



NATIONALPARK
KALKALPEN

Jahrestagung der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2009



ÖBf

ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE AG



Fachtagung

7. – 10. Mai 2009

im Nationalpark Kalkalpen

**Schriftenreihe des
Nationalpark Kalkalpen Band 10**

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums: Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.

LE 07-13
Entwicklung für den Ländlichen Raum



lebensministerium.at



NATIONALPARK
KALKALPEN

Jahrestagung der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2009



ÖBf
ÖSTERREICHISCHE
BUNDESFORSTE AG



Fachtagung
7. – 10. Mai 2009
im Nationalpark Kalkalpen

Schriftenreihe des
Nationalpark Kalkalpen Band 10

Die Jahrestagung 2009 der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G) wurde vom Nationalpark Kalkalpen, der Österreichischen Bundesforste AG und dem Naturschutzbund Burgenland organisiert. Tagungsort war der Nationalpark Kalkalpen in Oberösterreich (Reichraming).

Impressum © Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. 2011, für den Inhalt der Artikel sind ausschließlich die Autoren verantwortlich **Redaktion** Dr. Klaus Günter Michalek, Dr. Klaus Ruge **Lektorat** Mag. Angelika Stückler **Titelfoto** Norbert Pühringer **Zitiervorschlag** Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H. (2011): Bericht „Jahrestagung der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2009“ – Band 10; Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen **Herausgeber** Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H., Nationalpark Allee 1, 4591 Molln **Kartenskizze Umschlag** Atteneder **Grafik** Andreas Mayr **Druck** Friedrich VDV GmbH & Co KG, Linz, 1. Auflage 3/2011

Bezugsquelle Nationalpark Zentrum Molln, Nationalpark Allee 1, 4591 Molln, Österreich, Telefon +43 (0) 75 84/36 51, nationalpark@kalkalpen.at, www.kalkalpen.at

ISBN 978-3-9501577-6-5

Soweit im Folgenden personenbezogene Bezeichnungen nur in der männlichen Form angeführt sind, beziehen sie sich auf Frauen oder Männer in gleicher Weise. Bei der Anwendung auf bestimmte Personen wird die jeweils geschlechts-spezifische Form verwendet.

INHALT

Vorwort	5	Nahrung von Buntspecht <i>Dendrocopos major</i>, Mittelspecht <i>Dendrocopos medius</i> und Baumläufem <i>Certhia</i> spp. im Wienerwald	58
Exkursionen im Rahmen der Spechttagung	10	Klaus Günter Michalek & Anton Krištín	
Die Kooperation BirdLife Österreich und Österreichische Bundesforste	13	Ameisen und Spechte	75
Gábor Wichmann		Johann Ambach	
Erhebung von Spechten und Eulen im Nationalpark Kalkalpen im Jahr 2008	19	Totholz, essenzielle Ressource im Spechtrevier	77
Norbert Pühringer, Bernhard Sulzbacher		Wolfgang Scherzinger	
Eulen und Spechte im Europaschutzgebiet Dachstein	35	Totholzschwellenwertanalyse für den Dreizehenspecht (<i>Picoides tridactylus</i>) im Schwarzwald	83
Werner Weißmair		Raffael Kratzer, Florian Straub, Ulrich Dorka und Peter Pechacek	
Zur Verbreitung und Höhlenökologie des Schwarzspechtes im Nationalpark Harz	38	Käferfauna des Totholzes	93
Elena Ballenthien		Heinz Mitter	
Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald	43	Totholz in Siedlungsgebieten	98
Norbert Sauberer, Eduard Hochbichler, Norbert Milasowszky, Bellos Panagoitis, Leopold Sachslehner		Martin Schwarz	
Außernutzungstellung von Altbäumen in den burgenländischen Natura 2000-Gebieten 2008	52		
Manfred Fiala			

Vorwort

Klaus Ruge



Wer sich in Mitteleuropa mit Spechten beschäftigt, der kommt nicht umhin, sich mit dem Lebensraum Wald auseinander zu setzen. Der natürliche Wald, der Wald, in dem Bäume alt werden dürfen, in dem sie sterben dürfen und nicht vorher geerntet werden, ist als Na-

turschutzziel noch recht jung. In den vergangenen Jahren standen die Bemühungen um Gewässerschutz, Erhaltung der Moore, der Streuobstwiesen, naturnaher Mähwiesen, der Ackerrandbereiche oder Felsfluren im Brennpunkt des Naturschutzes.

Einst glaubte man, ein gesunder Wald, ein Wald in dem tote und kränkelnde Bäume entfernt würden, wäre auch für den Schutz von Tieren und Pflanzen gut. Der Begriff der Nachhaltigkeit bezog sich auf den Holzertrag und nicht etwa auf den Erhalt biologischer Vielfalt. Erst allmählich setzte sich die Erkenntnis durch, dass zu einem lebendigen Wald nicht nur unterschiedliche Baumarten gehören, dass dort nicht nur einheitlich alte Bäume wachsen sollten, sondern, dass auch das tote Holz, stehend und liegend, für die Lebendigkeit, die biologische Vielfalt unabdingbar ist.

Zu dieser Erkenntnis haben in hohem Maße Forschungen über die Lebensraumansprüche von Spechten geführt – vor allem die Arbeiten über Habitatansprüche der Waldspechte Weißrückenspecht, Dreizehenspecht und Schwarzspecht. Alle drei Arten gehören zum Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie. Das heißt, wir bzw. unsere Staaten haben dafür Sorge zu tragen, dass für diese Arten ausreichend Lebensraum zur Verfügung steht. Heute wissen wir, dass ohne genügend Totholz zum Beispiel Dreizehenspechte nicht überleben.

Die im vorliegenden Band zusammengefassten Arbeiten sind das Ergebnis der Jahrestagung 2009 der Projektgruppe Spechte innerhalb der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G).

Fast alle Vorträge dieses Treffens spiegeln das Bemühen wider, Leitziele für den Erhalt biologischer Vielfalt im Wald aufzustellen. Die Spechte sind dabei die Flaggschiffarten. Die Forderung nach mehr Vielfalt, nach mehr Lebendigkeit hat hier im Nationalpark Kalkalpen dazu geführt, der Wildnis wieder Raum zu geben. Das Besucherzentrum Ennstal in Reichraming hat sich die Aufgabe gestellt, Menschen zu zeigen, wie schön ein natürlicher Wald sein kann und dass wir alle Verantwortung tragen, die alten Bäume, die Schmetterlinge und den Weißrückenspecht für die Zukunft zu bewahren.

Natürlich, mehr Totholz heißt auch Verzicht auf einen Teil der Nutzung. Deshalb muss den Bürgern deutlich gemacht werden, neben dem Wert des Holzes birgt Wald auch andere Schätze: die Pflanzen und Tiere. Wald ist aber auch Wasserspeicher, Wald ist Erholungsraum und der Wald ist ein Kulturgut. Darum gehört der Wald in öffentlicher Hand uns allen. Er ist Bürgerwald. Doch damit sind auch wir verantwortlich dafür, was mit dem Wald geschieht.

Im Namen der Projektgruppe der DO-G möchte ich mich sehr herzlich für die Einladung in die Kalkalpen und für die schönen, erlebnisreichen und mit neuem Wissen gefüllten Tage bedanken, besonders auch für die herzliche Gastfreundschaft.

Der Dank gilt vor allem den Gastgebern und Organisatoren, dem Nationalpark Kalkalpen mit seinem Leiter Dr. Erich Mayrhofer, den Österreichischen Bundesforsten mit ihrem Naturraummanager DI Gerhard Fischer, dem Naturschutzbund Burgenland, vertreten durch Dr. Thomas Zechmeister und natürlich allen anderen Helferinnen und Helfern. Dr. Klaus Michalek aber gilt mein und unser ganz besonderer Dank, dass er das Treffen hier angeregt sowie die Vorbereitung und Planung in so vorbildlicher Weise durchgeführt hat.

Dr. Klaus Ruge

Stv. Sprecher der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft

Vorwort

Erich Mayrhofer



Mitten in Österreich, im Südosten des Bundeslandes Oberösterreich, befindet sich im Einzugsbereich der Flüsse Enns und Steyr ein über 1.200 Quadratkilometer großes zusammenhängendes Waldgebiet. In seinem Zentrum liegt der Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen mit einer Größe von 209 Quadratkilometern. Das Schutzgebiet besteht aus dem Reichraminger Hintergebirge und Sengsengebirge und reicht von 380 bis 1.964 Meter Seehöhe.

Bereits wenige Jahre nach seiner Gründung im Jahr 1997 ist im größten österreichischen Wald-Nationalpark „Wildnis als Leitziel“ klar erkennbar.

An Steilhängen, zwischen Felsklippen und in tiefen Schluchten treten artenreiche Bergwälder auf, die gemeinsam mit Urwaldresten Motor einer ungeahnten Vielfalt sind. Stürme, Hochwässer und Lawinen leiten natürliche Prozesse ein, die für unterschiedliche Entwicklungszyklen in den Wäldern sorgen. Von umgestürzten Bäumen und

Totholz profitieren Pilze, Käfer, Schmetterlinge, Fledermäuse und Spechte.

In Zeiten des Klimawandels und der Artenverluste wird die Bedeutung des Nationalpark Kalkalpen als Natur-Erbe und Gen-Reservoir ansteigen und das wissenschaftliche Interesse zunehmen.

Der Nationalpark Kalkalpen trägt mit dieser Publikation dazu bei, das Wissen über die Waldfauna einem breiteren Interessentenkreis zu vermitteln.

Dr. Erich Mayrhofer

Direktor des Nationalpark Kalkalpen



Der Nationalpark Kalkalpen im Reichraminger Hintergebirge und Sengsengebirge ist das größte Waldschutzgebiet Österreichs. Foto: Erich Mayrhofer

Vorwort

Gerhard Fischer



Die Spechttagung 2009 fand im Nationalpark Kalkalpen statt. Die Österreichischen Bundesforste haben gerne ihren Beitrag zu dieser Tagung geleistet und waren auch besonders neugierig auf die aktuellen Ergebnisse der Spechtforschung.

Der Nationalpark Kalkalpen hat ein Flächenausmaß von insgesamt 20.850 Hektar, davon sind 88 % im Besitz der Republik Österreich (Österreichische Bundesforste). Das Gebiet wird von den Österreichischen Bundesforsten und der Nationalpark Gesellschaft gemeinsam betreut. Unwegsames, große zusammenhängende Waldgebiete sowie eines der längsten unversehrten Bachsysteme der Ostalpen sind Markenzeichen im Nationalpark Kalkalpen.

Der Nationalpark Kalkalpen ist Natura 2000-Gebiet, sowohl nach der Vogelschutzrichtlinie (VS-RL) als auch nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). In den Wäldern des Nationalparks und dessen Umfeld sind sechs Spechtarten von neun in Europa vorkommenden Arten heimisch. Bunt- und Schwarzspecht sind dabei die häufigsten Arten, am seltensten ist der Grünspecht. Die lichten, von Felsen durchzogenen Laubwälder sind Lebensraum für den Grauspecht. Da diese Felsbereiche früh ausapern, findet der Grauspecht dort im Winter und Frühjahr vor allem Ameisen als Nahrung. Die Lebensräume von Dreizehen- und Weißrückenspecht sind weitgehend identisch mit den späten Stadien der natürlichen Waldentwicklung. Hier finden die Vögel im stehenden Totholz auch im Winter noch ein reichliches Nahrungsangebot. Der Weißrückenspecht besiedelt die Wälder der Steillagen. Die flachgründigen Rendsinen erlauben den Bäumen dort nur einen beschränkten Wurzelraum, dadurch neigen sie bei Sturm leichter zum Umstürzen. Dementsprechend weisen diese Wälder meist einen relativ hohen Totholzanteil auf. Im Gegensatz zu den Steilhangwäldern sind in den Plateaulagen mehr Nadelbäume vertreten. Die reich strukturierten alten und lichten Fichtenwälder, vor allem die stehenden Dürrlinge, sind der Schlüsselfaktor für den Dreizehenspecht.

Die Wälder im Nationalpark Kalkalpen werden forstlich nicht mehr genutzt. Dadurch wird sich langfristig ein naturnäherer Zustand mit hinreichend Terminal- und Zerfallsphasen einstellen. Somit wird das Gebiet auch zu einem wichtigen Überlebensraum für Arten, die auf besonders viel Totholz angewiesen sind. Für den Nationalpark Kalkalpen ist der ungestörte Ablauf von Prozessen ein zentraler Faktor. Allerdings eröffnet sich mit dem Prozessschutz – insbesondere beim Umgang mit Borkenkäfern – auch ein Konflikt zwischen naturschutzfachlichen Unterlassungswünschen einerseits und forstlichen Handlungsgeboten (gesetzliche Verpflichtung zur Borkenkäferbekämpfung) andererseits.

Im Sinne des Prozessschutzes sind auch Borkenkäfer ein integrativer Bestandteil natürlicher Abläufe. Käfer und Larven der Borkenkäfer sind Teil der Nahrungskette für andere Tiere (Dreizehenspecht, Waldameisen) und schaffen durch ihr Wirken neue Lebensräume für viele Pflanzen- und Tierarten, vor allem für viele licht- und wärmeliebende Spezies. Speziell der Buchdrucker (*Ips typographus*), eine Borkenkäferart an Fichte, kann großräumige Massenvermehrungen verursachen, wobei auch gesunde Bäume und Bestände großflächig zum Absterben gebracht werden.

Eine Borkenkäferkalamität kann auch als Chance für die Entwicklung von stabileren Mischwäldern sein. Aber wenn es dabei um den Fortbestand der Fichtenwälder außerhalb des Nationalpark Kalkalpen geht, ist eine Abwägung zwischen den Belangen des Forstschutzes und den Habitatansprüchen der Schutzgüter wie zum Beispiel des Dreizehenspechtes durchzuführen.

Ich wünsche den Leserinnen und Lesern des Tagungsbandes eine interessante Lektüre und viel Freude mit den Spechten und den vielen Schönheiten des Waldes.

DI Gerhard Fischer

Naturraummanagement, Österreichische Bundesforste AG Nationalparkbetrieb Kalkalpen

Vorwort

Thomas Zechmeister



Das Sprichwort „Österreich – die Insel der Seeligen“ trifft längst nicht mehr zu, gelang es doch Österreich, durch Integration und Miteinander im europäischen Naturschutz neue Akzente zu setzen. Die Anfänge der Naturschutzarbeit reichen weit zurück. So ist der Ös-

terreichische Naturschutzbund als Wegbereiter mit seiner fast 100jährigen Geschichte die älteste gemeinnützige und überparteiliche Naturschutzorganisation der Republik Österreich. Schon von Beginn an haben sich einzelne Landesgruppen für den Erhalt naturnaher Waldgebiete und Urwälder sowie deren Lebensgemeinschaften eingesetzt. Durch diese Arbeit wurde der Grundstein für die Gründung der heutigen Nationalparks und der Natura 2000-Schutzgebiete geschaffen. Dadurch wurde über Jahrzehnte eine wertvolle Lebensregion mit reichhaltigen Ressourcen erhalten, die uns Menschen heute sehr zugute kommt.

Auch der Naturschutzbund Burgenland legt im stellenweise waldarmen Ostösterreich einen Arbeitsschwerpunkt in Schutzmaßnahmen, die auf den Erhalt der Artenvielfalt in den Wäldern des Burgenlands und ihrer gefährdeten Waldlebensräume abzielen. Beispiele dafür sind u.a. die „Außernutzungsstellung von Altbäumen in Natura

2000-Gebieten“, die Ausweisung von „Horstschutzzonen“ für gefährdete baumbrütende Vogelarten sowie die „Flächige Außernutzungsstellung bzw. Einrichtung von Naturwaldzellen“.

Bei allen Projekten steht der Lebensraumschutz durch integrative Maßnahmen, die gemeinsam mit den Waldbesitzern, der Jagd, regionalen Initiativen und der Bevölkerung entwickelt und getragen werden, im Vordergrund. Vielerorts profitieren auch die Spechtarten direkt oder indirekt von den angewandten Maßnahmen. Zukünftige Entwicklungen des Naturschutzes im Burgenland werden darauf abzielen, bestehende Naturschutzgebiete durch Pufferflächen (Pacht oder Kauf) gegenüber dem Umland abzapuffern, um die naturschutzfachlichen Ziele nachhaltig gewährleisten zu können. Ein weiterer Fokus wird auf die Vernetzung von bestehenden Schutzgebieten gelegt werden.

Dieser Tagungsband soll den Naturschutzgedanken oder – besser gesagt – den Gedanken der Erhaltung unserer Lebensregion in den Mittelpunkt rücken und den Blick in das Gesamtgefüge „Lebensraum Wald“ sowohl für Laien als auch für ambitionierte Naturliebhaber ermöglichen.

Dr. Thomas Zechmeister

*Geschäftsführer des Naturschutzbundes Burgenland
(2003 – 2010)*

Vorwort

Klaus Günter Michalek



Naturschutz im Wald ist ohne Spechte kaum denkbar. Sie sind eine bemerkenswerte Gruppe von Waldvögeln, die durch ihre Lebensweise als Leit- und Zielarten für den Naturschutz im Wald dienen. Spechte können auch als

Indikatoren für die ökologische Qualität von Wäldern, Waldvogel- und Baumartendiversität, Urwälder (z.B. Weißrückenspecht), aber auch für extensiv genutzte Wiesen und Streuobstflächen (z.B. Grünspecht) gelten. Einige Spechtarten sind heute aufgrund von Lebensraumverlust stark gefährdet (z.B. Dreizehenspecht, Grauspecht, Mittelspecht, Weißrückenspecht). Aus Erkenntnissen über ihre ökologischen Ansprüche wurden auch Programme und Modelle für Naturschutzmaßnahmen im Wald entwickelt.

Die Artenvielfalt unserer heimischen Spechte hängt von einem vielseitigen Lebensraumangebot ab. Naturnahe Wälder mit standortgerechter Baumartenzusammensetzung in verschiedenen Altersklassen, mit Totholz und Altholz, mit reichhaltiger räumlicher Struktur (Schichten, Stufen, mosaikartig verteilte Freiflächen) und mit differenzierten Klimabedingungen bilden ihre Lebensgrundlage. Naturwaldreservate wie der Nationalpark Kalkalpen erfüllen neben naturnah bewirtschafteten Wäldern diese Bedingungen ideal. Ein vorrangiges Ziel des Naturschutzes im Wald muss daher der Erhalt und Schutz von Naturwaldreservaten und eine naturnahe Forstwirtschaft sein.

Einmal jährlich trifft sich die Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft im Rahmen einer Tagung, um aktuelle Ergebnisse der Spechtforschung sowie naturschutzfachlich bedeutsame Themen zu diskutieren. Ein Schwerpunktthema bei der Spechtetagung 2009 ergab sich aufgrund des Tagungsortes von selbst: „Monitoring von Spechten und Eulen im Nationalpark Kalkalpen und im benachbarten Europaschutzgebiet Dachstein“. Ein weiterer Teil des Tagungsprogramms war der Kooperation von BirdLife Österreich mit der Österreichischen Bundesforste AG, welcher 88 % des Nationalpark Gebietes ge-

hören, gewidmet. Vom Nationalpark Kalkalpen unabhängig, dafür aber in einem anderen großen Nationalpark in Deutschland durchgeführt, wurde die Studie von Elena Balenthien über „Die Verbreitung und Höhlenökologie vom Schwarzspecht im Nationalpark Harz“. Ein sehr aktuelles Referat von Leopold Sachslehner war dem „Nachhaltigen Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald“ gewidmet. Ein weiterer Vortragsblock beschäftigte sich mit der „Nahrung von Buntspecht, Mittelspecht und Baumläufern im Wienerwald“ und „Ameisen als Nahrung für Spechte“. Langjährige Studien an Spechten in Verbindung mit Forschungen an anderen Holz bewohnenden und -abbauenden Organismen haben weithin zu einer neuen Einstellung der Forstwirtschaft gegenüber Alt- und Totholz geführt. Passend dazu berichtete Manfred Fiala in seinem Vortrag über die „Außernutzungstellung von Altbäumen in den burgenländischen Natura 2000-Gebieten“. Der letzte Vortragsblock war dem aus der Sicht des Naturschutzes brennenden Thema Totholz gewidmet. Wolfgang Scherzinger berichtete über „Totholz als essenzielle Ressource im Spechtrevier“, Raffael Kratzer über eine „Totholzschwellenwertanalyse für den Dreizehenspecht im Schwarzwald“, Heinz Mitter über die „Käferfauna des Totholzes“ und Martin Schwarz über „Totholz in Siedlungsgebieten“.

Der Nationalpark Kalkalpen erwies sich mit seinen Naturwäldern als idealer Ort mit einem traumhaften Ambiente für Spechtforscher und interessierte Naturschützer aus ganz Mitteleuropa. Deshalb möchte ich der Direktion des Nationalpark Kalkalpen und der Österreichischen Bundesforste AG herzlich für das Zustandekommen dieser einzigartigen Spechtetagung danken. Fast alle Vortragenden haben sich spontan bereit erklärt, ihre Vorträge als Publikation einem breiteren Publikum zur Verfügung zu stellen. Auch ihnen danke ich vielmals und hoffe, dass ihre Beiträge den Leserinnen und Lesern nicht nur Einblicke in die Ökologie der einheimischen Spechte, sondern auch Anregungen und Impulse für ihre weiteren Naturschutzbemühungen liefern werden.

*Dr. Klaus Günter Michalek
Geschäftsführer des Naturschutzbundes Burgenland
(ab 2010)*

Exkursionen im Rahmen der Spechttagung

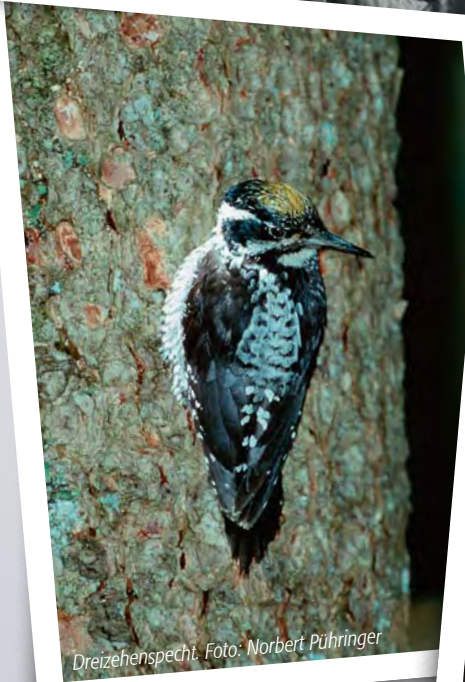
Fotos: Manfred Fiala



Foto: Bundesforste/Franz Kovacs



Foto: Nationalpark Kalkalpen/A. Stückler



Dreizehenspecht. Foto: Norbert Pühringer



Die Kooperation BirdLife Österreich und Österreichische Bundesforste

Gábor Wichmann

Zusammenfassung

Ziel der Kooperation zwischen den Österreichischen Bundesforsten und BirdLife Österreich ist es, Grundlagen und Kriterien für die Anwendung von Maßnahmen des Vogelschutzes im Wald zu erarbeiten und diese auf den Flächen der Bundesforste Österreich weit umzusetzen. Die Maßnahmen sollen auf repräsentativer und populationswirksamer Fläche durchgeführt werden und reichen von der Einrichtung von Biodiversitätsinseln über Anreicherung von Totholz bis zur Gestaltung von Waldrändern. Ziel ist es in den nächsten 20 Jahren, einen essenziellen Zuwachs von 2 % bei Waldvogelarten der Roten Liste zu erhalten. Durch konkrete Zielwerte von Waldstrukturen soll der Erfolg auch messbar werden. Ein wichtiger Bereich der Kooperation betrifft die Bewusstseinsbildung des Forstpersonals für die Belange des Vogelschutzes. Vogelschutzrelevante Inhalte und notwendige Maßnahmen sollen über Broschüren, Vorträge oder Exkursionen vermittelt werden. Neben dem fachspezifischen Publikum soll auch die breite Öffentlichkeit informiert werden. Durch eine begleitende Öffentlichkeitsarbeit soll das Projekt dargestellt und die Vogelarten sowie deren Schutz der Bevölkerung näher gebracht werden.

Einleitung

Ziel der Kooperation zwischen den Österreichischen Bundesforsten (ÖBf) und BirdLife Österreich ist es, Grundlagen und Kriterien für die Anwendung von Maßnahmen des Vogelschutzes im Wald zu erarbeiten und diese auf den Flächen der Bundesforste Österreich weit umzusetzen. BirdLife Österreich kommt dabei die Aufgabe zu, die naturschutzfachlichen Kriterien für die Maßnahmen zu formulieren. Aufgabe der ÖBf ist es wiederum, innerhalb der wirtschaftlichen und praktischen Rahmenbedingungen (Kosten, Aspekte der praktischen Machbarkeit) die Maßnahmen in ihren Revieren auf repräsentativer und populationswirksamer Fläche umzusetzen.

Zwischen den ÖBf als größtem Waldbesitzer Österreichs und BirdLife wurde vereinbart, dass die Maßnahmen messbare Ergebnisse haben müssen. Daher wurde festgelegt, dass der Bestand von anspruchsvollen, laut Roter Liste gefährdeten Waldvogelarten in Österreich in den nächsten 20 Jahren einen essenziellen Zuwachs erhalten



*Spechte wie dieser Mittelspecht sollen vom BirdLife-ÖBf-Projekt profitieren.
Foto: Alois Thaler*

soll. Angestrebt werden 2 % des österreichischen Bestandes, wobei dies je nach Art einen deutlich höheren Zuwachs auf den Bundesforste-Flächen bedeutet. Durch Maßnahmen soll der Erhaltungszustand der Zielarten verbessert und ihr langfristiges Überleben gesichert werden. Dies soll durch ein im Sinne des Natur- und Vogelschutzes integratives, nachhaltiges Waldmanagement bewerkstelligt werden. Beide Partner kamen überein, dass neben freiwilligen Leistungen der ÖBf Vertragsnaturschutz notwendig ist, um die Biodiversität im Wald zu erhalten.

Aufbau der Kooperation

In einem ersten Schritt wurde eine Studie erstellt, die den Ist-Zustand und den Handlungsbedarf analysiert und darauf aufbauend Zielvorgaben und Maßnahmen skizziert (ÖBf 2009). Die Maßnahmenumsetzung erfolgt prozesshaft, wobei auf mehreren Ebenen und in mehreren Schritten agiert wird. Die Maßnahmen wurden in den Jahren 2007 bis 2009 in Pilotrevieren getestet, im Jahr 2010 erfolgte eine Auswertung der Ergebnisse. Dadurch ist es möglich, die Machbarkeit der Maßnahmenvorschläge zu überprüfen und die finanziellen Auswirkungen abzuschätzen.

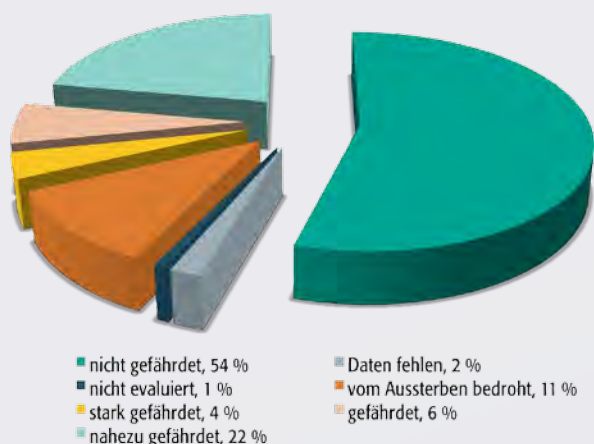


Abb. 1: Verteilung von Vogelarten auf die unterschiedlichen Kategorien der Österreichischen Roten Liste (nach Frühauf 2005).

Danach sollen die Maßnahmen in den alltäglichen forstlichen Betriebsablauf integriert und auf der gesamten Fläche umgesetzt werden. Davor ist es aber notwendig, Umsetzungsmöglichkeiten mit geringem finanziellen von jenen mit hohem Aufwand zu trennen. Ersteres wurde als anvisiertes Ziel bezeichnet, letzteres wurde als höherrangiges Ziel klassifiziert, bei dem das Instrument des Vertragsnaturschutzes zum Tragen kommen soll. Durch klar formulierte Ziele und Maßnahmen ist der Umsetzungserfolg jederzeit nachprüfbar und die Planung eines eventuell erforderlichen personellen oder finanziellen Mehraufwands wird erleichtert.

Handlungsbedarf auf den Flächen der Österreichischen Bundesforste

Als Grundlagen für die Handlungsanalyse dienen die Rote Liste der Vögel Österreichs (Frühauf 2005), Literaturanga-

ben, die Operatsdaten der Bundesforste und die Daten der Österreichischen Waldinventur (<http://web.bfw.ac.at/i7/oewi.oewi0002>).

Nahezu die Hälfte der in Österreich vorkommenden Waldvogelarten ist nach der Roten Liste Österreichs gefährdet oder nahezu gefährdet (Frühauf 2005, Abb. 1). Diese Arten decken ein breites Spektrum an Lebensräumen ab und sind auf Waldstrukturen angewiesen, die aufgrund forstwirtschaftlicher Nutzung in teilweise nur mehr sehr eingeschränktem Ausmaß vorhanden sind.

Handlungsbedarf anhand der Lebensraumansprüche der Rote Liste Arten

Die Bedeutung der Habitatparameter bzw. -strukturen für die Arten der Roten Liste wurde anhand einer einfachen Kategorisierung beurteilt. Für jeden Parameter wurde in einer Skala von 0 bis 3 dessen Bedeutung geschätzt: 0 – „keine Bedeutung“, 1 – „geringe Bedeutung“, 2 – „hohe Bedeutung“, 3 – „essenziell“. Betrachtet man dementsprechend die Waldfläche der ÖBf als Gesamtes, haben für die naturschutzrelevanten Arten Altholzinseln, Waldränder und ein ausreichender Totholzanteil die höchste Priorität (Abb. 2). Beurteilt man die Bedeutung der verschiedenen Habitatparameter bzw. -strukturen für jeden Waldtyp einzeln, ändert sich diese, wie in Tabelle 1 ersichtlich, je nach Waldtyp, wobei Altholzinseln und Waldränder weiterhin in allen Waldtypen von großer Bedeutung sind.

Bestätigt werden der Handlungsbedarf durch die Daten der Bundesforste und der Österreichischen Waldinventur.

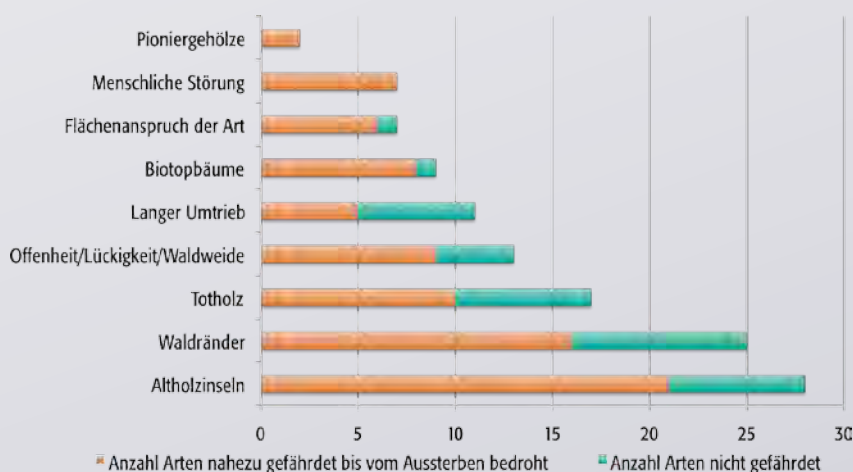


Abb. 2: Bedeutung unterschiedlicher Habitatparameter bzw. -strukturen in den Wäldern der ÖBf, die das Vorkommen von Vogelarten maßgeblich bestimmen. Für jede Struktur wurde die Anzahl jener Arten angegeben, für die die jeweilige Struktur höchst essenziell ist. Orange sind jene Arten, die nach der Österreichischen Roten Liste eine Gefährdung von „nahezu gefährdet“ bis „vom Aussterben bedroht“ aufweisen, grün sind nicht gefährdete Arten.

Die größten Defizite in der Altersverteilung sind in den höheren Altersklassen ab 100 Jahre zu finden (Abb. 3). Hier weisen die Flächen der ÖBf aufgrund ihres hohen Anteils an Schutzwäldern noch ein höheres Alter auf als der österreichische Durchschnitt (ÖBf 2009).

Der Totholzvorrat im Ertragswald liegt mit 6,7 Vorratsfestmeter pro Hektar (vfm/ha) im Wirtschaftswald bzw. mit 10,7 vfm/ha im Schutzwald im Ertrag deutlich unter den in Urwald üblichen Werten

Habitatstruktur/-anspruch	Auwald	Eichenreiche Wälder	Kiefernwälder	Buchenwälder	Fichten-Tannen-Buchenwald	Montaner bis subalpiner Nadelwald	Gesamter Wald
Altholzinseln	17	11	2	10	10	5	28
Waldränder	7	14	8	5	8	11	25
Totholz	8	10	1	9	7	4	17
Offenheit/Lückigkeit/Waldweide	4	4	4	4	9	8	13
Langer Umtrieb	6	6	0	6	6	4	11
Biotopbäume	7	3	1	2	2	1	9
Störung	5	1	0	1	1	2	7
Flächenanspruch	2	1	0	4	5	3	7
Pioniergehölze	0	0	0	0	1	2	2

Tab. 1: Bedeutung verschiedener Habitatstrukturen und -ansprüche für Rote Liste Arten. Für jede Struktur wurde die Anzahl jener Arten eruiert, für die die jeweilige Struktur die höchste Bedeutung hat. Rot unterlegt sind jene Felder, die eine hohe Anzahl an Rote Liste Arten beherbergen. Orange weist auf eine mittlere Anzahl und gelb auf eine geringe Anzahl an Arten hin.

(Scherzinger 1996). Studien zeigen, dass die in Wirtschaftswäldern vorhandenen Totholz mengen für die meisten von Totholz abhängigen Arten zu niedrig ist. So wurden in einer Studie in Finnland gefährdete Baumpilzarten nur in Wäldern mit einem Totholzanteil über 20 m³/ha gefunden (Penttilä et al. 2002). Ebenso treten eine Reihe von Vogelarten erst ab einer bestimmten Menge an Totholz auf. So wurde bei einer Schweizer Studie in 24 subalpinen Fichtenwäldern festgestellt, dass der Dreizehenspecht bei 18 m³ stehendem Totholz bzw. 33 m³ gesamtem Totholzvolumen

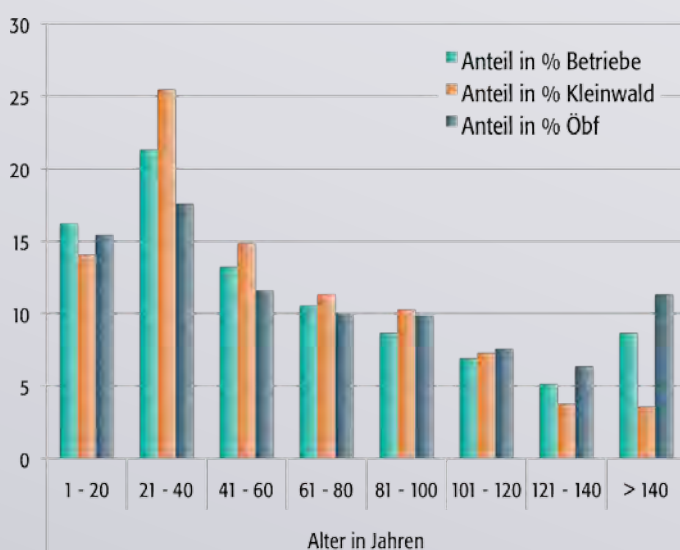


Abb. 3: Vergleich der Altersstruktur in österreichischen Wäldern bei den verschiedenen Eigentumsarten. Die Wälder der Öbf sind im Durchschnitt aufgrund des hohen Anteils an Schutzwäldern älter (Daten Österreichische Waldinventur).

pro Hektar mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % vorkommt (Bütler & Schlaepfer 2003, Bütler et al. 2004).

Ein besonders ausgeprägtes Defizit ist in forstwirtschaftlich genutzten Wäldern das weitgehende Fehlen von dickstämmigem Totholz. Auch in den österreichischen Wäldern stellt mächtig dimensioniertes Totholz einen Minimumfaktor dar (Tab. 2). Totholz mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) größer als 35 cm ist sowohl in den Wirtschaftswäldern Österreichs als auch im Schutzwald im Ertrag nur in verschwindender und nicht ausreichend biodiversitätsrelevanter Quantität zu finden.

Vorgeschlagene Umsetzungsmaßnahmen

Aus dem Handlungsbedarf heraus wurden Umsetzungsmaßnahmen von den Bundesforsten und BirdLife Österreich erarbeitet, um die Situation der Vogelwelt auf den Flächen der Bundesforste zu verbessern. Dabei sollen wie oben erwähnt quantitative und dadurch messbare Ziele im Rahmen der Kooperation erreicht werden. Die Umsetzungsmaßnahmen decken eine große Breite an Themen ab (ÖBf 2009). Es soll aber eine Konzentration auf die Schaffung von Altbeständen als Biodiversitätsinseln, die Förderung von Totholz, den Schutz von Biotopbäumen, Schaffung von abwechslungsreichen Waldrändern und das Belassen von Pionierbaumarten im Bestand erfolgen.

Netzwerk an Biodiversitätsinseln

Durch die Schaffung eines Netzes an Biodiversitätsinseln mit einem Mindestalter von 120 Jahren soll gewährleistet werden, dass gefährdeten und anspruchsvollen Arten ausreichend Trittsteinbiotope und Lebensraumrequisiten zur Verfügung stehen (Spechte, Raufußhühner, Fliegenschnäpper). Dabei sollen Altholzbestände sowohl permanent als auch temporär aus der Nutzung genommen werden.

Permanente Biodiversitätsinseln

Als permanente Altholzinseln sind Bestände vorgesehen, die aus ökonomischer Sicht unrentabel

	Wirtschaftswald		Schutzwald im Ertrag	
	Stz/ha	vfm/ha	Stz/ha	vfm/ha
– 20 cm	53,0 ± 2,5	2,8 ± 0,1	39,2 ± 5,7	2,3 ± 0,3
– 35 cm	4,2 ± 0,2	1,9 ± 0,1	8,1 ± 1,2	3,3 ± 0,5
– 50 cm	0,6 ± 0,1	0,8 ± 0,1	1,6 ± 0,3	2,0 ± 0,3
> 50 cm	0,1 ± 0,0	0,3 ± 0,0	0,5 ± 0,1	1,5 ± 0,3
Gesamt	57,9 ± 2,5	5,8 ± 0,2	49,4 ± 5,9	9,2 ± 0,9

Tab. 2: Stehendes Totholz in den unterschiedlichen Betriebsarten (Daten Österreichische Waldinventur); Stammzahl pro ha (Stz/ha), Vorratsfestmeter pro Hektar (vfm/ha).

sind, bei denen also auf Dauer kein positiver Deckungsbeitrag zu erwarten ist. Sie sollten mindestens 120 Jahre alt sein und eine Mindestgröße von einem Hektar haben. Nach Möglichkeit sollte ein mindestens 40-jähriger Bestand angrenzen. Auf Basis von Mehrfachvorschlägen der Revierleiter kann ein Biodiversitätsinsel-Konzept auf Betriebsebene durch BirdLife Österreich und die ÖBf erstellt werden. Als anvisiertes Ziel wird die Schaffung von mindestens vier permanenten Biodiversitätsinseln pro Revier zusätzlich zu den bestehenden Schutzflächen angesehen.

Temporäre Biodiversitätsinseln

Unter temporären Biodiversitätsinseln verstehen die Kooperationspartner größere Altbestände, die temporär und teilweise aus der Nutzung genommen sind. Dadurch soll es bei naturschutzrelevanten Vogelarten, die auf flächige Altbestände angewiesen sind, zu Verbesserungen des Lebensraumangebotes kommen, die sich positiv auf die Bestandsentwicklung auswirken. Eine Nutzung des Bestandes soll dadurch natürlich weiterhin möglich sein. Es ist aber wichtig, dass es zu keinem Auflösen des Altholz-Charakters kommt. Dies wird durch den Bestockungsgrad gewährleistet. Über die Schaffung temporärer Biodiversitätsinseln soll eine Zunahme der Fläche an Altholzbeständen von mindestens 120 Jahren um 5 % im Fichten-Tannen-Buchenwald, um 10 % im Buchenwald bzw. 50 % im Eichenwald auf den Flächen der ÖBf stattfinden. Inwieweit diese anvisierten Ziele ökonomisch von Seiten der Bundesforste vertretbar sind, wird in den Pilotrevieren getestet. Im Kooperationspapier wurde als Zieljahr 2020 definiert, durch zeitliche Verschiebungen während der Planungen wird dieses Ziel erst später erreicht.

Verschiedene Anforderungen werden an die temporären Biodiversitätsinseln gestellt. Sie sollten mindestens 120 Jahre alt sein und eine Mindestgröße von 20 bis 30 ha aufweisen. Diese Mindestgröße ist aber leider aufgrund

der geringen Flächen der Waldorte nur selten zu erreichen. Weiters wäre auch hier von Vorteil, wenn ein mindestens 40-jähriger Bestand an die Inseln angrenzen würde.

Es muss sichergestellt werden, dass in den genutzten Beständen ein Mindestanteil an mindestens 120-jährigen Zielbaumarten mit einem definierten Bestockungsgrad für 20 Jahre erhalten bleibt. Dadurch soll gewährleistet werden, dass der Flächenanteil

an mindestens 120-jährigen Beständen auf der gesamten Betriebsfläche ansteigt. Als zu belassender Mindestanteil vom Oberbestand wurde definiert: Eichenwald: Eichenanteil 10 %; Buchenwald: Buchenanteil 50 %; Fichten-Tannen-Buchenwald: Buchenanteil mind. 5 %, Tanne > 0 %. Es soll auch ein Mindest-Bestockungsgrad (über alle Baumarten) des Oberbestandes erhalten bleiben: Eichenwald: 50 %, Buchenwald: 50 %, Fichten-Tannen-Buchenwald: 45 %. Insgesamt kann dies natürlich eine Änderung der Nutzungsform in Richtung Plenterung oder Lichtwuchspflege bedeuten. Die Auswahl der Zielbestände erfolgt wiederum auf Basis von Mehrfach-Vorschlägen der Revierleiter, worauf dann ein Biodiversitätsinsel-Konzept auf Betriebsebene durch BirdLife Österreich und die ÖBf erstellt werden kann.



Die Erhaltung von Totholz ist eine der Grundlagen für die Artenvielfalt im Wald und steht im Zentrum der Kooperation. Foto: Gabor Wichmann

		Liegendes Totholz (BHD > 20 cm)	Stöcke	Stehendes Totholz (BHD 5 – 20 cm)	Stehendes Totholz (BHD > 20 cm)	Summe Vorrat
Status quo	Wirtschafts- wald	0,5	0,4	2,8	3	6,7
	Schutzwald im Ertrag	1,1	0,4	2,3	6,9	10,7
Ziel	Wirtschafts- wald	1,5	1,2	8,3	9,0	20,0
	Schutzwald im Ertrag	2,8	1,0	5,9	17,8	27,6

Tab. 3: Anvisierte Zielwerte für Totholz auf den Bundesforstflächen (BHD = Brusthöhendurchmesser).

Schaffung abwechslungsreicher Waldränder

Waldränder besitzen essenzielle ökologische Funktionen in Waldökosystemen. Die in diesen Saumbiotopen vorhandene z. T. hohe Biodiversität soll gefördert werden. Zumeist besitzen Waldränder aber nur eine geringe Tiefe, da sowohl die Forst- als auch die Landwirtschaft Flächen verlieren würden. Anvisiertes Ziel ist, dass Waldränder nach außen zum Offenland hin eine Mindestbreite von 10 Meter aufweisen, dabei können 50 % (also 5 m) unter Schirm stehen. Innenränder im Bestand werden der freien Sukzession überlassen. Bei der Pflege von Waldrändern sollte beachtet werden, dass sie ihrer natürlichen Dynamik überlassen werden sollen (vgl. Sperber 1990). Sie sollten einen mehrstufigen Aufbau (Krautsaum, Strauch- und Baummantel, Trauf, Wald mit Sträuchern) und einen unregelmäßig, „gebogenen“ Verlauf besitzen. Als Handlungsanleitung wurde angegeben, dass die Gehölz- und Strauchbestände alle 10 bis 20 Jahre auf Stock gesetzt werden sollten. Alle Eingriffe sollen kleinflächig stattfinden (Länge max. 200 Laufmeter je Einzelmaßnahme).

Belassen und Förderung von Totholz im Wald

Totholz stellt ein zentrales Strukturelement im Waldbestand dar. Daher soll Totholz im Bestand belassen, wie auch ein nachhaltiges Aufkommen ermöglicht werden. Besonderes Augenmerk soll im Rahmen der Kooperation auf den Erhalt von stehendem, dickstämmigen Totholz (BHD > 20 cm) gelegt werden, wobei Priorität Laubholz hat, da es auch keine wesentlichen Probleme mit Forstschädlingen erwarten lässt. Langfristig wird durch die Totholzförderung und die Ausweisung von Biotopbäumen

ein Zuwachs an Vorrat von dickstämmigem Totholz im Betrieb auf 9 m³/ha (Schutzwald im Ertrag bei 18 m³/ha) erhofft. Dies würde einem Anteil von 3 % (Schutzwald im Ertrag bei 6,5 %) am Gesamtvorrat bedeuten (Tab. 3).

Neben dem Stehen lassen von Totholz wird empfohlen, bei der Durchforstung verstärkt Pionierbaumarten und Bäume mit geringem ökonomischen Wert im Bestand zu

belassen. Besonders Biotopbäume sind zukünftige dickstämmige Totholzanwärter. Zusätzliche Maßnahmen wie Kappen von zur Fällung vorgesehenen Bäumen in einem Meter Höhe oder das Ringeln von Bedrängern erhöht das Totholzangebot zusätzlich. Neben den betriebseigenen Forstarbeitern sollten besonders Schlägerungsunternehmen und Servitutberechtigte über die Bedeutung von Totholz informiert und Handlungsvorgaben gemacht werden.

Schutz von Biotopbäumen

Dem Schutz von Biotopbäumen kommt eine hohe Bedeutung zu. Diese können als Nische für seltene bzw. gefährdete Waldarten dienen. Biotopbäume können unterschiedliche Eigenschaften besitzen, die für eine Vielzahl an Organismen große Bedeutung haben (Risse, Faulstellen, Höhlen, hohes Alter). Aus Sicht des Vogelschutzes gilt dies in einem hohen Maße für Höhlen- und Horstbäume. Als anvisiertes Ziel werden durchschnittlich 5 bis 7 Biotopbäume pro Hektar der vorherrschenden Baumarten mit einem BHD > 40 cm im Bestand angestrebt. Davon sollten 1 bis 2 Bäume/ha Arten sein, die für den Naturschutz von hoher Bedeutung sind (z. B. Eiche, Eibe, Mehlbeere, Buche, Bergahorn, ...).

In der Praxis wählt der Revierleiter geeignete Bäume in Altbeständen mit einem Alter von mindestens 120 Jahren auf allen Bonitätsstufen aus. Diese ausgewählten Bäume werden dauerhaft aus der Nutzung genommen. Die Bäume sollten vor der Endnutzung während der Durchforstung markiert werden, um ein irrtümliches Fällen zu verhindern. Es können hier gezielt schlecht geformte Stämme ausgesucht werden, die forstwirtschaftlich wenig Nutzen bringen (diese sollten aber nicht 50 % der ausgewählten

Baumindividuen übersteigen). Während in Eichen- und Auwäldern Biotopbäume einzeln stehen gelassen werden können, sollten in von Buchen bzw. Nadelbäumen dominierten Beständen diese Bäume bevorzugt in Gruppen belassen werden. Prinzipiell wurde vereinbart, dass naturschutzrelevante Einzelstämme wie Nist- und Höhlenbäume bei der forstlichen Nutzung zu schonen sind; dies gilt insbesondere zur Brutzeit (Richtwert: 1. März bis 31. Juli). Auch wird angeregt, dass Sonderstrukturen wie Wurzelteller, Baumstümpfe, gekrümmte oder schiefe Bäume nicht entfernt werden sollten, da sie den Struktureichtum des Waldes erhöhen.

Testlauf in Musterrevieren

Die in der Studie vorgeschlagenen Maßnahmen wurden in Musterrevieren der Österreichischen Bundesforste von 2007 bis 2009 getestet. Die Reviere wurden so ausgewählt, dass repräsentative Flächen der drei Waldtypen Eichen-, Buchen- und Fichten-Tannen-Buchenwald für den Test zur Verfügung stand. Es wurde ein Revier im Betrieb Salzkammergut für den montanen Bereich mit Fichten-Tannen-Buchenwäldern und Nadelwäldern, ein Revier im Wienerwald mit Eichen- und Buchenwäldern sowie ein Revier im Bereich Waldviertel-Voralpen mit collinen Nadel- und Laubwäldern ausgewählt.

Gemeinsam wurden mit dem Revierleiter die geeigneten Naturschutzmaßnahmen sowie die Bereiche der Umsetzung festgelegt. Besonderes Augenmerk wurde auf die Machbarkeit in der Praxis gelegt. Es wurden Grundlagen für die ökologische (z.B. Totholzmenge) und ökonomische Bewertung der Pilotprojekte erhoben. Anschließend wurden die Daten und Erfahrungen aus diesen Revieren ausgewertet.

Ausblick in weitere Zukunft der Kooperation

Aufbauend auf den Erfahrungen aus den Musterrevieren wurde im Jahr 2010 ein Umsetzungskonzept für die gesamten Bundesforste erstellt. Dieses soll dann ab 2011 in die verschiedenen Bereiche des Unternehmens integriert werden. Neben Zielvorgaben von Seiten des Betrie-

bes sind vor allem Schulungsmaßnahmen der Angestellten von hoher Bedeutung. Da möchten wir Revierleiter und Einrichter informieren, schulen und einfache Handlungsanleitungen erstellen. Wir hoffen in den nächsten Jahren die ausgesprochen ambitionierten Ziele umsetzen zu können, die einen großen, positiven Schritt für den Vogelschutz darstellen würden.

Literatur

- Bütler, R. & R. Schlaepper (2003):** Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweiz. Z. Forstwes. 155: 31 – 37.
- Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund & R. Schlaepfer (2004):** Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. Biol. Cons. 119: 305 – 318.
- Frühauf, J. (2005):** Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1. BMLFUW, Grüne Reihe 14/1. Böhlau Verlag, Wien: 63 – 165.
- ÖBf (2009):** Grundlagen für den Vogelschutz im Wald. Ziele und Maßnahmen für den Vogelschutz auf den Flächen der Bundesforste. Studie von Österreichische Bundesforste AG und BirdLife Österreich. Purkersdorf. Pp 38.
- Penttilä, R., J. Siitonen & M. Kuusinen (2004):** Polypore diversity in mature managed and old-growth boreal Picea abies forests in southern Finland. Biol. Cons. 117: 271 – 283.
- Scherzinger, W. (1996):** Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447 pp.
- Sperber, H. (1990):** Gestaltung von Waldrändern. AFZ – Der Wald 45: 958 – 960.

*Mag. Gábor Wichmann
BirdLife Österreich
Museumsplatz 1/10/8
1070 Wien
Österreich/Austria
gabor.wichmann@birdlife.at*

Erhebung von Spechten und Eulen im Nationalpark Kalkalpen im Jahr 2008

Norbert Pühringer, Bernhard Sulzbacher

Zusammenfassung

In der Brutsaison 2008 wurde auf sechs Probeflächen im Nationalpark Kalkalpen eine Revierkartierung von Spechten und Eulen durchgeführt. Bei der Wahl der einzelnen Probeflächen wurde auf eine möglichst gleichmäßige Verteilung innerhalb der Waldflächen sowie auf einen repräsentativen Querschnitt durch alle vorhandenen Waldtypen und Höhenstufen im Nationalpark Wert gelegt. Die Größe der Teilflächen wurde mit je ca. 200 Hektar festgelegt. Es fanden drei Begehungen pro Fläche zwischen Mitte April und Anfang Juni statt, als Kartierungszeit wurde der Zeitraum vom Morgengrauen bis etwa Mittag gewählt. Es wurden auch Klangattrappen (CD-Spieler) systematisch eingesetzt.

Von den sechs im Nationalpark Kalkalpen vorkommenden Spechtarten konnten alle in den Probeflächen festgestellt werden, der Grünspecht (die seltenste Art) allerdings nur bei einer Begehung außerhalb der regulären Kartierungstermine. Auf 1.320 Hektar gesamter Kartierungsfläche wurden vom Weißrückenspecht 5,5 Reviere (0,42 Rev./100 ha), vom Schwarzspecht 6 – 7,5 Reviere (0,45 – 0,57 Rev./100 ha), vom Grauspecht 8 – 9,5 Reviere (0,6 – 0,72 Rev./100 ha), vom Dreizehenspecht 11 – 12 Reviere (0,83 – 0,91 Rev./100 ha) und vom Buntspecht 14 – 15 Reviere (1,06 – 1,13 Rev./100 ha) ermittelt.

Von den fünf im Nationalpark Kalkalpen vorkommenden Eulenarten konnten in den Probeflächen nur Waldkauz, Sperlingskauz und Raufußkauz nachgewiesen werden. Der Waldkauz wurde in vier Flächen mit insgesamt 3,5 – 4 Revieren (0,26 – 0,3 Rev./100 ha) festgestellt. Raufuß- und Sperlingskauz waren jeweils nur in der Probefläche Mayralm im lichten Waldweidebereich mit 1 bzw. 2 singenden Männchen zu finden.

Einleitung

Der Nationalpark Kalkalpen ist heute einer der gegenwärtig sechs Nationalparks in Österreich und mit aktuell knapp 21.000 Hektar Fläche auch das zweitgrößte Schutzgebiet Österreichs! Der Nationalpark Kalkalpen besteht aus zwei naturräumlich deutlich verschiedenen Gebirgsstöcken, dem schroffen Sengsengebirge im Westen mit steilen Flanken und Abbrüchen und dem Reichraminger Hinterge-



„Rohrauer Größtenberg“: Struktureicher Mischwald an der Nordseite des Sengsengebirges im Nationalpark Kalkalpen. Foto: Norbert Pühringer

birge im Ostteil, das ein Waldgebirge mit tiefen Schluchten und Bachtälern darstellt. Durch die Höhererstreckung von 385 bis 1.963 Meter liegt der Großteil des Nationalparks innerhalb der montanen und subalpinen Höhenstufe, wo von Natur aus in den Nördlichen Kalkalpen geschlossene Waldgebiete vorherrschen. Trotz der intensiven forstlichen Nutzung des Sengsengebirges und des Reichraminger Hintergebirges in den vergangenen Jahrhunderten, finden sich heute im Nationalpark – neben kleinen Urwaldresten – wieder großflächig naturnahe Waldbestände. Besonders in den schwer nutzbaren Steilhängen und in Schluchtbereichen gab es schon vor der Nationalpark Gründung hervorragende Lebensräume für Spechte und die Nachbenutzer ihrer Höhlen wie Eulen oder Fliegenschnäpper. Die gesamte Waldfläche im Nationalpark Kalkalpen ist heute außer Nutzung gestellt, Bestandsumwandlungen von standortfremden Fichtenforsten in Mischwälder sind abgeschlossen, lediglich an den Außengrenzen finden noch Bekämpfungsmaßnahmen gegen Borkenkäfer statt. Für Wald bewohnende Vogelarten, speziell solche, die auf Altholzbestände und Totholz angewiesen sind, werden sich die Lebensraumbedingungen mittelfristig noch von Jahr zu Jahr verbessern.

Neben der hoch spezialisierten Fauna der Quellen und Fließgewässer gehören Wald bewohnende Tierarten zu den ganz besonders charakteristischen und wertvollen Schutzgütern im Nationalpark Kalkalpen. Mit der Nominierung zum Ramsarschutzgebiet und zum

Natura 2000-Schutzgebiet nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie wurde dem Rechnung getragen.

Aufgabenstellung

Schon vor der Gründung des Nationalpark Kalkalpen im Jahr 1997 erfolgten erste qualitative und quantitative vogelkundliche Erhebungen, um einen Überblick über die Artenausstattung und Bestandsdichte der vorkommenden Brutvögel zu erhalten (Stadler 1991, 1994, Hochrathner 1991, 1994). Weitere Publikationen brachten einige bislang unbekannte Erkenntnisse über die Vogelwelt im Reichraminger Hintergebirge (Straka 1994, 1996). Nach diesen ersten Grundlagenerhebungen folgten Kartierungsarbeiten speziell zu felsbrütenden Vogelarten (Pühringer 1996, 1997) und zu Raufußhühnern (Steiner et al. 2002). Bei all diesen Arbeiten wurden Specht- und Eulenbeobachtungen in der Regel miterfasst, Angaben zur Siedlungsdichte im Nationalpark fehlen bisher jedoch oder stammten von sehr kleinen und daher wenig repräsentativen Probeflächen.

Seit 2006 findet in der Nationalpark Region jährlich eine Schulung für Mitarbeiter der Österreichischen Bundesforste AG (ÖBF) statt, die sich speziell mit den Vogelgruppen Eulen und Spechten befasst. In der Theorie und auch in der Praxis werden bei zwei Exkursionen die vorkommenden Arten, ihre Ökologie und Habitatsprüche behandelt. Auch Erfassungsmethoden und Bestimmungsmerkmale im Freiland sind dabei wesentliche Vermittlungsinhalte. Nachdem einige Mitarbeiter der Nationalpark Forstverwaltung bereits 2007 erste Erfahrungen beim Kartieren von Spechten gesammelt hatten, wurde 2008 von Bernhard Sulzbacher ein Projekt initiiert, bei dem sechs ÖBF-Mitarbeiter im Nationalpark (Förster und Berufsjäger) je eine Probefläche innerhalb ihres Zuständigkeitsbereiches kartieren sollten. Ziel der Kartierung 2008 im Auftrag ÖBF-AG und Nationalpark O.ö. Kalkalpen GmbH war es, auf größeren Untersuchungsflächen verteilt über das gesamte Nationalpark Gebiet die Specht- und Eulenfauna zu erfassen. Die Ergebnisse sollten einen ersten Eindruck über Häufigkeit, Habitatsprüche und Verbreitung dieser Vogelgruppen erbringen.

Material und Methode

Im Sinne der Kosteneffizienz und wegen der schwierigen Begehrbarkeit der meisten Probeflächen wurde die „Rationalisierte Revierkartierung“ (Bibby et al. 1995) angewen-

det. Vorgegeben waren drei vollständige Begehungen der Probefläche in der Morgendämmerung oder am Vormittag. Aufgrund der Größe der Probeflächen von mindestens 200 Hektar war eine vollständige Begehung nur in zwei Tagesetappen zu je ca. 100 Hektar möglich und sinnvoll. Es wurden also pro Gebiet zumindest sechs Teilbegehungen durchgeführt, zusätzlich erfolgten einzelne weitere Nachkartierungen auf Teilflächen, in Einzelfällen wurden Begehungen wegen ungünstiger Witterungsbedingungen (Regen, Sturm) wiederholt.

Es wurden systematisch Klangattrappen (CD-Spieler) eingesetzt, manche Arten wurden auch durch Nachpfeifen des Reviergesanges imitiert (Grauspecht, Sperlingskauz). Um ein Nachfliegen der Revierinhaber und Doppelzählungen zu verhindern, sollte eine Distanz zwischen zwei benachbarten Lockpunkten von ca. 300 Meter eingehalten werden. Als zeitlicher Rahmen für die drei Kartierungstermine wurde Mitte April (1. Begehung), Ende April/Anfang Mai (2. Begehung) und Mitte bis Ende Mai (3. Begehung) festgelegt.

Alle Beobachtungen von Eulen und Spechten (optisch und akustisch) während der Begehungen wurden in Kopien der Forstkarte eingetragen, territoriales Verhalten, Lautäußerungen oder Flugwege der Vögel wurden notiert. Auch eindeutig zuordenbare Höhlen und Hackspuren (vor allem vom Schwarzspecht) wurden miterfasst, bei der Auswertung aber ohne direkten Nachweis nicht berücksichtigt. Weiters wurden als Beifunde alle Beobachtungen und indirekten Nachweise von Raufußhühnern, Greifvögeln und allen weiteren Anhang I – Arten (z. B. Fliegenschnäpper) verkartet.

Die Ermittlung der Revierzahlen erfolgte anhand der Feldkarten nach vorheriger Rücksprache mit dem jeweiligen Kartierer durch N. Pühringer und B. Sulzbacher. Randreviere mit mindestens einem Nachweis auch außerhalb der Probefläche wurden als 0,5 Reviere bewertet, fragliche Reviere sind in einer Spanne inkludiert. Bereits einmaliges Revier anzeigendes Verhalten (Trommeln, Reviergesang, Territorial- oder Paarverhalten) wurde nach Bibby et al. (1995) als eigenes Revier gewertet.

Untersuchungsgebiete und Methodik

Die sechs Probeflächen zusammen sollten hinsichtlich ihrer Lage, Exposition, Höhenerstreckung und Baumartenzusammensetzung alle wichtigen Waldtypen abdecken. Bei

der Auswahl wurde auf die gleichmäßige Verteilung innerhalb des Nationalpark Gebietes geachtet. Die Flächen sollten auch repräsentativ für die beiden Gebirgstöcke Sengengebirge und Reichraminger Hintergebirge sein. Ein wichtiger Aspekt war die Erreichbarkeit im Spätwinter und eine möglichst gefahrlose Begehung hinsichtlich Lawinen und Steinschlag. Besonders diese Kriterien machten die Auswahl der

Fläche	Größe in ha	Höhen- erstreckung	Hauptexpo- sitionen
Schaumberg/Bodinggraben	223	640 – 1.420 m	NW, W
Wilder Graben	230	500 – 1.150 m	N
Große Schlucht/Anlauf	198	500 – 980 m	W, O
Kampermauer	202	920 – 1.550 m	SW
Mayralm	230	920 – 1.540 m	NW, SW
Lackerboden/Spering	237	800 – 1.550 m	S, SW

Tab. 1: Charakteristik der einzelnen Probeflächen

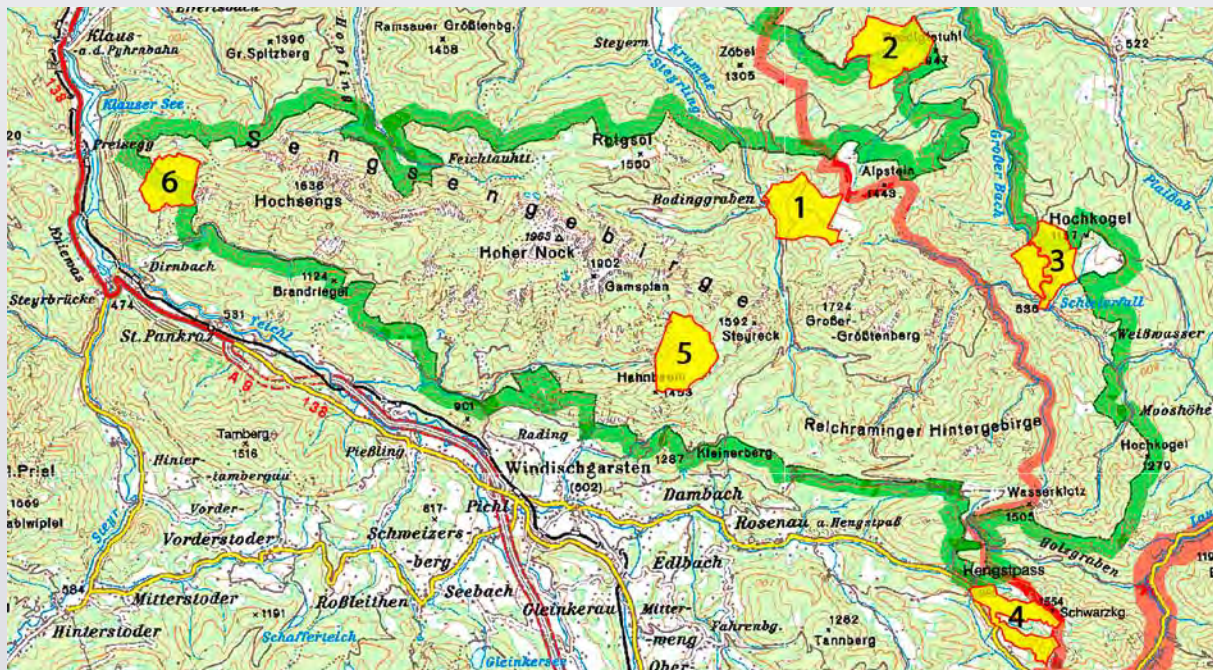


Abb. 1: Lage der sechs Probeflächen im Nationalpark Kalkalpen (1: Schaumberg/Bodinggraben, 2: Wilder Graben, 3: Große Schlucht/Anlauf, 4: Kampermauer, 5: Mayralm, 6: Lackerboden/Spering). Grafik: ÖBf AG, Peter Fürst

Flächen schwierig. Während die Probeflächen in geringer Seehöhe und solche mit Süd- bis Westexposition trotz der erheblichen Schneemengen vom Spätwinter 2008 weitgehend schneefrei waren, wies die Mayralm aufgrund ihrer Plateaulage noch im Mai eine geschlossene Schneedecke (z. T. mehrere Meter!) auf. Das Gebiet war daher bei den ersten Kartierungsgängen nur mit Schiern oder Schneeschuhen begehbar.

Durch Bestandsumwandlungen nach der Nationalpark Gründung 1997 wurde der anthropogen bedingte Fichtenanteil von ca. 70 % auf gegenwärtig 50 % reduziert. In den tiefen Lagen dominieren naturnahe Laubwälder (Rotbuche, Bergahorn, Esche, Bergulme), alte Fichten-Tannen-Buchen-Wälder nehmen einen wesentlichen Anteil der Waldflächen ein. Ab etwa 1.200 Meter Seehöhe dominiert die Fichte, die auch großteils die Waldgrenze bildet, regio-

nal in unterschiedlicher Beimengung von Lärche. An den südseitigen Hängen finden sich großflächig auch Schneehede-Kiefernwälder.

Ein Teilbereich der Probefläche Kampermauer (ca. 10 % der Fläche) konnte nach behördlich angeordneter Schwerpunkt-Bejagung des Rotwildes nicht kartiert werden, da sich dort die Tageseinstände befanden.

Ergebnisse

Spechte

In Oberösterreich kommen – inklusive Wendehals (*Jynx torquilla*) – alle zehn europäischen Spechtarten vor, vom südöstlich verbreiteten Blutspecht (*Picoides syriacus*) existiert bisher allerdings erst ein Brutnachweis in Linz (Holzer & Holzer 1982). Kleinspecht (*Picoides minor*), Mittelspecht

Art	Bestand in Oö. u. Quelle	Bestand in Österreich
Wendehals (<i>Jynx torquilla</i>)	1 – 10 Weißmair 2003a	2.000 – 5.000
Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	< 1.000 STADLER 2003a	1.900 – 3.200
Grünspecht (<i>Picus viridis</i>)	2.000 – 5.000 Stadler 2003b	7.000 – 14.000
Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>)	500 – 1.500 Weißmair et al. 2008	4.500 – 8.000
Buntspecht (<i>Picoides major</i>)	10.000 – 20.000 Stadler 2003d	60.000 – 120.000
Blutspecht (<i>Picoides syriacus</i>)	0 – 1 Brader & Pühringer 2003	2.000 – 4.000
Mittelspecht (<i>Picoides medius</i>)	30 – 50 Weißmair 2003b	2.900 – 4.300
Weißrückenspecht (<i>Picoides leucotos</i>)	200 – 500 Stadler 2003e	800 – 1.500
Kleinspecht (<i>Picoides minor</i>)	100 – 300 Weißmair 2003c	2.200 – 4.500
Dreizehenspecht (<i>Picoides tridactylus</i>)	500 – 1.000 Weißmair 2003d	2.200 – 4.600

Tab. 2: Bestandsschätzungen der Spechtarten (Brutpaare) in Oberösterreich bzw. in Österreich (BirdLife Österreich 2003).

(*Picoides medius*) und Wendehals sind weitgehend auf die Tieflagen beschränkt und fehlen daher im Nationalpark Kalkalpen als Brutvögel (Brader & Aubrecht 2003, Brader & Weißmair 2003). Mittelspecht, Kleinspecht und Wendehals erreichen im klimatisch begünstigten Ennstal aber die Nationalpark Region und konnten zumindest im Raum Ternberg/Trattenbach (etwa 10 km außerhalb der Nationalpark Grenzen) bereits nachgewiesen werden. Die beiden letztgenannten Arten treten auch regelmäßig im Raum Windischgarsten knapp südlich des Nationalparks auf.

Kartierungsergebnisse Spechte 2008

In Summe wurde auf den sechs Probeflächen 2008 eine Gesamtfläche von 1.320 Hektar bearbeitet. Insgesamt konnten hier 44,5 – 49,5 Spechtreviere nachgewiesen werden. Auf allen Probeflächen wurden – mit einer Aus-

nahme – jeweils fünf der sechs im Nationalpark vorkommenden Spechtarten gefunden. Aufgrund seiner spärlichen und nur punktuellen Verbreitung fiel bei der Erhebung der Grünspecht durch den Rost, er konnte nur in der Probefläche Mayralm bei einer Vorexkursion Revier haltend nachgewiesen werden (H. Uhl, mündl. Mitt.). Dafür waren auf der Mayralm Schwarz-, Grau- und Weißrückenspecht nicht zu finden (vergl. Tab. 3). Hinsichtlich ihrer Häufigkeit lassen sich die sechs im Nationalpark Kalkalpen vorkommenden Spechtarten nach der vorliegenden Kartierung aufsteigend folgendermaßen reihen: Grün-, Weißrücken-, Schwarz-, Grau-, Dreizehen- und Buntspecht.

Grauspecht (*Picus canus*): Der Grauspecht wäre eigentlich mit deutlichem Schwerpunkt in den südexponierten Probeflächen zu erwarten gewesen, sein Fehlen in der Fläche Mayralm mit den nach Südwesten exponierten Einhängen zum Hinteren Rettenbach war daher umso überraschender. Bevorzugt waren Steillagen besiedelt, oft mit Lawi-

Probefläche Art	Schaumb- berg	Wilder Graben	Große Schlucht	Kamper- mauer	Mayralm	Lacker- boden
Grauspecht	2	1,5 – 2	2 – 2,5	2	–	0,5 – 1
Grünspecht	–	–	–	–	(1)*	–
Schwarzspecht	1,5	1,5	1 – 1,5	1 – 1,5	–	1 – 1,5
Buntspecht	2	2	2	2	4 – 5	2
Weißrückenspecht	1	2	1	1	–	0,5
Dreizehenspecht	2	1	1	1	3 – 3,5	3 – 3,5

Tab. 3: Revierzahlen der Spechte auf den sechs Probeflächen. *Der Grünspecht konnte nur außerhalb der regulären Kartierungsgänge auf der Mayralm (H. Uhl) nachgewiesen werden.

nenzügen und felsigen Bereichen. Reine Fichtenwälder wurden ebenso gemieden wie hallenartige Waldbestände mit geschlossenem Kronendach. In allen festgestellten Grauspecht-Revieren war ein auffallend hoher Anteil an Alt- und Totholz vorhanden, in der Regel waren die Bestände durch punktuelle Windwürfe, Schneebruch und

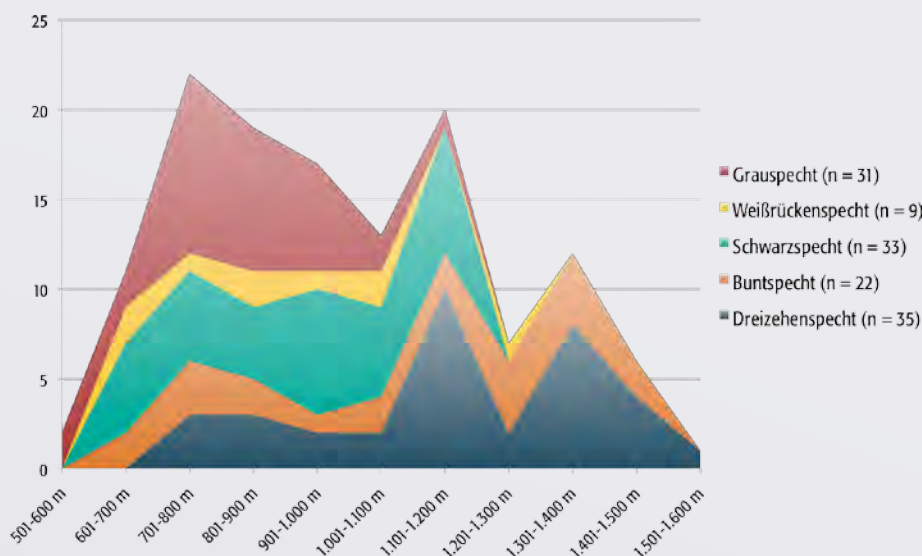


Abb. 2: Höhenverbreitung der Spechte nach den Kartierungsergebnissen von 2008 (je Einzelbeobachtung eine Wertung).

natürliche Lichtungen aufgelockert und wiesen einen hohen Grenzlinienanteil auf.

Die hauptsächlich nach Norden gewandten Probeflächen Schaumberg und Wilder Graben erbrachten dagegen die erstaunlich hohen Dichten von 0,65 – 0,89 Reviere pro 100 Hektar. In Summe, auf die gesamte Untersuchungsfläche von 1.320 Hektar bezogen, ergaben sich Abundanzen von 0,6 – 0,72 Rev./100 ha. Blume (1996) schätzte dagegen in Optimalhabitaten nur eine Dichte von „3 – 4 Exemplaren je 1000 Hektar“ (entspricht 0,1 – 0,2 Rev./100 ha)! Auch Scherzinger (1982) konnte auf der Gesamtfläche des Nationalparks Bayerischer Wald (13.041 Hektar) nur Dichten von 0,1 – 0,13 Rev./100 ha feststellen. Selbst im Handbuch der Vögel Mitteleuropas sind für großflächige Untersuchungen selten mehr als 0,2 Rev./100 ha zitiert (Conrads 1994). Im Vogelschutzgebiet Dachstein konnten auf einer Probefläche dagegen sogar 0,66 – 1,0 Rev./100 ha ermittelt werden; auf der gesamten Untersuchungsfläche von 1.420 Hektar waren es dort im Mittel

scheint an keine bestimmte Hangexposition gebunden. Sein Fehlen in der Probefläche Mayralm könnte auf die hier dominierenden Fichtenwälder zurückzuführen sein. Durch seine optische und akustische Präsenz werden die Bestände des Schwarzspechtes in der Regel sehr hoch eingeschätzt, dabei sind aber die großen Aktionsräume und die oft Täler übergreifenden Nahrungsflüge zu bedenken (vergl. auch Scherzinger 1982). Gerade bei dieser Spechtart können – trotz sehr vorsichtiger Interpretation der Kartierungsergebnisse – Fehler bei der Bestandsschätzung aufgrund der relativ kleinen Probeflächen (um 200 Hektar) nicht ausgeschlossen werden. Der Fund einer besetzten Bruthöhle gelang am 3.5.2008 in einem Buchenaltholz am Fuß der Kampermauer. In einer Buchen-Altholzinsel mit mehreren Schwarzspechthöhlen in der Probefläche Schaumberg hielt sich am 16.5.2008 das Paar am vermutlichen Brutplatz auf.

In den fünf besetzten Probeflächen konnten Dichten von 0,42 – 0,75 Rev./100 ha ermittelt werden, was verglichen zu anderen Untersuchungen für eine ausgesprochen günstige Habitatsituation und daher kleine Reviere spricht. In Summe aller sechs Flächen ergibt das eine Abundanz von 0,45 – 0,57 Rev./100 ha. Auf 1.420 Hektar am Dachstein ermittelten Weißmair et al. (2008) dagegen nur 0,21 Rev./100 ha; hier ist allerdings zu bedenken, dass sich der Großteil der dort untersuchten Waldflächen bereits oberhalb der vom Schwarzspecht präferierten Höhenstufe (unter 1.200 Meter) befand. Im

0,49 – 0,56 Rev./100 ha (Weißmair et al. 2008). Die Ergebnisse der Kartierung im Nationalpark Kalkalpen erbrachten damit beim Grauspecht absolute Spitzenwerte.

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*): Der Schwarzspecht war aufgrund seiner Bindung an die Rotbuche als Brutbaum vor allem in Mischwäldern verbreitet anzutreffen, und

Fläche	Größe in ha	Reviere	Reviere/100 ha
Schaumberg/Bodinggraben	223	2	0,89
Wilder Graben	230	1,5 – 2	0,65 – 0,87
Große Schlucht/Anlauf	198	2 – 2,5	1 – 1,26
Kampermauer	202	2	0,99
Mayralm	230	–	–
Lackerboden/Spering	237	0,5 – 1	0,21 – 0,42
Summe	1.320	8 – 9,5	0,60 – 0,72

Tab. 4: Ermittelte Grauspecht-Reviere und Abundanzen (Reviere pro 100 Hektar) in den sechs Probeflächen.

Fläche	Größe in ha	Reviere	Reviere/100 ha
Schaumberg/Bodinggraben	223	1,5	0,67
Wilder Graben	230	1,5	0,65
Große Schlucht/Anlauf	198	1 - 1,5	0,5 – 0,75
Kampermauer	202	1 - 1,5	0,49 – 0,74
Mayralm	230	–	–
Lackerboden/Spering	237	1 - 1,5	0,42 – 0,63
Summe	1.320	6 - 7,5	0,45 – 0,57

Tab. 5: Ermittelte Schwarzspecht-Reviere und Abundanzen (Reviere pro 100 Hektar) in den sechs Probeflächen.

Nationalpark Kalkalpen lag dagegen der Großteil der sechs Probeflächen innerhalb der für den Schwarzspecht optimalen Zone. Blume (1996) geht für ein 1.200 Hektar großes Gebiet in hessischen Mittelgebirgen von 4 bis 5 Revieren aus, was einer Abundanz von 0,33 – 0,42 Rev./100 ha entspricht. Im Nationalpark Bayerischer Wald ermittelte Scherzinger (1982) Dichten von 0,17 – 0,26 Rev./100 ha. Im „Handbuch der Vögel Mitteleuropas“ wird die Reviergröße in Mitteleuropa in der Regel mit 300 – 400 Hektar angegeben, nur im Tannen-Buchenwald sind auch Reviere unter 100 Hektar bekannt; so wurden im Schweizer Mittel-land auch Dichten von 0,75 bzw. 0,84 Rev./100 ha ermittelt (Blume 1994).

Buntspecht (*Picoides major*): Durch seine Plastizität ist der Buntspecht an keinen bestimmten Waldtyp gebunden, erwartungsgemäß konnte er in allen Probeflächen festgestellt werden. Er nutzt von allen bei uns vorkommenden Spechten auch die größte Höhenamplitude und kommt vom Auwald der Täler bis an die Waldgrenze in relativ gleichmäßiger Häufigkeit vor (vergl. Abb. 2). Am 2. 5. 2008 konnte am Farnanger (1.350 Meter), eine besetzte Höhle in einer gesunden Lärche entdeckt werden, das Männchen verjagte aus dem unmittelbaren

Fläche	Größe in ha	Reviere	Reviere/100 ha
Schaumberg/Bodinggraben	223	2	0,89
Wilder Graben	230	2	0,87
Große Schlucht/Anlauf	198	2	1,01
Kampermauer	202	2	0,99
Mayralm	230	4 – 5	1,74 – 2,17
Lackerboden/Spering	237	2	0,84
Summe	1.320	14 – 15	1,06 – 1,13

Tab. 6: Ermittelte Buntspecht-Reviere und Abundanzen (Reviere pro 100 Hektar) in den sechs Probeflächen.

Höhlenbereich einen Dreizehenspecht. Die Baumgrenze befindet sich in diesem Bereich auf ca. 1.550 Meter Seehöhe. Auch Spechtschmieden zur Bearbeitung von Koniferenzapfen wurden mehrfach gefunden, allerdings nicht als Revierhinweise gewertet.

Auf den sechs Probeflächen konnten Abundanzen von 0,84 – 2,17 Rev./100 ha ermittelt werden, in Summe aller Flächen waren es 1,06 – 1,13 Rev./100 ha. Das Maximum

lag mit 4 bis 5 Revieren in der Fläche Mayralm. Hier teilen sich offenbar Dreizehen- und Buntspecht den verfügbaren Lebensraum in ähnlich hohen Dichten untereinander auf. Wie für den Dreizehenspecht dürfte hier auch für den Buntspecht das hohe Angebot an „Käferfichten“ und kleinflächigen Windwürfen ausschlaggebend für die vergleichsweise hohe Dichte sein. Mit 1,0 – 1,3 Rev./100 ha wurde am Dachstein ein ganz ähnlicher Wert ermittelt (Weißmair et al. 2008), auch mit dem Nationalpark Bayerischer Wald ist die Abundanz gut vergleichbar (1,11 – 1,37 Rev./100 ha; Scherzinger 1982). Sein Optimum erreicht der Buntspecht in alten Eichen-Hainbuchenwäldern und im Erlbruchwald, wo Dichten bis zu 57 Rev./100 ha festgestellt wurden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1994)!

Weißrückenspecht (*Picoides leucotos*): Als „Urwaldspecht“ ist der Weißrückenspecht auf ausgesprochen totholzreiche Laub- und Laubmischwaldgebiete angewiesen. Wie zu erwarten, lagen alle Reviere entweder in reinen Buchenbeständen (z. B. Wilder Graben) oder aber in buchenreichen Mischwäldern wie etwa Fichten-Tannen-Buchenwald (z. B. Schaumberg, Große Schlucht). Nur in der Probefläche Mayralm war diese Spechtart nicht nachzuweisen, ein Vorkommen wäre aber in den steilen Einhängen zum Hinteren Rettenbach ebenfalls denkbar. Optimale Habitatbedingungen hat dieser Specht in den buchenreichen und steilen Hangwäldern der Nordseite des Sengsengebirges und vor allem großflächig im Reichraminger Hintergebirge. An der Südseite des Sengsengebirges finden sich auf den trockenen Hängen dagegen nur punktuell größere Buchenbestände. Ein Brutnachweis gelang am 30.5.2008 im Wilden Graben durch die Beobachtung eines warnenden und Futter tragenden

Paares. Hier konnten in einem optimalen Habitat auch mehrere alte Bruthöhlen in morschen Strünken von Rotbuche und Bergahorn gefunden werden, nicht jedoch die aktuell besetzte Höhle. Die von manchen Autoren festgestellte Bevorzugung südexponierter Hänge (Scherzinger 1982, Frank 2002) ließ sich bei der Kartierung 2008 nicht bestätigen. Die gefundenen Reviere ließen keine bevorzugte Exposition erkennen, zwei von sechs Revieren wiesen eine eindeutige Nordwest-Exposition vor.

Die festgestellten Dichten reichen von einem halben Revier bis maximal zwei Revieren je Probefläche. Das ergibt Abundanzen von 0,45 – 0,87 Rev./100 ha, im Durchschnitt aller Flächen 0,42 Rev./100 ha. Allerdings ist die Hochrechnung natürlich bei nur einem Brutpaar pro Probefläche problematisch. Gerade auch beim Weißrückenspecht sollten daher die Untersuchungsgebiete größer gewählt werden, um aussagekräftigere Daten zu erhalten. In den buchenarmen Bergwäldern des Dachsteins konnten auf 1.420 Hektar nur drei bis vier Reviere gefunden werden (0,2 – 0,3 Rev./100 ha; Weißmair et al. 2008). Im Natura 2000-Gebiet „Ötscher-Dürrenstein“ (42.622 Hektar) wurden Dichten von 0,48 Rev./100 ha ermittelt, kleinflächig sogar bis 3,7 Rev./100 ha (Frank 2002)! In einer 150 Hektar großen Probefläche in der Steiermark fand Weber (in Glutz von Blotzheim & Bauer 1994) in acht Jahren jeweils ein bis drei Paare (0,7 – 2,0 Rev./100 ha).

Fläche	Größe in ha	Reviere	Reviere/100 ha
Schaumberg/Bodinggraben	223	1	0,45
Wilder Graben	230	2	0,87
Große Schlucht/Anlauf	198	1	0,5
Kampermauer	202	1	0,49
Mayralm	230	–	–
Lackerboden/Spering	237	0,5	0,21
Summe	1.320	5,5	0,42

Tab. 7: Ermittelte Weißrückenspecht-Reviere und Abundanzen (Reviere pro 100 Hektar) in den sechs Probeflächen.

Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*): Durch seine enge Bindung an Nadelwälder, in erster Linie Fichte, und seinen Verbreitungsschwerpunkt oberhalb von 1.000 Meter Seehöhe war der Dreizehenspecht schwerpunktmäßig in den Probeflächen Mayralm und Lackerboden/Spering zu er-

Fläche	Größe in ha	Reviere	Reviere/100 ha
Schaumberg/Bodinggraben	223	2	0,89
Wilder Graben	230	1	0,43
Große Schlucht/Anlauf	198	1	0,5
Kampermauer	202	1	0,49
Mayralm	230	3 – 3,5	1,3 – 1,52
Lackerboden/Spering	237	3 – 3,5	1,26 – 1,47
Summe	1.320	11 – 12	0,83 – 0,91

Tab. 8: Ermittelte Dreizehenspecht-Reviere und Abundanzen (Reviere pro 100 Hektar) in den sechs Probeflächen.

warten. Diese Flächen weisen einen hohen Anteil an Fichtenwäldern in der hochmontanen und subalpinen Stufe auf; mit jeweils 3 – 3,5 Revieren auf beiden Probeflächen hat sich diese Vermutung auch bestätigt. An den Abhängen des Schwarzkogels in der Probefläche Kampermauer konnte nur ein Revier nachgewiesen werden; hier wäre zumindest noch ein zweites zu vermuten, ein zentraler Bereich konnte jedoch wegen des Rotwildeinstandes nicht begangen werden (vergl. Kap. 4). Überraschend waren dagegen einzelne Reviere in den fichtenarmen Probeflächen Große Schlucht (auf nur 740 Meter Seehöhe!) und Wilder Graben (auf 880 Meter). Zweifellos profitiert der Dreizehenspecht aktuell vom guten Angebot an von Borkenkäfern befallenen Fichten und den Windwürfen der letzten Jahre („Kyrill“, „Emma“). Das große Nahrungsangebot ermöglicht erst ein Vorkommen in solchen Dichten und ist vermutlich die Grundlage dafür, dass Mischwälder mit einem nur geringen Anteil an Nadelbäumen ebenfalls (vielleicht auch nur für einige Jahre) eine ausreichende Nahrungsbasis bieten.

Insgesamt konnten auf allen Probeflächen 11 – 12 Reviere festgestellt werden, auf der Fläche Mayralm wurde die größte Dichte mit 1,3 – 1,52 Rev./100 ha ermittelt. Auf der Gesamtfläche von 1.320 Hektar ergibt sich eine Abundanz von 0,83 – 0,91 Rev./100 ha. Im gesamten Nationalpark Bayerischer Wald ermittelte Scherzinger (1982) auf 13.041 Hektar 50 – 71 Reviere, was einer Dichte von 0,38 – 0,54 Rev./100 ha entspricht; bezogen auf den optimalen Lebensraum Bergfichtenwald (2.686 ha) ergeben sich jedoch Abundanzen von 0,56 – 0,97 Rev./100 ha. Im Natura 2000-Gebiet Dachstein konnte im Durchschnitt eine Dichte von 1,1 – 1,5 Rev./100 ha festgestellt werden (Weißmair et al. 2008),

diese ist somit gut mit den dicht besiedelten Probeflächen Mayralm und Lackerboden vergleichbar.

Eulen

Kartierungsergebnisse Eulen 2008

Bei den Kartierungsarbeiten auf den sechs Probeflächen konnten nur drei Eulenarten nachgewiesen werden. Der häufige Waldkauz war auf vier Flächen zu finden, Raufuß- und Sperlingskauz dagegen jeweils nur auf der Probe-

chen aufgrund der schwierigen Erreichbarkeit im Vorfrühling (Schneelage!) sicher unterrepräsentiert.

Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*): Ziemlich unerwartet konnte 2008 der Sperlingskauz nur in der Probefläche Mayralm (mit zwei Revieren) nachgewiesen werden. Das Umfeld der Mayralm ist als klassisches Sperlingskauz-Gebiet bekannt, das völlige Fehlen in den übrigen Probeflächen muss etwas mit der Nahrungsverfügbarkeit in dieser Saison oder der Wahl der Untersuchungsgebiete zu

tun gehabt haben.

Aufgrund des dichten Vorkommens von Dreizehen- und Buntspecht in der vom Sperlingskauz präferierten Höhenstufe kann mangelndes Höhlenan-

gebot als Ursache ausgeschlossen werden. Im Sommer wurden dann noch die Bettelrufe flügger Sperlingskäuse auf der Schaumbergalm gehört, leider knapp außerhalb der Probefläche (M. Kirchweiger, mündl. Mitt.). Immerhin ist damit aber wieder einer der seltenen Brutnachweise im Nationalpark Kalkalpen gelungen.

Für die Probefläche Mayralm ergeben die zwei festgestellten Reviere eine Abundanz von 0,87 Rev./100 ha. Eine Hochrechnung auf die Gesamtfläche aller Untersuchungsgebiete ergibt dagegen nur 0,15 Rev./100 ha. Allerdings werden große Teile der Gesamtfläche vom Sperlingskauz aufgrund des hohen Buchenanteiles (z. B. Wilder Graben, Große Schlucht) in dieser geringen Seehöhe nicht besiedelt. In offen-

sichtlich optimalen Lebensräumen am Dachstein konnten 7 – 9 Reviere auf 1.420 Hektar festgestellt werden, was einer ausgesprochen hohen Abundanz von 0,42 – 0,53 Rev./100 ha entspricht (Weißmair et al. 2008). Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden 50 Rev./120 km², also ebenfalls 0,42 Rev./100 ha, ermittelt (Scherzinger 1974 in Mebs & Scherzinger 2000).

Probefläche Art	Schaum- berg	Wilder Graben	Große Schlucht	Kamper- mauer	Mayralm	Lacker- boden
Sperlingskauz	–	–	–	–	2	–
Waldkauz	1,5	0,5 – 1	–	1	–	0,5
Raufußkauz	–	–	–	–	1	–

Tab. 9: Revierzahlen der Eulen auf den sechs Probeflächen. Uhu und Waldohreule konnten 2008 innerhalb der Probeflächen nicht nachgewiesen werden.

fläche Mayralm. Die beiden letztgenannten Arten haben jedoch aus eigener Erfahrung im Nationalpark Kalkalpen durchaus gute Bestände. Der Grund für das Fehlen könnte

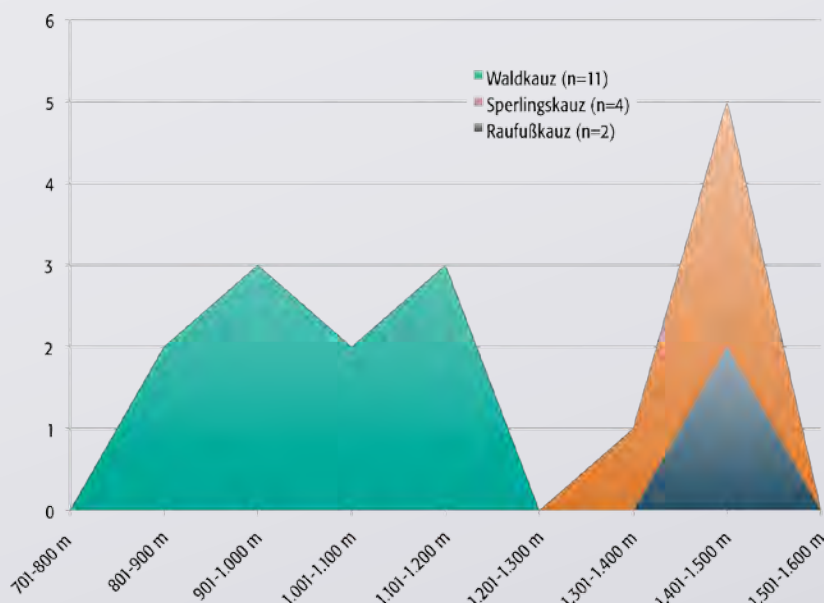


Abb. 3: Höhenverbreitung der Eulen nach den Kartierungsergebnissen von 2008 (je Einzelbeobachtung eine Wertung). Interessant ist die klare Niscentrennung zwischen den beiden Kleineulen und dem Waldkauz!

ein schlechtes Mäusejahr oder auch die Lage der Probeflächen sein. Die bevorzugt in großflächigen Fichtenwäldern vorkommenden Kleineulen Raufuß- und Sperlingskauz haben ihre Verbreitungsschwerpunkte in Plateau- und Kuppenlagen, etwa am Ebenforst oder in der Feichtau. Derartige Lebensräume waren bei der Wahl der Probeflä-

Waldkauz (*Strix aluco*): Durch Prädation ist der mittelgroße Waldkauz in der Lage, die kleineren Arten zu verdrängen und maßgeblich im Bestand zu reduzieren. Die Öffnung geschlossener Bergwälder durch Straßenbau und Kahlschläge hat den Waldkauz in der Vergangenheit auch im heutigen Nationalpark Gebiet sicher stark gefördert, aktuell geschieht das aber auch vermutlich durch Windwürfe. Typische Lebensräume des Waldkauzes im Nationalpark sind Mischwälder in tieferen Lagen, meist unterhalb der Vorkommensgebiete von Raufuß- und Sperlingskauz. Die bislang höchsten Nachweise stammen vom Sperling und vom Langfirst in 1.380 bzw. 1.400 Meter (Steiner et al. 2002).

Der Waldkauz konnte 2008 in vier der sechs Probestellen nachgewiesen werden. Drei Reviere lagen in Buchen dominierten Wäldern unterhalb von 1.000 Meter Seehöhe, nur ein rufendes Paar am Rand der Schaumbergalm hielt sich in einem reinen Fichtenbestand in 1.100 – 1.200 Meter auf. Als Brutplätze kommen die vor allem in alten Buchenwäldern vorhandenen Fäulnishöhlen in Frage, Schwarzspechthöhlen sind dagegen in der Regel für den Waldkauz bereits zu klein. Insgesamt konnten 3,5 – 4 Reviere ermittelt werden, das entspricht einer Dichte von 0,26 – 0,3 Rev./100 ha. Den Nationalpark Bayerischer Wald besiedelt der Waldkauz in Dichten von 0,15 – 0,19 Rev./100 ha (Scherzinger 1974 in Mebs & Scherzinger 2000), während auf einer Untersuchungsfläche von 1.420 Hektar am Dachstein aufgrund der größeren Seehöhe nur ein Revier festgestellt werden konnte (Weißmair et al. 2008)!

Raufußkauz (*Aegolius funereus*): Diese Eule bevorzugt am Alpennordrand großflächige Nadel- und Mischwälder, gern in Plateaulage oder am Rand von Almen. Derartige Freiflächen sind als Jagdgebiete besonders wichtig, daneben braucht der Raufußkauz auch Dickungen als geschützte Einstände und vor allem Althölzer mit Schwarzspechthöhlen (März 1968, Mebs & Scherzinger 2000). Bruthöhlen liegen bei uns fast ausschließlich in hochstämmigen Buchen, daher kommt alten Höhlenbuchen besondere Bedeutung zu. Im Nationalpark Gebiet ist der Raufußkauz in Abhängigkeit vom jährlichen Mäuseangebot unterschiedlich häufig anzutreffen. Im ausgesprochenen Gradationsjahr 1996 war die Eule auffallend präsent und sogar tagaktiv (Pühringer 1996).



Der Raufußkauz nutzt gerne Schwarzspechthöhlen als Nachmieter.
Foto: Norbert Pühringer

Noch dürrer als beim Sperlingskauz fielen die Ergebnisse der Kartierung 2008 beim Raufußkauz aus. Auch hier könnte das spärliche Auftreten dieser Eule mit einer ungünstigen Nahrungsbasis zu tun haben, also einem schlechten Mäusejahr im Bergwald. Es konnte lediglich auf der Mayralm im lichten Waldweidebereich (Fichte) zwischen Almfläche und Eisboden ein Revier ermittelt werden. Das singende Männchen wurde erstmals am 2.5.2008 im Morgengrauen festgestellt. Der Vogel sang aus dem Wipfelbereich einer alten Fichte, bei Annäherung flog der Raufußkauz aus der hohlen Stammgabelung in der Krone! Da Schwarzspechthöhlen bei uns in reinen Fichtenbeständen und auch in dieser Seehöhe nicht mehr vorkommen, lag die Vermutung nahe, dass der Raufußkauz an der Waldgrenze nur in Fäulnishöhlen brüten kann. Ein direkter Beleg dafür hat jedoch bisher – zumindest aus Oberösterreich – gefehlt. Erstmals ist durch diese Beobachtung aber die Vermutung über Brutplätze abseits von Schwarzspechtvorkommen erhärtet. Laut Mebs & Scherzinger (2000) nutzt der Raufußkauz – abgesehen von Nistkästen – fast ausschließlich die Höhlen des Schwarzspechtes und nur selten andere natürliche Baumhöhlen. Der vermutliche Brutplatz lag auf 1.440 Meter in unmittelbarer Nähe zu einem Sperlingskauzrevier (siehe oben). Der singende Raufußkauz konnte auch am Abend des 7.5.2008 wieder

bestätigt werden. Der zögerliche und nur kurzzeitig zu hörende Gesang ließ auf ein verpaartes Männchen schließen, unverpaarte Vögel rufen nach eigenen Beobachtungen stundenlang fast ohne Unterbrechung!

Bezogen auf die Probefläche Mayralm mit 230 Hektar ergibt das eine Abundanz von 0,43 Rev./100 ha. Eine Hochrechnung des einen Reviers auf die Gesamtfläche aller sechs Probeflächen scheint wenig sinnvoll. Gerade beim Raufußkauz ist bei Angaben zur Bestandsdichte immer die Abhängigkeit von den zyklischen Mäusegradationen im Auge zu behalten. Erst mehrjährige Untersuchungen auf gleicher Fläche könnten Auskunft über Minimal-, Maximal- und Durchschnittsbestand geben.

Im Frühling 2009 wurde in der Probefläche Wilder Graben auf ca. 800 Meter Seehöhe die Rupfung eines Raufußkauzes gefunden; nach dem Zustand der Fundes zu urteilen, wurde der Vogel dort im Sommer oder Herbst 2008 erbeutet. Nachweise im Rahmen der Kartierungsarbeiten waren dort 2008 jedoch nicht gelungen.

Diskussion

Größe und Lage der Probeflächen

Als Mindestgröße der sechs Probeflächen wurde 200 Hektar festgelegt, als Maximalgröße ca. 230 Hektar. Diese Flächengröße sollte gewährleisten, dass ein Kartierungsdurchgang von einer Person in zwei Tagen (Morgen und Vormittag) zu bewältigen war. Für Arten mit großen Raumansprüchen (v. a. Schwarz- und Grauspecht) hat sich diese Dimension aber dennoch als zu klein erwiesen. So finden sich besonders beim Schwarzspecht Literaturangaben (Blume 1994, 1996), bei denen die Größe eines einzelnen Spechtreviers bei weitem die 200 Hektar übersteigt! Dem wollten wir durch die Angabe von halben Revieren Rechnung tragen, allerdings sind diese Werte dann reine Schätzungen. Je größer ein Untersuchungsgebiet, umso eher verringert sich die Anzahl der Randreviere und man minimiert damit diese Ungenauigkeiten. Bei aktuell laufenden Erhebungen im Nationalpark Kalkalpen wird darauf mit größeren Probeflächen Rücksicht genommen. Um dabei aber Doppelzählungen an aufeinander folgenden Tagen zu vermeiden, haben sich Synchronzählungen mehrerer Beobachter in Teilgebieten auf ein und derselben Probefläche sehr bewährt (Weißmair et al. 2008). Nicht überall ließen sich hinsichtlich der Geländemorphologie (Begehrbarkeit!) wirklich optimale Probeflächen abgrenzen (siehe

Methodik). So stellte sich erst nach Kartierungsbeginn heraus, dass aufgrund von starken Schälsschäden im Bereich der Menaueralm ein zentraler Bereich (Rotwildeinstand) der Fläche Kampermauer nicht kartiert werden konnte, um die behördlich angeordnete Schwerpunktbejagung nicht zu gefährden.

Kartierungszeitraum und -methode

Die Methode der „Rationalisierten Revierkartierung“ mit drei Begehungen der Flächen hat sich gut bewährt, ebenso der zeitliche Abstand zwischen den einzelnen Begehungen von ca. zwei Wochen. Zu überlegen wäre, ob die erste Kartierung ab Mitte April zumindest in den tiefen Lagen nicht zu spät angesetzt war. Für die sehr frühen Arten, besonders Raufußkauz und Schwarzspecht, wäre Ende März als erster Termin günstiger. Generell könnte der Kartierungsbeginn flexibler gestaltet werden, abhängig von der Seehöhe und Exposition der Probefläche und der Schneelage im jeweiligen Vorfrühling. Ergebnisse am Dachstein haben aber gezeigt, dass beide oben genannten Arten auch im Mai noch sehr aktiv sind in ihren akustischen Äußerungen. Der letzte Kartierungsdurchgang sollte aber, besonders in Hinblick auf die spät brütenden Arten und die Möglichkeit, Brutnachweise zu erbringen, keinesfalls vor Mitte Mai ablaufen.

Sehr gut bewährt hat sich auch der konsequente Einsatz von Klangattrappen (v. a. CD-Spieler), die meisten Arten lassen sich damit auch noch zu fortgeschrittener Brut-saison aus der Reserve locken (z. B. Weißrückenspecht). Auch sind Einzelreviere fast nur so zu finden, da Reviervögel ohne direkte Nachbarn und Konkurrenz oft extrem heimlich und unauffällig sind; sie haben ja keine Veranlassung, ihr Revier akustisch abzugrenzen! Der Einsatz der Klangattrappe muss aber diszipliniert und sparsam erfolgen, einerseits aus Gründen des Vogelschutzes, andererseits um nicht durch ein Anlocken ein und desselben Vogels an verschiedenen Stellen zu völlig falschen Ergebnissen zu kommen.

Für die Kartierung von Eulen hat sich die Morgendämmerung am besten bewährt, der Abend bringt dagegen nach eigener Erfahrung wesentlich schlechtere Ergebnisse. Zur Feststellung rufender Eulen waren die Kartierer in der Regel bereits vor Morgengrauen unterwegs. Gerade der Raufußkauz ruft aber häufig auch mitten in der Nacht. Daher könnte eine Übernachtung auf Hütten oder im Bi-

wak abseits der durch Forststraßen erschlossenen Bereiche (zur optimalen Rufzeit) die Trefferquote noch erhöhen.

Aus Kostengründen findet im Nationalpark Kalkalpen kein Monitoring an Bergwaldvögeln statt. Gerade mehrjährige Projekte auf gleicher Fläche könnten aber einen Einblick in die Dynamik der Vogelpopulationen ermöglichen, der bisher immer nur spekulativ geblieben ist. Gerade die Eulen des Bergwaldes unterliegen aufgrund des Nahrungsangebotes (Mäusezyklen in Abhängigkeit von Samenjahren) erheblichen Schwankungen. So kann man nur annehmen, dass die eher schwachen Bestände 2008 in einem schlechten Mäusejahr begründet sind.

Artenspektrum Spechte im Nationalpark Kalkalpen

Nach derzeitigem Wissensstand kommen sechs der zehn in Österreich brütenden Spechtarten im Nationalpark Kalkalpen vor. Besonders hervorzuheben und bemerkenswert sind die guten Bestände von Grauspecht und Weißrückenspecht, die an totholzreiche Laub- und Mischwälder gebunden sind. Der Weißrückenspecht kann als Charakterart der buchendominierten Wälder im Nationalpark gelten. Auch der Dreizehenspecht, der in montanen und subalpinen Fichtenwäldern lebt, ist verbreitet und in geeigneten Habitaten sogar die häufigste Spechtart. Schwarz- und Buntspecht sind ebenfalls verbreitete Brutvögel, Letzterer ist die häufigste Spechtart im Gebiet. Der Grünspecht dagegen ist ein typischer Brutvogel des Kulturlandes und von Auwäldern. Er findet diese präferierten Lebensräume im Nationalpark nicht vor und ist damit die seltenste Spechtart im Gebiet. Die Häufigkeitsverteilung der sechs vorkommenden Arten ist also durchaus konträr zu den Bestandszahlen für Oberösterreich bzw. Österreich (vergl. Tab. 2).

Grauspecht (*Picus canus*): Die Art wurde bis vor kurzem im Bestand stark unterschätzt, Stadler (1991) nannte vier bis fünf Brutpaare für das gesamte Sengsengebirge, während als Nebenprodukt bei einer Kartierung von felsbrütenden Vogelarten im südlichen Sengsengebirge auf 40 km² allein 14 Reviere gefunden wurden (Pühringer 1996). Nach starken Rückgängen in den Tieflagen Ende des 20. Jahrhunderts (Stadler 2003a) scheint die alpine Population am oberösterreichischen Alpennordrand stabil zu sein und hat heute als geschlossene Kernpopulation große Bedeutung.



Der Grauspecht (auf dem Bild ist ein Weibchen zu sehen) ist ein verbreiteter Brutvogel in Mischwäldern und südexponierten Nadelwäldern im Nationalpark Kalkalpen. Foto: Norbert Pühringer

Aufgrund der engen Bindung an Ameisen (Blume 1996), bevorzugt der Grauspecht Sonnen exponierte Bereiche, gerne in Steillagen (Pühringer 1997, 2007, Steiner et al. 2002) und ist im Nationalpark Gebiet verbreitet und regional relativ häufig anzutreffen. Typisch für den Grauspecht ist die Nutzung sehr schütterer Waldbestände mit hohem Grenzlinienanteil im Bereich von Felswänden und Schluchten. Diese auch in der Vergangenheit forstlich meist ungenutzten Bestände sind reich an Totholz, bieten gute Ameisenvorkommen auf sonnigen Rasenflächen und werden außerdem durch den steilen Sonnen-Einstrahlungswinkel und abgehende Lawinen früher schneefrei. Charakteristisch ist der Grauspecht für die Schneeheide-Kiefernwälder an der Südseite des Sengsengebirges und für steile Schluchtwälder im Hintergebirge. Daneben sind auch sehr lichte Fichten-Tannen-Buchenwälder und lockere Laubmischwälder besiedelt. Die Art bevorzugt im Nationalpark die Höhenstufe von ca. 600 – 1.200 Meter, gelegentlich reichen besetzte Reviere aber auch bis 1.500 Meter hinauf.

Grünspecht (*Picus viridis*): Aufgrund der Bevorzugung offener Landschaften in relativ schneearmer Lage findet der Grünspecht im Nationalpark Kalkalpen nur wenige geeignete Lebensräume. Die Art dringt besonders entlang

der Talböden in den Alpenraum vor, der Großteil der Vorkommen liegt dabei in alten Streuobstwiesen und in den Auwaldstreifen entlang von Gewässern. Im Nationalpark gelangen die wenigen Nachweise seit jeher hauptsächlich am Rande von Almböden oder aber in ganz lichten und südseitigen Waldbeständen. Besonders die hoch gelegenen Reviere sind offenbar nur unregelmäßig besetzt und werden vielleicht im Winter auch teilweise geräumt. Die großen Schneemengen an der Alpennordseite dürften auch dafür verantwortlich sein, dass dieser „Erdspecht“ bei uns den Bergwald nur spärlich nutzen kann. Aus der Schweiz sind dagegen Höhlenfunde an der Baumgrenze noch in 2.100 Meter bekannt (Glutz & Bauer 1994)!

Der Grünspecht ist noch stärker als der Grauspecht an Wiesen bewohnende Ameisen (v. a. *Lasius*-Arten) gebunden, strenge Winter mit lange andauernder und geschlossener Schneedecke führen zu starken Verlusten (Blume 1996). Grünspecht-Reviere im Nationalpark Kalkalpen liegen fast ausschließlich an reinen Südhängen, seltener am Rand von Almen in Plateaulage. Generell steigt dieser Specht in Oberösterreich kaum über 1.000 Meter hoch, 1.200 Meter im südlichen Sengsengebirge sind eine absolute Ausnahme. Typische Lebensräume im Sengsengebirge sind sehr sonniger Schneeheide-Kiefernwald oder lockerer Lärchen-Fichtenwald. Im Hintergebirge ist der Grünspecht noch seltener und ganz punktuell auf südexponierte und steile Hangwälder konzentriert, es liegen nur sehr wenige Nachweise vor (z. B. Steiner et al. 2002).

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*): Der Schwarzspecht ist im Nationalpark Gebiet eine häufige Erscheinung. Allerdings wird sein Bestand sicher durch seine Größe, Auffälligkeit und vor allem durch die laute und eindringliche Stimme erheblich überschätzt. Aufgrund seiner großen Raumansprüche ist daher besonders der Schwarzspecht schwer mit den üblichen Kartierungsmethoden quantitativ zu erfassen. Die Verteilung der Brutpaare ist von der Geländemorphologie und vor allem von der Verteilung der Höhlenbäume abhängig (Scherzinger 1982).

Der Schwarzspecht benötigt Alt- und Totholz mit einem entsprechend hohen Angebot an Insektennahrung, in erster Linie Ameisen und Holz bewohnenden Insekten in verschiedenen Entwicklungsstadien (Blume 1996). Besonders auf der Suche nach Rossameisen (*Camponotus*-Arten) hinterlässt er dabei arttypische Hackspuren in kernfaulen Nadelbäumen. Als Höhlenbäume werden in Oberöster-

reich fast ausschließlich Rotbuchen genutzt, lediglich in Auwäldern sind auch Höhlen in Weichhölzern bekannt. Höhlenbuchen weisen in der Regel einen Stammdurchmesser in Brusthöhe von mindestens 40 cm auf und müssen einen hochschäftigen, astfreien Stamm bieten. Oft liegen mehrere Höhlen in einem „Höhlenzentrum“ oder auch in einem Stamm eng beisammen und werden abwechselnd über viele Jahre als Brutplatz oder Schlafhöhle genutzt. Besondere Bedeutung kommt dem Schwarzspecht als Lieferanten von Höhlen für verschiedenste Nachbenutzer zu. Im Nationalpark Kalkalpen kommt hier in erster Linie der Raufußkauz (*Aegolius funereus*) in Betracht, die Dohle (*Corvus monedula*) fehlt aufgrund des Waldreichtums und von der Hohltaube (*Columba oenas*) gibt es bislang keinen Brutnachweis. Weiters ist der Höhlenbau des Schwarzspechtes für Insekten und Fledermäuse von Bedeutung. Im Nationalpark Kalkalpen ist der Schwarzspecht an keine bestimmten Waldtypen gebunden, sofern potenzielle Höhlenbuchen im Umfeld vorhanden sind. Die bislang höchstgelegene besetzte Bruthöhle wurde am Wasserklotz in 1.320 Meter Höhe gefunden (Pühringer 1997), der Verbreitungsschwerpunkt im Nationalpark liegt jedoch in 800 bis 1.200 Meter.

Buntspecht (*Picoides major*): Der Buntspecht gilt als euryöke Spechtart, die aufgrund ihrer Plastizität verschiedenste Waldtypen besiedeln kann (Scherzinger 1982). Der mit Abstand häufigste Specht Österreichs ist auch im Nationalpark Kalkalpen entsprechend regelmäßig und häufig anzutreffen und auch über alle Höhenstufen verteilt ziemlich gleichmäßig zu finden (vergl. Abb. 2). Die winterliche Nahrungsverfügbarkeit stellt für Spechte das größte Problem dar; der Buntspecht kann dann auf 50 – 70 % pflanzliche Ernährung umsteigen und nutzt zum Beispiel Haselnüsse und vor allem Koniferensamen (Fichte, Kiefer, Lärche) in großem Umfang (Glutz & Bauer 1994). „Spechtschmieden“, die vor allem zur Bearbeitung der Zapfen dienen, sind entsprechend häufig zu finden und ein eindeutiger Hinweis auf die Anwesenheit des Buntspechtes. Außerdem macht er sich durch „Ringeln“ den austretenden Baumsaft im Sommerhalbjahr zunutze, eine Eigenheit, die zu Problemen bei der Beurteilung solcher indirekter Spuren im Vergleich zum Dreizehenspecht führt!

Die Art besiedelt gleichermaßen reine Buchenwälder, Mischwälder, Fichtenforste und auch den Lärchen-Fichtenwald an der Waldgrenze. Syntope Vorkommen

mit Weißrücken- bzw. Dreizehenspecht sind häufig und interspezifische Konkurrenz ist daher öfters zu beobachten. Hinsichtlich der Ernährung und auch in Bezug auf die Hangneigung oder –exposition der Reviere gibt es beim Buntspecht kaum Präferenzen. Die Bruthöhle wird sowohl in Laub- als auch in Nadelbäumen angelegt. Diese Vielseitigkeit und Anspruchslosigkeit erklärt auch das Auftreten im Nationalpark Kalkalpen als häufigste Spechtart.

Weißrückenspecht (*Picoides leucotos*): Im Alpenraum ist dieser Specht fast ausschließlich auf die Nördlichen Kalkalpen zwischen Wienerwald und dem Montafon/Vor-



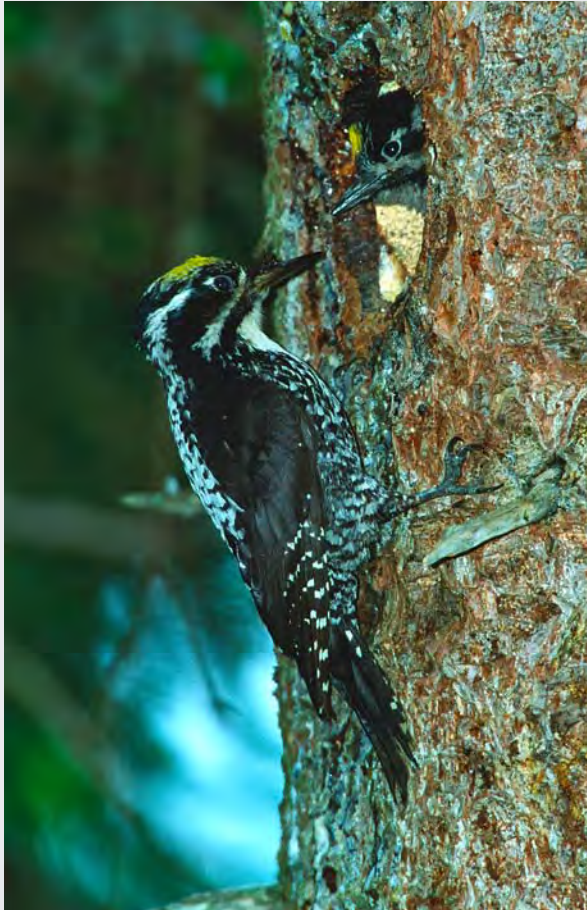
Der „Urwaldspezialist“ Weißrückenspecht. Foto: Norbert Pühringer

arlberg beschränkt, was die herausragende Verantwortung Österreichs für diese Vogelart erklärt. Die Vorkommen decken sich hier streng mit dem Auftreten des randalpinen Fichten-Tannen-Buchenwaldes. Durch intensive Forstwirtschaft mit kurzen Umtriebszeiten ist die Art heute auf Schutz- und Bannwälder sowie kaum nutzbare Steillagen zurückgedrängt (Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, Bauer & Berthold 1997). Auch innerhalb Oberösterreichs ist der Weißrückenspecht praktisch auf die Vor- und Kalkalpen beschränkt (Stadler 2003e). Lange Zeit wurde aller-

dings aufgrund fehlender Kartierungsarbeiten der Bestand dieser scheuen und seltenen Spechtart stark unterschätzt, großflächige Untersuchungen liegen in Österreich bisher nur vom Ötscher-Dürrenstein-Gebiet vor (Frank 2002).

Der Nationalpark Kalkalpen beherbergt durch den hohen Bestand an Buchenwäldern mit großem Totholzreichtum einen bedeutenden Anteil an der österreichischen Population. Hinsichtlich der Seehöhe ist aus dem bisherigen Datenmaterial kein eindeutiger Verbreitungsschwerpunkt zu erkennen, die Beobachtungen zwischen 700 und 1.300 Meter verteilen sich ziemlich regelmäßig (Steiner et al. 2002, Pühringer 2007). Besiedelt werden Laubwald dominierte Bereiche, bevorzugt in der Zerfallsphase, von reinen Buchenwäldern über artenreiche Schluchtwälder bis zum Fichten-Tannen-Buchenwald. Charakteristisch für ein Vorkommen sind in jedem Fall der lückige Kronenschluss und ein hoher Anteil an stehendem und liegendem Totholz. Die Bevorzugung von Steillagen und felsigen Bereichen spiegelt vermutlich in erster Linie die forstliche Nutzungsgeschichte vor der Nationalpark Gründung wider. Aufgrund seiner hohen Ansprüche wird dieser Specht als „Urwaldspezialist“ bezeichnet (Scherzinger 1982). Tatsächlich fehlt er gänzlich in intensiv genutzten Wirtschaftswäldern und ist dagegen im Urwald Rothwald die häufigste Spechtart (Frank 2002)! Als einziger Specht nutzt der Weißrückenspecht auch zur Anlage der Bruthöhle ausschließlich Totholz, in der Regel abgebrochene Bäume, aber auch morsche Wipfel oder starke, dürre Seitenäste noch lebender Bäume. Als Brutbaum bevorzugt wird die Rotbuche, auch Bergahorn und Bergulme werden aber nach eigenen Beobachtungen genutzt, jährlich wird eine frische Höhle angelegt. Die Art stellt eines der bedeutendsten Schutzgüter im Nationalpark Kalkalpen dar!

Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*): Auch der Dreizehenspecht ist in Oberösterreich auf die Nördlichen Kalkalpen beschränkt, kleine Restvorkommen existieren noch in den Hochlagen des Mühlviertels (Weißmair 2003d). Im Alpenraum ist diese Spechtart eine Charakterart autochthoner, montaner und subalpiner Fichtenwälder, er kommt daher naturgemäß erst ab einer Seehöhe von 1.000 Meter verbreitet und regelmäßig vor; allerdings gab es in Oberösterreich auch schon Bruten auf 500 bzw. 600 Meter Seehöhe (Weißmair 2003d). Der Dreizehenspecht ist an das Auftreten von Borkenkäfern (Scolytidae) als Nahrungsgrundlage gebunden, daneben kommen holzbohrende Käfer (Buprestidae, Cerambycidae) und



Der Dreizehenspecht ist - nach dem Buntspecht - die häufigste Spechtart im Nationalpark Kalkalpen mit einem Verbreitungsschwerpunkt zwischen 1.000 und 1.400 Metern Seehöhe. Foto: Norbert Pühringer

Amisen (Formicidae) in seiner Nahrung häufig vor (Glutz & Bauer 1994). Seine Bestandsdichte hängt daher ganz entscheidend vom Angebot an befallenen Nadelbäumen, in erster Linie Fichte, ab. Abgesehen vom Natura 2000-Gebiet Dachstein (Gigl 2006, Weißmair et al. 2008) gibt es auch von dieser Spechtart bisher aus Oberösterreich noch keine großflächigen Bestandsangaben, die Schätzung von 500 bis 1.000 Brutpaaren (vergl. Tab. 2) ist daher mit großen Unsicherheiten behaftet.

Im Nationalpark Kalkalpen ist der Dreizehenspecht ab etwa 800 Meter anzutreffen (Bruthöhle 2009 im „Wilden Graben“), das Optimum liegt offenbar in 1.100 bis 1.500 Meter; er ist in dieser Seehöhe – abgesehen vom Buntspecht – die dominierende Spechtart (Abb. 2, Steiner et al. 2002). Besiedelt werden in erster Linie geschlossene Fichtenwälder (z. B. Ebenforst, Feichtau), fichtendominierte Mischwälder und die Fichten-Lärchenwälder an der

Waldgrenze (z. B. Rotgsol, Rosskopf/Gieranger) bis auf 1.550 Meter. Aktuell profitiert der Dreizehenspecht sicher von den Windwürfen mit anschließender Borkenkäfer Vermehrung und erreicht daher Spitzenwerte hinsichtlich der Abundanz. Mit dem Absterben größerer Fichtenwaldkomplexe, dem Rückgang des Angebotes an „Käferfichten“ und der Zunahme von Laubwald dürfte es im Nationalpark aber mittelfristig zu einer Bestandsabnahme beim Dreizehenspecht kommen.

Artenspektrum Eulen im Nationalpark Kalkalpen

Ergebnisse und Diskussion der Eulenerhebung werden aufgrund des Schwerpunktes bei den Spechten hier nur verkürzt wiedergegeben. Von den zehn in Österreich brütenden Eulenarten kommen fünf im Nationalpark Kalkalpen vor. Aufgrund des Waldreichtums fehlen naturgemäß die Offenlandarten, die eher an Kulturland gebunden sind. Beim Habichtskauz (*Strix uralensis*) wären durch seine Vorliebe für Buchenwälder durchaus historische Vorkommen denkbar, es fehlen dafür aber konkrete Belege oder Literaturangaben (Steiner 2000, 2003). Aufgrund seiner Anpassungsfähigkeit ist der Waldkauz (*Strix aluco*) im Nationalpark die mit Abstand häufigste Eulenart, die kleinen Arten Raufuß- (*Aegolius funereus*) und Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) kommen verbreitet im Bergwald vor. Vom Uhu (*Bubo bubo*) ist gegenwärtig nur ein randlich gelegenes Brutrevier bekannt (Pühringer 1996, 1997, Haslinger & Plass 2008), die Art bejagt aber auch die höheren Lagen im Nationalpark, so gelang z. B. ein Federfund 2009 auf der Mayralm. Die Waldohreule (*Asio otus*) ist vielleicht nur sporadischer Brutvogel in Mäusejahren, steigt dann aber auf über 1.000 Meter Seehöhe auf.

Dank

Neben den beiden Autoren wurden die Freilandarbeiten durchgeführt von (alphabetisch): Groß Erwin, Kirchweger Michael, Mizelli Lambert, Paumann Roman und Schoißwohl Hans

Für die engagierte und hoch motivierte Kartierungsarbeit, zum Teil unter erschwerten Bedingungen mit hoher Schneelage, möchten wir uns an dieser Stelle ganz herzlich bedanken!

Literatur

- Bauer, H. G., & P. Berthold (1997):** Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. 2. Auflage, Aula-Verlag Wiesbaden. 715 S.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995):** Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag GmbH., Radebeul. 270 S.
- BirdLife International (2004):** Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. Cambridge, UK. 374 S.
- BirdLife Österreich (2003):** Bestandsschätzungen der Brutvögel Österreichs. Unpubliziert.
- Blume, D. (1994):** *Dryocopus martius* (Linnaeus 1758) – Schwarzspecht. In: Glutz von Blotzheim U. N. (Hg.) & K. Bauer: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9 Columbiformes – Piciformes. 2. Auflage. S 964 – 989.
- Blume, D. (1996):** Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 111 S.
- Brader, M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003):** Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: 543 pp.
- Brader, M. & N. Pühringer (2003):** Ausgestorbene und verschollene Brutvögel und Vermehrungsgäste, sowie unsichere bzw. fälschliche Angaben zu Oberösterreichs Brutvogelfauna. In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 505 – 510.
- Conrads, K. (1994):** *Picus canus* (Gmelin 1788) – Grauspecht. In: Glutz von Blotzheim U. N. (Hg.) & K. Bauer: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9 Columbiformes – Piciformes. 2. Auflage. S 917 – 943.
- Dvorak, M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993):** Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt (Hg.), Wien. 527 S.
- Frank, G. (2002):** Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. Vogelwelt 123: S 225 – 239.
- Frühauf, J. (2005):** Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Umweltbundesamt-Monografien 135, Wien. 63 – 165.
- Gigl, C. (2006):** Vergleiche der Habitatnutzung und Siedlungsdichten von Dreizehenspecht und Buntspecht in subalpinen und montanen Wäldern der Nördlichen Kalkalpen. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Wien, 59 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. Bauer (1994):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9, Columbiformes – Piciformes. 2. Auflage. Wiesbaden. 1148 S.
- Haslinger, G. & J. Plass (2008):** Ergebnisse der Eulenerhebung in Oberösterreich 2007. Vogelkdl. Nachr. Oö., Naturschutz Aktuell 16/1: S 15 – 24.
- Hochrathner, P. (1991):** Die Brutvogelfauna im Sengsengebirge. Kernzone des Nationalpark-Planungsgebietes. Obere Subalpin- bis Alpinstufe. Jahresbericht 5.3.2/1991. Projekt Nationalpark Kalkalpen. 101 S.
- Hochrathner, P. (1994):** Qualitative und quantitative Erhebung auf drei ausgewählten Untersuchungsflächen im Sengsengebirge (Transsekt-Gebiet). Subalpine bis Alpine Stufe. Jahresbericht 160/1994. Projekt Nationalpark Kalkalpen. 99 S.
- Holzer, G. & G. Holzer (1982):** Erstnachweis der Brut des Blutspechtes (*Dendrocopos syriacus*) für Oberösterreich im Stadtgebiet von Linz. Öko-L 4/4: S 19 – 22.
- März, R. (1995):** Der Rauhußkauz. Die Neue Brehm-Bücherei, Westarp Wissenschaften, Magdeburg. Unveränderter Nachdruck der 1. Auflage von 1968. 48 S.
- Mebs, T. & W. Scherzinger (2000):** Die Eulen Europas. Kosmos Naturführer. Franckh-Kosmos-Verlags-GmbH & Co., Stuttgart. 396 S.
- Pühringer, N. (1996):** Felsbrütende Großvogelarten im Nationalpark Kalkalpen. Sengsengebirge (Montan- und untere Subalpinstufe). Im Auftrag des Vereins Nationalpark Kalkalpen. 135 S + Anhang.
- Pühringer, N. (1997):** Felsbrütende Großvogelarten im Nationalpark Kalkalpen. Reichraminger Hintergebirge. Unveröff. Bericht im Auftrag des Vereins Nationalpark Kalkalpen. 152 S + Anhang.
- Pühringer, N. (2007):** Vögel. In: Schutzgüter im Nationalpark O.ö. Kalkalpen, Auswahl schützenswerter Tiere, Pflanzen und Lebensräume. Schriftenreihe des Nationalpark Kalkalpen. S 23 – 46.
- Scherzinger, W. (1982):** Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Bd. 9: 119 S.
- Stadler, S. (1991):** Die Brutvogelfauna des Sengsengebirges. Rand- und Kernzone des Nationalpark-Planungsgebietes. Montaner und Unterer Subalpinbereich. Jahresbericht 5.3.1/1991. Projekt Nationalpark Kalkalpen. 144 S.
- Stadler, S. (1994):** Die Brutvogelfauna dreier ausgewählter Waldbereiche des Sengsengebirges. Stand 1992. Endbericht im Auftrag der Planungsstelle Nationalpark Kalkalpen. 55 S.
- Stadler, S. (2003a):** Grauspecht (*Picus canus canus* Gmelin 1788). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 264 – 265.

Stadler, S. (2003b): Grünspecht (*Picus viridis viridis* Linnaeus 1758). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 266 – 267.

Stadler, S. (2003c): Schwarzspecht (*Dryocopus martius martius* Linnaeus 1758). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 268 – 269.

Stadler, S. (2003d): Buntspecht (*Picoides major pinetorum* C. L. Brehm 1831). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 270 – 271.

Stadler, S. (2003e): Weißrückenspecht (*Picoides leucotos leucotos* Bechstein 1803). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 274 – 275.

Steiner, H. (2000): Habitatstudie und Gebietsauswahl zur Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. Studie im Auftrag des Vereins für Eulen- und Greifvogelschutz (EGS) und WWF Österreich, WWF-Studie 43. 80 S.

Steiner, H. (2003): Habichtskauz (*Strix uralensis macroura* Wolf 1810). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 466 – 467.

Steiner, H., A. Schmalzer & N. Pühringer (2002): Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen. Bestände, Lebensraum und Management. Mit Beiträgen über Anhang I – Arten (Spechte, Eulen, Greifvögel und Rote Liste Arten). Unveröff. Endbericht im Auftrag von Nationalpark Oö. Kalkalpen GesmbH. 210 S + Anhang.

Straka, U. (1994): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge in den Jahren 1992 und 1993. Vogelkd. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell 2/1: 101 – 108.

Straka, U. (1996): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge (Oberösterreich, IBA Nörd-

liche Kalkalpen) in den Jahren 1994 und 1996. Vogelkd. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell 4/2: 45 – 77.

Weißmair, W. (2003a): Wendehals (*Jynx torquilla torquilla* Linnaeus 1758). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 262 – 263.

Weißmair, W. (2003b): Mittelspecht (*Picoides medius medius* Linnaeus 1758). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 272 – 273.

Weißmair, W. (2003c): Kleinspecht (*Picoides minor hortorum* C. L. Brehm 1831). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 276 – 277.

Weißmair, W. (2003d): Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus alpinus* C. L. Brehm 1831). In: Brader M. & G. Aubrecht (Wiss. Red.) (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7: S 272 – 273.

Weißmair, W., N. Pühringer, H. Uhl & H. Pfleger (2008): Brutvorkommen gefährdeter Wald bewohnender Gebirgsvogelarten im SPA Dachstein. Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Abteilung Naturschutz. 38 S + Anhang.

Norbert Pühringer
Herrnberg 8
4644 Scharnstein
Österreich/Austria
n.puehringer@aon.at

Ing. Bernhard Sulzbacher
Pyhrnstraße 40
4580 Windischgarsten
Österreich/Austria
bernhard.sulzbacher@bundesforste.at

Eulen und Spechte im Europaschutzgebiet Dachstein

Werner Weißmair



Studie im Auftrag des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung

Projekt-Mitarbeiter und Arbeitsteilung

Projektkoordination, Berichterstellung, Kartierungsarbeiten auf allen Probeflächen, Auswertungen: Mag. Werner Weißmair. Kartierungsarbeiten auf allen Probeflächen, Mitarbeit bei Berichterstellung, Auswertungen: Norbert Pühringer. Kartierungsarbeiten auf drei Probeflächen, Auswertungen: Hans Uhl. Kartierungsarbeiten auf allen Probeflächen, Auswertungen: Mag. Harald Pfleger. Einmalige Mitarbeit bei Kartierungsarbeiten: Dr. Helmut Steiner, Ing. Martin Plasser. Digitalisierung im ArcView: Mag. Nikolai Hafner.

Zusammenfassung

Im Europaschutzgebiet Dachstein (14.630 Hektar) wurden in den Jahren 2006 und 2007 Eulen, Spechte (besonders jene im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie) sowie der Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) erhoben. Letzterer konnte nicht nachgewiesen werden und wird daher nicht weiter behandelt. Auf den fünf Probeflächen (120 – 400 ha, in Summe 1.420 Hektar) wurden alle Arten an Eulen und Spechten mittels rationalisierter Revierkartierung erfasst (mindestens drei Begehungen pro Probefläche zwischen März und Mai). Es wurden auch Klangattractanten eingesetzt. Mehr als zwei Drittel der Begehungen erfolgten in Form von Simultanzählungen, mit zwei bis vier Personen und Übernachtungen im Gebiet (meist Biwak). Raufuß- und Sperlingskauz weisen einen extrem hohen Siedlungsdichtewert für Mitteleuropa auf. Vom Uhu sind keine Brutvorkommen bekannt, das Gebiet wird aber zur Nahrungssuche genutzt. Waldkauz und Waldohreule konnten jeweils nur mit einem Revier festgestellt werden. Der Dreizehenspecht war die häufigste Spechtart, gefolgt von Buntspecht und Grauspecht. Der Weißrückenspecht war überraschenderweise etwas häufiger als der Schwarzspecht, die Siedlungsdichte aber sehr gering. Für beide Arten müssten größere Flächen untersucht werden.

Einleitung

Das Europaschutzgebiet (FFH- und Vogelschutzgebiet SPA) Dachstein umfasst eine Gesamtfläche von 14.630 Hektar in den Gemeinden Gosau, Hallstatt und Obertraun, Bezirk Gmunden, im südlichen Oberösterreich. Neben dem Gletscher ist wohl das große Karstplateau die markanteste Erscheinung des Gebietes mit seinen Dolinen, Karrenfeldern, Karstgassen und Höhlen. Vegetationskund-



Sperlingskauz, Foto: Norbert Pühringer

lich reicht die Palette von kleinen Auwaldresten im Koppenwinkel, über verschiedene Hangwaldgesellschaften, bis zu reinen Nadelwäldern. An der Baumgrenze ist oft die Zirbe dominant, stellenweise auch Lärche oder Fichte. In einem im Jahr 2005 durchgeführten Vorprojekt (Weißmair et al. 2006) wurden mittels „screenings“ der Waldflächen und unter Einbeziehung weiterer Daten (Gigl 2006, ZOBODAT, Biologiezentrum der Oö. Landesmuseen) Grundlagen für gezielte, quantitative Erhebungen auf Probeflächen ausgearbeitet. Auf fünf ausgewählten Probeflächen (120 – 400 ha) mit einer Gesamtfläche von 1.420 Hektar (etwa 45 % der begehbaren Waldfläche des Europaschutzgebietes), unter der gewichteten Einbeziehung aller Höhenstufen, wurden in den Jahren 2006 und 2007 Anzahl und Verteilung der Brutreviere ausgewählter Wald bewohnender Gebirgsvogelarten erhoben. Es sind dies Zwergschnäpper (*Ficedula parva*), alle vorkommenden Specht- und Eulenarten unter besonderer Berücksichtigung der im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie aufgelisteten Arten Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grauspecht (*Picus canus*), Dreizehenspecht (*Picoides*

tridactylus), Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*), Raufußkauz (*Aegolius funereus*) und Sperlingskauz (*Glauucidium passerinum*). Weiters wurden alle Nachweise von Haselhuhn (*Bonasa bonasia*), Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Birkhuhn (*Tetrao tetrix*), Alpenschneehuhn (*Lagopus mutus*), Greifvögeln, Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), Mauerläufer (*Tichodroma muraria*) und weiterer seltener Brut- und Zugvogelarten systematisch als Beifunde gesammelt, aber vorerst nicht ausgewertet.

Methode

Zur Erfassung der Eulen und Spechte wurde die rationalisierte Revierkartierung angewendet (mindestens drei Begehungen pro Probefläche zwischen Ende März und Ende Mai, bei günstigen Witterungsbedingungen, Bibby et al. 1995). Es erfolgten Tagbegehungen, besonders Erfassungen in der Morgen- und Abenddämmerung, aber auch in den Nachtstunden. Es wurden auch Klangattrappen eingesetzt. Mehr als zwei Drittel der Begehungen erfolgten in Form von zwei- oder dreitägigen Simultanzählungen, mit zwei bis vier Personen und Übernachtungen im Gebiet (meist Biwak, selten in Hütten). Die mit Tourenski oder Schneeschuhen und schweren Rucksäcken ausgerüsteten Personen verteilten sich dabei auf der Probefläche. Es handelt sich um die erste standardisierte Siedlungsdichte-Erhebung (rationalisierte Revierkartierung) auf großer Fläche in Oberösterreich und um die erste repräsentative Revierkartierung aus dem alpinen Bereich von Oberösterreich. Auch Österreich weit sind derartige Studien im alpinen Gelände äußerst rar.

Ergebnisse und Diskussion

Vom Raufußkauz konnten auf den Probeflächen 8 bis 10 Reviere (Rev.) erhoben werden, was einer Abundanz von 0,56 – 0,7 Rev./100 ha und damit einem Spitzenwert für Mitteleuropa entspricht. Diese Revieranzahl ist jedoch nicht mit Brutpaaren gleichzusetzen, ein Teil der rufenden Männchen war mit ziemlicher Sicherheit unverpaart! Der Gesamtbestand wurde auf 10 bis 25 Reviere geschätzt.

Vom Sperlingskauz konnten auf den Probeflächen 7 bis 9 Reviere erhoben werden, was einer Abundanz von 0,42 – 0,53 Rev./100 ha entspricht. Auch diese Bestandsdichte ist innerhalb Mitteleuropas sehr hoch. Ein ebenfalls hoher Wert wurde im Nationalpark Bayerischer Wald mit 0,42 Rev./100 ha ermittelt (Mebs & Scherzinger 2000). Der Gesamtbestand am Dachstein wurde auf 12 bis 22 Reviere geschätzt.

Vom Uhu sind im SPA Dachstein keine Reviere oder Brutvorkommen bekannt und aufgrund der klimatisch rauen Bedingungen auch relativ unwahrscheinlich. Das nächstgelegene Revierpaar siedelt am Südostufer des Hallstättersees. Ganz offensichtlich stellen die Waldflächen im SPA Dachstein auch für den Waldkauz und für die Waldohreule pessimale Habitate dar. Es konnte jeweils nur ein Revier am Vorderen Gosausee bzw. am Schafteckkogel festgestellt werden.

Der Dreizehenspecht war mit 16 bis 22 Revieren (1,1 – 1,5 Rev./100 ha) die häufigste Spechart; der Gesamtbestand wurde auf 30 bis 40 Reviere im Gebiet geschätzt. Der Dreizehenspecht liegt somit bezüglich der großflächig ermittelten Siedlungsdichte deutlich über dem großflächigen Erwartungswert von etwa einem Revier pro 100 Hektar (z.B. Scherzinger 1982, Pechacek 1995). Auf einer Fläche von 1.570 Hektar montanem bis subalpinem Nadel- und Mischwald in den nördlichen Kalkalpen Oberösterreichs ermittelten Gigl (2006) bzw. Gigl & Weißmair (2009) Siedlungsdichten von 0,9 bis 1,1 Rev./100 ha. Neun der zehn untersuchten Probeflächen lagen ebenfalls am Dachstein, waren aber bis auf zwei nicht mit den hier untersuchten Flächen ident und lagen auch etwa zur Hälfte außerhalb des Europaschutzgebietes; eine Fläche (163 ha) befand sich am Eibenberg bei Ebensee. In einer Studie in der Schweiz konnte nachgewiesen werden, dass ein Paar des Dreizehenspechts mehr Borkenkäfer frisst als eine Pheromon-Falle abzufangen vermag (Bütler & Schlaepfer 2002).

Vom Grauspecht konnten 7 bis 8 Reviere gefunden werden, was einer Siedlungsdichte von etwa 0,5 Rev./100 ha entspricht. Insgesamt wird der Bestand im SPA Dachstein auf 14 bis 16 Reviere geschätzt.

Im Europaschutzgebiet Dachstein dringt der Grünspecht überraschend weit in den hochmontanen Waldbereich vor. Der höchste Nachweis stammt aus 1.390 Meter, wo ein Exemplar am 11. April sang. Dieser Fundort befindet sich auf einem lichten, südwest exponierten Waldhang. Die übrigen fünf Beobachtungen stammen alle aus nord- bzw. ost-exponierten Hängen. Diese Vorkommen profitieren offenbar von den zahlreichen großen, teils grasbewachsenen Waldschlägen und den vielen, auch tief gelegenen Almenwiesen. Mit zwei halben Revieren auf zwei Probeflächen ist die Art insgesamt aber wenig relevant, der Gesamtbestand wird auf etwa 2 bis 3 Reviere geschätzt. Im gut vergleichbaren Nationalpark Berchtesgaden bleibt der Grünspecht

ebenfalls auf tiefe Lagen beschränkt und steigt bis maximal 1.000 Meter Seehöhe (Pechacek 1995).

Der Weißrückenspecht war überraschenderweise mit 3 bis 4 Revieren auf den Probeflächen etwas häufiger als der Schwarzspecht; der Gesamtbestand des Weißrückenspechtes im SPA Dachstein beträgt 7 bis 10 Reviere. Die Siedlungsdichte war mit nur 0,2 – 0,3 Rev./100 ha allerdings sehr gering.

Der Schwarzspecht war mit 3 Revieren auf den Probeflächen vertreten (0,21 Rev./100 ha.) der Gesamtbestand beläuft sich auf etwa 5 bis 7 Reviere.

Mit insgesamt 15 bis 19 Revieren auf 1.420 Hektar (1,0 – 1,3 Rev./100 ha) ist der Buntspecht nach dem Dreizehenspecht die zweithäufigste Spechtart im Schutzgebiet. Die Revierzahlen auf den fünf Probeflächen waren sehr unterschiedlich. Bemerkenswerterweise fehlte der Buntspecht auf der Probefläche Gosauseen, die Gründe sind unbekannt. Auf den vier weiteren Flächen konnten jeweils 2 bis 7,5 Reviere festgestellt werden. Scherzinger (1982) stellte im Nationalpark Bayerischer Wald auf einer Fläche von 130 km² mit 1,1 – 1,4 Brutpaaren/100 ha großflächig ähnliche hohe Siedlungsdichten fest. Der Buntspecht ist dort die häufigste Art.

Vom Zwergschnäpper gelang kein Nachweis auf den Probeflächen und auch im übrigen Europaschutzgebiet wurde die Art nicht angetroffen.

Dank

Wir bedanken uns bei den Österreichischen Bundesforsten, Forstbetrieb Inneres Salzkammergut, für die Erlaubnis der Durchführung der Studie, für die Möglichkeit der Benutzung der Forststraßen und für die Bereitstellung von Quartieren sehr herzlich. Der Dachstein AG und der



Grauspechtweibchen. Foto: Norbert Pühlinger

Seilbahn des Österreichischen Bundesheeres danken wir für die Transporte. Die Revierleiter Norbert Meier und Gerhard Renner (beide ÖBF) sowie die Jäger Helmut Hemetsberger, Bernhard Haider, Alois Gressl, Franz Tiefenbacher und Werner Siller stellten uns sehr bereitwillig ihr Wissen über die relevanten Vogelarten zur Verfügung und informierten uns immer wieder über die aktuellen Schneeverhältnisse bzw. Befahrbarkeit von Forststraßen.

Literatur

Bibby, C., N. Burgess & D. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. Neumann Verlag, Radebeul.

Gigl, C. (2006): Vergleiche der Habitatnutzung und Siedlungsdichten von Dreizehenspecht und Buntspecht in subalpinen und montanen Wäldern der Nördlichen Kalkalpen. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Univ. Wien, 59pp.

Gigl, C., & W. Weißmair (2009): Habitatnutzung und Siedlungsdichte von Dreizehenspecht *Picoides tridactylus* (Linnaeus 1758) und Buntspecht *Dendrocopos major* (Linnaeus 1758) in den Nördlichen Kalkalpen (Oberösterreich). Egretta 50: 2 – 13, Wien.

Mebs, TH., & W. Scherzinger (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos Verlag, Stuttgart, 396 S.

Pechacek, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden: Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Forschungsbericht 31. Nationalpark Berchtesgaden/Berchtesgaden.

Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe Bayerisches Staatsministerium ELF 9: 1 – 119.

Weißmair, W., H. Uhl., N. Pühlinger & H. Steiner (2006): Europaschutzgebiet Dachstein. Ausgewählte Wald bewohnende Gebirgsvogelarten im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie. Vorstudie 2005, im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, Naturschutzabteilung, 1 – 22, Wolfert.

*Mag. Werner Weißmair
Technisches Büro für Biologie
Johann-Puch-Gasse 6
4523 Neuzeug
Österreich/Austria
w.weissmair@aon.at*

Zur Verbreitung und Höhlenökologie des Schwarzspechtes im Nationalpark Harz

Elena Ballenthien

Zusammenfassung

Der Schwarzspecht wird vielfach als Schlüsselart für Großhöhlenbrüter und -nutzer in struktur- und artenreichen Wäldern angesehen. Er ist eine Charakterart im Nationalpark Harz, dem größten Waldnationalpark Deutschlands.



Schwarzspechtmännchen an seiner Bruthöhle. Foto: Elena Ballenthien

Die Untersuchung seiner Verbreitung und Ökologie in diesem Gebiet ist daher von besonderem Interesse. Daher wurde im Jahr 2007 erstmals eine Revier- und Höhlenbaumkartierung des Schwarzspechtes im Nationalpark Harz durchgeführt. Es erfolgt eine nähere Analyse bzgl. der Parameter Alter und Flächengröße. Weiterhin wurden deskriptive Merkmale zur Beschaffenheit der Höhlenbäume und Höhlen erhoben. Der Schwarzspecht kommt in den Tieflagen des Nationalparks Harz mit einer Dichte von 0,35 Brutpaaren pro km² (BP/km²), in den Hochlagen mit einer Dichte von 0,07 Brutpaaren pro km² vor. Seine Höhlenbäume sind in Buchenbeständen ab einem Alter von 114 Jahren zu finden. Die Höhlenbaumdichte nimmt mit dem Bestandesalter deutlich zu. Die Bestände, die über die Umtriebszeit hinausgehen, besitzen eine überdurchschnittliche Höhlenbaumdichte. Die erfassten Höhlenbaumparameter stützen die in der Literatur bekannte These eines vitalen und gleichzeitig geschädigten potenziellen Höhlenbaumes des Schwarzspechtes. Alte Höhlenbäume wiesen einen größeren Strukturreichtum auf.

Einleitung

Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius* L.) ist ein Bewohner strukturreicher Wälder. Er besitzt eine Schlüsselfunktion für Großhöhlenbrüter und -nutzer (Ruge & Brezendorfer 1981, Lange 1996). In Mitteleuropa kommt er bevorzugt in Rotbuchenwäldern mit Altholzanteil vor (Cuisin 1968, Zang & Heckenroth 1986, Mikusinski 1995). Die Buche ist als Höhlenbaum besonders gut geeignet, da sie sehr bruchbeständig ist und aufgrund ihres hohen Kronenansatzes einen freien Anflug im Höhlenbereich bietet (Lange 1986, Blume 1996, Meyer & Meyer 2001). Als Nahrungshabitat werden junge, aufgelockerte Fichtenbestände und Wälder mit ausreichend Tot- und Moderholz bevorzugt, da der Schwarzspecht sich vorwiegend von Holz bewohnenden Ameisen- und Käferlarven ernährt (Cuisin 1968, Zang & Heckenroth 1986, Mikusinski 1995). Der Nationalpark Harz ist mit 24.700 Hektar der größte Waldnationalpark Deutschlands (Niedersächsisches Umweltministerium 2007). Eine großflächige Revier- und Höhlenbaumkartierung im Jahr 2007 ergab einen Einblick in die Verbreitung und Höhlenökologie des Schwarzspechtes in diesem Gebiet.

Methoden

Das Untersuchungsgebiet, der niedersächsische Teil des Nationalparks Harz, umfasst eine Fläche von 15.800 Hektar (Abb. 1). Die Kartierung der Schwarzspechtreviere nach Südbeck et al. (2005) erfolgte jeweils in den submontanen Buchenwäldern (≤ 700 m ü NN) und in den montanen Fichtenforsten (> 700 m ü NN; Abb.2). Dabei waren die erfassten, aktuell genutzten Höhlenbäume ein wesentliches Kriterium für die Annahme eines Papierreviers.

Die detaillierte Aufnahme der Höhlenbaumcharakteristika konzentrierte sich auf die submontanen Bereiche, deren Anteil im Untersuchungsgebiet eine Fläche von 8.915 Hektar einnimmt und in denen der Besiedlungsschwerpunkt liegt. Auf Basis der erhobenen Daten wurde eine Analyse der Parameter Alter und Flächengröße durchgeführt. Zudem wurden deskriptive Merkmale der Höhlenbäume und Höhlen untersucht. Folgende Höhlenbaumparameter wurden erfasst: der Bruthöhendurchmesser, die Vitalitätsklasse (1 = gesund, 2 = sehr lichte Krone, 3 = absterbend,



Abb. 1: Nationalpark Harz, dunkelgrün: niedersächsischer Bereich, hellgrün: sachsen-anhaltischer Teil (<http://www.mdr.de/tiere/nationalparks/838464.html>)

4 = abgestorben), die KRAFT'sche Klasse (1 = vorherrschend, 2 = herrschend, 3 = gering, mitherrschend, 4 = beherrscht, unterdrückt, hier zusätzlich: abgebrochen, abgestorben) und das Vorhandensein von Stammschäden und Pilzkonsolen. Es wurden die Höhlenparameter Höhe der Höhle, Himmelsrichtung, Ansatzstelle der Höhle (z. B. in einem Stammschaden) und der Bearbeitungszustand (ob eine Höhle frische Bearbeitungsspuren aufwies) erfasst. Ferner wurde der Zustand der Höhlen erhoben (ob eine Höhle "ausgefaut" erschien oder ob es sich um einen Höhlenanfang handelte). Mittels "Kratzprobe" wurden einige Folgenutzer der Höhlen erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Revierkartierung

Der Schwarzspecht kommt in den submontanen Bereichen des Untersuchungsgebietes mit einer Dichte von 0,35 Brutpaaren (BP) pro km² vor. In den montanen Fichtenwäldern besitzt er eine Dichte von 0,07 BP/km².

Höhlenbaumparameter

Es wurden 148 Schwarzspecht-Höhlenbäume mit insgesamt 358 Höhlen erfasst. Alle Höhlen

befanden sich in der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L; Abb. 2). 90 % aller Höhlenbäume zählten zur Vitalitätsklasse Eins. In Bezug auf die KRAFT'sche Klasse gehörten 26 % der ersten, 45 % der zweiten, 21 % der dritten und 8 % der vierten Klasse an. Der minimale Bruthöhendurchmesser betrug 44 cm, der maximale 95 cm. Der Mittelwert lag bei 59 cm. 74 % der Höhlenbäume besaßen mechanische und/oder pathologische Stammschäden, entweder in Form einer Nekrose, eines Frost-, Blitz-, Schlagschadens oder einer fauligen Stelle. Diese Ergebnisse stützen die Theorie, dass ein potenzieller Höhlenbaum zwar äußerlich vital erscheint, aber dennoch mechanische oder pathologische Schädigungen aufweist (Blume 1996, Sikora 1997, Meyer & Meyer 2001).

Höhlenparameter

Die Höhlen befanden sich in einer Höhe von vier bis 23 Metern. Der Durchschnitt lag bei 12 Metern. Von den 385 Höhlen wurden 23 % als Höhlenanfänge und 13 % als ausgefauten Höhlen erhoben. 33 Höhlen wiesen frische Bearbeitungsspuren auf. 96 % der Höhlenansatzstellen waren in Stammbereichen mit mechanischen und/oder pathologischen Schäden oder in einem Astansatz angelegt.

Bestandesparameter

Das Alter der Höhlenbäume lag zwischen 114 und 200 Jahren, im Mittel bei 161 Jahren. Es zeichnete sich ein deutlicher Anstieg der Höhlenbaumdichte mit dem Bestandesalter ab. Eine überdurchschnittliche Höhlenbaumdichte

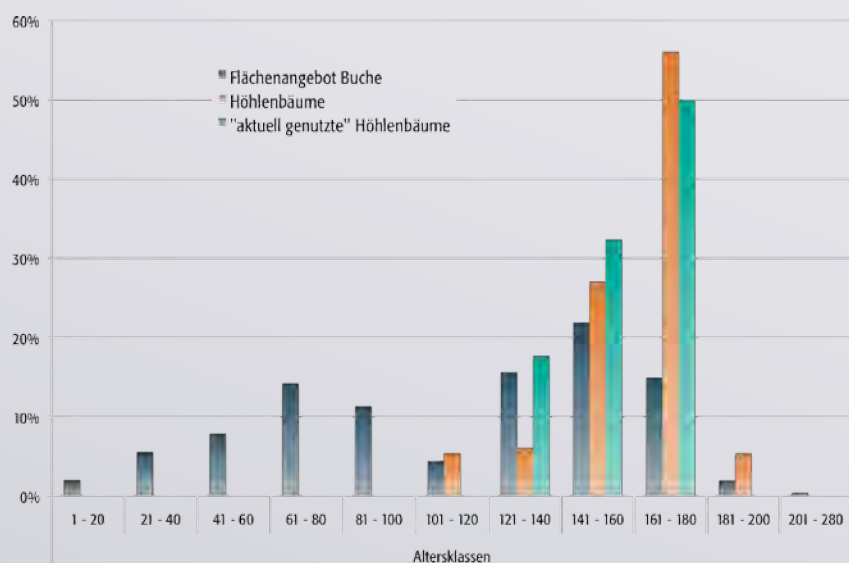


Abb. 3: Prozentuale Altersklassenverteilung des Buchenflächenangebotes, der Höhlenbäume und der "aktuell genutzten" Höhlenbäume (Höhlen mit frischen Bearbeitungsspuren).

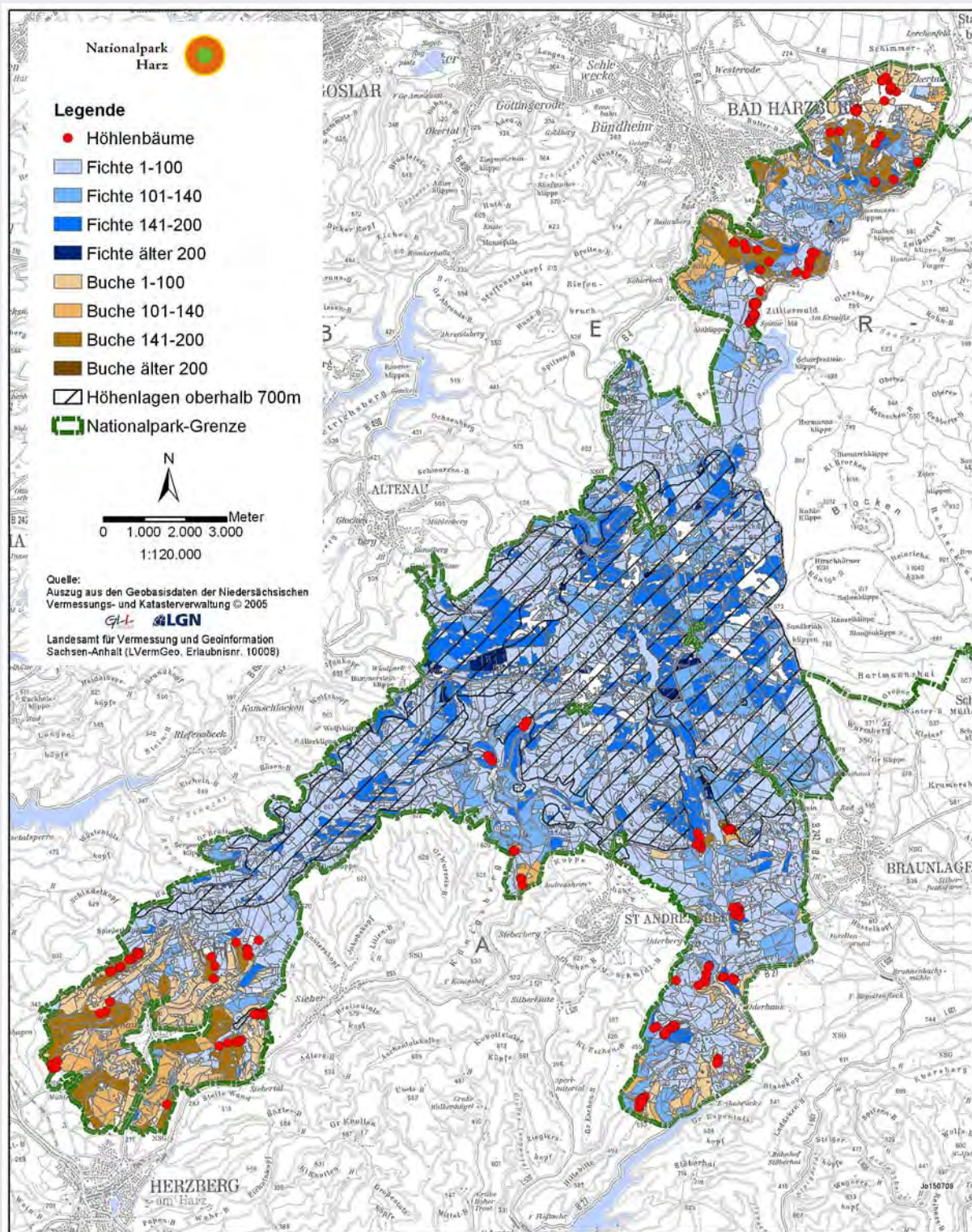


Abb. 2: Im Jahr 2007 kartierte Höhlenbäume, niedersächsischer Teil des Nationalparks Harz (schraffiert: > 700 m ü. NN).

(89 %) besaßen die Buchenflächen ab einem Alter von 141 Jahren. Der größte Höhlenbaumanteil befand sich in den 161- bis 180 jährigen Buchen (Abb. 3).

Bei Betrachtung der Höhlenbäume mit frischen Bearbeitungsspuren, welche Hinweise auf eine aktuelle Nutzung

geben, verschiebt sich die Verteilung tendenziell in die jüngeren Altersklassen. Bei einem Großteil der erfassten Höhlenbäume ist anzunehmen, dass es sich um aktuell nicht mehr genutzte Höhlenbäume handelt. Dennoch ist die aktuelle Nutzung in der Altersklasse von 161 Jahre bis 180 Jahren hoch (Abb. 3).

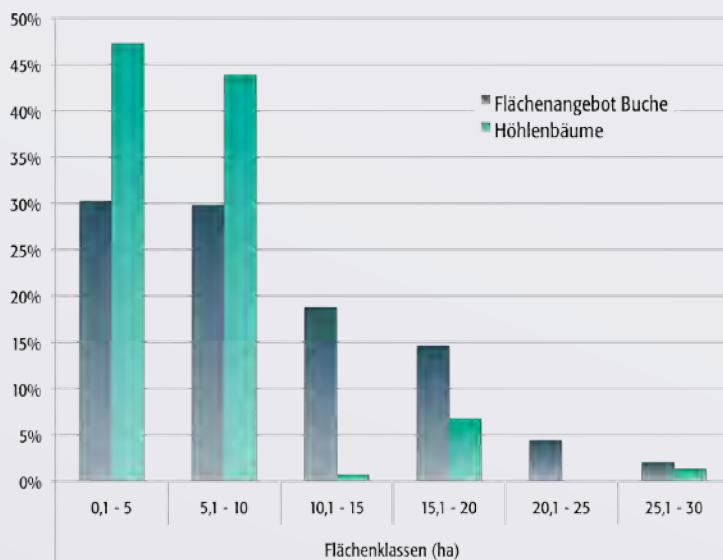


Abb. 4: Prozentuale Verteilung des Angebotes an Buchenfläche und der Höhlenbäume über die Flächenklassen in Hektar.

Die höchste Höhlenbaumdichte befand sich in den Buchenflächen, die über das wirtschaftliche Umtriebsalter (zwischen 100 und 150 Jahren) hinausgingen (Erlbeck et al. 1998). In den Buchenflächen mit einem Alter von 201 bis 280 Jahren, welche im Untersuchungsgebiet einen Flächenanteil von 0,06 % besitzen, befanden sich keine Höhlenbäume (Abb. 3). Möglicherweise ist dies auf die zu geringe Flächenausstattung oder eine ungeeignete Bestandesstruktur zurückzuführen. Das Bestandesalter der Buchenbestände gilt im Untersuchungsgebiet als bestimmender Faktor für die Höhlenbaumdichte.

Die kleinste Buchenfläche mit Schwarzspechthöhlen betrug 0,2 Hektar, die größte 26 Hektar. Der Durchschnitt lag bei 5 Hektar. Die kleineren Buchenflächen mit einer Größe



Hohltaube (*Columba oenas*) als Folgenutzer in einer Schwarzspechthöhle. Foto: Elena Ballenthien

unter 10 Hektar enthielten im Verhältnis zum Flächenangebot eine überdurchschnittliche Höhlenbaumdichte von 91 % (Abb. 4). Betrachtet man hingegen die Flächenanzahl anstelle der Flächen-summe, befinden sich in dieser Flächengruppe 92 % aller Buchenflächen

im Alter von 114 bis 200 Jahren. Die Größe der Buchenflächen wird daher als unbedeutender Faktor für die Höhlenbaumdichte im Untersuchungsgebiet eingeschätzt. Die Verbreitung der Höhlenbäume zeigt, dass große Buchenaltholzbestände überwiegend in den Randbereichen besiedelt wurden. Eine mögliche Erklärung stellt die größere Entfernung zu geeigneten Nahrungshabitaten in den Fichtenforsten dar (Abb. 2). Folglich scheinen die naturnahen Buchenwälder noch zu jung zu sein, um ausreichend Totholz als Nahrungsbasis aufzuweisen.

Arten- und Strukturvielfalt

Es wurden sieben Hohltauben (*Columba oenas* L.), ein Kleiber (*Sitta europaea* L.) und ein Waldkauz (*Strix aluco* L.) als Folgenutzer der Höhlen erfasst. Höhlenbäume der Altersklasse 160 bis 180 Jahre besaßen den größten Anteil an ausgefaulten Höhlen (75 %), Folgenutzern (60 %) und Pilzkonsolen (80 %). Diese alten Höhlenbäume bieten besondere Mikrohabitate für eine Vielzahl von xylobionten Arten. Die Ergebnisse deuten somit auf eine Zunahme des Struktureichtums im Waldökosystem durch alte Höhlenbäume hin. Diese können somit einen wichtigen Beitrag zur Biodiversität in Wäldern leisten und sind daher von besonders hohem Wert für den Naturschutz (Jarzabek 2006, Möller 2005).

Dank

Abschließend möchte ich allen herzlich danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein Dank gilt Thorsten Späth, Dr. Hermann Hondong, Prof. Dr. Matthias Schäfer, Prof. Dr. Michael Mühlenberg, den Nationalparkrevierleitern, den Mitarbeitern der Nationalparkwacht, den Mitarbeitern des Jugendwaldheims Brunnenbachsmühle, Katja John, Sven Löwenberg, Steffanie Bülow, Karin Ballenthien, Jana Ballenthien, Bernd Ballenthien, Juan Chang Olivas, Holger Günther und Jana Kirchhoff.

Literatur

- Blume, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Die neue Brehm-Bücherei. 5. überarb. Aufl. Westarp Wissenschaften. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 7 – 50.
- Cuisin, M. (1968): Essai d'une monographie du Pic noir. Oiseau et la Revue Francaise d'Ornithologie. Alauda.

- Erlbeck, R., I. E. Haseder & G. K. F. Stinglwagner (1998):** Das Kosmos Wald und Forstlexikon. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart.
- Jarzabeck, A. (2006):** Mulmhöhlen - Schatztruhen im Buchenwald - Seltene Strukturen für seltene Arten. LWF Aktuell. 53.
- Lange, U. (1996):** Brutphänologie, Bruterfolg und Geschlechterverhältnis der Nestlinge beim Schwarzspecht *Dryocopus martius* im Ilm-Kreis (Thüringen). Die Vogelwelt 117 (2): 47 – 56.
- Meyer, W., & B. Meyer (2001):** Bau und Nutzung von Schwarzspechthöhlen in Thüringen. Abh. Ber. Mus. Heineanum. 5. Sonderheft: 121 – 131.
- Mikusinski, G. (1995):** Population trends in black woodpecker in relation to changes in cover and characteristics of European forests. Ecography. 18 (4): 363 – 69.
- Möller, G. (2005):** Habitatstrukturen Holz bewohnender Insekten und Pilze. LÖBF-Mitteilungen, 3, 30 – 35.
- Ruge, K., & F. Brezendorfer (1981):** Biotopstrukturen und Siedlungsdichte beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege. Bad.-Württ. 20: 37 – 48.
- Sikora, L. (1997):** Naturschutz und naturnaher Waldbau - Der Schwarzspecht als Beispiel für eine Leitart im Ökosystem Wald. Unveröff. Diplomarbeit, FH Nürtingen.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder, C. Sudfeldt (2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- ZANG, H., & H. HECKENROTH (1986):** Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen - Tauben bis Spechtvögel. Naturschutz & Landschaftspflege Niedersachsen. Sonderreihe B. H. 2.7.

Elena Ballenthien
M.Sc. Biologische Diversität und Ökologie,
Georg-August-Universität Göttingen
Kreuzberggring 101
37075 Göttingen
Deutschland/Germany
elena.ballenthien@t-online.de

Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald

Norbert Sauberer, Eduard Hochbichler, Norbert Milasowszky,
Bellos Panagoitis, Leopold Sachslehner

Zusammenfassung

Im Zusammenhang mit der Diskussion um die verstärkte Nutzung von Waldbiomasse als erneuerbare Energiequelle veranlasste das Biosphärenpark Wienerwald Management eine Studie (download: http://epub.oeaw.ac.at/0xc1aa500d_0x0015cbfb.pdf), in deren Mittelpunkt zwei Fragen stehen: (1) Welches Potenzial zur Entnahme von Biomassen steht prinzipiell zur Verfügung? (2) Wie groß ist das Nutzungspotenzial, wenn Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit (z.B. Produktionsökologie, Sicherung der Biodiversität) angewandt werden?

Die Studie konzentriert sich auf Buchen- und Eichen-dominierte Wirtschaftswälder der Entwicklungs- und Pflegezone des Biosphärenparks Wienerwald. Die Quantifizierung der Biomassenvorräte, Biomassen-Kompartimentverteilungen und die Kalkulation des Biomassenentzugs erfolgte auf Basis von Schätzfunktionen der Einzelbaumbiomassen für permanente Buchen-Untersuchungsflächen (Forstamt Stift Heiligenkreuz) und für zwei Waldreviere (Weidlingbach und Stadlhütte) der Österreichischen Bundesforste AG anhand von Inventurdaten. Eine umfangreiche Literaturrecherche und Experten-Workshops bilden die Basis, um die Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität darstellen zu können.

In den unterschiedlich alten Buchen-Untersuchungsbeständen steigt der Derbholzanteil in Rinde (d.h. ≥ 7 cm Durchmesser) mit zunehmendem Bestandesalter von etwa 80 % (Alter 22 Jahre) auf 90 % (Alter 67 und 110 Jahre) an. In den Untersuchungsbeständen schwankt der stehende Totholzvorrat zwischen 7 und 14 Tonnen pro Hektar (t/ha) (2 bis 6 % der Bestandesbiomasse). Damit ergibt sich für die Buchenwuchsreihe ein Astanteil in Rinde von 15 – 20 %. Die Biomasseninventuren in den Revieren Weidlingbach und Stadlhütte ergeben einen geschätzten Astanteil in Rinde in den älteren Beständen von etwa 12 bis 19 %, der bei Nutzung über das Derbholz in Rinde hinaus als potenzieller Mehreinschlag zur Verfügung stünde. Durch die höheren Nährstoffgehalte in den Ästen und Zweigen im Vergleich zum Derbholz würde eine Realisierung der relativ geringen Mehrnutzungsmengen eine Beeinträchtigung des Produktionsvermögens bewirken



*Biodiversitätssicherung des Totholzmanagement im Wirtschaftswald erfordert langfristiges Denken und Handeln in allen Phasen der Waldbewirtschaftung. Zusätzliche Energieholzgewinnung aus dem Wald ist daher äußerst kritisch zu sehen. Im Bild am Projekt beteiligte Personen bei einer Beratung vor Ort.
Foto: Leopold Sachslehner*

und zu einer Veränderung der produktionsökologischen Voraussetzungen führen. Andererseits führt eine gezielte biodiversitätssichernde Totholzbewirtschaftung zu einer Verringerung des derzeit zur Verfügung stehenden Nutzungspotenzials. Von den bearbeiteten Organismengruppen (Moose, Pilze, Flechten, Gefäßpflanzen, Schnecken, Käfer, Vögel und Säugetiere) weisen alle außer Gefäßpflanzen enge Beziehungen zu Totholz auf. Von den charakteristischen Waldorganismen der jeweiligen Gruppen sind zwischen 20 bis über 50 % der Arten auf das Vorhandensein von Totholz angewiesen. Das bedeutet, dass Totholz ein entscheidender Faktor für die Sicherung der Biodiversität im Wald ist. Als Richtwert sollten im Biosphärenpark Wienerwald zwischen 5 – 10 % des Vorrats (vornehmlich Buche, Eiche und andere Laubhölzer) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen, um für die Mehrzahl der Totholzorganismen eine durchgängige Totholzmatrix im Wirtschaftswald in Kombination mit den bestehenden Kernzonen zu gewährleisten. Der Weißrückenspecht wird als Schirm- und Indikatorart für die Vielfalt der Totholzbewohner im Wienerwald dargestellt. Unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit (Sicherung der Biodiversität, Erhaltung des produktionsökologischen Potenzials für die Nutzholzproduktion) wird zusammenfassend empfohlen das Biomassen-Mehrnutzungspotenzial durch Waldhackgutgewinnung nicht zu realisieren.

Einleitung

Die verstärkte Förderung erneuerbarer Energiequellen ist ein wichtiges umwelt- und energiepolitisches Ziel. Allerdings wirft die Nutzung und steigende Nachfrage nach heimischer Biomasse zur energetischen Verwertung zahlreiche Fragen auf. Einerseits entsteht eine Konkurrenzsituation zu herkömmlichen Nutzungsformen, andererseits kann eine verstärkte Nutzung im Widerspruch zu einer ökologisch nachhaltigen Bewirtschaftung stehen, insbesondere in Waldökosystemen. Auch der Wald im Biosphärenpark Wienerwald wird als potenzielle Energieholzressource betrachtet. Dies veranlasste das Biosphärenpark Wienerwald Management die vorliegende Studie anzuregen und zu unterstützen, deren Kurzfassung hier (geringfügig verändert) vorgelegt wird. Die gesamte Studie inklusive der benutzten Literaturquellen und Expertensaussagen steht unter http://epub.oeaw.ac.at/0xc1aa500d_0x0015cbfb.pdf zum Download bereit. Folgende zwei Fragen stehen im Zentrum der Bearbeitung:

1. Welches Potenzial zur Entnahme von Biomassen steht prinzipiell zur Verfügung?
2. Wie groß ist das Nutzungspotenzial, wenn Kriterien der ökologischen Nachhaltigkeit (z.B. Produktionsökologie, Sicherung der Biodiversität) angewandt werden?

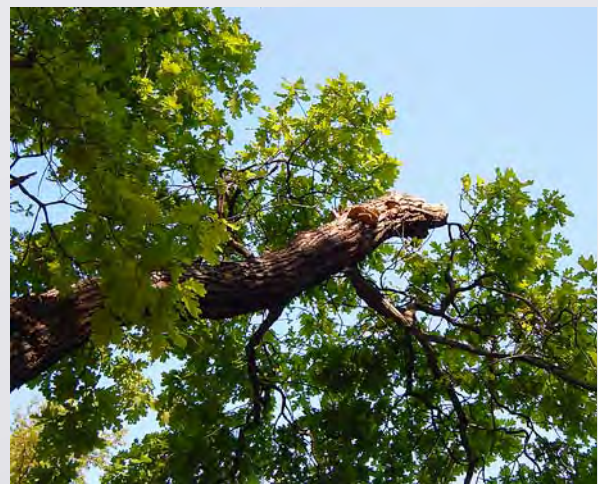
Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

Die Studie konzentriert sich auf das Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald und hier wiederum auf die Wirtschaftswälder der Entwicklungs- und Pflegezone. Nur Buchen- und Eichen-dominierte Bestände konnten berücksichtigt werden.

Die Quantifizierung der Biomassenvorräte, Biomassen-Kompartimentverteilungen und die Kalkulation des Biomassenentzugs erfolgte auf Basis von Schätzfunktionen der Einzelbaumbiomassen für permanente Buchen-Untersuchungsflächen des Forstamts Stift Heiligenkreuz und für zwei Waldreviere der Österreichischen Bundesforste AG (Weidlingbach und Stadlhütte) anhand von Inventurdaten. Eine umfangreiche Literaturrecherche und Experten-Workshops bilden die Basis, um die Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität darzustellen und quantifizieren zu können.

Biomassenvorräte und Kompartimente in ausgewählten Revieren des Wienerwaldes

Basierend auf Schätzfunktionen für die wichtigsten Baumarten im Wienerwald wurden neben den biometrischen Bestandeskennzahlen die Biomassenverhältnisse für vier Buchenbestände im Wienerwald (Chronosequenzreihe Heiligenkreuz mit Bestandesalter 22, 40, 67 und 110 Jahre; Hochbichler et al. 1994, Hochbichler 2002) und für ein Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte der ÖBf AG) berechnet. Für die Buchenbestände der Chronosequenzreihe Heiligenkreuz, welche bisher schwach niederdurchforstet worden waren, lag der stehende Totholzanteil (Dürrlinge) bei rund 3 bis 17 m³/ha Schaftholzvolumen in Rinde oder 7 bis 12 t/ha Biomasse. Aus den Kompartimentverteilungen der Biomassen ist ersichtlich, dass ab dem Stangenholzstadium



Eichen weisen mit zunehmendem Alter vermehrt „Totholz am lebenden Baum“ auf. Foto: Leopold Sachslehner

der Anteil des Schaftholzes in Rinde zwischen 80 und 85 % liegt. Astholzmengen, welche potenziell für die Erzeugung von Waldhackgut zur Verfügung stünden, nehmen nur rund 15 – 20 % der Bestandesbiomassen ein. Insgesamt schwanken die durchschnittlichen altersbezogenen Zuwächse in diesen Beständen zwischen 5,4 und 6,8 t/ha/y. Ein ähnliches Bild der Kompartimentverteilungen ergibt sich auch bei Betrachtung von Buchen- und Eichenbeständen nach den Ertragstafelmodellen sowie der analysierten Waldbestände im Untersuchungsgebiet (Reviere Weidlingbach und Stadlhütte). Diese weisen ein weitgehend ausgeglichenes Altersklassenverhältnis bis zum Alter von 120 Jahren auf, der Anteil älterer Bestände über 140 Jahre liegt bei nur 14 %. Bei dominierender Buche (63 % des Vorrats) beträgt die mittlere Stammzahl pro Hektar im Durchmesserbereich über 50 cm 12 Bäume/ha.

Dies entspricht einem Vorrat von 45 m³/ha Schaftholz-volumen in Rinde. Die durchschnittlichen Vorräte in den 100 bis 140 Jahre alten Beständen liegen bei rund 540 m³/ha und 400 t/ha. Insgesamt schwankt der mittlere Astholzzrindenanteil der älteren Bestände zwischen 12 und 19 %. Bezüglich einer allfälligen Nutzung des Astmaterials als Waldhackgut ist aber darauf hinzuweisen, dass bei einer über die konventionelle Holznutzung hinausgehende Entnahme von Biomasse die produktionsökologischen Voraussetzungen beeinträchtigt werden.

Bedeutung des Totholzes für die Sicherung der Biodiversität: Ergebnisse aus Literatur-recherche und Expertenbefragung

Auffallend ist die geringe Anzahl an Studien, die in Buchenwäldern bisher durchgeführt wurden. Die meisten wissenschaftlichen Arbeiten stammen aus den borealen Fichtenwäldern Skandinaviens oder aus Nordamerika. Aus Österreich bzw. dem Wienerwald gibt es nur eine sehr geringe Anzahl rezenter bzw. relevanter wissenschaftlicher Arbeiten zum Thema Totholz und Biodiversität.

Pilze: Alle bisher veröffentlichten Studien weisen auf die herausragende Bedeutung des Totholzes für die Aufrechterhaltung der Artenvielfalt der Pilze hin. Obwohl die meisten Arbeiten aus Skandinavien stammen und überwiegend Fichtenwälder betreffen, wurden in den letzten Jahren auch einige wissenschaftliche Untersuchungen in Buchenwäldern durchgeführt, v.a. in Dänemark. Totholzmenge und Zersetzungsstadium sind entscheidend für den Artenreichtum der Totholz-Pilze. Während der mittleren Zersetzungsstadien ist der Nischenreichtum und damit auch die Artenvielfalt der Totholz-Pilze am größten. Einige Studien untersuchten die Frage, wie wichtig grobes Totholz (über 20 cm Durchmesser) im Vergleich zu feinerem ist. Die Ergebnisse sind recht überraschend: Auch auf Aststreu gibt es einen großen Artenreichtum an Totholz-Pilzen. Auf grobem bzw. feinem Totholz existieren sich ergänzende Artengarnituren. Viele besonders seltene und damit auch gefährdete Arten sind aber ausschließlich auf grobem Totholz anzutreffen.

Flechten: Bisher liegen nur wenige wissenschaftliche Studien mit einem entsprechenden, statistisch abgesicherten Design vor. Die beste Arbeit stammt aus Estland und wurde an Fichte, Rotföhre, Birke und Schwarzerle durchgeführt. Etwa ein Viertel aller in dieser Studie registrierten Flechtenarten kam ausschließlich auf Totholz vor. Eine in



Frisch abgestorbene Buche im Wienerwald – die Besiedlung durch Totholzbe-wohner hat längst begonnen. Foto: Leopold Sachslehner

Buchenwäldern durchgeführte Studie gibt es bisher leider noch nicht. Indirekt kann man aus Gebietsmonographien und lokalen Flechteninventuren auf die Wichtigkeit des Substrates Totholz für die Flechten schließen. So wurden im knapp 50 Hektar großen Naturwaldreservat Rohrach in Vorarlberg von 118 Flechtenarten 13,6 % (16 Arten) ausschließlich auf liegendem oder stehendem Totholz registriert. Für knapp 35 % (41 Arten) ist Totholz ein wesentliches Substrat.

Moose: Ähnlich wie bei den Flechten existiert ein reiches Spektrum an Expertenwissen, aber ökologische Studien mit einem klaren Design sind rar bzw. fast ausschließlich in anderen Waldtypen gemacht worden. Zwischen Wirtschaftswäldern und naturnahen Wäldern bestehen deutliche Unterschiede in der Vielfalt und Häufigkeit totholzbesiedelnder Moose. Naturnahe Wälder oder gar Urwälder sind deutlich reicher an Moosen. Wenn genügend grobes Astmaterial liegen bleibt, können aber auch Wirtschaftswälder einen gewissen Artenreichtum aufweisen. Eine in vier naturnahen ungarischen Buchenwäldern durchgeführte Studie konnte elf auf Totholz angewiesene Moosarten finden. Sieben weitere Arten bevorzugten Totholz. Besonders die späteren Zersetzungsstadien sind für manche Moosarten essenziell; Harald Zechmeister nannte

beim Expertenworkshop u.a. folgende speziell auf Totholz angewiesene Gattungen: *Nowellia*, *Lophozia* und *Buxbaumia*. In Nadelwäldern durchgeführte Studien weisen auf die Wichtigkeit von Bachkorridoren für Häufigkeit und Artenvielfalt der Totholz-Moose hin. Dies wird durch den Standortsfaktor Feuchtigkeit und einer besseren Durchlässigkeit bzw. Migrationsmöglichkeit entlang der Fließgewässer erklärt.

Gefäßpflanzen: Derzeit gibt es keine Hinweise bzw. Studien, dass Totholz ein bestimmender Faktor für die Vielfalt der Gefäßpflanzen in Buchenwäldern ist. Totholz spielt nur indirekt eine Rolle, in dem es die Verteilung der Gefäßpflanzen beeinflusst.

Schnecken: In den wenigen bisher publizierten Studien wird Totholz als bedeutender Faktor für die Vielfalt und Individuenzahl der Schnecken erachtet. Heike Kappes führte hierfür beim Expertentreffen folgende Gründe an: größere Strukturvielfalt, bessere Speicherung der Feuchtigkeit, akkumulierte und länger liegenbleibende Laubstreu und damit ein gesteigertes Nahrungsangebot für Schnecken. Eine Studie in einem bodensauren Buchenwald in Deutschland konnte einen signifikanten Anstieg der Artenvielfalt bei einem Volumen von mehr als 15 m³/ha stark zersetztem Totholz feststellen.

Käfer: Als (sapro)xylobionte (Holz bewohnende) Käfer werden alle Arten definiert, die sich am oder im Holz jeglicher Zustandsformen und Zerfallsstadien einschließlich der Holz bewohnenden Pilze reproduzieren bzw. sich während des überwiegenden Teils ihrer individuellen Lebensspanne dort obligatorisch aufhalten. In Deutschland und Österreich sind 1.377 Arten (das sind rund 25 % aller Käferarten) aus 70 Familien obligatorische Totholzbewohner. Rund 60 % der Totholzkäfer in Deutschland gelten als gefährdet und stehen auf der Roten Liste. Insgesamt acht Käferarten (davon zwei prioritär) der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie sind auf Totholz als Substrat angewiesen. 115 Arten sind sogenannte Urwaldrelikte, deren Populationen stark im Rückgang begriffen oder bereits ausgestorben sind und daher in Mitteleuropa nur noch reliktsch vorkommen. Weitere Charakteristika dieser Reliktarten sind die Bindung an Strukturkontinuität bzw. Habitattradition (das ist die Kontinuität eines Waldes bzw. Baumbestandes hinsichtlich seiner Baumartenzusammensetzung und seines Totholz- und Strukturangebots), Kontinuität der Alters- und Zerfallsphasen im Bestand so-

wie hohe Ansprüche an Totholzqualitäten und -quantitäten. 54 der 115 Urwaldreliktsarten sind besonders eng an Urwälder gebunden. Deren Populationen benötigen eine in Mitteleuropa aktuell nur mehr selten realisierte Faktorenkombination: große Waldflächen, seltene Holzpilze, starke Totholzdimension, hohes Baumalter, Besonnung der Bestände sowie späte Totholz-Sukzessions-Stadien. Von 20 der 115 Urwaldreliktsarten liegen z.B. aus Deutschland keine rezenten Nachweise mehr vor. Hinsichtlich der Nutzung der Ressource Totholz bzw. der Bindung einer Art an Alter, Zersetzungsgrad oder Zersetzungsstrukturen kann man fünf Substratgilden unterscheiden: (1) Frischholzbesiedler, (2) Altholzbesiedler, (3) Mulmhöhlenbesiedler, (4) Holzpilzbesiedler, und (5) xylobionte Sonderbiologen. Unter den Urwaldreliktsarten ist der Anteil der Mulmbewohner sehr hoch. Tatsächlich stellen Höhlen in dicken, lebenden Bäumen sehr stabile Habitate bzw. stabile Mikrohabitate für Insekten dar, die für manche Käfer für über hundert Jahre geeignete Lebensbedingungen bieten. Da die anspruchsvollen Totholzkäfer an stabile Verhältnisse angepasst und daher nur schlecht mobil sind, sind sie nicht nur durch den Verlust ihrer Lebensräume, sondern auch von den Folgen der Habitatfragmentierung betroffen. Neben der Isolation ihrer Populationen wird die xylobionte Käferfauna in Buchen-Wirtschaftswäldern vor allem durch folgende Faktoren beeinflusst: (1) Alter des Bestandes, (2) Bewirtschaftungsgeschichte, (3) Totholzangebot (z.B. Milieufaktoren, Dimension), (4) Holzpilzdiversität, (5) Baumartenzahl (z.B. hoher Eichenanteil), (6) Grad der Auflichtung (z.B. für Habitatwechsel zwischen Juvenilen und Adulten ist oft eine Kombination an sonnenstandigen Totholzobjekten und blütenreichen Strukturen in der Fläche sehr förderlich), (7) Anzahl hohler Bäume. Je älter ein Baum wird, desto vielfältiger wird sein Strukturangebot. Zu wichtigen und wertvollen Mikrohabitaten für xylobionte Käfer an Bäumen zählen u.a. Blitzzinnen, Zwieselabrisse, Schürfstreifen- und Schürfrinnen, Starkastausrisse und Teilkronenbrüche, Totastlöcher bzw. Stümpfe, verpilzte Areale, Höhlen, Mulmtaschen in lebenden Kronenästen, oder austrocknende und abgestorbene Kronenteile.

Die Diversität der Totholz bewohnenden Käfer steigt mit der Totholzmenge; bei geringen Totholz-Quantitäten ist ein rascher Anstieg, bei höheren nur mehr ein langsamer festzustellen. Ein konkreter Schwellenwert lässt sich nur schwer definieren, da anspruchsvolle Arten sehr hohe Totholz mengen benötigen.

Vögel: Es existiert eine umfangreiche Literatur, aus der die Bedeutung von Totholz für zahlreiche Vogelarten, insbesondere für Holz bewohnende Arten wie Spechte, hervorgeht. Totholz ist für Vögel (1) Nahrungsbiotop (v.a. Arthropoden in und an Totholz), (2) Brutraum, Schlafplatz und Versteck (Höhlen, lose Rinde) sowie (3) Singwarte, Balz- und Trommelplatz (Resonanzholz). Qualität und Quantität des Totholzes gelten generell als ein elementarer Faktor für die Artenzusammensetzung und Abundanz der Brutvogelgemeinschaft des Waldes. Größte Bedeutung wird stehendem Totholz (Baumruinen oder Dürrlin-



Halsbandschnäpper – ein typischer Sekundärhöhlenbrüter totholzreicher Wirtschaftswälder im Wienerwald. Foto: Josef Trauttmansdorff

gen, Baumstümpfen, Totästen, absterbenden Baumteilen) beigemessen, aber auch liegendes Totholz ist z.B. für die Nahrungssuche und den Nestbau wichtig. Neben dicken Totholzstämmen hat auch schwaches Totholz, etwa für die Nahrungssuche des Weißrückenspechtes (*Dendrocopos leucotos*) oder Grauspechtes (*Picus canus*), hohe Bedeutung. Ständig auf Totholz sind Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Grauspecht, Weißrückenspecht und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) angewiesen, saisonal und regional unterschiedlich dagegen Grünspecht (*Picus viridis*), Buntspecht (*Dendrocopos major*), Blutspecht (*D. syriacus*), Mittelspecht (*D. medius*) und Kleinspecht (*D. minor*). Mit steigendem Totholzanteil nimmt die Siedlungsdichte von Holz bewohnenden Vogelarten zu.

Eine große Zahl von sekundären Höhlen- und Halbhöhlenbrütern bzw. Baumnischenbrütern profitiert von einem hohen Totholz-, Spechthöhlen- und Faulhöhlenangebot. Dazu gehören unter anderem Hohltaube (*Columba oenas*), einige Eulenarten, Meisenarten, Kleiber (*Sitta europaea*), Baumläufer und insbesondere auch Fliegenschnäpper. Das Höhlenangebot für diese Arten steigt auch mit dem Bestandesalter.

Das Gesamtgebiet des Wienerwaldes, dessen Avifauna durch Arten der collinen und montanen Laubwaldstufe geprägt ist, weist inklusive unregelmäßiger Brutvögel rund 128 Vogelarten auf, von denen nach einer ersten Einschätzung mindestens 72 Arten (56,3 %) direkt

(Totholznutzung) und/oder indirekt (Lichtungsbildung, innere Waldränder, Flug- und Jagdmöglichkeiten) von Totholzstrukturen profitieren. Für mindestens 28 Vogelarten (23,3 %) ist Totholz im Wienerwald von essenzieller Bedeutung. Für den Wienerwald existieren einzelne vergleichende bzw. autökologische Studien zu Buntspecht, Mittelspecht, Kleiber und Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*), die auch für dieses Gebiet eine hohe Bedeutung von Totholz als Nahrungs- und Jagdbiotop, als Neststandort (Bruthöhlen und -nischen) sowie als Balzplatzstruktur belegen (z.B. Schmalzer 1990, Sachslehner 1992, 1995). Als totholzabhängige Indikatorarten für die Laubwälder des Wienerwaldes besonders herauszustreichen sind Weißrückenspecht, Mittelspecht, Kleinspecht, Halsbandschnäpper und Zwergschnäpper (*Ficedula parva*).

Dabei ist der Mittelspecht, sowie in abgeschwächter Form auch Kleinspecht und Halsbandschnäpper, in den Wirtschaftswäldern auf eichenreiche Bestände angewiesen. Eichen weisen im vitalen Zustand mehr Totholzstrukturen als lebende Buchen auf, des Weiteren bietet ihre grobe Borke generell Stammabsuchern im Vergleich zur glattborrigen Buche bessere Nahrungserwerbsmöglichkeiten. Wie aus der Literatur hervorgeht (Hertel 2003, Winter et al. 2005, Schumacher 2006), kann der Mittelspecht weitgehend reine Buchenwälder erst im Alter von etwa 200 Jahren besiedeln, wenn die Borke der Buche grobrisig wird. Die Totholznutzung durch den Mittelspecht spielt generell bei zunehmendem Buchenanteil bzw. abnehmendem

Eichenanteil eine immer bedeutendere Rolle. Für den Wienerwald kann ein Richtwert von 155 vfm/ha an (Alt-) Eichen (lebender Vorrat) gelten, damit pro 10 Hektar eine besetzte Bruthöhle möglich ist. Dieser Wert entspricht 80 Eichen pro Hektar mit einem durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser von 43 cm und einer durchschnittlichen Höhe von 25 m (et al. 2001).

Der vorwiegend an Buchenwälder gebundene Weißrückenspecht benötigt besonders hohe Mengen an Totholz. Nach einer Studie im Ötscher-Dürrenstein-Gebiet (Frank 2002) waren dort in seinen Revieren durchschnittlich 58 m³/ha Totholz vorhanden. Nach Manton et al. (2005) sollen großflächig mindestens 20 m³/ha Totholz gegeben sein, damit mit einem Weißrückenspecht-Vorkommen gerechnet werden kann.

Im Wienerwald liegt der Vorkommensschwerpunkt des Weißrückenspechtes weitgehend in Buchenhallenbeständen und Buchen-Eichenmischwäldern. Der Brutbestand für den gesamten Wienerwald wird mit mindestens 25 – 35 Brutpaaren angegeben, die sich auf eine Fläche von ca. 1.000 km² verteilen (Zuna-Kratky 1994, Zuna-Kratky & Berg 1995). Der Weißrückenspecht wird nur dort angetroffen, wo es auffälligerweise mehr Totholz gibt, und zwar in Altbeständen, entlang von Gräben und in Hanglagen sowie an nicht aufgearbeiteten Windwurfnestern. Neben stehendem Totholz ist auch hier dickstämmiges liegendes Totholz von großer Bedeutung.

Säugetiere: Für Säuger gibt es aus dem (mittel-)europäischen Raum erst wenige Arbeiten, die sich näher mit der Bedeutung von Totholz für diese Tiergruppe auseinandersetzen (z.B. Suter & Schielly 1998, Meschede & Heller 2000). Bei Rötelmäusen (*Chlethrionomys glareolus*) und Gelbhalsmäusen (*Apodemus flavicollis*) konnten Präferenzen für Flächen mit Reisig, Fallholz und Baumstümpfen ermittelt werden. Generell ist liegendes Totholz ein Habitatelement, das besonders für Kleinsäuger eine enorme Strukturierung am Waldboden bewirken kann (u.a. Anlage von Bauen). Stehendes Totholz ist ein wichtiges Tages- und Winterquartier für Fledermäuse und Schläfer. Als Quartiere für Fledermäuse sind im Wald Hohlräume in Bäumen, verursacht durch Fäulnis und Spechte sowie Spalten hinter abstehender Rinde von hoher Bedeutung. Bezogen auf den Wienerwald können hier, wie in anderen laubwalddominierten Waldgebieten Mitteleuropas, Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) und Mopsfledermaus

(*Barbastella barbastellus*) als besondere Zielarten des Naturschutzes fungieren. Die Mopsfledermaus bewohnt nahezu ausschließlich Rindenspalten, die Bechsteinfledermaus braucht großflächig strukturreichen Laubwald, wobei ein Quartierangebot von mindestens 25 Baumhöhlen pro Hektar Altbestand bzw. mehr als 7 Höhlenbäume/ha vorhanden sein sollten. Für den Fledermausschutz werden 10 % Totholzanteil für ausreichend gehalten (Meschede & Heller 2000). Aufgrund des häufigen Quartierwechsels empfehlen sich größere Altholz- und Totholzinseln.

Resümee: Bedeutung des Totholzes für die Biodiversität und empfohlene Maßnahmen

Von den bearbeiteten Organismengruppen Moose, Pilze, Flechten, Gefäßpflanzen, Schnecken, Käfer, Vögel und Säugetiere weisen alle außer Gefäßpflanzen enge Beziehungen zu Totholz auf. Von den charakteristischen Waldorganismen der jeweiligen Gruppen sind zwischen 20 und über 50 % der Arten auf das Vorhandensein von Totholz angewiesen. Das bedeutet, dass Totholz ein entscheidender Faktor für die Sicherung der Biodiversität im Wald ist. Aufgrund theoretischer Überlegungen lässt sich für die Biodiversität im Allgemeinen kein eindeutiger Schwellenwert für den Wirtschaftswald angeben, da bestimmte Arten hohe Totholzmengen benötigen, die nur in Urwäldern zu finden sind. Daher führt für diese Arten kein Weg an einer Ausweisung von Totalreservaten vorbei bzw. müssen für sie spezielle Artenschutzmaßnahmen gesetzt werden. Trotzdem kann auf Basis vorliegender Studien eine Empfehlung für Wirtschaftswälder gegeben werden. Als Richtwert sollten im Biosphärenpark Wienerwald zwischen 5 und 10 % des Vorrats (vornehmlich Buche, Eiche und andere Laubhölzer) als Totholzanwärter oder Totholzbäume zur Verfügung stehen. Damit dürfte für die Mehrzahl der Totholzorganismen eine durchgängige Totholzmatrix im Wirtschaftswald in Kombination mit den bestehenden Kernzonen gewährleistet sein.

Konkrete Empfehlungen für die Waldbewirtschaftung in den Pflege- und Entwicklungszonen des Biosphärenparks Wienerwald werden für stehendes und liegendes Totholz, Waldpflege und Durchforstung, Waldverjüngung und Ernte gegeben. Anreicherung von Totholz im Wald kann einerseits durch Naturschutz-Maßnahmen, wie das Belassen von Einzelbäumen (Totholzanwärter), Baumgruppen (Altholzinseln), Beständen (Naturwaldzellen) oder die Ausweisung von Gebieten („Kernzonen“), andererseits durch waldbauliche Maßnahmen erfolgen. Zudem sollte

großer Wert auf die Erhaltung von forstwirtschaftlich wenig attraktiven Bäumen wie z.B. Pionier-, Zwiesel-, Pilz- oder Höhlenbäumen gelegt werden.

Obwohl nicht Gegenstand der vorliegenden Studie zeigt ein Beispiel aus Nordrhein-Westfalen, dass die außer Nutzung Stellung von Bäumen mit geringem wirtschaftlichen Wert durchführbar ist. In diesem konkreten Fall konnten damit 7 % des Holzvorrats für die Totholzbewohner sichergestellt werden.

Für die Buchenwälder eignet sich der Weißrückenspecht als Indikator- bzw. Schirmart („indicator“ und „umbrella species“). Dies bedeutet: der Weißrückenspecht kann als charismatische Art auch ein reiches Vorkommen anderer spezialisierter, aber unscheinbarer Totholz-Spezialisten indizieren.

Unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit (Sicherung der Biodiversität, Erhaltung des produktionsökologischen Potenzials für die Nutzholzproduktion) wird zusammenfassend empfohlen, das Biomasse-Mehrnutzungspotenzial durch Waldhackgutgewinnung nicht zu realisieren.

Summary

Sustainable management of forest biomass in the Wienerwald biosphere park

Promotion of renewable energies through taxes and subsidies is an important goal in environmental and energy policy. However, the use and increasing demand for solid biomass in Austria raises several questions. First, the use of biomass requires large amounts of land which otherwise could be used for other purposes (e.g. food production) or left as undeveloped land. Secondly, increasing biomass production might be in contradiction with sustainable management, especially in forest ecosystems. As a matter of fact, the forests of the Wienerwald biosphere park are considered as a potential energy wood resource. This has stimulated the management group of the Wienerwald biosphere park to initiate and foster the present study (download under: http://epub.oeaw.ac.at/0xc1aa500d_0x0015cbfb.pdf). Two questions will be addressed: (1) What is the potential wood amount available for biomass withdrawal? (2) How much of this potential can be used under sustainability constraints (e.g. production ecology, maintenance of biodiversity)?

Our study focuses on the area of the Wienerwald biosphere park, especially on managed forests in the buffer and transition zone. Only beech and oak dominated stands are considered for the investigation. The calculation of the biomass stocks, distribution of biomass compartments and biomass removal for permanent experimental plots for beech (Stift Heiligenkreuz) and two forest districts (Österreichische Bundesforste AG) was based on the relationship between single tree biomass functions and inventory data. An extensive literature review and an expert survey were conducted to assess the significance of dead wood for biodiversity conservation.

Within the beech stands (age 22 to 110 years) the share of the wood in bark diameter more than 7 cm increases from 80 % (stand age 22 year) to 90 % (age 67 and 110 years). The standing dead biomass of these „low thinned“ stands is about 7 to 14 tons/ha (2 to 6 % of the total above ground biomass). Therefore for the beech growth series the share of branch biomass in bark varies between 15 and 20 %. For the forest districts Weidlingbach and Stadlhütte the share of branch biomass in bark is about 12 to 19 %, which could be considered as an additional harvesting volume. But the moderate increase in possible yield of biomass by harvesting more than the conventional wood in bark more than 7 cm diameter would also increase the nutrient removal considerably. Therefore, harvesting techniques are an important factor in nutrient management. A target-orientated biodiversity saving management of the dead wood will decrease the potential of harvesting volume.

Except vascular plants, all taxa examined in this study (bryophytes, fungus, lichens, gastropods, beetles, birds, mammals) are significantly related to dead wood. Concerning the set of forest dependent species 20 to 50 % of species depend on the presence of dead wood in forest ecosystems. Particularly, considerable numbers of saproxylic species can be found in beetles (approximately 1,400) and fungus (over 2,000). This means, that dead wood is an important key structure for the maintenance of forest biodiversity. However, there is no general threshold for the occurrence of saproxylic species in managed forest, because species differ in their demands for dead wood quantity and quality; particularly those saproxylic species are highly susceptible to low dead wood volumes which require developmental phases of old-growth or primeval forests („Urwälder“). The survival of such species might only be ensured through forest reserves or species spe-

cific management programs. Nevertheless, based on the present study we can give some recommendations for dead wood management in managed forests. As a standard or reference value we propose that 5 – 10 % of the growing-stock volume (especially beech, oak) must consist of “dead wood candidates” or dead trees. Most of the saproxylic species will benefit from such a dead wood matrix which also ensures the connectivity between the existing core areas in the Wienerwald biosphere park. A list of recommendations and measures to reach this goal is presented. Accumulation of dead wood in managed forests can be done through conservation measures, like sparing of single trees (“dead tree candidates”), groups of old trees (“Altholzinseln”), tree stands (“natural forest cells”) or forest areas (“core areas” in biosphere parks). Moreover, trees which are of less or no importance for forestry, such as pioneer trees, trees exhibiting fungus, cavities or growth defects and damages, should be preserved in any case.

The White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) which is considered as a flagship, umbrella and indicator species in the Wienerwald biosphere park is presented in detail.

Considering sustainability (safeguarding biodiversity and maintenance of sustainable ecological processes for timber production) we recommend not to realize the potential of branch material for energy use.

Literatur

- Frank, G. (2002):** Brutzeitliche Einnischung des Weißrückenspechtes *Dendrocopos leucotos* im Vergleich zum Buntspecht *Dendrocopos major* in montanen Mischwäldern der nördlichen Kalkalpen. *Vogelwelt* 123: 225 – 239.
- Hertel, F. (2003):** Habitatnutzung und Nahrungserwerb von Buntspecht *Picoides major*, Mittelspecht *Picoides medius* und Kleiber *Sitta europaea* in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenwäldern des nordostdeutschen Tieflandes. *Vogelwelt* 124: 111 – 132.
- Hochbichler E. (2002):** Vorläufige Ergebnisse von Biomasseninventuren in Buchen- und Mittelwaldbeständen. In: Dietrich, H.-P., Raspe, S., Preuhsler, T. (Eds.), *Inventur von Biomasse- und Nährstoffvorräten in Waldbeständen*. Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 186, LWF, München, pp. 37 – 46.
- Hochbichler, E., N. Putzgruber, A. Krapfenbauer (1994):** Biomassen- und Nährstoffuntersuchungen in einem 40-jährigen Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.). *Cbl. f.d. ges. Forstwes.*, 111. Jg. (1), S. 1 – 22.
- Manton, M.G., P. Angelstam, G. Mikusinski (2005):** Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data. *Landscape Ecology* 20: 827 – 839.
- Meschede, A., K.-G. Heller (2000):** Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz* 66: 1 – 374.
- Michalek, K.-G., J.-A. Auer, H. Grossberger, A. Schmalzer, H. Winkler (2001):** Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. *Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum* 5: 31 – 58.
- Sachslehner, L.M. (1992):** Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (*Muscicapinae* s. str.) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. *Egretta* 25: 121 – 153.
- Sachslehner, L.M. (1995):** Reviermerkmale und Brutplatzwahl in einer Naturhöhlen-Population des Halsbandschnäppers *Ficedula albicollis* im Wienerwald, Österreich. *Vogelwelt* 116: 245 – 254.
- Schmalzer, A. (1990):** Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbverhalten von Buntspecht (*Picoides major*), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Kleiber (*Sitta europaea*) in Beziehung zur Vegetationsstruktur. Diplomarbeit, Universität Wien, 85 pp.
- Schumacher, H. (2006):** Zum Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Avifauna von Rotbuchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Dissertation, Universität Göttingen.
- Suter, W., B. Schielly (1998):** Liegendes Totholz: Ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatsqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 149: 795 – 807.
- Winter, S., M. Flade, H. Schumacher, E. Kerstan, G. Moeller (2005):** The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1 – 2): 127 – 144.
- Zuna-Kratky, T. (1994):** Die Bedeutung von Naturwaldreservaten im Wienerwald für bedrohte Waldvögel. In: Wienerwaldkonferenz (Hrsg.): *Urwälder für die Zukunft: Naturwaldreservate im Wienerwald*. Arbeitstagung 1994 in Purkersdorf. Purkersdorf, Freunde der Wienerwaldkonferenz, pp. 83 – 88.

Zuna-Kratky, T., H.-M. Berg (1995): Wienerwald. In: M. Dvorak & E. Karner (Hrsg.): Important Bird Areas in Österreich. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien 71: 127 – 133.

*Dr. Norbert Sauberer
V.I.N.C.A. – Vienna Institute for
Nature Conservation and Analyses
Gießergasse 6/7
1090 Wien
Österreich/Austria*

*Ao. Univ. Prof. Dr. Eduard Hochbichler
& Dipl. Ing. Bellos Panagoitis
Department für Wald- und Bodenwissenschaften,
Universität für Bodenkultur, Institut für Waldbau
Peter-Jordan-Str. 82
1190 Wien
Österreich/Austria*

*Dr. Norbert Milasowszky
Department für Evolutionsbiologie, Universität Wien
Althanstraße 14
1090 Wien
Österreich/Austria*

*Dr. Leopold Sachslehner
Büro für Naturschutzpraxis und Forschung
An der Scheibenwiese 1/1/2
1160 Wien
Österreich/Austria
(Vortragender am 9. Mai 2009 in Reichraming)
L.sachslehner@aon.at*

Außernutzungstellung von Altbäumen in den burgenländischen Natura 2000-Gebieten 2008

Manfred Fiala

Dieses Projekt wurde im Rahmen des Burgenländischen Landschaftspflegefonds finanziert.

Projektträger:

Naturschutzbund Burgenland, Esterhazystrasse 15,
7000 Eisenstadt, Telefon: 0664/845 30 47 bzw.
0664/845 30 48, Fax: 0 26 82/702 190
Email: burgenland@naturschutzbund.at,
Website: www.naturschutzbund-burgenland.at

Zusammenfassung

Der Schutz von Wäldern, Alt- und Totbäumen ist eine längst überfällige Thematik. Naturnahe Wälder sind eine Rarität, der Großteil sind mehr oder weniger intensiv genutzte Wirtschaftswälder. Hinzu kommt eine in den letzten Jahren verstärkte Waldnutzung als Lieferant von Biomasse. Naturschutz und Nachhaltigkeit treten damit noch deutlicher in den Hintergrund als bisher.

Das Projekt „Außernutzungstellung von Alt- und Totbäumen in allen Natura 2000-Gebieten des Burgenlandes 2008“ soll nun einerseits eine Anhebung der Alt- und Totbaumbestände in den jeweiligen Europaschutzgebieten bewirken, andererseits soll es zu einer Bewusstseinsänderung unter den Waldbesitzern führen sowie auf den Wert und die Bedeutung alter und toter Bäume aufmerksam machen. Geplant war eine Außernutzungstellung von 500 Alt- und Totbäumen pro Jahr, mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von mindestens 50 cm und einem Außernutzungsstellungs-Zeitraum von 40 Jahren. Von den maximal zu nominierenden 500 Bäumen konnten im Jahr 2008 431 Bäume nominiert werden, darunter 17 Totbäume (das entspricht einem Anteil von 4 %). Fast die Hälfte der nominierten Bäume (46 %) fällt erwartungsgemäß in die Kategorie A (50 – 59 cm BHD). Die überwiegende Mehrheit der 20 aufgenommenen Baumarten sind Eichen (251 Bäume). 21 % aller aus der Nutzung genommenen Bäume besitzen eine oder mehrere Spechthöhlen, wobei die meisten Spechtbäume in den Vogelschutzgebieten Mattersburger Hügelland (48 %), Zurndorfer Eichenwald (38 %) und Nordöstliches Leithagebirge (35 %) nominiert wurden. Die größten Probleme entsprechende Altbäume zu finden bzw. diese auch nominieren zu können, bereiteten das Mattersburger Hügelland (fehlendes Inte-



Altbaum. Foto: Manfred Fiala

resse) und der Bezirk Güssing im Südburgenländischen Hügel- und Terrassenland (intensive Biomassenutzung). Eine Weiterführung dieses Projektes wird dringend empfohlen, da diese Unterschutzstellung in vielen Gebieten des Burgenlandes momentan die einzige Möglichkeit darstellt, „Altbäume“ oder „Altbauminselfn“ entstehen zu lassen bzw. diese mittelfristig zu sichern. Weitere Maßnahmen wären eine massive Aufklärungskampagne über den Wert und die Notwendigkeit alter und toter Bäume, eine teilweise Umstellung von Niederwald in Mittel- und Hochwaldbewirtschaftung, die Duldung von stehendem Alt- und Totholz sowie Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung in Richtung standörtlich angepasster und autochthoner Gehölze.

Einleitung

Waldschutz, eine nicht nur im Burgenland schon längst überfällige Thematik. Während Trocken- und Feuchtlebensräume, Streuobstwiesen, Kulturlandschaften, etc. mit geförderten Maßnahmen relativ gut geschützt werden, führen unsere Wälder diesbezüglich ein Schattendasein. Naturnahe Wälder sind eine Rarität, der Großteil sind mehr oder weniger intensiv genutzte Wirtschaftswälder. Hinzu kommt eine in den letzten Jahren verstärkte Waldnutzung als Lieferant von Biomasse. Naturschutz und Nachhaltigkeit treten damit noch deutlicher in den Hintergrund als bisher.

Einzelne Alt- und Totbäume werden durch ein übertriebenes Sauberkeitsbedürfnis des Menschen zu einem sel-

tenen Anblick in unseren Wäldern. Für die Gesundheit und Vitalität eines Waldes sind diese Bäume jedoch ein entscheidender Bestandteil. Sie stellen vielen Pflanzen-, Pilz- und Tierarten einen wichtigen Lebensraum zur Verfügung, erhöhen damit die Struktur- und Artenvielfalt, die sich wiederum stabilisierend auf das Ökosystem Wald auswirkt.

Normalerweise beträgt die Umtriebszeit (der zu erwartende Zeitraum von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung durch Holzeinschlag) der wichtigsten heimischen Baumarten zwischen 80 und 140 Jahren. Aus forstlicher Sicht gelten Baumbestände ab etwa 100 Jahren als Altholz, naturschutzfachlich aber erst ab 300 – 400 Jahren. In Mitteleuropa haben Bäume heute nur noch in wenigen, hauptsächlich alpinen Schutzgebieten die Möglichkeit, dieses Alter zu erreichen. Doch gerade diese alten Bäume sind für eine Vielzahl anderer Arten überlebenswichtig.

Etwa 1.500 Pilzarten, über 1.700 Holz bewohnende (xylobionte) Käferarten und viele andere Insektenarten stehen am Anfang vom Ende alter Bäume. Sie zersetzen absterbendes und totes Holz und schaffen damit die Grundlage für das Überleben zahlreicher anderer Tierarten. Viele unserer schönsten und größten Käferarten sind auf Alt- bzw. Totholz angewiesen, etwa der Große Eichenbock, Alpenbock, Hirschkäfer, aber auch Schlupfwespen, Holz- und Wildbienen oder Rossameisen. Zu den wichtigsten Nutzern alter Bäume zählen die Spechte. Sie fressen einerseits die in und unter der Borke lebenden Insekten, andererseits dient ihr Höhlenbau nicht nur der Aufzucht des eigenen Nachwuchses, sondern auch vielen anderen Nachnutzern als wichtiger Lebensraum. Zu den häufigsten zählen Hohltauben, Raufuß- und Waldkäuze, Fledermäuse, Kleiber, Stare, Meisen, Eichhörnchen, Marder, Siebenschläfer und Mäuse. Bei dieser Vielzahl an Nachnutzern lässt sich leicht erkennen, dass Spechthöhlen schnell zu einem limitierenden Faktor im Ökosystem Wald werden, besonders die großen Höhlen des Schwarzspechtes. Es besteht also, auch in Bezug auf die Artenvielfalt, dringender Handlungsbedarf.



Schwarzspecht. Foto: Manfred Fiala

Methodik und Material

Projektziele

Mit dem Projekt „Außernutzungstellung von Alt- und Totbäumen in allen Natura 2000-Gebieten des Burgenlandes 2008“ soll nun einerseits eine Anhebung der Alt- und Totbaumbestände in den jeweiligen Europaschutzgebieten bewirkt werden, andererseits soll dieses Projekt zu einer Bewusstseinsänderung unter den Waldbesitzern führen und auf den Wert und die Bedeutung alter und toter Bäume aufmerksam machen.

Untersuchungsgebiet

Die Kartierungen erfolgten in allen bewaldeten Natura 2000-Gebieten des Burgenlandes.

Projektbeschreibung und Kartierungen

Projektbeginn war Herbst 2007, durchgeführt wurde das Projekt vom Naturschutzbund Burgenland. In Kooperation mit der Abteilung 5/III – Natur- und Umweltschutz und der Abteilung 4b – Hauptreferat für Forsttechnik der Burgenländischen Landesregierung war geplant, maximal 500 Alt- und Totbäume mit einem Bruthöhendurchmesser von mindestens 50 cm für die nächsten 40 Jahre aus der Nutzung zu nehmen. Die Finanzierung der Bäume erfolgte über die Maßnahme 226 (Wiederaufbau des Forstlichen Potenzials und Einführung vorbeugender Aktionen) im Zuge des ELER-Projektes „Waldbaumaßnahmen (Schwerpunkt Vorbeugung und Schutzwald) KS3“. Die Projektfinanzierung erfolgte aus den Mitteln des „Land-

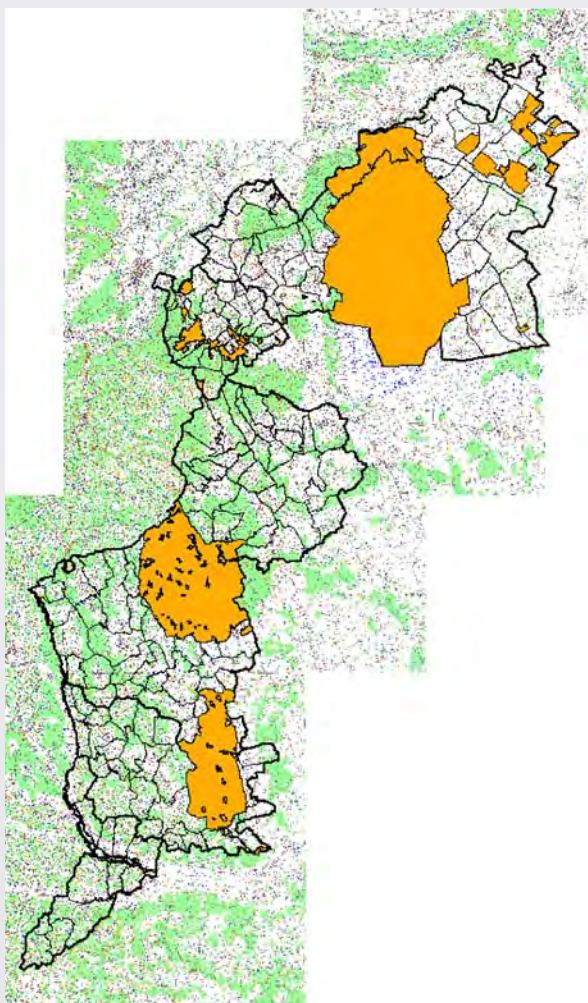


Abb. 1: Karte Untersuchungsgebiete (Natura 2000-Gebiete des Burgenlandes).

schaftspflegefonds im Rahmen des Burgenländischen Arten- und Lebensraumschutzprogramms“. Die jeweils nominierten Bäume wurden mit einer Plakette versehen (Seite 57) und der Besitzer mit einer einmaligen Förderung in Abhängigkeit vom Baumdurchmesser entschädigt (Tabelle 1).

Zur Nominierung entsprechender Altbäume wurden folgende Vorgangsweisen gewählt:

1. Interne Recherche nach Waldflächen mit einem erhöhten Bestandesalter aus der vom Naturschutzbund Burgenland durchgeführten und bereits abgeschlossenen „Nahrungshabitatskartierung von Anhang II Fleckermausarten“ und anschließender Kartierung (inklusive benachbarter Waldflächen).

2. Öffentlichkeitsarbeit: Kontaktaufnahme mit Natura 2000-Gebieten, Urbarialgemeinden, Großgrundbesitzern und Forstbetrieben.
3. Anfragen von Waldbesitzern wurden nach genauer Abklärung der Lage (Natura 2000-Gebiet ja/nein) besichtigt und gegebenenfalls gleich kartiert.
4. Ein wichtiger Aspekt war die Werbung (Printmedien, ORF), aber auch die Mundpropaganda für das Projekt durch die teilnehmenden Waldbesitzer.

Fördervereinbarungen

Die Förderung gilt für:

- Bäume in Waldflächen (Als Wald gilt eine mit Bäumen bewachsene Fläche, die eine Mindestbreite von 10 Meter und eine Mindestgröße von 1.000 m² aufweist).
- Maximal 30 Bäume pro Jahr und Besitzer
- Bäume, die mindestens 20 Meter von Wegen, öffentlichen Plätzen, Weggabelungen, Bildstöcken, Parkplätzen und baulichen Einrichtungen (Forsthütte, Kapelle, etc.) entfernt stehen.
- Dem Einzel- und Gemeinschaftsantragssteller entsteht durch die Außernutzungstellung keine Haftung durch Fallholz und Umsturz (§176 Abs. 4 ForstG 1975).
- Bäume ab einem Brusthöhendurchmesser von 50 cm in den vorgesehenen Natura 2000-Gebieten Bernstein-Lockenhaus-Rechnitz und Südburgenländisches Hügel- und Terrassenland und den Vogelschutzgebieten Matersburger Hügelland und Nordöstliches Leithagebirge.

Der Baumbesitzer verpflichtet sich an den für die nächsten 40 Jahre aus der Nutzung gestellten Alt- und Totbäumen folgende Kriterien zu beachten:

- Keine Holzschnitarbeiten an dem betreffenden Baum.
- Umgefallene Bäume und abgebrochene Äste dürfen nicht entfernt werden. Das Umfeld des Baumes ist schonend zu behandeln (keine unnötige Störung durch Lärm, Besuchergruppen und dergleichen).

Minstdurchmesser in Brusthöhe (in cm)	Kat. A 50 – 59	Kat. B 60 – 69	Kat. C 70 – 79	Kat. D 80 +
Lebende Bäume	Euro 120,–	Euro 160,–	Euro 190,–	Euro 250,–
Tote Bäume	Euro 60,–	Euro 80,–	Euro 95,–	Euro 125,–

Tab. 1: Übersicht über die einmaligen Förderungen in Abhängigkeit vom Baumdurchmesser.

- Regelmäßige Überprüfung über den Zustand der am Baum angebrachten Plakette(n) durch den Besitzer, gegebenenfalls Meldung an den Naturschutzbund.
- Beim nominierten Baum darf beim Zeitpunkt der Außernutzungstellung kein Forstschutfrisiko, z.B. durch Insektenbefall, für den übrigen Wald bestehen.
- Am Baum dürfen keine Manipulationen vorgenommen werden, z.B. Versiegeln eines Hornissen-nests mit PU-Schaum.
- Das Anbringen von Nistkästen oder Fledermauskästen ist nach Absprache mit dem Naturschutzbund möglich.
- Bei Entfernung des Baumes durch gemeinnützige Bauvorhaben z.B. Hochwasserschutzbecken, Forststraßenbau, etc. muss der Naturschutzbund verständigt werden, der seinerseits die zuständige Förderstelle informiert. Weiters muss ein Ersatzbaum nominiert oder die Förderung rückerstattet werden.

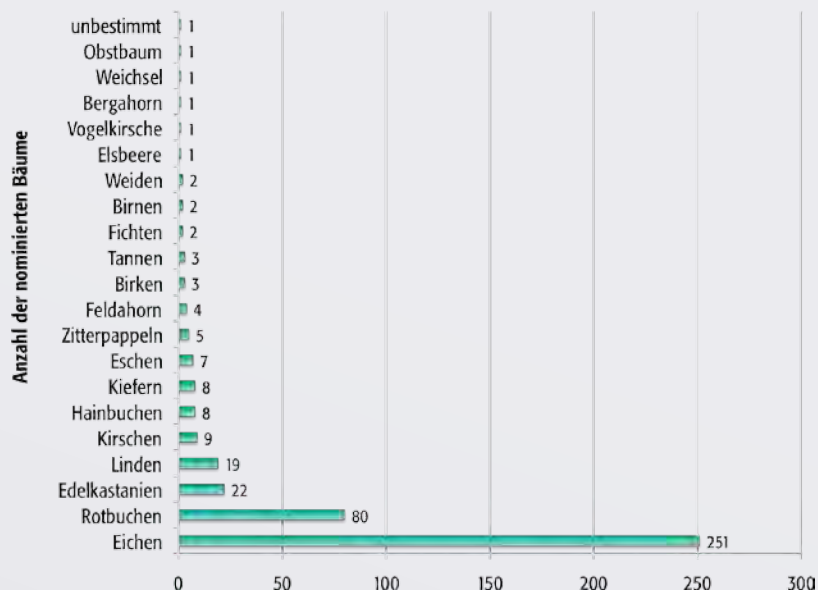


Abb. 2: Häufigkeiten der nominierten Baumarten

Ergebnisse und Diskussion

Übersicht über die nominierten Bäume

Insgesamt konnten 431 Bäume mit 20 verschiedenen Baumarten nominiert werden (Abb. 2). Der Großteil entfällt auf Eichen (251), gefolgt von Rotbuchen (80), Edelkastanien (23) und Linden (19). Abbildung 3 zeigt die Verteilung der Bäume auf die Kategorien A (ab 50 cm BHD) bis D (größer 80 cm BHD). Der Großteil der nominierten Bäume (193) fällt erwartungsgemäß in die Kategorie A. In Kategorie B wurden 83, in Kategorie C 39 und in Kategorie D erfreulicherweise 111 Bäume nominiert. Bedingt durch die gründliche Waldpflege konnten von 431 Bäumen nur 17 Totbäume nominiert werden. Das entspricht einem Anteil von 4 %. (Abb. 4). Der maximale Stammdurchmesser (BHD) betrug bei lebenden Bäumen 216 cm (Südburgenländisches Hügel- und Terrassenland) und bei toten Bäumen 142 cm (Nordöstliches Leithagebirge).

Baum bewohnende Arten

Von den 431 nominierten Bäumen konnten auf 91 Bäumen 201 Spechthöhlen nachgewiesen werden.

Die meisten Spechthöhlen pro Baum besaßen Bäume der Kategorie B (BHD 60 – 70 cm), gefolgt von Bäumen der Kategorie A (50 – 60 cm).

Kat. A: 45 Bäume mit 100 Spechthöhlen (entspricht 2,2 Spechthöhlen pro Baum)

Kat. B: 16 Bäume mit 52 Spechthöhlen (entspricht 3,3 Spechthöhlen pro Baum)

Kat. C: 10 Bäume mit 12 Spechthöhlen (entspricht 1,2 Spechthöhlen pro Baum)

Kat. D: 20 Bäume mit 37 Spechthöhlen (entspricht 1,9 Spechthöhlen pro Baum)

Betrachtet man den prozentuellen Anteil der Bäume mit Spechthöhlen an der Summe der nominierten Bäume des jeweiligen Natura 2000-Gebietes (Abb. 5), so zeigt sich, dass in den beiden Natura 2000-Gebieten nach der Vogelschutzrichtlinie (SPA) – Nordöstliches Leithagebirge und

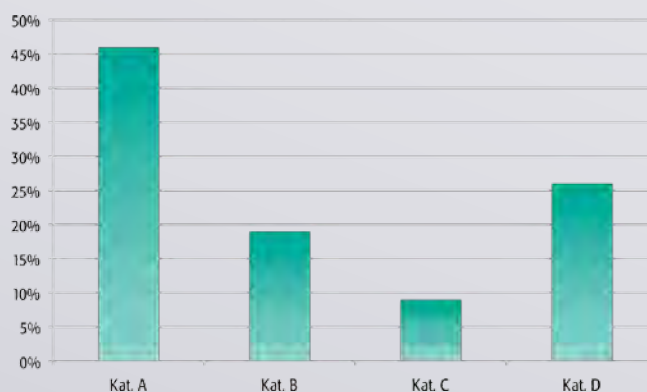


Abb. 3: Prozentuelle Verteilung der nominierten Bäume pro Kategorie an der Gesamtanzahl der nominierten Bäume in allen Natura 2000-Gebieten (Prozentangaben gerundet).

Mattersburger Hügelland – die meisten Spechthöhlenbäume nominiert werden konnten. Die wenigsten Spechthöhlenbäume wurden im Natura 2000-Gebiet Bernstein-

minierte Bäume, Hainbuchen 8, Eschen 7, Espen 5 und Feldahorn 4).

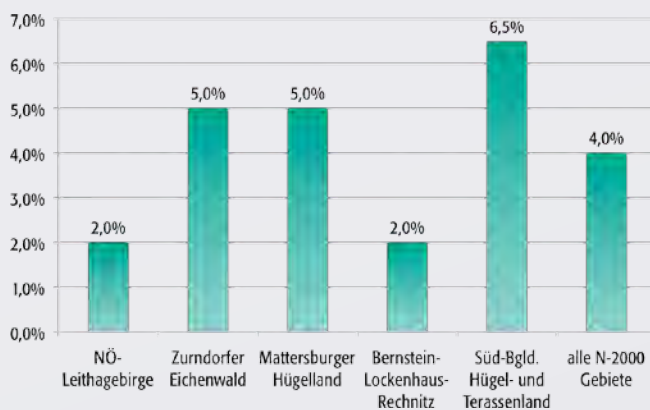


Abb. 4: Prozentueller Anteil von Totbäumen an der Gesamtanzahl der nominierten Bäume in den jeweiligen Natura 2000-Gebieten (Prozentangaben gerundet).

Lockenhaus-Rechnitz nominiert. Hier muss allerdings ergänzt werden, dass, relativ zur Größe betrachtet, nur sehr wenige Bäume auf einem sehr kleinen Flächenanteil nominiert wurden. Der Anteil der Spechthöhlenbäume an der Gesamtanzahl der nominierten Bäume beträgt 21 %.

Abbildung 6 zeigt eine Auswertung der Baumarten, die von Spechten bevorzugt für den Bruthöhlenbau verwendet werden. Die meisten Spechthöhlenbäume wurden bei Edelkastanien (8 von 22 nominierten Bäumen) bzw. Rotbuchen (28 von 80 nominierten Bäumen) gefunden. Von 19 aufgenommenen Linden besaß etwa ein Viertel (fünf Bäume) Spechthöhlen. Eichen waren mit 43 Spechthöhlenbäumen (von 251 nominierten Bäumen) deutlich weniger gefragt. Bei allen anderen angeführten Baumarten mit Spechthöhlen ist der Fehler anhand der geringen Anzahl nominierten Bäume zu groß, um noch einigermaßen einen Trend feststellen zu können (Kirschen 9 no-

Weiters muss erst das Vertrauen der Waldbesitzer für das Projekt gewonnen werden. Eine Abkehr von alten Gewohnheiten und Ansichten bedarf einer gewissen Zeit und lässt sich nicht von heute auf morgen erreichen. Die größten Probleme, entsprechende Altbäume zu finden bzw. diese auch nominieren zu können, bereiteten das Mattersburger Hügelland (fehlendes Interesse) und der Bezirk Güssing im Südburgenländischen Hügel- und Terrassenland (intensive Biomassenutzung).

Ausblick

Die Außernutzungstellung von Altbäumen stellt in mehreren Gebieten des Burgenlandes momentan die einzige Möglichkeit dar, „Altbäume“ oder „Altbauminself“ entstehen zu lassen bzw. diese zu sichern. Zu weiteren unterstützenden und vordringlichen Maßnahmen zählen die Naturverjüngung autochthoner Baumarten, eine Umstellung von Niederwald in Mittel- und Hochwaldbewirtschaftung, die Duldung von stehendem Alt- und Totholz sowie Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung in Richtung standörtlich angepasster und autochthoner Gehölze.

Förderungswürdige Bäume gibt es in allen bisher kartierten Natura 2000-Wäldern noch genügend und weite Gebiete sind noch unbearbeitet. Hier gilt es vor allem die Waldbesitzer von dem Nutzen und der Notwendigkeit alter und toter Bäume zu überzeugen. Sinnvoll wäre eine Reduktion des Mindestdurchmessers (BHD) von 50 cm auf 40 cm. In vielen Wäldern werden die Bäume vor

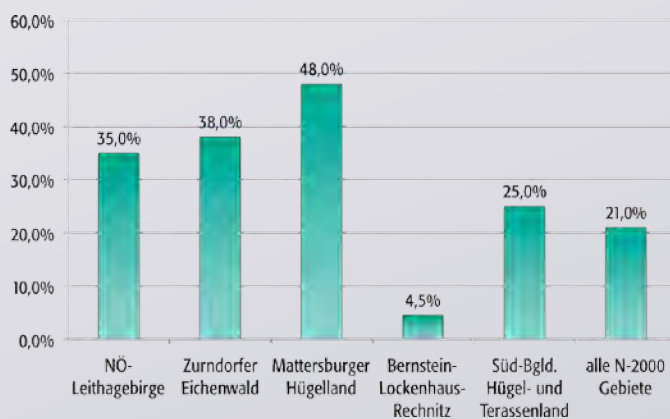


Abb. 5: Prozentueller Anteil der Spechthöhlenbäume an der Gesamtanzahl nominierten Bäume des jeweiligen Natura 2000-Gebietes (Prozentangaben gerundet).

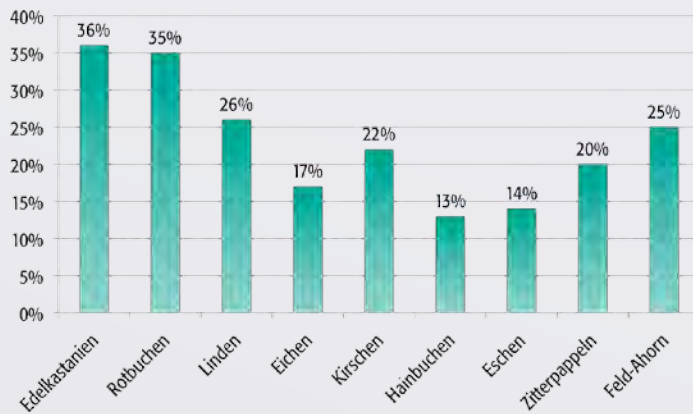


Abb. 6: Prozentueller Anteil der Bäume mit Spechthöhlen an der Gesamtanzahl der nominierten Bäume pro Baumart (Prozentangaben gerundet).

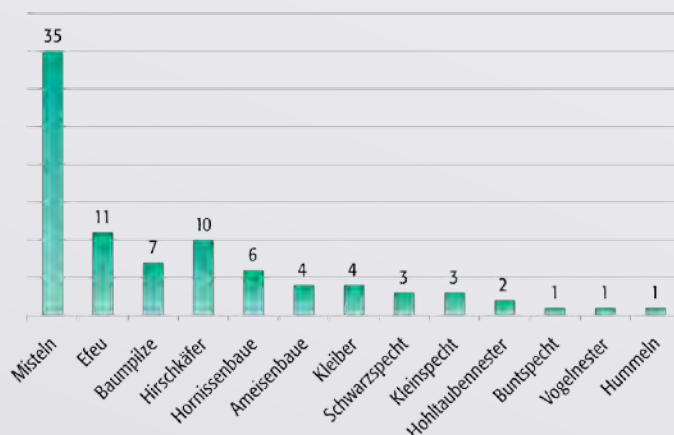


Abb. 7: Beobachtete Pflanzen-, Pilz- und Tierarten an den nominierten Bäumen.

Erreichen der Mindeststärke von 50 cm gefällt und hier wäre dies die einzige Möglichkeit, jemals „Altbäume“ zu bekommen. Weiters ließe sich durch eine Reduktion des BHD auch die Zahl der Spechtbäume erhöhen (viele

Spechtbäume konnten nicht nominiert werden, da ihr BHD weniger als 50 cm betrug). Ebenso sinnvoll wäre eine Ausweitung der Förderrichtlinien auf Wälder außerhalb der Europaschutzgebiete sowie auf alte Bäume außerhalb von Wäldern (etwa bei Streuobstbeständen).

Doch ein Blick in die Zukunft stimmt leicht optimistisch, da sich viele Waldbesitzer der Notwendigkeit alter und vor allem toter Bäume bewusst werden und diese im Sinne einer vitalen und gesunden Waldgesellschaft auch erhalten wollen. Selbst für die meisten kleinen Waldbesitzer stellen ein oder zwei Alt- oder Totbäume keine Einschränkung dar (bei größeren Waldbesitzungen sollten es dementsprechend mehr sein). Voraussetzung dafür ist aber, dass die Förderungen möglichst rasch ausbezahlt werden und es weiterhin eine unbürokratische und reibungslose Abwicklung gibt.

Mag. Manfred Fiala
 Esterhazystraße 15
 7000 Eisenstadt
 Österreich/Austria
 fiala.manfred@aon.at



Spechtplakette

Nahrung von Buntspecht *Dendrocopos major*, Mittelspecht *Dendrocopos medius* und Baumläufem *Certhia* spp. im Wienerwald

Klaus Günter Michalek & Anton Krištin

Zusammenfassung

Zwischen 1995 und 1997 wurde die Nahrungszusammensetzung von Buntspecht *Dendrocopos major*, Mittelspecht *Dendrocopos medius* und Baumläufem *Certhia* spp. in einem Alteichenbestand und einem Eichen-Buchenmischbestand im Wienerwald, der am Westrand von Wien gelegen ist, in einer Seehöhe von 320 bis 420 Meter mittels Kotprobenanalysen ganzjährig untersucht. Es wurden 53 Kotproben mit 569 Beutetieren und einer unbestimmten Anzahl an Samen und Pflanzenmaterial ausgewertet. Die Kotproben der adulten Spechte und Baumläufer wurden beim Fangen mit Japannetzen an Futterstellen genommen. Die Kotproben der Buntspecht- und Mittelspechtnestlinge wurden beim Aus-der-Höhle-Angeln der Nestlinge gesammelt. Die Nahrungszusammensetzung wurde mit Hilfe der absoluten und relativen Werte der Abundanz (n, n %) und Frequenz (f, f %), des Bedeutungsindex (I %) und des relativen Volumens des Pflanzenmaterials (V %) und der Anwesenheit von Samen bewertet. Weiters wurde die durchschnittliche Beutelänge und die durchschnittliche Anzahl von Beutetaxa pro Kotprobe berechnet.

Die vegetabilische Nahrungskomponente des Buntspechts spielte in seiner Gesamtnahrung im Winter mit 70,0 % (Mittelspecht 22,5 % und Baumläufer 12,5 %) die größte Rolle. Zu den eudominanten Beutetieren der tierischen Nahrungskomponente des Buntspechts im Winter gehörten Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) (n % = 69,8, n = 61 Beutetiere), zu den dominanten gehörten Käfer (Coleoptera g.sp., Curculionidae) (n % = 14,7, n = 15), Spinnen (Araneida) (n % = 9,8, n = 10) und Käferlarven (Coleoptera Larven) (n % = 9,8, n = 10). Die wichtigste Rolle bei der Nahrung des Mittelspechts im Winter spielten Ameisen (Formicidae) (n % = 30,4, n = 7), Käfer (Coleoptera g.sp.) (n % = 30,4, n = 7) und Spinnen (Araneida) (n % = 17,4, n = 4), bei den Baumläufem Käfer (Coleoptera g.sp., Carabidae, Curculionidae, Anobiidae) (n % = 34,5, n = 9), Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) (n % = 30,8, n = 8), Wanzen (Heteroptera) (n % = 15,4, n = 4) und Spinnen (Araneida) (n % = 11,5, n = 3). Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe wurde im Winter ein signifikanter Unterschied festgestellt, wobei der Baumläufer die höchste Vielfalt an Beutetaxa pro Kotprobe hatte, der Buntspecht die geringste und

der Mittelspecht dazwischen lag. Der Unterschied der drei untersuchten Vogelarten in den Beutelängen im Winter war nicht signifikant. Im Sommer betrug der durchschnittliche pflanzliche Anteil der Nahrung des Buntspechts nur 15,7 %. Ameisen (n % = 92,5 %, n = 125) (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) gehörten wie im Winter zu den eudominanten Beutetieren (7 Proben/135 Beutetiere) der animalischen Nahrungskomponente des Buntspechts. Flüge junge Buntspechte (7 Kotproben, 164 Beutetiere) ernährten sich im Sommer zu 98,7 % (n = 162) von Ameisen (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae). Der pflanzliche Anteil der Nahrung betrug nur 1,7 %. Beim Vergleich der durchschnittlichen Beutelänge fanden wir keinen signifikanten Unterschied zwischen adulten Buntspechten im Winter und im Sommer und wir fanden auch keinen signifikanten Unterschied in der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe zwischen Winter- und Sommernahrung.

Die dominanten Nahrungsgruppen bei Buntspechtnestlingen waren Ameisen (Formicidae, *Camponotus* sp.) (n % = 36,8, n = 25), Käfer (Coleoptera g.sp., Curculionidae, Scarabeidae *Cetonia* sp., Tenebrionidae *Cylindronotus* sp.) (n % = 19,1, n = 13), Schmetterlingslarven (n % = 13,2, n = 9) und Spinnen (n % = 11,8, n = 8), beim Mittelspecht Schmetterlingslarven (n % = 25,0, n = 6), Ameisen (n % = 20,8, n = 5), Käfer (Coleoptera g.sp., *Phyllobius* sp.) (n % = 16,7, n = 4), Spinnen (n % = 16,7, n = 4) und Fliegen (Brachycera) (n % = 12,5, n = 3). Wir haben keine Kotproben von Baumläufemnestlingen gesammelt. Die Beutetiere waren bei den Buntspechtnestlingen signifikant länger als bei den adulten Buntspechten im Winter. Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe zwischen adulten Buntspechten im Winter und



Buntspechtmännchen vor der Bruthöhle.
Foto: Peter Buchner

Nestlingen zur Brutzeit hatten die Buntspechtnestlinge signifikant mehr Beutetaxa pro Kotprobe in der Nahrung als adulte Buntspechte im Winter. Sexspezifische Unterschiede in der Nahrung des Buntspechts im Winter waren gering.

Einleitung

Es gibt zahlreiche Studien über jahreszeitliche Unterschiede zur Habitatnutzung und zum Nahrungserwerb von verschiedenen Vogelarten der rindenabsuchenden Gilde (Spechte, Kleiber und Baumläufer) (Überblick siehe Glutz & Bauer 1993, 1994, Winkler et al. 1995, Blume 1977, Blume & Tiefenbach 1997, Michalek & Miettinen 2003, Pasinelli 2003). Der Buntspecht erbeutet seine Nahrung durch Hacken und Spießen mit der verhornten Zungenspitze und durch Stochern im Winterhalbjahr und durch Ablesen von Stämmen, Zweigen und Blättern zur Brutzeit (Blume 1977, Ruge & Havelka 1993). Die typische Technik des Nahrungserwerbs des Mittelspechts im Winter ist das Stochern, meist unter Einsatz der Zunge, wobei vor allem Borkenritzen dickerer Äste, Spalten in toten Ästen, Frostrisse und abgebrochene und aufgesplitterte Astenden durchsucht werden. Klauben (Ablesen oder Wegpicken) von freilebenden Insekten und Spinnen auf Blättern, Zweigen oder auf der Rindenoberfläche kommt wie beim Buntspecht vor allem zur Brutzeit und im Sommer vor (Jenni 1983). Der Waldbaumläufer sondiert im Aufwärtsklettern an Stämmen und aufragenden Ästen oder an der Unterseite horizontaler Äste Risse in der Borke und Spalten hinter Rindenschuppen. Er hängt gelegentlich nach Meisenart, wie auch der Bunt- und Mittelspecht zur Brutzeit, an Zweigspitzen oder sucht am Boden. Oft werden Insekten auch im Flug erbeutet. Die Nahrungssuche beim Gartenbaumläufer ist ähnlich wie beim Waldbaumläufer, er sucht aber auch dünnere Stämme sowie Äste und Zweige bis zu Fingerdicke ab. Fliegenschnäpper Ähnliche Flugjagd auf Spinner und Dipteren kommt vor allem im Frühjahr öfter vor (Glutz & Bauer 1993). Zur genauen quantitativen Nahrungszusammensetzung der Rindenabsuchenden Vogelgilde im Winter gibt es nur wenige Untersuchungen (Pechacek & Kristin 1993, Grübler & Pasinelli 1999). Über die Nahrung zur Brutzeit gibt es etwas mehr Studien (Steinfatt 1937, Jenni 1983, Pettersson 1983, Ruge 1986, Smith 1987, Török 1990, Ruge & Havelka 1993, Allegro 1996, Krištin 1999). Noch gar keine Daten gibt es zur Nahrung von adulten und flüggen Buntspechten nach dem Ausfliegen der Nestlinge im Sommer.

Es gibt Hinweise, dass es leichte sexspezifische Unterschiede im Nahrungserwerbsverhalten bei Buntspechten (Osiejuk 1994) und Mittelspechten (Pasinelli 2000) gibt. Auch bei anderen europäischen Spechtarten (z. B. Dreizehenspecht: Hogstad 1976, 1978, Weißrückenspecht: Aulen & Lundberg 1991) und bei nordamerikanischen Spechtarten (z. B. Kilham 1965, Ligon 1968, Koch et al. 1970, Jackson 1970, James 1970, Wallace 1974, Austin 1976, Winkler 1979) wurden Unterschiede zwischen Weibchen und Männchen gefunden. Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung von Buntspechtweibchen und Buntspechtmännchen wurden bislang noch nicht festgestellt.

Das Ziel dieser Arbeit war, mittels Kotprobenanalyse zu untersuchen, wie sich die Nahrung von ausgewählten rindenabsuchenden Vogelarten wie Buntspecht, Mittelspecht und Baumläufers im Winter, zur Brutzeit und nach dem Ausfliegen der Nestlinge im Sommer in einem Alteichenbestand und einem Traubeneichen-Buchenmischbestand am Ostrand des Flyschwienerwaldes unterscheidet. Die Analyse der Nahrung von Mittelspechten und Baumläufers war aus zeitlichen und methodischen Gründen zur Brutzeit und nach der Brutzeit im Sommer nicht möglich. Deshalb wurde nur die Nahrung des Buntspechts nach der Brutzeit im Sommer analysiert. Im Winter, wo das Nahrungsangebot am geringsten und deshalb die Konkurrenz unter den Individuen am größten sein sollte, wurden die Kotproben des Buntspechts auch auf sexspezifische Nahrungsunterschiede untersucht. Morphologische Messungen an der untersuchten Population des Buntspechts im Wienerwald haben gezeigt, dass die Männchen signifikant längere und breitere Schnäbel als die Weibchen haben und signifikant schwerer als die Weibchen sind (Michalek in Michalek & Miettinen 2003).

Material, Methodik und Untersuchungsgebiet

Kotprobenanalysen von Buntspecht, Mittelspecht und Baumläufers wurden in einem Alteichenbestand und einem Eichen-Buchenmischbestand ganzjährig zwischen 1995 – 1997 durchgeführt. Es wurden 53 Kotproben mit 569 Beutetieren und einer unbestimmten Anzahl an Samen und Pflanzenmaterial geborgen. Die Kotproben der adulten Spechte und Baumläufers wurden beim Fangen mit Japannetzen an Futterstellen gesammelt. Die Kotproben der Buntspecht- und Mittelspechtnestlinge wurden beim Aus-der-Höhle-Angeln der Nestlinge genommen. Anschließend wurden sie in einer 70 %igen



Foto 1: Die Kotproben der Spechte und Baumläufer wurden anhand von eindeutig identifizierbaren Merkmalen (Köpfe, Geschlechtsorgane, sklerotisierte Körperteile) unter dem Binokular untersucht.

Spirituslösung konserviert. Die Kotproben für die Auswertung der Winternahrung wurden vom 11. Dezember bis 10. April, die Kotproben für die Auswertung der Nestlingsnahrung vom 17. Mai bis 30. Mai und die Kotproben für die Auswertung der Sommernahrung nach der Brutzeit vom 18. Juni bis 4. Juli gesammelt. Die meisten Kotproben stammten vom Jahr 1996 ($n = 49$), nur wenige von 1995 ($n = 2$) und 1997 ($n = 2$). Die Kotproben (Buntspecht 43 Proben/496 Beutetiere, Mittelspecht 6/47, Baumläufer 4/26) wurden später in eine gleichmäßige, einen Millimeter hohe Schicht stratifiziert und anhand von eindeutig identifizierbaren Merkmalen (Köpfe, Geschlechtsorgane, sklerotisierte Körperteile, siehe Foto 1) im Labor unter dem Binokular untersucht. Dabei wurden die Individuenzahlen der Beutetiere, die Anwesenheit von Samen und mit Hilfe des Millimeterpapiers das Volumen des Pflanzenmaterials, welches ebenfalls in den Kotproben enthalten war, festgestellt. Bei jeder Probe wurde angegeben, ob Samen in der Probe waren oder nicht, ohne eine konkrete Zahl anzugeben. Der vegetarische Anteil der Nahrung war leider überhöht, da sich die Tiere häufig auch vom Pflanzenfett- und Samenangebot an Futterstellen ernährten. Da die Kotproben nur Überreste von Insekten und Spinnen enthielten, wurde bei der animalischen Nahrungskomponente auf die Volumenbestimmung der einzelnen Tiergruppen verzichtet.

Die Zusammensetzung der Nahrung wurde mit Hilfe der absoluten und relativen Werte der Abundanz (n , $n\%$, z. B. $n\% \text{ Formicidae} = \text{Summe der Formicidaeindividuen} / \text{Summe aller Beuteindividuen derjenigen Spechtart} \cdot 100$) und Frequenz (f , $f\% = \text{z.B. } f\% \text{ Formicidae} = \text{Anzahl der Kotproben mit Formicidae} / \text{Summe aller Kotproben derjenigen Spechtart} \cdot 100$), des Bedeutungsindex

$[f\% = (f\% + n\%) / 2]$ und des relativen Volumens des Pflanzenmaterials ($V\%$) nach Obrtel & Holířová (1974) bewertet.

Die Beutelängen wurden aus den durchschnittlichen Beutelängen, welche für jedes Beutetaxon und für jede Tierart bei der Auswertung der Kotproben ermittelt wurden, errechnet: Gastropoda 9 mm, Araneidea 6 mm, Opilioniidea 5 mm, Heteroptera 6 mm, Coleoptera g.sp. 12 mm, Coleoptera larvae 18 mm, Carabidae 16 mm, Curculionidae 9 mm, *Phyllobius* sp. 8 mm, Scarabidae *Cetonia* sp. 21 mm, Tenebrionidae *Cylindronotus* sp. 20 mm, Anobiidae 6 mm, Neuroptera: *Chrysopa* sp. 16 mm, Hymenoptera: Formicidae 8 mm, *Camponotus* sp. 12 mm, *Lasius* sp. 6 mm, Myrmicidae 5 mm, Ichneumonidae 8 mm,



Foto 2 und 3: Das Untersuchungsgebiet bestand aus einem Alteichenbestand (Foto 2, oben) und einem Traubeneichen-Buchenmischbestand (Foto 3, unten) im Wienerwald.

Lepidoptera: Lepidoptera larvae 20 mm, Diptera: Nematocera 10 mm, Tipulidae 14 mm, Brachycera 9 mm. Die Nahrungsvielfalt wurde aus der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe bestimmt. Statistische Auswertung: Bei Vorliegen normal verteilter Daten wurden parametrische Tests (t-Tests), beim Vorliegen nicht normal

Specht/Jahreszeit	Adulte Buntspechte im Winter				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	10	9,8	9	40,9	30,3
Opilioneida					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.	7	6,9	6	27,3	17,1
Coleoptera Larven	10	9,8	6	27,3	18,6
Carabidae					
Curculionidae	8	7,8	3	13,6	10,7
<i>Phyllobius</i> sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindro-</i> <i>notus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.	1	1,0	1	4,5	2,8
Hymenoptera					
Formicidae	50	49,0	17	77,3	63,2
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae	11	10,8	3	13,6	12,2
Ichneumonidae	2	2,0	2	9,1	5,6
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven	1	1,0	1	4,5	2,8
Diptera					
Nematocera					
Tipulidae	1	1,0	1	4,5	2,8
Brachycera	1	1,0	1	4,5	2,6
Summe	102	100,0			
BL		8,8 ± 2,3			
BT		2,3 ± 1,2			
Pflanzensamen		in 90,9 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		70 % ± 29,5			

Tab. 1: Nahrungszusammensetzung des Buntspechts (N = 22 Kotproben) im Winter (n = Anzahl der Beutetiere oder Abundanz, n % = relative Anzahl oder Abundanz, V % Pflanzenmaterial = relatives Volumen des Pflanzenmaterials, F = Frequenz, F % = relative Frequenz, I % = Bedeutungsindex, BL = durchschnittliche Beutelänge ± Standardabweichung, BT = durchschnittliche Anzahl der Beutetaxe pro Kotprobe ± Standardabweichung). Diet of the Great Spotted Woodpecker (N = 22 fecal samples) during winter (n = number of prey items or abundance, n % = relative number or abundance, V % plant material = relative volume of plant material, F = frequency, F % = relative frequency, I % = importance index, BL = average length of prey ± standard deviation, BT = average number of prey taxa per fecal sample ± standard deviation).

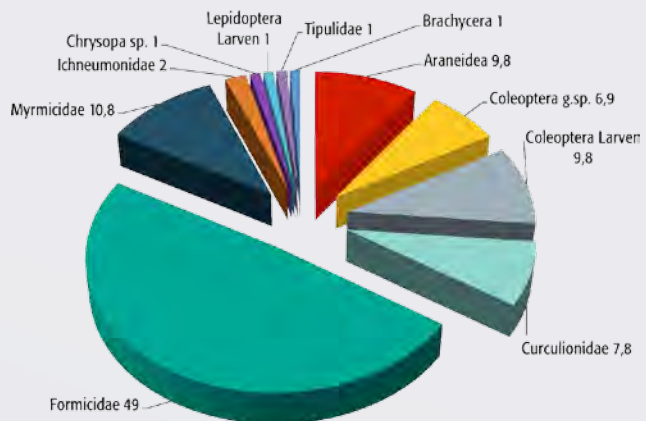


Abb. 1: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxe beim Buntspecht im Winter (n = 102 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of the Great Spotted Woodpecker during winter (n = 102 prey items).

verteilter Daten nonparametrische Tests (Mann-Whitney-Test, Kruskal-Wallis-Test) durchgeführt. Falls nicht anders dargestellt, wurden Mittelwerte und Standardabweichung (SD) angegeben.

Das Untersuchungsgebiet von rund 60 Hektar lag zwischen Gallitzinberg und Heuberg (48° 13' N, 16° 16 – 17' E) am Ostrand des Flyschwienerwaldes, welcher am Westrand von Wien gelegen ist, in einer Seehöhe von 320 bis 420 Meter. Es bestand aus einem reinen Alteichenbestand (Foto 2) dominiert von Traubeneichen und Zerreichen sowie einem Traubeneichen-Buchenmischbestand (Foto 3) mit extrem hohen Siedlungsdichten sowohl für den Buntspecht als auch für den Mittelspecht. Die Brutdichte betrug im Durchschnitt 5 Paare pro 10 Hektar (max. 7 Paare/10 ha) für den Buntspecht und 1 – 2 Paare/10 ha (max. 3 – 4 Paare/10 ha) für den Mittelspecht (Schmalzer 1990, Michalek 1997). Für den Waldbaumläufer *Certhia familiaris* betrug die Brutdichte im Alteichenbestand 0,8 – 1,1 Reviere pro 10 Hektar (im Vergleich dazu 1,3 – 1,6 Rev./10 ha für den Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla*), im Traubeneichen-Buchenmischbestand 0,8 Rev./10 ha für den Waldbaumläufer und 0,4 Rev./10 ha für den Gartenbaumläufer (J. Frühauf in Dvorak et al. 1993). Waldbaumläufer und Gartenbaumläufer wurden aufgrund ihrer schwierigen Bestimmbarkeit im Freiland als eine Gruppe zusammengefasst.

Ergebnisse

Vergleich der Nahrung von Buntspecht, Mittelspecht und Baumläufnern im Winter

Zu den eudominanten Beutetieren des Buntspechts im Winter (22 Kotproben, 102 Beutetiere) gehörten Ameisen

Specht/Jahreszeit	Adulte Mittelspechte im Winter				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	4	17,4	3	75,0	46,2
Opilioneida					
Heteroptera	1	4,3	1	25,0	14,7
Coleoptera g.sp.	7	30,4	4	100,0	65,2
Coleoptera Larven					
Carabidae					
Curculionidae					
Phyllobius sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	7	30,4	3	75,0	52,7
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae					
Ichneumonidae					
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven					
Diptera					
Nematocera	2	8,7	1	25,0	16,9
Tipulidae					
Brachycera	2	8,7	1	25,0	16,9
Summe	23	100,0			
BL		9,2 ± 0,6			
BT		3,3 ± 1,0			
Pflanzensamen		in 50 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		22,5 % ± 33,0			

Tab. 2: Nahrungszusammensetzung des Mittelspechts (N = 4 Kotproben) im Winter. Diet of the Middle Spotted Woodpecker (N = 4 fecal samples) during winter.

(Schuppenameisen Formicidae, Knotenameisen Myrmicidae) (n % = 59,8, n = 61 Beutetiere), zu den dominanten gehörten Käfer (Coleoptera g.sp., Rüsselkäfer Curculionidae) (n % = 14,7, n = 15), Spinnen (Araneidea) (n % = 9,8, n = 10) und Käferlarven (Coleoptera Larven) (n % = 9,8, n = 10, Abb. 1, Tab. 1). Beim Bedeutungsindex (I %)

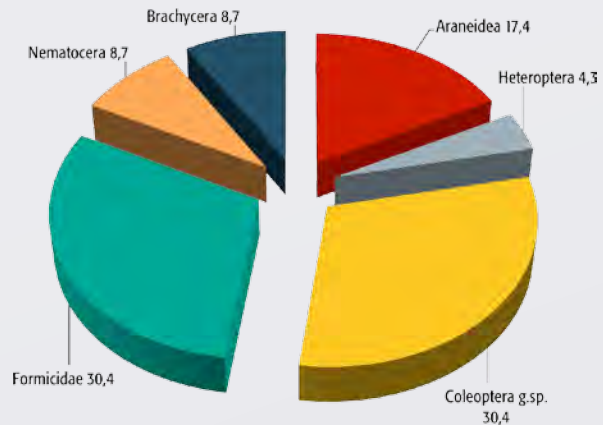


Abb. 2: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa des Mittelspechts im Winter (n = 23 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of the Middle Spotted Woodpecker during winter (n = 23 prey items).

standen beim Buntspecht ebenfalls Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) mit 73,1 % ganz oben, danach folgten Spinnen mit 30,3 %, Käfer (Coleoptera g.sp., Curculionidae) mit 25,5 % und Käferlarven mit 18,6 %. Die vegetabilische Nahrungskomponente spielte in seiner Gesamtnahrung im Winter mit durchschnittlich 70,0 % ± 29,5 (Mittelspecht 22,5 % ± 33,0 und Baumläufer 12,5 % ± 15,0) die größte Rolle und dieser Unterschied war auch statistisch signifikant (p = 0,0055, Kruskal-Wallis-Test). Dieser Unterschied zeigte sich auch bei der Anwesenheit von Pflanzensamen in den Kotproben. Beim Buntspecht waren in 90,9 % der Kotproben Pflanzensamen festzustellen, beim Mittelspecht und Baumläufer nur in 50,0 % der Proben. Die wichtigste Rolle bei der Nahrung des Mittelspechts im Winter (4 Kotproben, 23 Beutetiere) spielten Formicidae (n % = 30,4, n = 7), Coleoptera g.sp. (n % = 30,4, n = 7) und Spinnen (n % = 17,4, n = 4, Abb. 2, Tab. 2), bei den Baumläufem (4 Kotproben, 26 Beutetiere) Käfer (Coleoptera g.sp., Laufkäfer Carabidae, Rüsselkäfer Curculionidae, Nagekäfer Anobiidae) (n % = 34,5, n = 9), Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) (n % = 30,8, n = 8), Wanzen (Heteroptera) (n % = 15,4, n = 4) und Spinnen (n % = 11,5, n = 3, Abb. 3, Tab. 3). Beim Bedeutungsindex waren das beim Mittelspecht 65,2 % Coleoptera g.sp., 52,7 % Formicidae und 46,2 % Spinnen und bei den Baumläufem 67,3 % Käfer (Coleoptera g.sp., Laufkäfer Carabidae, Rüsselkäfer Curculionidae, Nagekäfer Anobiidae), 57,7 % Wanzen, 52,9 % Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) und 30,8 % Spinnen. Vergleicht man die durchschnittliche Anzahl der Käfer (Coleoptera g.sp., Carabidae, Curculionidae, Anobiidae) pro Kotprobe, so zeigt sich ein signifikanter Unterschied bei den drei untersuchten Arten, wobei der Buntspecht im Winter weniger Käfer pro Kotprobe und mehr Käferlarven gefressen hat als der Mittelspecht und Baumläufer (Bunt-

Baumläufer/ Jahreszeit	Adulte Baumläufer im Winter				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	3	11,5	2	50,0	30,8
Opilioneidea					
Heteroptera	4	15,4	4	100,0	57,7
Coleoptera g.sp.	3	11,5	2	50,0	30,8
Coleoptera Larven	1	3,8	1	25,0	14,4
Carabidae	3	11,5	2	50,0	30,8
Curculionidae	2	7,7	2	50,0	28,9
<i>Phyllobius</i> sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae	1	3,8	1	25,0	14,4
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	6	23,1	3	75,0	49,1
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae	2	7,7	1	25,0	16,4
Ichneumonidae	1	3,8	1	25,0	14,4
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven					
Diptera					
Nematocera					
Tipulidae					
Brachycera					
Summe	26	100,0			
BL		8,9 ± 0,7			
BT		4,8 ± 2,1			
Pflanzensamen		in 50 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		12,5 % ± 15,0			

Tab. 3: Nahrungszusammensetzung des Baumläufers (N = 4 Kotproben) im Winter. Diet of Treecreepers (N = 4 fecal samples) during winter.

specht: Mittelwert = 0,2 ± 0,8; Mittelspecht: Mittelwert = 0,4 ± 0,8, Baumläufer: Mittelwert = 0,6 ± 0,8, p = 0,0060, Kruskal-Wallis-Test). Käferlarven waren beim Buntspecht mit einem Mittelwert von 0,5 ± 0,2 (n = 22 Kotproben) Larven pro Kotprobe festzustellen, beim Mittelspecht gar nicht und beim Baumläufer nur in einer Kotprobe. Wan-

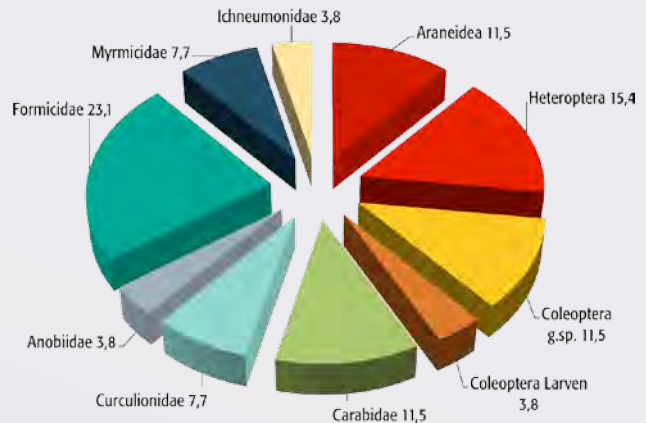


Abb. 3: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa des Baumläufers im Winter (n = 26 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of Treecreepers during winter (n = 26 prey items).

zen waren bei den Baumläufern in jeder der vier Kotproben einmal anzutreffen, beim Buntspecht in keiner Kotprobe und beim Mittelspecht in einer von vier Kotproben, dies weist beim Baumläufer wie der Bedeutungsindex auf eine starke Präferenz für Wanzen hin.

Der Unterschied zwischen den untersuchten Vogelarten in der durchschnittlichen Anzahl der Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) (Buntspecht: Mittelwert = 1,4 ± 3,2, Mittelspecht: Mittelwert = 0,9 ± 1,4, Baumläufer: Mittelwert = 1,0 ± 1,1, p = 0,9095, Kruskal-Wallis-Test) und Spinnen (Buntspecht: Mittelwert = 0,5 ± 0,6, Mittelspecht: Mittelwert = 1,0 ± 0,8, Baumläufer: Mittelwert = 0,8 ± 0,2, p = 0,3399, Kruskal-Wallis-Test) pro Kotprobe war nicht signifikant. Die Länge der Beute schwankte im Winter beim Buntspecht von 5 mm (Myrmicidae) bis 20 mm (Lepidopterenlarve), im Mittel 8,8 mm (n = 21 Kotproben), beim Mittelspecht von 6 mm (Araneidea, Heteroptera) bis 12 mm (Käfer), im Mittel 9,2 mm (n = 4 Kotproben), bei den Baumläufern von 5 mm (Myrmicidae) bis 18 mm (Käferlarven), im Mittel 8,9 mm (n = 4 Kotproben). Der Unterschied der drei untersuchten Vogelarten in den Beutelängen im Winter war nicht signifikant (p = 0,6014, Kruskal-Wallis-Test).

Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe wurde im Winter ein signifikanter Unterschied festgestellt, wobei der Baumläufer die höchste Vielfalt an Beutetaxa pro Kotprobe hatte, der Buntspecht die geringste und der Mittelspecht dazwischen lag (Buntspecht: Mittelwert = 2,3 ± 1,3, Mittelspecht: Mittelwert = 3,3 ± 1,0, Baumläufer: Mittelwert = 4,8 ± 2,1, p = 0,0346, Kruskal-Wallis-Test).

Specht/Jahreszeit	Adulte Buntspechtweibchen im Winter				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	2	3,4	2	18,2	10,8
Opilioneidea					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.	5	8,6	4	36,4	22,5
Coleoptera Larven	3	5,2	3	27,3	16,3
Carabidae					
Curculionidae	5	8,6	1	9,1	8,9
Phyllobius sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.	1	1,7	1	9,1	5,4
Hymenoptera					
Formicidae	30	51,7	7	63,6	57,7
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae	11	19,0	3	27,3	23,2
Ichneumonidae	1	1,7	1	9,1	5,4
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven					
Diptera					
Nematocera					
Tipulidae					
Brachycera					
Summe	58	100,0			
BL		8,4 ± 3,1			
BT		2,0 ± 0,9			
Pflanzensamen		in 81,8 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		68,6 % ± 35,9			

Tab. 4: Nahrungszusammensetzung der Buntspechtweibchen (N = 11 Kotproben) im Winter. Diet of female Great Spotted Woodpeckers (N = 11 fecal samples) during winter.

Vergleich der Nahrung von Buntspechtweibchen und Buntspechtmännchen im Winter

Beim Vergleich von Buntspechtweibchen (11 Proben, 58 Beutetiere) und Buntspechtmännchen (10 Proben, 41 Beutetiere) im Winter zeigte sich, dass die eudominante

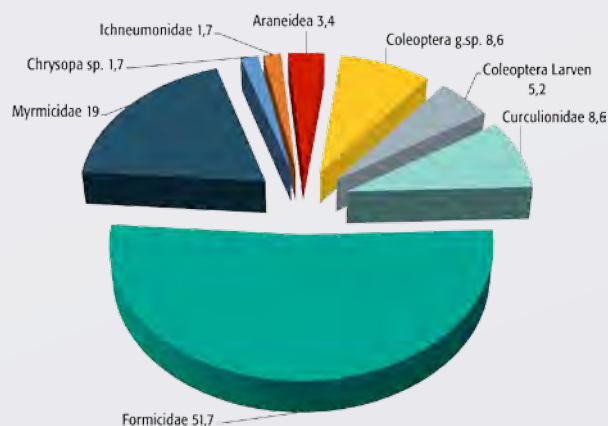


Abb. 4: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa der Buntspechtweibchen im Winter (n = 58 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of female Great Spotted Woodpeckers during winter (n = 58 prey items).

Nahrung wie schon beim Buntspecht gesamt Ameisen mit 70,7 % (n = 41) bei den Weibchen und 41,5 % (n = 17) bei den Männchen war (Abb 4,5, Tab. 4,5). Zur dominanten Nahrung gehörten Käfer (Coleoptera g.sp., Curculionidae) (Weibchen: 17,2 %, n = 10, Männchen: 12,2 %, n = 5), Käferlarven (Weibchen: 5,2 %, n = 3, Männchen: 17,1 %, n = 7) und Spinnen (Weibchen: 3,4 %, n = 2, Männchen: 19,5 %, n = 8). Vergleicht man die Mittelwerte, so zeigt sich ein signifikanter Unterschied in der durchschnittlichen Anzahl der Spinnen pro Kotprobe (Weibchen: Mittelwert = 0,2 ± 0,4; Männchen: Mittelwert = 0,8 ± 0,6, p = 0,0387, t-Test). Der Unterschied bei den Ameisen (Formicidae, Myrmicidae) (Weibchen: Mittelwert = 1,9 ± 4,3, Männchen: Mittelwert = 0,9 ± 0,1, p = 0,9797, Mann-Whitney-Test), Käfern (Coleoptera g.sp., Curculionidae) (Weibchen: Mittelwert = 0,5 ± 1,1, Männchen: Mittelwert = 0,3 ± 0,5, p = 0,8450, Mann-Whitney-Test) und Käferlarven (Weibchen: Mittelwert = 0,3 ± 0,5, Männchen: Mittelwert = 0,7 ± 1,3, p = 0,7720, Mann-Whitney-Test) war nicht signifikant. Bei den Ameisen zeigte sich insofern ein Unterschied, als bei den Weibchen in drei von elf Kotproben (n % = 19,0) Myrmicidae festgestellt wurden und bei den Männchen in keiner von zehn Kotproben. Lepidopterenlarven, Tipulidae und Brachycera wurden bei den Männchen jeweils nur einmal festgestellt, bei den Weibchen gar nicht. Die vegetabilische Nahrungskomponente betrug bei den Weibchen im Durchschnitt 68,6 % ± 35,9 der Gesamtnahrung im Winter, bei den Männchen 72,5 % ± 24,0. Der Unterschied war nicht signifikant (p = 0,7774, t-Test). Pflanzensamen waren in 81,8 % der Kotproben der Weibchen und in 100 % der Proben der Männchen festzustellen. Die Länge der Beute schwankte im Winter bei den Buntspechtweibchen von 5 mm (Myrmicidae) bis 18 mm (Käferlarven), im Mittel 8,5 mm bei den Buntspechtmänn-

Specht/Jahreszeit	Buntspechtmännchen im Winter				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	8	19,5	7	70,0	44,8
Opilioneidea					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.	2	4,9	2	20,0	12,5
Coleoptera Larven	7	17,1	3	30,0	23,6
Carabidae					
Curculionidae	3	7,3	2	20,0	13,7
Phyllobius sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	17	41,5	9	90,0	65,8
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae					
Ichneumonidae	1	2,4	1	10,0	6,2
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven	1	2,4	1	10,0	6,2
Diptera					
Nematocera					
Tipulidae	1	2,4	1	10,0	6,2
Brachycera	1	2,4	1	10,0	6,2
Summe	41	100,0			
BL	10,1 ± 4,4				
BT	2,5 ± 1,5				
Pflanzensamen	in 100 % der Proben				
V % Pflanzenmaterial	72,5 % ± 24,0				

Tab. 5: Nahrungszusammensetzung der Buntspechtmännchen (N = 11 Kotproben) im Winter. Diet of male Great Spotted Woodpeckers (N = 11 fecal samples) during winter.

chen von 6 mm (Spinnen) bis 20 mm (Lepidopterenlarven), im Mittel 10,05 mm, (n.s., $p = 0,1213$, Mann-Whitney-Test).

Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe konnte kein signifikanter Unterschied

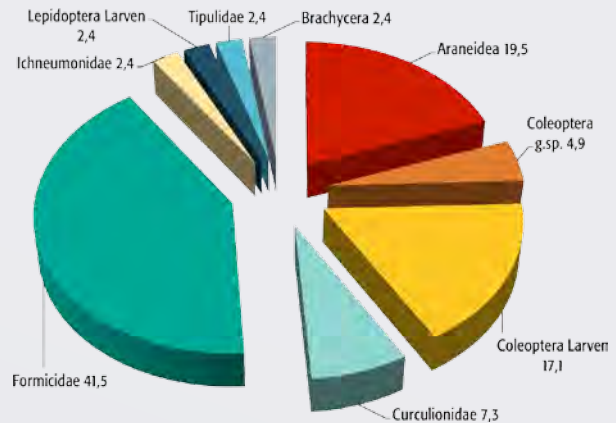


Abb. 5: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa der Buntspechtmännchen im Winter (n = 41 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of male Great Spotted Woodpeckers during winter (n = 41 prey items).

zwischen Buntspechtweibchen und Buntspechtmännchen festgestellt werden (Buntspechtweibchen: Mittelwert = $2,1 \pm 0,9$, Buntspechtmännchen: Mittelwert = $2,6 \pm 1,5$, $p = 0,3144$, t-Test).

Vergleich der Nahrung des Buntspechts im Winter und im Sommer

Im Sommer betrug der durchschnittliche pflanzliche Anteil der Nahrung des Buntspechts nur $15,7 \% \pm 9,8$ (Vergleich mit Buntspecht Winter: $p < 0,0001$, t-Test) und Pflanzensamen waren in 85,5 % der Proben festzustellen. Ameisen (n % = 92,5 %, n = 125) (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) gehörten wie im Winter zu den eudominanten Beutetieren (7 Kotproben/135 Beutetiere) der animalischen Nahrungskomponente des Buntspechts. Die restlichen 7,5 % (n = 10) waren im Sommer Spinnen, Käfer (Coleoptera g.sp., Tenebrionidae *Cylindronotus* sp.), Lepidopterenlarven, Mücken (Nematocera) und Schnaken (Tipulidae) (Abb. 6, Tab. 6). Beim Bedeutungsindex zeigte sich mit 96,3 % Ameisen (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae), 22,6 % Spinnen, 15,7 % Käfer (Coleoptera g.sp., Tenebrionidae *Cylindronotus* sp.), 7,5 % Lepidopterenlarven, 7,5 % Mücken und 7,5 % Schnaken ein ähnliches Ergebnis.

Flügge junge Buntspechte (7 Kotproben, 164 Beutetiere) ernährten sich im Sommer zu 98,7 % (n = 162) von Ameisen (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) und zu 1,3 % (n = 2) von Spinnen (Abb. 7, Tab. 7). Dies zeigte sich auch im Bedeutungsindex mit 99,4 % Ameisen (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) und 17,3 % Spinnen. Der pflanzliche Anteil war mit $1,7 \% \pm 4,1$ kleiner als bei den Adulten im Sommer, der Unterschied war aber nicht signifikant ($p = 0,2486$, t-Test). Pflanzensamen waren bei

Specht/Jahreszeit	Adulte Buntspechte im Sommer				
	n	n %	F	F %	I %
Nahrung					
Gastropoda					
Araneidea	3	2,2	3	42,9	22,6
Opilioneida					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.	3	2,2	2	28,6	15,4
Coleoptera Larven					
Carabidae					
Curculionidae					
Phyllobius sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.	1	0,7	1	14,3	7,5
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	25	18,5	4	57,1	37,8
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.	92	68,1	2	28,6	48,4
Myrmicidae	8	5,9	1	14,3	10,1
Ichneumonidae					
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven	1	0,7	1	14,3	7,5
Diptera					
Nematocera	1	0,7	1	14,3	7,5
Tipulidae	1	0,7	1	14,3	7,5
Brachycera					
Summe	135	100,0			
BL		8,4 ± 1,8			
BT		2,3 ± 1,2			
Pflanzensamen		in 85,7 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		15,7 % ± 9,8			

Tab. 6: Nahrungszusammensetzung des Buntspechts (N = 6 Kotproben) im Sommer. Diet of the Great Spotted Woodpecker (N = 6 fecal samples) during summer.

den flüggen jungen Buntspechten in 16,6 % der Proben festzustellen. Im Sommer schwankte die Beutelänge bei adulten Buntspechten von 5 mm (Myrmicidae) bis 20 mm (Lepidopterenlarven und Tenebrionidae *Cylindronotus*), im Mittel 8,4 mm (n = 7 Kotproben), bei flüggen Jungvögeln von 5 mm (Myrmicidae) bis 8 mm (Formicidae), im

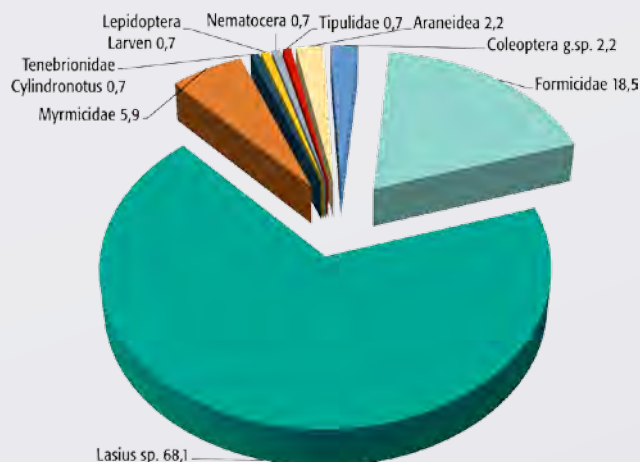


Abb. 6: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa des Buntspechts im Sommer (n = 135 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of the Great Spotted Woodpecker during summer (n = 135 prey items)

Mittel 6,9 mm (n = 6 Kotproben). Der Unterschied in der Beute-länge zwischen adulten und flüggen jungen Buntspechten im Sommer war nicht signifikant (p = 0,0960, t-Test). Der Unterschied in der Beutelänge zwischen adulten Buntspechten im Winter und im Sommer war ebenfalls nicht signifikant (p = 0,9803, t-Test).

Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe konnte ebenfalls kein signifikanter Unterschied in der Buntspechtnahrung im Winter und im Sommer festgestellt werden (Buntspecht Winter: Mittelwert = 2,3 ± 1,2, Buntspecht Sommer: Mittelwert = 2,3 ± 1,1, p = 0,9805, t-Test). Der Unterschied in der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe zwischen adulten und flüggen jungen Buntspechten im Sommer (Mittelwert = 1,7 ± 0,8) war ebenfalls nicht signifikant (p = 0,2846, t-Test).

Vergleich der Nestlingsnahrung von Buntspecht und Mittelspecht

Buntspecht (7 Kotproben, 68 Beutetiere) und Mittelspecht (2 Kotproben, 24 Beutetiere) zeigten zur Brutzeit eine hohe Nahrungsflexibilität in ihrer Nestlingsnahrung. Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe konnte ein signifikanter Unterschied zwischen der Nahrung des Buntspechts im Winter und der Nestlingsnahrung des Buntspechts zur Brutzeit gefunden werden (Buntspecht adult Winter: Mittelwert = 2,3 ± 1,2, Buntspechtnestlinge: Mittelwert = 5,3 ± 2,6, p = 0,0002, t-Test). Da beim Mittelspecht nur zwei Kotproben ausgewertet wurden, bedarf die Analyse des Nahrungsspektrums zur Brutzeit im Vergleich zum Buntspecht oder zur Winternahrung noch weiterer Untersuchungen.

Specht/Jahreszeit	Flügge junge Buntspechte im Sommer				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	2	1,2	2	33,3	17,3
Opilioneida					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.					
Coleoptera Larven					
Carabidae					
Curculionidae					
<i>Phyllobius</i> sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	11	6,7	4	66,7	36,7
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.	148	90,2	2	33,3	61,8
Myrmicidae	3	1,8	2	33,3	17,6
Ichneumonidae					
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven					
Diptera					
Nematocera					
Tipulidae					
Brachycera					
Summe	164	100,0			
BL		6,9 ± 0,9			
BT		1,7 ± 0,8			
Pflanzensamen		in 16,6 % der Proben			
V % Pflanzenmaterial		1,7 % ± 4,1			

Tab. 7: Nahrungszusammensetzung flügger junger Buntspechte (N = 7 Kotproben) im Sommer. Diet of the Great Spotted Woodpecker fledglings (N = 7 fecal samples) during summer.

Die dominanten Nahrungsgruppen bei Buntspechtnestlingen waren Ameisen (Formicidae, *Camponotus* sp.) (n % = 36,8, n = 25), Käfer (Coleoptera g.sp., Rüsselkäfer Curculionidae, Blatthornkäfer Scarabeidae *Cetonia* sp., Schwarzkäfer Tenebrionidae *Cylindronotus* sp.) (n % = 19,1, n = 13), Lepidopterenlarven (n % = 13,2, n = 9) und

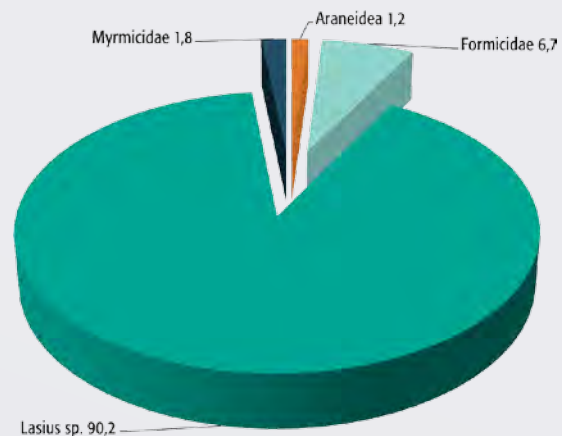


Abb. 7: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa flügger junger Buntspechte im Sommer (n = 164 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of juvenile Great Spotted Woodpecker fledglings during summer (n = 164 prey items).

Spinnen (n % = 11,8, n = 8, Abb.8, Tab. 8), beim Mittelspecht Lepidopterenlarven (n % = 25,0, n = 6), Ameisen (n % = 20,8, n = 5), Käfer (Coleoptera g.sp., *Phyllobius* sp.) (n % = 16,7, n = 4), Spinnen (n % = 16,7, n = 4) und Fliegen (Brachycera) (n % = 12,5, n = 3, Abb. 9, Tab. 9). Die restlichen Beutegruppen in der Nestlingsnahrung von Buntspechten waren Weberknechte (Opilioneida), Wanzen (Heteroptera), Käferlarven, Mücken (Nematocera), Schnaken (Tipulidae) und Fliegen (Brachycera) (n % = 19,1, n = 13), beim Mittelspecht Käferlarven und Mücken (Nematocera) (n % = 8,4, n = 2). Beim Bedeutungsindex waren das bei den Buntspechtnestlingen 54,1 % Ameisen (Formicidae, *Camponotus* sp.), 52,4 % Käfer (Coleoptera g.sp., Curculionidae, Scarabeidae *Cetonia* sp., Tenebrionidae *Cylindronotus* sp.), 48,8 % Spinnen, 35,2 % Lepidopterenlarven, 24,4 % Fliegen und 23,7 % Schnaken, bei den Mittelspechtnestlingen 75 % Lepidopterenlarven, 66,7 % Spinnen, 45,8 % Ameisen, 37,5 % Fliegen, 33,4 % Käfer und 29,2 % Mücken.

Der pflanzliche Anteil der Nahrung betrug bei den Buntspechtnestlingen 8,6 % ± 12,2, bei den Mittelspechtnestlingen Null. Pflanzensamen waren in 42,9 % der Kotproben der Buntspechtnestlinge und in keiner der beiden Proben der Mittelspechtnestlinge festzustellen.

Die Länge der Nahrungsobjekte schwankte bei den Buntspechtnestlingen von 5 mm (Weberknechte) bis 21 mm (Scarabeidae *Cetonia* sp.), im Mittel 10,9 mm (n = 7 Kotproben), bei den Mittelspechtnestlingen von 6 mm (Spinnen) und 20 mm (Lepidopterenlarven), im Mittel 13,5 mm (n = 2 Kotproben). Die Nahrungsobjekte wa-

Specht/Jahreszeit	Buntspechtnestlinge zur Brutzeit				
	n	n %	F	F %	I %
Nahrung					
Gastropoda					
Araneidea	8	11,8	6	85,7	48,8
Opilioneidea	1	1,5	1	14,3	7,9
Heteroptera	2	2,9	2	28,6	15,7
Coleoptera g.sp.	9	13,2	5	71,4	42,3
Coleoptera Larven	1	1,5	1	14,3	7,9
Carabidae					
Curculionidae	2	2,9	2	28,6	15,8
<i>Phyllobius</i> sp.					
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.	1	1,5	1	14,3	7,9
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.	1	1,5	1	14,3	7,9
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	24	35,3	5	71,4	53,4
<i>Camponotus</i> sp.	1	1,5	1	14,3	7,9
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae					
Ichneumonidae					
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven	9	13,2	4	57,1	35,2
Diptera					
Nematocera	2	2,9	2	28,6	15,8
Tipulidae	3	4,4	3	42,9	23,7
Brachycera	4	5,9	3	42,9	24,4
Summe	68	100,0			
BL	10,9 ± 1,9				
BT	5,3 ± 2,6				
Pflanzensamen	in 42,9 % der Proben				
V % Pflanzenmaterial	8,6 % ± 12,2				

Tab. 8: Nahrungszusammensetzung der Buntspechtnestlinge (N = 7 Kotproben) zur Brutzeit. Diet of Great Spotted Woodpecker nestlings (N = 7 fecal samples) during breeding time.

ren bei den Buntspechtnestlingen signifikant länger als bei den adulten Buntspechten im Winter ($p = 0,0432$, t-Test).

Diskussion

Beim Buntspecht spielte im Winter in einem Alteichenbestand und in einem Eichen-Buchenmischbestand

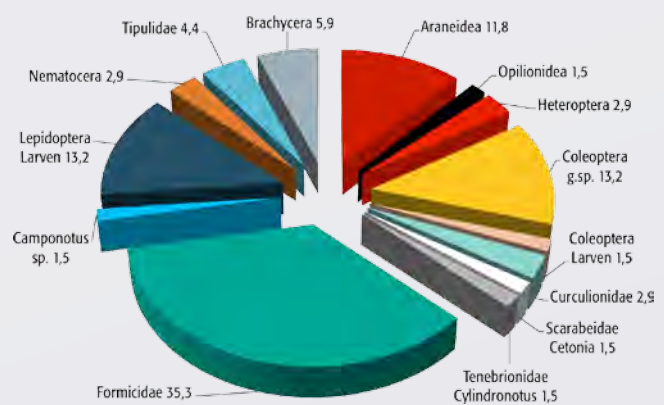


Abb. 8: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa der Buntspechtnestlinge zur Brutzeit (n = 68 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of Great Spotted Woodpecker nestlings during breeding time (n = 68 prey items).

im Wienerwald am Westrand von Wien die vegetabilische Nahrungskomponente in seiner Gesamtnahrung mit durchschnittlich 70,0 % (Mittelspecht 22,5 % und Baumläufer 12,5 %) die größte Rolle, das sich auch bei der Anwesenheit von Pflanzensamen in den Kotproben zeigte. Der vegetabilische Anteil der Gesamtnahrung des Buntspechts lag in dieser Studie durch den zusätzlichen Besuch von Futterstellen etwas höher als bei den Untersuchungen von Pechacek & Kristin (1993) mit 63 % und Grübler & Pasinelli (1999) mit 52 %. Nach der Zusammenstellung von Michalek & Miettinen (2003) lag der Anteil an pflanzlicher Nahrung in Europa zwischen 30 und 100 % und bestand aus Koniferensamen und Trockenfrüchten wie z. B. Eicheln, Bucheckern, Hasel-, Walnuss- und Hainbuchensamen. An Futterplätzen werden neben tierischen und pflanzlichen Fetten gerne Hanf- und Sonnenblumensamen angenommen. Dieser hohe Anteil an pflanzlicher Nahrung beim Buntspecht im Winter ist auch am höchsten im Vergleich zu allen anderen europäischen Spechtarten und ist generell in Nordeuropa höher



Die Schwarze Wegameise *Lasius niger* gehört zur Nahrung der Buntspechte im Sommer.

Specht/Jahreszeit	Mittelspechtnestlinge zur Brutzeit				
Nahrung	n	n %	F	F %	I %
Gastropoda					
Araneidea	4	16,7	2	100,0	66,7
Opilioneidea					
Heteroptera					
Coleoptera g.sp.	3	12,5	1	50,0	37,5
Coleoptera Larven	1	4,2	1	50,0	29,2
Carabidae					
Curculionidae					
<i>Phyllobius</i> sp.	1	4,2	1	50,0	29,2
Scarabeidae <i>Cetonia</i> sp.					
Tenebrionidae <i>Cylindronotus</i> sp.					
Anobiidae					
Neuroptera					
<i>Chrysopa</i> sp.					
Hymenoptera					
Formicidae	5	20,8	1	50,0	45,8
<i>Camponotus</i> sp.					
<i>Lasius</i> sp.					
Myrmicidae					
Ichneumonidae					
Lepidoptera					
Lepidoptera Larven	6	25,0	2	100,0	75,0
Diptera					
Nematocera	1	4,2	1	50,0	29,2
Tipulidae					
Brachycera	3	12,5	1	50,0	37,5
Summe	24	100,0			
BL		13,5 ± 3,6			
BT		5,0 ± 2,8			
Pflanzensamen		keine Pflanzensamen in den Proben			
V % Pflanzenmaterial		0 %			

Tab. 9: Nahrungszusammensetzung der Mittelspechtnestlinge (N = 2 Kotproben) zur Brutzeit. Diet of Middle Spotted Woodpecker nestlings (N = 2 fecal samples) during breeding time.

als in Mittel- oder Südeuropa. In unserem Untersuchungsgebiet im Wienerwald gab es keine Koniferen. Wir konnten aber anhand der Kotproben auch nicht feststellen, um welche anderen Samen es sich handelte. In der Zeit von Ende Februar bis Anfang April ringeln Buntspechte an

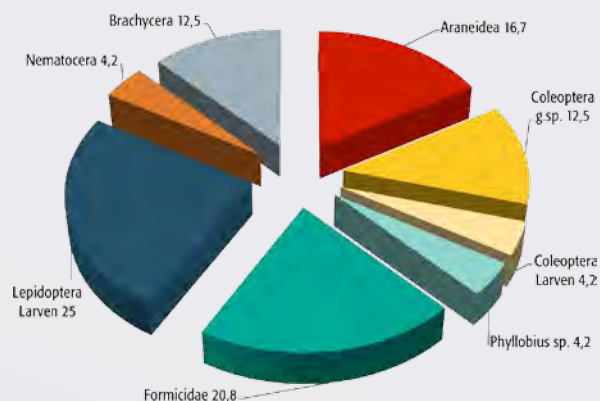


Abb. 9: Relative Abundanz (n %) der Beutetaxa der Mittelspechtnestlinge zur Brutzeit (n = 24 Beutetiere). Relative abundance (n %) of prey taxa of Middle Spotted Woodpecker nestlings during breeding time (n = 24 prey items).

den verschiedensten Baumarten, um danach den zucker-, protein- und vitaminreichen Saft zu lecken (Blume 1977). Dieser Anteil der Nahrung ging in unsere Analyse nicht ein, ist aber sicher kein Hauptbestandteil der Nahrung des Buntspechts, sondern nur als Nahrungszusatz zu werten. Zu den eudominanten Beutetieren der animalischen Nahrungskomponente des Buntspechts im Winter gehörten



Stenomax (Cylindronotus) aeneus gehört zur Nahrung der Buntspechte zur Brutzeit und im Sommer.

in unserer Untersuchung Ameisen mit 59,8 %, zu den dominanten Käfer, Spinnen und Käferlarven. Unsere Daten bestätigen damit im Wesentlichen die Ergebnisse der Untersuchungen von Pechacek & Kristin (1993) und Grübler & Pasinelli (1999) in Deutschland und in der Schweiz. Pechacek & Kristin (1993) fanden ebenfalls Ameisen mit 66,7 % als eudominante tierische Nahrung des Buntspechts im Winter. Auch in einer älteren Studie von Csiki (1905) in Ungarn dominierten Ameisen zahlenmäßig gegenüber xylophagen Coleopteren. Bei Grübler & Pasinelli (1999) lag der Anteil an Ameisen hinter den Käferlarven und Käfern zurück. Grund für den niedrigeren Anteil an

Ameisen in den Kotproben in der Schweiz im Gegensatz zu den anderen Untersuchungen könnte im geringeren Ameisenangebot im Eichen-Hainbuchenwald liegen. Der Anteil an Spinnen war mit einer Abundanz von 9,8 % ähnlich wie bei Grübler & Pasinelli (1999), welche 9,3 % fanden. Pechacek & Kristin (1993) hatten dagegen in einem anderen Habitat in Berchtesgaden nur 0,2 % Spinnen in ihren Kotproben.

Vom Mittelspecht wurde im Winter mehr tierische als pflanzliche Nahrung (22,5 %) konsumiert. Die pflanzliche Komponente der Nahrung war wahrscheinlich aufgrund der künstlichen Zufütterung wieder etwas höher als bei Grübler & Pasinelli (1999) in der Schweiz mit 10 %. Die Zusammensetzung der pflanzlichen Nahrung beim Mittelspecht ist ähnlich wie beim Buntspecht. Koniferensamen werden gelegentlich auch aufgenommen (Glutz & Bauer 1994, Pasinelli 2003). Saftlecken, welches bei Jenni (1983) mit 35 % der Nahrungssuche im Frühling angegeben wird, konnte in unserer Untersuchung wie beim Buntspecht in den Nahrungsanalysen nicht nachgewiesen werden. Die wichtigste Rolle bei der animalischen Nahrungskomponente des Mittelspechts im Winter spielten Ameisen und Käfer mit je 30,4 % und Spinnen mit 17,4 %. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von Grübler & Pasinelli (1999) in der Schweiz oder die ältere Arbeit von Csiki (1905) in Ungarn. Unsere Nahrungsanalysen stimmen auch mit den Daten zur Habitatnutzung und Nahrungssuche bei Jenni (1983) überein. Er fand, dass Mittelspechte bevorzugt dickere Äste im unteren Kronenbereich und den oberen Stammbereich stochernd nach Nahrung durchsuchen, Buntspechte dagegen hackend dünnere Äste im oberen Kronenbereich und etwas weniger den unteren Kronenbereich zur Nahrungssuche aufsuchen.

Bei den Baumläufern waren ähnlich wie beim Mittelspecht Käfer mit 34,5 %, Ameisen mit 30,8 % und Spinnen mit 11,5 % die Hauptnahrungsgruppen. Der hohe Prozentsatz an Wanzen mit 15,4 % war der Hauptunterschied zum Mittelspecht. Székely (1987) fand in seiner Studie zum Nahrungserwerbsverhalten der rindenabsuchenden Gilde (Spechte, Kleiber und Baumläufer) in einem Eichenwald in Ungarn, dass Baumläufer im Vergleich zum Bunt- und Mittelspecht im Winter meist am Stamm, die beiden Spechtarten meist an dicken Ästen nach Nahrung suchen. Die pflanzliche Nahrungskomponente war mit 12,5 % wieder höher als bei Grübler und Pasinelli (1999) mit 5,3 % für den Waldbaumläufer und 3,8 % für den Gartenbaumlä-



*Spinnen wie die Dunkle Wolfspinne *Pardosa amentata* werden von Spechten und Baumläufern gerne gefressen.*

fer, aber am kleinsten im Vergleich zum Buntspecht und Mittelspecht. Das Trinken von Blutungssaft zum Beispiel von Birke oder Ahorn konnte wie bei den anderen beiden untersuchten Arten mit den Kotprobenanalysen nicht nachgewiesen werden, ist aber aus der Literatur bekannt (Glutz & Bauer 1993). Diese Ergebnisse stimmen wie beim Mittelspecht mit den Daten von Grübler & Pasinelli (1999) und mit anderen früheren Untersuchungen über die Nahrung der Baumläufer im Winter (Glutz & Bauer 1993) überein. Die hohe Bedeutung von Wanzen (1 % = 57,7) in der Nahrung der Baumläufer konnte dort allerdings nicht gefunden werden. Da unseren Daten nur vier Kotproben zugrundeliegen, bedarf dieses Ergebnis noch weiterer Untersuchungen. Beim Vergleich der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe hatte der Baumläufer die höchste Nahrungsvielfalt pro Kotprobe, der Buntspecht die geringste, der Mittelspecht lag dazwischen. Ein Unterschied zwischen Buntspecht, Mittelspecht und Baumläufern in der Größe der Beutetiere im Winter konnte nicht festgestellt werden, da die Beutegröße bei allen drei Arten stark schwankt.

Beim paarweisen Vergleich der tierischen Nahrungsgruppen von Buntspechtweibchen und Buntspechtmännchen war nur bei den Spinnen ein signifikanter Unterschied festzustellen. Bei den Knotenameisen (Myrmicidae), Lepidopterenlarven und Zweiflüglern (Dipteren) konnte nur ein leichter Unterschied zwischen Männchen und Weibchen nachgewiesen werden. Bei den anderen tierischen Nahrungsgruppen (Formicidae, Käfer und Käferlarven), bei der vegetabilischen Nahrungskomponente, in der Länge der Beutetiere und in der durchschnittlichen Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe konnte kein signifikanter Unterschied zwischen Männchen und Weibchen festgestellt

werden. Diese Ergebnisse bestätigen die Untersuchungen von Osiejuk (1994), welcher auch nur einen leichten sexspezifischen Unterschied in der Mikrohabitatnutzung und im Nahrungserwerbsverhalten des Buntspechts fand. Hogstad (1978) und Jenni (1983) konnten in ihren Arbeiten beim Buntspecht keinen Sexualdimorphismus in der Habitatnutzung feststellen.

Im Sommer betrug der durchschnittliche pflanzliche Anteil der Nahrung des Buntspechts nur 15,7 % und es wurden keine Käferlarven festgestellt. Ameisen mit 92,5 % gehörten wie im Winter zu den eudominanten Beutetieren der animalischen Nahrungskomponente, waren aber noch wesentlich stärker vertreten als im Winter. Die restlichen 7,5 % waren im Sommer Spinnen, Käfer, Schmetterlingslarven, Mücken und Schnaken. Flüge junge Buntspechte ernährten sich im Sommer, wenn sie von ihren Eltern nicht mehr gefüttert wurden, zu 98,7 % von Ameisen und zu 1,3 % von Spinnen. Der pflanzliche Anteil war mit 1,7 % etwas geringer als bei den Adulten im Sommer. Das weist alles auf die geringere Flexibilität und Unbeholfenheit der Jungspechte beim Nahrungserwerb hin. Sie müssen die angeborenen Techniken des Nahrungserwerbs offensichtlich erst erlernen. Ameisen dürften die tierische Nahrung sein, die am einfachsten zu erbeuten ist. Vergleichbare Daten zur Nahrung des Buntspechts im Sommer aus der Literatur gibt es nicht.

Im Vergleich mit der Buntspechtnahrung im Winter war die Nahrungsvielfalt (Anzahl der Beutetaxa pro Kotprobe) im Sommer gleich hoch wie im Winter. Es konnte auch kein signifikanter Unterschied in der Nahrungslänge zwischen der tierischen Buntspechtnahrung im Winter und im Sommer errechnet werden.

Sowohl Buntspecht als auch Mittelspecht hatten zur Brutzeit eine hohe Nahrungsflexibilität und erbeuteten ihre Nahrung, fast ausschließlich oberflächenbewohnende Arthropoden, durch Ablesen oft an dünnen Zweigen in Meisenmanier hängend und nicht durch Hacken oder Stochern wie im Winter. Dies hatte sich auch in der höheren Vielfalt an Beutetaxa pro Kotprobe in der Nestlingsnahrung des Buntspechts im Vergleich zum Winter gezeigt. Der Anteil an bestimmten häufigen Nahrungsgruppen wie zum Beispiel Massenaufreten von Lepidopterenlarven kann in der Nestlingsnahrung einen sehr hohen Anteil der Nahrung ausmachen (Überblick siehe Glutz & Bauer 1994, Blume & Tiefenbach 1997, Michalek & Miettinen



Cerambycidae Larven sind ein wichtiger Nahrungsbestandteil der Buntspechte im Winter.

2003, Pasinelli 2003). Die dominanten Nahrungsgruppen waren beim Buntspecht in abnehmender Reihenfolge Ameisen, Käfer, Schmetterlingslarven und Spinnen, beim Mittelspecht Schmetterlingslarven, Ameisen, Käfer, Spinnen und Fliegen. Die restlichen Beutegruppen in der Nestlingsnahrung von Buntspechten waren Weberknechte, Wanzen, Käferlarven, Mücken, Schnaken und Fliegen, von Mittelspechten Käferlarven und Mücken. Der pflanzliche Anteil der Nestlingsnahrung war im Vergleich zum Winter beim Buntspecht viel kleiner (8,6 %) und betrug beim Mittelspecht überhaupt gleich Null. Zu einem ähnlichen Ergebnis in der Zusammensetzung der Nestlingsnahrung bei Buntspecht und Mittelspecht kamen auch viele andere Untersuchungen (Steinfatt 1937, Jenni 1983, Petterson 1983, Ruge 1986, Smith 1987, Török 1990, Ruge & Havelka 1993, Allegro 1996, Kristin 1999, Michalek & Miettinen 2003, Pasinelli 2003).

Die Beutetiere waren bei den Buntspechtnestlingen signifikant länger als bei den adulten Buntspechten im Winter. Die Ursache dafür liegt in der hohen Anzahl der relativ großen Lepidopterenlarven, Mücken und Schnaken zur Brutzeit im Vergleich zur hohen Anzahl an kleineren Ameisen und Spinnen in der Winternahrung. Da beim Mittelspecht nur zwei Kotproben ausgewertet wurden, kann seine Nahrung zur Brutzeit nicht mit der Nahrung des Buntspechts zur Brutzeit und auch nicht mit seiner Winternahrung verglichen werden. Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass zur Brutzeit, in der beide Arten opportunistisch nach der gerade am häufigsten vorkommenden Beute suchen, kein großer Unterschied zwischen Buntspecht und Mittelspecht zu erwarten ist (Ruge 1986, Jenni 1983, Török 1990, Glutz & Bauer 1994, Blume & Tiefenbach 1997, Michalek & Miettinen 2003, Pasinelli 2003).

Dank

Klaus Ruge, Josef Weinzettl und Thomas Zechmeister danken wir für die Durchsicht des Manuskripts, Bruno Walther für die Korrektur des englischen Summary, Prof. Hans Winkler vom Konrad Lorenz Institut für Vergleichende Verhaltensforschung, dass er diese Arbeit ermöglicht hat, der Österreichischen und Slowakischen Akademie der Wissenschaften für ihre finanzielle Unterstützung durch den Grant VEGA No. 2/0110/08.

Summary

Michalek, K.G., & A. Krištín (2011): Diets of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* and Treecreepers *Certhia* spp. in Vienna Forest.

From 1995 to 1997, we collected fecal samples of Great Spotted Woodpeckers *Dendrocopos major*, Middle Spotted Woodpeckers *Dendrocopos medius* and Treecreepers *Certhia* spp. found in old oak stands and mixed oak and beech stands in Vienna Forest west of Vienna (320 – 420 m above sea level) to analyse their respective diets. In a total of 53 fecal samples, we identified 569 prey items and an undetermined number of plant seeds and plant material. Fecal samples of adults were collected after Woodpeckers and Treecreepers had been trapped in mist nets at feeders. Fecal samples of Great Spotted Woodpecker and Middle Spotted Woodpecker nestlings were collected after nestlings had been taken out of their nest hole with the help of a noose. We assessed prey composition by calculating the absolute and relative abundance (n, n %) and frequency (f, f %), the relative importance value (I %), the relative volume of plant material (V %) and the presence of seeds. The mean prey length and the mean number of prey taxa per fecal sample were also calculated.

During winter, the most important food component of the Great Spotted Woodpecker's diet was the plant component with 70.0 % (22.5 % for the Middle Spotted Woodpecker and 12.5 % for the Treecreepers). The eudominant prey items of the animal food component among 496 prey items within 43 fecal samples of the Great Spotted Woodpecker were ants (Formicidae, Myrmicidae) (n % = 59.8, n = 61 prey items), while the dominant prey items were beetles (Coleoptera g.sp., Curculionidae) (n % = 14.7, n = 15), spiders (Araneidea) (n % = 9.8, n = 10) and beetle larvae (Coleoptera larvae) (n % = 9.8, n = 10). During winter, the most important food components of the

Middle Spotted Woodpecker (N = 6 fecal samples/n = 47 prey items) were ants (Formicidae) (n % = 30.4, n = 7), beetles (Coleoptera g.sp.) (n % = 30.4, n = 7) and spiders (Araneidea) (n % = 17.4, n = 4), and those of the Treecreepers (N = 6 fecal samples/n = 47 prey items) were beetles (Coleoptera g.sp., Carabidae, Curculionidae, Anobiidae) (n % = 34.5, n = 9), ants (Formicidae, Myrmicidae) (n % = 30.8, n = 8), bugs (Heteroptera) (n % = 15.4, n = 4) and spiders (Araneidea) (n % = 11.5, n = 3). By comparing the mean numbers of prey taxa per fecal sample, a significant difference was found in the diversity of prey taxa taken during the winter, with the diversity being highest in treecreepers, lowest in the Great Spotted Woodpecker and intermediate in the Middle Spotted Woodpecker. However, there was no significant difference in the mean prey length taken by these three species during winter.

During summer, the plant component of the food of the Great Spotted Woodpecker was only 15.7 %. The eudominant prey items of the animal food component among 135 prey items within 7 fecal samples were ants (n % = 92.5 %, n = 125) (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) as during winter. Great Spotted Woodpecker fledglings' diet (7 fecal samples, 164 prey items) even contained 98.7 % (n = 162) ants (Formicidae, *Lasius* sp., Myrmicidae) in their animal food component while the plant component of the food was only 1.7 %. When we compared the mean prey length, we found no significant difference for prey items taken by adult Great Spotted Woodpeckers during winter versus summer, and we found also no significant difference in the mean number of prey taxa per fecal sample taken during winter versus summer.

The dominant food groups of Great Spotted Woodpecker nestlings were ants (Formicidae, *Camponotus* sp.) (n % = 36.8, n = 25), beetles (Coleoptera g.sp., Curculionidae, Scarabeidae *Cetonia* sp., Tenebrionidae *Cylindronotus*) (n % = 19.1, n = 13), lepidoptera larvae (n % = 13.2, n = 9) and spiders (n % = 11.8, n = 8), and of Middle Spotted Woodpecker nestlings lepidoptera larvae (n % = 25.0, n = 6), ants (n % = 20.8, n = 5), beetles (Coleoptera g.sp., *Phyllobius* sp.) (n % = 16.7, n = 4), spiders (n % = 16.7, n = 4) and flies (Brachycera) (n % = 12.5, n = 3). We collected no fecal samples of Treecreeper nestlings. Prey animals consumed by Great Spotted Woodpecker nestlings during their nesting period were significantly longer than those taken by adults during the winter. By comparing the mean numbers of prey taxa per fecal sample between

adult Great Spotted Woodpeckers during winter and nestlings during their nesting time, nestlings had significant more prey taxa per fecal sample than adults during winter. Sex-specific differences in the diet of the Great Spotted Woodpeckers during winter were low.

Literatur

- Austin, G. T. (1976): Sexual and seasonal differences in foraging of Ladder-backed Woodpeckers. *Condor* 78: 317 – 323.
- Allegro, G. (1996): Observations on the behaviour of the Great Spotted Woodpecker, *Picoides major*, in poplar plantations during the nesting period. *Rivista italiana di Ornitologia Milano* 66: 17 – 27.
- Blume, D. (1977): Die Buntspechte. Die neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Blume, D., & J. Tiefenbach (1997): Die Buntspechte. Die neue Brehm Bücherei Band 315: Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Csiki, E. (1905): Positive Dateien über die Nahrung unserer Vögel. *Aquila* 12: 312 – 330.
- Dvorak, M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt Wien.
- Glutz, U.N., & K. Bauer (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/II. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Glutz, U.N., & K. Bauer (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Columbiformes – Piciformes. 2. durchgesehene Auflage. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Grübler, M., & G. Pasinelli (1999): Nahrungsökologie von rindenabsuchenden Vogelarten im Winter in einem Eichen-Hagebuchenwald der Nordostschweiz. *Tichodroma* 12, Supplementum 1: 164 – 190.
- Hogstad, O. (1976): Sexual dimorphism and divergence in winter foraging behaviour of three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* and three *Dendrocopos* species. *Ornis Scand.* 2: 143 – 146.
- Hogstad, O. (1978): Sexual dimorphism in relation to winter foraging and territorial behaviour of the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus* and three *Dendrocopos* species. *Ibis* 120: 198 – 203.
- Jackson, J.A. (1970): A quantitative study of the foraging ecology of Downy Woodpeckers. *Ecology* 51: 318 – 323.
- James, F.C. (1970): Geographic size variation in birds and its relationship to climate. *Ecology* 51: 365 – 390.
- Kilham, L. (1965): Differences in feeding behavior of male and female Hairy Woodpeckers. *Wilson Bull.* 77: 134 – 145.
- Koch, R.F., A.E. Courchesne & C.T. Collins (1970): Sexual differences in foraging behavior of White-headed Woodpecker. *Bull. Southern California Acad. Sci.* 69: 60 – 64.
- Krištín, A. (1990): Zur Kenntnis der Nahrung und Nahrungskonkurrenz des Kleibers und Waldbaumläufers. *Beitr. Vogelkunde* 36: 257 – 268.
- Krištín, A. (1999): Zur Nestlingsnahrung und Nahrungssuche von Buntspechten (*Picoides major*) während der Brutzeit. *Tichodroma* 12, Supplementum 1: 140 – 150.
- Ligon, J.D. (1968): Sexual differences in foraging behavior in two species of *Dendrocopos* woodpeckers. *The Auk* 85: 203 – 215.
- Michalek, K.G. (1998): Die Rolle der Geschlechter bei Buntspecht (*Picoides major*) und Mittelspecht (*Picoides medius*) (Dissertation). Universität Wien.
- Michalek, K.G., & J. Miettinen (2003): Great Spotted Woodpecker. BWP UPDATE. *The Journal of the Birds of the Western Palearctic*, Vol. 5, No. 2: 101 – 184. Oxford University Press.
- Obtel, R., & V. Holíšová (1974): Trophic niches of *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus* in a lowland forest. *Acta Sci. natur. Acad. Sci. Bohemoslov. Brno* 8: 1 – 37.
- Osiejuk, T.S. (1994): Sexual dimorphism in foraging behaviour of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* during winters with rich crops of Scotch pine cones. *Ornis Fennica* 71: 144 – 150.
- Pasinelli, G. (2000): Sexual dimorphism and foraging niche partitioning in the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. *Ibis* 142: 635 – 644.
- Pasinelli, G. (2003): Middle Spotted Woodpecker BWP UPDATE. *The Journal of the Birds of the Western Palearctic*, Vol. 5, No. 1: 49 – 99. Oxford University Press.
- Pechacek, P., & A. Krištín (1993): Nahrung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. *Die Vogelwelt* 114: 165 – 177.
- Pettersson, B. (1983): Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. *Holarct. Ecol.* 6: 263 – 269.
- Ruge, K. (1986): Untersuchungen zur Nahrungswahl und Nahrungssuche beim Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 61: 197 – 205.
- Ruge, K., & P. Havelka (1993): Vergleichende Untersuchungen am Buntspecht (*Picoides major*) und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) Engadin/Neckarland. Nahrungsanalysen während der Brutperiode. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 101 – 107.
- Schmalzer, A. (1990): Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbsverhalten von Buntspecht (*Picoides*

major), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Kleiber (*Sitta europaea*) in Beziehung zur Vegetationsstruktur (Diplomarbeit). Universität Wien.

Smith, K.W. (1987): The ecology of the Great Spotted Woodpecker. RSPB Conserv. Rev. 1: 74 – 77.

Steinfatt, O. (1937): Aus dem Leben des Großbuntspechtes. Beitr. Fortpfl. Vögel 13: 189 – 191.

Székely, T. (1987): Foraging behaviour of woodpeckers (*Dendrocopos* spp.), nuthatch (*Sitta europaea*) and tree-creeper (*Certia* sp.) in winter and in spring. Ecol. pol. 35/1: 101 – 114.

Török, J. (1990): Resource partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* spp. during the breeding season. Holarctic Ecology 13: 257 – 264.

Wallace, R.A. (1974): Ecological and social implications of sexual dimorphism in five Melanerpine Woodpeckers. The Condor 76: 238 – 248.

Winkler, H. (1979): Foraging ecology of Strickland's Woodpecker in Arizona. Wilson Bull. 91(2): 244 – 254.

Winkler, H., Christie, D.A. & D. Nurney (1995): Woodpeckers – a Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Mountfield.

Dr. Klaus Günter Michalek
Naturschutzbund Burgenland
Esterhazystr. 15
7000 Eisenstadt
Österreich/Austria
Email: klaus.michalek@aon.at

Dr. Anton Kristin
Institute of Forest Ecology SAS
Sturova 2
960 53 Zvolen
Slowakei/Slovakia
Email: kristin@savzv.sk



Abfliegender Buntspecht. Foto: Nationalpark Kalkalpen/Mayr

Ameisen und Spechte

Johann Ambach

Für mehrere heimische Spechtarten bilden Ameisen einen Großteil, wenn nicht den Hauptteil, der Nahrung. Durch die soziale Lebensweise kommt es bei allen Ameisenarten zu örtlich gehäuftem, saisonal unterschiedlichen Ansammlungen von Arbeiterinnen, Geschlechtstieren und Entwicklungsstadien, die eine wichtige Ressource für Wendehals, Grauspecht, Grünspecht sowie Schwarzspecht darstellen und für deren Vorkommen entscheidend sein können. Entsprechend der Ökologie der jeweiligen Spechtart werden jedoch unterschiedliche Ameisen bevorzugt und benötigt.

Vom Frühling bis in den Herbst suchen die so genannten Erdspechte Wendehals, Grau- und Grünspecht ihre Nahrung vor allem am Boden in offenen und halboffenen Landschaftstypen. Hier sind es vor allem Arten der Gattungen *Lasius*, *Formica* (*UG Serviformica*), *Myrmica*



Morsche Baumstubben werden von einigen Ameisenarten zur Nestanlage verwendet. Foto: Nationalpark Kalkalpen/Stückler

und *Tetramorium*, die direkt aus den Nestern erbeutet werden. Einige der Arten dieser Gattungen gehören zu den häufigsten Vertretern der heimischen Ameisenfauna in Wiesen und an Waldrändern. Sie bilden individuenreiche Nester (bei *Lasius niger* bis zu 50.000 Arbeiterinnen, bei *Lasius flavus* vereinzelt bis zu 100.000) und produzieren jährlich eine große Anzahl von Geschlechtstieren. Die weiblichen Geschlechtstiere sind durch die meist selbstständige Koloniegründung relativ groß. Allerdings ist auch bei den häufigeren Ameisen in letzter Zeit ein Rückgang der Populationen zu beobachten. Sogar die euryöken Arten werden durch die Intensivierung der Bewirtschaf-



Die Kahlrückige Waldameise *Formica polyctena*. Ihre individuenreichen Nester werden von Grün-, Grau- und Schwarzspecht im Winter zum Nahrungsgewinn genutzt. Foto: Johann Ambach

tung von Grünlandflächen zurückgedrängt, da die Bedingungen in Bodennähe durch Zunahme der pflanzlichen Biomasse zunehmend kälter und feuchter werden und so nicht mehr das Mikroklima geboten wird, das die Ameisen für die Aufzucht ihres Nachwuchses benötigen.

Da die Nester der Wiesenameisen im Winter für Grau- und Grünspecht nicht mehr so leicht zugänglich sind, suchen diese ihre Nahrung dann verstärkt am Waldrand in Nestern der hügelbauenden Waldameisen (*Formica rufa* – Gruppe). Diese in Österreich mit sechs Arten vertretene Gruppe, wird auch vom Schwarzspecht stark genutzt. Der Umstand, dass es sich bei ihnen um sehr aggressive und wehrhafte Arten handelt mag erklären, dass ihre Nutzung sich vor allem auf die Wintermonate beschränkt, wo kein Widerstand geleistet werden kann. Auch die Völker dieser Ameisenarten sind sehr individuenreich und einige bilden Kolonien, die aus vielen in Verbindung stehenden Nestern zusammengesetzt sein können.



Derartige Spuren hinterlässt der Schwarzspecht bei der Suche nach Nestern von *Camponotus herculeanus*. Foto: Nationalpark Kalkalpen/Mayr

Der Schwarzspecht als ausgesprochener Hackspecht erbeutet außerdem Holz bewohnende Ameisenarten, wie die beiden Rossameisen *Camponotus herculeanus* und *Camponotus ligniperda* sowie die Glänzend-schwarze Holzameise *Lasius fuliginosus*. Die beiden zuerst genannten Arten bauen meist kombinierte Erd-Holznester und können Bäume bis in große Höhen aktiv aushöhlen, um Platz für ihre Brutkammern zu schaffen. Ihre Nester sind oft sehr weitläufig. So wurde von *Camponotus herculeanus* ein Nest gefunden, das 13 Bäume umfasste, die unterirdisch durch ein Netz von Verbindungsstraßen verbunden waren.

Lasius fuliginosus hingegen legt seine Nester in schon bestehenden Hohlräumen an der Basis von Bäumen an. In diese baut er eine Struktur aus Karton, der aus Holzmehl, Honigtau und einem speziellen Pilz besteht, dessen Hyphen dem Gebilde seine Festigkeit verleihen. Die Kolonien dieser Ameisenart sind oft sehr individuenreich und weisen bis zu 2 Millionen Arbeiterinnen auf.

Literatur

Muschketat, L.F. & K.F. Raque (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 71 – 82.

Pechacek, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Forschungsbericht 31. 181 S.

Seifert, B. (2007): Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Lutra – Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Görlitz/Tauer. 368 S.

Seifert, B. (2009): Ameisen und Vögel – ein keineswegs einseitiges Verhältnis. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung. Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Bd. 3: 12 – 19.

Seifert, B. (2009): Lebensraumansprüche, Biomassen und Erreichbarkeit für Spechte relevanter Ameisen. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung. Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologischen Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Bd. 3: 20 – 27.

Mag. Johann Ambach

Margarethen 27

4020 Linz

Österreich/Austria

johann.ambach@utanet.at

Totholz, essenzielle Ressource im Spechtrevier

Wolfgang Scherzinger

Zusammenfassung

Mit „Totholz“ wird hier das Holz toter Bäume bezeichnet. Auf Grund der hohen Bedeutung als Lebensraum und Nahrungsbasis für Wirbellose, speziell Spinnentiere und Insekten, wird Totholz – indirekt – zur basalen Ressource für die Spechte.

In den letzten 15 bis 20 Jahren kam es zu einer grundlegenden Neubewertung von Totholz auf Grund einer ganzheitlichen Betrachtung des Ökosystems Wald, die sich im Wesentlichen an natürlichen Prozessen orientiert. Tatsächlich spielt Totholz bei Bodenbildung, als Puffer gegen Bodenversauerung, als Stickstoff-Sammler, als Keimbett der Waldverjüngung unter erschwerten Wuchsbedingungen sowie als Substrat und Ressource für xylobionte Organismen eine grundlegende Bedeutung. Das Leitbild einer naturnahen Waldwirtschaft strebt eine naturnahe Lebensgemeinschaft an, unter Berücksichtigung der waldspezifischen Artenausstattung aus Flora und Fauna.

Die Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald, wo seit 1970 ein Großteil der Hochlagenwälder außer Nutzung gestellt werden konnte, bot eine außerordentliche Gelegenheit, mögliche Korrelationen zwischen der auffälligen Zunahme von Totholz und der Reaktion der Vogelwelt aufzuzeigen, unter besonderer Berücksichtigung der Spechte.

Der Beitrag zeichnet die Ergebnisse einer Specht-Kartierung zwischen 1989 und 2000 auf 75 Hektar Probefläche in den Kammlagen des Böhmerwaldes nach, wo eine seit 1986 aufflammende Borkenkäfer-Gradation nahezu 80 % des alten Fichten-Hochlagenwaldes absterben ließ.



Abb. 1: Dank des hohen Beuteangebots in unmittelbarer Nähe zur Bruthöhle können die Dreizehenspechte ihre Jungen aus kurzer Distanz versorgen (Weibchen mit Jungvogel, Gr. Spitzberg). Foto: Wolfgang Scherzinger

Von den sechs anwesenden Spechtarten nutzten drei das Massenangebot an Buchdrucker-Larven zum raschen Aufbau maximaler Siedlungsdichten. Obwohl mit landschaftsweiter Ausweitung der Totholz-Flächen das Beuteangebot noch weiter anstieg, mieden die Spechte die kahlen Bestände zunehmend, offensichtlich aus Mangel an Deckung. Zweifellos ist Totholz eine essenzielle Ressource für Spechte, doch stellt es eben nur **eines** von mehreren entscheidenden Qualitätsmerkmalen im Spechtbiotop.

Einleitung

Mit der Festlegung der Holzproduktion als Primärziel geregelter Forstwirtschaft hat Totholz eine zunehmend negative Bewertung erfahren. (Holz ist auch in lebenden Bäumen stets „tot“, weshalb hier mit „Totholz“ das Holz toter Bäume gemeint ist). Zur Prävention von Pilzbefall, Fäulnis-erregern und Schädlings-Kalamitäten wurden kränkliche, anbrüchige und abgestorbene Bäume systematisch aus dem Wald entfernt, entsprechend dem Leitbild, dass ein **gesunder Wald** nur aus gesunden Bäumen bestehen sollte.

In den letzten 15 bis 20 Jahren kam es zu einer grundlegenden Neubewertung von Totholz auf Grund einer mehr ganzheitlichen Betrachtung des Ökosystems Wald, die sich deutlich stärker an natürlichen Prozessen orientiert. Tatsächlich spielt Totholz bei Bodenbildung, als Puffer gegen Bodenversauerung, als Stickstoff-Sammler, als Keimbett der Waldverjüngung unter erschwerten Wuchsbedingungen sowie als Substrat und Ressource für xylobionte Organismen eine grundlegende Bedeutung (Rauh 1993, Samuelson et al. 1994). Das Leitbild einer naturnahen Waldwirtschaft erkennt einen **gesunden Wald** an der naturnahen Lebensgemeinschaft, die die waldspezifische Artenausstattung aus Flora und Fauna schwerpunktmäßig berücksichtigt, und dabei spielt Totholz eine erhebliche Rolle (Scherzinger 1996).

So gilt Totholz, auf Grund der hohen Bedeutung als Lebensraum und Nahrungsbasis für Wirbellose, speziell Spinnentiere und Insekten, – indirekt – auch als basale Ressource für die Spechte. Dementsprechend wurde aus zahlreichen Freiland-Erhebungen bestätigt, dass sich das Angebot an Nekromasse in Baumbeständen indikatorisch

mit der Siedlungsdichte, meist auch mit der Artenvielfalt an Spechten korrelieren lässt (Scherzinger 1982, Utschick 1991, Rauh 1993). Im folgenden Beitrag soll der Frage nachgegangen werden, wieweit diese Beziehung von „viel Totholz = viele Spechte“ auch für Maximalwerte an abgestorbenen Bäumen gilt, wie sie z. B. in Folge von katastrophalen Ereignissen auftreten können.

Im Ostteil des Nationalpark Bayerischer Wald („Rachel-Lusen-Gebiet“, Fläche = 130 km²), wo seit 1970 ein Großteil der Hochlagenwälder, seit 1982 auch hervorragende Beispiele alten Bergmischwaldes außer Nutzung gestellt worden waren, sind bis heute rund 70 % der Waldfläche nutzungsfrei, wobei im Kerngebiet auch katastrophale Ereignisse (wie Sturm und Insektengradation) als Teil der naturgegebenen Waldentwicklung akzeptiert werden. Diese naturbelassene Entwicklung der Bergwälder bot jedenfalls eine hervorragende Gelegenheit, die Reaktion der Vogelwelt auf eine großflächige Zunahme von Totholz-Beständen zu beobachten, unter besonderer Berücksichtigung der Spechte.

Der Beitrag zeichnet die Ergebnisse einer avifaunistischen Kartierung zwischen 1989 und 2000 in den Kammagen des Böhmerwaldes nach, wo eine seit 1986 aufflammende Borkenkäfer-Gradation nahezu 80 % des alten Fichten-Hochlagenwaldes absterben ließ (Heurich 2001, Scherzinger 2006). Totholz satt, das Leitbild für ein Specht-Paradies?

Chronologie der Arealnutzung durch Spechte

Das Beobachtungsgebiet am Südwest-Abhang des „Großen Spitzberges“ wurde auf Grund frischer Sturmwurfflächen (von 1983) und auffälliger Befallsnester durch den Buchdrucker (*Ips typographus*; ab 1988) gewählt. Mit einer Fläche von rund 70 Hektar überdeckt es Seehöhen von 1.100 – 1.300 m NN, und reicht damit von der Obergrenze des Bergmischwaldes (mit Fichte-Buche [Tanne]) in den naturnahen Altbestand aus autochthoner Hochlagenfichte (mit Bergahorn, Vogelbeere). Zwischen Januar 1989 und Juni 2000 wurden insgesamt 301 Begehungen nach der Methode der Gitterfeldkartierung durchgeführt (mit 70 Einzelflächen je 1 ha), 203 davon im Frühlings-Halbjahr (81 = Januar – Mitte März, 157 = Mitte März – Ende Juni; vgl. Scherzinger 2006).

Die Wintermonate 1989 waren gekennzeichnet durch auffällige Aktivitäten des Schwarzspechts, der die Borke am unteren Stammabschnitt frisch befallener Fichten mit großem Aufwand abstemmte, um an die Larven bzw. halbreifen Imagines des Buchdruckers (*Ips typographus*) zu gelangen, so dass sich an deren Stammbasis regelrechte Ringe aus groben Borkenstücken anhäuften. An frisch geschälten Stämmen waren die derben Schnabelspuren deutlich erkennbar. Kleinere Spechtarten wie Bunt- und Dreizehenspecht nutzten das kraftvolle *scaling* des Schwarzspechts, um die freigelegten Stellen nach Käferlarven abzusuchen. Ein kommensales Verhalten wurde auch an Singvögeln beobachtet, wobei Tannen-, Hauben-, Blau- und Kohlmeisen, Kleiber, Waldbaumläufer, Fichtenkreuzschnabel, Erlenzeisig und Eichelhäher sowohl die Stammseite als auch die abgestemmtten Borkenplatten auf dem Waldboden nach Insektenlarven absuchten. Dreizehenspechte



Abb. 2: Bei hoher Befallsdichte töten Borkenkäfer auch vitale Altfichten ab. Durch das sukzessive Absterben von einzelnen Baumgruppen bietet sich den Spechten ein diverses Mosaik aus noch grünen, frisch-befallenen, abgedorrten und brüchigen Fichten (Steinfleckberg). Foto: Wolfgang Scherzinger

nutzten vorwiegend die mittleren bis höheren Stammteile und Starkäste, z. T. auch noch feines Astwerk, wobei sie die Fichtenborke oberflächlich abschuppen oder in kleinen Stücken abstemmen. Männchen und Weibchen arbeiteten meist in Sichtweite, sogar auf identischen Bäumen in nur geringem Abstand. Entsprechend der geschlechtsspezifischen Aufteilung der Aktivitätsschwerpunkte waren Männchen meist im Stammbereich, Weibchen eher im Wipfelbereich zu beobachten. Buntspechte nutzten alle Zonen befallener Fichten, auch Bruch- und Lagerholz auf dem Waldboden (Abb. 2). Vereinzelt auftretende Kleinspechte suchten vorwiegend das Feinreisig im äußeren Kronenbereich ab. Im Spätwinter trafen in besonders günstigen Fichtenbeständen gleichzeitig bis zu 11 Individuen aus

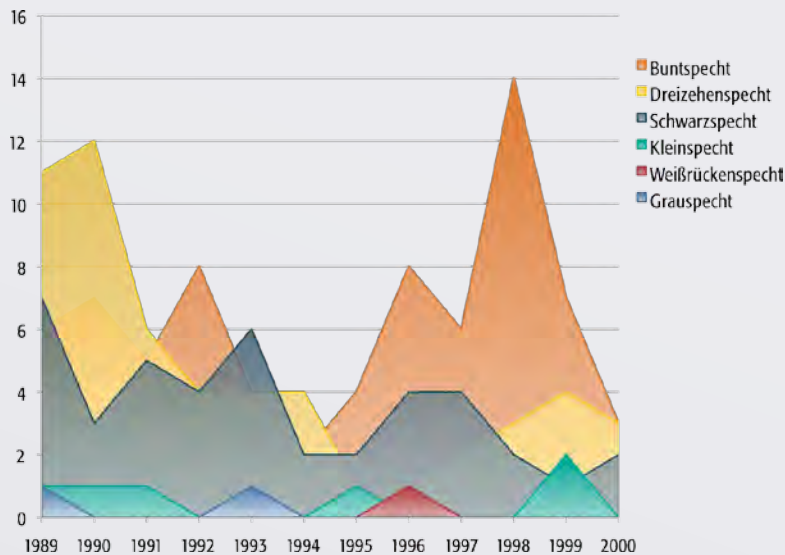


Abb. 3: Bestandsentwicklung Spechte/Gr. Spitzberg 1989 – 2000

4 Spechtarten auf engstem Raum aufeinander. Aus dem Vergleich mit einer früheren Erhebung der Spechtbestände im Nationalpark Bayerischer Wald 1974 bis 1977, bei der auf identischer Fläche nur 3 Spechte in 2 Arten beobachtet worden waren (1 Paar Dreizehenspecht, 1 einzelner Buntspecht; Scherzinger 1982), geht der bemerkenswerte Dichteanstieg in Folge der Borkenkäfer-Gradation deutlich hervor: 1989 wurden im Frühlingshalbjahr auf der Kontrollfläche „Gr. Spitzberg“ insgesamt 26 Individuen in 5 Spechtarten erfasst, mit dem Dreizehenspecht als häufigsten Vertreter (als „Borkenkäferspezialist“ = 11 Indiv.), gefolgt von Schwarz- und Buntspecht (je 7 und 6 Indiv.) und Einzelbeobachtungen von Grau- und Kleinspecht. Während des Frühlings-Halbjahres 1989 wurden innerhalb der Kontrollfläche 64 von 70 Gitterfeldern von Spechten genutzt, wobei die Ränder der Sturmlücken und Fichten mit Borkenkäfer-Frischbefall besonders häufig aufgesucht wurden (Mittel = 2,23; Maximum = 4 Spechtarten/Gitterfeld).

Bis 1994 war ein Großteil der vom Buchdrucker abgetöteten Fichten entnadelt und abgedorrt. Den Waldboden bedeckte eine ansehnliche Streulage aus Nadeln, Flechten, Borkenteilen und Feinreisig. Infolge Verpilzung verloren die Baumskelette ihre Stabilität; es kam zu massivem Wipfel- und Stammbruch, so dass sich Totholz zu sperrigem „Verhau“ türmte. Dieses deutlich erweiterte Totholzangebot war für Spechte offensichtlich aber nicht attraktiv. Vielmehr verließen die Spechte das Beobachtungsgebiet großflächig. Nur noch 32 von 70 Gitterfeldern wurden aufgesucht, soweit dort Borkenkäfer-Neubefall stattgefunden hatte (Mittel = 0,67; Maximum = 3 Spechtarten/Gitterfeld).

Infolge ungewöhnlich warmer Sommerwitterung kam es im Herbst 1995 zu einer außerordentlich reichen Samenmast bei Fichte und Buche. Der Buntspecht konnte von diesem Nahrungsangebot zunächst merklich profitieren, doch starben 1996 die erschöpften Altfichten auf großer Fläche und nahezu synchron ab. Der Hochlagenwald wurde von Totholz in allen Stärken und Formen geprägt (Abb. 4). Mit dem Wegfall des Kronendachs fehlte den Waldvögeln jegliche Deckung oder Wetterschutz. Offensichtlich meiden die Vögel die offenen Totholz-Flächen, wo sie gegenüber

Habicht und Wanderfalke schutzlos exponiert sind. Funde entsprechender Beutereste bestätigen das Predationsrisiko für Spechte im deckungsfreien „Wald“ (vgl. Scherzinger 1998). Die wenigen verbliebenen Spechte zogen sich weitgehend in Randbereiche zurück, wo Horste von Jungfichten und Randbäume an Feuchtstellen noch grün geblieben waren. Im Frühlingshalbjahr 2000 wurden noch 34 von 70 Gitterfeldern von Spechten aufgesucht (Mittel = 0,56; Maximum = 2 Spechtarten/Gitterfeld).



Abb. 4: Trotz maximalen Angebots an Totholz sinkt im „toter Wald“ die Attraktivität für Spechte. Foto: Wolfgang Scherzinger

Zum Zeitpunkt des höchsten Totholzangebots (stehende und gestürzte Dürrstämme sowie Bruchholz in wirrer Schichtung) war der Aufschwung der Spechtbestände nach einem nur 3 bis 4 Jahre anhaltenden Höchstwert wieder auf das Ausgangsniveau zurückgefallen! Allerdings verlief die Bestandsentwicklung bei den einzelnen Arten sehr verschieden (Abb. 3): So fiel die Individuenzahl des **Schwarzspechts** nahezu kontinuierlich von 7 (1989) auf

1 – 2 (1999/2000) ab. Obwohl der **Dreizehenspecht** als „Borkenkäferspezialist“ gilt, hat diese Art den stärksten Rückgang erleben müssen, von 11 – 12 Individuen (1989/90) auf nur noch 1 (1995/96), bei leichtem Anstieg auf 3 – 4 (1999/2000). Ganz anders beim **Buntspecht**, dessen Dichte sich in den Anfangsjahren vergleichsweise zögerlich an hob (6 – 8 Individuen 1989 – 1992), bis 1994 sogar wieder auf nur 2 Individuen absank, jedoch ab 1995/96 dank der Mastjahre einen erstaunlich raschen Anstieg auf bis zu 14 Individuen erlebte (1998). Klein-, Grau- und Weißrückenspecht erreichten in keinem Jahr nennenswerte Dichten. Im Artenvergleich zeigt sich der Buntspecht als eigentlicher „Gewinner“ der Borkenkäfer-Gradation.

Inner- und zwischenartliche Assoziationen

Spechte gelten im Allgemeinen als wenig sozial und „zänkisch“, in der territorialen Phase der Balz als geradezu aggressiv. Dennoch kann es in besonders attraktiven Nahrungsgebieten – vorübergehend – zu Konzentrationen von Spechten kommen. Neben der erwähnten kommensalen Nutzung des Schwarzspecht-*scalings* durch die kleineren Arten, konnten in Jahren mit sehr hoher Individuendichte gemischte Gruppen von Spechten in enger Nachbarschaft beim Stochern, Hämmern und Hacken beobachtet werden. Solche örtlichen Konzentrationen lösten regelmäßig inner- und zwischenartliche Konflikte aus, die sich – speziell mit beginnender Balzzeit – durch vermehrtes Rufen und Trommeln, sogar Angriffsintentionen und kurze Verfolgungsflüge äußerten.

Wertet man Beobachtungen desselben Tages und auf identischem Gitterfeld als syntope „Begegnung“, so lassen sich Konzentrationen unterschiedlicher Spechtarten für jeden Zeitabschnitt darstellen: Während des Dichtemaxi-

mums im Frühlings-Halbjahr 1989 wurden 42 Gitterfelder von wenigstens 2, 18 von wenigstens 3 und 2 von 4 Spechtarten aufgesucht. Von 119 Buntspecht-Beobachtungen waren dabei 42 % syntop mit Dreizehenspecht und 10 % mit Schwarzspecht. Von 266 Dreizehenspecht-Beobachtungen fielen 19 % mit dem Bunt- und 12 % mit dem Schwarzspecht zusammen. Von 101 Schwarzspecht-Beobachtungen kamen 32 % auf Gitterfelder mit Dreizehen- und 12 % mit Buntspechten (vgl. Tab. 1).

Die Ausdünnung der Spechtdichte 1994 spiegelt sich auch in der Frequenz solcher „Begegnungen“ wider: wenigstens 2 Spechtarten kamen nur noch auf 12 Gitterfeldern, 3 Arten auf 3 zur Beobachtung. Von 21 Beobachtungen des Buntspechts trafen 33 % mit solchen des Dreizehenspechts und 14 % des Schwarzspechts zusammen. Von 24 Dreizehenspecht-Beobachtungen fielen 29 % auf Gitterfelder mit Bunt- und 13 % mit Schwarzspechten. Bei 26 Beobachtungen von Schwarzspechten entsprachen je 12 % „Begegnungen“ mit Bunt- oder Dreizehenspechten. Entsprechend der weiter gesunkenen Beobachtungsfrequenz gab es im Jahr 2000 nur noch 5 Gitterfelder, die von 2 Spechtarten aufgesucht wurden, jedoch keine synchronen „Begegnungen“ mehr. Vielmehr betrafen alle 60 Beobachtungen aus dem Frühlings-Halbjahr nicht-vergesellschaftete Spechte.

Totholz in neuem Licht

Da Bäume „nicht in den Himmel wachsen“, mit zunehmendem Alter vielmehr kränkeln, von Pilzen und xylobionten Insekten geschädigt werden und schließlich in Teilen oder zur Gänze absterben, sammelt sich Totholz im Naturwald in großen Mengen an. Die Nekromasse aus dürrer, anbrüchigem, morschem oder vermodertem Holz prägt daher den Urwald und gilt geradezu als Indikator für Na-

	1989					1994					2000				
	Beobachtungen	Buntspecht	Dreizehenspecht	Schwarzspecht	Kleinspecht	Beobachtungen	Buntspecht	Dreizehenspecht	Schwarzspecht	Kleinspecht	Beobachtungen	Buntspecht	Dreizehenspecht	Schwarzspecht	Kleinspecht
	n	%	%	%	%	n	%	%	%	%	n	%	%	%	%
Buntspecht	119		42	10	2	21		33	14	0	29		0	0	0
Dreizehenspecht	266	19		12	3	24	29		13	0	18	0		0	0
Schwarzspecht	101	12	32		1	26	12	12		0	13	0	0		0
Kleinspecht	14	14	57	7		0	0	0	0		0	0	0	0	

Tab. 1: Zwischenartliche „Begegnungen“ von Spechten auf der Kontrollfläche „Gr. Spitzberg“.

turnähe im Wald (Korpel & Saniga 1993, Bobiec et al. 2005). Je nach Altersphase kann der Totholzanteil 5 – 70 % der Gesamtmasse eines Baumbestandes ausmachen (Übersichten in Albrecht 1991, Rau 1993, Samuelson et al. 1994, Scherzinger 1996), wobei die niedrigen Werte



Abb. 5: Infolge Pilzbefalls brüchig gewordene Fichtenstümpfe bieten gute Bedingungen zum Höhlenbau (Buntspecht Weibchen, Gr. Spitzberg). Foto: Wolfgang Scherzinger

z.B. für Jungbestände im Auwald, die hohen für Sturmwurfflächen im Gebirgswald typisch wären. Im Fall der geschilderten Sequenz aus Sturmwurf und Borkenkäfer-Gradation im alten Hochlagen-Fichtenwald des Inneren Bayerischen Waldes erreichte der Totholzanteil ein Maximum mit nahezu 100 % (vgl. Heurich et al. 2001)!

In auffälligem Gegensatz zu diesem Befund steht das forstliche Management, das Totholz traditionell als Ausdruck verwahrloster, ungepflegter bzw. unordentlich bewirtschafteter Wälder einstuft und dessen Entstehung möglichst konsequent verhindert. Das Leitbild einer „sauberen“ Waldwirtschaft ist in der Befürchtung begründet, dass Totholz das Risiko eines Schädlingsbefalls massiv anheben kann, sei es Pilzbefall oder Insektengradation. Dieses Negativ-Image von Totholz hat auch die öffentliche Meinung durchdrungen, weshalb das Leitbild vom „gesunden Wald aus gesunden Bäumen“ auch auf streng geschützte Waldgebiete projiziert wurde. Entsprechend sahen sich sogar Verwaltungen nutzungsfreier Schutzgebiete in der Verantwortung, Totholz – in jeder Form – konsequent zu beseitigen.

Wenn diese Assoziation von Totholz = Schädlings-Risiko auch im Einzelfall durchaus begründet ist (z. B. großflächiger Pilzbefall von Rotkiefern, Schädigung von Fichten durch Buchdrucker und Kupferstecher), so trifft sie weder für das Gros toter Laubbäume noch für bereits abgestorbene Nadelbäume zu, schon gar nicht für die folgenden Zersetzungsstadien wie Morsch- und Moderholz. Darüber hinaus hat die ökologische Forschung der letzten 20 Jahre zu einer völligen Neubewertung von Totholz geführt:

- Totäste, kernfaule Stämme und Wipfelbruch noch lebender Bäume sind attraktive Strukturen für die xylobionte Fauna (Trommelplatz für Spechte, Siedlungsraum für Rossameisen, Tagesversteck für Fledermäuse, etc.) und Jagdgebiet für Spechte, Baumläufer, Kleiber, Meisen.
- Kränkelnde und absterbende Bäume stellen einen bedeutenden Lebensraum für Pilze, Flechten, Moose sowie Collembolen, Spinnen und Insekten.
- Stehende tote Bäume werden von vielen Spechtarten (auch Hauben- und Weidenmeise) zum Höhlenbau sowie als Sing- und Trommelwarte bevorzugt; sie werden von Holz-zersetzenden Pilzen sowie Insekten besiedelt, denen diese Pilze als Nahrungsgrundlage dienen.
- Gestürzte Bäume bzw. Lagerholz bieten nicht nur mikroklimatische Sonderstandorte für seltene Holzpilze, Moose, Bärlappe und Sämlinge, sondern bodennahe Sonderstrukturen, die von Insekten (Wärmespeicher), Reptilien (Sonnenbad), Kleinsäugern und Luchsen (Laufsteg) sowie Vögeln (Brutplatz, Feindschutz) gezielt genutzt werden.
- Gestürzte Wurzelteller und anbrüchiges Lagerholz erweitern die Vielfalt an Sonderstandorten (für Blütenpflanzen, Insekten, Reptilien, Kleinsäuger, Singvögel) und stellen ein wertvolles Keimbett für Moose, Bärlappe, Farne und Sämlinge der Waldbäume (so genannte „Kadaver-Verjüngung“).
- Moderholz dient Regenwürmern, Tausendfüßlern, Mollusken und den Larven seltener Käfer (z. B. Eremit, Hirsch- und Nashornkäfer) als Lebensraum sowie Amphibien als Winterquartier.
- Moderholz speichert Feuchtigkeit und mulcht den Waldboden.
- Moderholzaufgaben sind ein wirksamer Puffer gegen Bodenversauerung.
- Moderholz sammelt über das feinverzweigte Pilzmycel Stickstoff aus der Luft.
- Moderholz hat eine wichtige Funktion beim Aufbau der Humusschicht von Waldböden.

Aus dieser erweiterten Sichtweise leitet sich ein neues Leitbild für den „gesunden“ Wald ab, den wir als naturnahe Lebensgemeinschaft verstehen, in der Totholz als Strukturgeber, Substrat und Ressource eine wichtige Rolle spielt (Speight 1989, Albrecht 1991, Utschick 1991, Conrad 1992, Bobiec et al. 2005). Ein Großteil dieses Angebots kann von den Spechten genutzt werden. Totholz stellt daher eine essenzielle Ressource im Spechtrevier dar. Folgerichtig spielt die Menge (und die Qualität) von Totholz eine Schlüssel-

Anteil in Prozent der Gesamt-Holzmasse	Nekromasse in m³/ha	Differenzierung nach Qualität	Verteilungs-Muster von Totholz
<ul style="list-style-type: none"> • 3 – 5 % (Baumstümpfe, Kronen- u. Astholz) • 15 % (auch Starkholz, Lagerholz) • bis 30 % (Leitbild Urwald) 	<ul style="list-style-type: none"> • wirtschaftlich tolerabel • Schwellenwerte für Besiedlung durch Xylobionte: > 15 – 20 m³/ha (relevant für Spechte) > 40 m³/ha (relevant für spezialisierte Totholzkäfer) 	<ul style="list-style-type: none"> • Risiko-Abschätzung • Bedeutung für Biodiversität: Nadelholz oder Laubholz Totholz stehend oder liegend Totholz besonnt u. trocken, schattig u. feucht Schwach- oder Starkholz Totholz mit Borke oder entrindet Totholz verpilzt Moderholz, Mulm 	<ul style="list-style-type: none"> tote Einzelbäume Horste toter Bäume Totholz-patches feinkörniges Mosaik grob-gerastertes Mosaik Totholz großflächig Totholz landschaftsweit

Tab. 2: Kalkulationswege für ein Mindestangebot an Totholz in Wald und Forst.

rolle bei der Habitatqualität für Spechte (vgl. Tab. 2). Da Totholz aber **nur ein** Lebensraum-bestimmender Faktor ist, entscheidet letztlich das Verhältnis zwischen vitalem Baumbestand (bietet z. B. Samen, Schatten, Deckung, Beutetiere an Laub, Borke und Gezweig) und toten Bäumen (bieten z. B. Substrat für Sing- und Trommelwarte sowie Höhlenanlage, Beutetiere an Borke und Stammoberfläche sowie im Splint- und Kernholz). Auch wenn die Formel „viel Totholz = viele Spechte“ im Grundsatz seine Gültigkeit hat, so entspricht ein Maximalangebot an Totholz, wie im Beispiel des völlig abgestorbenen Fichtenwaldes am Grenzkamm des Böhmerwaldes, keineswegs dem Optimalbiotop für Spechte.

Literatur

Albrecht, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwiss. Centralbl. 110: 106 – 113.

Bobiec, A., J. Gutowski, W. Laudenslayer, P. Pawlaczyk & K. Zub (2005): The afterlife of a tree. WWF-Poland, Eko-Press, Bialystok: 251 S.

Conrad, R. (1992): Zur Verbreitung und Gefährdung der Hirschkäferarten (Coleoptera, Lucanidae) Thüringens. Naturschutzreport, Jena 4: 123 – 132.

Heurich, M. (2001): Waldentwicklung im montanen Fichtenwald nach großflächigem Buchdruckerbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. Wiss. Reihe Nationalpark Bayer. Wald, Grafenau; 14: 99 – 176.

Heurich, M., A. Reinelt & L. Fahse (2001): Die Buchdrucker Massenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. Wiss. Reihe Nationalpark Bayer. Wald, Grafenau; 14: 9 – 48.

Korpel, St. & M. Saniga (1993): Urwald-Symposium; Exkursionsführer. Techn. Hochschule Zvolen: 104 S.

Rauh, J. (1993): Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Naturwaldreservate, Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF, München 2: 199 S.

Samuelson, J., L. Gustaffson & T. Ingelög (1994): Dying and dead trees. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala: 100 S.

Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Wiss. Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF, München; Heft 9: 119 S.

Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer Verlag, Stuttgart: 447 S.

Scherzinger, W. (1998): Sind Spechte „gute“ Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? Vogelwelt 119: 1 – 6.

Scherzinger, W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. Vogelwelt 127: 209 – 263.

Speight, M. (1989): Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg; Nature a. Environment Ser. 42: 79 S.

Utschick, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Centralbl. 110: 135 – 148.

*Dr. Wolfgang Scherzinger
Roßpoint 5
83483 Bischofswiesen
Deutschland/Germany
w.scherzinger@gmx.de*

Totholzschwellenwertanalyse für den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) im Schwarzwald

Raffael Kratzer, Florian Straub, Ulrich Dorka und Peter Pechacek

Zusammenfassung

Anhand von Habitatanalysen wurden die Lebensraumanprüche des Dreizehenspechtes in den Fichtenwäldern des Schwarzwaldes untersucht. Durch das Langzeitmonitoring der AG Dreizehenspecht sind die Brutreviere des Dreizehenspechtes und deren Besetzungsrate im Schwarzwald bekannt. In 18 Brutrevieren und 18 unbesiedelten Kontrollrevieren wurde in einer systematischen Stichprobenerhebung ($n = 623$ Probeflächen) die Waldstruktur aufgenommen. Der Vergleich zwischen den Brut- und Kontrollflächen ergab, dass Totholz der bestimmende Habitatparameter für das Vorkommen des Dreizehenspechtes ist. Es wurde ein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Art und einem erhöhten Totholzgehalt festgestellt. Mit multivariaten statistischen Verfahren und Schwellenwertanalysen wurde, in Abhängigkeit des Totholzes als Habitatvariable, die Wahrscheinlichkeit von Brutvorkommen des Dreizehenspechtes berechnet. Zur langfristigen Erhaltung der Population im Schwarzwald wird für weitere Managementmaßnahmen in den fichtendominierten Althölzern des Schwarzwalds ein Totholzvorrat von 74 Vorratsfestmeter pro Hektar (Vfm/ha) empfohlen. Aufgrund der hohen Totholzmasse kann Dreizehenspechtschutz nur über Prozessschutz erreicht werden. Um langfristig eine lebensfähige Dreizehenspecht-Population im Schwarzwald zu erhalten, müssen großflächige Bannwälder (Schutzgebiete) ausgewiesen werden.

Einleitung

Der Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) ist im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie aufgeführt. In der Roten Liste Baden-Württembergs ist diese Waldvogelart dem Gefährdungsstatus 2 „stark gefährdet“ zugeordnet (Hölzinger et al. 2007). Durch die Abhängigkeit von fichtendominierten Althölzern mit hohen Totholzvorräten steht der Dreizehenspecht in unmittelbarem Konflikt mit der „sauberen Waldwirtschaft“. Durch intensive forstliche Nutzung werden immer wieder geeignete Habitate entwertet (Dorka 1996a, Wesolowski et al. 2005, Angelstam & Mikusinski 1994). Gegen Ende des 19. Jahrhunderts verursachte die Intensivierung der forstlichen Nutzung schließlich das Aussterben der Dreizehenspecht-Population im Schwarzwald (Straub et al. 2006). Erst 1982 konnte sich der Dreizehenspecht im Schwarzwald wieder ansiedeln, nachdem sich



Dreizehenspecht Weibchen, Foto: Norbert Pühringer

durch Kalamitätsereignisse das Totholzangebot wieder verbessert hatte (Andris & Kaiser 1995, Straub et al. 2005). Das Dreizehenspecht-Vorkommen im Schwarzwald kann aufgrund der geringen Populationsgröße und der unsicheren Kontinuität des Totholzangebots als nicht gesichert gelten. Als autochthone Vogelart des Schwarzwaldes ist der Schutz des Dreizehenspechtes als besonders wichtig zu betrachten (Straub et al. 2005). Um ein erneutes Aussterben der Art zu verhindern und eine lebensfähige Population im Schwarzwald zu erhalten, muss ein Management zum Schutz des Lebensraumes des Dreizehenspechtes erfolgen. Für ein zukünftiges Habitatmanagement sind Kenntnisse über die Habitatausstattung und die Habitatsprüche eine Voraussetzung, um Empfehlungen für die praktische Umsetzung eines Managementplanes geben zu können.

Untersuchungsgebiet

Der Schwarzwald hat eine Gesamtfläche von zirka 5.925 km², die Waldfläche beträgt 4.060 km². Er ist mit einer Bewaldung von 69 % das walddreichste Wuchsgebiet in Baden-Württemberg. Die Oberflächengestalt ist durch starke Höhenunterschiede gekennzeichnet, welche im Südschwarzwald höher als im Nordschwarzwald ausgeprägt ist. Der Schwarzwald ist in weiten Teilen (sub-) atlantisch geprägt. Charakteristisch zeigt sich dies in geringen Temperaturschwankungen (Jahresmittel beträgt 7,4 °C) und durch besonders hohe Niederschläge (Jahresmittel liegt bei 1.408 mm), auch im Winter. Der Schwarzwald ist geologisch durch das kristalline Grundgebirge (Gneise,

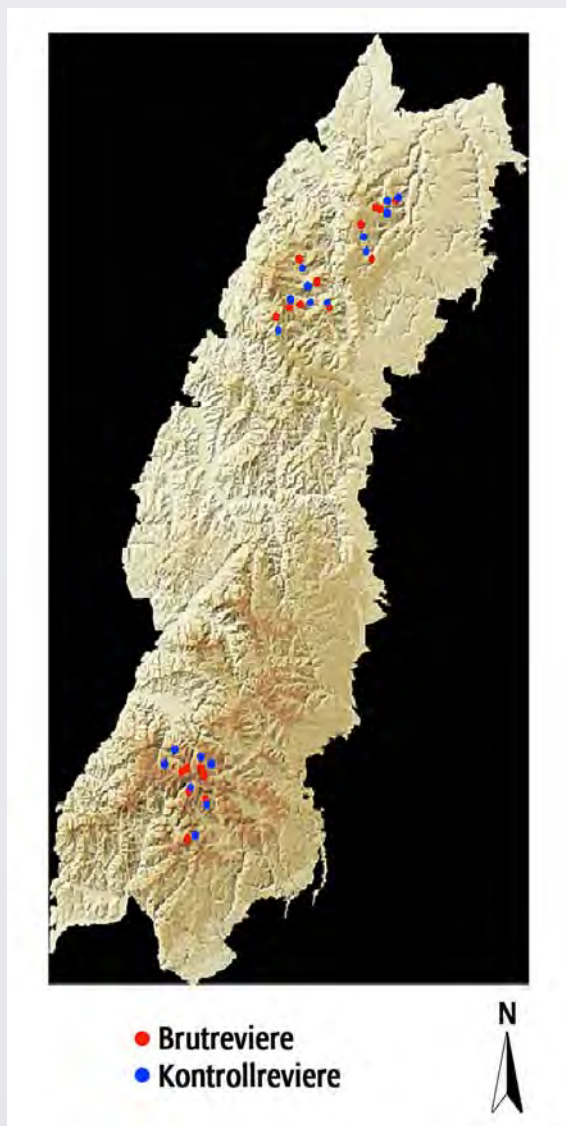


Abb. 1: Lage der 36 Untersuchungsflächen im Schwarzwald auf Basis des 30m-Höhenmodells (LUBW-rips 2007); rot: Brutreviere, blau: Kontrollflächen.

Granite und Porphyren) im Bereich des Südschwarzwaldes und durch Buntsandsteindecken im Norden geprägt. Die Fichte ist mit einem Anteil von 45 % die dominierende Baumart. Die übrige Baumartenzusammensetzung besteht aus Tanne (19 %), Buche (14 %), Kiefer (6 %), Douglasie (4 %) sonstige Laubbäume (9 %) und sonstige Nadelbäume (2 %) (Gauer & Aldinger 2005).

Material und Methode

Auswahl der Untersuchungsflächen

Durch das Langzeitmonitoring der AG Dreizehenspecht sind die Aktionsräume und der jährliche Reproduktionserfolg der Dreizehenspecht-Population im Schwarzwald bekannt (Straub et al. 2005). Aus den bekannten Aktionsräumen wurden zufällig 18 Brutreviere ausgewählt

(Abb. 1). Um Habitatsprüche des Dreizehenspechtes ableiten zu können, wurden jedem dieser Brutreviere eine unbesiedelte Kontrollfläche zugewiesen (Abb. 1). Durch den Vergleich dieser Kollektive wurden die Habitatvariablen, welche für ein Dreizehenspechtrevier bestimmend sind, herausgearbeitet. Die Kontrollflächen wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- Unmittelbare Nähe (max. 5 km) zum zu vergleichenden Brutrevier
- Trotz intensiver Kontrollen bislang kein Dreizehenspechtnachweis
- Ähnlichkeit zum zu vergleichenden Brutrevier hinsichtlich: Baumartenzusammensetzung, Altersklassenverteilung, Topographie und Standort.

Aufnahmedesign

In 36 Untersuchungsflächen (18 Brutreviere und 18 Kontrollflächen) wurde auf einer Gesamtfläche von 2.980 Hektar die Waldstruktur aufgenommen. Im Südschwarzwald wurden 14 und im Nordschwarzwald 22 Untersuchungsflächen bearbeitet. Die Waldstruktur wurde über systematisch verteilte Probeflächen erfasst. Insgesamt wurden 623 Probeflächen bearbeitet, davon 311 in Brutrevieren und 312 in den Kontrollflächen. Die Untersuchungsflächen wurden GIS gestützt mit einem Raster von 200 mal 200 Meter belegt. An jedem Rasterpunkt wurde auf einer 100 m² großen Stichprobeflächen die Waldstruktur in einer Vollaufnahme aufgenommen. In jeder Probefläche wurden alle Bäume (Kluppschwelle: Brusthöhendurchmesser > 7 cm), die Baumart sowie die Höhe erfasst. Das stehende Totholz wurde zusätzlich noch in die Baumform (kein Bruch, Wipfelbruch oder Kronenbruch) eingeteilt. Das liegende Totholz wurde nach Baumart, Mittendurchmesser und Länge vermessen. Es wurde ab einem Durchmesser von 20 cm vom stärkeren Ende und einer Mindestlänge von 1 Meter aufgenommen. Die Zersetzungsstadien des stehenden und liegenden Totholzes wurden in zehn verschiedene Klassen eingeteilt (Tab. 1). Des Weiteren wurden in jeder Probefläche die geländemorphologischen Parameter Inklination (in Grad), Exposition (in Grad) und Meereshöhe notiert.

Auswertung und Datenanalyse

Verwendete Software

Der umfangreiche Datensatz wurde mit Microsoft® Access 2007 verwaltet. Die Bereitstellung der Daten zur weiteren statistischen Analyse erfolgte mit dem Tabellenkalkula-

Klasse	Oberfläche	Form	Eindringtiefe	Lage	Zweige	Rinde
1.1	glatt	rund	Holz ist solide	unterstützt durch Zweige, hoch über Boden erhoben	Feinäste	bedeckt meist ganzen Stamm, Fehlen von Käfer- u. Spechtspuren
1.2					Grobäste	
1.3					Starkäste	
2			Oberfläche biegt sich unter Druck	dicke Äste, über Boden erhoben	dicke Starkäste u. Stubben	Einrisse von Unterseite her
3	wenige mm tiefe Risse		bis zu 1 cm	Äste u. Stubben, leicht über Boden	nur Stubben von min. 2 cm ø	gelegentlich auf Oberseite
4	Risse von 0,5 cm		bis zu 3 cm	teilweise in Kontakt mit Boden	nur Stubben von min. 4 - 5 cm ø	Fehlen von Überresten
5	cm-dicke Stücke brechen an Unterseite aus	bis zu 5 cm	vollständig in Kontakt mit Boden, außer Senken	Fehlen von Überresten		
6	cm-dicke Stücke brechen an Seite aus	solides Holz nur im Kern	vollständiges Aufliegen auf dem Boden			
7	ganzer Stamm mit cm-tiefen Rissen	deutliche Einflachungen				
8	mit Moosen und Gefäßpflanzen bedeckt	längliche Struktur über Boden erhoben	vollständiges Durchdringen	mit Boden verbunden		

Tab 1: Bestimmungsschlüssel zur Einteilung des Totholzes in die Zersetzungsklassen.

tionsprogramm Microsoft® Excel 2002 XP. Statistische Tests wurden mit SPSS 15.0 für Windows durchgeführt. PCORD 5.0 diente zur Berechnung der Hauptkomponentenanalyse. Die statistische Schwellenwertanalyse wurde mit R.2.7.2 durchgeführt.

Statistische Analyse

Mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurden die hauptsächlichen Unterschiede in der Habitatausprägung zwischen Brutrevieren und Kontrollflächen herausgearbeitet und die Untersuchungsflächen hinsichtlich der Ähnlichkeit in der Habitatausstattung gruppiert. Anschließend wurden die signifikant zwischen Brutrevier und Kontrollflächen trennenden Variablen auf Schwellenwerte getestet.

Für die Berechnung des Schwellenwertes wurden zwei unterschiedliche statistische Modelle verwendet, das CART-Modell und die „Maximally selected two-sample statistics“ (McCune & Grace 2002, Müller & Hothorn 2004). Die Anwendung der zwei Modelle diente der gegenseitigen Absicherung der ermittelten Schwellenwerte. Dabei wurde von der Hypothese ausgegangen, dass sich die

Habitatqualität der Dreizehenspechtreviere in der Dauer der Revierbesetzung und der Anzahl der nachgewiesenen Bruten widerspiegelt: Je länger ein Brutreviere besetzt war und je mehr Brutnachweise vorliegen, desto besser die Habitatqualität. Jedem Revier wurde daher die Anzahl der Jahre mit nachgewiesenen Bruten einer von fünf Klassen zugewiesen (Tab. 2). Mit diesen Klassen als Datensatz wurde dann, in Abhängigkeit des Totholzvorrates als Habitatparameter, der Schwellenwert modelliert.

Ergebnisse

Unterschiede zwischen Brutrevieren und Kontrollflächen

Entlang welcher Hauptgradienten lassen sich die untersuchten Waldflächen anordnen – Hauptkomponentenanalyse (PCA)

Die Interpretation der PCA beschränkt sich auf die ersten zwei Hauptkomponenten, die 31 % der Varianz erklären (Abb. 2). Die erste Hauptkomponente beschreibt einen Gradienten, der in erster Linie mit dem Laubholz- und Kiefernvorat sowie der Meereshöhe korreliert ist. Entlang

JmBN	Klasse JmBN	JmEN	Klasse JmEN
0	0	0	0
1 – 2	1	1 – 5	1
3 – 4	2	6 – 10	2
5 – 6	3	11 – 15	3
> 6	4	> 15	4

Tab. 2: Anzahl der Brutnachweise (JmBN) und Anzahl der Jahre mit Dreizehenspechtnachweisen (JmEN) sowie die zugeordneten Klassen zur Schwellenwertberechnung.

dieser Achse sind die Untersuchungsflächen des Südschwarzwaldes auf der linken negativen Seite, die des

Nordschwarzwaldes aber auf der rechten positiven Seite angeordnet. Die erste Hauptkomponente wird daher als standörtlich, edaphischer Gradient interpretiert. Im Nordschwarzwald ist das Ausgangssubstrat der Bodenbildung der edaphisch arme Buntsandstein. Demgegenüber stehen die reicheren Gneise des Südschwarzwaldes. Die Bestände im Nordschwarzwald weisen höhere Kiefern-vorräte auf. Im Südschwarzwald sind die Untersuchungsflächen generell laubholzreicher und wüchsiger. Eine Differenzierung der Untersuchungsflächen nach Brutrevier und Kontrolle ist entlang dieses Gradienten nicht auszumachen. Entlang der zweiten Hauptkomponente

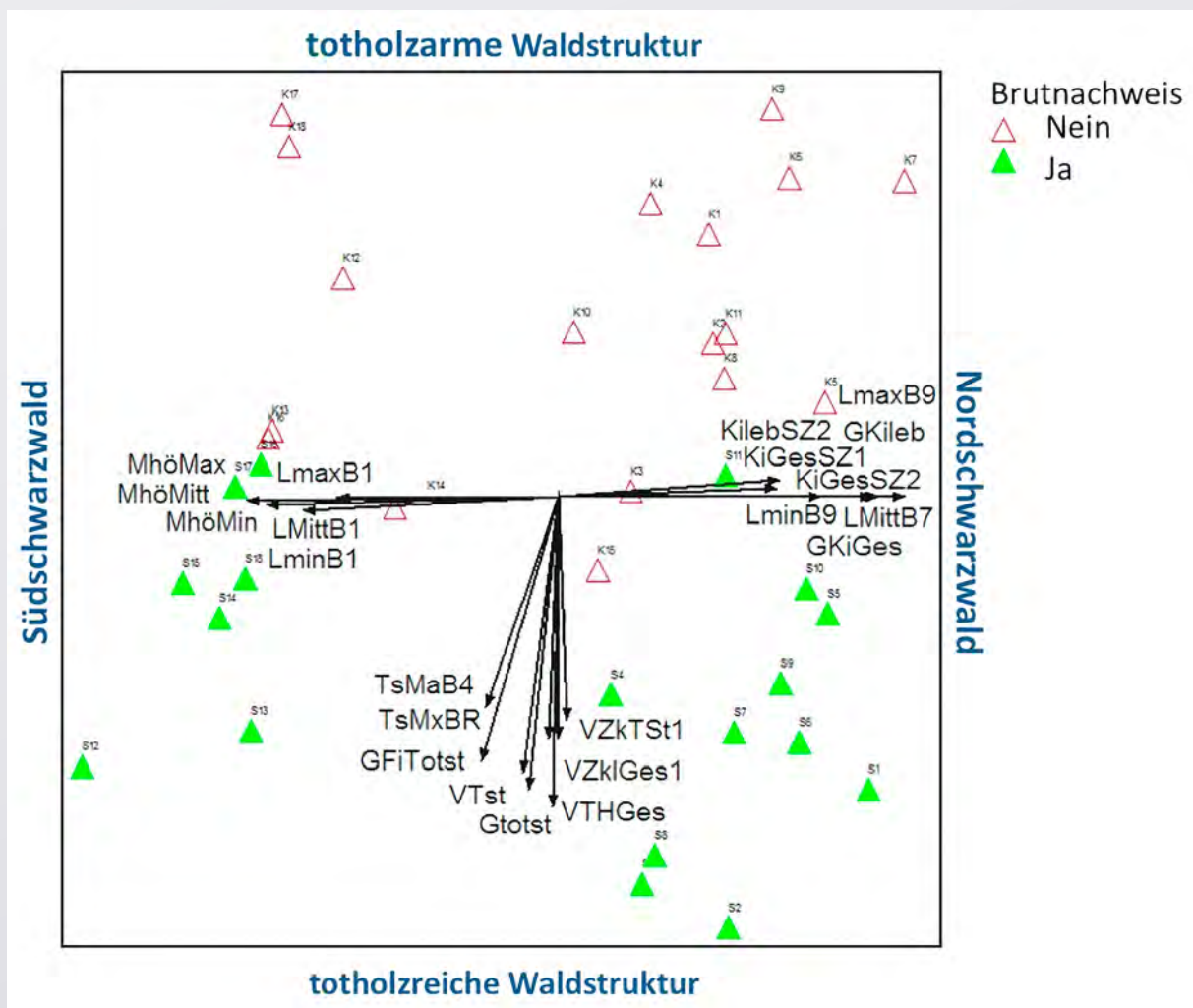


Abb. 2: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse.

Interpretiert wurden die ersten zwei Hauptkomponenten (x-Achse: 1. Hauptkomponente, y-Achse: 2. Hauptkomponente). Dargestellt sind nur die Faktoren mit einem Korrelationskoeffizienten von $r^2 > 0,500$. Die 36 Brutreviere und Kontrollflächen sind als Dreiecke (Brutreviere: gefülltes, grünes Symbol; Kontrollreviere: offenes, rotes Symbol) dargestellt. Die topographischen und die walddstrukturellen Parameter sind durch Vektoren gekennzeichnet. Die Faktoren sind folgendermaßen abgekürzt:

MhöMax = Maximum Meereshöhe, MhöMitt = Mittelwert Meereshöhe, MhöMin = Minimum Meereshöhe, LmaxB1 = Maximaler BHD des lebenden Bestandes Bergahorn, LmittB1 = mittlerer BHD des lebenden Bestandes Bergahorn, LminB1 = minimaler BHD des lebenden Bestandes Bergahorn, LmaxB9 = maximaler BHD lebender Bestand Kiefer, LmittB9 = mittlerer BHD lebender Bestand Kiefer, LminB9 = minimaler BHD lebender Bestand Kiefer, KilebSZ2 = Stammzahl Kiefer lebender Bestand in BHD-Stufe schwaches Baumholz, KiGesSZ1 = Kiefer Gesamtstammzahl Stangenholz, KiGesSZ2 = Kiefer Gesamtstammzahl schwaches Baumholz, GKileb = Grundfläche Kiefer lebender Bestand, GKileb = Gesamtgrundfläche Kiefer stehender Bestand, TsMaB4 = Maximaler BHD Totständer Fichte, TsMxBR = Maximaler BHD Totständer je Revier, GFITotst = Grundfläche Fichtentotständer, Gtotst = Gesamtgrundfläche Totständer, VTst = Vorrat Totständer, VTHGes = Vorrat des gesamten Totholzes, VZktSt1 = Vorrat der Totständer Zersetzungsklasse 1.1, VZklGes1 = Vorrat Gesamtotholz der Zersetzungsklasse 1.1

Habitatvariable	Einheit	Brutreviere (n = 18)	Kontrollflächen (n = 18)	Signifikanz- niveau
Gesamtvorrat	[m ³ /ha]	306	302	p > 0,05
Vorrat gesamtes Totholz	[m ³ /ha]	116 ± 87	17 ± 14	p < 0,01 (**)
Vorrat stehendes Totholz	[m ³ /ha]	76 ± 73	9 ± 10	p < 0,01 (**)
Vorrat liegendes Totholz	[m ³ /ha]	40 ± 30	8 ± 5	p < 0,01 (**)
Vorrat frisch abgestorbener Fichten (ZKL 1.1 bis 2)	[m ³ /ha]	52 ± 68	4 ± 10	p < 0,01 (**)
Grundfläche	[m ² /ha]	33	31	p > 0,05
Grundfläche stehendes Totholz	[m ² /ha]	10	2	p < 0,01 (**)
Stammzahl	[n/ha]	564	564	p > 0,05
Stammzahl stehendes Totholz	[n/ha]	150	58	p < 0,01 (**)

Tab 3: Mittelwerte der Habitatvariablen nach Brutrevier und Kontrollflächen sowie das Signifikanzniveau der getesteten Unterschiede. (V [m³/ha] = Vorrat pro ha, G [m²/ha] = Grundfläche pro ha; ZKL = Zersetzungsklasse; hoch signifikant: p < 0,01**, nicht signifikant: p > 0,05)

wird hingegen eine solche Differenzierung deutlich. Die Kontrollflächen sind hier im unteren negativen Bereich, die Brutreviere aber im oberen positiven Bereich angeordnet. Die zweite Hauptkomponente ist ausschließlich mit Faktoren, die das Totholzangebot beschreiben, korreliert und kann als Totholzgradient interpretiert werden. Alle Faktoren, die das Totholzangebot beschreiben, sind mit der zweiten Achse korreliert. Die engste Korrelation mit der zweiten Hauptkomponente weisen dabei die Variablen „Vorrat des gesamten Totholzes“ ($r^2 = 0,755$) und „Grundfläche Totständer“ ($r^2 = 0,715$) auf. Die Anordnung der Untersuchungsflächen verdeutlicht, dass die Kontroll-

flächen sich von den Brutrevieren in erster Linie durch ihren Totholzvorrat unterscheiden. Der Anteil des Totholzes am Gesamtvorrat und die Grundfläche des Totholzes unterscheidet sich hoch signifikant zwischen den Brutrevieren und den Kontrollflächen (MWU: p < 0,001; n = 36). Die mittlere Grundfläche des stehenden Totholzes ist in den Dreizehenspecht-Brutrevieren um das Fünffache höher als in den Kontrollflächen. (Präsenz: 10 m²/ha; Absenz: 2 m²/ha). In den Kontrollflächen beträgt der gesamte Totholzgehalt 17 ± 14 Vfm/ha, der Mittelwert in den Brutrevieren liegt bei 116 ± 87 Vfm/ha. Auch der Vorrat des stehenden und liegenden Totholzes ist hoch signifikant verschieden (MWU: p < 0,01, n = 36). In den Brutgebieten ist das Volumen des frisch abgestorbenen stehenden Fichtentotholzes (Zersetzungsklassen 1.1 – 2) 13fach höher als in den Kontrollflächen (MWU: p < 0,01, n = 36).

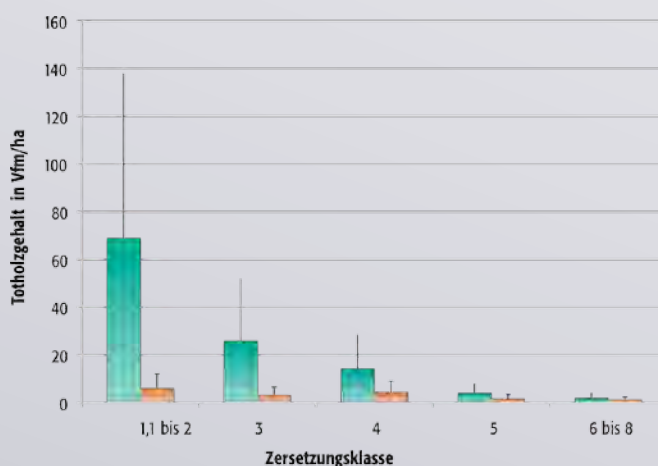


Abb. 3: Der Totholzvorrat nach Zersetzungsklassen in den Brutrevieren (n = 18) und den unbesiedelten Kontrollflächen (n = 18) (grün = Brutgebiete, orange = Kontrollflächen).

Totholzqualität

Der Totholzvorrat der ersten vier zusammengefassten Zersetzungsklassen (Abb. 3) unterscheidet sich zwischen den Brutrevieren und den Kontrollflächen hoch signifikant (MWU: p < 0,01, n = 36). Lediglich beim stark zersetzten Totholz der Zersetzungsklassen 6 bis 8 konnten keine Unterschiede festgestellt werden (MWU: p > 0,05, n = 36). Der Totholzvorrat zwischen Brut- und Kontrollrevier unterscheidet sich somit nicht nur deutlich in der Quantität sondern auch in der Qualität.

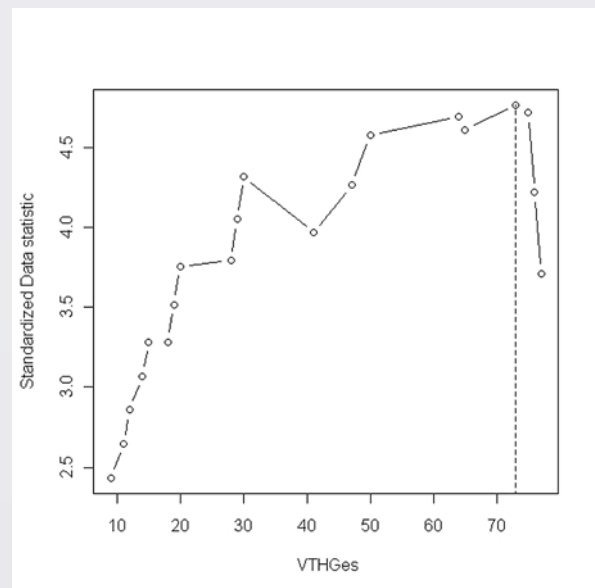
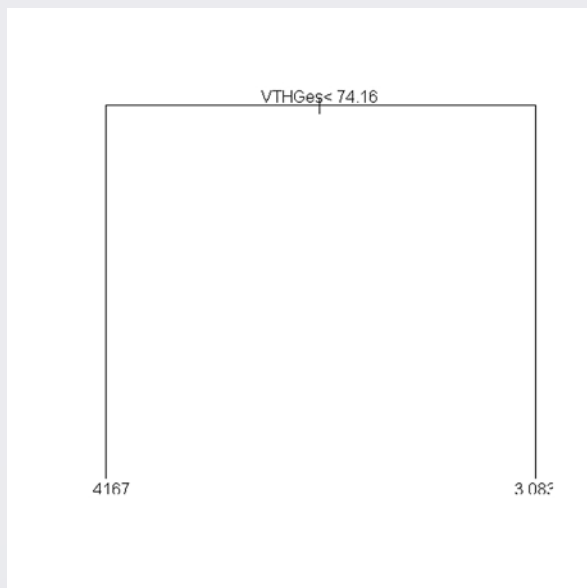


Abb. 4: Die Schwellenwertberechnung für die Variablen „Gesamter Totholzvorrat/ha“ und „Anzahl der Brutnachweise“ (Links: CART-Modell, rechts: MAXSTAT-Modell). Der Totholzschwellenwert für mehrjährig etablierte Brutreviere beträgt 74 Vfm/ha (CART-Modell) bzw. 73 Vfm/ha (MAXSTAT-Modell, $p < 0,01$).

Ergebnisse der Schwellenwertberechnung

Das Ergebnis der Totholzschwellenwertanalyse (Abb. 4) zeigt, dass ein Bruterfolg und eine langjährige Besetzung des Dreizehenspechtes nur in Habitaten gewährleistet werden kann, in welchen ein Gesamt-Totholzvorrat von mindestens 74 Vorratsfestmeter pro Hektar (Vfm/ha) vorhanden ist. In Habitaten unterhalb dieses Totholzschwellenwertes kann es nicht zu einer langjährigen Besiedlung des Reviers kommen. Auch ist der Bruterfolg in diesen minderwertigeren Habitaten eingeschränkt oder bleibt aus.

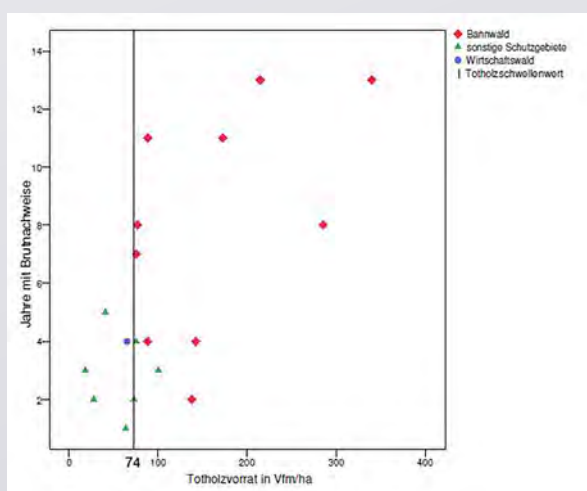


Abb. 5: Brutreviere ($n = 18$) und die Anzahl der Jahre mit Brutnachweise ($n = 105$) in Bezug zum jeweiligen Totholzvorrat. Die Brutdaten basieren auf dem Langzeitmonitoring der AG Dreizehenspecht (1982 – 2008). Die Bannwälder sind mit Karos, die sonstigen Schutzgebiete mit Dreiecken und der Wirtschaftswald mit einem Kreis dargestellt. Der Totholzschwellenwert ist als schwarze Bezugslinie zur x-Achse dargestellt.

Besetzungsrate und Anzahl nachgewiesener Bruten in Abhängigkeit vom Schutz- bzw. Nutzungsregime

Nach den Daten des Langzeitmonitorings der AG Dreizehenspecht wurden Dreiviertel der Brutnachweise in Prozessschutzflächen (Schutzkategorie: Bannwald) erbracht. In diesen Schutzgebieten ist die forstliche Nutzung gesetzlich untersagt und natürliche Prozesse können ablaufen. Die restlichen Brutnachweise stammten aus Schutzgebieten, die nach wie vor forstwirtschaftlich genutzt werden (Naturschutzgebiete, Schonwälder). Brutnachweise in reinen Wirtschaftswäldern ohne jeglichen Schutzstatus sind hingegen äußerst selten (4 % der Brutnachweise) und konnten bislang nur in äußerst extensiv bewirtschafteten Forsten nachgewiesen werden. Eine Übersicht (Abb. 5) der Brutreviere im Zusammenhang mit dem berechneten Schwellenwert des gesamten Totholzvorrates verdeutlicht, dass fast zwei Drittel der Brutreviere über dem Schwellenwert von 74 Vfm/ha und ein Drittel der Reviere darunter liegen. Brutreviere innerhalb von Bannwäldern liegen alle über diesem Schwellenwert, während die Reviere in Wäldern mit anderem Nutzungsregime diesen überwiegend nicht überschreiten. Von diesen weisen lediglich die Habitate von zwei Revieren im Naturschutzgebiet „Schliffkopf-Ruhestein“ einen Totholzvorrat von über 74 Vfm/ha auf. Diese Flächen sind zwar nicht als Bannwald ausgewiesen, wurden aber im Rahmen eines „EU LIFE-Projektes“ unter Prozessschutz gestellt. Langjährig etablierte Brutreviere finden sich nur in Habitaten mit einem gesamten Totholzvorrat von mehr als 74 Vfm/ha.

Diskussion

Totholzquantität und -qualität

Die Analyse der Hauptkomponenten zeigt, dass Totholz der bestimmende Faktor für die Etablierung eines Dreizehenspecht-Brutreviers ist. Die Ergebnisse der Untersuchung der Waldstrukturen veranschaulichen, dass sich die Brutreviere und die Kontrollflächen hoch signifikant im Totholzvorrat unterscheiden. Die Brutreviere des Dreizehenspechtes haben einen höheren Totholzvorrat als die unbesiedelten Kontrollgebiete. Auch in den subalpinen und borealen Wäldern haben die vom Dreizehenspecht besiedelten Wälder, im Vergleich zu nicht besiedelten, einen deutlich höheren Totholzvorrat (Bütler et al. 2004). Die Bindung des Dreizehenspechtes an reich strukturierte, totholzreiche, fichtendominierte Altholzbestände wird in einer Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen beschrieben (Glutz von Glotzheim & Bauer 1980; Scherzinger 1982, Spitznagel 1992, Virkkala et al. 1994, Pechacek 1995, Imbeau & Desrochers 2002, Pakkala et al. 2002, Bütler et al. 2004, Wesolowski et al. 2005). Diese Abhängigkeit ist auf die Spezialisierung des Dreizehenspechtes auf Fichten bewohnende, xylobionte Käferarten wie Borkenkäfer und Bockkäfer zurückzuführen (Pechacek & Křístín 1993, 1996, 2004).



*Dreizehenspecht Habitat Wildseemoor im Nordschwarzwald.
Foto: Raffael Kratzer*

Der Dreizehenspecht ist an die erhöhte und kontinuierliche Präsenz von absterbenden und toten Nadelbäumen angewiesen. Diese Präferenz ruft aus Forstschutzgründen einen unmittelbaren Konflikt mit der Forstwirtschaft herbei (Angelstam & Mikusinski 1994, Wesolowski et al. 2005). Die Totholzausstattung der Brutreviere ist durch frisch befallene und bereits abgestorbene, aber noch nicht entrinnete Fichten charakterisiert. Gerade diese Klassen beher-

bergen die höchste Biomasse an Borkenkäfern und Bockkäferlarven. Diese Zersetzungsklassen haben in den Kontrollflächen des Untersuchungsgebietes im Schwarzwald einen geringeren Anteil. Dies verdeutlicht, dass in den Kontrollflächen die Nachlieferung an frischem Totholz nicht gewährleistet ist. Es ist anzunehmen, dass durch „waldhygienische Säuberungsmaßnahmen“ Borkenkäfer-Befallsherde in den Kontrollflächen entfernt und dem Dreizehenspecht jegliche Nahrungsgrundlage entzogen wird. Diese forstlichen Eingriffe machen eine Besiedlung unmöglich.



Höhlenbaum 2008 im Revier Bärlochkar im Nordschwarzwald. Foto: H. Bauer

Dreizehenspecht-Vorkommen in Schutzgebieten

Die Unterschiede bezüglich des Totholzvorrats und der Totholzqualität sind in den Wäldern des Schwarzwaldes ausschließlich auf die Intensität der forstlichen Nutzung zurückzuführen. In Wäldern ohne forstliche Nutzung ist der Totholzanteil deutlich erhöht. Durch die natürliche, dynamische Waldentwicklung entstehen in den Bannwäldern alle Sukzessionsstadien, insbesondere auch die an Totholz reiche Terminal- und Zerfallsphase. Durch das Verbot des Holzeinschlages können natürliche Absterbeprozesse und Katastrophenereignisse zu einer kontinuierlichen Totholzakкумуляtion führen. Dies erzeugt auch eine erhöhte Vielfalt an verschiedenen Zersetzungsstadien. Erst diese Prozesse ermöglichen eine Besiedlung von Wäldern durch den Dreizehenspecht. Im Wirtschaftswald, aber auch in bewirtschafteten Schutzgebieten wie den meisten Naturschutzgebieten und Schonwäldern, wird hingegen durch forstliche Eingriffe die Anreicherung von großen Totholzvorräten aktiv verhindert. Die hochwertigsten Habitate mit dem Kernvorkommen des Dreizehenspechtes sind deshalb im Schwarzwald in den Bannwäldern zu finden (Straub et al. 2005).

Schwellenwertdiskussion

Bütler et al. (2004) haben einen Totholzschwellenwert von 33 Vfm/ha Gesamtvolumen (18 Vfm/ha stehendes

Totholz) für subalpine Fichtenwälder berechnet. Zwischen den Totholzschwellenwerten von Bütler et al. (2004) und dem Schwarzwald sind erhebliche Abweichungen zu erkennen. Die Verschiedenartigkeit der Schwellenwerte ist



Dreizehenspecht Habitat Revier Wilder See im Nordschwarzwald. Foto: Raffael Kratzer

wahrscheinlich auf die unterschiedliche Methodik der Arbeiten und die Auswahl der untersuchten Waldbestände zurückzuführen. Bütler et al. (2004) rechneten mit einem univariaten logistischen Regressionsmodell die Herleitung eines quantitativen Totholzschwellenwerts zur Abschätzung der Anwesenheit des Dreizehenspechtes für subalpine Fichtenwälder. Dieses Verfahren wurde in vorliegender Arbeit nicht angewandt. Mit der Berechnung univariater Daten steht für jedes Brut- und Kontrollrevier nur eine abhängige Variable zur Verfügung. Die abhängige Variable kann in diesem Fall nur die Werte 1 (Präsenz: Vorkommen des Spechtes) oder 0 (Absenz: Abwesenheit des Spechtes) annehmen. Das Totholz als erklärende Variable kann daher nur mit der An- oder Abwesenheit des Spechtes in Verbindung gesetzt werden. Es können keine Vorkommens-Wahrscheinlichkeiten des Dreizehenspechtes in Abhängigkeit von der Besetzungsdauer oder der Besetzungsrate und des Totholzgehaltes gemacht werden. Durch den Einbezug dieser Daten in der vorliegenden Studie konnten die Ergebnisse stärker gewichtet werden. Mit Präsenz-Absenz-Daten besteht im Gegensatz zu Daten, die Auskunft über die Reviertradition oder die Reproduktion geben, die Gefahr einer Unterschätzung. Die reine Präsenz eines Reviers ist, im Vergleich zur Reproduktion auf Populationsebene betrachtet, allerdings nur von

untergeordneter Bedeutung. Aus der Arbeit von Bütler et al. (2004) ist die angewandte Methode zur Erfassung der Bruthabitate nicht ersichtlich. Es kann nicht erkannt werden, auf welcher Grundlage die untersuchten Waldbestände ausgewählt wurden. Wenn eine Empfehlung für eine Prognose des Vorkommens des Dreizehenspechtes bestimmt werden soll, müssen die Habitatansprüche der Art ermittelt werden. Dies kann nur durch eine Aufnahme der Aktionsräume der Brutreviere ermittelt werden.

Folgerungen

Die stenöke Lebensweise und Anpassung des Dreizehenspechtes an eine enge ökologische Nische macht es nicht möglich, dass sich diese Art in forstlich bewirtschafteten Wäldern ansiedeln kann. Aufgrund der Abhängigkeit von reich strukturierten, totholzreichen Altholzbeständen ist der Dreizehenspecht nicht in die heutigen Fichten-Waldbausysteme zu integrieren. Das wirtschaftliche Risiko ist zu groß, dass sich aus den hohen Anteilen an absterbenden und toten Nadelbäumen Borkenkäfer-Kalamitäten entwickeln könnten. Waldbesitzer sind zudem gesetzlich verpflichtet, Borkenkäfer taugliches Holz aus Forstschutzgründen aus ihrem Wald zu entfernen (Pechacek 2009). Auch die naturnahe Waldwirtschaft schafft es nicht, die benötigten Totholzvorräte in die Wälder zu integrieren (Straub et al. 2005). Weder in Schonwäldern noch in den meisten Naturschutzgebieten erlaubt die hier nach wie vor prioritäre forstliche Nutzung die Akkumulation ausreichender Totholzvorräte. Die benötigten Totholz mengen sind unter den heutigen Gegebenheiten daher nur in streng geschützten Prozessschutzflächen zu verwirklichen. Die bisher ausgewiesenen Bannwaldflächen sind zu klein, um eine stabile Dreizehenspecht-Population im Schwarzwald zu sichern. Der Dreizehenspecht ist unter den heutigen, stark anthropogen überprägten Bedingungen im Wald auf fortschreitende Borkenkäfer-Kalamitätsflächen angewiesen. Die begrenzten Bannwaldflächen reichen nicht aus, um diese dynamische Waldentwicklung langfristig aufrecht zu erhalten. Die umliegenden Wirtschaftswälder bieten aufgrund der intensiven forstlichen Nutzung keine geeigneten Habi-

tate. Aufgrund der benötigten hohen Totholzvorräte kann Dreizehenspechtschutz deshalb nur über großflächigen Prozessschutz erreicht werden. Mit den Totholzschwellenwertberechnungen zur Abschätzung des Vorkommens des Dreizehenspechtes in Abhängigkeit zu der Totholzqualität und -quantität wurde die Grundlage zum Schutz der Art auf Basis der Habitatansprüche gelegt. Durch die neu gewonnenen Erkenntnisse über den Wissensstand der Habitatausstattung in Dreizehenspecht-Lebensräumen, die Prognose der Vorkommens-Wahrscheinlichkeit und der biologischen Zusammenhänge können zukünftige Habitatmanagementpläne im Schwarzwald auf fachlicher Basis konzipiert und in zukünftige Landschaftsplanung, insbesondere in die Erstellung der Managementpläne für die NATURA 2000 Vogelschutzgebiete, integriert werden.

Literatur

- Andris, K., & H. Kaiser (1995):** Wiederansiedlung des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im Südschwarzwald. Naturschutz südlicher Oberrhein 1: 3 – 10.
- Angelstam, P., & G. Mikusinski (1994):** Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. Ann.Zool.Fennici 31: 157 – 17.
- Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund & R. Schlaepfer (2004):** Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. Biological Conservation 119 (2004): 305 – 318.
- Dorka, U. (1996a):** Aktionsräume, Habitatnutzung sowie Gefährdung und Schutz des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im Bannwald Hoher Ochsenkopf (Nord-schwarzwald) nach der Wiederansiedlung der Art. Naturschutz südlicher Oberrhein 1: 159 – 168.
- Gauer, J., & E. Aldinger (2005):** Waldökologische Naturräume Deutschlands. Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke mit Karte 1:10.000. Mitteilungen des Vereins für Standortkunde und Forstpflanzenzüchtung 43.
- Glutz von Blotzheim, U., & K. Bauer (1980):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9. Wiesbaden.
- Hölzinger, J., H.-G. Bauer, P. Berthold, M. Boschert & U. Mahler (2007):** Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden- Württembergs. LUBW, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden- Württemberg 5. Fassung, Stand 31. 12. 2004, 1. Auflage. Karlsruhe.
- Imbeau, L., & A. Desrochers (2002):** Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. Journal of wildlife management 66: 222 – 231.
- McCune, B., & J. Grace (2002):** Analysis of Ecological Communities. MJM Publishers.
- Müller, J., & T. Hothorn (2004):** Maximally selected two-sample statistics as a new tool for the identification and assessment of habitat factors with an application to breeding-bird communities in oak forests. Eur. J. Forest Res. 123: 219 – 228.
- Pakkala, T., I. Hanski & E. Tomppo (2002):** Spatial Ecology of the Three-Toed Woodpecker in Managed Forest Landscapes. Silva Fennica 36: 279 – 288.
- Pechacek, P., & A. Kristin (1993):** Nahrung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. Die Vogelwelt 114 (4): 165 – 177.
- Pechacek, P. (1995):** Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 31, Nationalpark Berchtesgaden.
- Pechacek, P., & A. Kristin (1996):** Zur Ernährung und Nahrungsökologie des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus* während der Nestlingsperiode. Ornithologischer Beobachter 93: 259 – 266.
- Pechacek, P., & A. Kristin (2004):** Comparative diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine community. Journal of Wildlife Management 68(3): 683 – 693.
- Pechacek P. (2009):** Katastrophen, Prozessschutz und der Dreizehenspecht – steht die Art auf verlorenem Posten?: 34. In Nationalparkverwaltung Harz (editor): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung – Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3.
- Scherzinger, W. (1982):** Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Neue Presse Verlags-GmbH Passau.
- Spitznagel, A. (1992):** Verbreitung und Ökologie des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im weiteren Feldberggebiet (Südschwarzwald). Vorstudie im Auftrag der staatlichen Vogelschutzwarte Baden-Württemberg.
- Straub, F., K. Andris, H. Kaiser, D. Knoch & U. Dorka (2005):** Auswirkungen von Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität am Beispiel des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus alpinus*) im Schwarzwald. 22 Jahre Monitoring einer stenöken Waldvogelart. Treffpunkt Biologische Vielfalt 6: 223 – 227.
- Straub, F., K. Andris, H. Kaiser, D. Knoch & U. Dorka (2006):** Ausgestorben oder übersehen? Die Situation des Dreizehenspechtes (*Picoides tridactylus*) im Schwarzwald während des 19. Jahrhunderts. In: Förderverein National-

park Eifel (Hrsg.): Bericht der Tagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft im Nationalpark Eifel 2006: 72 – 78.

Virkkala, R., A. Rajasärkkä, R. Väisänen, M. Vickholm & E. Virolainen (1994): Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forest in southern Finland? *Ann. Zool. Fennici* 31: 173 – 186.

Wesolowski, T., D. Czeszcwik & P. Rowinski (2005): Effects of forest management on Three-toed Woodpecker distribution in the Bialowieza Forest (NE Poland): conservation implications. *Acta Ornithologica* Vol. 40, No.1: 53 – 59.

Diplom Forstwirt Raffael Kratzer
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Waldbau-Institut, Arbeitsbereich Vegetationskunde
Tennenbacherstr. 4
79085 Freiburg
Deutschland/Germany
raffa_kratzer@gmx.de

Diplom Forstwirt Florian Straub
Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung
Johann-Strauß-Str. 22
70794 Filderstadt
Deutschland/Germany
florian.straub@waldbau.uni-freiburg.de

Ulrich Dorka
Kirchgasse 1
72070 Tübingen
Deutschland/Germany
renate-puggioni@gmx.de

PD Dr. Peter Pechacek
Sportplatzweg 2
84186 Vilsheim
Deutschland/Germany
pechacek@t-online.de

Käferfauna des Totholzes

Heinz Mitter

Zusammenfassung

In Österreich leben etwa 7.300 verschiedene Arten von Käfern, verteilt auf mehr als 100 Familien. Ungefähr 25 – 30 % von ihnen leben im und am Holz, in Holzpilzen sowie in der Laubstreu ursprünglicher Wälder. Durch intensive forstliche Nutzung, Entfernung von Altholz und Schlägern von Urwaldresten werden zahllose Käferarten ihrer Lebensgrundlage beraubt, so dass in manchen Ländern fast zwei Drittel dieser Arten in den Roten Listen aufscheinen. Eine Rettung des beschriebenen, vielfältigen und in seiner Bedeutung noch weitgehend unerforschten Bestandes xylobionter Arten kann derzeit nur durch die planmäßige Einrichtung von Naturwaldreservaten und Altholzparzellen erfolgen.



Anthribus albinus. Foto: Erich Weigand

Bewahrung der Artenvielfalt

In Österreich leben etwa 7.300 verschiedene Arten von Käfern, verteilt auf mehr als 100 Familien. Ungefähr 25 – 30 % von ihnen leben im und am Holz, in Holzpilzen sowie in der Laubstreu ursprünglicher Wälder. Käfer halten sich im Totholz aus verschiedenen Gründen auf:

- Überwinterung (Schutz vor extremen Witterungseinflüssen)
- Verfolgung durch andere Insekten bzw. Spinnentiere
- Aufnahme von Baumsäften als Nahrung
- Holz in den verschiedenen Zerfallstadien als Nahrungsquelle oder als Substrat für Pilze bzw. zum Züchten von Pilzkulturen.

Durch intensive forstliche Nutzung, Entfernung von Altholz und Schlägern von Urwaldresten werden zahllose Käferarten ihrer Lebensgrundlage beraubt, so dass in



Denticollis rubens. Foto: Erich Weigand

manchen Ländern fast zwei Drittel dieser Arten in den Roten Listen aufscheinen. Eine Rettung des beschriebenen, vielfältigen und in seiner Bedeutung noch weitgehend unerforschten Bestandes xylobionter Arten kann derzeit nur durch die planmäßige Einrichtung von Naturwaldreservaten und Altholzparzellen erfolgen. Dabei sind jedoch zwei gravierende Probleme zu lösen: Zum einen muss bis zur Erreichung des nötigen Reifegrades solcher Habitate das Genpotenzial der anspruchsvollen Xylobiontenfauna wirksam erhalten werden. Deshalb müssen erhebliche Anstrengungen unternommen werden, um die wenigen noch vorhandenen relikitären Restbiotope der ehemaligen Urwald-Xylobiontenfauna im letzten Augenblick zu retten.

Das zweite gravierende Problem liegt darin, dass ein sehr erheblicher Teil der hochbedrohten Holzkäfer freistehende, sonnenständige Alt- und Totholzstrukturen benötigt, da nur solche Standorte das oftmals erforderliche, trockenwarme Bestandsklima bieten. Da in historischen Zeiten die mitteleuropäischen Wälder zum erheblichen Teil Weidewälder (Hutungen, Parklandschaften) waren, war das Überleben dieser anspruchsvollen Arten unproblematisch. Nach dem nahezu totalen Verschwinden dieser Wirtschaftsweise muss heute bei der Ausweisung von Totholzbezirken und Altholzinselfen unbedingt darauf geachtet werden, dass ein nennenswerter Teil der Altbäume und Totholzstrukturen dauerhaft sonnenständig bleibt.

Wichtige Vertreter der Totholz-Käferfauna rekrutieren sich unter anderem aus den Familien Carabidae (Laufkäfer), Leiodidae (Schwammkugelkäfer), Lycidae (Rotdeckenkä-

fer), Elateridae (Schnellkäfer), Buprestidae (Prachtkäfer), Ostomidae (Flachkäfer), Nitidulidae (Glanzkäfer), Cucujidae (Plattkäfer), Erotylidae (Pilzkäfer), Mycetophagidae (Baumschwammkäfer), Colydiidae (Rindenkäfer), Endomychidae (Stäublingskäfer), Cisidae (Schwammkä-

fer), Mordellidae (Stachelkäfer), Oedemeridae (Scheinbockkäfer), Serropalpidae (Düsterkäfer), Tenebrionidae (Schwarzkäfer), Scarabaeidae (Blatthornkäfer), Lucanidae (Hirschkäfer), Cerambycidae (Bockkäfer), Scolytidae (Borkenkäfer) und Curculionidae (Rüsselkäfer).

Wichtige Vertreter ausgewählter Familien xylobionter Käfer:

Leiodidae (Schwammkugelkäfer)

Anisotoma humeralis (F.)

Agathidium nigripenne (F.) Baumschwämme, verpilzte Rinden, "Kugelvermögen"

Lycidae (Rotdeckenkäfer)

Pyropterus nigroruber (Deg.) Larve als Insektenjäger in morschem Holz

Cleridae (Buntkäfer)

Tillus elongatus (L.) an alten Laubbäumen, Larve lebt räuberisch von anderen Insektenlarven

Thanasimus formicarius (L.) Ameisenbuntkäfer; an gefällten Baumstämmen, Imago und Larven sind Borkenkäferjäger

Trichodes apiaius (L.) Bienenwolf; Larve entwickelt sich räuberisch in Hautflüglernestern, Käfer auf Blüten

Lymexylonidae (Werftkäfer)

Hylecoetus dermestoides (L.) in kränkelnden Laubbäumen, besonders Buche, manchmal auch in Nadelholz. Die Larven ernähren sich von Ambrosiapilzen, die ihre Gänge besiedeln, können an geschlagenem Nutzholz schädlich werden

Elateridae (Schnellkäfer)

Lacon fasciatus (L.) unter Nadelholzrinde, Larven räuberisch, die Art ist ein seltener Bewohner der montanen Wälder und reagiert sensitiv auf intensive Forstwirtschaft

Anostirus purpureus (Poda) Larve im Boden in faulem Wurzelholz, Käfer auf Blüten

Denticollis rubens Pill. Larve unter Rinde von Laub- oder Nadelholz, räuberisch, Käfer auf niedriger Vegetation

Stenagostus villosus (Fourcr.) dämmerungs- und nachtaktiv, Larve räuberisch

Eucnemidae (Kammkäfer)

Eucnemis capucina Ahr. in anbrüchigen Laubbäumen, auch in Baumschwämmen

Dromaeolus barnabita (Villa) in dürrer Laubholz, sehr flüchtig

Buprestidae (Prachtkäfer)

Dicerca berolinensis (Hbst.) in Buchenwäldern, Larve im Splintholz von anbrüchigen oder abgestorbenen Rot- u. Hainbuchen, verstopfen ihre Gänge mit Bohrmehl, Entwicklung 2 - 3 Jahre, bevorzugt stärkere besonnte Buchenstämmen, Urwaldrelikt

Buprestis haemorrhoidalis Hbst. Larve in Tanne, Fichte oder Kiefer, Entwicklung 2jährig

Agrilus viridis (L.) Entwicklung in Weiden, Buchen oder Eichen

Chrysobothris chrysostigma (L.) boreomontan, Nadelwaldgebiet der Paläarktis, Art der xerothermen Kleinstandorte, vor allem in Mooren und Flächen mit natürlicher Dynamik (z. B. durch Buchdrucker und Windwurf)

Ostomidae (Flachkäfer)

Nemosoma elongatum (L.) unter Laubholzrinde, im Gebirge auch unter Nadelholzrinde, Larve und Käfer leben räuberisch von Borkenkäferlarven

Zimioma grossum (L.) boreomontan, unter verpilzter Nadelholzrinde, auch an Baumschwämmen von Buche, seltene Urwaldreliktart

<i>Ostoma ferruginea</i> (L.)	unter verpilzter Nadelholzrinde
<i>Thymalus limbatus</i> (F.)	unter verpilzter Rinde von Laub- und Nadelholz, Pilzfresser
Rhizophagidae (Borkenkäferfresser)	
<i>Rhizophagus bipustulatus</i> (F.)	meist unter Laubholzrinde, Borkenkäferfresser
Cucujidae (Plattkäfer)	
<i>Dendrophagus crenatus</i> (Payk.)	unter loser Rinde von Nadelholz, wahrscheinlich karnivor
<i>Pediacus dermestoides</i> (F.)	an Laubholz, besonders Buche
<i>Prostomis mandibularis</i> F.	seltene Art in morschem, rotfaulem Holz vor allem von Fichte und Eiche oder Eiche
Erotylidae (Pilzkäfer)	
<i>Tritoma bipustulata</i> F.	Imagines und Larven an Baumschwämmen, Verpuppung in der Erde, das ganze Jahr hindurch zu finden
<i>Triplax scutellaris</i> Charp.	unter verpilzter Buchenrinde, lebt an Austernsaitlingen vor allem an Buche
<i>Dacne bipustulata</i> (Thunbg.)	an trockenen Laubholzschwämmen
Mycetophagidae (Baumschwammkäfer)	
<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (L.)	in Baumschwämmen und unter verpilzter Rinde, Pilzfresser
Colydiidae (Rindenkäfer)	
<i>Ditoma crenata</i> (F.)	unter abgestorbener Baumrinde, Imago und Larve karnivor von anderen Insekten lebend
Endomychidae (Stäublingskäfer)	
<i>Mycetina cruciata</i> (Schall.)	an verpilztem Laub- und Nadelholz, in Baumschwämmen
<i>Endomychus coccineus</i> (L.)	an verpilztem Holz
Lyctidae (Splintholzkäfer)	
<i>Lyctus pubescens</i> Panz.	an Eichensplintholz, auch an Tropenhölzern
Oedemeridae (Scheinbockkäfer)	
<i>Nacerda ruficollis</i> (F.)	Larve in morschem Holz, Käfer auf Blüten, Weibchen mit rotem Halsschild
<i>Oncomera femorata</i> (F.)	Nachttier, fliegt zum Licht, Larve in morschem Holz
Pyrochroidae (Feuerkäfer)	
<i>Pyrochroa coccinea</i> (L.)	Scharlachroter Feuerkäfer, große Art
<i>Schizotus pectinicornis</i> (L.)	im Gebirge, aber auch in den Donau-Auen, Larve unter Rinde trockener Laubbäume, wo sie sich von anderen Insekten ernährt
Mordellidae (Stachelkäfer)	
<i>Hoshihananomia perlata</i> (Sulz.)	Verbreitung von Südfrankreich bis Japan
<i>Curtimorda maculosa</i> (Naez.)	besonders in den Alpen, Entwicklung in verpilztem Holz von Laub- und Nadelbäumen
<i>Mordellochroa abdominalis</i> (F.)	auf Doldengewächsen, Weibchen mit rotem Halsschild
Serropalpidae (Düsterkäfer)	
<i>Dircaea australis</i> Fairm.	Urwaldrelikt, in morschem Buchenholz
<i>Serropalpus barbatus</i> (Schall.)	in noch stehenden, aber angekränkelten Tannen und Fichten, in denen die Larven tiefe Gänge fressen
Tenebrionidae (Schwarzkäfer)	
<i>Hoplocephala haemorrhoidalis</i> (F.)	an Baumschwämmen, vor allem Zunderschwamm alter Laubbäume, insbesondere Buchen
<i>Bius thoracicus</i> (F.)	in morschen Fichtenstämmen, sehr seltenes Urwaldrelikt in trockenen Kiefern und Fichten

Scarabaeidae (Blatthornkäfer)

<i>Cetonia aurata</i> (L.)	Gemeiner Rosenkäfer, Larve im Mulm alter Laubbäume und in Humuserde
<i>Potosia cuprea</i> (F.)	Kupferiger Rosenkäfer, Larve in Ameisenhaufen, ernähren sich dort von vermodernden Holzabfällen, Käfer im Gebirge besonders an Kohldistel
<i>Trichius fasciatus</i> (L.)	Pinsekäfer, Larve in modernem Laubholz, Käfer auf Blüten
<i>Hoplia farinosa</i> (L.)	Purzelkäfer, Larve in Baumwurzeln, Käfer auf Blüten

Lucanidae (Hirschkäfer)

<i>Lucanus cervus</i> (L.)	Larve in Wurzelstöcken von Eiche, auch Buche, Entwicklung 5 – 6 Jahre
<i>Dorcus parallelipedus</i> (L.)	Balkenschröter, Larve im Mulm von Laubbäumen
<i>Platycerus caprea</i> (Deg.)	Rehschröter, vor allem im Gebirge, Entwicklung vor allem in Buche
<i>Platycerus caraboides</i> (L.)	mehr in ebenen Lagen, kleiner als vorige Art
<i>Ceruchus chrysomelinus</i> (Hw.)	Larve in rotfaulem Nadelholz von Tanne und Fichte, nur in beschatteten Waldbeständen, Entwicklung 2 – 3 Jahre, Urwaldreliktart
<i>Sinodendron cylindricum</i> (L.)	Kopfhornschröter, Larve in morschen Laubbäumen, besonders Buche

Cerambycidae (Bockkäfer)

<i>Tragosoma depsarium</i> (L.)	Zottenbock, Larve in anbrüchigen Stämmen von Kiefer, Tanne und Fichte
<i>Rhagium inquisitor</i> (L.)	Zangenbock, Entwicklung in Fichte
<i>Evodinus clathratus</i> (F.)	auf Blüten, Larve wahrscheinlich in Kiefer
<i>Gaurotes virginea</i> (L.)	Blaubock, Larve in Kiefer
<i>Leptura rubra</i> L.	Rothalsbock, in Nadelholz, Männchen blassgelb, Weibchen rotbraun
<i>Evodinus clathratus</i> (F.)	auf Blüten, Larve wahrscheinlich in Kiefer
<i>Gaurotes virginea</i> (L.)	Blaubock, Larve in Kiefer
<i>Leptura rubra</i> L.	Rothalsbock, in Nadelholz, Männchen blassgelb, Weibchen rotbraun
<i>Leptura virens</i> L.	Montane Art, Entwicklung in Nadelholz, Blütenbesucher
<i>Strangalia maculata</i> (Poda)	Gefleckter Schmalbock, Entwicklung in Laubholz, aber auch Fichte
<i>Strangalia quadrifasciata</i> (L.)	Vierbindiger Schmalbock, Larve vor allem in Weide
<i>Molorchus minor</i> (L.)	Kurzdeckenbock, in Rinde und Splintholz von Nadelbäumen, schlüpft oft aus gelagertem Brennholz
<i>Aromia moschata</i> (L.)	Moschusbock, Entwicklung in Weide
<i>Rosalia alpina</i> (L.)	Alpenbock, Entwicklung in Buche, die auf Kalkboden steht, seltener in Ahorn, Urwaldrelikt
<i>Hylotrupes bajulus</i> (L.)	Hausbock, an altem Nadelholz, in Häusern auch schädlich an Dachstühlen, in der Natur selten und Zeiger für urständige Waldbestände
<i>Rhopalopus ungaricus</i> (Hbst.)	Ahornbock, Larve zuerst unter Rinde, dann Hakengang ins Holz
<i>Callidium coriaceum</i> (Payk.)	Scheibenbock, an Nadelholz
<i>Xylotrechus rusticus</i> (L.)	an Laubholz, besonders Buche
<i>Clytus arietis</i> (L.)	Wespenbock, in Laubholz, Käfer auch auf Blüten
<i>Monochamus sartor</i> (F.)	Schneiderbock, in Fichte, Männchen mit Fühlern von 3facher Körperlänge
<i>Oplosia fennica</i> (Payk.)	Larve in Zweigen alter Laubbäume, besonders Linde
<i>Acanthodens clavipes</i> (Schrk.)	Scheckenbock, in trockenen Ästen von Buchen
<i>Oberea oculata</i> (L.)	Linienbock, in Salweide

Anthribidae (Breitrüssler)

<i>Anthribus albinus</i> (L.)	an verpilzten Buchenstümpfen, Larve in Stümpfen abgestorbener Bäume
-------------------------------	---

Scolytidae (Borkenkäfer)	
<i>Ips typographus</i> (L.)	Achtzähliger Fichtenborkenkäfer, Buchdrucker, wichtigster Landschaftsgestalter im Bergwald
Curculionidae (Rüsselkäfer)	
<i>Dryophthorus corticalis</i> (Payk.)	in alten faulenden Nadel- und Laubholzstämpfen
<i>Hylobius abietis</i> (L.)	Fichtenrüssler, von Europa bis Japan verbreitet, Forstschädling an jungen Pflanzen

Literatur

Franz, H. (1970): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Bd. 3. Innsbruck.

Franz, H. (1974): Die Nordostalpen im Spiegel ihrer Landtierwelt, Bd. 4. Innsbruck.

Freude, H., K. W. Harde & G. A. Lohse (1965 - 1983): Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 1 – 11. Krefeld.

Mitter, H. (1981): Zur Verbreitung einiger Arten der Familie Serropalpidae in Oberösterreich. NachrBl. bayer. Ent. 30: 79 – 80. München.

Mitter, H. (2000): Die Käferfauna Oberösterreichs (Coleoptera: Heteromera und Lamellicornia). Beitr. Naturk. Oberösterreich. 8: 3 – 192. Linz.

Mitter, H. (2007): Bemerkenswerte Käferfunde aus Oberösterreich IX (Insecta: Coleoptera). Beitr. Naturk. Oberösterreich. 17: 169 – 194. Linz.

Mitter, H. (2008): Bemerkenswerte Käferfunde aus Oberösterreich X (Insecta: Coleoptera). Beitr. Naturk. Oberösterreich. 18: 297 – 303. Linz.

*Dir. Kons. Heinz Mitter
Holubstraße 7
4400 Steyr
Österreich/Austria
h.mitter@eduh.at*

Totholz in Siedlungsgebieten

Martin Schwarz

Zusammenfassung

Totholz ist ein unersetzlicher Lebensraum für zahlreiche, oftmals bedrohte Organismen und spielt auch im Siedlungsraum eine große Rolle für den Artenschutz. Manche dieser Arten kommen sogar vorwiegend hier vor, da das Totholz oftmals Eigenschaften aufweist, die in Wäldern selten zu finden sind: besonnt, über lange Zeiträume vorhanden, mit anderen Strukturen verzahnt. Deshalb sollten alte Bäume und verschiedenste Formen des Totholzes in Gärten, Parks, Alleen und Streuobstwiesen gezielt gefördert und bewusst als Gestaltungselemente verwendet werden.

Viefalt an Totholz

Während man beim Wort „Totholz“ meist an Wälder, wie Urwälder, extensiv genutzte Wälder und Altholzinseln denkt, kommt Totholz auch im Siedlungsbereich vor und spielt hier oftmals eine bedeutende Rolle für xylobionte Organismen. Manche Formen des Totholzes werden nicht als solches wahrgenommen, wie Möbel, Dachstühle, Holzfenster und Holzfassaden. Besitzen diese Strukturen keine für Kleintiere giftigen oder dicken Anstriche, können sie von spezialisierten Arten (z.B. Hausbock, Nagekäfer) besiedelt werden, was aber durchwegs keine Akzeptanz findet. Alte Holzwände von Scheunen und langjährig im Freien gelagertes Brennholz dagegen kann einer Vielzahl von Totholzbewohnern, darunter auch seltenen Arten (vor allem Käfern), als Lebensraum dienen. Im Brennholz entsteht durch die Fraßaktivitäten der Käferlarven kein wirtschaftlicher Schaden für den Menschen. Alte Holz-scheunen beispielsweise sind ein beliebter Nistplatz für Wildbienen, Grabwespen sowie andere Hautflügler und sind auch für manche Käferarten von Bedeutung.

Alte Bäume im Siedlungsbereich

Totholz kann natürlich im Siedlungsraum wie im Wald in Form von abgestorbenen Bäumen oder Baumteilen vorliegen. Totholz im Siedlungsbereich weist oft Eigenschaften auf, die in Wäldern heute meist defizitär sind und beherbergt dementsprechend auch Arten, die in Wäldern kaum mehr zu finden sind. Bäume im Siedlungsbereich stehen meist in größerem Abstand zueinander. In lockeren Baumbeständen, wie sie in Streuobstwiesen, Parks, Alleen, Gärten und dergleichen vorkommen, sowie bei Einzelbäumen ist das Kleinklima meist wärmer und trockener



Am Eingang zum Freilichtmuseum in Reichtenthal in Oberösterreich wurde Totholz als dekoratives Element eingebunden. Foto: Martin Schwarz

als in geschlossenen Wäldern. Vorhandenes Totholz und Baumhöhlen sind oft besonnt. Weiters gibt es im Siedlungsbereich eine enge Verzahnung von Baumbeständen mit anderen Lebensräumen, vor allem mit Bereichen mit niedriger Vegetation, wie Vielschnitttrassen, Blumenrabatten und auch Wiesen. Dieses Mosaik unterschiedlicher Habitate auf engstem Raum ist für das Vorkommen einer ganzen Reihe von oftmals bedrohten Tierarten Voraussetzung. So brüten Steinkauz, Zwergohreule, Wiedehopf und Wendehals überwiegend in Höhlen alter Obstbäume und in Kopfwiden, während sie die Nahrung in den benachbarten Wiesen suchen. Viele Wildbienen nisten in Käferbohrlöchern im Totholz besonnt stehender Bäume. Zur Nahrungssuche nutzen sie das Blütenangebot der umliegenden Wiesen, Gärten und Parks, das hier meist deutlich reichhaltiger und vielfältiger ist, als in geschlossenen Wäldern.

Die Bäume im Siedlungsbereich sind für den Menschen meist so lange von Nutzen, so lange sie leben. Der Nutzen für den Menschen besteht hier in erster Linie in der Beeinflussung des Kleinklimas (Luftbefeuchtung, Staubfilterung, Temperaturregelung und dergleichen), in der Ästhetik sowie in der Produktion von Früchten (Obstbäume). Höhlen und abgestorbene Teile sind dabei nicht oder kaum Wert mindernd.

Alte Bäume sind oftmals über eine lange Zeit auf einer Fläche vorhanden (Biotoptradition), was besonders für

wenig ausbreitungsfähige Arten von großer Bedeutung ist. Dementsprechend kommt die Urwaldrelikart Juchtenkäfer oder Eremit (*Osmoderma eremita*) vorwiegend in Streuobstwiesen, Parks, Alleen und dagegen kaum mehr in Wäldern vor. Der Eremit benötigt Mulm gefüllte Baumhöhlen, bevorzugt in lichten Laubbaumbeständen. Da diese Käferart nur eine geringe Ausbreitungsfähigkeit besitzt, müssen Höhlenbäume über sehr lange Zeiträume auf ein und derselben Fläche vorhanden sein.

In Mulm gefüllten Baumhöhlen entwickeln sich auch Rosenkäfer und andere Arten. Sie dienen zudem als Nistplätze für Höhlenbrüter unter den Vögeln. Baumhöhlen sollten deshalb keinesfalls zubetoniert oder anderweitig unzugänglich gemacht sowie auch nicht der Mulm daraus entfernt bzw. ausgebrannt werden.



Alte Bäume im Siedlungsbereich können bedrohten Arten, wie dem Juchtenkäfer (*Osmoderma eremita*), das Überleben sichern. Foto: Josef Limberger

Alte Bäume stellen aber auch eine potenzielle Gefahr für Menschen und Sachgüter dar, weshalb sie häufig frühzeitig entfernt werden. Aus der Sicht des Artenschutzes sollen aber alte Bäume möglichst lange stehen bleiben. Die Gewährleistung der Verkehrssicherheit ist aber auf jeden Fall zu beachten. Muss ein Baum umgeschnitten werden, kann und soll der Stamm (oder zumindest Teile davon) entweder an Ort und Stelle bis zur vollständigen Verrottung liegen bleiben oder an einem anderen Platz – empfehlenswert ist hier eine besonnte Stelle – deponiert werden. Dieses Totholz ist dann für viele Jahre noch ein wertvoller Lebensraum für Xylobionten und bietet Spech-

ten Möglichkeiten zur Nahrungssuche. Es soll auch in Erwägung gezogen werden, den Baum nicht knapp über der Bodenoberfläche abzuschneiden, sondern in 1 bis 3 Meter Höhe. Der verbleibende Stumpf ist als stehendes Totholz besonders wertvoll. Da viele Menschen Totholz als wenig attraktiv ansehen bzw. als Verschwendung von Ressourcen betrachten, wenn es nicht genutzt wird, ist Aufklärung über deren große Bedeutung wichtig. Zur Akzeptanzsteigerung können z.B. Schautafeln angebracht werden. Die Verantwortlichen für öffentliche Grünflächen können und sollen hier mit gutem Beispiel vorangehen.

Totholz kann und soll aus Artenschutzgründen in die Freiraumgestaltung integriert werden. Wird ein toter Baumstamm beschnitzt, wird er zum Kunstobjekt und zur Zierde des Gartens oder Parks. Die Akzeptanz für solches Totholz ist in der Regel sehr groß. An nicht beschnitzten Stellen sollte die Borke am Stamm belassen werden, da er dann von einer größeren Vielzahl an Xylobionten genutzt werden kann. Sogar Spechte zimmern immer wieder ihre Höhlen in solche Kunstobjekte. Es gibt noch viele weitere Möglichkeiten, wie Totholz sinnvoll in die Garten- und Parkgestaltung einbezogen werden kann. Hier kann man seiner Fantasie freien Lauf lassen. Beispielsweise kann ein hoher Baumstumpf als seitliche Stütze eines Brennholzstapels, als Aufhängevorrichtung des Briefkastens oder als Torstange Verwendung finden. Ein dicker Stammteil im Garten aufgestellt kann als dekorativer Tisch benutzt werden. In allen Fällen gilt, dass das Holz nicht mit Holzschutzmitteln behandelt sowie nicht mit einem Farbanstrich versehen werden darf, um die Totholzbewohner nicht zu schädigen oder abzutöten. Totholz im Siedlungsraum stellt für xylobionte Organismen einen wichtigen Lebensraum dar, wie die Funde seltener Insektenarten durch den Autor belegen, und sollte deshalb aus Artenschutzgründen unbedingt gefördert werden.

Dr. Martin Schwarz
Naturschutzbund Oberösterreich
Promenade 37
4020 Linz
Österreich/Austria
ooenb@gmx.net



Der Weißrückenspecht ist ein Symbol für die Rückkehr der Waldwildnis im Nationalpark Kalkalpen. Foto: Norbert Pühringer



Nationalpark Zentrum Molln

Ausstellung *Verborgene Wasser*
Nationalpark O.ö. Kalkalpen GesmbH
A-4591 Molln, Nationalpark Allee 1
+43 (0) 75 84 / 36 51
nationalpark@kalkalpen.at



Besucherzentrum Ennstal

Ausstellung *Wunderwelt Waldwildnis*
& Waldwerkstatt
A-4462 Reichraming, Eisenstraße 75
+43 (0) 72 54 / 84 14-0
info-ennstal@kalkalpen.at



Panoramaturm Wurbauerkogel

Ausstellung *Faszination Fels*
A-4580 Windischgarsten, Dambach 152
+43 (0) 75 62 / 200 46
panoramaturm@kalkalpen.at



Villa Sonnwend

National Park Lodge

A-4575 Roßleithen, Mayrwinkl 80
+43 (0) 75 62 / 205 92
villa-sonnwend@kalkalpen.at

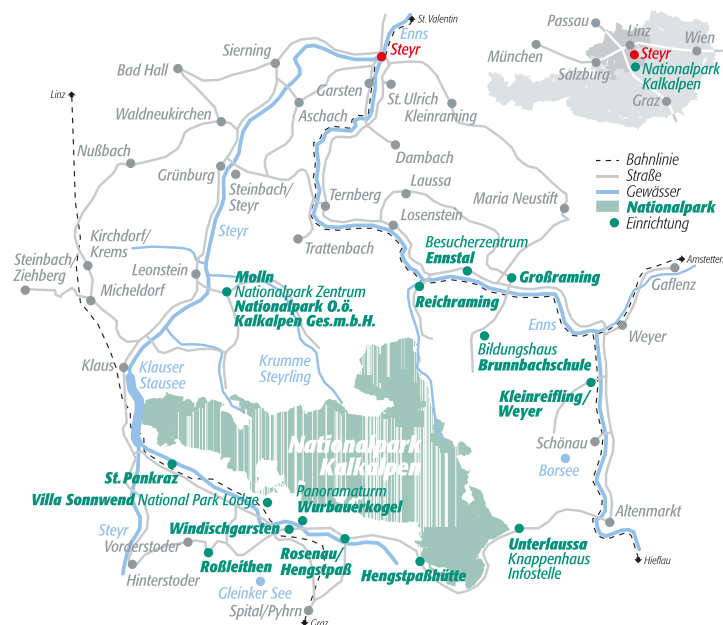
Hengstpaßhütte

A-4581 Rosenau 60
+43 (0) 664 / 88 43 45 71
info-hengstpass@kalkalpen.at

Knappenhaus Unterlaussa

von Mai bis Oktober
A-8934 Unterlaussa
+43 (0) 36 31 / 322

ISBN 978-3-9501577-6-5



www.kalkalpen.at
www.wildniserleben.at



**NATIONALPARK
KALKALPEN**

Wildnis erleben erforschen begreifen bewahren

