



Panorama aus dem Rothwald (Großer Urwald). Foto: G. Rotheneder

Monitoring der Spechte (*Picidae*) im Wildnisgebiet Dürrenstein

Thomas Hochebner, Georg Frank und Gerhard Rotheneder

Zusammenfassung

Im Wildnisgebiet Dürrenstein, einem von der IUCN als Wildnisgebiet (Kategorie I) anerkannten Schutzgebiet mit einer Ausdehnung von etwa 3.450 ha, wurde in den Brutsaisons der Jahre 2013 und 2014 eine Bestandsaufnahme der Spechte durchgeführt. Auf etwa zwei Dritteln der Schutzgebietsfläche stocken naturnahe Buchen- und Fichten-Tannen-Buchenwälder, deren Ausprägung und Baumartenmischung je nach Höhenlage und Exposition variiert. Im östlich gelegenen Teil des Wildnisgebietes liegt der Urwald Rothwald mit einer Ausdehnung von etwa 400 ha, einer der bedeutendsten Primärwälder Mitteleuropas. Der westliche Teil, die sogenannte Hundsau weist eine geringere mittlere Höhenlage und deutlich wärmebegünstigte Teilareale auf. Die Untersuchung der Spechte erfolgte auf einer Gesamtfläche von 1.339 ha, zwölf Probeflächen mit einer mittleren Größe von 112 ha wurden kartiert. Es erfolgten zwei Begehungen zwischen Ende März und Anfang Juni. Die aktuellen Ergebnisse wurden mit der Spechtherhebung aus den Jahren 1999 und 2000 (Frank & Hochebner 2001) verglichen.

Die Spechtf fauna des Gebietes umfasste sechs Arten, die auch als Brutvögel in der Fläche auftraten. Der Grauspecht (*Picus canus*) wies in der Teilfläche Rothwald (726 ha) mit 0,28 Revieren/100 ha eine sehr geringe Abundanz auf, im Teilgebiet Hundsau (613 ha) betrug die Siedlungsdichte 1,63 Rev./100 ha. Der Grünspecht (*Picus viridis*) kam nur vereinzelt im westlichen Teil der Hundsau vor (0,33 Rev./100 ha). Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) ist im Unterschungsgebiet (1.339 ha) mit einer Abundanz von 0,75 Rev./100 ha vertreten. Der Buntspecht (*Dendrocopos major*) - die häufigste Spechtart Mitteleuropas - weist im Wildnisgebiet Dürrenstein eine bemerkenswert niedrige Siedlungsdichte von nur 0,22 Rev./100 ha auf. Er ist somit deutlich seltener als die anspruchsvollen Arten Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*; 1,34 Rev./100 ha) und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*; 1,42 Rev./100 ha). Gegenüber der Studie aus dem Jahr 2001 zeigten der Grauspecht und der Buntspecht deutliche Bestandsrückgänge, die übrigen Arten waren in ihren Beständen weitgehend konstant.

Im Jahr 2012 wurde auf einer 112,5 ha großen Probefläche, in der von 2009 bis 2011 eine Borkenkäferkalamität (*Scolytinae; Ips typographus*) aufgetreten war, die Revierdichte des Dreizehenspechtes erhoben. Es wurde eine Abundanz von 5,33 – 6,22 Rev./100 ha festgestellt, was für Mitteleuropa einen Spitzenwert darstellt. Bereits im Jahr 2014 war die Siedlungsdichte wieder auf 1,99 Rev./100 ha abgesunken. Das Phänomen der reaktiven Bestandszunahme infolge des Borkenkäferbefalls wird anhand der verfügbaren Literatur diskutiert.

Die Studie unterstreicht die Bedeutung des Gebietes für den Schutz der Spechtfauna. Das Wildnisgebiet Dürrenstein beherbergt etwa 2,6 % des nationalen Weißrückenspechtbestandes und rund 1 % der bundesweiten Bestände von Grauspecht und Dreizehenspecht. Als Urwald und aufgrund der großflächigen Naturwaldbestände ist das Untersuchungsgebiet eine wichtige Referenzfläche und trägt wesentlich zum Verständnis einer natürlichen Waldentwicklung („Prozessschutz“) bei.

Abstract

Monitoring of Woodpeckers (*Picidae*) in the “Wildnisgebiet Dürrenstein” wilderness area in Austria

A survey of woodpecker species was carried out during the breeding season in 2013 and 2014 in the “Wildnisgebiet Dürrenstein“, a forested area in Austria of some 34.5 km² which is categorized by the IUCN as a 'wilderness area'. Two thirds of this protected area is covered mostly in natural woodlands of beech or mixed stands of spruce, fir and beech. The percentage of spruce depends upon elevation and exposure. The eastern part of the study area includes the primeval forest “Rothwald” (4,0 km²). The western part of the area, called “Hundsau“, is typified by forests at a lower elevation and some thermophilous landscapes.

The survey was conducted in an area of 13.39 km² on twelve sample plots of an average size of 1.12 km² each. Between the end of March and the first half of June the sample plots were checked twice, by ornithologists experienced in the behavior and vocalizations of the occurring woodpeckers. For the purposes of analyzing woodpecker abundance, six adjacent sample plots were included in the two main parts of the wilderness area (Rothwald and Hundsau). The results of this survey are compared to those of an earlier study from the years 1999 and 2000 (Frank & Hochebner 2001).

Six species of woodpecker were found breeding in the area. Grey-headed Woodpecker (*Picus canus*) had a very low abundance of 0.28 territories/km² in the Rothwald-area (7,26 km²), whereas the density was 1.63 terr./km² in Hundsau (6.13 km²). Green Woodpecker (*Picus viridis*) was only found in the westernmost part of Hundsau, with a low abundance of 0.33 terr./km². Black Woodpecker (*Dryocopus martius*) inhabited the entire study area (13.39 km²) with 0.75 terr./km². Very few territories of Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major*) were found, at 0.22 terr./km². White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) had an abundance of 1.34 terr./km², whereas the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) attained 1.42 terr./km². Compared to the 2001 study, Grey-headed and Great Spotted Woodpecker both showed a population decline, with the populations of the other species mainly stable.

In 2012 a special survey on the breeding density of the Three-toed Woodpecker was conducted in a sample plot of 1.12 km², where in the years 2009 to 2011 a mass outbreak of bark-beetles (*Scolytinae; Ips typographus*)

occured. An abundance of 5.33 – 6.22 terr./km² was found, which is an extreme figure for Central Europe. As early as 2014 the density of this species had decreased again, to 1.99 terr./km². This phenomenon of reactive population increase is discussed in the literature.

Population estimates of the occurring woodpecker species were made for the whole of Wildnisgebiet Dürrenstein. The area contains about 2.6 % of the estimated national Austrian population of White-backed Woodpecker, 1.1 % of Grey-headed Woodpecker and about 1 % of Three-toed Woodpecker. The importance of Dürrenstein for the conservation of woodpeckers and as a reference for the conditions of natural woodland ecology ("protection of natural dynamics") is also indicated.

1. Einleitung

Das Wildnisgebiet Dürrenstein ist eines der bedeutendsten Urwaldgebiete Mitteleuropas und der Alpen (Gratzer et al. 2012). Neben dem Urwald Rothwald mit einer Ausdehnung von etwa 400 ha liegen daran anschließend großflächige Waldbestände, die in weiten Bereichen einen sehr naturnahen Zustand und kaum Spuren menschlicher Nutzung aufweisen. Ein augenscheinliches Merkmal dieser Wälder ist der in bestimmten Phasen der Waldentwicklung immens hohe Vorrat an Totholz, wie er in Wirtschaftswäldern nicht vorkommt (Lang & Nopp-Mayer 2012). Einige Waldbäume erreichen hier ihre physiologische Altersgrenze: Die älteste Tanne (*Abies alba*) des Gebietes ist über 1.000 Jahre alt, die älteste Buche (*Fagus sylvatica*) etwa 400 Jahre. Im Jahr 2001 wurde das Wildnisgebiet landesgesetzlich verankert und 2003 von der IUCN als Wildnisgebiet (Kategorie I) anerkannt. Die Kernbereiche des Schutzgebietes sind somit von jeglicher Nutzung ausgenommen und dürfen nur zu wissenschaftlichen Zwecken oder im Rahmen von wenigen geführten Exkursionen im Jahr betreten werden.

Diese Ursprünglichkeit macht die Untersuchung der Spechtfauna so interessant, gelten doch der Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) und der Dreizehenspecht (*Picooides tridactylus*) als anspruchsvolle Arten, denen als Indikatoren im Wald ein hoher Stellenwert zukommt. Jede Spechtart kann allerdings nur als Naturnähe-Zeiger für bestimmte Habitatmerkmale herangezogen werden und die Betrachtung von Abundanz und Artenvielfalt hat mehr Aussagekraft, als das bloße Vorkommen einer bestimmten Art (Scherzinger 1982). Bei ihrer Untersuchung in Wirtschaftswäldern Niedersachsens bestätigen Wübbenhorst & Südbeck (2002) grundsätzlich die Indikatoreigenschaft der Spechte, fordern aber für ein sinnvolles Monitoring nachhaltiger Forstwirtschaft auch die Einbeziehung von Indikatororganismen anderer Tiergruppen (xylobionte Insekten, Pilze, Flechten, Moose). In Naturwäldern, in denen katastrophale natürliche Prozesse wie Borkenkäferkalamitäten großflächig ungestört ablaufen, erreicht die Indikatorqualität der Spechte ihre Grenzen, wie Scherzinger (1998) am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald zeigt.

Das Wildnisgebiet Dürrenstein hat jedenfalls für die anspruchsvollen Bergwaldarten Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) und Dreizehenspecht (*Picooides tridactylus*) besondere Bedeutung (Frank & Hochebner 2001). Das erste systematische Spechtinventar im Gebiet liegt bereits 14 Jahre zurück. Seither hat das

Schutzgebiet auch für die Spechtfauna bedeutende Entwicklungen erfahren: Abgang großer Lawinen, die an mehreren Stellen zu einer natürlichen Schneisenbildung (mit Totholzverbleib!) in den Naturwaldbeständen geführt haben, sowie das in den letzten 10 Jahren verstärkte Auftreten von Borkenkäfern (*Scolytinae*; *Ips typographus*) in den (ehemaligen) Fichtenforsten der Hundsau. Um etwaige Auswirkungen dieser dynamischen Prozesse auf die Spechtfauna zu dokumentieren, wurde eine an die Ersterfassung (Frank & Hochebner 2001) methodisch angelehnte quantitative Spechtkartierung durchgeführt. Besonderes Augenmerk sollte dabei auch auf die Dreizehenspechtbestände in den Borkenkäferflächen gelegt werden. Der Auftrag dazu wurde von der Schutzgebietsverwaltung des Wildnisgebietes erteilt.

2. Untersuchungsgebiet

Das Wildnisgebiet Dürrenstein liegt im südwestlichen Niederösterreich und ist Teil der nördlichen Kalkalpen. Es zählt mit einer jährlichen Niederschlagssumme von über 2.000 mm zu den niederschlagreichsten Gebieten der Ostalpen.

Das im Jahr 2013 um eine Fläche von etwa 1.000 ha erweiterte Schutzgebiet umfasst nunmehr eine Gesamtfläche von etwa 3.450 ha und wird durch einen Bergkamm (Sperrriedel) in zwei Bereiche gegliedert (Abbildung 2): Südöstlich des Höhenrückens liegt der Rothwald (6 Probeflächen), nordwestlich die Hundsau (ebenfalls 6 Probeflächen). Das Höhenspektrum reicht von 615 m (Bereich der Hundsau - nahe Schloss Steinbach) bis 1.878 m (Dürrensteingipfel). Den tiefsten Punkt im Bereich des Rothwaldes bildet der Moderbach in einer Seehöhe von etwa 930 m. Die untersuchten Probeflächen decken eine Höhenamplitude von 630 m bis 1.440 m ab.

Den Schwerpunkt der Untersuchung bilden demnach die montanen und hochmontanen Buchen- sowie Fichten-Tannen-Buchenwälder. Im Bereich der Hundsau (einschließlich des Erweiterungsgebietes) finden sich auch anthropogen eingebrachte Fichten-Reinbestände (*Picea abies*). Im Bereich der Hochlagen des Wildnisgebietes (u.a. Legsteinalm, Sperrriedel) finden sich kleinflächig subalpine Fichtenwälder. Diese wurden im Zuge der vorliegenden Studie nicht untersucht.

Die Waldgesellschaft im Wildnisgebiet wird von Karbonatschutt-Fichten-Tannen-Buchenwäldern dominiert, in der gegenüber dem Rothwald deutlich wärmebegünstigten Hundsau bestehen auch Thermophile Kalk-Buchenwälder (Ellmauer 2011).

Seit der ersten Spechterfassung im Gebiet (Frank & Hochebner 2001) führten natürliche dynamische Ereignisse zu Veränderungen am Waldbestand:

Infolge des Sturmereignisses "Kyrrill" im Frühjahr 2007 und eines Lawinenabganges in der hinteren Hundsau (Probefläche Hundsau) im März 2009 kam es in den darauffolgenden Jahren zu einem verstärkten Auftreten von Borkenkäfern (*Scolytinae*; *Ips typographus*), denen beginnend mit dem Jahr 2003 sukzessive große Teile der anthropogen dort eingebrachten Fichtenbestände zum Opfer fielen. Auch in autochthonen Beständen war in den Jahren 2009 und 2010 ein stärkerer Befall der Fichte zu verzeichnen (Blackwell & Schopf 2014).



Abbildung 1: Kartierungssituation am 28.04.2013 in einem Weißrückenspechtrevier in der Probefläche Bärwies - Edelwies Ost auf etwa 1.160 m Seehöhe. Foto: T. Hochebner

Stärkere Lawinenabgänge traten neben der Hundsau 2009 auch im Bereich des Rothwaldes (Großer Urwald) auf, wo eine Lawine weit in den Urwaldbestand vordrang. Im Bereich des Kleinen Urwaldes war 2007 ein Windwurf zu verzeichnen, der ebenfalls vorübergehend zu einem stärkeren Borkenkäferauftreten führte. Dies alles verdeutlicht die Dynamik, der die Waldbestände der Gebirgsgegenden ausgesetzt sind und die bereits nach 15 Jahren deutlich wahrnehmbare Veränderungen im Erscheinungsbild einiger Probeflächen zeitigte.

3. Methodik

3.1. Erhebung 2013/2014

Die Untersuchung erfolgte auf 12 Probeflächen mit einer Fläche von 81,2 bis 148,7 ha. Die mittlere Probeflächengröße betrug 111,5 ha. Jeweils sechs Probeflächen liegen im östlichen Teil des Wildnisgebietes (Rothwald, Forstverwaltung Langau) bzw. im westlichen Areal (Hundsau, Österreichische Bundesforste).

Bei der Auswahl der Probeflächen wurde versucht, sich hinsichtlich Lage und Ausdehnung der einzelnen Untersuchungsgebiete an der Erhebung 1999/2000 (Frank & Hochebner 2001) zu orientieren. Im Gebiet des Rothwaldes ist dies weitgehend verwirklicht, im Gebiet der Hundsau wurden Probeflächenarrondierungen vorgenommen und im Bereich der Schutzgebietserweiterung auch neue Gebiete bearbeitet.

Die Auswahl der Probeflächen stellt hinsichtlich der Vergleichbarkeit mit der Erhebung 1999/2000 einen Kompromiss zugunsten der einigermaßen gefahrlosen Begehbarkeit und Erreichbarkeit dar. Fast alle Probeflächen grenzen direkt an die benachbarte Teilfläche an, Dichteangaben sind daher auch für größere

Tabelle 1: Übersicht über die Probeflächen der Erhebung 2013/2014

Probefläche	Fläche (ha)	Kartierungs-jahr	Seehöhe (m)	mittlere Seehöhe (m)	mittl. Hang-neigung (°)	Haupt-exposition
Kleiner Urwald	109,6	2013	980 - 1.110	1.043	7	W
Langwand	148,7	2013	950 - 1.420	1.119	20	SO
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	2013	930 - 1.360	1.118	16	SO
Bärwies - Gindelstein	131,0	2013	970 - 1.290	1.105	16	O, SW
Bärwies - Edelwies Ost	132,0	2013	1.010 - 1.350	1.159	18	SO, O
Bärwies - Edelwies West	106,6	2013	1.040 - 1.440	1.222	24	SO
Fläche Rothwald	725,8	2013	930 - 1.440	1.128	17	
Büllenbach	106,0	2014	680 - 1.200	881	30	SO, SW
Hundsau	100,4	2014	720 - 1.300	1.002	26	SW
Klausgraben - Wandeck	109,1	2014	710 - 1.220	945	31	NO, SW, NW
Mitterberg - Loskögel	131,5	2014	700 - 1.070	912	26	O, W
Windischbachau	81,2	2014	630 - 900	725	27	O, W
Tremelsattel	84,5	2014	710 - 1.220	861	28	NW, O
Fläche Hundsau	612,7	2014	630 - 1.300	888	28	
Probeflächen gesamt	1338,5		630 - 1.440			

zusammenhängende Gebiete möglich. Ausnahmen bestehen hier nur im Bereich der Hundsau, wo zwei Teilgebiete durch einen etwa 400 m breiten Streifen unbegehbaren Steilgeländes getrennt sind und im Rothwald, wo das Moderbachtal die Probefläche Kleiner Urwald abtrennt.

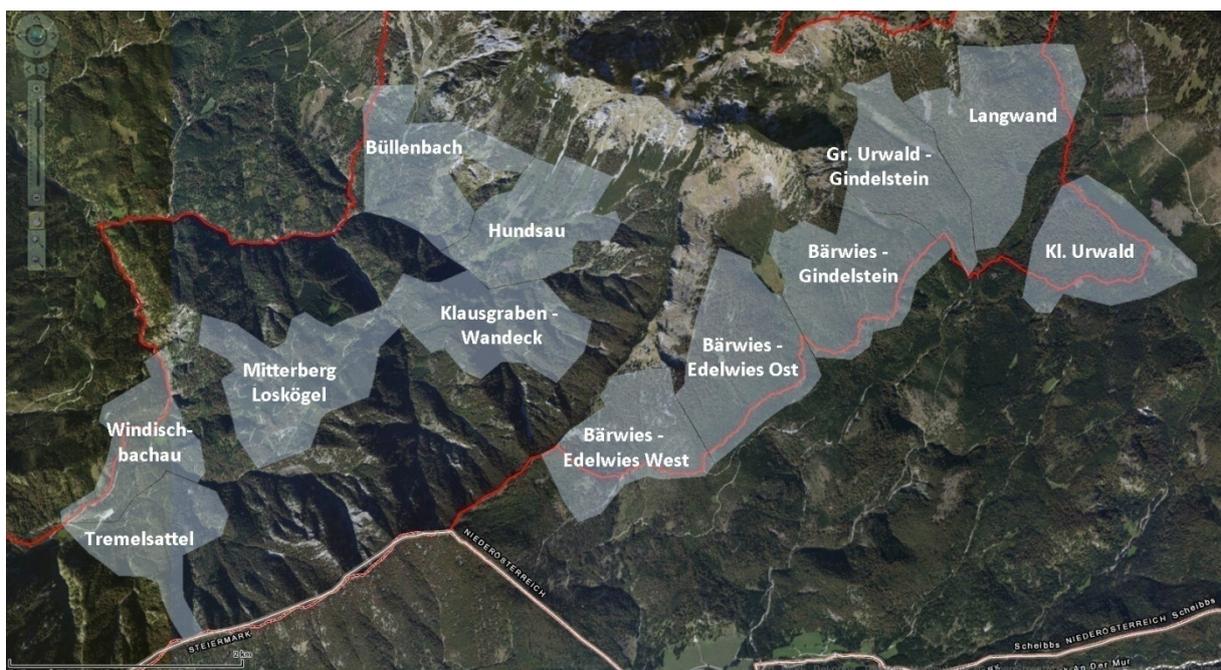


Abbildung 2: Lage der Probeflächen im Gebiet. Kartengrundlage: ESRI Basemaps (Details im Text Kap. 3.1.)

Die Begehungen der Probeflächen wurden von Sonnenaufgang bis etwa 13 Uhr MESZ von jeweils einem mit Gelände sowie Verhalten und Lautäußerungen der Spechte vertrauten Beobachter durchgeführt. Der erste Kartierungsdurchgang erfolgte zwischen Mitte März und Ende April, der zweite zwischen Ende Mai und Mitte Juni. Meist wurde während der Kartierungswochenenden im Gebiet übernachtet, entweder im Forsthaus Langböden oder im Zelt. Zusätzlich wurden während ergänzender Besuche im Gebiet, beispielsweise zur Suche von Bruthöhlen, Spechtarten erfasst und mit ausgewertet. Im Unterschied zur Spechtkartierung 1999/2000, die den Weißrückenspecht im Fokus hatte und bei der auch ökologische Daten zu der Art gesammelt wurden, erfolgte bei der Kartierung 2013/2014 die Erfassung aller Spechtarten gleichwertig.

Die überwiegende Zahl der Spechtbeobachtungen wurde im Feld mittels GPS-Gerät verortet, basierend auf Google-Earth als Tageskarten ausgedruckt und schließlich in das GIS-Programm der Schutzgebietsverwaltung übertragen (ESRI ArcGIS; Quelle für ESRI Basemaps: Esri, DigitalGlobe, GeoEye, i-cubed, USDA, USGS, AEX, Getmapping, Aerogrid, IGN, IGP, swisstopo and the GIS User Community). Anhand dieser Grundlage erfolgte die Revierauswertung in Anlehnung an Bibby et al. (1995). Bei den Arten mit großen Revieren, insbesondere beim Schwarzspecht, wurden Grenzreviere, die sich über zwei Tagesprobeflächen erstreckten, jeder Probefläche jeweils als halbes Revier zugeordnet.

Nach den Methodenstandards zur Erfassung von Brutvögeln (Andretzke et al. 2005) werden für Weißrücken- und Dreizehenspecht vier Kartierungsdurchgänge, bei den übrigen Spechtarten drei Beobachtungsdurchgänge empfohlen. Aufgrund des teilweise extrem steilen, hochmontanen Geländes und der dementsprechend schwierigen und zeitaufwendigen Begehrbarkeit wurde jedoch von der Anwendung der derzeit gängigen Standards Abstand genommen. Nur so konnte auch eine bestmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit der Erhebung aus den Jahren 1999/2000 erzielt werden. Es wird aber darauf hingewiesen, dass bei einer rationalisierten Erhebungsmethode die Erfahrung und Motivation der Kartierer ein entscheidender Faktor ist, um eine aussagekräftige Erfassung der Arten zu gewährleisten.

Der Einsatz von Klangattrappen erfolgte nicht systematisch. Nur bei fehlenden Spontannachweisen in einer Probefläche wurden Klangattrappen - am häufigsten für den Grauspecht (*Picus canus*) - eingesetzt. Regelmäßiger angewandt wurde das Klopfen mit Stöcken an einen Stamm, um bei Annäherung des Beobachters verstummte nahrungssuchende Spechte wieder zum Hacken bzw. Klopfen zu animieren. Dieser Methode verdanken wir einige Nachweise vor allem des Dreizehenspechts. Indirekte Nachweise wie Ringelspuren (Dreizehenspecht) und arttypische Hackspuren (Schwarzspecht *Dryocopus martius*) wurden nicht in die Auswertung einbezogen.

An den Regelkartierungen der Jahre 2013 und 2014 arbeiteten Georg Frank (2 Kartierungstage), Thomas Hochebner (10), Gerhard Rotheneder (10), Otto Samwald (2) und Wolfgang Schweighofer (1) mit.

Die Wetterphänologie der beiden Untersuchungsjahre war sehr unterschiedlich. Das Frühjahr 2013, in dem der östliche Teil des Wildnisgebietes (Rothwald) bearbeitet wurde, war geprägt von wiederkehrenden Wintereinbrüchen auch in tiefen Lagen bis in den April hinein. Entsprechend hoch und langanhaltend war die Schneebedeckung. Das Erfassungsjahr 2014 hingegen war ein Ausnahmejahr hinsichtlich der milden Witterung im Spätwinter und Frühjahr. Das untersuchte Gebiet der Hundsau war bereits ab dem Spätwinter weitgehend schneefrei.

3.2. Schwerpunkterhebung Dreizehenspecht 2012

Zusätzlich zur Kartierung der Spechte im Gesamtgebiet wurde im Jahr 2012 auf einer eigenen Probefläche in der Hundsau eine Schwerpunkterfassung der dort infolge einer Borkenkäfergradation erhöhten Dreizehenspechtdichte unternommen. Die Methode und Auswertung orientierte sich an der unter 3.1. geschilderten Vorgangsweise. Die Probefläche wurde in unterschiedlichen Teilflächen durch mehrere Personen simultan begangen. An dieser Erfassung arbeiteten neben den Autoren auch Otto Samwald und Wolfgang Schweighofer mit, Gerard Gorman begleitete die Exkursion am 22.4.2012.

4. Ergebnisse

4.1. Inventar der Spechtfauna

Im Zuge der Kartierung konnten, wie schon bei der ersten Spechterfassung (Frank & Hochebner 2001) sechs Spechtarten revierhaltend im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Es waren dies – gereiht nach deren Häufigkeit: Dreizehenspecht, Weißrückenspecht, Grauspecht, Schwarzspecht, Buntspecht (*Dendrocopos major*) und Grünspecht (*Picus viridis*). Lediglich der Weißrücken- und der Dreizehenspecht wurden in allen der zwölf Probeflächen angetroffen (Tabelle 2). Die Reviere dieser beiden Arten verteilten sich annähernd gleichmäßig im Gebiet und es waren zwischen den Teilgebieten Hundsau und Rothwald keine signifikanten Häufigkeitsunterschiede feststellbar. Der Schwarzspecht wurde in 11 Probeflächen angetroffen, das entspricht einer Antreffwahrscheinlichkeit von 92 %. Auch das Verbreitungsbild des Schwarzspechtes ist sehr gleichmäßig.

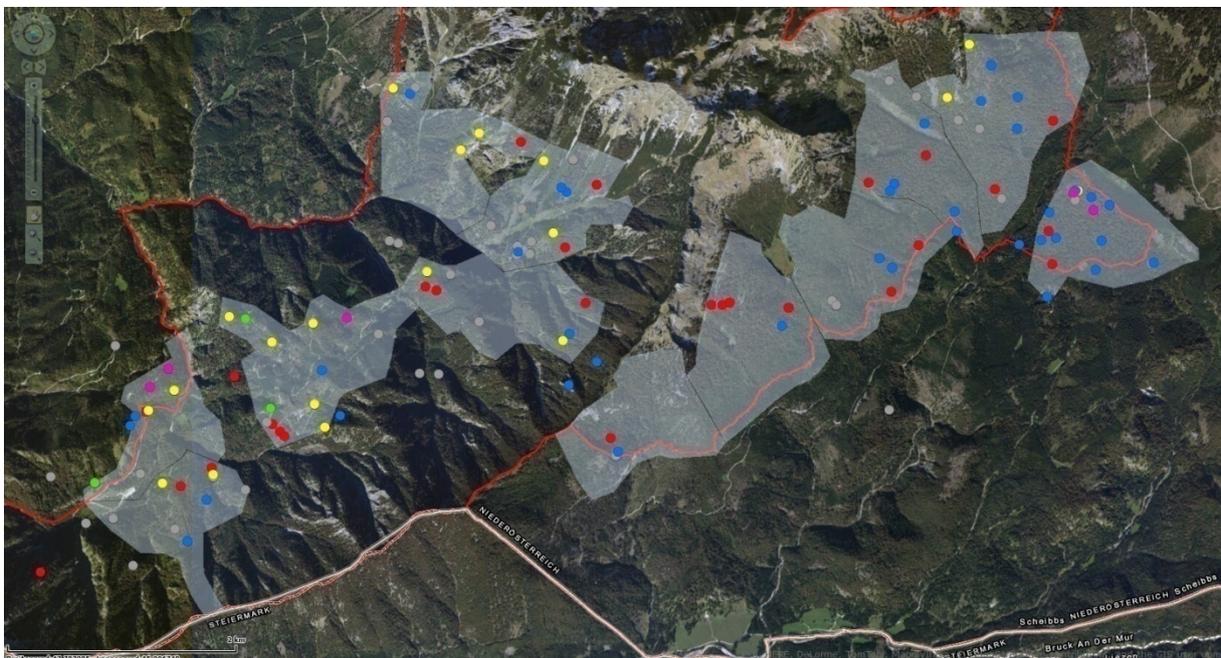


Abbildung 3: Spechtnachweise der Kartierung 2013 und 2014: Grauspecht - gelb; Grünspecht - grün; Schwarzspecht - grau; Buntspecht - rosa; Weißrückenspecht - rot; Dreizehenspecht - blau. Kartengrundlage: ESRI Basemaps (Details im Text Kap. 3.1.)

Beim Grauspecht zeigte sich im Erhebungsjahr 2013 im Rothwald eine recht geringe Präsenz (33 %), während in der Hundsau die Art in allen Probeflächen gefunden wurde und dort auch die häufigste Spechtart war. Bezogen

auf die gesamte Untersuchungsfläche erreichte *P. canus* eine Präsenz von 67 %.

Auffallend war das seltene Auftreten des Buntspechtes, von dem nur in drei Probeflächen jeweils ein Revier erfasst wurde. Er zählt somit im Wildnisgebiet - entgegen der Situation im überwiegenden Teil seines übrigen Verbreitungsgebietes - zu den seltenen Arten. Der Grünspecht tritt im Wildnisgebiet ebenfalls nur in einer sehr geringen Präsenz auf (17 %) und konnte nur in den westlichen Randlagen nachgewiesen werden.

Tabelle 2: Revierzahlen und Präsenz der Spechtarten in den Probeflächen 2013/2014

	Rothwald	Hundsau	Gesamt	Präsenz (%)
Anzahl Probeflächen (Flächengröße)	6 (725,8 ha)	6 (612,7 ha)	12 (1.338,5 ha)	(12 Probeflächen)
Grauspecht	2	10	12	67%
Grünspecht	0	2	2	17%
Schwarzspecht	4	6	10	92%
Buntspecht	1	2	3	25%
Weißrückenspecht	10	8	18	100%
Dreizehenspecht	11	8	19	100%

4.2. Grauspecht (*Picus canus canus*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005): NT (Gefährdung droht). Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie.



Der Grauspecht bewohnt vornehmlich Laub- und Laubmischwälder mit Altholzbeständen, die eine offene, parkartige Bestandsstruktur aufweisen oder durch eingesprengte Freiflächen reich gegliedert sind. Ein hoher Grenzlinienanteil ist entscheidend. Seinen Verbreitungsschwerpunkt hat er in mittleren Höhenlagen, er dringt aber deutlich weiter in die Bergwaldbereiche der Alpen vor als der nah verwandte Grünspecht. Essentiell sind ein gutes Nahrungsangebot an waldbewohnenden Ameisen (*Formicidae*) sowie Altbaumbestände mit Totholzangebot zur Höhlenanlage. Hinsichtlich der Nahrungssuche ist der Grauspecht flexibler als sein Gattungsverwandter und nutzt auch totholzbewohnende Insekten in höherem Ausmaß.

Abbildung 4: Der Grauspecht (Männchen) ist in der Hundsau der häufigste Specht. Foto: T. Hochebner

P. canus besiedelt in Österreich die Weichholzauwälder der Tieflagen ebenso wie Eichen- und Buchenwälder. Gebietsweise werden sogar hochmontane und subalpine offene Nadelwälder besiedelt (Sackl & Samwald 1997, Brader & Aubrecht 2003, Feldner et al. 2006). Der Grauspecht brütet in Österreich in allen Bundesländern (Dvorak et al. 1993).

Im Wildnisgebiet Dürrenstein bilden Auflichtungen durch Lawinengänge, Windbrüche, Felsformationen, extreme Steillagen und Borkenkäferbefallsflächen die Voraussetzung für das Vorkommen des Grauspechtes in teils hoher Siedlungsdichte. Im Zuge der aktuellen Erhebung wurden 12 Reviere des Grauspechtes festgestellt, die sich äußerst ungleichmäßig verteilten. Zehn Reviere entfielen auf den Bereich der Hundsau, während im Rothwaldgebiet nur zwei Reviere verzeichnet werden konnten. Die Höhenverteilung der Grauspechtbeobachtungen (n = 19) reicht von 700 bis 1.300 m und deckt damit im Wesentlichen das gesamte untersuchte Höhenspektrum ab.

Auf die Gesamtheit der Probeflächen bezogen, ergibt dies eine Siedlungsdichte von 0,90 Rev./100 ha bzw. 112 ha je Revier.

Aufgrund der ungleichen Verteilung der Reviere wurden die beiden Teilgebiete gesondert ausgewertet. Auf den 612,7 ha der Probeflächen in der Hundsau ergibt sich demnach eine Revierdichte von 1,63 Rev./100 ha bzw. 61 ha je Revier. Für die 725,8 ha der Probeflächen im Rothwaldgebiet konnte eine Dichte von lediglich 0,28 Rev./100 ha bzw. 363 ha je Revier festgestellt werden.

Diese Ergebnisse unterscheiden sich deutlich von der Spechtherhebung 1999/2000 und daher wird in der Diskussion näher darauf eingegangen.

Tabelle 3: Siedlungsdichten des Grauspechtes in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Kleiner Urwald	109,6	1,0	0,91
Langwand	148,7	1,0	0,67
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	0,0	0,00
Bärwies - Gindelstein	131	0,0	0,00
Bärwies - Edelwies Ost	132	0,0	0,00
Bärwies - Edelwies West	106,6	0,0	0,00
Fläche Rothwald	725,8	2,0	0,28
Büllenbach	106	2,0	1,89
Hundsau	100,4	2,0	1,99
Klausgraben - Wandeck	109,1	2,0	1,83
Mitterberg - Loskögel	131,5	2,0	1,52
Windischbachau	81,2	1,0	1,23
Tremelsattel	84,5	1,0	1,18
Fläche Hundsau	612,7	10,0	1,63
Probeflächen gesamt	1338,5	12,0	0,90

4.3. Grünspecht (*Picus viridis viridis*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005): LC (Nicht gefährdet).

Der Grünspecht ist ein Bewohner sehr offener Baumhabitats. Er besiedelt mit Wiesenflächen durchsetzte Laubwälder, parkartige Waldbestände, Lawenbahnen, Obstgärten sowie Feld- und Ufergehölze. Im Vergleich zum nahe verwandten Grauspecht bevorzugt der Grünspecht eine offenere Bestandsstruktur und tiefere Lagen.



Bei geschlossenen, größeren Waldgebieten besiedelt er die Ränder und dringt mitunter auch entlang von Forststraßen, Kahlschlägen oder Leitungstrassen in das Bestandsinnere vor. *P. viridis* ist hinsichtlich seiner Nahrungsökologie hochgradig auf Wiesenameisen spezialisiert, die er im Grünland und an Offenflächen bevorzugt am Boden sucht ("Erdspecht"). Der Grünspecht ist in seiner Gesamtverbreitung sehr stark auf Europa konzentriert, lediglich im Kaukasus und Kleinasien gibt es Vorkommen außerhalb Europas.

Abbildung 5: Der Grünspecht (Männchen) besiedelt nur den westlichsten Teil des Wildnisgebietes. Foto: T. Hochebner

In Österreich liegen die Verbreitungsschwerpunkte in der kollinen und submontanen Höhenstufe. Ab einer Seehöhe von etwa 1.000 m kommt die Art in den Nordalpen nur noch ausnahmsweise vor, kann aber bei günstigem Nahrungsangebot auch weit in die Subalpinstufe vordringen. Bei Vorkommen in Hochlagen spielen Exposition und Geländetopografie eine wichtige Rolle, da die hohen Schneelagen im Gebirge den Grünspecht in aller Regel im Winter von seiner Nahrungsgrundlage abschneiden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Beispielsweise liegt aus Vorarlberg ein Brutnachweis in 1.680 m Seehöhe vor, Brutzeitbeobachtungen aus Oberösterreich und der Steiermark reichen bis etwa 1.400 m (Kilzer et al. 2011, Brader & Aubrecht 2003, Sackl & Samwald 1997), südlich der Alpen vereinzelt sogar bis 2.000 m (Feldner et al. 2006). Der Grünspecht brütet in Österreich in allen Bundesländern (Dvorak et al. 1993).

Wie schon bei der ersten Spechterehebung (Frank & Hochebner 2001) gelangen Nachweise auch diesmal nur im äußersten Westen des Untersuchungsgebietes. Die extreme Steilheit des Geländes mit teils südlichen Expositionen lässt Teilflächen der Hundsau rasch ausapern, was hier vermutlich das Vorkommen ermöglicht.

Aktuelle Reviernachweise (zwei Reviere) gelangen in zwei Probeflächen des Erweiterungsgebietes, der schneereiche Rothwald ist vom Grünspecht nicht besiedelt.

In der Probefläche Mitterberg - Loskögel ist aufgrund des anhaltenden Warnverhaltens eines Paares von einer Brut im Jahr 2014 auszugehen (900 m NN). Alle Grünspechtbeobachtungen im Untersuchungsgebiet (n = 4) liegen unterhalb einer Seehöhe von 1.000 m.

Tabelle 4: Siedlungsdichten des Grünspechts in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Fläche Rothwald	725,8	0,0	0,00
Mitterberg - Loskögel	131,5	1,0	0,76
Windischbachau	81,2	1,0	1,23
Fläche Hundsau	612,7	2,0	0,33
Probeflächen gesamt	1338,5	2,0	0,15

4.4. Schwarzspecht (*Dryocopus martius martius*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005): LC (Nicht gefährdet). Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie.

Der Schwarzspecht ist hinsichtlich seiner Lebensraumsprüche an keinen bestimmten Waldtyp gebunden. Er bewohnt sowohl die Auwälder des Tieflandes, die Laub- und Mischwälder der Mittelgebirge als auch die autochthonen Fichtenwäldern der Alpen. Auch sekundäre Fichtenwälder und -forste werden besiedelt. Offenflächen wie die Randbereiche von Straßen- und Leitungstrassen, Kahlschläge und Lawinengänge werden regelmäßig genutzt. Als Brutplatz dienen meist Altholzinseln, wo die Bruthöhle vornehmlich in randständigen, hochschaftigen Rotbuchen, gebietsweise auch in Rotföhren oder Pappeln, angelegt wird.



Abbildung 6: Ein Schwarzspecht-Männchen an der Bruthöhle, auch bei den Jungvögeln ist das Geschlecht schon in der Bruthöhle erkennbar.
Foto: G. Rotheneder

Als Höhlenbauer für eine Reihe von Folgenutzern (u.a. Raufußkauz, Hohltaube, Dohle, Fledermäuse, Bilche, Insekten) kommt dem Schwarzspecht eine hohe Bedeutung als Schlüsselart im Wald zu (Meyer & Meyer 2001, Gorman 2011). Den Hauptbestandteil der Nahrung bilden große Ameisenarten, insbesondere die Rossameise (*Camponotus spec.*). Der Schwarzspecht zeigte in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa und Österreich eine positive Bestands- und Arealentwicklung (Bauer et al. 2005, Gorman 2011, Teufelbauer 2014).

D. martius ist in Österreich weit verbreitet und kommt in allen Bundesländern vor. Die Höhenverbreitung liegt vornehmlich zwischen 200 m bis 1.400 m Seehöhe, aus Vorarlberg, Kärnten und der Steiermark liegen Brutnachweise bis knapp 1.800 m vor (Kilzer et al. 2011, Feldner et al. 2006, Sackl & Samwald 1997). In den Fichten-Tannen-Buchenmischwäldern der montanen Höhenstufe findet der Schwarzspecht sehr günstige Lebensbedingungen vor, da die Fichte als Nahrungsbaum (Hauptbrutbaum der Nahrungsameisen) und die Rotbuche als bevorzugter Höhlenbaum eng nebeneinander vorkommen.

Im Zuge der aktuellen Erhebung gelangen in elf der zwölf Probeflächen Reviernachweise des Schwarzspechtes. Die Einzelbeobachtungen (n = 37) ließen sich 10 Revieren zuordnen. Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet betrug die Abundanz 0,75 Rev./100 ha, dies ergibt einen rechnerischen Flächenanspruch von 134 ha je Revier. Die Siedlungsdichte der Art war im Bereich der Hundsau und des Erweiterungsgebietes deutlich höher (0,98 Rev./100 ha) als im Rothwald-Teil des Schutzgebietes (0,55 Rev./100 ha).

Im Bereich der Probefläche Hundsau gelang am 27.5.2014 ein Nachweis einer erfolgreichen Brut (Altvogel führt mindestens einen Jungvogel), die Bruthöhle in einer Buche befand sich ganz in der Nähe (896 m Seehöhe). Ähnlich wie beim Grauspecht gelangen Brutzeitbeobachtungen nahezu im gesamten untersuchten Höhenspektrum von 740 m bis 1.300 m Seehöhe.

Tabelle 5: Siedlungsdichten des Schwarzspechtes in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Kleiner Urwald	109,6	0,5	0,46
Langwand	148,7	1,0	0,67
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	0,5	0,51
Bärwies - Gindelstein	131	1,0	0,76
Bärwies - Edelwies Ost	132	0,0	0,00
Bärwies - Edelwies West	106,6	1,0	0,94
Fläche Rothwald	725,8	4,0	0,55
Büllenbach	106	1,0	0,94
Hundsau	100,4	1,5	1,49
Klausgraben - Wandeck	109,1	0,5	0,46
Mitterberg - Loskögel	131,5	1,0	0,76
Windischbachau	81,2	0,5	0,62
Tremelsattel	84,5	1,5	1,78
Fläche Hundsau	612,7	6,0	0,98
Probeflächen gesamt	1338,5	10,0	0,75

4.5. Buntspecht (*Dendrocopos major pinetorum*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005): LC (Nicht gefährdet).

Der Buntspecht stellt unter den heimischen Spechtarten die geringsten Ansprüche hinsichtlich Beschaffenheit und Ausstattung des Lebensraumes. Alle Arten von Laub- und Nadelwaldgesellschaften werden bewohnt, die Art ist in wirtschaftlich stark genutzten Forsten ebenso anzutreffen, wie in Feldgehölzen, Parks, Friedhöfen und Hausgärten. Insbesondere im Winterhalbjahr nimmt der Buntspecht einen hohen Anteil vegetabilischer Nahrung (insbesondere Koniferensamen) auf (Blume & Tiefenbach 1997). Eine artspezifische Besonderheit ist das ausgeprägte Schmiedeverhalten, bei dem er meist Fichtenzapfen in eigens dafür adaptierte Baumspalten zur Bearbeitung einklemmt. Diese Schmieden werden vom Buntspecht auch immer wieder leerräumt, um Platz für die Bearbeitung der nächsten Nahrungsquelle zu schaffen.



In Österreich ist *D. major* die am weitesten verbreitete und mit Abstand häufigste Spechtart. Die Amplitude der Höhenverbreitung ist mit dem Schwarzspecht vergleichbar und reicht vom Tiefland bis zur oberen Baumgrenze. Brutnachweise über 1.800 m Seehöhe sind rar, liegen aber aus den Bundesländern Steiermark, Kärnten und Tirol vor (Sackl & Samwald 1997, Feldner et al. 2006, Dvorak et al. 1993).

Abbildung 7: Der Buntspecht (Männchen) zählt im Wildnisgebiet bemerkenswerter Weise zu den seltenen Arten. Foto: T. Hohebner

Bereits in der ersten Erhebung der Spechtfauna im Untersuchungsgebiet (Frank & Hohebner 2001) hat sich gezeigt, dass der Buntspecht im Wildnisgebiet im Vergleich zum Umland (Natura 2000-Gebiet Ötscher - Dürrenstein) in der Häufigkeit gegenüber den Arten Grauspecht, Weißrückenspecht und Dreizehenspecht auffällig zurück tritt. Damals wurden acht Reviere im Wildnisgebiet Dürrenstein festgestellt. Dieser Befund wurde bei der vorliegenden Untersuchung nicht nur bestätigt, mit lediglich 3 Reviernachweisen im gesamten Untersuchungsgebiet erreichte der Buntspecht gar nur eine Siedlungsdichte von 0,22 Revieren je 100 ha. Er rangiert damit mit dem Grünspecht am unteren Ende der Häufigkeitsskala. Im Jahr 2013 hat sich der Rothwald-

Teil des Untersuchungsgebietes den Kartierern gänzlich "buntspechtfrei" präsentiert. Erst im darauffolgenden Jahr konnte im Kleinen Urwald ein einziges Revier aufgefunden werden. Die Reviernachweise der Art liegen zwischen 750 m und 1.070 m.

Tabelle 6: Siedlungsdichten des Buntspechts in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Kleiner Urwald	109,6	1,0	0,91
Langwand	148,7	0,0	0,00
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	0,0	0,00
Bärwies - Gindelstein	131	0,0	0,00
Bärwies - Edelwies Ost	132	0,0	0,00
Bärwies - Edelwies West	106,6	0,0	0,00
Fläche Rothwald	725,8	1,0	0,14
Büllenbach	106	0,0	0,00
Hundsau	100,4	0,0	0,00
Klausgraben - Wandeck	109,1	0,0	0,00
Mitterberg - Loskögel	131,5	1,0	0,76
Windischbachau	81,2	1,0	1,23
Tremelsattel	84,5	0,0	0,00
Fläche Hundsau	612,7	2,0	0,33
Probeflächen gesamt	1338,5	3,0	0,22

4.6. Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos leucotos*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005): NT (Gefährdung droht). Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie.

D. leucotos ist eine sehr anspruchsvolle Art, die Laub- und Mischwälder mit einem hohen Tothholzangebot besiedelt. Im Alpenraum konzentrieren sich die Vorkommen vor allem auf naturnahe Buchen- und Buchenmischwälder, wie sie oft nur in steilen und daher für die Forstwirtschaft schwer nutzbaren Lagen erhalten sind (Frank & Hochebner 2001).

Die Art reagiert empfindlich auf forstliche Intensivierungsmaßnahmen und Bestandsumwandlung in Fichtenforste (Virkkala et al. 1993). Die Habitatansprüche der Art im Natura 2000-Gebiet Ötscher-Dürrenstein wurden von Hochebner & Frank (2001) sowie Frank (2002) untersucht. Die Nahrung des Weißrückenspechtes bilden xylobionte Insektenarten, wobei große Bockkäferlarven (*Cerambycidae*) besondere Bedeutung haben (Aulen 1988). Diese bildeten bei einer Untersuchung in Norwegen auch den Hauptbestandteil an der Nestlingsnahrung (Hogstad & Stenberg 1997).

In Österreich ist der Weißrückenspecht schwerpunktmäßig im Bereich der nördlichen Kalkalpen verbreitet, wo seine Verbreitung von Vorarlberg bis zum Wienerwald reicht. Lokale und sehr zerstreute Vorkommen bestehen darüber hinaus im Bereich der Böhmisches Masse (Kremstal, Kamptal, Thayatal) und in den Kärntner Südalpen (Feldner et al. 2006). Brutnachweise liegen von 340 m (Lainzer Tiergarten in Wien) bis 1.700 m (Tirol, Dvorak et al. 1993) vor. Wenn Buchenbestände die obere Waldgrenze bilden, dringt die Art mitunter bis dahin vor (Frank 2002, eigene Beobachtungen).



Abbildung 8: Der Weißrückenspecht (Männchen) erreicht im Wildnisgebiet eine hohe Siedlungsdichte. Foto: T. Hochebner

Im Zuge der vorliegenden Studie konnten 18 Reviere kartiert werden, die recht gleichmäßig auf das Untersuchungsgebiet verteilt waren. Die Einzelnachweise ($n = 29$) verteilen sich auf ein Höhenspektrum von 760 m bis 1.320 m und entsprechen somit weitgehend dem Höhenstufenangebot der Probeflächen. Am 8.6.2013 wurde im Bereich des Rothwaldes (Probefläche Bärwies - Edelwies Ost) eine Bruthöhle mit Jungen in einer Seehöhe von 1.270 m aufgefunden, die Altvögel fütterten vom Höhleneingang aus.

Die höchsten Dichten an Weißrückenspechten wurden in den Probeflächen Großer Urwald - Gindelstein (2,04 Rev./100 ha), Hundsau (1,99 Rev./100 ha) und Klausgraben - Wandeck (1,83 Rev./100 ha) vorgefunden. Der niedrigste Wert entfiel auf die Probefläche Mitterberg - Loskögel mit 0,76 Rev./100 ha. Auf die Gesamtheit der Probeflächen bezogen ergibt sich eine Abundanz von 1,34 Reviere/100 ha. Das entspricht einer Dichte von 74 ha/Revier. Obwohl sich die beiden Teilgebiete Rothwald und Hundsau hinsichtlich Topographie, Exposition, Kleinklima und Bestockung durchaus unterscheiden, differieren die festgestellten Dichten von *D. leucotos* in den beiden Teilgebieten kaum.

Tabelle 7: Siedlungsdichten des Weißrückenspechts in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Kleiner Urwald	109,6	1,0	0,91
Langwand	148,7	2,0	1,34
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	2,0	2,04
Bärwies - Gindelstein	131	2,0	1,53
Bärwies - Edelwies Ost	132	2,0	1,52
Bärwies - Edelwies West	106,6	1,0	0,94
Fläche Rothwald	725,8	10,0	1,38
Bullenbach	106	1,0	0,94
Hundsau	100,4	2,0	1,99
Klausgraben - Wandeck	109,1	2,0	1,83
Mitterberg - Loskögel	131,5	1,0	0,76
Windischbachau	81,2	1,0	1,23
Tremelsattel	84,5	1,0	1,18
Fläche Hundsau	612,7	8,0	1,31
Probeflächen gesamt	1338,5	18,0	1,34

4.7. Dreizehenspecht (*Picooides tridactylus alpinus*)

Status: Rote Liste Österreichs (Frühauf 2005):

LC (Nicht gefährdet). Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie.

Der Dreizehenspecht ist in den borealen und alpinen Nadel- und Nadelmischwäldern verbreitet. Als anspruchsvolle Art findet sie den Optimallebensraum in subalpinen Fichtenwäldern mit nicht zu dichtem Bestandsaufbau und einem entsprechenden Angebot an Totholz und Käferbäumen. Fichtenforste besiedelt der Dreizehenspecht, sofern sie geeignete Habitatstrukturen bieten, nur im autochthonen Verbreitungsgebiet dieser Baumart (Glutz & Bauer 1980).



Abbildung 9: Ein Weibchen des Dreizehenspechts füttert an der Bruthöhle im Bereich des Kleinen Urwalds, Wildnisgebiet Dürrenstein, 14.6.2014. Foto: G. Rotheneder

P. tridactylus gilt als ausgesprochener Borkenkäferspezialist, dementsprechend reagiert er auf Kalamitäten der Borkenkäferarten von allen heimischen Spechtarten am stärksten mit einer Zunahme der Siedlungsdichte (siehe Kap. 5.3.). Zur Jungenaufzucht werden auch Bockkäferlarven in größerem Umfang verfüttert (Pechacek & Kristin 2006). Besonders im Frühjahr wird regelmäßig Baumsaft von Koniferen aufgenommen, wozu an meist lichtexponierten Stämmen von Fichten, Lärchen und Kiefern charakteristische Ringelspuren angelegt werden. Mit Ausnahme von Wien und dem Burgenland kommt der Dreizehenspecht in Österreich in allen Bundesländern vor. Das Vorkommen konzentriert sich auf das Alpengebiet, davon isoliert liegen nur aus dem nördlichen Mühl- und Waldviertel Einzelbeobachtungen vor (Birdlife Österreich 2014). Die Brutverbreitung reicht von etwa 700 m bis knapp 1.900 m (Kilzer et al. 2011, Sackl & Samwald 1997), wobei die Art ab etwa 900 m etwas häufiger wird.

Die 36 Direktbeobachtungen im Zuge der Standarderhebung wurden 19 Revieren zugeordnet. In den Probeflächen ist *P. tridactylus* somit knapp vor dem Weißrückenspecht die Art mit der höchsten Revierzahl. Auch der Dreizehenspecht zeigt eine recht gleichmäßige Verteilung der Reviere über das gesamte Untersuchungsgebiet. Die höchste Siedlungsdichte erreichte die Art in der Probefläche Kleiner Urwald mit 2,74 Rev./100 ha. Auch in den Probeflächen Großer Urwald-Gindelstein und Tremelsattel wurden Siedlungsdichten von mehr als 2 Revieren pro 100 ha festgestellt. Die geringste Siedlungsdichte wurde in den Probeflächen Bärwies - Edelwies Ost und Mitterberg - Loskögel mit je 0,76 Rev./100 ha vorgefunden. Bezogen auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes betrug die Abundanz 1,42 Rev./100 ha bzw. 70 ha je Revier. Die 36 Einzelbeobachtungen aus den Jahren 2013 bis 2014 verteilen sich auf eine Höhenlage von 850 m bis 1.330 m, der Medianwert liegt bei 1.040 m. Brutnachweise gelangen mehrfach, sowohl im Rothwald-Teil als auch im Hundsau-Teil des Wildnisgebietes (Seehöhen: 880 - 1.160 m; n = 6).

Tabelle 8: Siedlungsdichten des Dreizehenspechts in den Jahren 2013 und 2014

Probefläche	Fläche (ha)	Reviere	Rev./100 ha
Kleiner Urwald	109,6	3,0	2,74
Langwand	148,7	2,0	1,34
Großer Urwald - Gindelstein	97,9	2,5	2,55
Bärwies - Gindelstein	131	1,5	1,15
Bärwies - Edelwies Ost	132	1,0	0,76
Bärwies - Edelwies West	106,6	1,0	0,94
Fläche Rothwald	725,8	11,0	1,52
Büllenbach	106	1,0	0,94
Hundsau	100,4	2,0	1,99
Klausgraben - Wandeck	109,1	1,0	0,92
Mitterberg - Loskögel	131,5	1,0	0,76
Windischbachau	81,2	1,0	1,23
Tremelsattel	84,5	2,0	2,37
Fläche Hundsau	612,7	8,0	1,31
Probeflächen gesamt	1338,5	19,0	1,42

4.8. Erhöhte Abundanz des Dreizehenspechtes in Borkenkäfer- Befallsgebieten

Das bereits in der Gebietsbeschreibung (Kap. 2) erwähnte Lawineneignis in der Hundsau hat in den darauffolgenden Jahren zu einem verstärkten Borkenkäferauftreten geführt. Besonders in den Jahren 2009 und 2010, etwas abgeschwächt auch noch 2011, sind mehrere Hektare überwiegend anthropogener Fichtenwälder abgestorben. Die "Käfernester" verteilten sich auf mehrere Einzelflächen. Seither ist die Kalamität weitgehend abgeklungen (Blackwell & Schopf 2014).

Berichte durch Mitarbeiter der Schutzgebietsverwaltung und Zufallsfunde von Bruthöhlen in den Jahren 2009 und 2010 wiesen auf ein verstärktes Auftreten des Dreizehenspechtes in der Hundsau als Folge der Borkenkäferkalamität hin. Es sollte versucht werden, diese vermutete Bestandszunahme mit einer spezifischen Erhebung im Jahr 2012 zu dokumentieren. Dazu wurden zwei Schwerpunktkartierungen am 22.4. und am 7.6.2012 und einzelne ergänzende Exkursionen (8.6. und 22.6.) zur Höhlensuche durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfasste 112,5 ha und deckte die meisten Käferbefallsflächen ab. Vom Dreizehenspecht nicht nutzbare Offenflächen (vor allem Lawinschneisen) waren mit einem Flächenausmaß von etwa 20 ha

(18 %) darin enthalten. Bei den Schwerpunktkartierungen wurde die Probefläche in Sektoren unterteilt und simultan von jeweils 3-4 Personen begangen. Die zwanzig Direktbeobachtungen konnten in der Auswertung mindestens 6 - 7 Revieren zugeordnet werden, was einer Revierdichte von 5,33 - 6,22 Rev./100 ha entspricht. Ausdruck dieser hohen Siedlungsdichte war auch der bemerkenswerte Umstand, dass am 22.4.2012 gleich an zwei Stellen im Abstand von 300 m jeweils sechs (!) Dreizehenspechte (insgesamt vermutlich 3-4 Paare) gleichzeitig auf die Klangattrappe durch Annäherung reagierten (Mitbeobachter: G. Gorman).



Abbildung 10: Bruthabitat des Dreizehenspechtes (Revier 1) in der Hundsau. Hier grenzen Käferbefallsflächen aus den Jahren 2009 und 2010 aneinander, die Altvögel fütterten am 7.6.2012 bereits vom Höhleneingang aus, der rote Pfeil verweist auf die Lage der Bruthöhle. Foto: T. Hochebner

Drei der kartierten Reviere sind durch Auffinden der Nestbezirke abgesichert. Aufgrund des außergewöhnlichen Abundanzwertes soll die Nachweisqualität der Reviere im Folgenden näher dargestellt

werden (die Nummerierung der Reviere bezieht sich auf die Abbildung 10):

(1) Bruthöhle mit Jungen am 7.6.2012 (885 m Seehöhe; Entdecker: W. Schweighofer)

(2) Intensiv warnender Altvogel am 7.6.2012 (1.000 m Seehöhe; Beobachter: O. Samwald)

(3) Altvogel füttert einen offenbar erst kürzlich ausgeflogenen Jungvogel am 22.06.2012 (1.160 m Seehöhe; Beobachter: T. Hochebner)

(4 und 5) Die Abgrenzung dieser Reviere basiert einerseits auf der Beobachtung von jeweils 6 Dreizehenspechten am 22.04.2012 sowie auf Folgebeobachtungen nahrungssuchender Weibchen in beiden Revieren am 7. bzw. 8.6.2012.

(6) Am 7.6.2012 wurden jeweils ein Männchen und ein Weibchen im Abstand von etwa 330 m Luftlinie bei der Nahrungssuche beobachtet und diese einem Revier im Nahebereich der oberen lokalen Waldgrenze zugeordnet (1.300 m bzw. 1.210 m Seehöhe; Beobachter: G. Rotheneder).

(7) Revierabgrenzung aufgrund eines am 8.6.2012 trommelnden Dreizehenspechts. Das Gebiet weist ein größeres Käfernest aus dem Jahr 2009 und ein kleineres aus dem Jahr 2010 auf. Es handelt sich bei diesem Revier also um das einzige, das nur aufgrund einer Einzelbeobachtung abgegrenzt wurde, liegt aber räumlich etwas abseits der dichtest besiedelten Fläche.

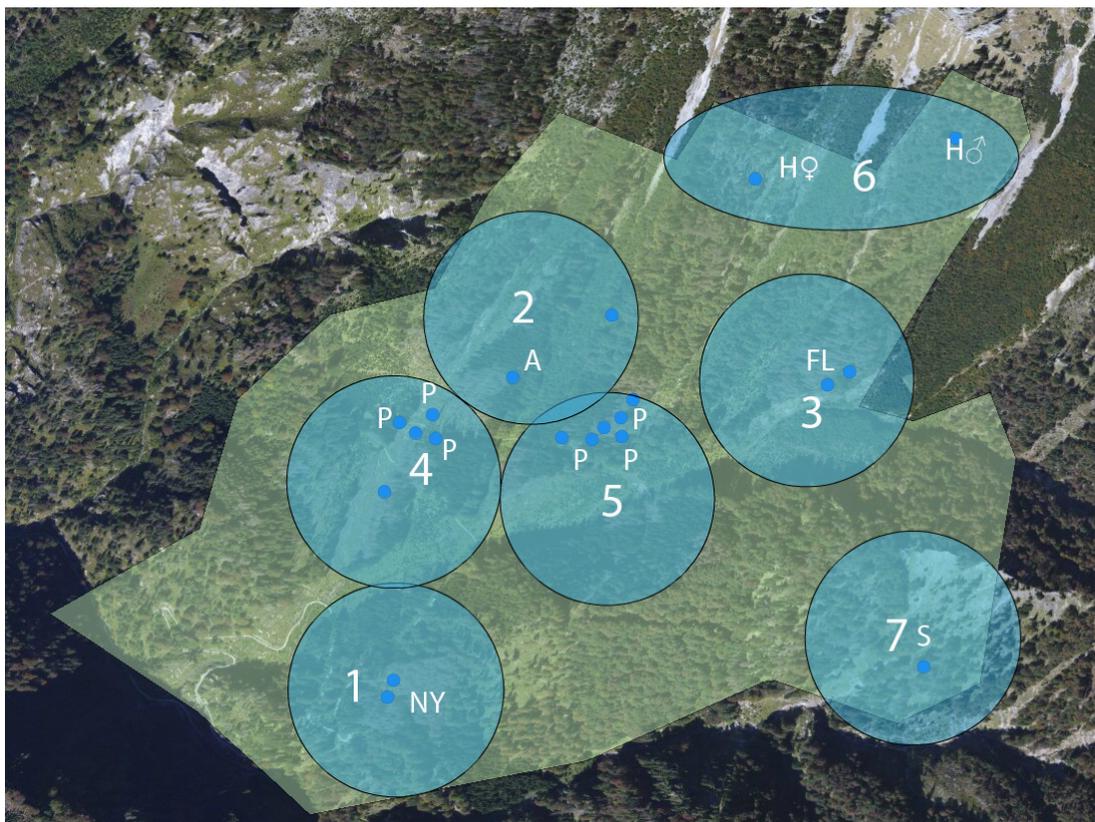


Abbildung 10: Schwerpunkterhebung Dreizehenspecht 2012 - Darstellung der Probefläche, der Einzelbeobachtungen (blaue Punkte) und der "Papierreviere" (schematische Kreise und Ellipse). Die für die Revierabgrenzung bedeutendsten Beobachtungen sind mit EOAC-Brutzeitcodes (Dvorak et al. 1993) versehen: H = Art zur Brutzeit in einem geeigneten Brutlebensraum festgestellt; S = singendes Männchen oder Balzrufe bzw. Trommeln zur Brutzeit gehört; P = Paar zur Brutzeit in geeignetem Brutlebensraum festgestellt; A = Angst- oder Warnverhalten von Altvögeln lässt auf Nest oder nahe Junge schließen; FL = kürzlich ausgeflogene Junge gesehen; NY = Junge im Nest gesehen oder gehört. Kartengrundlage: ESRI Basemaps (Details im Text Kap. 3.1)

Die Revierabgrenzungen basieren durchwegs auf einer guten Datenbasis, lediglich beim Revier 7 könnte es sich um einen unverpaarten Einzelvogel gehandelt haben. Aus den Revieren 1, 4, 2 und 6 liegen "Simultanbeobachtungen" von Weibchen in den Morgenstunden des 7.6. 2012 vor. Da die Reviere 6 und 7 vermutlich auch außerhalb der Probefläche liegende Anteile haben und bei der Abgrenzung der Reviere 2, 4 und 5 eine kleine Restunsicherheit besteht, wird für die untersuchte Probefläche von 112,5 ha konservativ eine Spanne von 6 - 7 Revieren des Dreizehenspechtes angegeben.

5. Diskussion

5.1 Methodenkritik und Übersicht

Um die Vergleichbarkeit der Erhebung aus den Jahren 1999 und 2000 mit der aktuellen Untersuchung zu wahren, haben wir uns in Abstimmung mit der Schutzgebietsverwaltung des Wildnisgebietes und entgegen den üblichen Standards (Bibby 1995, Südbeck et al. 2005) dazu entschieden, die zweimalige Begehung der Probeflächen beizubehalten.

Eine rationalisierte Erhebung von Spechten mit nur zwei Begehungen stellt hohe Ansprüche an die Erfahrung der Mitarbeiter, die mit den stimmlichen und instrumentalen Lautäußerungen der vorkommenden Arten bestens vertraut sein müssen. Bei der Kartierung ist auf jegliches Klopfen zu reagieren und der Urheber ausfindig zu machen. Nur so gelingt es, die Spechte - insbesondere auch den akustisch meist recht unauffälligen Dreizehenspecht - gut zu erfassen. Bei jeder akustischen Feststellung einer Art wurde versucht, die Artbestimmung durch eine Sichtbeobachtung zu verifizieren. Dass die rein akustische Artbestimmung ihre Tücken hat, lehrte uns ein Schwarzspecht im Bereich der Probeflächen Hundsau und Klausgraben - Wandeck. Dieses Männchen äußerte untypische, kurze und knatternde Trommelwirbel, die vom Trommeln des Dreizehenspechtes praktisch nicht zu unterscheiden waren.

Die Ermittlung von Siedlungsdichten für Arten, deren maximale Reviergrößen in der Literatur mit 300 bis 500 ha und mehr angegeben werden (Glutz & Bauer 1980), ist nur für großflächige Untersuchungsgebiete sinnvoll. In der Folge werden die Dichteangaben daher vornehmlich auf die beiden Teilgebiete Rothwald (726 ha) und Hundsau (613 ha) bzw. auf das Gesamtgebiet (1.338,5 ha) bezogen.

Im Bereich des Rothwaldes blieb die Abgrenzung der Probeflächen und deren Gesamtfläche nahezu ident. Im Teilgebiet Hundsau haben sich durch die Gebietserweiterung des Jahres 2013 Änderungen am Untersuchungsareal ergeben. Zwei Probeflächen, die bei der ersten Erhebung noch außerhalb des Wildnisgebietes gelegen sind, gehören nun zum Schutzgebiet. Um eine bessere Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden die in Frank & Hohebner (2001) publizierten Dichteangaben an die geänderte Probeflächenkulisse angepasst und aktualisiert. Aus diesem Grund stimmen die in Tabelle 9 für den Dichtevergleich herangezogenen Dichteangaben mit den in Frank & Hohebner (2001) publizierten Werten

nicht exakt überein. Es sei auch darauf hingewiesen, dass bei der Erstuntersuchung die Auswahl der Probeflächen bevorzugt nach den Lebensraumansprüchen des Weißrückenspechtes erfolgte, während bei der aktuellen Kartierung auch die im Erweiterungsgebiet befindlichen anthropogenen Fichtenwälder stärker in den Probeflächen vertreten sind. Dieser Umstand ist insbesondere bei der Diskussion der Abundanz der eng an Laubholz gebundenen Arten Weißrückenspecht und Grauspecht zu berücksichtigen.

Tabelle 9: Abundanzvergleich der Erhebungen 1999/2000 und 2013/2014. Abweichungen von mehr als 0,2 Rev./100 ha zwischen den beiden Spechtkartierungen sind farblich hervorgehoben. Dieser nur der Veranschaulichung dienende Schwellenwert ist in den Teilgebieten bei einer Zu- oder Abnahme von 2 Revieren, beim Gesamtgebiet bei einer Bestandsänderung um 3 Reviere überschritten.

	Rothwald			Hundsau			Gesamtgebiet		
	2000	2014	Veränd.	2000	2014	Veränd.	2000	2014	Veränd.
Grauspecht	0,86	0,28	-0,58	2,83	1,63	-1,20	1,56	0,90	-0,66
Grünspecht	0	0	0,00	0,26	0,33	0,07	0,09	0,15	0,06
Schwarzspecht	0,71	0,55	-0,16	1,03	0,98	-0,05	0,83	0,75	-0,08
Buntspecht	0,71	0,14	-0,57	1,03	0,33	-0,70	0,83	0,22	-0,61
Weißrückenspecht	1,29	1,38	0,09	2,06	1,31	-0,75	1,56	1,34	-0,22
Dreizehenspecht	1,29	1,52	0,23	1,03	1,31	0,28	1,20	1,42	0,22

Tabelle 9 zeigt einen Vergleich der Ergebnisse der Kartierung 1999/2000 mit jenen der aktuellen Erhebung. Grundsätzlich bestätigt die vorliegende Arbeit weitgehend die Ergebnisse der Ersterhebung, die Siedlungsdichtewerte waren in engen Grenzen reproduzierbar. Bei Grau- und Buntspecht zeigen sich in beiden Teilgebieten auffällige Abnahmen, beim Weißrückenspecht ein deutlicher Rückgang der Abundanz nur im Bereich der Hundsau. Auf der gesamten Untersuchungsfläche konnte eine leichte Zunahme des Dreizehenspechtes beobachtet werden. Die bei den einzelnen Arten festgestellten Abweichungen zwischen den beiden Untersuchungen werden nachstehend analysiert.

5.2 Interpretation der Siedlungsdichteangaben

5.2.1 Grauspecht

Der Grauspecht zeigt von allen im Wildnisgebiet vorkommenden Spechtarten die auffälligste Abnahme in der Siedlungsdichte (Tabelle 9). Den bei der Ersterhebung festgestellten 17 Revieren auf einer Fläche von 1.087,8 ha stehen nur 12 Reviere auf einer Fläche von 1.338,5 ha bei der aktuellen Erhebung gegenüber. Hier ist anzumerken, dass die in Frank & Hochebner (2001; Tabelle 1) angegebene Revierzahl für die Probeflächen im Wildnisgebiet Dürrenstein beim Grauspecht (17,5) aus heutiger Sicht etwas zu hoch erscheint. Im Zuge einer Revision der Revierabgrenzung wurde die Revierzahl für die Ersterhebung vor der neuerlichen Auswertung auf 16 Reviere nach unten korrigiert. Dies würde in der Tabelle 4 der zitierten Studie einen korrigierten Dichtewert von 1,86 Rev./100 ha ergeben. Auch auf Basis dieser korrigierten Abundanz ergibt ein Vergleich mit aktuellen Zahlen einen deutlichen Bestandsrückgang.

Diese rückläufige Entwicklung bestätigt sich klar im Teilgebiet Rothwald, wo aktuell lediglich zwei Reviere kartiert werden konnten. Eine Unterschätzung des Bestandes durch einen phänologisch unpassenden Kartierungstermin etwa aufgrund der späten Wintereinbrüche im Frühjahr 2013 lassen sich weitgehend ausschließen, weil die Gebiete auch zu anderen Zwecken (Schmetterlingskartierung) mehrfach im Frühjahr aufgesucht wurden und dabei keine zusätzlichen Grauspecht-Reviere aufgefunden werden konnten.

Der Anteil von Offenflächen und Randlinien hat sich in beiden Teilgebieten durch Lawineneignisse, Windbrüche und Borkenkäfernester in den letzten Jahren zweifellos erhöht. Alle übrigen in der Literatur (z.B. Südbeck et al. 2008) angeführten Gefährdungsfaktoren wie

- Mangel an strukturreichen Laubholzbeständen mit hohem Grenzlinienanteil
- Mangel an Lücken, Blößen, Lichtstellen, mageren Waldrandsituationen
- Mangel an Ameisennahrung infolge Eutrophierung
- Mangel an geeigneten Höhlenbäumen (Moderholz, Bäume mit Stammschäden)
- Konkurrenz mit dem Grünspecht

können für das Wildnisgebiet ausgeschlossen werden.



Abbildung 12: Habitat des Grauspechtes im Bereich der Hundsau (Probefläche Mitterberg - Loskögel), 7.6.2014.
Foto: T. Hochebner

Hinsichtlich der Winterverluste beim Grauspecht gibt es widersprüchliche Angaben in der Literatur. Während im deutschsprachigen Schrifttum der Einfluss von Kältewintern auf den Grauspecht als gering (Glutz & Bauer 1980, Bauer et al. 2005) eingestuft wird und der Grauspecht als wesentlich kältetoleranter als der Grünspecht angesehen wird, stellten Rolstad & Rolstad (1995) für schneereichere kontinentale Lagen Norwegens einen

gegenteiligen Befund fest: dort erwies sich der Grauspecht als sehr empfindlich gegenüber höheren Schneelagen! Zwei besonderte Grauspechte vergrößerten im Winter ihre Reviere auf das nahezu Hundertfache der Brutreviergröße. Waren bodenbrütende Ameisenarten nicht mehr verfügbar, suchten die Spechte bevorzugt in Altholzbeständen nach holzbewohnenden Insekten. Auch Gorman (2004) charakterisiert den Grauspecht als empfindlicher gegenüber hohen Schneelagen wie den Schwarz- oder den Grünspecht, da er nicht aktiv die Schneedecke durchgrabe. Insbesondere bei Schneelage im Hochwinter dürfte der Grauspecht nach Befunden aus anderen Gebieten vom Schwarzspecht aufgeschlossene Ameisennester (*Camponotus spec.*) regelmäßig nutzen (Autolykismus; Matsuoka 1976, Matsuoka & Kojima 1979, Rolstad & Rolstad 1995, Gorman 2004).

Generell gilt der Grauspecht als populationsbiologisch schlecht untersuchte Art (Südbeck et al. 2008). Die meisten neueren Untersuchungen liegen aus eher tieferen Lagen Mittel- und Norddeutschlands vor, wo die Schneebedeckung eine geringere Rolle spielen dürfte als in skandinavischen und alpinen Vorkommensgebieten.

Aus der Sicht der Autoren sind durch strenge Winter verursachte, wiederkehrende Bestandseinbrüche in schneereichen Gebirgslagen, die erst über mehrere Jahre kompensiert werden können, die wahrscheinlichste Erklärung für den beobachteten Rückgang im Untersuchungsgebiet. Dies erklärte auch die auffallende Seltenheit der Art im Rothwaldgebiet, das im Vergleich zur Hundsau deutlich schneereicher ist. Aufgrund der weniger sonnenexponierten Lage und der flacheren und weniger abwechslungsreichen Topografie hält sich im Rothwald eine geschlossene Schneedecke deutlich länger (Abbildung 1). Im Zeitraum seit der ersten Erhebung sind beim Grauspecht im Zuge des Brutvogelmonitorings von BirdLife Österreich starke Bestandsabnahmen feststellbar (Teufelbauer 2014). Inwieweit diese Entwicklung auch auf das Wildnisgebiet Dürrenstein durchgeschlagen hat, muss derzeit offen bleiben.

Tabelle 10: Siedlungsdichteangaben des Grauspechtes aus dem österreichischen Ostalpenraum, die auf zusammenhängenden Probeflächen ab etwa 500 ha Größe erhoben wurden.

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Revierdichte	Quelle
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.088	1,56	(Frank & Hochebner 2001)
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.339	0,90	aktuelle Erhebung
WGD - Teilgebiet Rothwald	Nö	726	0,28	aktuelle Erhebung
WGD - Teilgebiet Hundsau	Nö	613	1,63	aktuelle Erhebung
Dachstein und Eibenberg	Oö	1.570	0,30	Gigl & Weißmair 2009
Dachstein	Oö	1.420	0,49 - 0,56	Weißmair & Pühringer 2011
Nationalpark Kalkalpen	Oö	3.240	0,5 - 0,6	Weißmair et al. 2014
Nationalpark Kalkalpen	Oö	1.320	0,6 - 0,72	Pühringer & Sulzbacher 2011
Nationalpark Gesäuse	Stmk	1.766	0,45	Teufelbauer et al. 2012
Schütt - Dobratsch	Ktn	4.600	0,3 - 0,4	Wagner 2004
Brandenberger Alpen	Tir	498	0,6 - 0,7	Pfandl et al. 2014
Klostertal	Vbg	1.500	2,00	Kilzer 1996

Trotz des Rückganges von *P. canus* gegenüber der ersten Untersuchung weist das Teilgebiet Hundsau mit 1,63 Rev./100 ha immer noch eine Siedlungsdichte auf, die bei vergleichbaren Untersuchungen (siehe Tabelle 10) nur sehr selten erreicht wird. Lediglich Kilzer (1996) gibt aus dem Vorarlberger Klostertal eine Siedlungsdichte von 2,0 Rev./100 ha an. In einer 383 ha großen Probefläche in kollinen bis submontanen Lagen des Nationalparkes Harz (Niedersachsen, Sachsen-Anhalt) fand Späth (2009) eine gleich hohe Siedlungsdichte von 1,63 Revierpaaren/100 ha. Die Siedlungsdichte des Grauspechts im Teilgebiet Rothwald ist vergleichbar mit jener, die Gigl & Weißmair (2009) im Dachsteingebiet erhoben haben.

5.2.2 Grünspecht

Das Vorkommen des Grünspechtes beschränkt sich, wie schon in den Jahren 1999/2000, auf den äußersten Westen des Wildnisgebietes. Die erhobenen Siedlungsdichten von 0,33 Rev./100 ha bezogen auf das Teilgebiet Hundsau bzw. 0,15 Rev./100 ha bezogen auf die gesamte Untersuchungsfläche stimmen mit den für 1999/2000 errechneten Werten von 0,26 Rev./100 ha für das Teilgebiet Hundsau (388 ha) und 0,09 für die Gesamtheit der Probeflächen (1.088 ha) weitgehend überein.

Die aktuell erhobenen Werte fügen sich sehr gut in das aus anderen montanen Gebieten gewonnene Bild. So geben beispielweise Weißmair & Pühringer (2011) für ein Gebiet im Dachsteinmassiv 0,07 Rev./100 ha, Weißmair et al. (2014) für den Nationalpark Kalkalpen 0,30 Rev./100 ha, Teufelbauer et al. (2012) für den Nationalpark Gesäuse 0,18 Rev./100 ha und Wagner (2004) 0,15 Rev./100 ha für das Gebiet Schütt - Dobratsch an. Viel höhere Werte fand Kilzer (1996) im Vorarlberger Klostertal (1,40 Rev./100 ha).

Der Grünspecht spielt im Wildnisgebiet Dürrenstein nach wie vor eine Nebenrolle, es könnte jedoch interessant werden, ob sich mit zunehmender Klimaerwärmung Veränderungen an der Verbreitungssituation ergeben.

5.2.3 Schwarzspecht

Der Schwarzspecht ist die Art mit dem größten Flächenanspruch unter den heimischen Spechten. Glutz & Bauer (1980) nennen einen Flächenbedarf von mindestens 300 - 400 ha je Brutpaar, räumen aber auch ein, dass im Tannen-Buchenwald wesentlich kleinere Reviere vorkommen. Es wird daher eine Mindestprobeflächengröße von 50 km² empfohlen. Diese Vorgabe wird bei kaum einer der aus Österreich vorliegenden Dichteuntersuchungen erreicht. Der Schwarzspecht ist zwar aufgrund seiner lauten und markanten Lautäußerungen großräumig gut zu kartieren, ein derart großflächiger Ansatz erlaubt jedoch keine hinreichende Erfassung anderer Spechtarten. Bei der Dichteangabe von 1,19 Rev./100 ha für das Natura 2000 Gebiet Ötscher-Dürrenstein (Frank & Hochebner 2001) ist zu beachten, dass diese für die Gesamtheit der auf das Gebiet verstreuten Einzelprobeflächen bezogen ist. Dies führt in Anbetracht der Reviergröße dieser Art zwangsläufig zu einer Überschätzung der tatsächlichen Siedlungsdichte.

Die vorgefundene Revierdichte von 0,75/100 ha liegt im oberen Bereich der bisher aus Österreich (und Mitteleuropa) vorliegenden Befunde (siehe Tabelle 10). Das Wildnisgebiet Dürrenstein stellt für die Art folglich einen nahezu optimalen Lebensraum dar. Bereits bei der ersten Spechterhebung (Frank & Hochebner 2001) wurde für das Wildnisgebiet eine vergleichbare Dichte (nach Einbeziehung der Probeflächen des späteren Erweiterungsgebietes) von 0,83 Rev./100 ha festgestellt. Neun Revierfunden auf 1.088 ha bei der Ersterhebung stehen zehn Reviere auf 1.339 ha bei der vorliegenden Untersuchung gegenüber. Der geringe Rückgang der Dichte kann auf ein einziges im Bereich des Rothwaldes 2013 nicht mehr bestätigtes Revier zurückgeführt werden. Der Bestand von *D. martius* kann nach den vorliegenden Zahlen für das Wildnisgebiet als konstant hoch angesehen werden.



Abbildung 13: Habitatausschnitt und Höhlenzentrum des Schwarzspechtes im Bereich des Rothwaldes (Probefläche Bärwies - Edelwies Ost). Höhlen werden ausschließlich in hochschaftigen Buchen unterhalb der ersten Verzweigung angelegt. Höhlenbäume befinden sich auch im Bestandsinneren, wenn die Bestandsstruktur nicht zu dicht ist (freier Anflug). 28.04.2013, Foto: T. Hochebner

Dies ist erfreulich, da die Art nicht nur als Schlüsselart für viele Folgebesiedler der von ihr angelegten Höhlen eine wichtige ökologische Funktion inne hat, sondern auch weil die Art möglicherweise für andere Spechtarten im Winter eine wichtige Funktion als Erschließer von Nahrungsquellen erfüllt (s. Kap. 5.2.1.).

Tabelle 10: Siedlungsdichteangaben des Schwarzspechtes aus dem österreichischen Ostalpenraum, die auf zusammenhängenden Probeflächen ab 1.000 ha Größe erhoben wurden.

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Revierdichte	Quelle
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.088	0,83	(Frank & Hochebner 2001)
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.339	0,75	aktuelle Erhebung
Dachstein	Oö	1.420	0,21	Weißmair & Pühringer 2011
Nationalpark Kalkalpen	Oö	3.240	0,6 - 0,7	Weißmair et al. 2014
Nationalpark Kalkalpen	Oö	1.320	0,45 - 0,57	Pühringer & Sulzbacher 2011
Schütt - Dobratsch	Ktn	4.600	0,3 - 0,4	Wagner 2004
Klostertal	Vbg	1.500	1,70	Kilzer 1996

5.2.4 Buntspecht

Der Buntspecht gehört mit dem Grünspecht zu den seltenen Brutvögeln des Untersuchungsgebietes. Da es sich um eine euröke Art handelt, die unterschiedlichste Lebensräume besiedelt, verwundert die Seltenheit der Art. Während bei der ersten Erhebung im Gebiet des heutigen Wildnisgebietes acht Reviere und eine Siedlungsdichte von 0,74 Rev./100 ha festgestellt wurde, gelangen bei der aktuellen Untersuchung nur drei Revierfunde. Dies entspricht einer Abundanz von nur 0,22 Rev./100 ha.

Bei einer für das Urwaldgebiet (700 ha) durchgeführten Analyse ermittelt Frank (2002) für den Rothwald eine Abundanz des Buntspechtes von 0,7 Rev./100 ha, hingegen erreicht der Weißrückenspecht 1,3 Rev./100 ha. Als Ursache der Seltenheit des Buntspechtes in den naturnahen, totholzreichen Bergmischwäldern führt er Konkurrenzphänomene mit dem Weißrückenspecht an. Der Buntspecht besiedelt in diesem Areal demnach vorwiegend jene Bereiche, die vom Weißrückenspecht nicht besiedelbar sind. Dies schließt aber natürlich nicht aus, dass beide Arten auch syntop vorkommen, wie beispielweise im Jahr 2014 in der Probefläche Windischbachau. In den Bergmischwäldern der nördlichen Kalkalpen erweist sich der Buntspecht weitgehend als "Fichtenkultur-Folger" (Frank 2002).

Der Buntspecht ernährt sich als einzige der untersuchten Arten im Winter überwiegend vegetabilisch, dabei spielen fettreiche Samen besonders der Fichte, in zweiter Linie auch der Buche, Kiefer und Lärche eine wichtige Rolle (Blume & Tiefenbach 1997, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Auch für diese Art sind am Boden liegende Waldfrüchte im Winter aufgrund der Schneelage nicht verfügbar. Nach einer Mast der Waldbäume im Wildnisgebiet im Jahr 2011 wies das Jahr 2012, das der Spechterhebung im Rothwald voraus ging, eine sehr geringe Samenproduktion bei Fichte und Buche auf (G. Gratzer, mündl. Mitteilung). Auch dieser Umstand könnte ein Grund für das Fehlen des Buntspechtes im Jahr 2013 im Rothwald gewesen sein. Für Schweden ist eine Bestandszunahme beim Buntspecht infolge von Mastjahren bei der Fichte beschrieben (Nilsson et al. 1992).

Tabelle 11: Siedlungsdichteangaben des Buntspechtes aus dem österreichischen Ostalpenraum, die auf zusammenhängenden Probeflächen ab 1.000 ha Größe erhoben wurden.

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Revierdichte	Quelle
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.088	0,74	(Frank & Hochebner 2001)
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.339	0,22	aktuelle Erhebung
Dachstein und Eibenberg	Oö	1.570	0,6 - 0,7	Gigl & Weißmair 2009
Dachstein	Oö	1.420	1,06 - 1,34	Weißmair & Pühringer 2011
Nationalpark Kalkalpen	Oö	3.240	1,6 - 2,1	Weißmair et al. 2014
Nationalpark Kalkalpen	Oö	1.320	1,6 - 1,13	Pühringer & Sulzbacher 2011
Nationalpark Gesäuse	Stmk	1.766	0,72	Teufelbauer et al. 2012
Klostertal	Vbg	1.500	4,10	Kilzer 1996

Vergleicht man die vorliegenden Ergebnisse mit anderen Studien aus den Nordalpen, dann fällt auf, dass die Abundanzen des Buntspechtes in montanen Bergwaldgebieten (Tabelle 11) generell weit hinter den aus

anderen Waldgebieten bekannten Werten liegen. Als Extremwert kann die von Michalek et al. (2001) für ein Eichenwaldgebiet im Wienerwald (ca. 50 ha) festgestellte Brutdichte des Buntspechtes von 33 - 78 Brutpaaren/100 ha gelten.

Das Ergebnis der vorliegenden Untersuchung stellt auch unter vergleichbaren Waldgebieten - wie in Tabelle 11 dargestellt - einen extremen Minimalwert dar, der in Anbetracht der Habitatausstattung des Wildnisgebietes bemerkenswert ist.

5.2.5 Weißrückenspecht

Beim Weißrückenspecht ergibt sich für das Gesamtgebiet eine Abundanz von 1,34 Rev./100 ha. Bei der Erhebung 1999/2000 wurde eine Siedlungsdichte von 1,56 Rev./100 ha (unter nachträglicher Einbeziehung zweier Probeflächen im späteren Erweiterungsgebiet) ermittelt. Frank (2002) beschränkt sich in seiner Auswertung auf das eigentliche Urwaldgebiet (Teilgebiet Rothwald - 700 ha), wo er eine Abundanz des Weißrückenspechtes von 1,3 Rev./100 ha feststellte.



Abbildung 14: Bruthabitat des Weißrückenspechts in der Kampfzone des Buchenwaldes zum Zeitpunkt der Jungenfütterung am 8.6.2013 (Probefläche Bärwies - Edelwies Ost, 1.270 m Seehöhe). Der rote Pfeil verweist auf den Standort der Bruthöhle. Foto: T. Hochebner

Bei detaillierter Betrachtung (Tabelle 9) zeigt sich, dass die Siedlungsdichte im Teilgebiet Rothwald geringfügig höher ist als bei der ersten Erhebung, im Teilgebiet Hundsau sich aber mit nunmehr 1,31 gegenüber 2,06 Rev./100 ha erheblich niedriger darstellt. Dieser vermeintliche Bestandsrückgang im Teilgebiet Hundsau lässt

sich vor allem auf die Veränderung der Probeflächen zurückführen. Bei der ersten Erhebung (Frank & Hochebner 2001) waren die Probeflächen primär nach den Habitatansprüchen des Weißrückenspechtes ausgewählt. Für die aktuelle Erhebung wurde eine Arrondierung vorgenommen und die Probeflächen Klausgraben - Wandeck und Mitterberg - Loskögel enthalten nun auch größere Anteile anthropogener Fichtenforste. Darüberhinaus sind die beiden neu hinzugekommenen Probeflächen im Erweiterungsgebiet (Windischbachau und Tremelsattel) an der nordexponierten Talseite gelegen und weisen einen höheren Fichtenanteil auf, als die Probeflächen am Südbhang des Dürrensteins. Ein zu erwartendes Revier in den eindrucksvollen Buchenbeständen der Loskögel konnte trotz Einsatz der Klangattrappe nicht verifiziert werden, dafür gelang ein Nachweis eines trommelnden Weißrückenspechtes knapp außerhalb der Probefläche. Ein 1999 bestätigtes Revier in der Probefläche Klausgraben, war 2014 nicht mehr Teil der Untersuchungsfläche Klausgraben - Wandeck.

Es liegen demnach beim Weißrückenspecht keine Indizien auf einen tatsächlichen Bestandsrückgang vor. Die um den Wert von 0,22 Rev./100 ha verringerte Abundanz von nunmehr 1,34 Rev./100 ha ist methodisch begründet.

Die Ergebnisse der Spechterhebung 1999/2000 (Frank & Hochebner 2001) haben zu einer deutlichen Anhebung der für Österreich angegebenen Bestandszahlen für den Weißrückenspecht geführt. Nun gibt es mit einer neuen Studie aus dem Nationalpark Kalkalpen (Weißmair et al. 2014) ein weiteres Gebiet, das mit dem Wildnisgebiet Dürrenstein vergleichbare Abundanzen aufweist: Im Reichraminger Hintergebirge wurden auf vier Probeflächen mit einer Größe zwischen 309 und 533 ha bei den Felderhebungen in den Jahren 2009 bis 2011 Abundanzen von 1,3 bis 2,3 Rev./100 ha erhoben. Großflächig (3.240 ha) geben die Autoren für den Nationalpark Kalkalpen eine Abundanz von 1,0 - 1,1 Rev./100 ha an. Seit der ersten Spechtkartierung im Wildnisgebiet wurden auch in anderen Wald(schutz)gebieten Spechterfassungen durchgeführt. Abgesehen vom Nationalpark Kalkalpen bleiben die anderswo erhobenen Dichtewerte deutlich hinter den Werten des Wildnisgebietes Dürrenstein zurück (Tabelle 12).

Tabelle 12: Siedlungsdichteangaben des Weißrückenspechtes aus dem österreichischen Ostalpenraum, die auf zusammenhängenden Probeflächen ab 700 ha Größe erhoben wurden.

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Revierdichte	Quelle
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.088	1,56	(Frank & Hochebner 2001)
WGD - Teilgebiet Rothwald	Nö	700	1,30	Frank 2002
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.339	1,34	aktuelle Erhebung
Dachstein	Oö	1.420	0,21 - 0,28	Weißmair & Pühringer 2011
Nationalpark Kalkalpen	Oö	3.240	1,0 - 1,1	Weißmair et al. 2014
Nationalpark Kalkalpen	Oö	1.320	0,42	Pühringer & Sulzbacher 2011
Nationalpark Gesäuse	Stmk	1.766	0,09	Teufelbauer et al. 2012
Klostertal	Vbg	1.500	0,70	Kilzer 1996

Der Weißrückenspecht ist eine anspruchsvolle Indikatorart für naturnahe Laub- und Laubmischwälder und gilt als seltenste Spechtart Europas. Es sind zwar auch aus anderen Gebieten inzwischen höhere Siedlungsdichten gemeldet worden, doch beziehen sich die Angaben entweder auf sehr kleine Probeflächen oder es wurden verteilte Probeflächen zu einer größeren Untersuchungsfläche subsumiert (Tabelle 13). Unter den zusammenhängend untersuchten Flächen über 1.000 ha gehört das Wildnisgebiet Dürrenstein nach wie vor zu den Gebieten mit der höchsten Siedlungsdichte des Weißrückenspechtes in Europa. Dies unterstreicht die Bedeutung des Untersuchungsgebietes für diese naturschutzrelevante Zeigerart.

*Tabelle 13: Siedlungsdichteangaben des Weißrückenspechtes *Dendrocopos l. leucotos* aus Waldgebieten Europas (PF=Probeflächen)*

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Reviere/100ha	Quelle
NP Bayerischer Wald	D	13.041	0,04 - 0,06	Scherzinger 1982
NP Bialowies	PL	4.750	0,60	Wesolowsky 1995
NP Bialowies	PL	1.000	1,00	Wesolowsky 1995
Inselbeskiden, Westkarpathen	PL	12.000	0,08 - 0,12	Kajtoch 2009
Inselbeskiden Optimalfläche	PL	150	2,67	Kajtoch 2009
Börzsöny, Pilsengebirge (disjunkte PF je 100 ha)	H	1.200	1,10	Nagy et al. 2008
Börzsöny, Pilsengebirge (disjunkte PF)	H	602	1,66	Schmidt 2008
Mátra-Gebirge - Kékes Észak Erdőrezervátum	H	69	3,90	Czajlik & Harnos 2000
Laubmischwälder mehrere PF	LV	545 -3.787	0,33 - 1,45	Bergmanis & Strazds 1993

5.2.6 Dreizehenspecht

Beim Dreizehenspecht ergab die Regelkartierung in den Jahren 2013 und 2014 für das Gesamtgebiet eine Abundanz von 1,42 Rev./100 ha. Die Ergebnisse in den beiden Teilflächen Hundsau und Rothwald weichen nur geringfügig davon ab. Gegenüber der Erhebung 1999/2000 zeigt sich generell eine leichte Zunahme, bei der Ersterfassung hatte die (nunmehr aktualisierte) Siedlungsdichte 1,20 Rev./100 ha betragen.

Im Falle des Dreizehenspechtes hat die bereits im Kap. 5.2.5 beschriebene Lageveränderung und Erweiterung der Probeflächen im Teilgebiet Hundsau vermutlich einen positiven Effekt auf den Siedlungsdichtewert, der sich allerdings weitaus geringer ausgewirkt haben dürfte, als mit umgekehrtem Vorzeichen beim Weißrückenspecht.

Der Bestand des Dreizehenspechtes ist im Vergleich zur Erfassung vor 14 Jahren konstant hoch. Hinweise auf eine tendenzielle Bestandszunahme liegen vor. Im Vergleich zu anderen Erhebungen aus den österreichischen Alpen (Tabelle 14) gehört das Wildnisgebiet Dürrenstein nach wie vor zu den dicht besiedelten Gebieten. Im



Abbildung 15: Bruthabitat des Dreizehenspechts im Bereich des Rothwaldes (Probefläche Großer Urwald - Gindelstein; 970 m Seehöhe). 22.6.2013, Foto: T. Hochebner

Dachsteingebiet fanden Weißmair & Pühringer (2011) einen vergleichbaren Wert vor, die jüngst aus dem Nationalpark Kalkalpen publizierten Werte (Weißmair et al. 2014) liegen mit 1,7 - 1,9 Rev./100 ha noch deutlich darüber. Dabei ist aber die etwas unterschiedliche Methodik (drei Begehungen im Nationalpark Kalkalpen) und die teilweise höhere Lage der Probeflächen im Nationalpark (Mehrzahl reicht bis in subalpine Lagen) zu berücksichtigen.

Tabelle 14: Siedlungsdichteangaben des Dreizehenspechtes aus dem österreichischen Ostalpenraum, die auf zusammenhängenden Probeflächen ab 500 ha Größe erhoben wurden.

Gebiet	Land	Fläche (ha)	Revierdichte	Quelle
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.088	1,20	(Frank & Hochebner 2001)
Wildnisgebiet Dürrenstein	Nö	1.339	1,42	aktuelle Erhebung
WGD - Teilgebiet Rothwald	Nö	726	1,52	aktuelle Erhebung
WGD - Teilgebiet Hundsau	Nö	613	1,31	aktuelle Erhebung
Dachstein und Eibenberg	Oö	1.570	0,9 - 1,1	Gigl & Weißmair 2009
Dachstein	Oö	1.420	1,12 - 1,55	Weißmair & Pühringer 2011
Nationalpark Kalkalpen	Oö	3.240	1,7 - 1,9	Weißmair et al. 2014
Nationalpark Kalkalpen	Oö	1.320	0,83 - 0,91	Pühringer & Sulzbacher 2011
Nationalpark Gesäuse	Stmk	1.766	1,03	Teufelbauer et al. 2012
Brandenberger Alpen	Tir	498	0,8 - 1,0	Pfandl et al. 2014
Klostertal	Vbg	1.500	0,70	Kilzer 1996

5.3. Erhöhte brutzeitliche Abundanz des Dreizehenspechts nach Massenaufreten von Borkenkäfern

Der Dreizehenspecht gilt unter den heimischen Spechtarten als der Borkenkäferspezialist schlechthin. Er reagiert am stärksten mit Bestandszunahme auf ein erhöhtes Nahrungsangebot durch Borkenkäferkalamitäten und dadurch absterbende Fichtenbestände:

Die Tradition großflächiger Schutzgebiete in Nordamerika ermöglichte ein Forschungsfeld, das sich schon länger mit der Auswirkung von Katastrophenereignissen auf die Ökologie des Fichtenspechtes (*Picoides dorsalis*), einer erst kürzlich von *P. tridactylus* abgetrennten allopatrischen Schwesterart (Winkler & Christie 2002, Gorman 2014), auseinandersetzte. In weiten Teilen Europas sorgte eine nahezu flächendeckende Forstwirtschaft für eine umgehende Entfernung von Käferbäumen aus den Beständen.

So fand Koplín (1969) beim Fichtenspecht in von Borkenkäferkalamitäten betroffenen Waldbrandflächen in subalpinen Wäldern Colorados (USA) im Winterhalbjahr mindestens 50fach erhöhte Abundanzen, die nach 2-3 Jahren wieder abgeklungen waren. Während der Brutzeit hingegen sinkt die Abundanz gewöhnlich wieder auf normale Werte ab, bleibt aber teilweise auch um das 6-7fache erhöht (Crockett & Hansley 1978). Die Begrenzung der Bestandszunahme während der Brutzeit wird von den Autoren einerseits auf die saisonal erhöhte Territorialität andererseits auf den Umstand zurückgeführt, dass Borkenkäfer vor allem im Winter die wichtigste Nahrungsressource darstellen.

Auch beim Dreizehenspecht bilden Borkenkäfer und deren Entwicklungsstadien die mit Abstand wichtigste Nahrungsressource außerhalb der Brutzeit (Pechacek & Kristin 2004).

In Europa wurde der Prozessschutz - das Zulassen von Wildnis und somit die Bedeutung von Katastrophenereignissen für Waldökosysteme - als wesentlicher Aspekt des Naturschutzes erst später erkannt und in die Schutzgebietskonzeption aufgenommen. Scherzinger (2006) untersuchte detailliert die Reaktionen der Vogelwelt auf einen großflächigen Bestandszusammenbruch montaner Nadelwälder im Nationalpark Bayerischer Wald infolge eines Borkenkäferbefalls: Auch hier zeigte sich eine starke reaktive Zunahme des Dreizehenspechtes, der in den ersten Jahren die "Katastrophenflächen geradezu präferierte". Einige Zeit nach Abklingen des Befalls bestanden die Fichtenwälder nur mehr aus entrindeten Dürrlingen, die keine ausreichende Deckung mehr boten. Trotz des Überangebotes an Totholz wurden die Bestände in dieser Phase von den Spechten wieder weitgehend aufgegeben (siehe auch Scherzinger 1998).

Auslöser für derartige Borkenkäferkalamitäten sind oft Windwürfe, Waldbrände oder - wie im Falle des Untersuchungsgebietes - Lawinenabgänge, die den Käfern günstige Vermehrungsmöglichkeiten bieten. Die von den Borkenkäfern zum Absterben gebrachten Fichten werden zeitgleich oder sukzessive auch von anderen xylobionten Käferarten besiedelt.

Hohe Bedeutung für den Dreizehenspecht haben dabei Bockkäferlarven, die nach eigenen Beobachtungen sehr häufig als Nahrung für die Jungen zur Bruthöhle getragen werden (Abbildung 16). Bei detaillierten nahrungsökologischen Untersuchungen wurde festgestellt, dass als Nestlingsnahrung hauptsächlich Spinnentiere und Bockkäferlarven verfüttert werden (Pechacek & Kristin 2006). Somit überrascht es nicht, dass Totholzschwellenwertanalysen (Bütler et al. 2004 sowie Kratzer et al. 2011) die sehr hohe ("bestimmende")

Bedeutung von Totholz als Habitatparameter in Brutrevieren des Dreizehenspechts belegt haben.

Zum Zeitpunkt der Siedlungsdichteerfassung im Jahr 2012 haben in der untersuchten Probefläche auch die Bockkäferarten *Monochamus sartor* und *M. sutor* hohe Bestände aufgewiesen (Halbig et al. 2014).



Abbildung 16: Das Dreizehenspecht-Männchen erscheint mit einer Bockkäferlarve an der Bruthöhle in der Hundsau. 7.6.2012, Foto: T. Hochebner

Die im Zuge unserer Erhebung im Jahr 2012 festgestellte Revierdichte des Dreizehenspechtes von 5,33 - 6,22 Rev./100 ha entspricht einem Wert von 16 - 19 ha je Revier. Ein derartiger Extremwert ist für mitteleuropäische Verhältnisse bislang fast beispiellos. Es zeigt, dass auch an der Unterart *alpinus*, ebenso wie bei der in Skandinavien beheimateten Nominatform, irruptive Bestandszunahmen in günstigen Nahrungshabitaten zu beobachten sind. Lediglich in Finnland wurden in teilweise abgebrannten Fichtenaltbeständen Siedlungsdichten von bis zu 10 Paaren/100 ha festgestellt (Winkler & Christie 2002): So fand Sorvari (1994) in Nordkarelien in einer 70 ha

großen Waldbrandfläche im ersten Jahr nach dem Brand 7 Nester (10 Paare/100 ha), was einer siebenfachen Bestandszunahme gegenüber der Normaldichte im Gebiet entsprach. Fayt (2003) verfolgte die Entwicklung weiter und stellte fest, dass die Brutdichte mit dem Rückgang der Borkenkäferpopulation von Jahr zu Jahr abnahm und im fünften Jahr nach dem Feuerereignis wieder annähernd Normalniveau erreichte. Der Bestand an Bockkäfern stieg zu dieser Zeit immer noch stark an. Dies wirkte sich zwar auf den Bruterfolg der (wenigen) brütenden Paare positiv aus, nicht jedoch auf die Siedlungsdichte. Er schließt daraus, dass die Brutdichte der Spechte vom Nahrungsangebot außerhalb der Brutsaison begrenzt wird.

In bewirtschafteten Fichtenaltbeständen fanden Pakkala et al. (2002) in ihrem 34.000 ha großen Untersuchungsgebiet im Süden Finnlands in Teilgebieten 4 bis 5 Paare/100 ha. Im Nationalpark Kalkalpen erhoben Weißmair et al. (2014) in der am dichtest besiedelten Probefläche "Feichtau" auf 490 ha eine Abundanz von 3,0 - 3,5 ha, auf einer Teilfläche von 150 ha ("Käfernest") sogar 8 Reviere (über 5 Rev./100 ha).

Für eine im Dachsteingebiet gelegene, 150 ha große Probefläche ("Hochalm") geben Gigl & Weißmair (2009) eine Abundanz von 2,0 - 2,7 Rev./100 ha an. Die Fläche ist überwiegend mit über 140jährigen Fichtenaltbeständen mit reichlich Totholz bestockt. Im Nationalpark Bayerischer Wald errechnete Scherzinger

(1982) in der am dichtesten besiedelten Teilfläche (356 ha) eine Abundanz von 59-89 ha/Bp., dies entspricht einer Dichte von 1,1 - 1,7 Bp./100 ha. In stärker forstlich bewirtschafteten Waldgebieten bleiben die Abundanzen deutlich niedriger. Beispielweise publizierte Hess (1983) in seiner sehr großflächig angelegten Untersuchung in den Schweizer Alpen eine Siedlungsdichte von 0,11 - 0,13 Rev./100 ha.



Abbildung 17: Blick auf die Probefläche der Dreizehenspechterfassung in der Hundsau zum Zeitpunkt der Felderhebung (7.6.2012). Einige Käfernester sind deutlich zu sehen. Foto: O. Samwald

Der von Weißmair et al. (2014) für eine Käferbefallsfläche im Nationalpark Kalkalpen angegebene Dichtewert von 5 (rechnerisch eigentlich 5,33) Rev./100 ha wird durch die nun vorgelegten Ergebnisse aus dem Wildnisgebiet Dürrenstein bestätigt. Allerdings ist - wie oben ausgeführt - davon auszugehen, dass derartige Brutbestandsspitzen im auf den Käferbefall folgenden Jahr abrupt einsetzen und nur etwa zwei bis fünf Jahre lang anhalten, bis der Bestand wieder auf normales Niveau abgesunken ist. Wenn alljährlich neue Käferbefallsflächen hinzukommen, kann dieser Effekt beim Dreizehenspecht vermutlich auch länger andauern. Im Untersuchungsgebiet des Wildnisgebietes war das Hauptauftreten der Borkenkäfer in den Jahren 2009 und 2010 mit jeweils etwa 500 vom Buchdrucker (*Ips typographus*) befallenen Bäumen, etwas abgeschwächt auch noch im Jahr 2011 mit etwa 150 befallenen Bäumen (Blackwell & Schopf 2014). Es ist daher denkbar, dass das Maximum der Bestandszunahme durch die vorliegende Untersuchung gar nicht mehr erfasst werden konnte. Im Jahr 2012 konnte das Bestandshoch des Dreizehenspechts (etwa 3fache Zunahme) gerade noch dokumentiert werden, während zwei Jahre später - bei der Erhebung im Jahr 2014 - der Bestand bereits wieder auf das Normalniveau (1,99 Rev./100 ha) abgesunken war. In der Probefläche Hundsau wurden im Zuge der Regelkartierung 2014 bereits nur mehr 2 Reviere festgestellt, im Vergleich zu 2,5 Revieren bei der Kartierung vor 14 Jahren (Frank & Hochebner 2001). Durch die inzwischen aufgetretenen Lawineneignisse hatte sich die

Waldfläche merklich verringert. Günstig für den Dreizehenspecht hat sich im Untersuchungsgebiet sicherlich der Umstand ausgewirkt, dass der Befall in Form zahlreicher in der Probefläche verteilter Käfernester mit Flächen meist deutlich unter 1 Hektar auftrat. Dadurch kamen die für großflächig abgestorbene Waldbestände beschriebenen Meidungseffekte der Spechte (Scherzinger 2006) weniger zum Tragen.

Die Beobachtung der hohen Siedlungsdichte erfolgte auf einer recht kleinen Probefläche. Dies könnte zu einer gewissen Überschätzung der tatsächlichen Siedlungsdichte durch Randeffekte geführt haben, doch entspricht die reaktive Bestandszunahme des Dreizehenspechtes weitgehend den Befunden der zitierten Arbeiten. Somit ist es gelungen, das Phänomen der reaktiven Brutdichtezunahme des Dreizehenspechtes bei Borkenkäferkalamitäten auch für die österreichischen Alpen zu dokumentieren.

Die Dokumentation und Erforschung derartiger Phänomene unterstreicht die Bedeutung großflächiger Schutzgebiete, in denen walddynamische Prozesse ungestört ablaufen können.

5.4. Bestandsschätzung der Spechtarten und Bedeutung des Wildnisgebietes Dürrenstein für die Spechtfauna

Auf Basis der großflächig erhobenen Siedlungsdichten werden Bestandsschätzungen aller Spechtarten für das Wildnisgebiet Dürrenstein vorgenommen. Dafür werden die Abundanzen der einzelnen Arten mit den für das gesamte Wildnisgebiet mittels Luftbilddauswertung im Geographischen Informationssystem überschlägig ermittelten Flächenanteilen der Lebensraumtypen verschnitten.

Von den 3.450 ha des Schutzgebietes entfallen knapp 1.000 ha auf alpine Matten, Felsfluren und Krummholzbestände (vornehmlich Latschen und Buchen), die für Spechte nicht besiedelbar sind. Zudem wurden subalpine Fichtenreinbestände (ca. 210 ha) nur bei den Arten Dreizehenspecht und Schwarzspecht in die Bestandshochrechnung einbezogen. Anthropogene Fichtenforste und kleinere Freiflächen (z.B. Lawinenschneisen) wurden nicht gesondert berücksichtigt, da sie bereits in den untersuchten Probeflächen repräsentativ vertreten sind. Beim Grauspecht wurde wegen der ungleichmäßigen Revierverteilung die Fläche des vollständig erfassten Rothwaldbereiches bei der Berechnung exkludiert und der dort festgestellte Bestand nachträglich zur Hochrechnung für das übrige Gebiet addiert. Die Flächenkalkulation ergibt für den Schwarzspecht und Dreizehenspecht eine grundsätzlich besiedelbare Fläche von 2.450 ha, beim Grau-, Bunt- und Weißrückenspecht wird von 2.250 ha und beim Grünspecht von 500 ha ausgegangen. Bei der Angabe der Schwankungsbreite in der Tabelle 15 floss auch die persönliche Einschätzung der Autoren ein.

Das Wildnisgebiet Dürrenstein ist eingebettet in das Important Bird Area Ötscher-Dürrenstein.

Bestandsschätzungen für das Important Bird Area mit einer Gesamtfläche von 41.260 ha liegen von Frank & Hochebner (2001). In Tabelle 15 werden als Referenz auch die aktuelleren und teils niedrigeren Bestandszahlen von Leditznig & Leditznig (2009) angeführt. Aufgrund des allgemeinen Bestandsrückganges beim Grauspecht in den letzten Jahren (Teufelbauer 2014) ist für diese Art die niedrigere Bestandsschätzung für das Important Bird Area wahrscheinlich zutreffender.

Tabelle 15: Bestandsschätzungen der Spechtarten für Österreich (Dvorak & Wichmann 2005), das Important Bird Area Ötscher-Dürrenstein (Frank & Hochebner 2001; Leditznig & Leditznig 2009) und das Wildnisgebiet Dürrenstein (diese Arbeit).

	Österreich	IBA Ötscher-Dürrenstein		Wildnisgebiet	Anteil am österr. Bestand (%)
	Dvorak & W. (2005)	Frank & H. (2001)	Leditznig & L. (2009)	Dürrenstein	
Grauspecht	1.900 - 3.200	250 - 300	mind. 150	26 - 30	1,1
Grünspecht	7.000 - 14.000			2 - 3	0,0
Schwarzspecht	4.500 - 8.000	300 - 350	mind. 150	15 - 18	0,3
Buntspecht	60.000 - 120.000	500 - 550		4 - 7	0,0
Weißrückenspecht	800 - 1.500	200 - 220	mind. 200	28 - 32	2,6
Dreizehenspecht	2.200 - 4.600	150 - 200	mind. 50	32 - 36	1,0

Das Wildnisgebiet Dürrenstein beherbergt etwa 2,6 % des österreichischen Weißrückenspecht-Gesamtbestandes, bei den Arten Grau- und Dreizehenspecht kommen etwa 1 % des geschätzten nationalen Bestandes im Wildnisgebiet vor.

Die für das Gebiet "wertbestimmenden" Spechtarten des Anhangs I der EU-Vogelschutzrichtlinie sind gegenüber der ersten Erhebung 1999/2000 in den Beständen im Wesentlichen konstant geblieben. Eine Ausnahme bildet der Grauspecht, der im Teilgebiet Hundsau immer noch recht hohe Abundanzen zeigt, aber im Vergleich zur Erstkartierung doch deutlich abgenommen hat. Mögliche Ursachen hierfür wurden in Kap. 5.2.1. diskutiert.



Abbildung 18: Das Wildnisgebiet Dürrenstein beherbergt etwa 2,6 % des österreichischen Weißrückenspechtbestandes.
Foto: T. Hochebner

Die in der Einleitung erwähnten, seit der Erstuntersuchung aufgetretenen walddynamischen Prozesse (Lawinenabgänge, Windwürfe, Kalamitätsflächen) haben bei den meisten Spechtarten zu keinen mit unserer Methodik nachweisbaren Änderungen der Siedlungsdichten geführt. Beim Dreizehenspecht hingegen ließen

sich dank dieser intakten Walddynamik ("Prozessschutz") sehr wohl reaktive Bestandszunahmen infolge des verstärkten Auftretens von Borkenkäfern feststellen und dokumentieren.

Mit der Erhaltung des im Alpenraum einzigartigen Primärurwaldes Rothwald trägt die Schutzgebietsverwaltung des Wildnisgebietes eine sehr hohe Verantwortung für den Schutz charakteristischer Arten und ist Koordinator für gebietsschonende Forschungsaktivitäten im Bereich Waldökosystem und Prozessschutz.

5.5. Weitere Maßnahmen zur Erhaltung der wertvollen Spechtfana

Das Wildnisgebiet Dürrenstein hat als Referenzfläche und Modellgebiet für eine ungestörte Waldentwicklung und damit auch für den langfristigen Erhalt anspruchsvoller Spechtarten wie Grau-, Weißrücken- und Dreizehenspecht eine sehr hohe Bedeutung. Diese sensiblen Arten könnten mit einer zunehmenden Intensivierung der Forstwirtschaft (steigende Holznachfrage) sehr schnell großflächig aus dem Wirtschaftswald verdrängt oder marginalisiert werden.



Abbildung 19: Urwälder wie der Rothwald (Probefläche Kleiner Urwald) haben eine große Bedeutung als Referenzflächen für die Spechtforschung. Foto: O. Samwald

Das Wildnisgebiet wurde zwar erst im Jahr 2013 um etwa 1.000 ha erweitert, es liegt mit seinen derzeit etwa 35 km² aber noch deutlich unter den von Scherzinger (1996) für nutzungsfreie Wald-Großschutzgebiete vorgeschlagenen Zielgröße von (150) bis 250 km². Als sehr positiv sind in diesem Zusammenhang erste Vernetzungsinitiativen mit den benachbarten Nationalparks Kalkalpen und Gesäuse (EU-Projekt Econnect) zu sehen. Auch ist der Erhalt von Altholzinseln und die Schaffung zusätzlicher Naturwaldreservate im Natura 2000

Gebiet Ötscher-Dürrenstein und im weiteren Umland des Wildnisgebietes eine wichtige Maßnahme, um die bedeutenden Bestände des Weißrückenspechtes zu erhalten und einer Verinselung des Gebietes entgegen zu wirken (siehe auch Frank & Hochebner 2001).

Bei den für das Erweiterungsgebiet vorgesehenen Bestandsumwandlungen anthropogener Fichtenmonokulturen (ca. 1 % der Schutzgebietsfläche) zum vorbeugenden Schutz benachbarter Wirtschaftswälder vor Borkenkäferkalamitäten sollte auf einen ausreichenden Verbleib von Totholz und Überhältern in den betroffenen Flächen Bedacht genommen werden.

Urwaldgebiete dienen als wichtige Referenzflächen bei Forschungsarbeiten zur Ökologie von Spechten. Weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Spechtfauna im Wildnisgebiet besteht nach Meinung der Autoren unter anderem zu folgenden Fragestellungen:

- Dynamik von Spechtbeständen und limitierende Faktoren für die Bestandsgrößen der Spechtarten in sehr totholzreichen Bergwäldern; Beziehungen der Arten untereinander, Konkurrenzphänomene
- Ein wichtiger limitierender Faktor wird in den Bedingungen im Winterhalbjahr vermutet: Winterökologie; Nahrungssubstrate, Verhalten bei hoher Schneelage, Verluste und Abwanderung (vgl. Pechacek 1995)
- Raumnutzung der einzelnen Arten
- Bedeutung natürlicher Totholzlagerstätten außerhalb des geschlossenen Bestandes (Lawinengänge, Windbrüche) und deren Nutzung durch Spechte
- Bedeutung der Spechthöhlen für Folgenutzer.

Danksagung

Unser Dank gilt Wolfgang Schweighofer und Otto Samwald, die bei den Felderhebungen im nicht immer einfachen Gelände mitwirkten. Dipl.-Ing. Christoph Leditznig und dem gesamten Team der Schutzgebietsverwaltung Dürrenstein schulden wir Dank für die ausgezeichnete Zusammenarbeit und Unterstützung bei unserem Vorhaben. Die Forstverwaltung Langau (FM Dipl.-Ing. Johannes Doppler) gestattete die Nutzung des Forsthauses Langböden als Quartier im Rothwaldgebiet und ermöglichte die Zufahrt. Josef Pennerstorfer MSc unterstützte uns in äußerst kompetenter Weise bei der GIS-Auswertung. Prof. Dr. Georg Gratzner, Boku Wien, erteilte bereitwillig Auskunft über die Samenfallenanalyse, Hans-Martin Berg, Prof. Dr. Hans Winkler und András Schmidt halfen bei der Beschaffung, letztgenannter auch bei der Übersetzung von Literatur. Otto Samwald stellte seine Fotos zur Verfügung und las das Manuskript kritisch durch. Gerard Gorman begleitete uns bei einer Dreizehenspecht-Exkursion ins Wildnisgebiet, stellte Kontakte her und korrigierte die englische Zusammenfassung.

Thomas Hochebner

Hauptstraße 18, 3153 Eschenau

t.hochebner@aon.at

Mag. Georg Frank

Nationalpark Donau-Auen – Danubeparks, Schloß Orth, 2304 Orth an der Donau
g.frank@danubeparks.org

Gerhard Rotheneder

Hardeggstraße 14, 3204 Kirchberg an der Pielach
gr@wildlife-media.at

27. November 2014

Literatur

Andretzke H., T. Schikore & K. Schröder (2005): Artsteckbriefe. In: Südbeck, P. et al. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. S. 135 - 295. Radolfzell.

Aulen G. (1988): Ecology and distribution history of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Sweden. Report 14. Dept. of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, 253pp.

Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. *Nonpasseriformes* - Nichtsperlingsvögel. 2. Aufl., Aula, Wiesbaden, 808pp.

Bergmanis M. & M. Strazds (1993): Rare Woodpecker species in Latvia. *The Ring* 15(1-2): 255-266.

Bibby C., N. Burgess & D. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. Neumann Verlag, Radebeul, 270pp.

BirdLife Österreich (2014): Online-Datenbank für Vogelbeobachtungen [ornitho.at](http://www.ornitho.at). <http://www.ornitho.at>. Accessed 17 Nov 2014.

Blackwell E. & A. Schopf (2014): Der Buchdrucker (*Ips typographus*) im Wildnisgebiet Dürrenstein. *Silva fera* 3: 60-70.

Blume D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Neue Brehm-Bücherei Band 300, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 111pp.

Blume D. & J. Tiefenbach (1997): Die Buntspechte. Die Neue Brehm-Bücherei Band 315, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 152pp.

Brader M. & G. Aubrecht (2003): Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Land Oberösterreich und Oberösterreichisches Landesmuseum, *Denisia* 7: 1-543.

Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund und R. Schlaepfer (2004): Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biol. Conservation* 119: 305-318.

Crockett A. B. & P. I. Hansley (1978): Apparent response of *Picoides* Woodpeckers to outbreaks of the Pine bark beetle. *Western Birds* 9: 67-70.

Czajlik P. & K. Harnos (2000): Notes on the behaviour and ecology of White-backed Woodpeckers (*Dendrocopos leucotos*) in two forest reserves in the Mátra Hills (Hungary). *Aquila* 105: 97-114 (Ungarisch mit englischer Zusammenfassung).

Dvorak M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt, Wien, 527pp.

Dvorak M. & G. Wichmann (2005): Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie. In: Ellmauer T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, Wien, 633pp.

Ellmauer T. (2011): Die Blumen des Wildnisgebietes Dürrenstein. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs, 308pp.

Fayt P. (2003): Insect prey population changes in habitats with declining vs. stable Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* populations. *Ornis Fennica* 80: 182-192.

Feldner J., P. Rass, W. Petutschnig, S. Wagner, G. Malle, R. K. Buschenreiter, P. Wiedner & R. Probst (2006): Avifauna Kärntens - Die Brutvögel. Naturwiss. Verein f. Kärnten, Klagenfurt, 423pp.

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.

Frank G. & T. Hochebner (2001): Erfassung der Spechte - insbesondere des Weißrückenspechtes *Picoides leucotos* - im Rahmen des LIFE-Projektes Wildnisgebiet Dürrenstein. In: Amt der Nö. Landesregierung Abteilung Naturschutz (Hrsg.): Life-Projekt Wildnisgebiet Dürrenstein - Forschungsbericht: 116-148.

Frühauf J. (2005): Rote Liste der Brutvögel Österreichs. In: Rote Listen der gefährdeten Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Band 14/1. Böhlau Verlag, Wien: 63-165.

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

Glutz von Blotzheim U.N. & K. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9 *Columbiformes - Piciformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, 1.148pp.

Gorman G. (2004): Woodpeckers of Europe. A Study of the European *Picidae*. Bruce Coleman, Chalfont St. Peter, 192pp.

Gorman G. (2011): The Black Woodpecker - A monograph on *Dryocopus martius*. Lynx Edicions, Barcelona, 184pp.

Gorman G. (2014): Woodpeckers of the World. The Complete Guide. Christopher Helm, London, 528pp.

Gratzer G., B. Veselinovic & H.-P. Lang (2012): Urwälder in Mitteleuropa - die Reste der Wildnis. *Silva fera* 1: 16-29.

Halbig P., P. Menschhorn, H. Krehan, D. Hall & G. Hoch (2014): Flugaktivität der Bockkäfer *Monochamus sartor* und *Monochamus sutor*: Attraktivität insekten- und baumbürtiger volatiler Substanzen. *Silva Fera* 3: 53-59.

Hess R. (1983): Verbreitung, Siedlungsdichte und Habitat des Dreizehenspechtes *Picoides tridactylus alpinus* im Kanton Schwyz. *Der Ornithologische Beobachter* 80: 153-182.

Hogstad O. & I. Stenberg (1997): Breeding Success, Nestling Diet and Parental Care in the White-Backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos*. *Journal für Ornithologie* 138: 25-38.

- Kajtoch L. (2009): Occurrence of the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in the Beskid Wyspowy Mountains (SE Poland). *Notatki Ornitologiczne* 50: 85–96 (Polnisch mit englischer Zusammenfassung).
- Kilzer R. (1996): Ornitho-ökologische Bewertung der Bergwälder des Klostertales. *Vorarlberger Naturschau* 1, 233-264.
- Kilzer R., G. Willi & G. Kilzer (2011): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Bucher Verlag, Hohenems - Wien, 443pp.
- Koplin J. (1969): The numerical response of woodpeckers to insect prey in a subalpine forest in Colorado. *Condor* 71: 436-438.
- Kratzer R., F. Straub, U. Dorka & P. Pechacek (2011): Totholzschwellenwertanalyse für den Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) im Schwarzwald. In: Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H.: Bericht "Jahrestagung der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2009". Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen, Molln, Band 10: 83-92.
- Lang H.-P. & U. Nopp-Mayr (2012): Die Bedeutung des Urwaldes Rothwald für die Urwaldforschung. *Silva Fera* 1: 30-37.
- Leditznig C. & W. Leditznig (2009): Ötscher-Dürrenstein. In: Dvorak M. (Hrsg.): Important Bird Areas - Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien: 330-337.
- Matsuoka S. (1976): Autolycism in the Foraging of the Grey-headed Green Woodpecker (*Picus canus*). *Tori* 25: 107-108.
- Matsuoka S. & K. Kojima (1979): Winter Food Habits of Grey-headed Green Woodpecker *Picus canus*. *Tori* 28: 107-116.
- Meyer W. & B. Meyer (2001): Bau und Nutzung von Schwarzspechthöhlen in Thüringen. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (Sonderheft): 121-131.
- 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. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (Sonderheft): 31-58.
- Nagy K., T. Szép & G. Halmos (2008): erdei élőhelyeken fészkelő hat madárfaj (6 bird species breeding in woodland habitats). In: Gubányi A.: A madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése" (Preparation for monitoring under the Birds Directive and the Habitats Directive) - Zárójelentés (final report). Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Nilsson S. G., O. Olsson, S. Svensson & U. Wiklander (1992): Populations trends and fluctuations in Swedish woodpeckers. *Ornis Svecica* 2: 13-21.
- 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. (1995): Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 31, 181pp.
- Pechacek P. & A. Kristin (2006): Comparative Diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine forest community. *Journ. of Wildlife Management* 68(3): 683-693.

- Pfandl B., R. Lentner & E. Hochbichler (2014): Siedlungsdichten und Habitatpräferenzen ausgewählter Waldvogelarten (Auerhuhn, Haselhuhn, Dreizehenspecht und Grauspecht) in den Brandenberger Alpen (Tirol) als Entscheidungshilfe für forstliche Planungen im Bergmischwald. *Egretta* 53: 100-112.
- Pühringer N. & B. Sulzbacher (2011): Erhebung von Spechten und Eulen im Nationalpark Kalkalpen im Jahr 2008. In: Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H.: Bericht "Jahrestagung der Arbeitsgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 2009". Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen, Molln, Band 10: 19-34.
- Rolstad J. & E. Rolstad (1995): Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. *Ornis Fennica* 72: 1-13.
- Sackl P. & O. Samwald (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Sonderheft der Mitteilungen Landesmuseum Joanneum Zoologie. Graz. 432pp.
- Scherzinger W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayer. Staatsmin. für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 9: 1-119.
- Scherzinger W. (1996): Naturschutz im Wald - Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 447pp.
- Scherzinger W. (1998): Sind Spechte "gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? *Die Vogelwelt* 119: 1-6.
- Scherzinger W. (2006): Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. *Die Vogelwelt* 127: 209-263.
- Schmidt A. (2008): A Börzsönyi Fontos Madárélőhely (IBA) jelölő madár fajainak felmérése. p. 4-5. In Kazi, R.: Az MME Börzsönyi Csoportjának beszámolója a 2007. évi tevékenységről. (A survey of the trigger species of the Börzsöny Important Bird Area In: Report of the Börzsöny Group of MME/BirdLife Hungary of its activities in 2007). Unveröffentlichter Bericht, 5 pp.
- Sorvari V.-M. (1994): Kiti forest fire area - a paradise for three-toed woodpeckers. *Linnut* 4: 28-32 (Finnisch mit englischer Zusammenfassung).
- Späth T. (2009): Spechte im Nationalpark Harz. In: Nationalparkverwaltung Harz (Hrsg.): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung - Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3, 28-33.
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 792pp.
- Südbeck P., C. Peerenboom & V. Laske (2008): Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts *Picus canus* in Niedersachsen - Versuch einer Abschätzung. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 40: 223-232.
- Teufelbauer N., M. Wirtitsch & M. Tiefenbach (2012): Monitoring von Eulen und Spechten. In: Kreiner D. & A. Maringer (Red.): Erste Dekade - Forschung im Nationalpark Gesäuse. Schriften des Nationalparks Gesäuse, Weng im Gesäuse, Band 9: 52-59.
- Teufelbauer N. (2014): Monitoring der Brutvögel Österreichs - Bericht über die Saison 2013. Unveröffentlichter Zwischenbericht. Birdlife Österreich, Wien, 13pp.
- Virkkala R., T. Alanko, T. Laine & J. Tiainen (1993): Population contraction of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation* 66: 47-53.

Wagner S. (2004): Ornithologischer Endbericht LIFE-Projekt Schütt - Dobratsch. Unveröff. Bericht im Auftrag der Kärntner Landesregierung. Villach, 41pp.

Weißmair W. (2011): Siedlungsdichten von Spechten in Oberösterreich. Vogelkundl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell 19: 3-26.

Weißmair W. & N. Pühringer (2011): Eulen und Spechte im Vogelschutzgebiet Dachstein (Österreich), mit besonderer Berücksichtigung der Arten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie. Der Ornithologische Beobachter 108: 81-100.

Weißmair W., N. Pühringer, H. Pfleger, H. Uhl & T. Moitzi (2014): Erhebung ausgewählter Brutvogelarten des Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie im Nationalpark Kalkalpen 2009-2011. Endbericht. Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen, Molln, Band 14: 1-107.

Wesolowsky T. (1995): Ecology and Behaviour of White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a Primaeval Temperate Forest (Bialowieza National Park, Poland). Die Vogelwarte 38: 61-75.

Winkler H. & D. A. Christie (2002): Family *Picidae* (Woodpeckers). S 296 - 555 in: del Hoyo J., A. Elliott & J. Sargatal (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World. Volume 7, Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona, 613pp.

Winkler H., D. A. Christie & D. Nurney (1995): Woodpeckers - A guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Pica Press, Sussex, 406pp.

Wübbenhorst J. & P. Südbeck (2002): Woodpeckers as indicators for sustainable forestry? First results of a study from Lower Saxony. Nationalpark Berchtesgaden, Forschungsbericht 48 (International Woodpecker Symposium): 179-192.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wildnis Dürrenstein - diverse Publikationen](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [41](#)

Autor(en)/Author(s): Rotheneder Gerhard

Artikel/Article: [Monitoring der Spechte \(Picidae\) im Wildnisgebiet Dürrenstein 1-43](#)