

forstarchiv 87, 152-161
(2016)

DOI 10.4432/0300-
4112-87-152

© DLV GmbH

ISSN 0300-4112

Korrespondenzadresse:
hhondong@uni-
goettingen.de

Eingegangen:
05.04.2016

Angenommen:
17.08.2016

Verbessert Nadelholzanbau in Laubwaldgebieten die Habitatqualität für den Schwarzspecht?

Does introduction of conifers in temperate broadleaved forests matter for black woodpeckers?

HERMANN HONDONG

Workgroup on Endangered Species Conservation, Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie und Anthropologie, Georg-August-Universität Göttingen, Bürgerstraße 50, 37073 Göttingen, Deutschland

Kurzfassung

Früher durch menschlichen Einfluss waldarme Regionen Europas werden in den letzten 150 Jahren nach Ausweitung der Waldfläche durch Nadelbaumaufforstungen und Erhöhung der Umtriebszeiten bestehender Wälder von Schwarzspechten wiederbesiedelt. Aufgrund ihrer Größe haben Schwarzspechthöhlen insbesondere im Hinblick auf die Folgenutzer in Wirtschaftswäldern eine hohe Naturschutzrelevanz. Vor dem Hintergrund der Erhaltung oder Förderung der bestehenden Schwarzspechtpopulationen stellt sich die Frage, ob der Anbau von Nadelbäumen in Laubwaldregionen überproportional zur Habitatqualität dieser Waldlandschaften für den Schwarzspecht beiträgt oder nicht.

Im Hinblick auf diese Fragestellung wurden geeignete Daten aus großräumigen Untersuchungen an Spechten in nadelbaumarmen und in nadelbaumreichen Buchenwaldlandschaften analysiert. Der nadelbaumarme Buchennationalpark Poloniny in den slowakischen Ostkarpaten wies dabei mehr als doppelt so hohe Schwarzspechtabundanz auf wie der im Vergleich nadelbaumreiche Naturpark Solling in Nordwestdeutschland. Laubbaum- bzw. nadelbaumdominierte Gebiete des Sollings unterschieden sich in ihrer Besiedelung durch den Schwarzspecht nicht. Dieses spricht dagegen, dass durch den Anbau von Nadelbäumen und die in diesem Kontext diskutierte Verbesserung des Nahrungsangebots an Ameisen vor allem der Gattungen *Camponotus* und *Formica* die Qualität von Laubwäldern für den Schwarzspecht entscheidend verbessert wird. Schwarzspechte sind in ihrer Habitatwahl eher generalistisch und auch im Nahrungserwerb flexibler, als häufig angenommen. Die deutlich höheren Schwarzspechtdichten in den slowakischen Ostkarpaten sind vor dem Hintergrund der dort sehr hohen Vorräte faul- und totholzreicher Bäume zu sehen. Hohe Umtriebszeiten und deutliche Steigerungen dieser Vorräte sind somit geeigneter, Schwarzspechtvorkommen in Laubwaldregionen zu erhalten oder zu fördern als eine Fortsetzung oder Förderung des Nadelholzanbaus.

Schlüsselwörter: Schwarzspecht, *Dryocopus martius*, Abundanz, Habitatqualität, Nadelholzanbau, Umtriebszeit, Totholz, Höhlenbrüter

Abstract

During the last 150 years black woodpeckers are recolonizing some parts of Europe which were heavily deforested by man over centuries and then partly afforested mainly using non native conifer species in regions of temperate broadleaved forests. At the same time remaining forests were managed with higher rotation ages and reached as well as the growing afforestations much larger trees sizes and stocks as before. Because of their large sized cavities black woodpeckers are of conservation concern. In managed forests they are key species for some other large bird species, which use their cavities for nesting and roosting. Because the recolonization and populations growth of black woodpecker in these landscape is often coinciding with conifer afforestations the question arises, if conifer introduction in regions of broadleaved forests especially improves the habitat for this species or not. According to this question I analyzed data from large-scale inventories on woodpeckers and their habitats in conifer poor and conifer rich landscapes that would be naturally covered by broadleaved forests. The conifer poor National Park Poloniny in the Eastern Carpathians of Slovakia sustained a black woodpecker population with a more than double so high abundance as the conifer rich Nature Park Solling in northwestern Germany. Further the Solling was subdivided in two large strata, one dominated by broadleaved trees and the other heavily by conifers, what makes no difference for black woodpeckers from the point of view of their abundance in these strata as well as from their localization in broadleaved or conifer stands during the inventory. According to this, conifers and the related growing supply of ants of the genus *Camponotus* and *Formica* seem not to improve the habitat of black woodpeckers more than broadleaved trees. The habitat choice of black woodpeckers seems to be more generalistic and their feeding more variable as is often mentioned in elder literature. The much higher abundances of black woodpeckers in the Eastern Carpathians may be caused by the high supply of old, decaying and dead trees in these forests. High rotation ages and increasing supply of these trees are better opportunities to preserve and improve black woodpecker populations in regions of broadleaved forests than to introduce or continue with management of non native conifer species.

Key words: black woodpecker, *Dryocopus martius*, abundance, habitat effectivity, conifers, old growth, coarse woody debris, cavity nesting birds

Einleitung

Von 239 Spechtarten weltweit entfallen 7 Arten auf die Gattung *Dryocopus*, von denen eine Art in Europa verbreitet ist (Gorman 2014). Der Schwarzspecht (*Dryocopus martius* L.) ist mit Abstand die größte der 10 europäischen Spechtarten. Die von ihm angelegten Höhlen unterscheiden sich in ihrer Dimension deutlich von denen der anderen Spechte und erlauben größeren Vogelarten eine Folgenutzung als Brut-, Schlaf- oder Rastplatz. Für solche Arten hat der Schwarzspecht durch die Anlage seiner Höhlen zumindest in Wirtschaftswäldern eine Schlüsselfunktion. In dieser Hinsicht haben Schwarzspechtvorkommen und -dichten eine hohe Naturschutzrelevanz (Mikusinski 1995, Blume 1996, Bauer und Berthold 1997, Gorman 2004, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2010, Wimmer und Zahner 2010, Gorman 2011, 2014). Einige Arten profitieren dabei erst im fortgeschrittenen Zerfallsstadium von den Höhlenbäumen, wenn nach Bruch des Baumes im Höhlenbereich offene Kamine entstanden sind (Gorman 2011). Bisher sind fast 60 Tierarten als Folgenutzer von Schwarzspechthöhlen nachgewiesen (Wimmer und Zahner 2010, Gorman 2011). Für diese Arten kann der Schwarzspecht naturschutzstrategisch auch als Schirmart verstanden und argumentativ genutzt werden (Gorman 2011). Darüber hinaus werden vom Schwarzspecht geöffnete Bäume in der Folge auch von anderen Arten wie dem Grauspecht genutzt, die diese Fähigkeit nicht in so ausgeprägter Form besitzen (Gorman 2011). Auch hier kann der Schwarzspecht in Bezug auf Erhaltung dieser Art Naturschutzrelevanz besitzen. Die Bestände des Schwarzspechts weltweit, in Zentraleuropa und in Deutschland gelten als zunehmend, entsprechend wird die Art in Roten Listen als nicht gefährdet eingestuft (Südbeck et al. 2008, Birdlife International 2011). Naturschutzfachlicher Handlungsbedarf kann sich für die Art aus der EU-Vogelschutzrichtlinie ergeben, in deren Anhang I unter anderem alle europäischen Spechtarten gelistet sind (Rat der Europäischen Gemeinschaften 2004).

Das Brutgebiet des Schwarzspechts erstreckt sich über die boreale und gemäßigte Zone und schließt damit sowohl natürliche Laub- als auch Nadelwaldgebiete ein (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Gorman 2004, Birdguides 2007, Gorman 2011). Innerhalb des Areals brütet der Schwarzspecht in vielen unterschiedlichen Laub- und Nadelwaldgesellschaften (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Gorman 2004, Birdguides 2007, Gorman 2011). Als Nahrungshabitat werden Nadel- und Nadel-Laubwälder benannt (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994) und sollen mindestens eingesprengte oder im Umfeld von 1–2 km erreichbare Nadelbaumvorkommen wesentlich sein. Innerhalb des Verbreitungsgebietes in Mitteleuropa gelten Vorkommen in nadelbaumfreien Laubwäldern als selten (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994). Blume (1996) hält den Schwarzspecht hinsichtlich seines Ursprungs für einen Vogel der Nadelwälder der Taiga. Demgegenüber bezeichnet Gorman (2004, 2011) den Schwarzspecht als ausgeprägten Habitat-Generalisten, der in dieser Hinsicht in Europa nur vom Buntspecht übertroffen wird. Dieses gilt sowohl hinsichtlich der besiedelten Höhenlagen von der planaren Stufe bis über 2000 m als auch für die besiedelten Waldtypen vom Nadelwald ohne Laubbaumeteiligung bis zum Laubwald ohne Nadelbäume. Aufgrund seiner Flexibilität hinsichtlich Baumartenzusammensetzung und Alter schließt rezente forstliche Bewirtschaftung mit nicht zu niedrigen Zieldurchmessern den Schwarzspecht auch in der Regel nicht aus (Gorman 2004).

Bei der Höhlenanlage sind Schwarzspechte nicht wählerisch und richten sich nach dem Angebot. Es sind über 20 Laub- und Nadelbaumarten als Bruthöhlenbäume bekannt mit Schwerpunkt auf der Rotbuche in zonalen Laub-, auf der Kiefer oder Aspe in borealen Nadel-, auf Weiden und Pappeln in Au- und auf Lärche oder Weißtanne in Gebirgswäldern (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Blume

1996, Gorman 2004, 2011, Pirovano und Zecca 2014). Für Höhlenanlage und/oder Nahrungserwerb sind sogar mehr als 50 durch den Schwarzspecht genutzte Baumarten bekannt (Gorman 2011). Die Baumdurchmesser müssen für die Anlage der relativ großen Höhlen ausreichen, d. h. ca. 35–40 cm in Nesthöhe erreichen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2010). Durchschnittliche Brusthöhendurchmesser der Höhlenbäume liegen regional etwa zwischen 50 und 70 cm (Gorman 2011, Pirovano und Zecca 2014). Für die Höhlenanlage selektieren die Schwarzspechte äußerlich gesunde, aber kernfaule Bäume, die sie aufgrund bisher nicht bekannter Fähigkeiten erkennen können, und begrenzen auf diese Weise den für die Höhlenanlage erforderlichen Energieaufwand (Zahner et al. 2012).

Schwarzspechte sind insektivor. Wesentliche Nahrungsbasis des Schwarzspechts sind rinden- und holzbewohnende Insekten, vor allem Ameisen der Gattungen *Camponotus* und *Lasius* sowie Borken- und Bockkäfer, daneben auch bodenbewohnende Ameisen der Gattungen *Lasius* und *Formica* sowie selten Eier und Jungvögel (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Blume 1996, Gorman 2004, Birdguides 2007, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2010). Entgegen früheren Vorstellungen ist die Verbreitung von *Camponotus*-Arten nicht areal- oder dichtebestimmend für den Schwarzspecht (Gorman 2004, Gorman 2011). Verglichen mit anderen Spechtarten, sieht Gorman (2011) den Schwarzspecht hinsichtlich seiner Nahrungsspezialisierung als intermediär an, sein Nahrungsspektrum ist z. B. weniger eng als das des Grün- (fast nur Ameisen) oder das des Weißrückenspechts (fast nur xylobionte Insekten). Der Anteil an Nichtameisen in der Nahrung des Schwarzspechts kann regional (westliches Areal) und saisonal (Winter) fast die Hälfte betragen (Pynnönen 1943, Kojima und Matsuoka 1985). Im Übrigen ist der Nahrungserwerb von Schwarzspechten an Ameisen auch nicht auf nadelbaumbewohnende Arten beschränkt. So finden sich in den mesophilen Buchenwäldern und in den Kalkbuchenwäldern Südniedersachsens sehr häufig durch den Schwarzspecht aufgrund von Ameisennestern geöffnete Vogelkirschen.

Zusammengefasst sind Schwarzspechte hinsichtlich Habitatwahl, Wahl des Brutbaumes und Nahrungswahl im Vergleich zu anderen Spechtarten vergleichsweise flexibel. In Wirtschaftswäldern sind sie deshalb nach dem noch generalistischeren Buntspecht mit optional hohen pflanzlichen Anteilen in seiner Diät oft die zweithäufigste Art. Hinsichtlich ihres Potenzials sind Schwarzspechte in der Lage Wälder unterschiedlichen Alters zu besiedeln solange für die Höhlenanlage ausreichende dimensionierte Bäume zur Verfügung stehen (Gorman 2011) und ein ausreichendes Nahrungsangebot vorhanden ist. Ihre Nahrungssuche kann sich auch bis in offene Flächen wie Kahlschläge, Jungwüchse und Grasland erstrecken (Gorman 2011, Brambilla und Saporetti 2014, Pirovano und Zecca 2014).

Glutz von Blotzheim und Bauer (1994) gehen davon aus, dass Schwarzspechte mit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung ganz Mitteleuropa besiedelt haben und erst aufgrund einer durch den Menschen bedingten sehr starken regionalen Entwaldung gebietsweise wieder ausgestorben sind. Andere Autoren machen hierfür auch die nacheiszeitliche Klimaveränderung und den Wechsel von Kiefern- zu Laubwäldern in Mitteleuropa mitverantwortlich (Zang und Heckenroth 1986). Hinsichtlich der historischen Entwicklung des Verbreitungsgebietes des Schwarzspechts ist für früher weitgehend entwaldete Laubwaldregionen oft eine Wiederbesiedlung oder Ausbreitung des Schwarzspechts zu beobachten, die mit umfangreichen Wiederbegründungen von Wald unter Verwendung von nicht standortheimischen Nadelbäumen wie Fichten und Kiefern koinzidiert (Zang und Heckenroth 1986, Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Mikusinski 1995, Blume 1996, Bauer und Berthold 1997, Gorman 2004, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirt-

schaft, Küsten- und Naturschutz 2010, Wimmer und Zahner 2010, Gorman 2011, Gil-Tena et al. 2013). Gleichzeitig wurden aber auch verbliebene Laubwaldflächen von Weide-, Nieder- und Mittelwäldern in vorratsreichere Hochwälder überführt oder in nadelbaumreiche Bestände umgewandelt und die Umtriebszeiten erhöht (Zang und Heckenroth 1986, Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Blume 1996, Bauer und Berthold 1997, Gorman 2004, Wimmer und Zahner 2010, Gorman 2011) und wurde die Entnahme von Baumstümpfen unterbunden (Blume 1996) und die direkte Verfolgung des Schwarzspechts als Nahrungsmittel und vermeintlicher Forstschädling eingestellt (Zang und Heckenroth 1980, Bauer und Berthold 1997, Schmidt et al. 2016). Welchem Faktor dabei welche Bedeutung für die Wiederausbreitung des Schwarzspechts zukommt, lässt sich zunächst nicht eindeutig klären. Entsprechende Ausbreitungstendenzen und Populationszunahmen wurden in den letzten 200 Jahren zum Beispiel für Flachlandregionen in Nordwestdeutschland, Holland, Belgien, Frankreich, Dänemark, Italien und Spanien beobachtet (Gorman 2011, Gil-Tena et al. 2013, Brambilla und Saporetti 2014).

Aus der zeitlichen Koninzidenz zwischen Waldvermehrung durch Nadelholzanbau, dem Einwachsen dieser Bestände in für den Schwarzspecht nutzbare Qualitäten und der Wiederausbreitung und dem Populationsanstieg des Schwarzspechts könnte geschlussfolgert werden, dass Schwarzspechte und ihre Folgearten generell durch Nadelbaum- und vor allem Fichtenanbau gefördert werden (Wimmer und Zahner 2010) und deshalb naturschutzfachliche Argumente für einen Anbau nicht standortheimischer Nadelbaumarten in Laubwaldgebieten bestehen könnten.

Nahrungsökologisch könnte sich dieses durch ein erhöhtes Angebot an *Camponotus*-Nestern in Stümpfen und Stämmen von Nadelbäumen (Zang und Heckenroth 1986, Blume 1996, Bauer und Berthold 1997, Wimmer und Zahner 2010, Krüger et al. 2014), durch die mit dem Nadelholzanbau einhergehende künstliche Ansiedlung und Vermehrung von *Formica*-Nestern (Zang und Heckenroth 1986, Blume 1996, Wimmer und Zahner 2010) und durch eine größere Biomasse an Borken- und anderen Käfern in den störungsanfälligeren Nadelbaumbeständen erklären. Zang und Heckenroth (1986) konstatieren aufgrund der von ihnen herangezogenen Literatur, dass der Schwarzspecht als Ameisenspezialist auf Nadelhölzer sogar angewiesen sei.

Wenn sich Nadelbaum- von Laubbaumbeständen hinsichtlich der für den Schwarzspecht als Nahrung nutzbaren Biomasse unterscheiden, müssten sich die hierdurch bedingten Tragfähigkeitsunterschiede der Habitate auch in unterschiedlichen Populationsdichten des Schwarzspechts äußern. Ist das nicht der Fall, spricht dieses dafür, dass die Wiederausbreitung des Schwarzspechts in waldarmen Regionen durch die bloße Waldflächenvermehrung und die Erhöhung der Umtriebszeiten sowie evtl. auch durch das Nachlassen der direkten Verfolgung bedingt war und Nadelbäume keinen darüber hinausgehenden spezifischen Effekt auf die Tragfähigkeit von Wäldern für Schwarzspechtpopulationen haben. In der Folge wird darum der Frage nachgegangen, ob mit dem Anstieg des Anteils von

Nadelbäumen in Waldlandschaften höhere Schwarzspechthäufigkeiten und -dichten und damit bessere Habitatqualitäten für diese Art zu beobachten sind.

Methoden

Aufgrund ihrer großen Aktionsräume sind die Abundanzen von Spechtarten und speziell des Schwarzspechts nur sehr großflächig zu ermitteln (Glutz von Blotzheim und Bauer 1994). Siedlungsdichteermittlungen nach der Revierkartierungsmethode arbeiten für Spechte in der Regel auf zu kleinen Probeflächen (Dichteüberschätzung), und großflächige Angaben beruhen oft auf räumlich und zeitlich extensiven Erhebungen (Dichteunterschätzung) (Spitznagel 1993). Empfohlene Methoden unter Verwendung von Klangattrappen in relativ kurzen räumlichen und zeitlichen Abständen können zu Doppel- und Mehrfacherfassungen von Individuen führen (Dichteüberschätzung) (Spitznagel 1993). Aufgrund der starken Methoden- und Personenabhängigkeiten vieler Dichtebefunde sind Literaturangaben unter Einbeziehung unterschiedlicher Autoren und Arbeitsweisen nicht sehr gut vergleichbar. Die in Wirtschaftswäldern als Planungseinheiten gebildeten forstlichen Bestände sind aufgrund ihrer geringen Größe ebenfalls kein geeigneter räumlicher Bezugsmaßstab für Dichteuntersuchungen zu Spechtarten. Jüngere Empfehlungen zur Bestandserhebung von Schwarzspechten versuchen diesen Problemen zumindest teilweise zu begegnen (Südbeck et al. 2005).

Aus diesem Grund wurden zur Bearbeitung von Zusammenhängen zwischen Spechtfauna und Waldzusammensetzung und -struktur von 2001 bis 2008 großräumige Erhebungen mit der Methode des Distance Sampling (Buckland et al. 2001) auf zufällig ausgewählten Transekten durchgeführt. Untersuchungsgebiete waren der Nationalpark Poloniny (360 km²) in den slowakischen Ostkarpaten sowie der Naturpark Solling (370 km²) im Südwesten Niedersachsens. Der Solling wurde dabei unterteilt in die Straten großflächige Laubwälder und großflächige Nadelwälder.

Bearbeitet wurden 130 nach Startpunkt und Marschrichtung zufällig ausgewählte Transekte mit 2,2 km durchschnittlicher Länge von Februar bis April bei niederschlagsfreiem und wenig windigem Wetter zwischen Tagesanbruch und 11 Uhr vormittags. Die Erfassung von Lautäußerungen und Sichtbeobachtungen der Schwarzspechte wurde auf den Transekten einmalig an einem Tag je Transekt durch jeweils einen von drei erfahrenen und intensiv aufeinander abgestimmten Bearbeitern durchgeführt. Grundsätzlich können mit Distance Sampling Objekte unterschiedlicher Verteilungsform erfasst werden, wenn die Bearbeitungsgebiete ausreichend groß sind und repräsentativ beprobt werden.

Alle während der Transektbegehungen registrierten Spechte wurden mit GPS-Projektionen verortet und können auf diese Weise Waldbeständen, Standort- und Umgebungsvariablen zugeordnet werden. Für die Untersuchungsflächen liegen auf der Basis von Winkelzählproben und Probekreisen an zufälligen Stichprobenpunkten

Tab. 1. Flächengröße, Anzahl und Gesamtlänge der Transekte, Anzahl der Winkelzählproben und Anzahl an Schwarzspechtregistrierungen auf den Untersuchungsflächen. Area, number and total length of transects, number of angle count samples and number of black woodpecker registrations in study sites.

Untersuchungsfläche	Fläche [ha]	Anzahl Transekte	Länge Transekte [km]	Anzahl Winkelzählproben	Anzahl Schwarzspechtregistrierungen
Poloniny	35.975	85	147	803	85
Solling	37.026	45	136	1354	34
Laubwald	20.117	27	82	814	19
Nadelwald	16.909	18	54	540	15

umfassende Daten zur Waldzusammensetzung und -struktur vor, von denen in diesem Kontext aber nur die laub- bzw. nadelbaumbezogenen Parameter näher betrachtet werden.

Beide Untersuchungsgebiete haben Mittelgebirgscharakter und sind natürlicherweise buchendominierte Laubwälder, wobei in den Karpaten die Weißtanne in größeren Höhenlagen beigemischt sein kann. Während im Nationalpark Poloniny bisher nur in sehr geringem Umfang nicht standortheimische Nadelbaumarten angebaut wurden, bestehen die Hochlagen des Sollings aus großflächigen angepflanzten Fichtenbeständen. Der Unterschied in der Ausstattung mit faul- und totholzhaltigen Bäumen zwischen Poloniny und Solling ist beträchtlich. Diese ist in Poloniny um den Faktor 10 und in Bezug auf starke Bäume über 50 cm Brusthöhendurchmesser um den Faktor 20 höher als im Solling. Verglichen werden zunächst die beiden Untersuchungsgebiete mit ihrer unterschiedlichen Nadelbaumpräsenz in ihrer Gesamtheit. In einem zweiten Schritt werden dann innerhalb desselben Naturraums die laub- den nadelbaumdominierten Wäldern des Sollings gegenübergestellt.

Die schwarzspechtbezogenen Befunde werden zunächst als Registrierungshäufigkeiten je km Transektlänge dargestellt. Häufigkeiten dieser Art korrelieren in der Regel relativ gut mit Dichtewerten. Mit Spearman'schen Rangkorrelationen und Regressionsbäumen wird nach für die Fragestellung relevanten Einflussfaktoren auf die Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten gesucht. Anschließend erfolgt ein Vergleich der räumlichen Befundeinheiten auf der Basis von Abundanz des Schwarzspechts. Im dritten Ansatz werden für den Solling die Fundortlokalisierungen des Schwarzspechts in nach Hauptbaumart und Durchschnittsalter definierten Bestandestypen betrachtet.

Auf der Methode des Distance Sampling beruhende Schätzungen von Populationsdichten und Populationsgrößen wurden mit dem Programm Distance 3.5 (Research Unit for Wildlife Population Assessment, St. Andrews) vorgenommen, die Signifikanzen von Dichteunterschieden nach Buckland et al. (2001) kalkuliert. Berechnungen von Mittelwerten, Konfidenzintervallen, Mann-Witney-U-Tests, Spearman'schen Rangkorrelationen und Regressionsbäumen erfolgten mit XLStat 2010.3.02 (Addinsoft). Präferenzindizes von Ivlev

und Manly sowie die zugehörigen Signifikanzen wurden nach Manly et al. (2002) mit entsprechenden Tools unter Excel 2007 (Microsoft) berechnet. Befunde mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 5 % werden als signifikant bewertet.

Ergebnisse

Insgesamt konnten auf 283 km Transektlänge 119 Schwarzspechte erfasst werden (Tabelle 1), wobei zu beachten ist, dass für den Solling und insbesondere seine beiden Teilräume der Stichprobenumfang für eine Modellierung von Populationsdichten und Populationsgrößen mit dem Programm Distance 3.5 relativ klein ist. Aus diesem Grund werden die Befunde auch über andere Auswertungen zusätzlich abgesichert. Baumbestandsbezogene Merkmale beruhen auf großen Stichprobenumfängen (2.157 Probeflächen) und weisen deshalb enge Konfidenzintervalle um die Mittelwerte auf.

Untersuchungsgebiete Poloniny und Solling

Die beiden Untersuchungsgebiete Poloniny und Solling unterscheiden sich deutlich und signifikant in der Grundfläche an Nadelbäumen (Tabelle 2). Der Nationalpark Poloniny stellt sich als fast reines Laubwaldgebiet dar (Abbildung 1), dessen geringer Nadelbaumanteil im Wesentlichen auf die dort standortheimische Weißtanne zurückgeht. Demgegenüber ist die Grundfläche an Nadelbäumen im Solling um den Faktor 7 höher und geht sowohl auf den flächenhaften Anbau der nicht standortheimischen Fichte als auch auf die Beimischung von Fichte, Lärche und anderen nicht standortheimischen Nadelbäumen in den Laubbaumbeständen zurück. Bei etwas höherer Grundflächenhaltung als im Solling beläuft sich der Nadelbaumanteil an der Grundfläche in Poloniny auf 8 %. Diesem steht im Solling ein Anteil von 62 % Nadelbäume an der Gesamtgrundfläche gegenüber.

Tab. 2. Grundfläche [m² ha⁻¹] von Nadelbäumen in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling. Basal area [m² ha⁻¹] of conifers in study sites Poloniny and Solling.

Untersuchungsfläche	Mittelwert [m ² ha ⁻¹]	95 %-Konfidenzintervall [m ² ha ⁻¹]	Signifikanz der Differenz (Mann-Witney-U-Test)
Poloniny	2,0	1,7–2,3	signifikant, p < 0,0001
Solling	13,7	13,1–14,2	

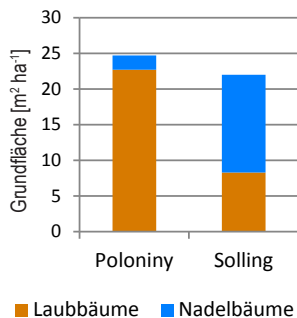


Abb. 1. Mittlere Grundfläche [m² ha⁻¹] von Laub- und Nadelbäumen in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling. Mean basal area [m² ha⁻¹] of broadleaved trees and conifers in study sites Poloniny and Solling.

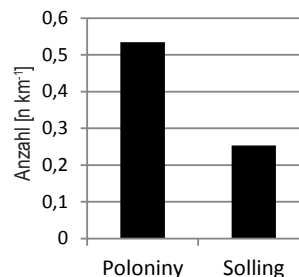


Abb. 2. Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge [n km⁻¹] in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling. Number of registrations of black woodpeckers per kilometer transect line [n km⁻¹] in study sites Poloniny and Solling.

Tab. 3. Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge [$n \text{ km}^{-1}$] in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling.
Number of registrations of black woodpeckers per kilometer transect line [$n \text{ km}^{-1}$] in study sites Poloniny and Solling.

Untersuchungsfläche	Mittelwert [$n \text{ km}^{-1}$]	95 %-Konfidenzintervall [$n \text{ km}^{-1}$]	Signifikanz der Differenz (Mann-Witney-U-Test)
Poloniny	0,53	0,40–0,67	signifikant, $p < 0,01$
Solling	0,25	0,18–0,33	

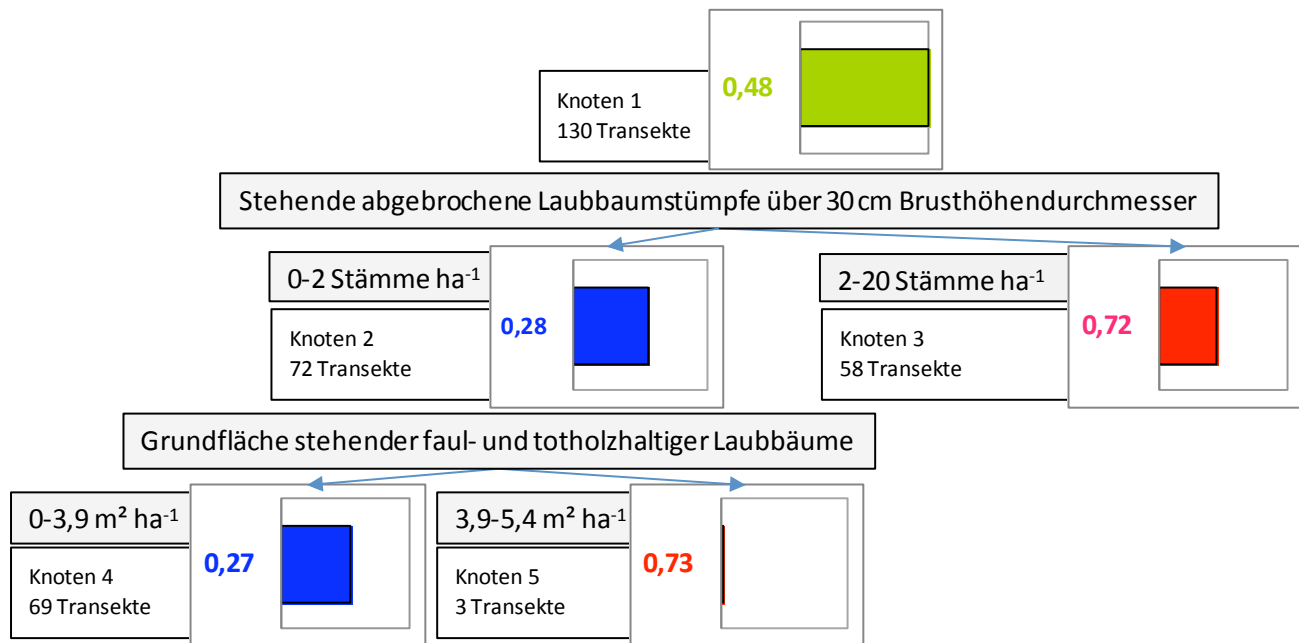


Abb. 3. Regressionsbaum (C&RT, maximale Baumtiefe 2, Signifikanzniveau $p < 0,05$) mit den beiden die Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten entlang der Transekte [$n \text{ km}^{-1}$, Werte farbig] am stärksten differenzierenden Variablen in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling.

Regression tree (C&RT, maximum tree depth 2, level of significance $p < 0.05$) with the both most discriminating of selected variables according to the number of registrations of black woodpeckers along transects [$n \text{ km}^{-1}$, values colored] in study sites Poloniny and Solling.

Die Anzahl an Registrierungen von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge beträgt im Untersuchungsgebiet Poloniny mehr als das Doppelte gegenüber dem Solling (Abbildung 2, Tabelle 3). Der Unterschied ist gesichert und ein erster Hinweis darauf, dass sich die beiden Gebiete hinsichtlich der Dichte ihrer Schwarzspechtpopulation unterscheiden.

In Spearman'schen Rangkorrelationen ist die Anzahl der je Kilometer Transektlänge registrierten Schwarzspechte signifikant negativ korreliert mit der mittleren Grundfläche der Fichte (Koeffizient 0,28, $p < 0,01$), der Lärche (Koeffizient $-0,27$, $p < 0,01$) und der Stammzahl liegenden Fichtentotholzes (Koeffizient $-0,29$, $p < 0,001$). Ein positiver Zusammenhang besteht zur Grundfläche stehender faul- und totholzhaltiger Laubbäume (Koeffizient 0,30, $p < 0,001$), zur Stammzahl liegenden Laubtotholzes (Koeffizient 0,23, $p < 0,05$), zur Stammzahl stehender abgebrochener Laubbaumstümpfe über 30 cm Durchmesser (Koeffizient 0,28, $p < 0,01$) und zur Stammzahl von stehenden Laubbäumen mit Pilzkonsolen (Koeffizient 0,27, $p < 0,01$).

Wird der Effekt von Laub- bzw. Nadelbäumen, von stehenden faul-/totholzhaltigen Laub- bzw. Nadelbäumen, von stehenden abgebrochene Laub- bzw. Nadelbaumstümpfen über 30 cm Brusthöhendurchmesser und von stehenden Laub- bzw. Nadelbäumen mit Pilzkonsolen auf die Registrierungshäufigkeit von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge mit einem Regressionsbaum (C&RT, maximale Baumtiefe 2, Signifikanzniveau $p < 0,05$, Abbildung 3)

analysiert, erfolgt der erste gruppierende signifikante Split der Transekte in zwei Gruppen durch die stehenden abgebrochene Laubbaumstümpfe. Sind mehr als 2 (bis 20) dieser Stümpfe ha^{-1} entlang des Transekts vorhanden, ist die Registrierungshäufigkeit der Schwarzspechte mehr als doppelt so hoch ($0,72 \text{ km}^{-1}$, 58 Transekte) wie bei Werten unter 2 Stümpfen ha^{-1} ($0,28 \text{ km}^{-1}$, 72 Transekte). In der letzten Gruppe führen stehende faul- und totholzhaltige Laubbäume zu einem weiteren signifikanten Split in zwei Gruppen. Ist die Grundfläche dieser Bäume größer $3,9$ (bis $5,3$) $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, steigt die Registrierungshäufigkeit der Schwarzspechte in dieser Teilgruppe auf $0,73 \text{ km}^{-1}$ (3 Transekte), in der Restgruppe verbleibt die Registrierungshäufigkeit bei $0,27 \text{ km}^{-1}$.

Andere der genannten Variablen führen im weiteren Verlauf des Regressionsbaumes entweder überhaupt nicht zu signifikanten Splits oder differenzieren das verbleibende Kollektiv der Transekte mit ohnehin niedrigen Registrierungshäufigkeiten nur entsprechend schwach. Hinter der beobachteten Differenz der Registrierungshäufigkeiten des Schwarzspechts entlang der Transekte in den beiden Untersuchungsgebieten sind deshalb vor allem Unterschiede in der Verfügbarkeit faul- und totholzhaltiger stehender Bäume – insbesondere solche stärkerer Dimensionen – zu vermuten.

Der schon bei den Registrierungshäufigkeiten zu beobachtende Unterschied pflanzt sich auch bei den berechneten Abundanzen für den Schwarzspecht in den beiden Untersuchungsgebieten fort (Tabelle 4). Die Dichte der Schwarzspechtpopulation im National-

Tab. 4. Abundanz [n pro 1000 ha] von Schwarzspechten in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling (berechnet mit Distance 3.5).
Abundance [n per 1000 ha] of black woodpeckers in study sites Poloniny and Solling (calculated with Distance 3.5).

Untersuchungsfläche	Mittelwert [n pro 1000 ha]	95 %-Konfidenzintervall [n pro 1000 ha]	Signifikanz der Differenz (Test nach Buckland et al. 2001)
Poloniny	10,3	6,3–16,7	signifikant, $p < 0,05$
Solling	4,1	2,6–6,5	

Tab. 5. Präferenzindizes (Ivlev-Index, Manly's Alpha) für die Verteilung der Schwarzspechtpopulationen auf die Untersuchungsflächen Poloniny und Solling.
Indices of preference (Ivlev-Index, Manly's Alpha) for the distribution of black woodpecker populations on study sites Poloniny and Solling.

Untersuchungsfläche	Anteil an der Fläche beider Gebiete [%]	Anteil an der Summe beider Spechtpopulationen [%]	Ivlev- Index	Manly's Alpha	Signifikanz Präferenz/Meidung (Test nach Manly et al. 2002)
Poloniny	49	71	0,2	0,7	signifikant, $p < 0,001$
Solling	51	29	-0,3	0,3	signifikant, $p < 0,001$

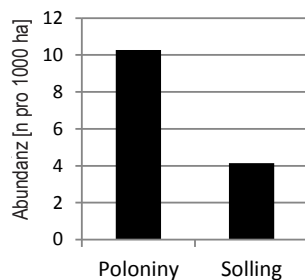


Abb. 4. Abundanzen [n pro 1000 ha] von Schwarzspechten in den Untersuchungsflächen Poloniny und Solling.
Abundances [n per 1000 ha] of black woodpeckers in study sites Poloniny and Solling.

park Poloniny ist mehr als doppelt so hoch wie im Solling (Abbildung 4), auch hier ist gesichert, dass ein Unterschied zwischen den beiden Gebieten besteht.

Durch die Berechnung von Präferenzindizes lässt sich veranschaulichen, welches Gebiet von Schwarzspechten bevorzugt wird (Tabelle 5). Diese Indizes betrachten die Verteilung der berechneten Populationsgrößen vor dem Hintergrund der Flächenausstattung der Gebiete und drücken die Präferenz bzw. Meidung in einer Kennzahl aus. Bei annähernd gleicher Fläche entfallen 2/3 der Summe der Populationsgrößen beider Gebiete auf den Nationalpark Poloniny und nur 1/3 auf den Solling. Der Ivlev-Index kann Werte zwischen -1 (strenge Meidung) und +1 (strenge Präferenz) annehmen und zeigt entsprechend den vorstehend genannten Zahlenverhältnissen für Poloniny eine leichte Präferenz und für den Solling eine Meidung. Für Manly's Alpha als zweiter berechneter Präferenzindex summieren sich die Teilwerte für die Betrachtungsräume auf 1. Die Höhe des Index für einen Teilraum gibt das Ausmaß der Präferenz für diesen durch die betrachtete Art wieder. Demzufolge werden die Waldbe-

stände des Nationalparks Poloniny deutlich stärker präferiert als die des Sollings. Im Gegensatz zum Ivlev-Index lässt sich für Manly's Alpha auch berechnen, ob die in den Indizes abgebildete Präferenz signifikant ist (Manly et al. 2002). Dieses ist für beide Indizes der betrachteten Räume der Fall. In einem zweiten Schritt kann ebenfalls geprüft werden, ob sich die berechneten Präferenzwerte signifikant unterscheiden (Manly et al. 2002). Auch dieses ist für die beiden Untersuchungsgebiete gegeben ($p < 0,001$).

Laub- und Nadelwaldgebiete des Solling

Innerhalb des Sollings lassen sich großflächige Fichtenbestände der Hochflächen von den laubwaldreichen Gebieten der Randlagen unterscheiden. Wie Tabelle 6 zeigt, ist die Grundfläche an Nadelbäumen im Stratum Nadelwald gesichert um den Faktor 4,5 höher als

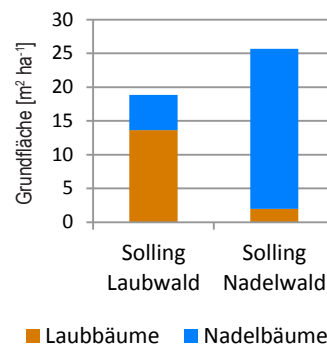


Abb. 5. Mittlere Grundfläche [m² ha⁻¹] von Laub- und Nadelbäumen in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald.
Mean Basal area [m² ha⁻¹] of broadleaved trees and conifers in study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest.

Tab. 6. Grundfläche [m² ha⁻¹] von Nadelbäumen in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald.
Basal area [m² ha⁻¹] of conifers in study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest.

Untersuchungsfläche	Mittelwert [m² ha⁻¹]	95 %-Konfidenzintervall [m² ha⁻¹]	Signifikanz der Differenz (Mann-Witney-U-Test)
Solling Laubwald	5,2	4,6–5,8	signifikant, $p < 0,0001$
Solling Nadelwald	23,7	22,6–24,8	

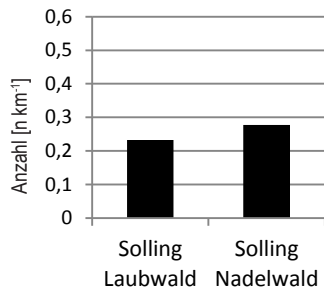


Abb. 6. Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge [n km⁻¹] in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald. Number of registrations of black woodpeckers per kilometer transect line [n km⁻¹] in study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest.

im Stratum Laubwald. Bei einer um ein Viertel niedrigeren mittleren Gesamtgrundfläche beläuft sich der Nadelbaumanteil im Stratum Laubwald auf 28 %. Im Stratum Nadelwald erreichen Nadelbäume dagegen 92 % der Grundfläche (Abbildung 5).

Die Registrierungshäufigkeit von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge ist im Stratum Nadelwald geringfügig höher als im Stratum Laubwald, der Unterschied ist aber nicht signifikant (Abbildung 6, Tabelle 7).

Die Abundanzen des Schwarzspechts in den beiden Straten verhalten sich ähnlich wie schon die Registrierungshäufigkeiten (Tabelle 8). Auch hier ist der Unterschied zwischen den beiden Straten Laubwald und Nadelwald vergleichsweise gering (Abbildung 7) und statistisch nicht gesichert.

Die beiden berechneten Präferenzindizes drücken die Verteilung der Spechtpopulation des Sollings auf die beiden untersuchten Straten unter Berücksichtigung der Flächengrößenverteilung der Laub- und Nadelwälder in einer Kennzahl aus. Sowohl Ivlev-Index

als auch Manly's Alpha zeigen hinsichtlich Präferenz oder Meidung der beiden untersuchten Straten nur geringfügige Unterschiede in den Präferenzindizes (Tabelle 9). Die Nadelwälder werden demnach gegenüber den Laubwäldern nur extrem schwach präferiert. Für Manly's Alpha ist auch eine statistische Prüfung der Präferenzen und ihrer Differenz möglich (Manly et al. 2002). In Bezug auf die beiden untersuchten Teilgebiete des Sollings sind weder die Präferenz bzw. Meidung jeweils eines Stratum noch die Differenz des Präferenzindex signifikant.

Fundortlokalisierungen des Schwarzspechts im Solling in Laub- und Nadelwaldbestandstypen

Die während des Distance Sampling durchgeführten Schwarzspechtverortungen konnten aus der Forsteinrichtung bekannten Waldtypen nach Hauptbaumart zugeordnet werden. Für diese Typen liegt aus Forsteinrichtungsdaten auch eine vollständige Flächenbilanz für den Solling vor. Die berechneten Präferenzindizes setzen die Fund-

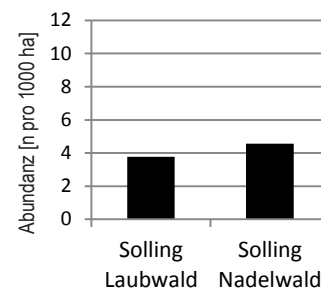


Abb. 7. Abundanzen [n pro 1000 ha] von Schwarzspechten in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald. Abundances [n per 1000 ha] of black woodpeckers in study sites Solling broadleaved Forest and Solling conifer Forest.

Tab. 7. Registrierungshäufigkeiten von Schwarzspechten je Kilometer Transektlänge [n km⁻¹] in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald. Number of registrations of black woodpeckers per kilometer transect line [n km⁻¹] in study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest.

Untersuchungsfläche	Mittelwert [n km ⁻¹]	95 %-Konfidenzintervall [n km ⁻¹]	Signifikanz der Differenz (Mann-Whitney-U-Test)
Solling Laubwald	0,23	0,14–0,33	nicht signifikant
Solling Nadelwald	0,28	0,15–0,41	

Tab. 8. Abundanz (n pro 1000 ha) von Schwarzspechten in den Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald (berechnet mit Distance 3.5). Abundance (n per 1000 ha) of black woodpeckers in study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest (calculated with Distance 3.5).

Untersuchungsfläche	Mittelwert [n pro 1000 ha]	95 %-Konfidenzintervall [n pro 1000 ha]	Signifikanz der Differenz (Test nach Buckland et al. 2001)
Solling Laubwald	3,8	2,1–6,8	nicht signifikant
Solling Nadelwald	4,6	2,3–9,1	

Tab. 9. Präferenzindizes (Ivlev-Index, Manly's Alpha) für die Verteilung der Schwarzspechtpopulation des Sollings auf die Untersuchungsflächen Solling Laubwald und Solling Nadelwald.

Indices of preference (Ivlev-Index, Manly's Alpha) for the distribution of the black woodpecker Solling population on the study sites Solling broadleaved forest and Solling conifer forest.

Untersuchungsfläche	Anteil an der Fläche des Solling [%]	Anteil an der Spechtpopulation des Solling [%]	Ivlev-Index	Manly's Alpha	Signifikanz Präferenz/Meidung (Test nach Manly et al. 2002)
Solling Laubwald	54	50	-0,04	0,46	nicht signifikant
Solling Nadelwald	46	50	0,04	0,54	nicht signifikant

Tab. 10. Präferenzindizes (Ivlev-Index, Manly's Alpha) für die Verteilung der Schwarzspechtlokalisierungen auf Laub- und Nadelwaldbestände der Untersuchungsfläche Solling. Indices of Preference (Ivlev-Index, Manly's Alpha) for the distribution of black woodpecker localizations on broadleaved and conifer stands of the study site Solling.

Waldbestand	Flächenanteil am Solling [%]	Anteil an den Spechtlokalisierungen [%]	Ivlev-Index	Manly's Alpha	Signifikanz Präferenz/Meidung (Test nach Manly et al. 2002)
Laubwald	54	56	0,02	0,52	nicht signifikant
Nadelwald	46	44	0,02	0,48	nicht signifikant

Tab. 11. Präferenzindizes (Ivlev-Index, Manly's Alpha) für die Verteilung der Schwarzspechtlokalisierungen auf unterschiedliche Altersgruppen von Laub- und Nadelwaldbeständen der Untersuchungsfläche Solling. Indices of Preference (Ivlev-Index, Manly's Alpha) for the distribution of black woodpeckers localizations on different old broadleaved and conifer stands of the study site Solling.

Waldbestand und Alter [Jahre]	Flächenanteil am Solling [%]	Anteil an den Spechtlokalisierungen [%]	Ivlev-Index	Manly's Alpha	Signifikanz Präferenz/Meidung (Test nach Manly et al. 2002)
Laubwald bis 100	29	21,2	-0,16	0,20	nicht signifikant
Laubwald über 100	25	34,4	0,16	0,38	nicht signifikant
Nadelwald bis 100	38	41,1	0,05	0,31	nicht signifikant
Nadelwald über 100	8	3,3	-0,43	0,11	nicht signifikant

ortverteilung der Schwarzspechte nach Laub- und Nadelwaldbeständen in Beziehung zur Flächenausstattung dieser Bestände im Solling. Auf Laubwaldbestände mit 54 % Flächenanteil entfielen damit 56 % der Schwarzspechtfundorte. Nadelwaldbestände mit 46 % Flächenanteil wiesen 44 % der Schwarzspechtlokalisierungen auf. Entsprechend den nicht sehr großen Verteilungsunterschieden zeigen auch die berechneten Präferenzindizes wieder keine große Differenz (Tabelle 10).

Basierend auf Zuordnungen der Spechtlokalisierungen zu Waldbeständen nach Hauptbaumart und Durchschnittsalter, wird in gleicher Weise wie vorstehend geprüft, ob sich die Laub- und Nadelwaldtypen des Sollings in Altersgruppen von bis 100 Jahren und über 100 Jahren hinsichtlich ihrer Nutzung durch Schwarzspechte unterscheiden. Die Präferenzindizes setzen dabei mit einer Kennzahl die Verteilung der Schwarzspechte auf die untersuchten Gruppen in Relation zur Flächenausstattung dieser Bestände. Der Ivlev-Index in Tabelle 11 zeigt dabei von der Tendenz her, dass über 100-jährige Laubwaldbestände durch den Schwarzspecht präferiert werden. Bis 100-jährige Nadelwaldbestände sind etwa entsprechend ihrem Flächenanteil genutzt. Laubwaldbestände in Altern bis 100 Jahre werden schwach und Nadelwaldbestände über 100 Jahre stärker gemieden. Die Präferenzreihenfolge der Manly's-Alpha-Werte verhält sich entsprechend. Die Präferenzen/Meidungen und die Differenzen der Index-Werte sind für Manly's Alpha aber durchweg nicht signifikant.

Diskussion

Die Schwarzspechterhebungen wurden großräumig mit den gleichen Methoden von drei aufeinander abgestimmten und trainierten Personen in geeigneten Zeiträumen durchgeführt und statistisch ausgewertet. Sie sind deshalb geeignet, vergleichbare Befunde für die untersuchten Raumeinheiten zu liefern. Aufgrund der für eine Dichtemodellierung unter Distance 3.5 vergleichsweise niedrigen Stichprobenumfänge in den Straten Laubwälder und Nadelwälder des Sollings wurden die Befunde über zwei andere Ansätze, die Verwendung der Registrierungshäufigkeiten je Kilometer Transektlänge und die Analyse der Fundortlokalisierungen nach Waldbestandstypen, abgesichert. Die Ergebnisse der verschiedenen Ansätze sind gleichgerichtet. Die berechneten Abundanzen liegen im Spektrum auch

in anderen Untersuchungen ermittelter oder wiedergegebener Werte (Zang und Heckenroth 1986, Glutz von Blotzheim und Bauer 1994, Birdguides 2007, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz 2010).

Unter der Annahme, dass Nadelbäume die Habitatqualität für den Schwarzspecht erhöhen, wären in nadelbaumreicheren Wäldern aufgrund der dann größeren Tragfähigkeit auch höhere Dichten des Schwarzspechts zu erwarten. Der Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete Poloniny und Solling mit 8 % bzw. 62 % Nadelbaumanteil an der Grundfläche zeigt jedoch für alle untersuchten Parameter deutliche Unterschiede in der Besiedlung mit Schwarzspechten zugunsten des Nationalparks Poloniny. Der wesentlich höhere Anteil von Nadelbäumen im Solling verbessert die Tragfähigkeit des Lebensraums für Schwarzspechte damit nicht. Die deutlich bessere Habitatqualität des fast reinen Laubwaldgebiets Poloniny mit einer mehr als doppelt so hohen Registrierungshäufigkeit und Dichte an Schwarzspechten wird auf die Unterschiede in der Verfügbarkeit faul-/totholzreicher Bäume zurückgeführt, die im Nationalpark Poloniny um den Faktor 10 und für stärkere Bäume über 50 cm Brusthöhendurchmesser sogar um den Faktor 20 höher ist als im Solling. Der Vergleich der beiden Untersuchungsgebiete mittels Präferenzindizes zeigt deshalb auch eine signifikante Bevorzugung des Nationalparks Poloniny durch den Schwarzspecht und im Vergleich dazu eine Meidung des nadelbaumreicheren Sollings. Im Quinto Real in den westlichen spanischen Pyrenäen wurden bei einer Waldzusammensetzung von 87 % Buche, 3 % Eiche und 10 % Fichten- und Kiefernplantagen ebenfalls großräumig doppelt so hohe Schwarzspechtdichten ermittelt wie im Solling (Fernandez und Azkona 1996, Garmendia et al. 2006). Dabei werden nadelbaumreiche Bestände bis auf gelegentliche Nahrungssuche gemieden (Garmendia et al. 2006). Die Totholzvorräte liegen auch hier bei einem Mehrfachen des Sollings, sind aber nicht so hoch wie im Nationalpark Poloniny, dessen Schwarzspechtdichtewerte aber ebenfalls im Quinto Real nicht erreicht werden. Bestehende klimatische Unterschiede zwischen dem Nationalpark Poloniny und dem Solling sind hinsichtlich der Nahrungsverfügbarkeit für den Schwarzspecht nicht geeignet, die Unterschiede in den Häufigkeiten zu erklären. Unter der Annahme, dass die winterliche Nahrungsverfügbarkeit relevant für Schwarzspechthäufigkeiten ist, lassen die längeren, kälteren und vor allem deutlich schneereicheren Winter in den Ostkarpaten eher geringere Häufigkeiten erwarten als im Solling und nicht höhere wie beobachtet.

Innerhalb des Untersuchungsgebiets Solling zeigt der Vergleich der beiden Gebietsstraten Laubwälder und Nadelwälder einen signifikanten Unterschied in der Grundfläche an Nadelbäumen, die im Stratum Laubwald 28 % und im Stratum Nadelwald 92 % der Bestandesgrundfläche einnehmen. Auch hier gilt die Annahme, dass im Stratum Nadelwald mehr Schwarzspechte zu erwarten wären, wenn Nadelbäume gegenüber Laubbäumen höhere Tragfähigkeiten der Lebensräume für die Art erlauben würden. Dieses ist für alle untersuchten Schwarzspechtparameter nicht der Fall. Die beiden untersuchten Straten Laubwälder und Nadelwälder zeigen für die Registrierungshäufigkeiten, die Dichte und die Präferenz bzw. Meidung durch Schwarzspechte keinen signifikanten Unterschied.

In einem ergänzenden Ansatz wurde für den Solling aufgrund der Fundortlokalisierungen überprüft, ob Schwarzspechte Laub- oder Nadelwaldbestände signifikant bevorzugt aufsuchen und ob sich unter und über 100-jährige Bestände diesbezüglich unterscheiden. Signifikante Präferenzen oder Meidungen wurden für diese Bestandestypengruppen nicht gefunden. Von der nicht signifikanten Tendenz her werden bis 100-jährige Laubwaldbestände vermutlich aufgrund ihrer schwachen Dimensionen und hohen Vitalität unterproportional genutzt und bis 100-jährige Nadelwaldbestände etwa entsprechend ihrem Flächenanteil. Über 100-jährige Laubwaldbestände werden am stärksten präferiert und über 100-jährige Nadelwaldbestände vermutlich aufgrund ihrer zunehmenden Verlichtung und niedrigeren Bestockungsgrade am stärksten gemieden, um möglicherweise Prädationsrisiken durch Greifvögel zu minimieren.

Aufgrund dieser Ergebnisse bestehen keine Hinweise, dass Nadelbäume die Habitatqualität von Wäldern für Schwarzspechte verglichen mit Laubbäumen spezifisch verbessern können. Die Wiederausbreitung und der Populationsanstieg von Schwarzspechten in mit Nadelbäumen aufgeforsteten waldarmen Landschaften wären wahrscheinlich in ähnlicher Weise und nur eventuell zeitlich verzögert abgelaufen, wenn statt Nadelbäumen Laubbäume verwendet worden wären bzw. eine natürliche Wiederbewaldung zu laubbaumreichen Beständen stattgefunden hätte. Die zu beobachtenden Effekte auf den Schwarzspecht scheinen eher in der Waldflächenvergrößerung und in dem Erreichen höherer Waldalter als in spezifischen mit dem Nadelbaumanbau einhergehenden Qualitäten zu liegen. Möglicherweise werden in alt- und totholzreichen Nadelwäldern ähnlich wie in Laubbaumbeständen auch höhere Schwarzspecht-abundanz erreicht als in den beobachteten totholzarmen Nadelbaumbeständen im Solling, auch hieraus ergäbe sich aber kein spezifischer Vorteil von Nadelbaumbeständen und deren Anbau in Laubwaldgebieten für diese Art.

Die Befunde bestätigen die Einschätzung des Schwarzspechts von Gorman (2004, 2011) als einem Habitat-Generalisten mit ebenfalls nicht sehr enger Nahrungsspezialisierung und opportunistischem Nahrungserwerb. Optimale Dichten hängen weniger vom Waldtyp oder der Baumartenzusammensetzung, sondern eher vom Angebot faul- und totholzreicher Bäume insbesondere in stärkeren Dimensionen ab. Schwarzspechte sind zwar nicht wie andere Spechtarten obligat auf hohe Vorräte faul- und totholzhaltiger Bäume angewiesen, aber auch Gorman (2011) weist explizit darauf hin, dass Schwarzspechte zwar unter vielen Bedingungen Wälder besiedeln können, unbewirtschaftete Wälder aber präferieren, wenn sie verfügbar sind. Auch Bocca et al. (2007) stellten in den Alpen aufgrund von radiotelemetrischen Studien sowohl zwischen Individuen als auch auf der individuellen Ebene eine bemerkenswert hohe Flexibilität in der Raumnutzung und Habitatselektion fest.

Es besteht deshalb kein Anlass, zur Erhaltung oder Verbesserung der Habitatqualität von Schwarzspechten nicht standortheimische Nadelbaumarten in Laubwaldgebieten anzubauen. Erhöhungen der Umtriebszeit, stärkere Zieldurchmesser und die Erhöhung des Angebots faul- und totholzreicher Bäume weisen tendenziell eine größere Eignung zur Erhöhung der Habitatqualität für diese Art auf, wie ins-

besondere die Unterschiede des Sollings zum Nationalpark Poloniny zeigen.

Danksagung

Mein Dank gehört allen 120 Personen, die an den Feldarbeiten und der Organisation beteiligt waren, insbesondere dem Leiter des Nationalparks Poloniny Miroslav Bural, dem GIS-Experten des Nationalparks Marián Gič, dem früheren Funktionsbeamten für Waldökologie und Naturschutz des Forstamtes Dassel Henning Staedtler sowie dem Niedersächsischen Forstplanungsamt für die Aufbereitung und Überlassung von Waldbestandsdaten. Mein herzlichster Dank gilt meinen beiden slowakischen Kollegen und Freunden Štefan Pěola (Nationalpark Poloniny) und Jozef Nutil, die mit ihrer jahrzehntelangen ornithologischen Felderfahrung, ihrer intensiven Ortskenntnis und ihrer Freude an Natur, Landschaft und Zusammenarbeit entscheidend zum Gelingen der Feldarbeiten in den Karpaten beigetragen haben, sowie meiner Frau Darina Hondong-Kulková, die als wichtigste Voraussetzung die internationale Zusammenarbeit und die Workcamps in den Karpaten koordiniert, vorbereitet und begleitet hat. Dem Stifterverband für die deutsche Wissenschaft danke ich für die finanzielle Unterstützung der Karpaten-Workcamps im Rahmen unseres Postgraduiertenprogramms „Internationale Urwaldforschung“ am früheren Zentrum für Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen.

Literatur

- Bauer H.-G., Berthold P. 1997. Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. 2. Auflage. Aula, Wiesbaden
- Birdguides (Hrsg.) 2007. Birds of the western Palearctic interactive. DVD, BWPi 2.0. Birdguides Ltd., Sheffield
- Birdlife International (Hrsg.) 2011. IUCN Red List for Birds. Species Factsheet *Dryocopus martius*. <http://www.birdlife.org> (abgerufen am 27.06.2011)
- Blume D. 1996. Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Die neue Brehm-Bücherei Bd. 300. Westarp, Magdeburg, Spektrum, Heidelberg
- Bocca M., Carisio L., Rolando A. 2007. Habitat use, home ranges and census techniques in the black woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95 (1), 17–29
- Brambilla M., Saporetto F. 2014. Modelling distribution of habitats required different uses by the same species: Implications for conservation at the regional scale. *Biological Conservation* 174, 39–46
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L., Thomas L. 2001. Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, Oxford
- Fernandez C., Azkona P. 1996. Influence of forest structure on the density and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* and black woodpecker *Dryocopus martius* in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Bird Study* 43, 305–313
- Garmendia A., Cárcamo S., Schwendtner O. 2006. Forest management considerations for conservation of black woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15, 1399–1415
- Gil-Tena A., Brotons L., Fortin M.-J., Burel F., Saura S. 2013. Assessing the role of landscape connectivity in recent woodpecker range expansion in Mediterranean Europe: forest management implications. *European Journal Forest Research* 132, 181–194
- Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. (Hrsg.) 1994. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9 Columbiformes – Piciformes. 2. Auflage. Aula, Wiesbaden
- Gorman G. 2004. Woodpeckers of Europe. Coleman, Chalfont St. Peter
- Gorman G. 2011. The black woodpecker. A monograph on *Dryocopus martius*. Lynx, Barcelona
- Gorman G. 2014. Woodpeckers of the world. The complete guide. Christopher Helm, London
- Kojima K., Matsuoka S. 1985. Studies on the food habits of four sympatric species of woodpeckers. II. Black woodpecker *Dryocopus martius* from winter to early spring. *Tori* 34, 1–6
- Krüger T., Ludwigs J., Pfützke S., Zang H. 2014. Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005–2008. Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen 48, Hannover

- Manly B.F.J., McDonald L.L., Thomas D.L., McDonald T.L., Erickson W.P. 2002. Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Mikusinski G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography* 18 (4), 363–369
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) 2010. Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover (unveröffentlicht)
- Pirovano A.R., Zecca G. 2014. Black woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conservation International* 24, 299–315
- Pynnönen A. 1943. Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte. II. Die Nahrung. *Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo* 9, 1–59
- Rat der Europäischen Gemeinschaften 2004. Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (79/409/EWG) (Abl. L 103 vom 25.4.1979, S. 1), zuletzt geändert am 23.09.2003. Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, CONSLEG: 1979L0409 – 01/05/2004
- Schmidt M., Meyer P., Mölder A., Hondong H. 2016. Neu- oder Wiederausbreitung? – Die Arealausweitung des Schwarzspechts in Nordwestdeutschland am Ende des 19. Jahrhunderts und ihre Ursachen. *Forstarchiv* 87, 135–151
- Spitznagel A. 1993. Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beihefte Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege 67, 59–70
- Südbeck P., Andretzke S., Fischer K., Gedeon K., Schikore T., Schröder K., Sudtfeld C. (Hrsg.) 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell
- Südbeck P., Bauer H.-G., Boschert M., Boye P., Knief W. (2008). Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007, fehlerkorrigierter Text vom 6.11.2008. *Berichte zum Vogelschutz* 4, 23–81
- Wimmer N., Zahner V. 2010. Spechte. Leben in der Vertikalen. G. Braun Buchverlag, Karlsruhe
- Zahner V., Sikora L., Pasinelli G. 2012. Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *Forest Ecology and Management* 271, 98–103
- Zang H., Heckenroth H. 1986. Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Tauben bis Spechtvögel. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 2.7*, Hannover