspruch zu den bisher in der Literatur zu findenden Angaben.

7. Literatur

BALLESTRAZZI, M.; BENASSI, R.; CERE, G. & MINELLI, F. (1998): Densità e biologia riproduttiva di una popolazione di Torcicollo *Jynx torquilla* della pianura modenese. *Picus* 24: 35-39.

BAUER, H.-G.; BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2. Aufl., Aula-Verlag Wiebelsheim.

BECKER, D. & TOLKMITT, D. (2007): Zur Brutbiologie des Wendehalses im nordöstlichen Harzvorland – Die Gelegegröße. *Ornithol. Jber. Mus. Heineanum* 25: 29-47.

BURFIELD, I. & VAN BOMMEL, F. (2004): Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. BirdLife International Oxford.

BUSSMANN, J. (1941): Beitrag zur Kenntnis der Brutbiologie des Wendehalses (*Jynx torquilla torquilla* L.). *Schweizerisches Archiv für Ornithologie* 1: 467-480.

CREUTZ, G. (1964): Der Wendehals in der Lausitzer Kiefernheide. *Vogelwelt* 85: 1-11.

CREUTZ, G. (1976): Die Spechte (Picidae) in der Oberlausitz. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 49: 1-20.

DWENGER, R. (1991): Das Rebhuhn. NBB Nr. 447, 2. Aufl., Ziemsen Verlag Wittenberg Lutherstadt.

FREITAG, A. (1996): Le régime alimentaire du Torcol fourmilier (*Jynx torquilla*) en Valais (Suisse). *Nos Oiseaux* 43: 497-512.

FREITAG, A. (1998): Analyse de la disponibilité spatio-temporelle des fourmis et de stratégies de fourragement du torcol fourmilier (*Jynx torquilla* L.). Diss. Uni-

versité de Lausanne.

GEISER, S.; ARLETTAZ, R. & SCHAUB, M. (2008): Impact of weather variation on feeding behaviour, nestling growth and brood survival in wrynecks *Jynx torquilla*. *Journal of Ornithology* 149.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1993): *Muscicapa striata* Pallas 1764 – Grauschnäpper. Pp. 35-83 in: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K., Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 13/1. Aula-Verlag Wiesbaden.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (1994): *Upupa epops* Linnaeus 1758 – Wiedehopf. Pp. 852-876 in: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K., Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9. 2. Aufl., Aula-Verlag Wiesbaden.

GONZÁLEZ, J., GÓMEZ, J. & MUNOZ, B. (2002): El Torcecuello – Determinación de la edad y el sexo, reproducción y fenología en el Noroeste peninsular ibérico. *Gráficas Ápel Gijón*.

GRÜLL, A.; GROSS, J. & STEINER, J. (2008): Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes, *Upupa epops* Linnaeus 1758, im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. *Egretta* 49: 6-18.

IL'ICEV, W. & FLINT, W. (2005): Die Vögel Russlands und angrenzender Gebiete - Eulen bis Spechtvögel. (russ.). KMK Moskau.

KLAVER, A. (1964): Waarnemingen over de biologie van de Draaihals (*Jynx torquilla* L.). *Limosa* 37: 221-231.

KLOMP, H. (1970): The determination of clutch-size in birds – A review. *Ardea* 58: 1-124.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (1997): Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. Gustav Fischer Jena.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ
SACHSEN-ANHALT (2000): Die Land-
schaftsschutzgebiete Sachsen-Anhalts.
Gustav Fischer Jena.

LINKOLA, P. (1978): Häckningsbiologi-
ka undersökningar av göktyta i Finland
1952-1977. Anser suppl. 3: 155-162.

LÖHRL, H. (1991): Die Haubenmeise.
NBB Nr. 609. Ziemsen Verlag Witten-
berg Lutherstadt.

MENZEL, H. (1962): Zur Brutbiologie
des Wendehalses (*Jynx torquilla*). Regulus
7: 270-275.

MENZEL, H. (1968): Der Wendehals.
NBB Nr. 392. A. Ziemsen Verlag Wit-
tenberg Lutherstadt.

MERMOD, M.; REICHLIN, T.S.; ARLET-
TAZ, R. & SCHAUB, M. (in review): Key
ecological features for the persistence of
an endangered migratory woodpecker of
farmland, the wryneck *Jynx torquilla*.

MICHALBK, K.G. & MIETTINEN, J.
(2003): *Dendrocopos major* Great Spotted
Woodpecker. BWP Update 5: 101-184.

POEPLAU, N. (2005): Untersuchungen
zur Raum-Zeit-Nutzung und Habitat-
qualität des Wendehalses *Jynx torquilla*
L. in Südhessen. Examensarbeit TU
Darmstadt.

PECBMS (PAN-EUROPEAN COMMON
BIRD MONITORING SCHEME) (2007):
State of Europe's Common Birds. CSO/
RSPB, Prague, Czech Republic.

RUGE, K. (1971): Beobachtungen am
Wendehals *Jynx torquilla*. Orn. Beob. 68:
9-33.

RYTTMAN, H. (2003): Breeding success
of Wryneck *Jynx torquilla* during the last
40 years in Sweden. Ornis Svecica 13:
25-28.

SCHERNER, E. (1994): *Jynx torquilla* Lin-
naeus 1758 – Wendehals. Pp. 881-916 in:
GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER,
K.: Handbuch der Vögel Mitteleuropas.
Bd. 9. 2. Aufl., Aula-Verlag Wiesbaden.

SCHMIDT, K.H. & ZUB, P. (1993): *Parus*
major Linnaeus 1758 – Kohlmeise. Pp.
678-808 in: GLUTZ VON BLOTZHEIM,
U.N. & BAUER, K.: Handbuch der Vögel
Mitteleuropas. Bd. 13/1., Aula-Verlag
Wiesbaden.

SCHÖN, M. (1994): Zur Brutbiologie
des Raubwürgers (*Lanius e. excubitor*):
Gelege-, Brutgröße und Bruterfolg im Ge-
biet der Südwestlichen Schwäbischen Alb
im Vergleich mit anderen Populationen.
Ökol. Vögel 16: 173-218.

STEINFATT, O. (1941): Beobachtungen
über das Leben des Wendehalses *Jynx t.*
torquilla. Beiträge zur Fortpflanzungsbi-
ologie der Vögel 17: 186-200.

SUTTER, E. (1962): *Jynx torquilla* Lin-
naeus – Wendehals. Pp. 349-351 in:
GLUTZ VON BLOTZHEIM, Die Brutvögel
der Schweiz. 2. Aufl., Verlag Aargauer
Tagblatt Aarau.

TOLKMITT, D. & BECKER, D. (2006): Zur
Brutbiologie des Wendehalses im Nord-
harzvorland – Die Gelegegröße. APUS
13: 70-73.

TURNER, A. (2006): The Barn Swallow. T
& AD Poyser London.

WINKEL, W. (1992): Der Wende-
hals (*Jynx torquilla*) als Brutvogel in
Nisthöhlen-Untersuchungsgebieten bei
Braunschweig. Beif. Veröff. Naturschutz
Landschaftspflege Bad.-Württ. 66: 31-41.

Anschriften der Autoren:

Dr. Dirk Tolkmitt
Menckestraße 34
04155 Leipzig

Detlef Becker
Museum Heineanum
Domplatz 36
38820 Halberstadt

Dr. Thomas S. Reichlin
PD Dr. Michael Schaub
Institut für Ökologie und Evolution
Universität Bern
Abteilung Conservation Biology
Baltzerstrasse 6
CH-3012 Bern
Schweiz

MURIELLE MERMOD, THOMAS S. REICHLIN, RAPHAËL ARLETTAZ & MICHAEL SCHAUB, Bern

Vorläufige Ergebnisse einer Langzeitstudie zum Wendehals in der Schweiz

Der Wendehals (*Jynx torquilla*), ein ausgesprochener Ameisenspezialist, nimmt unter den Spechten eine Sonderstellung ein. Er ist auf vorhandene Nisthöhlen angewiesen, kann mehr als eine Brut pro Jahr großziehen und verbringt den Winter als Langstreckenzieher in südlicheren Gebieten. In den letzten Jahrzehnten ist der Wendehals in Anzahl und Verbreitung in großen Teilen Europas rückläufig (TUCKER & HEATH 1994). Auch in der Schweiz wurde eine Abnahme verzeichnet (- 23 % zwischen 1976 und 1996) und sein Bestand in der Schweiz wird auf 2000 – 3000 Brutpaare

geschätzt (SCHAUB & LÜTHY 1998). Der Wendehals ist in halboffenen, klimatisch begünstigten Kulturlandschaften (lichten Wäldern, Auenwäldern, Feldgehölzen) anzutreffen und gilt als Charakterart der Hochstamm-Obstgärten, da hier seine zwei wichtigsten Ressourcen, die Ameisen und Nisthöhlen, genügend vorhanden sind.

Als mögliche Rückgangsursachen werden Veränderungen in der Verfügbarkeit dieser Ressourcen vermutet. Als Folge von Modifikationen in der Bewirtschaftung von Kulturlandschaften ist eine lückige

Vegetation zur Nahrungssuche selten geworden und somit das Vorkommen und die Verfügbarkeit der Hauptnahrung des Wendehalses, der Ameisen (Abb. 1). Mit der Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere des Obstanbaus, gingen ein Verlust an Kleinstrukturen und Nistgelegenheiten einher. Das reduzierte Angebot an Nistgelegenheiten kann zu einem erhöhten intra- und interspezifischen Konkurrenzdruck führen. Des Weiteren könnte auch der Klimawandel Überlebensraten und Bruterfolg von Wendehälsen negativ beeinflussen, zum Beispiel durch Dürren im Winterquartier oder nass-kalte Sommer im Brutgebiet.

Die erwähnten möglichen Rückgangsursachen beruhen aber vielfach auf Spekulationen, kausale Zusammenhänge sind weitgehend unbekannt. Kenntnisse insbesondere zur Populationsdynamik sind gering, und somit ist es schwer zu erkennen, welche Faktoren wirklich einen Einfluss auf die Bestände haben. Um die Kenntnisse zur Ökologie und Populationsdynamik des Wendehalses zu vertiefen, die letztlich helfen sollen, den Wendehals effizient schützen zu können, wurde ein gemeinsames Forschungsprojekt der Schweizerischen Vogelwarte und der Universität Bern (Abteilung Conservation Biology) gestartet.

Diese Studie findet in der Ebene des Rhonetals im Kanton Wallis statt (Ausdehnung: 60 km²). Die Landschaft ist geprägt durch intensiv bewirtschaftete



Abb. 1: Gefangener Wendehals mit seiner Leibspeise, den Ameisenbruten

Obst-, Reb- und Gemüseanbauflächen (Abb. 2). Zur Förderung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) wurden seit 1998 über 700 Nistkästen (Abmessungen: 25x25x45 cm, Öffnung 5,5 cm) installiert, die auch vom Wendehals benutzt werden. Der Wendehals wird hier seit 2002 intensiv studiert. In diesem Beitrag wollen wir das Projekt kurz vorstellen und einige vorläufige Ergebnisse präsentieren.



Abb. 2: Beispiel der intensiven Obstplantagen als Nahrungshabitat von Wendehälsen

Während der alljährlichen Feldarbeit von April bis Juli werden Daten gesammelt, welche die Grundlage über die Entwicklung der Wendehalspopulation im Wallis liefern. Dabei werden alle Nistkästen im Abstand von 14 Tagen mit Hilfe einer Lampe und einem Spiegel durch die Öffnung kontrolliert. Adulte Wendehälsen werden vor Brutbeginn im ganzen Studiengebiet mit Hilfe von Klangattrappen (tape-luring) und während der Brut direkt beim Nistkasten mit Japan-Netzen, Klapp-Fallen und Käscher gefangen, vermessen und beringt. Die 12-15 Tage alten Nestlinge werden ebenfalls vermessen und beringt. Zwischen 2002 und 2007 wurden insgesamt 1926 Wendehälsen beringt. Anhand dieser Daten ist ersichtlich, dass die Anzahl Brutversuche nach einem Rekordjahr 2003 kontinuierlich abnahm. Die durchschnittlich gelegte Anzahl Eier pro Brutversuch blieb in den letzten 6 Jahren konstant zwischen 8 und 8,5 Eiern (ANOVA, $F = 0,3$; $df = 5, 363$; $p = 0,91$). Der Bruterfolg, gemessen als Anzahl Flügglinge pro Brut, weist etwas grössere jährliche Schwankungen auf, über die letzten 6 Jahre war der Bruterfolg jedoch nicht signifikant unterschiedlich (ANOVA, $F = 0,46$; $df = 5, 363$; $p = 0,81$). Aufgrund dieser einfachen Populationsparameter ist noch kein signifikanter Rückgang des Wendehalses im Wallis sichtbar. Weitere populationsdynamische Auswertungen mittels der Beringungsdaten zu Überleben und Immigration sind in Vorbereitung.

In einer früheren Studie untersuchten

wir, ob die Witterung zur Brutzeit einen grossen Einfluss auf den Bruterfolg und das Wachstum der Nestlinge hat. Es zeigte sich, dass Wetterschwankungen nur einen begrenzten Einfluss auf das Wachstum von Wendehalsnestlingen ausüben (GEISER et al. 2008). Die Nestlinge werden bei schlechtem Wetter weniger gefüttert und wachsen langsamer, doch können sie in Schönwetterphasen diesen Verlust meist wieder aufholen, so dass letztlich die Nestlingsmortalität wenig vom Wetter abhängt.

Ferner untersuchten wir in einer weiteren Studie die kleinräumige Habitatwahl bei der Nahrungssuche mittels Telemetrie. Es zeigte sich, dass Wendehälsen ihre Nahrung bevorzugt in Obstplantagen (Niederstammanlagen) suchten, und zwar an Stellen mit etwa 60 % offenem, unbedecktem Boden (WEISSHAUPT 2007). Die lückige Vegetation scheint somit ein wichtiger Faktor zu sein, der die Nahrung erst erreichbar macht. Ausgehend von diesen Resultaten untersuchten wir auch die Habitatansprüche auf Territorienebe-

ne (MERMOD 2008). Die Studie basiert auf den Besetzungsdaten von Nistkästen während 6 Jahren und wird im Folgenden etwas detaillierter vorgestellt.

Da die Qualität des Territoriums Auswirkungen auf die Fitness eines Individuums hat, sollten Territorien nicht zufällig besetzt werden. Territorien hoher Qualität, gemessen über die vorhandenen Ressourcen (Nistmöglichkeiten, Nahrung, Schutz vor Feinden) und indirekt über den Bruterfolg, werden räumlich und zeitlich zuerst besetzt. Aus langjährigen Besetzungsdaten von Nistkästen können deshalb Rückschlüsse auf die Qualität des Territoriums gezogen werden (SERGIO & NEWTON 2003).

In unserer Studie wurden die Territorien als kreisrundes Gebiet mit Radius 111 m um den Nistkasten definiert (Abb. 3). Es wurden zufällig 100 Territorien ausgewählt und im Feld kartiert. Für jede landwirtschaftliche Kultur innerhalb des Territoriums wurden der Habitattyp und der prozentuale Anteil an offenem,



Abb. 3: Beispiel eines Territoriums (runder Kreis, $r = 111\text{m}$) mit den unterschiedlichen Kulturen (in rot eingezeichnet). In der Mitte des Territoriums befindet sich der Nistkasten.

unbedecktem Boden aufgenommen. Zusätzlich wurden pro Territorium anthropogene Störfaktoren (Distanz zu Straßen und Siedlungen) anhand einer GIS-Datenbank und die Anwesenheit brütender Artgenossen erhoben. Da Ameisen die Hauptnahrung ausmachen, wurde für jedes Territorium die Anzahl Ameisennester geschätzt. Diese Schätzung basierte auf der Summe der proportionalen Kulturrenflächen innerhalb des Kreises multipliziert mit der kulturspezifischen Ameisennestdichte. Die Auswertung erfolgte anhand zweier Modelle, einem statischen Modell, bei welchem die Anzahl besetzte Jahre eines Territoriums mit den Variablen verglichen werden, und einem dynamischen Modell, welches auf der Metapopulationsdynamik beruht. Im dynamischen Modell wurde für jedes der 6 Studienjahre unter Berücksichtigung der Variablen die Wahrscheinlichkeit für die Kolonisation und für das Verlassen eines Territoriums berechnet.

Die Resultate zeigen, dass die untersuchte Wendehalspopulation ihre Territorien

selektiv auswählt und dass häufig besetzte Territorien auch früher im Jahr besetzt wurden. Die Häufigkeit der Besetzung kann somit als Qualitätsmerkmal für ein Territorium verwendet werden. Das statische Modell ergab eine erhöhte Besetzungswahrscheinlichkeit, wenn Territorien einen hohen Flächenanteil an alten Birnenplantagen und einen geringen prozentualen Flächenanteil an Gemüseanbau aufwiesen. Der positive Effekt des Anteils alter Birnenplantagen wurde durch das dynamische Modell bestätigt: Territorien mit einem hohen Anteil an Birnenplantagen wurden bevorzugt neu besiedelt. Ausserdem erhöhte die Anwesenheit brütender Artgenossen, welche innerhalb von 500 m zum Nistkasten brüteten, die Besiedlungswahrscheinlichkeit. Das dynamische Modell zeigte auch, dass heterogen zusammengesetzte Territorien, d.h. aus vielen Kulturen bestehend, seltener verlassen wurden, wenn sie einmal besetzt waren.

Die Ameisennestdichten waren in unserem Studiengebiet in Obstplantagen

höher als in anderen Habitattypen (Rebland, Ackerland, Ufer und Wald). Birnenplantagen wiesen eine höhere Dichte als Apfel- und Aprikosenplantagen auf, was die Präferenz des Wendehals für Birnenplantagen erklären kann. Die Heterogenität oder Kleinstrukturierung eines Territoriums führt in einem intensiv genutzten Gebiet zu einer geringeren Abhängigkeit von einer bestimmten Fläche und bietet mehr Ausweichmöglichkeiten, wenn eine Kultur umgenutzt wird. Dass die Anwesenheit brütender Artgenossen ein Territorium attraktiver macht (conspecific attraction), wurde auch bei anderen Vogelarten nachgewiesen (STAMPS 1988). Sie dient hauptsächlich Neuzuzüglern, Erstbrütern oder erfolglosen Brutvögeln als Referenz der Habitatqualität. In unserem Studiengebiet waren etwa 70 % der gefangenen, adulten Vögel unberingt, was auf einen hohen Anteil an Neuzuzüglern deutet. Es ist ermutigend, dass auch intensiv genutzte Niederstamm-Obstanlagen einer Charakterart der Hochstamm-Obstplantagen einen Lebensraum bieten können. Dies, weil die wichtigsten Ressourcen (Ameisen, lückige Vegetation, Nistmöglichkeiten) vorhanden sind. Um die Wendehalspopulation in der Ebene des Walliser Rhonetals langfristig erhalten zu können, müssen die Obstplantagen und die hohe Dichte an Nistkästen erhalten bleiben.

Literatur:

EHRENBOLD, S. (2004): Habitat suitability modelling and components of reproductive success in the wryneck *Jynx torquilla*. Diplomarbeit, Universität Bern.

GEISER, S.; ARLETTAZ, R. & SCHAUB, M. (2008): Limited impact of weather variation on feeding behaviour, nestling growth and brood survival in a Swiss population of wrynecks *Jynx torquilla*. *Journal of Ornithology* 149: 597-606.

MERMOD, M. (2008): Key ecological features for the persistence of an endangered migratory woodpecker of farmland, the wryneck (*Jynx torquilla*). Diplomarbeit, Universität Bern.

SCHAUB, M. & LÜTHY, M. (1998): Wendehals *Jynx torquilla*. In: SCHMID, H.; LUDER, R.; NAEF-DAENZER, B.; GRAF, R. & ZBINDEN, N. (Hrsg.). Schweizer Brutvogelatlas. Schweizerische Vogelwarte Sempach, 304-305.

SERGIO, F. & NEWTON, I. (2003): Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.

STAMPS, J.A. (1988): Conspecific attraction and aggregation in territorial species. *American Naturalist* 131: 329-347.

TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): Birds in Europe. Their Conservation Status. In: Birdlife International, Cambridge, UK.

WEISSHAUPT, N. (2007): Habitat selection by foraging wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying optimal species habitat. Diplomarbeit, Universität Bern.

Anschrift der Autoren:

Murielle Mermod, Dr. Thomas S. Reichlin, Prof. Dr. Raphaël Arlettaz, PD Dr. Michael Schaub
 Institut für Ökologie und Evolution
 Universität Bern
 Abteilung Conservation Biology
 Baltzerstrasse 6
 CH-3012 Bern
 Schweiz

THOMAS S. REICHLIN, MICHAEL SCHAUB, RAPHAËL ARLETTAZ & LUKAS JENNI, Bern und Sempach

Zugrichtungen europäischer Wendehälse¹

Einleitung

Hintergrund der präsentierten Studie war der europaweite Rückgang der Wendehals-Populationen in den letzten Jahrzehnten, welcher auch in der Schweiz spürbar war. Unser Interesse liegt besonders in der dem Rückgang zugrunde liegenden Populationsdynamik. Eine Änderung der Populationsgröße kommt zustande, wenn die Populationswachstumsrate von 1 verschieden ist oder sich wesentlich verändert hat. Die Wachstumsrate wird von den verschiedenen demographischen Parametern, nämlich Geburten- und Sterberate, wie auch Immigration und Emigration bestimmt. Ein veränderter Reproduktionserfolg oder eine veränderte jährliche Überlebensrate hat also zur Folge, dass sich die Populationswachstumsrate verändert. Falls die verschiedenen Populationsparameter bekannt sind, kann man mit Hilfe eines Populationsmodells mögliche Faktoren bestimmen, welche zu einem Populationsrückgang geführt haben könnten.

Der Reproduktionserfolg kann durch verschiedene Faktoren wie Konkurrenz um Ressourcen (z.B. Nahrung, Paarungspartner, usw.) oder individuelle Qualität (z.B. Körperkondition) beeinflusst werden. Die jährliche Überlebensrate wird durch

verschiedene Bedingungen im Brutgebiet sowie im Winterquartier bestimmt. Die Nahrungsverfügbarkeit spielt eine zentrale Rolle bei der Überlebensrate, sowohl im Brutgebiet, als auch im Winterquartier. Studien haben gezeigt, dass schlechte Bedingungen im Winterquartier (z.B. Dürren im Winterquartier, welche die Nahrungsverfügbarkeit verringern) sich negativ auf die Überlebensrate auswirken können. Zusätzlich reduzieren Verluste während des Herbst- und Frühlingszugs die jährliche Überlebensrate (ausführliche Übersicht über limitierende Faktoren bei Zugvögeln in NEWTON 2004).

Der jährliche Reproduktionserfolg und die jährliche Überlebensrate lassen sich mittels statistischer Verfahren anhand von Beringungsdaten, Brutzahlen und/oder Brüterfolg bestimmen. Will man hingegen den Einfluss der Bedingungen in den Überwinterungsgebieten auf Überleben und Reproduktion untersuchen, muss man wissen, wo die Tiere überwintern. Jedoch liegen die Kenntnisse über Winterquartiere und Zugverhalten teilweise noch im Verborgenen. Aus der Literatur ist bekannt, dass die Wendehälse teils im Mittelmeerraum oder aber in den Savannen in West- und Zentralafrika südlich der Sahara überwintern (GLUTZ

VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Weiter wird eine Zugscheide bei Wendehälsen erwähnt: westlich brütende Vögel ziehen über die iberische Halbinsel Richtung Süden, während östlich brütende Vögel über die Balkanhalbinsel in ihr Winterquartier fliegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Mit der vorliegenden Arbeit wollten wir unsere Kenntnisse über die Zugwege und Winterquartiere der Wendehälse erweitern.

Eine gängige Methode zum Bestimmen der Winterquartiere von Zugvögeln ist eine Auswertung von Ringfunden. Obwohl in Europa schon seit über hundert Jahren Wendehälse beringt wurden (> 20.000 Individuen), wurde bisher nie eine europaweite Auswertung der Funde dieser beringten Vögel durchgeführt. Aus diesem Grund haben wir uns entschlossen die vorhandenen Ringdaten auszuwerten und formulierten folgende Fragestellungen:

- (1) Welches sind die allgemeinen Zugrichtungen der Wendehälse auf dem Herbst- respektive dem Frühlingszug?
- (2) Gibt es eine Zugscheide?
- (3) Wo überwintern Wendehälse?

Allgemein gilt bei Ringfundauser-

¹ REICHLIN, T.S.; SCHAUB, M.; MENZ, M.H.; MERMOD, M.; PORTNER, P.; ARLETTAZ, R. & JENNI, L. (2009): Migration patterns of hoopoe *Upupa epops* and wryneck *Jynx torquilla*: an analysis of European ring recoveries. *Journal of Ornithology* 150: 393-400

tungen, dass bei der Interpretation der Resultate Vorsicht geboten ist, da einige Gefahren im Verborgenen liegen können (PERDECK 1977; GAUTHIER-CLERC & LE MAHO 2001). Es stellt sich zum Beispiel die Frage, ob Ringfunde für eine Population wirklich repräsentativ sind, und ob sie die Wintergebiete widerspiegeln. Ferner sollte man sich bewusst sein, dass Ringfunde immer mit „Meldefehlern“ behaftet sind. Ringfunde sind oft an Orten hoher ornithologischer Aktivität konzentriert (z.B. Beringungsstationen, Rastgebiete, Orte hoher Populationsdichten) und stammen nur selten aus menschenleeren Gegenden. Somit muss die räumliche Verteilung der Ringfunde nicht mit der tatsächlichen räumlichen Verbreitung übereinstimmen. Zudem kann man Beringungsort und Fundort nur mit einer geraden Linie verbinden, welche nicht der wahren Zugroute entsprechen muss. Trotzdem liefern Ringfunddaten sehr präzise örtliche Informationen von Zugbewegungen (NORRIS et al. 2006).

Ringfunddaten, Auswertungen und Resultate

Aus der EURING-Datenbank und ein paar zusätzlichen Funden (Vogelwarte Sempach und Literaturangaben aus GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980) resultierten insgesamt 345 Ringfunde von Wendehälsen in der Zeitperiode zwischen 1914 bis 2005. Auf Grund von Selektionskriterien, wie die Genauigkeit des Funddatums und der Koordinaten des Fundortes, sowie einer Mindestdistanz zwischen Beringungsort und Fundort von 100km, wurden die Ringfunde aussortiert. Wir unterschieden zwischen Herbst- und Frühlingszug, wie auch zwischen Funden, welche in der gleichen Saison oder in einer späteren Saison gemacht wurden. Nach unseren Selektionskriterien konnten wir insgesamt 146 Ringfunde dem Herbst- und Frühlingszug zuordnen (Herbstzug: gleiche Saison $n=83$, spätere Saison $n=38$; Frühlingszug: gleiche Saison $n=7$, spätere Saison

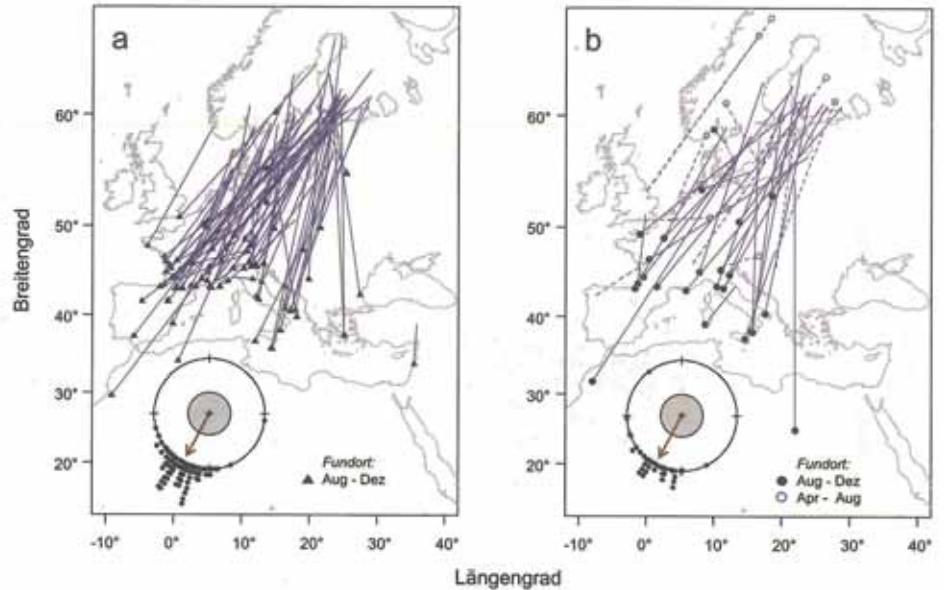


Abb. 1: Ringfunde von europäischen Wendehälsen auf dem Herbstzug, (a) beringt und gefunden in der gleichen Saison ($n=83$), (b) gefunden in einer späteren Saison ($n=38$). Der kleine Kreis auf der Karte stellt die Resultate des Rayleigh Tests dar, welcher auf eine bevorzugte Zugrichtung getestet (Test Statistik 0,94 respektive 0,9, $p<0,001$). Der rote Pfeil zeigt die mittlere Zugrichtungen an (a: $205,8 \pm 21,8^\circ$; b: $209,8 \pm 55,5^\circ$). Die Linien verbinden den Beringungsort mit dem Fundort (Symbole). Quelle: nach REICHLIN et al., 2009

$n=18$). Die genaue Vorgehensweise der Datenselektion und der Auswertung können in REICHLIN et al. (2009) nachgelesen werden.

Die mittlere Herbstzugrichtung (Mittelwert \pm Standardabweichung) von Wendehälsen, welche im gleichen Jahr beringt und gefangen wurden, betrug $205,8 \pm 21,8^\circ$ (Abb. 1a). Die Richtung war statistisch nicht verschieden von der mittleren Herbstzugrichtung von Ringfunden, welche in einer späteren Saison gemacht wurden (Richtung: $209,8 \pm 55,5^\circ$ [Abb. 1b]; t-test: $t=-0,43$, $df=41,9$, $p=0,67$). Die mittlere Zugrichtung für Wendehälse auf dem Frühlingszug betrug $27,0 \pm 114,8^\circ$ (Abb. 2). Es bestand eine signifikant negative Beziehung zwischen der geographischen Länge des Beringungsortes und der Herbstzugrichtung (zikulär-lineare Regression, BATSCHLET 1981; Abb. 3). Hingegen gab es keine Unterschiede zwischen den mittleren Zugrichtungen von Herbst- und Frühlingszug (Abb. 4).

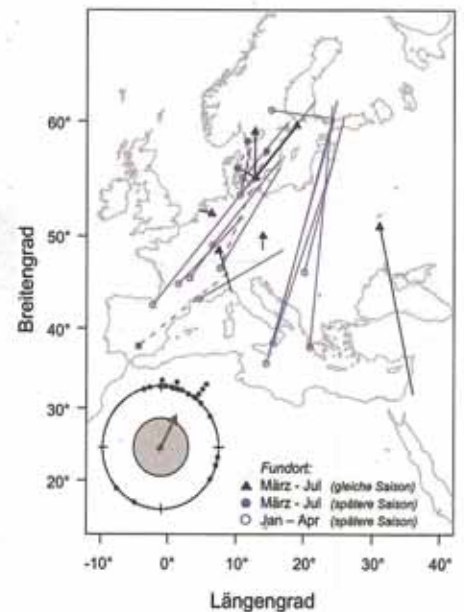


Abb. 2: Ringfunde von europäischen Wendehälsen auf dem Frühlingszug aufgetrennt nach Zeitpunkt des Fundes. Rayleigh Test Statistik 0,69, $p<0,001$. Der rote Pfeil zeigt die mittlere Zugrichtung an ($27,0 \pm 114,8^\circ$). Die Linien verbinden den Beringungsort mit dem Fundort (Symbole). Quelle: nach REICHLIN et al., 2009

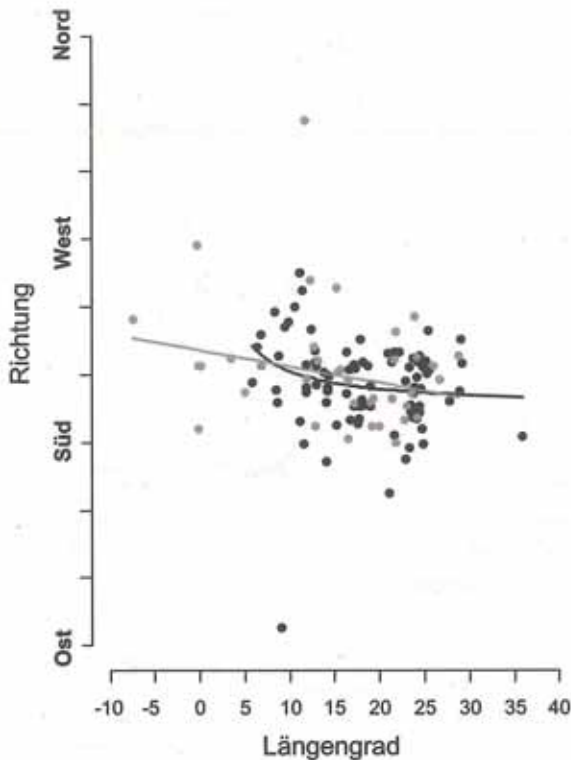


Abb. 3: Herbstzugrichtungen aufgetragen in Abhängigkeit vom Längengrad des Beringungsortes. Schwarze Symbole stehen für Funde aus der gleichen Saison ($n=83$), graue Symbole für Funde in einer späteren Saison ($n=38$). Die Linien zeigen die Regressionsgeraden der zirkulär-linearen Regression (Funde gleicher Saison [schwarz]: Schätzwert = 0,71, $t=5,14$, $p<0,001$; Funde späterer Saison [grau]: Schätzwert = 0,01, $t=3,00$, $p=0,001$) Quelle: nach REICHLIN et al., 2009

Diskussion

Die mittlere Herbstzugrichtung in Europa beringter Wendehälse zeigte Richtung Süd-Südwesten (Abb. 1). Dies war der Fall sowohl für Funde, welche in der gleichen Saison gemacht wurden, wie auch für Ringfunde einer späteren Saison. Der Beringungsort (Längengrad) der Vögel schien die Herbstzugrichtung ins Winterquartier zu bestimmen, d.h. es bestand eine graduelle Änderung der Zugrichtung von Süd-West nach Süd-Ost je östlicher ein Wendehals beringt wurde (Abb. 3). Dies ist ein allgemein bekanntes Phänomen von europäischen Zugvögeln: westlich brütende Zugvögel ziehen in südwestlicher, östlich brütende Vögel in südöstlicher Richtung.

In den uns vorliegenden Ringfunden fanden wir keine Hinweise auf eine in der Literatur beschriebene Zugscheide. Es ist jedoch nicht auszuschliessen, dass eine solche Zugscheide im Gebiet weiter östlich (Osteuropa) bestehen könnte. Aus diesen Gebieten fehlen uns Ringfunde, so dass diese Hypothese nicht überprüft werden konnte. Ferner fanden wir keine Hinweise auf einen Schleifenzug, da die Zugachsen des Herbst- und Frühlingszuges sich nicht voneinander unterschieden (Abb. 1, 2 und 4).

Es gab nur sehr wenige Funde in Nordafrika und keine südlich der Sahara. Auf Grund dieser Tatsache liessen sich nur sehr limitierte Aussagen über die Überwinterungsquartiere machen. Eine Extrapolation der Zugrichtungen könnte Hinweise auf den geographischen Längengrad des Winterquartiers liefern: Westzieher überwintern wohl im Westen, während Zentral- und Osteuropäische Vögel eher im Osten überwintern. Welche Tiere (Populationen) im Mittelmeerraum überwintern und welche nach Afrika ziehen, ließ sich auf Grund der Datenlage letztlich nicht ergründen. Eine Möglichkeit dies herauszufinden bietet die Analyse von stabilen Isotopen in Federn (HOBSON & WASSENAAR 2008).

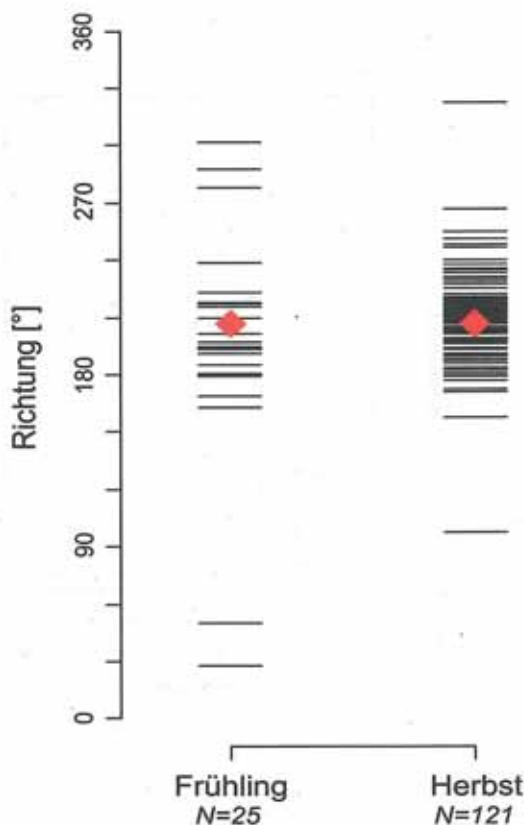


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der Zugrichtungen von Frühlings- und Herbstzug. Die mittleren Zugrichtungen (rote Diamanten) unterscheiden sich nicht zwischen Frühlings- und Herbstzug ($206,98^\circ$ vs. $207,02^\circ$; $t=-0,003$, $df=27,8$, $p=0,9975$), das heißt die Zugachsen sind gleich.

Diese Methode wird zurzeit von uns an Federn von Wendehälsen aus der Schweiz und Deutschland angewendet.

Literatur

BATSCHÉLET, E. (1981): Circular statistics in biology. Academic Press, London.

GAUTHIER-CLERC, M. & LE MAHO, Y. (2001): Beyond bird marking with rings. *Ardea* 89 / Sp. Iss.:221-230.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Akademischer Verlag, Wiesbaden, Frankfurt am Main.

HOBSON, K.A. & WASSENAAR, L.I. (2008): Tracking animal migration with stable isotopes. Elsevier, New York.

NEWTON, I. (2004): Population limitation in migrants. *Ibis* 146:197-226.

NORRIS, D.R.; WUNDER, M.B. & BOULET, M. (2006): Perspectives on migratory connectivity. *Ornithological Monographs* 61, 79-88. 2006.

PERDECK, A.C. (1977): The analysis of ringing data: pitfalls and prospects. *Vogelwarte* 29:33-44.

REICHLIN, T.S.; SCHAUB, M.; MENZ, M.H.; MERMOD, M.; PORTNER, P.; ARLETTAZ, R. & JENNI, L. (2009) Migration patterns of hoopoe *Upupa epops* and wryneck *Jynx torquilla*: an analysis of European ring recoveries. *Journal of Ornithology* 150:393-400.

Anschriften der Autoren:

Dr. Thomas S. Reichlin, PD Dr. Michael Schaub, Prof. Dr. Raphaël Arlettaz
 Institut für Ökologie und Evolution
 Universität Bern
 Abteilung Conservation Biology
 Baltzerstrasse 6
 CH-3012 Bern
 Schweiz

PD Dr. Lukas Jenni
 Schweizerische Vogelwarte Sempach
 CH-6204 Sempach
 Schweiz

HERWIG ZANG, Goslar

Spechte im Vogelmonitoring

1. Einleitung

Vogelzählungen sind eine unersetzliche Grundlage, um Bestandsentwicklungen von Vogelarten verlässlich dokumentieren zu können. Dies geschieht in Deutschland in drei Kategorien.

(1) Die Vorkommen seltener Brutvogelarten wie z.B. Seeadler, aber auch Weißstorch werden seit langem, in Einzelfällen seit über 100 Jahren erfasst (WITT 1992, GEDEON et al. 2004, BOSCHERT 2005). Weißbrücken- und Dreizehenspecht sind darunter nicht berücksichtigt (WITT 1992, BOSCHERT 2005).

(2) Zur Erfassung häufiger Brutvogelarten, zu denen die Mehrzahl der Singvögel gehört, wurde seit 1989 das „DDA-Monitorprogramm“ gestartet, sehr spät im europäischen Vergleich. Dabei werden von freiwilligen Mitarbeitern alljährlich die

Vögel zur Brutzeit auf freiwillig gewählten Probeflächen nach zwei Standardmethoden erfasst (Punkt-Stopp-Zählung, abgekürzt PS, oder Revierkartierung, abgekürzt RK, FLADE 1992a, b, FLADE & SCHWARZ 1992, 1996).

Zunächst parallel dazu wurde seit 2004, in Niedersachsen seit 2003, das ebenfalls vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) initiierte Erfassungsprogramm „Monitoring häufiger Brutvögel“ begonnen, ab 2010 dann soll es das vorangehende Programm vollständig ersetzen (MITSCHKE et al. 2005). Dazu wurden vom Statistischen Bundesamt 1000 Probeflächen von 1 km² Größe nach dem Zufallsprinzip und nach 6 Lebensräumen (Ackerland, Grünland, Wald usw.) geschichtet gezogen. Die Vögel werden dabei alljährlich auf einer festgelegten Route 4mal von März bis

Juni gezählt (Linienkartierung).

(3) Zwischen diesen beiden Polen gibt es die sogenannten „mittelhäufigen Arten“, zu denen z.B. Taucher, Enten, Greifvögel, Rallen, Eulen, Spechte, Schwalben gehören. Sie werden nur bedingt durch die genannten Programme miterfasst. Sieht man einmal von Greifvögeln und Eulen ab (GEDEON & STUBBE 1992, MAMMEN & STUBBE 2005), gibt es für diese Arten kein einheitliches Monitoringprogramm, kann es auf Grund der unterschiedlichen Erfassungsmethoden (SÜDBECK et al. 2005) auch nicht geben.

2. Aufgabe und Ziel

In der DO-G Arbeitsgruppe Spechte muss es Anliegen und Aufgabe sein, sich Gedanken zu machen über den Stand von Spechte-Zählungen und über die Notwendigkeit eines speziellen Spechte-Monitorings.

Größe des Erfassungsgebietes

Zunächst zeigen eigene Erfahrungen, dass die Entwicklung von Buntspechtbeständen auch auf kleinen Flächen von z.B. 39 ha aussagekräftig dokumentiert werden können (Abb. 1), dass dies aber für den Grauspecht nicht zutreffend ist (Abb. 2). Hier sind wesentlich größere Untersuchungsgebiete erforderlich, z.B. hat BLUME (1984) seinen Zählungen von Grau- und Grünspecht ein Gebiet von 62 km² bei Gladenbach/Hessen zugrunde gelegt. Will man die großen Spechtar-

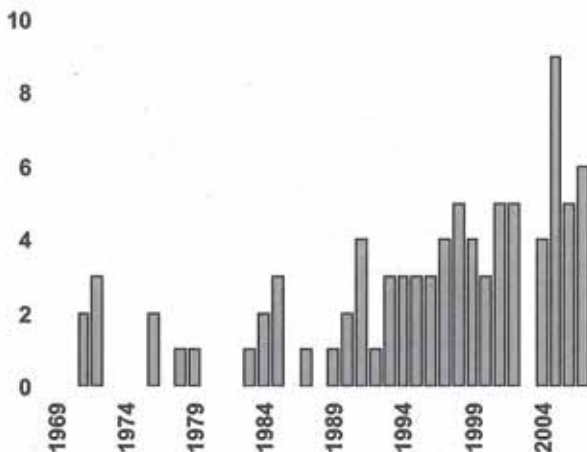


Abb. 1:
Anzahl erfolgreicher Bruten des Buntspechts 1969 – 2007 am Nordharz (14 Teilflächen von zusammen 39 ha, vgl. ZANG 1980, 1984)

ten wie Grau-, Grün- und Schwarzspecht langfristig sinnvoll zählen, so muss die Fläche mindestens 3 – 4 Revieren Raum geben können, d.h. bei einer mittleren Reviergröße von 2 – 5 km² (GLUTZ v. BLOTZHEIM & BAUER 1980) muss die Waldfläche mindestens 15 km² umfassen. Diese Flächengrößen werden beim DDA-Monitorprogramm sowie beim Monitoring häufiger Brutvögel nicht erreicht (MITTSCHKE et al. 2005).

3. Stand und Ergebnisse von Spechtezählungen

3.1 DDA - Monitorprogramm

Vorläufer

Welche Ergebnisse hat das DDA-Monitorprogramm so nebenbei auch für die Spechte bislang gebracht: Erstmals erscheint bei Auswertungen eine Spechtart, der Buntspecht in dem Jahresbericht 6/1995, hier sogar auf dem Titelblatt mit 1989 – 1994 zwei fast deckungsgleichen Linien für PS bzw. RK – Erfassungen. Ein Jahr später wird in dem Jahresbericht 7/1996 die Entwicklung für den Schwarzspecht 1989 – 1995 abgedruckt. Beide Ergebnisse erscheinen noch ohne Trendanalyse und Statistik. Das geschieht für eine Spechtart erstmals im Bericht 9/1999, wo dem Grünspecht zwei Diagramme gewidmet sind, Zunahme 1989 – 1998 für PS- und RK-Erfassungen sowie in Siedlungen und außerhalb, gesichert ist nur die Zunahme nach der PS-Methode. Schließlich tauchen im Bericht 10/2000 drei Spechtarten auf, Mittel-, Klein- und Schwarzspecht, alle drei 1989 – 1999 mit einer Zunahme, die aber nur für den Kleinspecht und die PS-Reihe für den Schwarzspecht gesichert ist. Schließlich enthält der Bericht 15/2006 erneut eine Darstellung für den Grünspecht, alle Trendlinien 1989 – 2005 für NW-, SW- und Ost-Deutschland sowie alle Zählrouten zeigen eine gesicherte Zunahme.

Abb. 2:

Anzahl erfolgreicher Bruten des Grauspechts 1969 – 2007 am Nordbarz (14 Teilflächen von zusammen 39 ha, vgl. ZANG 1980, 1984)



Bericht zur Lage der Vögel in Deutschland: Waldvögel

FLADE & SCHWARZ (2004) stellten in diesem Bericht bis 2003 gewonnene Ergebnisse aus dem DDA-Monitorprogramm vor. Darunter sind die sechs häufigen Spechtarten vertreten (Tab. 1). Bei den Revierkartierungen 1989 – 2003 ergeben sich mit Ausnahme des Buntspechts keine gesicherten Ergebnisse. Ähnliches gilt für Klein- und Mittelspecht bei den PS-Routen, während diese beim Grauspecht für 1989 – 2003 eine gesicherte Abnahme, bei Bunt-, Grün- und Schwarzspecht eine gesicherte Zunahme auswies (Tab. 1). Eine Aufspaltung der PS-Routen nach West- und Ostdeutschland ergab Aussagen für alle Arten, eine Aufspaltung nach PS-Routen innerhalb und außerhalb des Waldes war nur für Bunt-, Grün- und Kleinspecht möglich. Darüber hinaus ließen sich für den häufigen Buntspecht Abhängigkeiten des Vorkommens von der Stärke der

Fruktifikationen von Buche, Eiche und Fichte belegen.

3.2 Brutvögel in Deutschland

In dem Probeatlas (GEDÉON et al. 2004) sind Spechte nicht vertreten, obwohl es z.B. mit Grau- oder Dreizehenspecht durchaus lohnende Beispiele gegeben hätte (s. RHEINWALD 1993). Im Ersten Bericht (GEDÉON et al. 2006) wird neben 2 Bildern von Spechtexkursionen in Rheinland-Pfalz und Sachsen im Bericht aus Hessen anhand von 3 landesweiten Schätzungen 1984, 1994 und 2004 auf die starke Zunahme des Mittelspechts aufmerksam gemacht.

3.3 Vögel in Deutschland 2007

Ein Diagramm 1990 – 2005 zeigt die Zunahme von Bunt- und Schwarzspecht auf (SUDFELDT et al. 2007). Die bedeutende Rolle der Spechte für diesen

Art	Revierkartierung RK	Unterschied RK – PS	Punkt-Stopp PS
Buntspecht	+1,2*	ns	+0,9*
Grauspecht	n.b.	--	-7,3**
Grünspecht	+1,78 ns	ns	+4,7**
Kleinspecht	+1,3 ns	ns	+0,4 ns
Mittelspecht	n.b.	--	+2,2 ns
Schwarzspecht	n.b.	--	+6,0**

Tab. 1: Bestandstrends von 6 Spechtarten in Deutschland 1989 – 2003 nach Daten des DDA-Monitorprogramms häufiger Arten. Angegeben ist die mittlere jährliche Zu- oder Abnahme in %, das Signifikanzniveau des Trends (TRIM, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, ns nicht signifikant, n.b. nicht berechnet, aus FLADE & SCHWARZ 2004)

Lebensraum wird durch ihre Berücksichtigung im Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt unterstrichen. Dies ist einer von 21 Indikatoren, mit denen das Erreichen der angestrebten Ziele einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland überprüft werden soll. Grundlage des Indikators ist die Bestandsentwicklung von 59 ausgewählten Vogelarten, die die wichtigsten Landschafts- und Lebensraumtypen sowie Landnutzungen repräsentieren. Im Teilindikator Wald sind unter den 11 Arten vier Spechtarten: Grau-, Klein-, Mittel- und Schwarzspecht. Daraus geht hervor, dass verlässliche Zahlen verfügbar sein müssen. Hier bestehen noch gewisse Probleme, denn die Entwicklung des Mittelspechts seit etwa 20 Jahren (SÜDBECK & FLADE 2004, KAMP 2007) scheint sich in den Monitoring – Ergebnissen nur bedingt widerzuspiegeln (Tab. 1).

3.4 Nachbarländer

In dem BTO-Klassiker für Großbritannien von MARCHANT et al. (1990) sind nur Bunt-, Grün- und Kleinspecht mit Indexkurven seit Mitte der 1960er Jahre vertreten. In dem Brutvogelatlas der Niederlande (SOVON 2002) finden sich Indexkurven (1965) 1970 – 2000 für Grün-, Klein- und Schwarzspecht und in „Die Vögel der Schweiz“ (MAUMARY et al. 2007) Indexkurven 1990 – 2003 sehr klein gedruckt für Grün-, Schwarz-, Bunt- und Kleinspecht.

4. Fazit

Fasst man diese sicher unvollständige Übersicht zusammen, so ergibt sich, dass für Bunt- und Grünspecht gute und verlässliche Kenntnisse zur Entwicklung vorliegen, dagegen nur wenige und kaum belastbare bei Grau- und Mittelspecht. Die Kenntnisse für Klein- und Schwarzspecht sind dazwischen anzuordnen. Will man diese Kenntnisse verbessern, so gibt es für mittelhäufige Arten in dem „Monitoring Greifvögel und Eulen“ ein nachahmenswertes Vorbild (GEDÉON & STUBBE

1992, MAMMEN & STUBBE 2005). Hier werden auf freiwillig gewählten Probeflächen wie Messtischblatt, Verwaltungseinheit (Stadt, Kreis usw.) oder fest umrissener Landschaftsausschnitt ehrenamtlich die Daten erhoben. In einem Erfassungsbogen A werden einmalig Angaben zur Kontrollfläche gemacht. Jährlich werden in einem Erfassungsbogen B die Ergebnisse der Zählungen eingetragen. Dabei können sich Erfassungen auch auf nur eine Art, z.B. hier im Nationalpark Harz auf den Sperlingskauz, beschränken.

Dieses Verfahren ließe sich ohne prinzipielle Änderungen auf die Gruppe der Spechte übertragen, wenn man eine Ermittlung des Bruterfolgs nicht unbedingt einbezieht. Zwar sind diese Ergebnisse auch hier von großer Bedeutung, doch bei Spechten nur mit wesentlich größerem Aufwand zu erbringen. Die Erfassungen der Spechte müssen natürlich auf andere Weise als bei Greifvögeln und Eulen erfolgen, darum eine kurze Anleitung. Außerdem ist es wünschenswert und bei bis zu 6 Arten auch zu leisten, dass in jeder Probefläche jeweils alle vorkommenden Spechtarten gezählt werden.

5. Anleitung

Die Fläche sollte mindestens 15 km² betragen (s.o.), so dass sie mindestens 3 Reviere der großen Arten Grau-, Grün- und Schwarzspecht umfassen kann. Besser ist es, ein Messtischblatt-Viertel mit ca. 30 km² auszuwählen, dann sind darüber hinaus auch weitere Landschaftselemente vertreten, wie sie z.B. für Grün- und Kleinspecht von Bedeutung sein können. Nach dem Methodenhandbuch zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands (SÜDBECK et al. 2005) sind folgende Mindeststandards einzuhalten: Zeitaufwand mindestens 4 Begehungen von Anfang März bis Ende April von Sonnenaufgang bis Mittag. Lediglich bei Weißbrücken- und Dreizehenspecht erstreckt sich der Erfassungszeitraum bis Anfang/Mitte Juni. Bei allen Spechtar-

ten mit Ausnahme des Buntspechts ist es dringend anzuraten, die Erfassungen mit einer Klangattrappe durchzuführen. Genauere Angaben zur Auswertung sind im Methodenhandbuch angegeben (SÜDBECK et al. 2005).

6. Diskussion

Es sind folgende Fragen zu klären. Ist es erforderlich, ein Monitoring Spechte zu beginnen? Soll es so erfolgen, dass das Monitoring Greifvögel und Eulen als Vorbild dient? Den Start könnte die DO-G Projektgruppe Spechte initiieren, um hier gemeinsam mit dem DDA ein Netzwerk aufzubauen. Der Start könnte 2009 erfolgen. Die Startinitiative zu übernehmen, haben sich Thorsten Späth und Herwig Zang, Nationalpark Harz bzw. Niedersächsische Ornithologische Vereinigung, bereit erklärt. Die Archivierung der Unterlagen wäre im Nationalpark Harz möglich.

Die Diskussion ergab von mehreren Seiten die grundsätzliche Bereitschaft, sich an einem Spechte-Monitoring zu beteiligen. Weitere Rückfragen wurden oben unter „Anleitung“ berücksichtigt.

7. Literatur

- BLUME, D. (1984): Bestandsrückgang beim Grünspecht (*Picus viridis*). Ein Alarmzeichen? Ornithol. Mitt. 36:3-7.
- BOSCHERT, M. (2005): Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 – 2003. Vogelwelt 126:1-51.
- FLADE, M. (1992a): Langzeituntersuchungen der Bestände häufiger deutscher Brutvögel: Stand und Perspektiven. Vogelwelt 113:2-20.
- FLADE, M. (1992b): Zur Situation des Brutvogelmonitorings in Deutschland. Vogelwelt 113:154-157.

- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (1992): Stand und erste Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. *Vogelwelt* 113:210-222.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (1996): Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. *Vogelwelt* 117:235-248.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989 – 2003. *Vogelwelt* 125:177-213.
- GEDEON, K.; MITSCHKE, A. & SUDFELDT, C.; Hrsg. (2004): Brutvögel in Deutschland. Hohenstein – Ernstthal.
- GEDEON, K.; MITSCHKE, A. & SUDFELDT, C.; Hrsg. (2006): Brutvögel in Deutschland. Erster Bericht. Hohenstein – Ernstthal.
- GEDEON, K. & STUBBE, M. (1992): Monitoring Greifvögel und Eulen – Beispiel für ein integriertes Populationsmonitoring. *Vogelwelt* 113:255-262.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9. Wiesbaden.
- KAMP, J. (2007): Verbreitung, Bestand und Habitatnutzung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in Nordwest-Niedersachsen. *Vogelk. Ber. Niedersachs.* 39:77-96.
- MAMMEN, U. & STUBBE, M. (2005): Zur Lage der Greifvögel und Eulen in Deutschland 1999 – 2002. *Vogelwelt* 126:53-65.
- MARCHANT, J. H.; HUDSON, R.; CARTER, S. P. & WHITTINGTON, P. (1990): Population trends in British breeding birds. *Tring* (BTO).
- MAUMARY, L.; VALLOTTON, L. & KNAUS, P. (2007): Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Nos Oiseaux, Montmollin.
- MITSCHKE, A.; SUDFELDT, C.; HEIDRICH-RISKE, H. & DRÖSCHMEISTER, R. (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126:127-140.
- RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985. Schriftenreihe des DDA 12.
- SOVON (2002): Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998 – 2002. Leiden.
- SÜDBECK, P.; ANDRETTZKE, H.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- SÜDBECK, P. & FLADE, M. (2004): Bestand und Bestandsentwicklung des Mittelspechts *Picoides medius* in Deutschland und seine Bedeutung für den Waldnaturschutz. *Vogelwelt* 125:319-326.
- SUDFELDT, C.; DRÖSCHMEISTER, R.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): Vögel in Deutschland – 2007. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WITT, K. (1992): Bestandsentwicklungen einiger ausgewählter gefährdeter Vogelarten im westlichen Deutschland 1977 – 1989. *Vogelwelt* 113:289-310.
- ZANG, H. (1980): Der Einfluss der Höhenlage auf Siedlungsdichte und Brutbiologie höhlenbrütender Singvögel im Harz. *J. Ornithol.* 121:371-386.
- ZANG, H. (1984): Erstbesiedlung neu eingerichteter Nisthöhlengebiete im Harz unter besonderer Berücksichtigung der Höhenlage. *Vogelwelt* 105:25-32.

Anschrift des Autors:

Herwig Zang
Oberer Triftweg 31A
D-38640 Goslar.

Bisher erschienen:

- KISON, H.-U. & WERNECKE J. (2004): Die Farn- und Blütenpflanzen des Nationalparks Hochharz. Forschungsbericht. Wernigerode, 184 S.
- KARSTE, G.; SCHUBERT, R.; KISON, H.-U. & WEGENER, U. (2006): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Harz (Sachsen-Anhalt). Eine kommentierte Vegetationskarte. Wernigerode, 59 S.
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2007) (Hrsg.): Walddynamik und Waldumbau in den Entwicklungszonen von Nationalparks. Tagungsbericht zum Wald-Workshop des Nationalparks Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 1. 73 S
- NATIONALPARKVERWALTUNG HARZ (2008) (Hrsg.): Tun und Lassen im Naturschutz. Tagungsbericht zur 7. wissenschaftlichen Tagung im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 2. 119 S.

Impressum

Nationalpark Harz, Lindenallee 35, 38855 Wernigerode

Tel. 0 39 43 / 55 02 - 0, Fax 0 39 43 / 55 02 - 37

www.nationalpark-harz.de

Titelbild: V. Schadach

Druck: creaktiv, Goslar

1. Auflage 2009

Nationale
Naturlandschaften

