

**Untersuchung der Lebensraumansprüche des Grauspechts  
*Picus canus* und seiner Verbreitungsgrenze in Niedersachsen**

**Dissertation zur Erlangung des  
mathematisch-naturwissenschaftlichen Doktorgrades**

**"Doctor rerum naturalium"**

**der Georg-August-Universität Göttingen**

**im Promotionsprogramm Biologie  
der Georg-August University School of Science (GAUSS)**



**vorgelegt von**

**Mareike Schneider**

**aus Hesse**

**Göttingen 2018**

**Betreuungsausschuss:**

Prof. Prof. h.c. Dr. Michael Mühlenberg, Direktor des Zentrums für Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen

Prof. Dr. Christoph Leuschner, Direktor der Abteilung Pflanzenökologie und Ökosystemforschung der Georg-August-Universität Göttingen

**Mitglieder der Prüfungskommission:**

Referent: Prof. Prof. h.c. Dr. Michael Mühlenberg, Direktor des Zentrums für Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen

Korreferent: Prof. Dr. Christoph Leuschner, Direktor der Abteilung Pflanzenökologie und Ökosystemforschung der Georg-August-Universität Göttingen

2. Korreferent: Prof. Dr. Niko Balkenhol, Leiter der Abteilung Wildtierwissenschaften, Büsgen-Institut der Georg-August-Universität Göttingen

**Weitere Mitglieder der Prüfungskommission:**

Prof. Dr. Dieter Heineke, Abteilung Biochemie der Pflanze, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, der Georg-August-Universität Göttingen

Prof. Dr. Eckhard W. Heymann, Abteilung Soziobiologie/ Anthropologie, Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie & Anthropologie der Georg-August-Universität Göttingen

Dr. Oliver Schuelke, Abteilung Verhaltensökologie, Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie & Anthropologie der Georg-August-Universität Göttingen

Tag der mündlichen Prüfung: 06.06.2018



„Wahr‘ und ‚Falsch‘, das sind die Ausreden derer, die nie zu einer Entscheidung kommen wollen. Denn die Wahrheit ist ein Ding ohne Ende.“

*Robert Musil*

## **Danksagung**

Zuerst möchte ich all denen von Herzen danken, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Besonders meinem Partner Axel und meiner Mutter Ursula, die mir den Rücken freigehalten und für den doppelten Boden gesorgt haben. Und meinen beiden Kindern Hakon und Linda, die meist mit voller Begeisterung und manchmal tapfer oft am Wochenende meinen Freilandarbeiten assistiert haben.

Ich danke Dr. Hermann Hondong für die methodische Anleitung. Bedanken möchte ich mich bei Prof. Dr. Michael Mühlenberg und Prof. Dr. Christoph Leuschner für die Betreuung meiner Arbeit. Besonders gilt mein Dank Prof. Dr. Niko Balkenhol für den zuverlässigen Rat und Beistand in schwierigen Phasen meiner Arbeit zu einem völlig unpassenden Zeitpunkt. Dr. Eckhard Gottschalk und Kai Raupach danke ich für ihre Klettereinsätze. Danken möchte ich an dieser Stelle vor allem Dr. Jan Oliver Engler für die erstklassige Unterstützung und die fachliche Expertise zur Habitat-Modellierung.

Ich danke dem Evangelischen Studienwerk Villigst, das diese Arbeit durch ein familienfreundliches Promotionsstipendium ermöglicht hat. Gefördert von der Licher Privatbrauerei und der HGON im Rahmen eines Licher-Stipendiums und der Naturschutzstiftung Papilio.

Zur guten Durchführung der Freilandarbeit gehörte die reibungslose Zusammenarbeit mit Förstern, Waldbesitzern und Jagdpächtern. Dabei haben Jörg Behling und Manfred Mingram maßgeblich durch eine umsichtige Koordination gesorgt, herzlichen Dank. Ganz besonders danke ich Martin Levin für die Gewinn bringende Zusammenarbeit und dafür, dass er für das Wohl der Grauspechte im Stadtwald Göttingen sorgt. Unterstützung fachlicher Natur erhielt ich freundlicherweise von Thorsten Späth, Volker Laske und Rolf Hennes. Auch der Fachgruppe Spechte der DOG danke ich für fachliche Anleitung bei praktischen und methodischen Fragen. Christoph Weinrich hat durch seinen ehrenamtlichen Einsatz den Fang und die Beringung der Grauspechte ermöglicht. Mein Dank gilt Jens Oehmigen für die einzigartigen Aufnahmen, die er mit viel Ausdauer den Grauspechten abgejagt hat und die ich für meine Arbeit verwenden darf. Als treue Begleiterin auf vier Pfoten hat mich meine Naturschutzhündin Smilla mit ihrem guten Gehör unterstützt, die den schalkhaften Star immer zuverlässig vom Grauspecht zu unterscheiden vermochte und die öden Phasen in der Freilandarbeit mit ihrer überschäumenden Lebensfreude erheitert hat. Ich danke den Mitarbeitern des Niedersächsischen Forstplanungsamts Wolfenbüttel für die Herausgabe von Daten zur Bewaldungsstruktur. Darüber hinaus hat mich das Katasteramt Northeim mit der

Bereitstellung digitaler Daten unterstützt, hierfür danke ich noch einmal. Am allermeisten danke ich Dr. Tarvo Thamm für die intensive Korrekturlesung dieser Arbeit mit kritischem Blick und gewitzten Kommentaren. Ohne dich hätte ich nicht durchgehalten.

## I ZUSAMMENFASSUNG

Der Grauspecht (*Picus canus*) ist als mittelhäufige Art von Westfrankreich über Mitteleuropa und Ostrussland bis nach Japan und Sumatra verbreitet. Seit mindestens 30 Jahren ist für die Art ein rückläufiger Bestandstrend in Mitteleuropa zu beobachten, der in vielen Regionen Deutschlands stark ausgeprägt ist. Die Autökologie der Art ist weitgehend unerforscht und insbesondere über die Lebensraumstrukturen, die im Wald genutzt werden, besteht ein Wissensdefizit. Für die vorliegende Dissertation wurden Feldstudien an einem der Schwerpunktorkommen der Art im Bundesland Niedersachsen im Weser-Leine-Bergland durchgeführt. Durch Mitteleuropa verläuft die Verbreitungsgrenze des Grauspechts, die das Bundesland in einen nördlichen Abschnitt mit vereinzelt isolierten Artorkommen und in einen regelmäßig besiedelten südlichen Raum teilt. Als ursächlich für diese Trennungslinie wurde bisher die parallel verlaufende Höhengrenze von 100 Metern erachtet.

Ein Ziel dieser Dissertation ist es, empirische Kenntnisse der Habitatansprüche der Art zu gewinnen (Kapitel II). Parallel zu einer telemetrischen Untersuchung an zwei Grauspechten werden dazu Lebensräume einer größeren Zahl an Individuen der Art mittels Transektkartierung festgestellt. Die Lebensraumstrukturen werden für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse in beiden Ansätzen jeweils nach der gleichen Methodik erhoben. Aus den gewonnenen Ergebnissen werden Schlüsselfaktoren für die Lebensraumqualität herausgearbeitet. Als weitere Forschungsfrage werden in der vorliegenden Arbeit die Ursachen für die Begrenzung der Artverbreitung in Niedersachsen mit Habitatmodellierung untersucht (Kapitel III). Einen Untersuchungsaspekt stellen dabei Erfassungsfehler in nach Standard-Brutvogelmonitoring erhobenen Datensätzen dar. Um zu einer Lösung dieses gegenwärtigen methodischen Problems beizutragen, werden verschiedene Filtertechniken eingesetzt und auf ihre Eignung als Korrekturmethode der Datengrundlage bewertet. Vor dem Hintergrund der gewonnenen Erkenntnisse über die Lebensraumansprüche wird in Kapitel IV die aktuelle Naturschutzsituation der Art in Niedersachsen bewertet. Hieraus werden bestehende Defizite aufgezeigt und konkrete Handlungsempfehlungen für Schutzmaßnahmen zum Sichern und Verbessern der Überlebenssituation der Art im Bezugsraum formuliert.

Grauspechte sind schwierig systematisch im Freiland zu beobachten, weil sie sich häufig sehr verborgen und mit großen Aktionsräumen im Wald bewegen. Mit der

individuenbasierten Telemetrie der Grauspechte werden Habitatansprüche und ihre jahreszeitliche Veränderung ermittelt. In der vorliegenden Untersuchung wurden zwei Weibchen mit Japannetzen gefangen und mit Radiotelemetrie-Sendern ausgestattet. Durch eine Ortung der Tiere konnten die Lebensraumnutzungen vier beziehungsweise zwölf Monate lang abgebildet werden. Um die Habitatselektion mit weiteren Tieren vergleichen zu können, wurden in einem parallelen Untersuchungsansatz in einem 50 km<sup>2</sup> großen Gebiet um Göttingen flächendeckend Grauspechte kartiert. Dazu wurde ein systematisches Netz an parallelen Linien-Transekten dreimal begangen. Insgesamt 17 Grauspecht-Registrierungen wurden in die Analyse der genutzten Habitate einbezogen. Damit die Ergebnisse der Habitatselektion verglichen werden können, wurden die Lebensraumstrukturen in diesem Untersuchungsteil nach der gleichen Methodik erhoben, wie in der telemetrischen Erfassung. Um diese Präferenzen zu ermitteln, werden die Strukturen in den von Grauspechten genutzten Habitaten mit dem Gesamtbestand verglichen. Dementsprechend wurde eine Strukturserfassung auf jedem Registrierungspunkt des Grauspechts aus der Telemetrie bzw. Kartierung sowie auf einem systematischen Punktegitter im gesamten Gebiet vorgenommen. Im Wald wurden relevante Lebensraumstrukturen auf den Erfassungspunkten (Plots) mit Winkelzählproben und Punktentfernungsmessungen aufgenommen. Es wurden dazu die Baumartenzusammensetzung, Durchmesserklassen, Rindentypen, abgestorbene Bäume sowie Totholzanteile an lebenden Bäumen, liegendes Totholz, Pilzfruchtkörper und Baumhöhlen registriert. Bei Aufenthalt im Offenland wurden der Landschaftstyp sowie die genutzte Lebensraumstruktur registriert.

Die Ergebnisse der Habitatnutzung der telemetrisch untersuchten Grauspechte zeigen, dass Waldbereiche mit großem Anteil an Bäumen hoher Durchmesserklassen in der Lebensraumwahl bevorzugt werden. Die Auswertung des ganzjährig telemetrierten Aktionsraums ergibt den überwiegenden Aufenthalt des Tieres in der bewaldeten Landschaft (80 Prozent). Im Wald finden sich auch die Aktivitätszentren der Aktionsräume in allen Jahreszeiten mit Ausnahme des Frühlings. Eine selektive Nutzung von Grünland findet hauptsächlich während der Brutperiode statt. Die jahreszeitliche Betrachtung ergibt Veränderungen der Aktionsraumgrößen. Der Gesamtaktionsraum von einem Quadratkilometer verringert sich zur Brutzeit auf die Hälfte und ist in dieser Phase durch drei Aktivitätszentren in und an den extensiven Weideflächen geprägt. Im Winter lässt sich eine ansteigende Präferenz des ganzjährig

telemetrierten Spechts für Bäume mit hohem Stammdurchmesser und großen Totholzanteilen aufzeigen. Auch für Bäume mit einer rissigen Borke lässt sich zur Winterzeit eine stärkere Bevorzugung belegen als in den übrigen Jahreszeiten.

Die Ergebnisse zu den bevorzugten Lebensraumstrukturen aus der Kartierung stimmen mit denjenigen aus der telemetrischen Untersuchung überein. Es lässt sich eine Habitatselektion für die gleichen Durchmesser- und Totholzklassen belegen. Die Erkenntnisse zeigen die wesentlichen Lebensraumstrukturen im Wald auf, die durch Grauspechte genutzt werden: Ab Erreichen von einem Brusthöhendurchmesser von 50 cm (Starkholzgrenze) werden Bäume von Grauspechten generell bevorzugt. In den untersuchten Habitaten machen Bäume oberhalb von diesem Durchmesser durchschnittlich 4,35 Quadratmeter pro Hektar aus. Weisen Bestände dagegen einen hohen Anteil an Bäumen schwächerer Durchmesserklassen mit mehr als 8 Quadratmeter pro Hektar auf, sind sie als Lebensraum für Grauspechte nicht geeignet. In der Habitatselektion lassen sich baumartenspezifische Unterschiede feststellen. Für wenige Baumarten wie Linde, Hainbuche und Spitzahorn lässt sich bereits ab einem niedrigeren Brusthöhendurchmesser von 25 Zentimetern eine Habitatpräferenz feststellen. Für die meisten Baumarten wie Rotbuche, Esche, Eiche und Bergahorn gilt, dass der Stamm mehr als 50 Zentimeter Durchmesser betragen muss, damit er bevorzugt vom Grauspecht genutzt wird. An Totholz werden besonders Tot-Äste an vitalen Bäumen favorisiert. Darüber hinaus ergibt sich eine signifikante Präferenz für bereits abgestorbene stehende Bäume und liegendes Totholz. Eine Priorisierung der untersuchten Faktoren mit generalisierten linearen Modellen (GLMs) ergibt, dass den größten Einfluss auf die Erklärung des Vorkommens der Grauspechte im untersuchten Gebiet der Anteil an Bäumen hoher Durchmesserklassen ausübt. Als zweitwichtigster Faktor erweist sich der Anteil von Totholz im stehenden Bestand.

Abweichungen ergeben sich zwischen Ergebnissen aus Telemetrie und Kartierung für die bevorzugten Baumarten, die eine ökologische Flexibilität der Art aufzeigen. Zudem unterscheiden sich zwischen den telemetrierten und kartierten Spechten die genutzten Zerfallsstadien von liegendem Totholz. Insgesamt zeigt sich für liegendes Totholz eine geringe Bedeutung in der Nahrungssuche der Grauspechte und die unterschiedlichen Präferenzen lassen sich auf ein sehr unterschiedliches Vorkommen von diesen Totholztypen in den verglichenen Untersuchungsgebieten zurückführen.

Um die bisher ungeklärten Ursachen der Artbegrenzung des Grauspechts auf den südlichen Abschnitt Niedersachsens zu untersuchen, wurde eine Habitatmodellierung

durchgeführt. In der Mitte teilt die Verbreitungsgrenze auf der Höhe von Braunschweig das Bundesland in einen nördlichen Abschnitt mit sehr vereinzelt isolierten Artvorkommen und einen südlichen, der gleichmäßig besiedelt ist. Bisher wird diese Begrenzung der Art auf die parallele Höhengrenze von 100 Metern zurückgeführt. Der nördliche und der südliche Teil des Bundeslandes sind jedoch historisch sowohl durch eine unterschiedliche Entwaldungsgeschichte als auch durch verschieden stark ausgeprägte Grünlandverluste gekennzeichnet. Durch eine Habitatmodellierung mit der Software MaxEnt wird untersucht, welche klimatischen oder landschaftsökologischen Faktoren die Begrenzung tatsächlich erklären können. Mit diesem maschinellen Lernprogramm können Ursachen für die Artverbreitung untersucht sowie potentielle Verbreitungsgebiete allein an Hand von Artnachweisen vorhergesagt werden („Presence-only“). Demnach können nicht besiedelte Bereiche im Untersuchungsraum unbekannt sein. Der Gebietsausschnitt von 20.900 km<sup>2</sup> in Niedersachsen wurde so gewählt, dass sich die Verbreitungsgrenze in der Mitte befindet. Als Grundlage wird hierfür ein Datensatz aus einer landesweiten Grauspechtkartierung verwendet. Die Kartierung wurde nach Standard-Brutvogelmonitoring durchgeführt und weist Erhebungsfehler durch die unsystematische Erfassung auf. Hierfür werden dringend geeignete Korrekturmethode benötigt. Als methodischer Untersuchungsaspekt werden dazu verschiedene Filtertechniken an der Datenbasis angewandt und die aus den verschiedenen erzeugten Datensätzen vorhergesagten Verbreitungen durch eine Analyse der Nischenüberlappung verglichen.

Die Untersuchung von elf klimatischen und zehn landschaftsökologischen erklärenden Faktoren wurde zunächst in separaten Modellen untersucht. In einem anschließenden Selektionsprozess wurden die wichtigsten Faktoren unter Ausschluss von stark korrelierten Variablen für die kombinierten Modelle ausgewählt. Der Gesamtdatensatz aus der Kartierung wurde nach einem auf dem Aktionsraum der Art basierten Distanzkriterium gefiltert, um Mehrfachregistrierungen auszuschließen. Daraufhin wurden sowohl aus dem bereits gefilterten Datensatz als auch aus dem ursprünglichen Gesamtdatensatz jeweils eine Zufallsauswahl sowie eine räumlich zusammenhängende Auswahl an Datenpunkten getroffen. Die drei Modellvarianten („Habitat“, „Klima“ und „Kombiniert“) wurden mit jedem der resultierenden Datensätze berechnet.

Mit der Analyse der Nischenüberlappung der modellierten Artverbreitungen können die unterschiedlichen Filtertechniken bewertet werden. Es zeigen sich große Unterschiede in den vorhergesagten potentiellen Lebensräumen mit unterschiedlich gefilterten Datensätzen. Der auf dem Aktionsraum begründete Distanzfilter führt zu einer Verbesserung der Datenbasis, in dem er Mehrfachregistrierungen von Grauspechten ausschließt und damit räumliche Korrelationseffekte abmildert. Um die Verzerrungen durch die unsystematische Erhebungsmethode in diesem Datensatz zu korrigieren erweist sich dieser Filter jedoch nicht als ausreichend. Die beste Datenbasis für die Vorhersage der tatsächlichen Artverbreitung lässt sich durch die zufällige Auswahl von Grauspecht-Präsenzen aus dem aktionsraumgefilterten Datensatz im gesamten Untersuchungsgebiet schaffen. Hier reicht eine geringe Zahl von vierzig Punkten, um hervorragende Habitatmodelle zu berechnen. Die Ergebnisse zeigen mit den zwei kombinierten Filtertechniken, Distanzfilter und Zufallsauswahl, eine geeignete Korrekturmethode für das häufig bestehende Problem einer fehlerbehafteten Datengrundlage auf. Als Fazit kann daraus als Empfehlung für ein effizientes Monitoring abgeleitet werden, wenn Daten für eine Modellierung von Art-Areal-Beziehungen erhoben werden: Eine stichprobenartige Zufallserfassung im gesamten Untersuchungsgebiet eignet sich besser als die intensive Erfassung eines Teilausschnitts. Diese Methode reduziert den Monitoring-Aufwand und führt gleichzeitig zu dem geringsten Fehler in der resultierenden Datengrundlage.

Die Ergebnisse der Habitatmodellierung ergeben, dass sich die Artverbreitung des Grauspechts in Niedersachsen maßgeblich auf zwei Faktoren der Bewaldung zurückführen lässt, die insgesamt einen Modellanteil von mehr als 70 Prozent ausmachen. Als wichtigster Prädiktor für das Auftreten der Art erweist sich das Vorkommen von Laubwald. Die zweitrangige Erklärungskomponente stellt ein Bestehen der Waldstandorte seit mehr als 200 Jahren (historisch alter Wald) dar. Der Einfluss der Höhengschwelle auf die Verbreitung im Bundesland erweist sich gegenüber diesen Faktoren mit einem geringen Modellanteil von knapp 7 Prozent als gering. In den ausschließlich mit klimatischen Faktoren erzeugten Modellen ergibt sich der größte Anteil an der Erklärung der Artverbreitung aus der Anzahl an Frosttagen. Je höher diese im Gebiet ist, desto größer ist dabei die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Grauspechten. Diese Ergebnisse bekräftigen die bisherige Vermutung, dass eine größere Winterhärte der Art als Konkurrenzvorteil gegenüber dem Grünspecht besteht. In den gleichermaßen aus Habitat- und Klimafaktoren

gebildeten kombinierten Modellen haben die Landschaftsfaktoren gegenüber klimatischen Bedingungen einen bedeutenderen Einfluss auf das Vorkommen der Grauspechte. Als wichtigster Prädiktor zeigt sich in diesen Modellen das Bestehen von historisch alten Waldstandorten. Als Klimafaktor tritt als drittwichtigste Erklärungsvariable die Sonnenscheindauer in diesen Modellen stärker in den Vordergrund. Potentiell geeignetes Habitat, in dem der Grauspecht in der landesweiten Arterfassung nicht festgestellt worden war, wird im untersuchten Ausschnitt Niedersachsens lediglich mit geringer Fläche vorhergesagt. Als kleine unbesiedelte Areale finden sich potentielle Lebensräume im Bereich der Verbreitungsgrenze und sehr vereinzelt und isoliert nördlich davon.

Die Bewertung der niedersächsischen Naturschutzstrategie ergibt Defizite in der Ausweisung der für die Art prioritären Schutzgebiete. Hier besteht Verbesserungsbedarf hinsichtlich der Gebietswahl mit relevanten Schwerpunktorkommen des Grauspechts. Mit den derzeit bestehenden Naturschutzmaßnahmen kann wenig Wirkung im Hauptlebensraum Wald erzielt werden. Vor dem Hintergrund des starken Bestandsrückgangs und im Hinblick auf die aktuellen forstwirtschaftlichen Entwicklungen zeichnet sich dringender Handlungsbedarf ab, konkrete Maßnahmen für den Erhalt einer ausreichenden Habitatqualität in Wäldern festzuschreiben. Ein Großteil der Populationen siedelt in Wirtschaftswäldern, in denen sich durch Herabsetzung der Erntezieldurchmesser, den Wegfall der Eichen und Eschen in Beständen und wachsenden Druck durch den steigenden Holzbedarf eine Verschlechterung der Lebensraumbedingungen für die Art absehen lässt. Die Erkenntnisse zur äußerst selektiven Nutzung von Grünlandtypen aus dieser Untersuchung zeigen darüber hinaus weiteren Forschungsbedarf auf. Die derzeitige Strategie sieht die Förderung von Grünlandtypen vor, die nach diesen Ergebnissen ausschließlich von der Schwesterart Grünspecht genutzt wurde. Es besteht die Gefahr, dass mit einer Förderung dieser Art die Erhaltungssituation für den Grauspecht durch steigenden Konkurrenzdruck sogar verschlimmert wird.

## II SUMMARY

The grey-headed woodpecker (*Picus canus*) is a semi-frequent species distributed worldwide from West France over Central Europe and East Russia up to Japan and Sumatra. The populated habitats vary and comprise boundary-abundant deciduous wood, alluvial forest, meadow orchard, parkland and coniferous forest in high altitudes. The main diet of the woodpecker is known to be composed of ants. Scarcely more is evidenced about the species autecology. Especially in terms of fundamental habitat patterns grey-headed woodpeckers use in the forest, we have a substantial gap in knowledge. Considering the ongoing population decline since more than thirty years in parts of Central Europe that is severely concerning Germany, this is alarming. And, walking along, the causes for the species decrease are unidentified.

The study area in the Weser-Leine-Bergland contains a main occurrence of the species in Lower Saxony. A distribution border is passing at the level of Braunschweig and Hannover and separates the state into a northern part with scattered occurrences of the species and a southern part which is evenly inhabited. The elevation line of 100 meter which is running in parallel is hitherto considered as the root cause for this restriction.

Several aspects of three core issues are examined in the present study. The first aim is to gain knowledge of the habitat demands of grey-headed woodpeckers in Lower Saxony by a systematic investigation (chapter II). Based on the findings of this habitat analysis, key factors for habitat quality are identified. As a second study issue, the causes of the distribution restriction to the southern part of Lower Saxony are assessed by habitat modeling (chapter III). Different filter techniques are hereto applied to the underlying data set to point out appropriate correction methods for biased survey samples that put forth first-rate model results. As third study objective the present protection situation in the state is evaluated with the results regarding the species habitat demands (chapter IV). As an outcome, concrete recommendations for action are worked out to enhance and ensure the remaining populations of the grey-headed woodpecker in the reference area.

Grey-headed woodpeckers are difficult to be monitored systematically as they are well concealed and hard to observe. We investigate habitat demands and seasonal shifts of the home range individual based by radio telemetry. In this study, two females were

caught with mist nets and equipped with radio transmitters. The use of habitat structures could be depicted continuously throughout time periods of four respectively twelve months. In order to match the findings on habitat selection with a larger quantity of animals, grey-headed woodpecker habitats were identified extensively in a surrounding of 50 square kilometers of Göttingen with a systematic line transect survey. A parallel net of line transects at a distance of 300 meters was walked along three times, leading to 17 occurrences of the target species. The habitat structures were recorded using the same system as in the telemetry investigative approach. Habitat selection was assayed by the comparison of the habitat structures recorded at the habitat locations with the general appearance of these structures in the study area. The latter was determined by a defined systematic grid of sample plots throughout a larger range than the inhabited space in the study area. The habitat structures of potential relevance recorded were the composition of tree species, diameter classes, bark types and amount of dead wood of trees. Furthermore dead standing trees and laying dead wood, fungal fruiting bodies and cavities were registered. For locations in the open territory, the landscape type as well as the utilized structure were documented.

The results of habitat exploitation of the grey-headed woodpeckers investigated with radio telemetry indicate a general preference of forest with a large amount of trees with large diameters. The animal tracked throughout an entire year resided predominantly (80 percent) within forest. This is where the activity center is located in all seasons with the exception of spring. During the latter period, which is presenting the breeding cycle, extensively grazed meadows are highly frequented for foraging. The usage of grassland turns out to be strongly selective. The year-round home range comprises one square kilometer and shrinks to the half during the breeding season and is characterized by three centers of activity located at extensive grassland. During the winter season an increase of habitat selection for trees of large stem diameter and parts of dead wood is significant. Simultaneously the preference for trees with fissured bark is more pronounced within that season.

The compared results of habitat selection from the transect survey, being premised on a number of 8-9 breeding pairs, confirm the habitat selection concerning stem diameter and dead wood types. The results highlight the substantial habitat structures that are utilized by the grey-headed woodpeckers in the forest. In general trees are preferred when the stem diameter exceeds the threshold of 50 centimeter. In the examined

habitats these trees amount 4,35 square meters per hectare on average. In contrast, forest stands with a high proportion of trees below that stem diameter of 50 centimeter are avoided. The basal area of these trees should not surpass 8 square meters in a grey-headed woodpecker living space. In regard to tree species, distinctions can be identified between the preferred stem diameters. For few species as linden, hornbeam and Norway maple a preference from low stem diameter of 25 centimeter is detected. For most of the tree species as common beech, ash, oak and sycamore maple the stem has to amount more than the general threshold diameter of 50 centimeter. Dead wood is favored particularly in the form of dead branches both broken and preserved as a whole. Died off trees and lying dead wood are in addition preferred in habitat choice.

An evaluation of the surveyed factors for habitat selection yield that the main influence on the occurrence of grey-headed woodpeckers at the investigated study sites was contributed by the amount of trees of high stem diameter. Of secondary importance in the models was the amount of dead wood in the standing stock.

Discrepancies are found in terms of habitat selection between the radio-tagged and the transect-monitored animals in terms of the preferred tree species and concerning the stage of decay of lying dead wood. The underlying cause for the selection of other stages of decay appears to be the different abundance of dead wood in these stages of decay between the sections of the study area. The results highlight the influence of habitat composition on habitat selection and show the target species' ecological flexibility in different habitats.

In order to investigate the unexplained causes of the species limitation to the southern part of Lower Saxony, species distribution modeling (SDM) was performed. The distribution border of the grey-headed woodpecker is dividing Germany in parallel with the altitude swell of 100 meters into a southern sector which is evenly inhabited and a northern sector with scattered occurrences of the species. The causes of that limitation cannot be explained out of our hitherto knowledge and has so far been traced to the highland limit. Nonetheless, the deviating landscape development in these regions, a vigorous historical deforestation up to the 15th century and a more pronounced loss of pasture land concerning the northern sector, may have caused a disappearing of the species. Against this backdrop, we surveyed the influence of landscape and climate on the distribution of the grey-headed woodpecker employing the machine learning software MAXENT. Effects of climate and habitat factors are initially examined in

separate models and subsequently following a selection process in combined models. The presence data dates back to a statewide monitoring of grey-headed woodpeckers in 2005. Standard bird monitoring for the species schedules territory mapping including tape-luring. The weakness of that system results in a data set collected unbalanced over space coincident with oversampling by multiple counts of individuals trailed by tape-lures. As a consequence the data base contains, as often in surveys, unquantified sampling bias that severely affects accuracy of models and represents a recent problem that requires appropriate quantifying and correcting techniques. In order to counter these deficiencies we apply different filter modes to the data and compare the performance relating to model improvement. To exclude multiple counts of individuals, the total presence records ( $n = 317$ ) were selected by distance between locations based on the species-specific home range (ecological filter). Further filtering was conducted to the two resulting datasets: on the one hand by random selection throughout the whole study area and on the other hand by selection of spatially clustered species registrations forty locations in each case were selected. The six resulting compositions of species records were implemented for the three model variants: habitat factors solely, climate factors solely and combined habitat and climate factors. To enhance the evaluation of model performance, the extent of niche overlap between predicted distributions from different models was calculated additionally to comparing the prevalent area under the "Receiver Operating Characteristic" curve (AUC).

The results show large disparities of predicted distribution of the species modeled with the differently filtered datasets. The ecological filter by home range based distance improves accuracy of distribution forecast of the models by reducing effects of spatial autocorrelation but turns out to be not sufficient by itself. The best model accuracy is achieved with the dataset which is chosen randomly out of the distance filtered presence records. With a number of only forty presences the predicted species distribution matches excellently the realized prevalence in the study area. The same number of species records in a spatially restricted section proves in contrast not sufficient to model species occurrence for the total area under investigation which show a singular model fit but a poor match between real and predicted distributions. The implemented analysis of niche overlap of the modeled geographic distribution proves to be an appropriate tool to evaluate performance of different model variants. In conclusion, the combination of ecologically backed up filtering and the equalizing

random choice can be recommended as efficient correction tool for biased datasets. In view of efficient species monitoring in purpose of SDM can be derived that a selective random sampling can put forth a better data base compared to the intensive monitoring approach and outline its applicability as a time and cost reducing method of data collection.

The evaluation of underlying causes of the distribution of grey-headed woodpeckers in Lower Saxony reveals two main forestation factors joint explaining 70 percent of the species distribution in the models. The most important predictor turns out to be the forest type with a distinct bonding of the woodpecker species to deciduous forest. Of secondary rank for predicting the distribution a permanence of forestation exceeding more than 200 years (historic ancient forest) emerges. For the influence of the altitude on the species occurrence the models document a marginal share of 7 percent. In the sole climate models the duration of the frost period appears as the main predictor while the other variables show a low impact on the distribution. As a high number of frost days prove to favor the occurrence of grey-headed woodpeckers the findings confirm previous assumptions. Accordingly a winter reliance of the species is considered as a competitive advantage towards the green woodpecker. In the models combined of both habitat-related and climate factors the primal have more importance than the latter. Historic ancient forest ranks as predictor with greatest relevance in these models followed by forest type and the sunshine duration constitutes the third important predictor. The extent of area predicted as suitable habitat beyond the surveyed occurrence of the species are quite low and show few uninhabited territories in the range of the distribution border. More northern we find suitable habitat only as few lowly scattered fragments indicating that the exploitable area is mainly occupied.

The evaluation of the protection strategy of Lower Saxony uncovers shortcomings concerning the choice of priority reserves for the target species. They cover only a small part of the population and do not include the main occurrences in the state. A rating of the provided protection measures illustrates that their effect on the essential habitat component forest is poor. Beyond that at least 42 percent of the population of grey-headed woodpeckers in the state colonize commercial forest. In view of the severe population decline and the current economic development of forestry a need for action becomes apparent. The insights in the very selective choice of grassland types demonstrate in addition a further need for research, as the current protection strategy targets the advancement of grassland types for which in this study utilization

by green woodpeckers alone could be proved. Hereby the pressure of competition on the grey-headed woodpecker may even raise.

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
<b>I Zusammenfassung .....</b>	<b>I</b>
<b>II Summary .....</b>	<b>VII</b>
<b>III Abkürzungen.....</b>	<b>XIX</b>
<b>IV Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>XXII</b>
<b>V Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>XXVII</b>
<b>Kapitel 1: Status des Grauspechts und Forschungsbedarf.....</b>	<b>1</b>
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>2</b>
1.1 Autökologie.....	3
1.2 Bestandessituation der Art.....	4
1.3 Forschungsbedarf und Kernfragen .....	7
<b>Kapitel 2: Habitatanalyse durch Telemetry und Kartierung.....</b>	<b>9</b>
<b>1 Untersuchungsziele und Kernfragen.....</b>	<b>10</b>
<b>2 Material und Methoden .....</b>	<b>12</b>
2.1 Charakterisierung und Lage des Untersuchungsgebiets .....	12
2.1.1 Untersuchungsgebiet Göttinger Umland.....	12
2.1.2 Stadforst Göttingen.....	13
2.1.3 Spechtvorkommen im Untersuchungsgebiet .....	14
2.2 Radiotelemetry .....	15
2.2.1 Fang und Besenderung .....	15
2.2.2 Telemetry Ortung .....	17
2.2.3 Erfassung der Lebensraumstrukturen .....	18
2.3 Transektkartierung.....	18
2.4 Erfassung der Waldbestandsstrukturen.....	21
2.4.1 Stehender Bestand.....	21
2.4.2 Liegendes Totholz .....	23
2.4.3 Punktentfernungsmessung.....	23

---

2.5	Auswertung und Statistik .....	24
2.5.1	Statistische Methoden .....	24
2.5.2	Auswertung .....	25
<b>3</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>27</b>
3.1	Untersuchungsgebiet.....	27
3.2	Telemetrie .....	28
3.2.1	Vergleich der Fangmethoden .....	28
3.2.2	Fang und Besenderung .....	29
3.2.3	Ortung der Tiere .....	30
3.3	Individuenbasierte Betrachtung der Habitatselektion.....	31
3.3.1	Landschaftsnutzung .....	31
3.3.2	Beobachtete Nutzung von Bestandsstrukturen .....	34
3.4	Aktionsräume.....	38
3.4.1	Bewegungen eines Grauspecht-Weibchens im Aktionsraum .....	43
3.4.2	Jahreszeitliche Veränderung des Aktionsraums.....	43
3.5	Habitatselektion der telemetrierten Grauspechte.....	48
3.5.1	Durchmesserklassen .....	49
3.5.2	Stehendes Totholz im Bestand.....	50
3.5.3	Rindenstruktur .....	51
3.5.4	Baumarten .....	52
3.5.5	Liegendes Totholz .....	57
3.5.6	Jahreszeitliche Veränderung der Habitat-Nutzung .....	58
3.5.6.1	Stehendes Totholz .....	59
3.5.6.2	Rindentypen .....	60
3.5.6.3	Baumarten.....	61
3.6	Kartierung mit Linien-Transekte .....	63
3.7	Habitatselektion der erfassten Grauspechte im Leinebergland .....	65
3.7.1	Landschaftsnutzung .....	65

---

3.7.2	Durchmesserklassen .....	66
3.7.3	Stehendes Totholz.....	68
3.7.4	Rindenstruktur .....	69
3.7.5	Baumarten .....	71
3.7.5.1	Erle.....	73
3.7.5.2	Roßkastanie .....	73
3.7.5.3	Elsbeere .....	73
3.7.5.4	Rotbuche.....	73
3.7.5.5	Esche .....	75
3.7.5.6	Linde .....	76
3.7.5.7	Eiche .....	76
3.7.5.8	Hainbuche.....	78
3.7.5.9	Wildkirsche.....	78
3.7.5.10	Feldahorn .....	78
3.7.5.11	Spitzahorn .....	79
3.7.5.12	Bergahorn .....	79
3.7.5.13	Birke.....	79
3.7.6	Liegendes Totholz .....	80
3.7.7	Bäume mit Höhlen und Pilzkonsolen.....	81
3.7.8	Verengung des Probekreises .....	81
3.7.8.1	Bestandsstruktur .....	81
3.7.8.2	Stehendes Totholz .....	82
3.7.8.3	Baumarten.....	83
3.7.8.4	Zentrum der Grauspecht-Registrierungen.....	84
3.8	Generalisiertes Lineares Modell .....	85
<b>4</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>88</b>
4.1	Fang und Besenderung - Methodenbetrachtung .....	88
4.2	Aktionsraum .....	89

---

4.3	Jahreszeitliche Veränderung des Aktionsraums.....	91
4.4	Habitatselektion in der Landschaftsnutzung.....	92
4.5	Habitatselektion innerhalb des Waldes.....	94
4.5.1	Starkholzanteil.....	95
4.5.2	Totholz im stehenden Bestand.....	96
4.5.3	Rindenstruktur.....	98
4.5.4	Baumarten.....	99
4.5.5	Liegendes Totholz.....	101
4.5.6	Höhlenbäume und Pilzfruchtkörper.....	102
4.6	Gewichtung der Einflussfaktoren.....	102
4.7	Bedeutung von Ameisen für die Habitatselektion.....	103
4.8	Beziehung zu anderen Spechtarten.....	105
4.9	Fazit der Habitatanalyse: Schlüsselfaktoren für die Lebensraumqualität ..	105
<b>Kapitel 3: Untersuchung der niedersächsischen Verbreitungsgrenze mit Habitatmodellen.....</b>		<b>110</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung und Untersuchungsziele.....</b>	<b>111</b>
<b>2</b>	<b>Material und Methoden.....</b>	<b>114</b>
2.1	Untersuchung der Verbreitungsgrenze mit MaxEnt.....	114
2.2	Untersuchungsgebiet für die Modellierung.....	114
2.3	Daten und Einflussfaktoren.....	116
2.4	Habitatvariablen.....	116
2.5	Klimavariablen.....	117
2.6	Kombinierte Modelle.....	118
2.7	Modellvarianten und Datensatzauswahl.....	118
2.8	Vergleich der Modelle.....	123
<b>3</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>124</b>
3.1	Vergleich der Modellvarianten.....	124
3.2	Vergleich der Datensätze.....	124

---

3.3	Erklärung der Grauspechtverbreitung aus den Habitatmodellen .....	129
3.4	Erklärung der Grauspechtverbreitung aus den Klimamodellen .....	131
3.5	Erklärung der Grauspecht-Verbreitung aus den kombinierten Modellen ...	132
3.6	Vorhersage von geeignetem Habitat .....	133
<b>4</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>136</b>
4.1	Erhebung von Monitoringdaten für Habitatmodellierungen.....	136
4.2	Geeignetes Habitat im Bundesland Niedersachsen .....	140
4.3	Einfluss der Prädiktoren auf die Verbreitung .....	141
	<b>Kapitel 4: Analyse der Situation des Grauspechts in Niedersachsen .....</b>	<b>144</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung und Untersuchungsziele.....</b>	<b>145</b>
<b>2</b>	<b>Situation des Grauspechts in Niedersachsen.....</b>	<b>146</b>
2.1	Schutzgebietsabdeckung .....	146
2.2	Naturschutzstrategie in Niedersachsen.....	148
2.3	Habitat-Situation des Grauspechts .....	151
2.3.1	Der Wirtschaftswald als Lebensraum .....	151
2.3.2	Die Hauptbaumart Rotbuche .....	154
2.3.3	Die Krise der Esche.....	155
2.3.4	Einmischung von Baumarten.....	156
2.3.5	Totholz.....	157
2.3.6	Offenland.....	159
2.4	Prioritäre Schutzmaßnahmen für den Grauspecht in Niedersachsen.....	160
<b>3</b>	<b>Synthese und Ausblick .....</b>	<b>162</b>
<b>VI</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>163</b>
<b>VII</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>177</b>
1	Tabelle der Baumarten .....	177
2	Spechtarten im Untersuchungsgebiet .....	178
2.1	Übersicht aller Spechtarten im Untersuchungsgebiet.....	178
2.2	Übersichtskarte der Spechtarten im Untersuchungsgebiet.....	179

---

2.3	Grauspecht und Grünspecht.....	180
2.4	Populationsveränderung im Untersuchungsgebiet .....	180
2.5	Klangattrappenreaktion.....	181
3	Habitatmodellierung .....	181
3.1	GLM Modell-Koeffizienten.....	181
3.2	Habitatmodelle: Liste der verwendeten Daten .....	181
3.3	Modellvergleich nach AUC.....	184
	Curriculum Vitae .....	185

### III ABKÜRZUNGEN

A	Anting („Ameisenbaden“)
Abb	Abbildung
AIC	Akaike Information Criterion
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
AUC	Area under the curve
B	Balz
BA	Baumart
BHD	Brusthöhendurchmesser
BP	Brutpaare
BR	Balzrufe, Revierrufe
Cgw	C: Güteklasse für Rohholz, gw: geringwertig
D	Durchmesserklasse
Dist	Distanz
EK	Enger Kreis (100m)
FI	fliegend, überfliegend
FFH	Fauna-Flora-Habitat
Frühl.	Frühling
G	Gesamtbestand
GF	Grundfläche
GIS	Geographische Informationssysteme
GL	Grünland
GLM	Generalisiertes Lineares Modell
GP	Gefiederpflege

---

GPCC_DI	Global Precipitation Climatology Centre drought index
GW	Grauspecht-Weibchen
H	Habitat
HK	Hacken (wenn dies dem Anschein nach nicht dem Nahrungserwerb diene, z.B.Übersprungshacken in Konfliktsituationen)
HB	Höhlenbau
K	Kampf
KI	Konfidenzintervall
KL	Klauben zum Nahrungserwerb (absammeln von der Oberfläche der Rinde/Zweige oder Blätter)
KW-Test	Kruskal-Wallis-Test
LB	Lebender Baum
LGNL	Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen
LTH	Liegendes Totholz
M	Magerrasen
MCP	Minimum Convex Polygon
MW	Mittelwert
MWU	Mann-Whitney U-Test
NH	Aufhacken zum Nahrungserwerb
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
QAIC <sub>c</sub>	corrected quasi-Akaike Information Criterion
ROR	Relative Occurrence Rate

---

RP	Registrierungspunkt
S	„Sitzend“ (an einer Stelle, ruhend oder verharrend)
SD	Standardabweichung
SEM	Standard error of the mean
SN	Signifikanzniveau
Som.	Sommer
ST	Stochern zum Nahrungserwerb
STH	Stehendes Totholz
T	Trommeln
Tab	Tabelle
TB	Toter Baum
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
V	Verstecken
W	Wald
Wint.	Winter
WK	Weiter Kreis (200m)
WR	Warnruf
Z	Zentrum (Registrierungspunkt)

## IV ABBILDUNGSVERZEICHNIS

<i>Abb. 1: Langfristige Populationstrends des Grauspechts in Europa, Abbildung nach BirdLife 2016 .....</i>	5
<i>Abb. 2: Graphische Darstellung der Populationsveränderung von 1980 bis 2008, aus dem Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005 - 2008 (Krüger et al. 2014) .....</i>	7
<i>Abb. 3: Geographische Darstellung der Lage der Untersuchungsausschnitte „West“ nordwestlich von Göttingen, „Ost“ südöstlich von Göttingen, rot eingerahmt</i>	13
<i>Abb. 4: Geographische Darstellung des Untersuchungsgebiets Göttinger Stadtwald .....</i>	14
<i>Abb. 5: Foto einer Fangstelle mit Futterködern (links) und davor aufgespanntem Japannetz.....</i>	16
<i>Abb. 6: Schematische Darstellung eines Telemetrie- senders mit Beinschlaufen ....</i>	17
<i>Abb. 7: Schematische Darstellung der Erfassungspunkte der Waldstruktur (Plots) um den Registrierungspunkt (RP) im 100 m Radius (EK) und 200 m Radius (WK) .....</i>	20
<i>Abb. 8: Darstellung der Grundflächenmittelwerte [<math>m^2/ha</math>] nach Durchmesserklassen (D) in den Segmenten des Untersuchungsgebiets .....</i>	27
<i>Abb. 9: Mit Sendern ausgestattete Grauspecht-Weibchen in Groß Schneen (links) und im Stadtwald Göttingen (rechts) .....</i>	29
<i>Abb. 10: Nutzung der Landschaftstypen nach Jahreszeit (GW2); <math>n=266</math> .....</i>	32
<i>Abb 11: Häufigkeit der direkten Beobachtungen von Nahrungsaufnahme nach Landschaftstyp am GW2 .....</i>	33
<i>Abb. 12: Verhaltensbeobachtungen an den beiden besenderten Weibchen (<math>n=67</math>). 35</i>	
<i>Abb. 13: Foto einer mehrmals zur Nahrungssuche im Winter genutzte mehrstämmige Bruchweide (Salix fragilis) .....</i>	36
<i>Abb. 14: Geographische Darstellung der Registrierungen GW1 (als rote Punkte dargestellt) und MCP100 Kontur (rot gerahmt).....</i>	39
<i>Abb. 15: Geographische Darstellung des Aktionsraums des GW1 (gestrichelte Fläche) nach MCP100 ohne Siedlungspunkt, Registrierungen als rote Punkte dargestellt.....</i>	40
<i>Abb. 16: Geographische Darstellung des Aktionsraums des GW2 nach Berechnung mit MCP 100% (rote Kontur) und Verteilung der Registrierungspunkte (rot) .....</i>	41
<i>Abb. 17: Geographische Darstellung des Aktionsraums GW2 Vergleich von MCP100%, MCP95% und Kernel, als schwarze Linienbögen zu sehen .....</i>	42

<i>Abb. 18: Geographische Darstellung der Überschneidung der jahreszeitlichen Aktionsräume des GW2 (MCP 100%) .....</i>	<i>44</i>
<i>Abb. 19: Geographische Darstellung der Verschiebung von Aktivitätszentren (nach Kernelberechnung) zwischen Winter und Brutperiode (Frühling) .....</i>	<i>45</i>
<i>Abb. 20: Geographische Darstellung der Verschiebung der genutzten Aktionsräume zwischen Winter und Brutperiode (Frühling) MCP (100%) .....</i>	<i>46</i>
<i>Abb. 21: Geographische Darstellung der Aktivitätszentren (nach Kernelberechnung) zwischen Sommer und Herbst.....</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 22: Geographische Darstellung der Verschiebung der Aktionsräume zwischen Sommer und Herbst MCP (100%) .....</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 23: Vorkommen der Durchmesserklassen im Gesamtbestand (G) und Grauspecht-Habitat (H), Mittelwerte (MW) mit Standardfehler (SEM) .....</i>	<i>49</i>
<i>Abb. 24: Vorkommen von Bäumen nach Anteil von Totholz im Gesamtbestand (G) und Grauspecht-Habitat (H), Mittelwerte (MW) der Grundflächen mit Standardfehler .....</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 25: Vorkommen von Linden mit unterschiedlicher Rindenstruktur im gesamten Bestand (G) und im Grauspecht-Habitat (H) mit Standardfehler .....</i>	<i>54</i>
<i>Abb. 26: Graphische Darstellung des prozentualen Vorkommens der Rotbuche der Durchmesserklasse 4 im Grauspecht-Habitat und Gesamtbestand, LB=Lebender Baum, TB=Toter Baum, Grundflächenwerte als Beschriftungen in m<sup>2</sup>/ha .....</i>	<i>55</i>
<i>Abb. 27: Graphische Darstellung der Grundflächen von BHD-Gruppen in den Jahreszeiten im Grauspecht-Lebensraum mit Standardfehler.....</i>	<i>58</i>
<i>Abb. 28: Jahreszeitlich signifikant unterschiedlich genutzte Baumarten.....</i>	<i>62</i>
<i>Abb. 29: Geographische Darstellung der Grauspecht-Registrierungen (rote Punkte) aus der 2016 durchgeführten Transekt-Erfassung im Untersuchungsgebiet „West“ .....</i>	<i>64</i>
<i>Abb. 30: Geographische Darstellung der Grauspecht-Registrierungen (rote Punkte) aus der 2016 durchgeführten Transekt-Erfassung im Untersuchungsgebiet "Ost" ...</i>	<i>65</i>
<i>Abb. 31: Darstellung des relativen Verhältnisses der mittleren Grundfläche von Grauspecht-Habitat zu Gesamtbestand in den einzelnen Durchmesserklassen .....</i>	<i>67</i>
<i>Abb. 32: Darstellung des Vorkommens von stehendem Totholz (STH) aller Typen nach BHD-Gruppen im Grauspecht-Habitat (H) gegenüber dem Gesamtbestand (G) mit Standardfehler .....</i>	<i>69</i>
<i>Abb. 33: Foto links: schwachrissige Borke an Esche, Furchung &lt; 1,5 cm. Foto rechts: tiefrissige Borke an Eiche, Furchung &gt; 1,5 cm .....</i>	<i>70</i>
<i>Abb. 34: Relatives Mehrvorkommen von liegendem Totholz im Habitat (H) gegenüber dem Gesamtbestand (G) nach Rindenrissigkeit .....</i>	<i>71</i>

<i>Abb. 35: Signifikante Grundflächenunterschiede von Baumarten im Habitat (H) und Gesamtbestand (G) mit Standardfehler.....</i>	<i>72</i>
<i>Abb. 36: Vorkommen der Rotbuche nach Durchmesserklassen im Grauspecht-Habitat (H) und Gesamtbestand (G), mittlere Grundflächen mit Standardfehler.....</i>	<i>74</i>
<i>Abb. 37: Vorkommen der Esche nach Durchmesserklasse im Grauspecht-Habitat (H) und Gesamtbestand (G), Mittelwert der Grundflächen mit Standardfehler.....</i>	<i>75</i>
<i>Abb. 38: Grauspecht-Männchen bei der Nahrungssuche an Spitzahorn im Winter (Foto: Jens Oehmigen).....</i>	<i>79</i>
<i>Abb. 39: Vergleich von liegendem Totholz in Stammzahlen/ha nach Zerfallsstadien in Habitat (H) und Gesamtbestand (G), MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95.....</i>	<i>80</i>
<i>Abb. 40: Grundflächenvorkommen in Durchmesserklassen (D) im Gesamtbestand (G), weiten Kreis (WK), engen Kreis (EK) und Zentrum (Z) der Grauspecht-Registrierungen mit Standardfehler.....</i>	<i>82</i>
<i>Abb. 41: Mittlere Grundfläche von Bäumen mit starken Tot-Ästen und Astabbrüchen bei Verengung des Probekreises mit Standardfehler.....</i>	<i>82</i>
<i>Abb. 42: Vorkommen der Eiche im Gesamtbestand (G), weiteren Probekreis (WK), engeren Probekreis (EK) und Zentrum der Grauspecht-Registrierung (Z): Mittelwerte der Grundflächen mit Standardfehler.....</i>	<i>84</i>
<i>Abb. 43: Graphische Darstellung der Modellanzahl, an denen die Prädikatoren Anteil haben: Brusthöhendurchmesser (BHD)&gt;100cm, Stehendes Totholz (STH) Alle (gesamt) und &gt;100cm, Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD).....</i>	<i>87</i>
<i>Abb. 44: Geographische Darstellung des modellierten Gebietsausschnitts aus Niedersachsen, Grauspecht-Verbreitung 2005 (rote Punkte) und Verbreitungsgrenze der Art sowie Verlauf der 100 m - Höhenlinie.....</i>	<i>115</i>
<i>Abb. 45: Darstellung des Modellbildungsverfahrens.....</i>	<i>121</i>
<i>Abb. 46: Geographische Verteilung der Grauspecht-Präsenzen in den verschiedenen Datensätzen, die jeweils ungefiltert und gefiltert in die Modellierung eingehen.....</i>	<i>122</i>
<i>Abb. 47: Vergleich der durchschnittlichen AUC-Werte der berechneten Modelle mit den verschiedenen Datensätzen mit Trendlinie, Standardabweichung als Fehlerbalken.....</i>	<i>124</i>
<i>Abb. 48: Geographische Darstellung der modellierten Grauspechtverbreitung ausschließlich aus Habitatvariablen mit den verschiedenen Datensätzen.....</i>	<i>125</i>
<i>Abb. 49: Geographische Darstellung der modellierten Grauspechtverbreitung ausschließlich aus Klimavariablen mit den verschiedenen Datensätzen.....</i>	<i>127</i>

<i>Abb. 50: Änderung der vorhergesagten Präsenzwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Faktor Waldtyp bei Konstanz aller weiteren Habitatvariablen, Mittelwerte (logistisch) über 100 Replikationen in den Habitatmodellen, ± Standardabweichung</i>	129
<i>Abb. 51: Änderung der vorhergesagten Präsenzwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Faktor „Alter Wald“ bei Konstanz aller weiteren Habitatvariablen, Mittelwerte (logistisch) über 100 Replikationen in den Habitatmodellen, ± Standardabweichung</i>	130
<i>Abb. 52: Beitrag der Klimavariablen in Prozent in den berechneten Modellen (T = Temperatur, BodTemp03 = Bodentemperatur im März, JaehNS10/20/30 = Anzahl der Tage mit jährlichem Niederschlag von &gt;10/20/30mm)</i>	132
<i>Abb. 53: Beitrag der Klima- und Habitatvariablen in Prozent in den berechneten Modellen (JaehNS10 = Anzahl der Tage mit jährlichem Niederschlag von &gt;10mm)</i>	133
<i>Abb. 54: Geographische Darstellung des potentiellen Verbreitungsgebiets (grün) des Habitatmodells mit Aktionsraum-gefiltertem Zufallsdatensatz, Schwellenwert T=Minimum training presence logistic threshol</i>	134
<i>Abb. 55: Geographische Darstellung des potentiellen Verbreitungsgebiets (grün) des kombinierten Modells mit Aktionsraum-gefiltertem Zufallsdatensatz, Schwellenwert T=Minimum training presence logistic threshol</i>	134
<i>Abb. 56: Geographische Abbildung der Grauspechtfunde (rote Punkte) der landesweiten Kartierung in Niedersachsen und Lage der Schutzgebiete: FFH-Gebiete (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) und EU-Vogelschutzgebiete</i>	146
<i>Abb. 57: Geographische Abbildung der Grauspechtfunde (rote Punkte) in Niedersachsen und Lage der Schutzgebiete, in der Picus canus wertbestimmende Art ist (gelb hervorgehoben)</i>	147
<i>Abb. 58: Rotbuche mit Schadstelle im Grauspecht-Habitat</i>	154
<i>Abb. 59: Durch Ameisen besiedelter Totholzstumpf im Grauspecht-Habitat Groß Schneen</i>	158
<i>Abb. 60: Grünspechtmännchen (links) und Grauspechtmännchen auf der extensiven Weidefläche im Göttinger Stadtwald, Foto: Jens Oehmigen</i>	159
<i>Abb. 61: Geographische Darstellung der Registrierung aller Spechtarten aus der Kartierung im Sektor "West"</i>	179
<i>Abb. 62: Geographische Darstellung der Registrierung aller Spechtarten aus der Kartierung m Sektor "Ost"</i>	179
<i>Abb. 63: Geographische Darstellung des Vorkommens von Picus canus (Punkte rot) und Picus viridis (Punkte hellgrün) im Sektor Göttingen West aus der Transektkartierung im 300 m-Netz</i>	180

---

<i>Abb. 64: Geographische Darstellung der Brutpaarveränderung zwischen 2005 und 2015 südlich von Göttingen .....</i>	<i>180</i>
--	------------

## V TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tab. 1: Übersicht der registrierten Verhaltensweisen mit Abkürzungen .....</i>	18
<i>Tab. 2: Durchmesserklassen nach BHD.....</i>	21
<i>Tab. 3: Beurteilung der Außenrinde für Rindentypen .....</i>	22
<i>Tab. 4: Totholzklassifizierung für erfasste Bäume .....</i>	22
<i>Tab. 5: Kategorien für das Zersetzungsstadium von liegendem Totholz.....</i>	23
<i>Tab. 6: Übersicht der jahreszeitlichen Präferenz und Meidung von Landschaftstypen mit Ivlev-Index: -1 = vollständige Meidung bis 1 = vollständige Bevorzugung .....</i>	34
<i>Tab. 7: Beobachtungen (N) zur Nahrungssuche an Bäumen nach Brusthöhendurchmesser [cm].....</i>	35
<i>Tab. 8: Beobachtungen (n) zur Nahrungssuche an Bäumen nach Brusthöhendurchmesser [cm].....</i>	37
<i>Tab. 9: Aktionsraumgrößen der beiden Weibchen über den gesamten Untersuchungszeitraum; MCP = Minimum Convex Polygon, n = Anzahl der Beobachtungen, *Homerange ohne Siedlungspunkt.....</i>	38
<i>Tab. 10: Bewegungen des Grauspecht-Weibchens 2 (GW2) im Homerange nach Jahreszeiten, Anzahl der Beobachtungen (n), Mittelwert (MW), Min. und Max. [m] mit Standardabweichung (SD).....</i>	40
<i>Tab. 11: Bewegungen des Grauspecht-Weibchens 2 (GW2) im Homerange nach Jahreszeiten, Mittelwert (MW), Min. und Max. [m] mit Standardabweichung (SD) ...</i>	43
<i>Tab. 12: Übersicht jahreszeitlicher Aktionsraumgrößen des GW2 nach MCP 100%, 95% und Kernel (Density) mit Glättungsfaktor h; N = Anzahl der Ortungen .....</i>	44
<i>Tab. 13: Übersicht der jahreszeitlichen Nutzungspräferenz verschiedener Landschaftstypen nach Ivlev-Index: -1=vollständige Meidung bis 1: vollständige Bevorzugung .....</i>	48
<i>Tab. 14: Ergebnis MWU-Test: Bevorzugte Durchmesserklassen (Brusthöhendurchmesser in cm), G=Gesamtbestand (n=599), H=Grauspecht-Habitat (n=150), Mittelwerte (MW) der Grundflächen [m<sup>2</sup>/ha], unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95 .....</i>	50
<i>Tab. 15: Bevorzugung von Rindentypen in der Lebensraumwahl, Mittelwerte (MW) der Grundflächen [m<sup>2</sup>/ha], G=Gesamtbestand (n=599), H=Grauspecht-Habitat (n=150), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, SN=Signifikanzniveau.....</i>	52

<i>Tab. 16: Übersicht des Baumartenvorkommens im Grauspecht-Lebensraum, Mittelwerte (MW), Ergebnisse des MWU-Tests, <math>n(G)=599</math>; <math>n(H)=150</math>; <math>G</math>=Gesamtbestand, <math>H</math>=Habitat, <math>SN</math>=Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	52
<i>Tab. 17: Mittleres Grundflächenvorkommen [<math>m^2/ha</math>] von Eschen nach Totholzanteilen im Grauspecht-Habitat (<math>H</math>) und Gesamtbestand (<math>G</math>), unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math>, <math>SN</math>: Signifikanzniveau, <math>MW</math>: Mittelwert.....</i>	56
<i>Tab. 18: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Vergleichs mit anschließendem Post-hoc-Test von Grundflächen [<math>m^2/ha</math>] in BHD-Gruppen nach Jahreszeiten im Habitat (<math>H</math>) und Gesamtbestand (<math>G</math>), unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	59
<i>Tab. 19: Unterschiede des Vorkommens von Totholz an lebenden Bäumen (<math>LB</math>): <math>MW</math> in <math>m^2/ha</math> nach Jahreszeiten im Grauspecht-Lebensraum, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	60
<i>Tab. 20: Vorkommen von Bäumen unterschiedlicher Rindentypen nach Jahreszeit, <math>MW</math> Grundfläche [<math>m^2/ha</math>] und Signifikanzniveau im Kruskal-Wallis-Vergleich mit Post-hoc-Test, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math>.....</i>	61
<i>Tab. 21: Vergleich der Grundflächen [<math>m^2/ha</math>] von Baumarten im Grauspecht-Lebensraum nach Jahreszeit, Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Test mit Post-hoc Vergleich, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math>.....</i>	63
<i>Tab. 22: Übersicht der Landschaftsnutzung von Wald und angrenzenden Landschaftstypen im Habitat (<math>H</math>; <math>N=23</math>) gegenüber nicht besiedeltem Gebiet (<math>G</math>; <math>N=21</math>); Berührungsbereiche Wald-Grünland (<math>W/GL</math>) und Wald-Magerrasen (<math>W/M</math>), unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math>, <math>MW</math>: Mittelwert, <math>SN</math>: Signifikanzniveau .....</i>	66
<i>Tab. 23: Übersicht der Grundflächen [<math>m^2/ha</math>] im Habitat (<math>H</math>) und Gesamtbestand (<math>G</math>) nach BHD, <math>SN</math> = Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	67
<i>Tab. 24: Präferenz von stehendem Totholz, <math>SN</math>=Signifikanzniveau, <math>MW</math>=Mittelwert, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	68
<i>Tab. 25: Übersicht der mittleren Grundflächen [<math>m^2/ha</math>] im Habitat (<math>H</math>) und Gesamtbestand (<math>G</math>), <math>SN</math>= Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math> .....</i>	72
<i>Tab. 26: Bevorzugung der Rotbuche nach Totholzanteilen im Gesamtbestand (<math>G</math>) und Habitat (<math>H</math>), Mittelwerte (<math>MW</math>) der Grundflächen in <math>m^2/ha</math>, unteres Konfidenzintervall (95%): <math>KI-95</math> und oberes Konfidenzintervall (95%): <math>KI+95</math>, <math>SN</math>=Signifikanzniveau.....</i>	74

<i>Tab. 27: Übersicht der Grundfläche von Eichen [m<sup>2</sup>/ha] nach Totholzklassifizierung; Mittelwerte (MW) mit 95 %-Konfidenzintervallen (KI), SN=Signifikanzniveau.....</i>	<i>77</i>
<i>Tab. 28: Übersicht der Stammzahlen liegender Buchenstämme/ha zwischen 26 und 50 cm, LTH = Liegendes Totholz, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau.....</i>	<i>81</i>
<i>Tab. 29: Baumarten mit zunehmender Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] bei Verengung des Probekreises, Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests mit Post-hoc-Vergleichen, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95 .....</i>	<i>83</i>
<i>Tab. 30: Bevorzugte Kombinationen aus BHD, Totholz und Rindentyp im Zentrum der Grauspecht-Registrierung (H) im Vergleich zum Gesamtbestand (G), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau .....</i>	<i>84</i>
<i>Tab. 31: Durchschnittliche Modellkoeffizienten der Variablen Durchmesserklasse (D), Stehendes Totholz (STH) und Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD); SEM: Standardfehler des Mittelwerts, A.SEM.: Angepasster Standardfehler des Mittelwerts .....</i>	<i>86</i>
<i>Tab. 32: Relative Wichtigkeit der Modellprädiktoren Brusthöhendurchmesser (BHD)&gt;100cm, Stehendes Totholz (STH)&gt;100cm und Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD).....</i>	<i>86</i>
<i>Tab. 33: Übersicht der Variablen nach Habitat- und Klimamodell .....</i>	<i>119</i>
<i>Tab. 34: Übersicht der einzelnen Modellvarianten.....</i>	<i>120</i>
<i>Tab. 35 Vergleich der Übereinstimmung: Grad der Überschneidung zwischen den modellierten Verbreitungen aus den verschiedenen Datensätzen nach Schoener-Index D in den kombinierten, Habitat- und Klima-Modellen.....</i>	<i>128</i>
<i>Tab. 36: Beitrag der Habitatvariablen in Prozent in den sechs berechneten Modellen (Dist=Distanz, Gr=Größe).....</i>	<i>131</i>
<i>Tab. 37: EU – Vogelschutzgebiete, in denen der Grauspecht wertbestimmende Art ist und zugehörige Grauspechnachweise aus 2005, *tatsächlich angenommenes Vorkommen .....</i>	<i>147</i>
<i>Tab 38: Abkürzungen (Abk.) der Baumarten und mittlere Waldgrundfläche (Grundfl.) auf den Untersuchungsflächen Göttinger Umland [m<sup>2</sup>/ha].....</i>	<i>177</i>
<i>Tab 39: Übersicht aller Spechtregistrierungen auf den Transekten um Göttingen im 300 m-Netz, D.=Dendrocopos .....</i>	<i>178</i>
<i>Tab. 40: Reaktion der Klangattrappen-Versuche (n=9 je Weibchen) an besenderten Grauspechten (GW=Grauspecht-weibchen), VNr = Versuchsnummer .....</i>	<i>181</i>

*Tab. 41: Ergebnisübersicht des GLM mit Schätzkoeffizienten (Estimate), Standardfehler (Std. Error), Standardabweichung (SE), Teststatistik (z) mit p-Wert  $Pr(>|z|)$  von Durchmesserklasse (D) >100cm, Stehendem Totholz (STH) >100cm und gesamt (Alle), Mittelwert (MW) BHD ..... 181*

*Tab 42: Vergleich der berechneten Modelle an Hand der AUC - Werte (AUC = Area under the curve), SD = Standardabweichung..... 184*

**KAPITEL 1: STATUS DES GRAUSPECHTS UND  
FORSCHUNGSBEDARF**

## 1 EINLEITUNG

Der Grauspecht *Picus canus* bewohnt als Leit-Art strukturreicher Berg-Buchenwälder, Hartholz-Auenwälder und Eichen-Hainbuchenwälder (Flade 1994) die der Natur am nächsten stehenden und ältesten Bereiche unserer Kulturlandschaft (Kremser 1990). Sie repräsentieren auf Grund der spezifischen Arten- und Lebensraumvielfalt in den einzelnen Waldtypen einen bedeutenden Teil der spezifischen biologischen Vielfalt (Duelli 2004, Knapp 2008). Kleine Reste naturnaher Buchenwälder befinden sich noch in den Karpaten (letzte Buchen-„Urwälder“), auf dem Balkan, im Apennin, in den Pyrenäen und Cevennen und in Deutschland (Knapp 2008). Deutschland trägt internationale Verantwortung für die Erhaltung von Buchenwäldern. Als Beitrag wurden 2011 ausgewählte Altbestände durch die UNESCO zum Weltnaturerbe erklärt (Knapp 2008). Die tiefgreifenden und weit zurückreichenden anthropogenen Veränderungen unserer Kulturlandschaft haben unsere heutigen Wälder stark geprägt. Es ist anzunehmen, dass natürlicherweise etwa 70 – 90 % der Fläche in Deutschland bewaldet wäre (Bode 1997, Leuschner & Ellenberg 2017), tatsächlich sind es derzeit noch 32% (BMEL 2016). Die weitreichenden Folgen zeichnen sich bis heute in abnehmenden Beständen waldbewohnender Vogelarten ab (Gregory *et al.* 2007). Von den neun in Deutschland vorkommenden Spechtarten stehen fünf auf der Roten Liste (Ruge 1993).

Durch ihre Anpassung an das Leben in und an Alt- und Totholz sind Spechte Indikatoren für die Naturnähe von Waldbeständen und einen strukturreichen Waldaufbau (Pechacek 1995, Höntsch 2004, Mikusinski *et al.* 2001). Ein erheblicher Teil der Artenvielfalt unserer heimischen Wälder ist von Alt- und Totholzstrukturen abhängig (Möller 2005). Besonders ist darüber hinaus die Funktion von Spechten im Naturhaushalt durch das Meißeln von Höhlen, die für zahlreiche Folgearten (*Aves*, *Mammalia*, *Insecta*) Brut- und Schlafplätze schaffen (Scherzinger 1982). Ihre Bezeichnung als „Schlüsselarten“ spiegelt ihre wichtige Rolle für den Erhalt der Biodiversität wieder (Scherzinger 1982, Angelstam & Mikusinski 1994, Wübbenhorst & Südbeck 2002). Dadurch eignen sich Spechte in besonderer Weise, die ökologische Nachhaltigkeit in unseren Wäldern zu bewerten (Wübbenhorst & Südbeck 2002).

Der Grauspecht ist von einem drastischen Bestandsrückgang in Mitteleuropa und darüber hinaus betroffen (Bauer & Berthold 1997, Flade & Schwarz 2004, Grüneberg *et al.* 2013, Heckenroth & Laske 1997, Späth 2009, Südbeck *et al.* 2008). In

Niedersachsen hat dieser anhaltende Populationsrückgang seit mehr als 30 Jahren zu einem Verlust von 20 – 50 % des Brutbestandes geführt (Südbeck *et al.* 2008, Krüger *et al.* 2014). Trotz seiner weiten Verbreitung, die sich von Nord-, Südost- und Zentraleuropa über den borealen Nadelwaldgürtel mit Vorkommen in Südostasien bis nach Ozeanien erstreckt, gibt es in der neueren Literatur kaum Studien zur Autökologie des Grauspechts (Südbeck *et al.* 2008). Unsere Kenntnisse der Habitatansprüche der Art sind dürftig (Edenius *et al.* 1999), weshalb nur wenige und sehr allgemeine Formulierungen über die Anforderungen an Grauspecht-Lebensräume zu finden sind (Pasinelli 2005, Bird Life International 2016). Damit fehlen auch die wissenschaftlichen Grundlagen, um effektive Schutzmaßnahmen für den Grauspecht ergreifen zu können (Südbeck 2009). Um diese Wissenslücken zu schließen, ist eine individuenbasierte Untersuchung des Grauspechts von höchster Priorität (Südbeck 2009).

## 1.1 Autökologie

Von den 11 Unterarten des Grauspechts *Picus canus* (Bauer *et al.* 1995, Gorman 2004) ist in Europa ausschließlich die Unterart *canus* vertreten. Der Grauspecht bewohnt sehr unterschiedliche Biotope zum Teil syntop mit dem Grünspecht (*Picus viridis*), ist aber stärker als dieser an das Waldesinnere gebunden (Gorman 2004). Hauptsächlich siedelt die Art in grenzlinienreichen Laubwäldern und findet sich darüber hinaus in Auwäldern, Streuobstbeständen, Parkanlagen und in höheren Lagen auch in Nadelwäldern (Bauer & Berthold 1997, Südbeck *et al.* 2008, Keicher 2007).

Gerade das breite Band an unterschiedlichen Biotopen, das vom Grauspecht besiedelt wird, macht es schwierig, die Schlüsselfaktoren für die Habitatqualität zu erkennen. Unabhängig von der Art des besiedelten Biotops gelten zwei Faktoren als ausschlaggebend für die Habitatwahl: Das Vorhandensein von alten Laubbäumen für den Höhlenbau und ausreichend ameisenreiche Nahrungsgebiete in erreichbarer Nähe (Gorman 2004, Südbeck *et al.* 2008). Als für den Grauspecht wichtige Lebensraumstrukturen werden Bestandesalter und Struktureichtum, Angebot von Bäumen mit morschem und abgestorbenem Holz, der Anteil an offenen Flächen und die Distanz zum Waldrand genannt, systematische Feldforschung fehlt hierzu jedoch (Bauer *et al.* 1995, Bauer & Berthold 1997, Südbeck *et al.* 2008).

Obwohl überwiegend Ameisen, vor allem *Lasius*-Arten, die Nahrung des Grauspechts ausmachen (Bauer & Berthold 1997, Rolstad & Rolstad 1995, Südbeck *et al.* 2008), ist es für ihn charakteristisch, dass sein Nahrungsspektrum erheblich variiert und von der

Jahreszeit abhängig ist (Gorman 2004, Rolstad & Rolstad 1995). In Skandinavien werden im Winter *Diptera*- und zu einem geringen Anteil von bis zu 5 % *Coleoptera*-Arten und Larven aus beiden Ordnungen sowie vermehrt Holzameisen gefressen (Rolstad & Rolstad 1995).

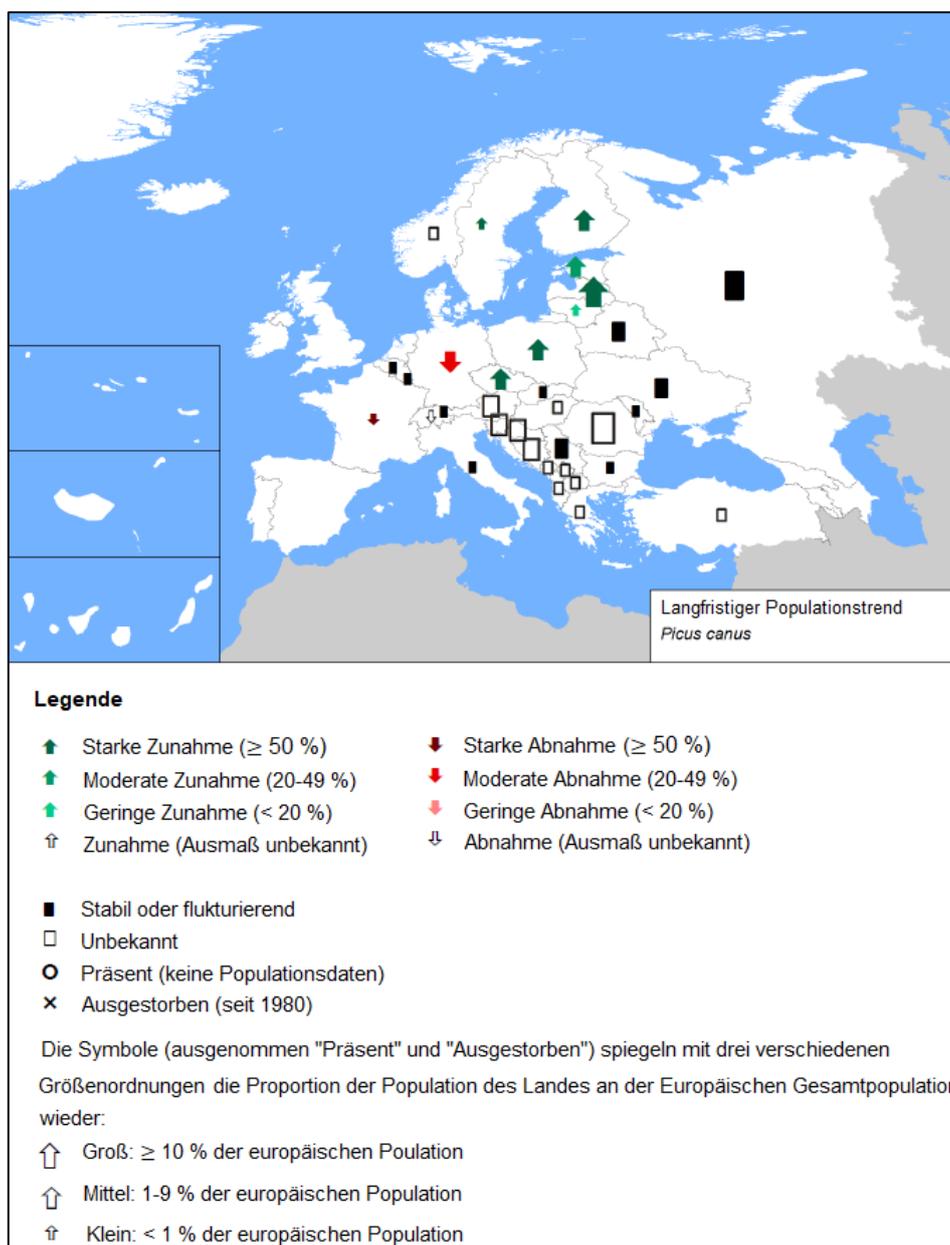
*Picus canus* weist unter den waldbewohnenden Spechten mit Gelegegrößen von 7-9 Eiern das höchste Reproduktionspotenzial auf, stellt aber folgewidrig keine häufige Art dar (Rolstad & Rolstad 1995). Als mögliche Ursache für die geringe Siedlungsdichte auch in Gebieten, die scheinbar ausreichend passendes Habitat bieten, wird die Nahrungsknappheit im Winter diskutiert (Rolstad & Rolstad 1995). Großflächig werden selten mehr als 0,2 Brutpaare pro Quadratkilometer gefunden. Im Untersuchungsgebiet Weser-Leine-Bergland erreicht der Grauspecht im Schnitt eine Siedlungsdichte von 0,05 bis 0,15 Brutpaare pro Quadratkilometer (Heckenroth & Laske 1997). Juvenile Grauspechte legen regelmäßig große Distanzen zurück (Bauer *et al.* 1995, Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, Gorman 2004), was als Dispersionsstrategie zur Besetzung neuer Reviere gedeutet werden kann.

Während der Brutperiode hat der Grauspecht einen relativ kleinen Aktionsraum von etwa einem Quadratkilometer. Im Winter kann dieser Radius auf bis zu fünfzig Quadratkilometer ansteigen (Rolstad & Rolstad 1995). Der Wechsel zwischen unterschiedlichen Brut- und Überwinterungsquartieren ist für viele Grauspechtpopulationen dokumentiert (Bauer *et al.* 1995, Gorman 2004, Rolstad & Rolstad 1995). Über die Ursachen und die genutzten Ressourcen ist hingegen kaum etwas bekannt.

## 1.2 Bestandessituation der Art

Veränderungen der Waldbedeckung und der Waldbewirtschaftung in Mitteleuropa haben in den letzten Jahrhunderten negative Auswirkungen auf mindestens sechs Spechtarten gezeigt (Mikusinski & Angelstam 1997). Der Grauspecht ist von Bestandseinbußen in weiten Teilen Europas besonders stark betroffen (Keicher 2007). Angesichts des Rückgangs der Grauspechtpopulationen in den letzten 30 Jahren um regional in Niedersachsen bis zu 50 % (Südbeck *et al.* 2008) ist die Situation der Art hier kritisch (Bauer & Berthold 1997, Flade & Schwarz 2004, Heckenroth & Laske 1997, Späth 2009, Südbeck *et al.* 2008). Auch in den benachbarten Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt lässt sich gebietsweise eine starke Abnahme der Population um 50 % beobachten (Bauer & Berthold 1997, Grüneberg *et*

al. 2013). Betrachtet man Deutschland insgesamt, werden die Bestandsrückgänge seit den 1970er Jahren mit weniger als (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2003) beziehungsweise mehr als 20 % der Population quantifiziert (Grüneberg *et al.* 2013). In der Bewertung der Populationsentwicklung in Mitteleuropa konstatiert BirdLife (2016) Fluktuationen und beurteilt den Zustand der Art als stabil. Diese Einschätzung muss jedoch als ungewiss bewertet werden, da der Zustand der Populationen in vielen Ländern unbekannt ist (BirdLife 2016). Weitere Länder, die von Populationsrückgängen betroffen sind, stellen Frankreich und die Schweiz dar; im letzteren wird das Bestehen der Art ebenfalls als kritisch eingestuft (Pasinelli 2005).

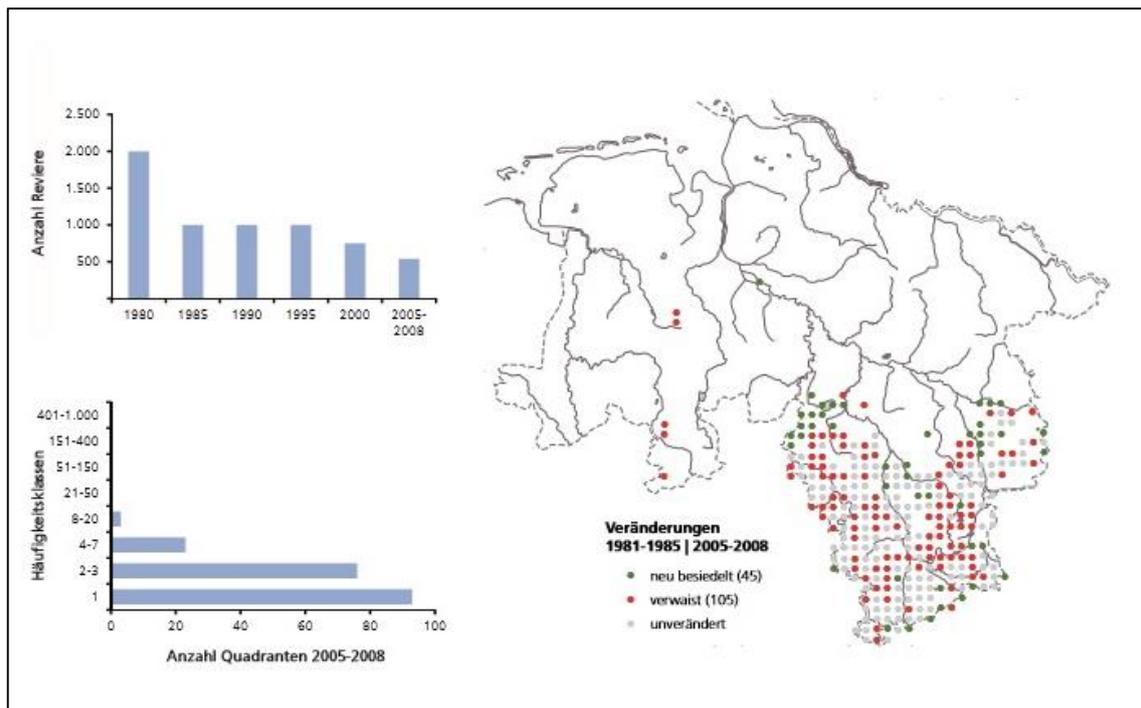


**Abb. 1:** Langfristige Populationstrends des Grauspechts in Europa, Abbildung nach BirdLife 2016

Als Ursachen für den Bestandsrückgang werden der Verlust naturnaher Waldrandzonen, der Rückgang naturnaher Laubmischwälder, forstliche Intensivnutzung, der Rückgang des Nahrungsangebots, insbesondere von Ameisen durch Eutrophierung der Landschaft sowie Eingriffe in Streuobstbestände in Betracht gezogen (Keicher 2007, Bauer *et al.* 1995, Bauer & Berthold 1997, Pasinelli 2005, Südbeck *et al.* 2008).

Quer durch Deutschland verläuft eine Verbreitungsgrenze, die mit der 100-m-Höhenschwelle einhergeht (Rheinwald 1993). Sie trennt Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und die Oberlausitz in einen nördlichen Abschnitt mit sehr vereinzelt Vorkommen des Grauspechts und einen südlichen Abschnitt mit einer regelmäßigen Verteilung von Brutnachweisen. In Niedersachsen zeichnet sich seit zwanzig Jahren eine Südverschiebung dieser Arealgrenze ab (Südbeck *et al.* 2008). 50 - 80 Prozent der Grauspechtbestände Niedersachsens liegen außerhalb von Schutzgebieten (vgl. NLWKN 2009), das heißt wie die Mehrheit der Arten müssen die Populationen hier außerhalb der Reservate bestehen (Conway 1988). Deshalb ist es wichtig, dem Grauspecht in Größe und Qualität ausreichende Habitate innerhalb unserer wirtschaftlich genutzten Wälder zu sichern. Zudem werden viele der vom Grauspecht besiedelten Naturschutzgebiete mit Buchenwaldanteil in der Praxis annähernd wie Wirtschaftswälder mit ähnlich intensivem Holzeinschlag behandelt, wenn sie nicht als Totalreservate von der Nutzung ausgenommen sind (Winter *et al.* 2007). Untersuchungen zur zukünftigen Entwicklung der Holzindustrie prognostizieren eine wachsende Bedeutung und einen ansteigenden Bedarf von Holz als Rohstoff, der trotz Nutzungseinschränkungen durch Naturschutzmaßnahmen überwiegend aus Waldholz zu decken sein wird (Knauf & Frühwald 2011).

Der Grauspecht ist auf der Roten Liste bundesweit mit der Gefährdungskategorie 2 als stark gefährdet eingestuft. Ein Vergleich der Verbreitungskarten für Grauspechte aus den Brutvogelatlantanten für Niedersachsen aus den Jahren 1981 – 1995 (Heckenroth & Laske 2005) und 2005 – 2008 (Krüger *et al.* 2014) belegt, dass die Populationsabnahme anhält. In Niedersachsen wurde die Art im Jahr 2015 dennoch von der Gefährdungskategorie 1 als vom Erlöschen bedroht auf die Gefährdungsstufe 2 zurückgestuft (Krüger & Nipkow 2015).



**Abb. 2:** Graphische Darstellung der Populationsveränderung von 1980 bis 2008, aus dem Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005 - 2008 (Krüger et al. 2014)

Da er im Anhang I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG) geführt wird, sollen für den Grauspecht besondere Maßnahmen zur Erhaltung seines Lebensraums getroffen werden, um Fortbestand und Fortpflanzung dieser Art in ihrem Verbreitungsgebiet zu gewährleisten. Als so genannte ‚Wert bestimmende Art‘ sind Vorkommen und Bestandsgröße des Grauspechts nach dieser Richtlinie ausschlaggebend für die Auswahl und Meldung europäischer Vogelschutzgebiete. Sechs Gebiete in Niedersachsen wurden dementsprechend für diese Art ausgewiesen. Der Schutz von Spechtpopulationen erfordert sehr große Flächen und ist in Zentraleuropa allein über die bestehenden Schutzgebiete nicht zu gewährleisten (Heiss 1992, Harris & Pimm 2008). Daher ist eine Erhaltung und Wiederherstellung geeigneten Lebensraums innerhalb unserer wirtschaftlich genutzten Wälder erforderlich. Zu wissen, welche Lebensraumressourcen durch eine Art genutzt werden und in wie weit sie verfügbar sind, ist eine Voraussetzung, um gefährdete Tierarten schützen und ihre Populationen steuern zu können (Manly 2002).

### 1.3 Forschungsbedarf und Kernfragen

Die Radiotelemetrie stellt häufig die einzige Methode der Feldforschung in der Zoologie dar, um Erkenntnisse über Verhalten, Habitatansprüche und Aktionsraumgrößen zu gewinnen (Naguib 2006), und wurde z.B. an Kleinspechten

(*Picoides minor*) in Hessen erfolgreich eingesetzt (Höntsch 2005). Am Grauspecht gestalten sich radiotelemetrische Untersuchungen schwierig. In Schweden wurden bisher fünf Tiere besendert und telemetriert, die jedoch alle nach drei Monaten nicht mehr aufgefunden werden konnten (Edenius *et al.* 1999). Im Rahmen einer Untersuchung in Norwegen verlor von drei besenderten Tieren eines den Sender nach 4 Wochen (Rolstad & Rolstad 1995). Die Ergebnisse der Studien beziehen sich auf Habitate, die mit mitteleuropäischen nicht vergleichbar sind. In Deutschland konnte in den letzten Jahren ein Grauspecht für den Zeitraum von drei Monaten telemetrisch in seinem Lebensraum untersucht werden (Schluckebier 2006). Großer Forschungsbedarf besteht zu den Habitatansprüchen der Art, besonders in Bezug auf Waldstrukturen und Winterökologie, darüber hinaus zur Populationsökologie sowie zu den Ursachen der Populationsrückgänge (Pasinelli 2005). Mit dieser Dissertation werden verschiedene Aspekte zu drei grundlegenden Kernfragen untersucht.

Da die telemetrische Untersuchung an der Zielart schwierig und an wenigen Individuen durchführbar ist, werden in der vorliegenden Arbeit Grauspecht-Habitate mittels Telemetrie und Kartierung erfasst und die Lebensraumstrukturen in beiden Ansätzen nach der gleichen Methodik untersucht. In diesem Kapitel wird (1) die dringende Frage untersucht, welche Strukturen Grauspechte in ihrem Lebensraum nutzen. Basierend auf einem Datensatz aus der landesweiten Kartierung des Grauspechts in Niedersachsen werden (2) die Ursachen der Verbreitungsgrenze der Art im Bundesland mit Habitatmodellierung untersucht. An Hand der Erkenntnisse wird (3) die Situation der Art im Bezugsraum sowie die Effizienz der niedersächsischen Schutzstrategie (NLWKN 2009) bewertet.

## **KAPITEL 2: HABITATANALYSE DURCH TELEMETRIE UND KARTIERUNG**

## 1 UNTERSUCHUNGSZIELE UND KERNFRAGEN

Der Grauspecht äußert sich außerhalb der Balzzeit akustisch sehr selten durch Rufe, Trommeln bzw. Hacken am Holz und seine Gefiederfärbung erlaubt ihm eine gute Tarnung. Die Summe dieser artspezifischen Faktoren macht den Grauspecht zu einer schwer zu beobachtenden Art im Wald. Um diesen Schwierigkeiten zu begegnen, wurde in dieser Untersuchung eine Kombination von Methoden zur Untersuchung der Habitatansprüche eingesetzt. Eine telemetrische Analyse der Lebensweise liefert detaillierte Aufschlüsse über die Nutzung von Habitatstrukturen, für die alternative Methoden fehlen (Naef-Daenzer *et al.* 2005).

Für Grauspechte kann die Wildtiertelemetrie lediglich an einer geringen Zahl von Individuen durchgeführt werden, da der Fang der Tiere zeitaufwändig und von vielen Faktoren abhängig ist (vgl. Edenius *et al.* 1999, Rolstad & Rolstad 1995). Für andere mitteleuropäische Spechtarten basieren telemetrische Studien, auch wenn sie mit personenstärkeren Teams durchgeführt wurden, auf einer geringen Zahl an Individuen. In einer Untersuchung von Schwarzspecht-Populationen in den Alpen konnten in drei Jahren zehn Tiere gefangen und besendert werden (Bocca *et al.* 2007). Eine in Skandinavien durchgeführte Arbeit am Grünspecht führte zur erfolgreichen Besenderung von neun Tieren in einem Zeitraum von drei Jahren (Rolstad *et al.* 2000). Im Vergleich zu diesen Spechtarten reagiert der Grauspecht nicht durch direkten Anflug auf Klangattrappen (Schluckebier 2006). Es ist nicht möglich, Tiere mit dieser Methode gezielt in Netze zu locken, was den Fang zusätzlich erschwert.

In einem weiteren Untersuchungsansatz werden in der vorliegenden Untersuchung deshalb Grauspecht-Habitate durch eine Transekt-Kartierung erfasst. Damit kann für die Habitatanalyse eine größere Anzahl an Lebensräumen ausgewertet werden. Die Erhebung von Lebensraumstrukturen erfolgt in beiden Ansätzen nach der gleichen Methodik und ermöglicht somit den Vergleich der Ergebnisse.

Folgende Fragestellungen stehen in diesem Teil der Untersuchung im Vordergrund:

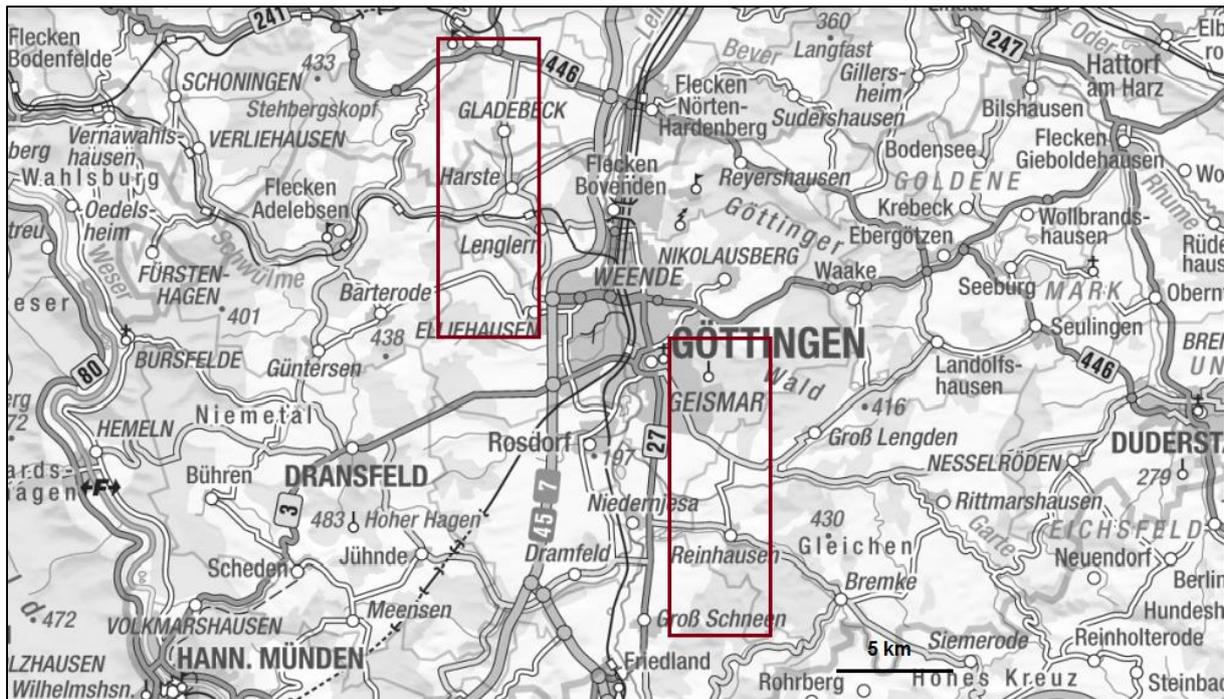
- Welche Habitattypen und -strukturen nutzt der Grauspecht in seinem Lebensraum?
- Sind grobborkige Bäume ein Faktor für die Lebensraumwahl, insbesondere im Winter?
- Welche Habitat-Requisiten können als Schlüsselfaktoren ermittelt werden?

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Charakterisierung und Lage des Untersuchungsgebiets

#### 2.1.1 Untersuchungsgebiet Göttinger Umland

Das Untersuchungsgebiet liegt in einer Mittelgebirgsregion entlang dem Fluss Leine zwischen Weser und Harz. Die Landschaften Solling, Leinetal, Westharz, Eichsfeld, Werratal und Oberweser umschließen den Kernraum Göttingen und werden von dem in Süd-Nord-Richtung fließenden Gewässer Leine durchzogen. Mit einem hohen Waldanteil beinhaltet das Gebiet die größten zusammenhängenden Waldflächen Norddeutschlands (Heiss 1992) und gleichzeitig ein Schwerpunktvorkommen des Grauspechts in Niedersachsen (NLWKN 2009). Charakteristisch für das Weser-Leine-Bergland ist ein vielfältiger Wechsel von lössbedeckten, ackerbaulich genutzten Becken und von oft steil aufragenden, meist auf Kalk oder Sandstein aufgebauten, walddreichen Bergzügen (Drachenfels 2010). Von den etwa 2000 km<sup>2</sup> Wald in Südniedersachsen sind die Hälfte laubwalddominierte Bestände (NMELV 2017). Der krautreiche Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo-Fagetum*) ist die landschaftsbeherrschende Waldgesellschaft der niedersächsischen Berg- und Hügelländer. Daneben finden sich Hainsimsen-Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*) und auf warmtrockenen Kalkstandorten artenreiche Orchideen-Buchenwälder (*Carici-Fagetum*). Platterbsen-Buchenwälder (*Lathyro-Fagetum*) kommen als thermophile („kontinentale“) Variante des Waldgersten-Buchenwalds hauptsächlich im Göttinger Wald vor (Panek 2012). Als Hauptbaumarten dominieren Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) und Eschen (*Fraxinus excelsior*) das Bestandsbild der Wälder. Regelmäßig kommen darüber hinaus Eichen (*Quercus spec.*), verschiedene Ahornarten (*Acer spec.*), Linden (*Tilia spec.*) und Wildkirschen (*Prunus avium*) vor. Nadelbäume machen einen geringen Anteil am Waldbestand aus, es treten überwiegend Fichten (*Picea abies*), Lärchen (*Larix decidua*) und Kiefern (*Pinus sylvestris*) im Untersuchungsgebiet auf. In dieser Landschaft wurden an Hand von Daten einer 2005 durchgeführten landesweiten Kartierung von Brutpaaren (Südbeck *et al.* 2008) besiedelte Laubwaldgebiete im Landkreis Göttingen und im Solling ausgewählt, die 20 Grauspecht-Reviere einschließen.



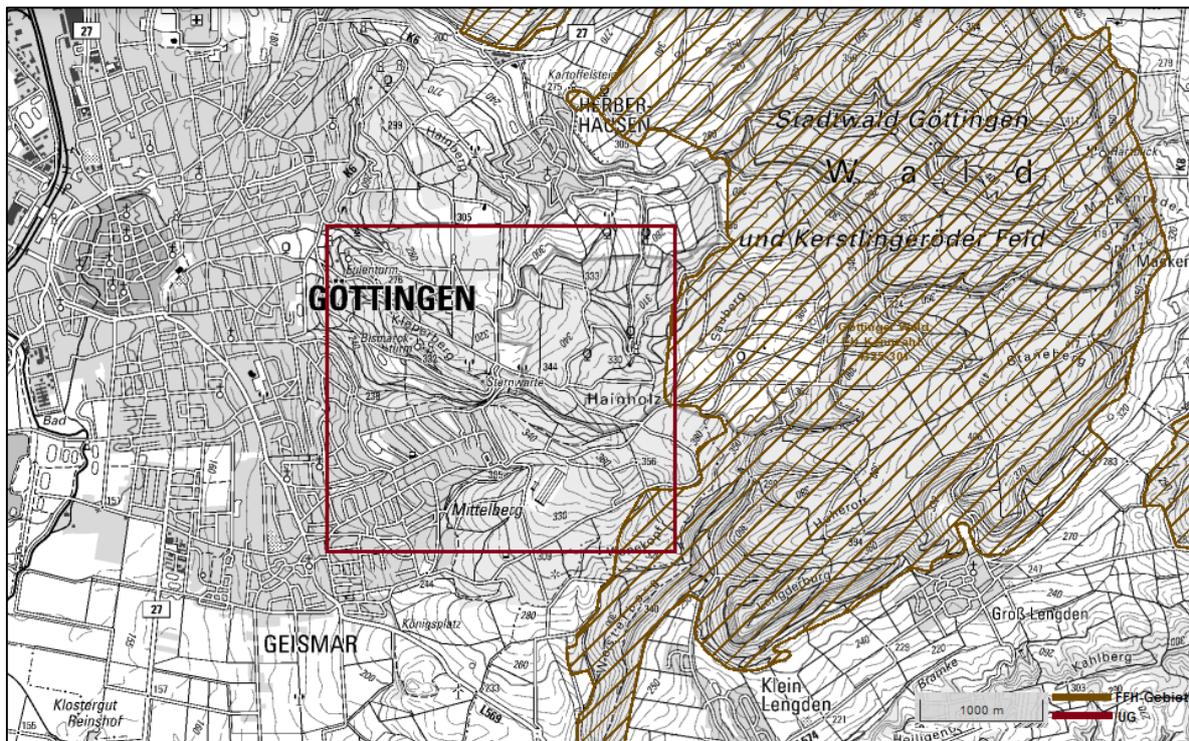
**Abb. 3:** Geographische Darstellung der Lage der Untersuchungsausschnitte „West“ nordwestlich von Göttingen, „Ost“ südöstlich von Göttingen, rot eingerahmt

Die für die Kartierung ausgewählten Waldgebiete wurden in zwei räumliche Einheiten aufgeteilt. Als Untersuchungsgebiet „West“ wurde der nordwestlich von Göttingen gelegene Teil bezeichnet, der sich vom Leinetal bis zum Südostrand des Sollings erstreckt. Mit einem Waldanteil von 19 Prozent ist dieser Ausschnitt von kleineren Waldflächen geprägt, die mittlere Patchgröße beträgt 68 ha. Der nordöstlich von Göttingen gelegene Gebietsteil „Ost“ weist mit 38 Prozent einen deutlich höheren Waldanteil auf, der sich aus größeren geschlossenen Waldpatches mit einer mittleren Größe von 1738 ha zusammensetzt.

### 2.1.2 Stadtforst Göttingen

Der Stadtwald Göttingen als Teil des Untersuchungsgebiets „Ost“ weist einige Besonderheiten auf. Er gehört zum Naturschutzgebiet „Göttinger Wald und Kerstlingeröder Feld“ und ist maßgeblich von Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo Fagetum*) geprägt. Seltene Orchideen-Kalk-Buchenwaldbereiche, Eichen-Hainbuchen-Waldfragmente und Erlen-Eschen-Quellwaldbereiche kommen neben einigen besonderen Strukturen wie Kalktuffquellen vor. Der östlich und südöstlich von Göttingen gelegene Stadtforst gehört dem größten zusammenhängenden Kalk-Buchenwald-Komplex in Südniedersachsen an (NLWKN 2011). Der östlich an den

untersuchten Bereich angrenzende Bestand des Stadtwalds befindet sich im FFH-Gebiet 138 "Göttinger Wald".



**Abb. 4:** Geographische Darstellung des Untersuchungsgebiets Göttinger Stadtwald

Mit der Zielausrichtung, einen naturnahen Dauerwald zu erhalten, unterliegt die Forstpraxis nicht rein wirtschaftlichen Gesichtspunkten (Jürgens *et al.* 2013). Deshalb sind Strukturreichtum und ein hoher Anteil an Tot- und Altholz in diesem Gebietsteil charakteristisch (NLWKN 2017a). Der telemetrische Untersuchungsteil dieser Dissertation wurde hauptsächlich im Stadtwaldgebiet und zum geringen Teil im südlich angrenzenden Revierforst Geismar durchgeführt.

### 2.1.3 Spechtvorkommen im Untersuchungsgebiet

Sieben Spechtarten kommen im Untersuchungsgebiet insgesamt vor. Am häufigsten sind Buntspechte (*Dendrocopos major*) und Grünspechte (*Picus viridis*) anzutreffen. Mittel- (*Dendrocopos medius*) und Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) kommen regelmäßig vor. Grauspecht (*Picus canus*), Kleinspecht (*Dendrocopos minor*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) sind seltener vertreten und auf der Roten Liste Niedersachsen (Krüger & Nipkow 2015) geführt. Im Untersuchungsgebiet Weser-Leine-Bergland erreicht der Grauspecht im Schnitt eine Siedlungsdichte von 5 - 15

Brutpaaren/ha (Heckenroth & Laske 1997, Südbeck *et al.* 2008) und ist damit repräsentativ für andere durchschnittlich besiedelte Gebiete.

## **2.2 Radiotelemetrie**

### **2.2.1 Fang und Besenderung**

Untersucht wurde eine Grauspecht-Population im Göttinger Leinebergland. Das Untersuchungsgebiet umfasste eine Fläche von insgesamt 72 km<sup>2</sup>. Im Jahr 2005 wurde für Niedersachsen eine landesweite Kartierung im Auftrag der NLWKN als Grundlage einer Bestandsschätzung der Grauspecht-Population durchgeführt (Südbeck *et al.* 2008). Die Daten aus dieser Untersuchung lagen vor und wurden zur Auswahl der Reviere für den Fang herangezogen. In den verzeichneten Revieren wurde zunächst festgestellt, ob sie noch durch Grauspechte besetzt waren. Wenn ein Artnachweis erbracht werden konnte, wurden sie in die Flächenauswahl einbezogen. Zum Fang der Grauspechte wurden zwei Methoden eingesetzt. Die erste Methode war der Fang am Höhleneingang mit einem Kescher. Konnten Schlafhöhlen in erreichbarer Höhe aufgefunden werden, wurde ein selbst angefertigter Kescher an einem Teleskopstiel morgens vor Anbruch der Dämmerung über dem Ausflugloch platziert. Das Netz konnte über eine am Stiel geführte Nylonschnur zugezogen werden, um das Ausfliegen des Tieres aus dem Netz zu verhindern.

Als zweite Methode wurden parallel Futterstellen eingerichtet, an denen sich Japannetze zum Fang der Grauspechte in der Anflugschneise aufspannen ließen. Ab Mitte September wurden diese jeweils in nachgewiesenen Grauspecht-Revieren regelmäßig bestückt. Die Tiere wurden mit einem Getreide-Fett-Gemisch aus Haferflocken, weiteren Körnern und Pflanzenfett angefüttert. Das Futter wurde in einem Netz frei hängend an einem Ast angebracht, so dass es für kletternde Tiere wie z.B. Waschbären nicht zu erreichen war. Als Mindestabstand zum Stamm oder dicken Ästen wurden dazu etwa 40 cm eingehalten.

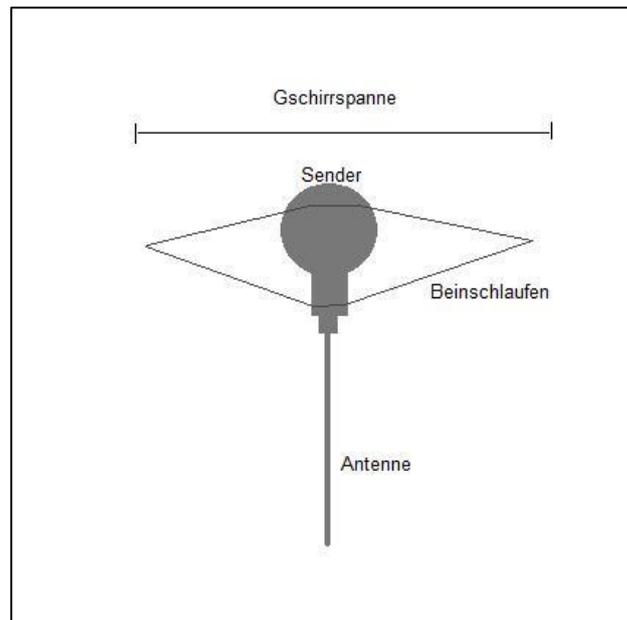


**Abb. 5:** Foto einer Fangstelle mit Futterköder (links) und davor aufgespanntem Japannetz

Die Futterstellen wurden so ausgewählt, dass möglichst nur aus einer Richtung Bäume mit größerem Stammdurchmesser eine Anflugmöglichkeit boten und sie auf der anderen Seite von einem dichten Jungbestand umgeben waren, der wegen der schlechten Übersichtlichkeit als Anflugrichtung der Grauspechte sehr unwahrscheinlich war. Zum Fang an den Futterstellen wurden Japannetze mit den Maßen 3 x 9 m und einer Maschenweite von 19 mm eingesetzt. Diese wurden in der Anflugschneise zum Futter mit bis zu 6 m langen flexiblen Aluminium-Teleskopstangen aufgespannt.

Telemetriesender des Typs PIP31LL der Firma Biotrack Ltd. U.K. mit einem Gewicht von 3,6 g und einer 10 cm langen Antenne kamen an den Grauspechten zum Einsatz. Die Reichweite betrug je nach Geländeeigenschaften bis zu 2,5 km, im Wald in der Regel maximal 1 - 1,5 km. Die Sender wurden mit einem Beinschlaufen-Geschirr (leg-loop-harness) auf dem Rücken des Tieres in Höhe des Synsacrum befestigt. Für die Geschirre wurde ein geflochtenes Teflonband (PTFE) verwendet. Die Enden wurden zunächst vernäht und an den Nahtstellen sowie in den Aufnahmeröhrchen des Senders mit einer dafür geeignete Sekundenkleberkombination aus dem Cyanacrylat Loctite 406 und dem Primer Loctite 770 verklebt. Zusätzlich wurden die Enden des Teflonbandes mit diesem Kleber fixiert, um ein Aufribbeln zu verhindern. Die erforderliche Länge des Geschirrs wurde nach der allometrischen Formel  $y = 14,16 + 8,34 * \text{Körpergewicht}^{0,437}$  berechnet (Naef-Daenzer 2007). Nach dem

Körpergewicht der Grauspechte, das im Durchschnitt etwa 130 Gramm beträgt, ergab sich daraus eine Geschirrspanne von 84 mm.



**Abb. 6:** Schematische Darstellung eines Telemetriersenders mit Beinschlaufen

### 2.2.2 Telemetrische Ortung

Nach der erfolgreichen Besenderung wurden die Spechte zunächst 48 Stunden lang nicht gestört. Anschließend erfolgte die Registrierung täglich bis 3 Mal wöchentlich mehrmals am Tag, um von den wenigen untersuchten Individuen viele Daten zu gewinnen. Die Registrierungspunkte wurden mit einem GPS-Gerät eTrex 30 der Firma Garmin aufgenommen. Auf allen gemessenen Punkten wurde die Struktur des Waldbestandes erfasst (siehe 2.4).

Zur Ortung der Grauspechte wurde ein Televilt-Receiver RX-98H im VHF-II-Band mit Frequenzbereichen zwischen 138 und 155 MHz eingesetzt. Eine faltbare Antenne ist an diesem Modell integriert, mit der sich das Gerät auch bei der Arbeit in dichter Vegetation gut handhaben lässt. Um eine Unabhängigkeit der Beobachtungen zu gewährleisten, wurde ein Zeitabstand von 45 Minuten zwischen aufgenommenen Registrierungen eingehalten. Konnte der Grauspecht gesichtet werden, so wurde zusätzlich zur vorgenommenen Bestandserhebung auf dem Registrierungspunkt vermerkt, welches Verhalten der Vogel zeigte und die genutzte Lebensraumstruktur beschrieben. Die folgenden Verhaltensweisen wurden dabei klassifiziert:

<b>ABKÜRZUNG</b>	<b>VERHALTEN</b>
<b>KL</b>	Klauben zum Nahrungserwerb (absammeln von der Oberfläche der Rinde/Zweige oder Blätter)
<b>ST</b>	Stochern zum Nahrungserwerb
<b>NH</b>	Aufhacken zum Nahrungserwerb
<b>HB</b>	Höhlenbau
<b>WR</b>	Warnruf
<b>BR</b>	Balzrufe, Revierrufe
<b>T</b>	Trommeln
<b>FL</b>	fliegend, überfliegend
<b>S</b>	„sitzend“ (an einer Stelle, ruhend oder verharrend)
<b>GP</b>	Gefiederpflege
<b>HK</b>	Hacken (wenn dies dem Anschein nach nicht dem Nahrungserwerb diene, z.B.Übersprungshacken in Konfliktsituationen)
<b>K</b>	Kampf
<b>B</b>	Balz (Interaktionen zwischen Geschlechtspartnern)
<b>A</b>	Anting („Ameisenbaden“)
<b>V</b>	Verstecken

*Tab. 1: Übersicht der registrierten Verhaltensweisen mit Abkürzungen*

Der Landschaftstyp sowie die genutzte Struktur wurden zu der Beobachtung beschrieben. Befand sich der Specht am Baum, so wurden Baumart, Durchmesserklasse, Totholzanteile, die Höhe des Spechts am Baum sowie der genutzte Abschnitt aufgenommen.

### 2.2.3 Erfassung der Lebensraumstrukturen

Um die Bevorzugung von Lebensraumstrukturen durch einen Vergleich von tatsächlicher Nutzung mit ihrem Vorkommen im Gesamtbestand analysieren zu können, wurde der Waldbestand auf Probeflächen im Untersuchungsgebiet erfasst. Ein Punkteraster im 100 m Abstand wurde über einen drei Quadratkilometer großen Ausschnitt des bewaldeten Gebiets im Stadforst Göttingen und im Revierforst Geismar gelegt. Somit wurden insgesamt 961 Erhebungspunkte (Plots) in einer quadratischen Matrix im GIS erstellt, von denen die nicht im Wald liegenden verworfen wurden. Die Erhebung der Waldbestandsstruktur erfolgte auf verbleibenden 426 in bewaldetem Gebiet liegenden Plots (siehe 2.4 Erfassung der Waldbestandsstrukturen).

## 2.3 Transektkartierung

Ein systematisches Netz aus Linientransekten wurde eingesetzt, um Lebensräume der Grauspechte im Untersuchungsgebiet festzustellen. Diese Methodik wurde

ausgewählt, um das gesamte Gebiet räumlich abzudecken und gleichzeitig eine konstante Erfassungswahrscheinlichkeit zu erreichen (Buckland *et al.* 2001, Fewster *et al.* 2009).

Mit einer Geschwindigkeit von ca. 1 km pro Stunde wurde jedes Transekt entsprechend der von Pechacek (1994) verwendeten Methodik dreimal begangen. Der Beobachter bewegte sich hierzu ausschließlich auf dem vorbestimmten Transekt und registrierte alle durch Sichtung, Trommeln oder Rufen bemerkten Spechte nach Art innerhalb eines 300 m breiten Korridors. Um die genaue Bewegung auf dem Transekt einzuhalten und die beobachteten Spechte zu verorten wurde ein GPS-Gerät eTrex 30 der Firma Garmin verwendet. Kartiert wurde ausschließlich zur rufaktiven Zeit im Frühjahr zwischen dem 26.01.2016 und dem 20.04.2016 zur Hauptaktivitätsperiode morgens zwischen 7:30 Uhr und 11:30 Uhr. Bei Witterungsverhältnissen mit stärkeren Niederschlägen oder starkem Wind (> Windstärke 3) wurden keine Begehungen durchgeführt, da unter diesen Bedingungen die Aktivität der Spechte eingeschränkt ist. Wurde ein Grauspecht akustisch registriert, unterbrach der Beobachter die Kartierung, um das Tier aufzusuchen und wenn möglich zu sichten. Da die horizontale Entfernung im Gelände oft schlecht gemessen werden kann, wurden die Entfernung und der Beobachtungswinkel zwischen dem Standort des Beobachters auf dem Transekt und dem Specht gemessen, woraus sich die senkrechte horizontale Entfernung berechnen lässt. Die Varianz der Zählrate auf den Linientransekten wurde berechnet mit

$$\widehat{\text{Var}}\left(\frac{n}{L}\right) = \frac{K}{L^2(K-1)} \sum_{k=1}^K l_k^2 \left(\frac{n_k}{l_k} - \frac{n}{L}\right)^2$$

(Fewster *et al.* 2009), wobei  $l_k$  die Länge der Linientransekte  $k$  (von der insgesamt  $K$  vorkommen) and  $L$  die Gesamtlänge der Linientransekten darstellt, also  $\sum_k l_k = L$ ). Die Anzahl der Beobachtungen pro Linientransekt als  $n_k$  ist  $n = \sum_k n_k$ .

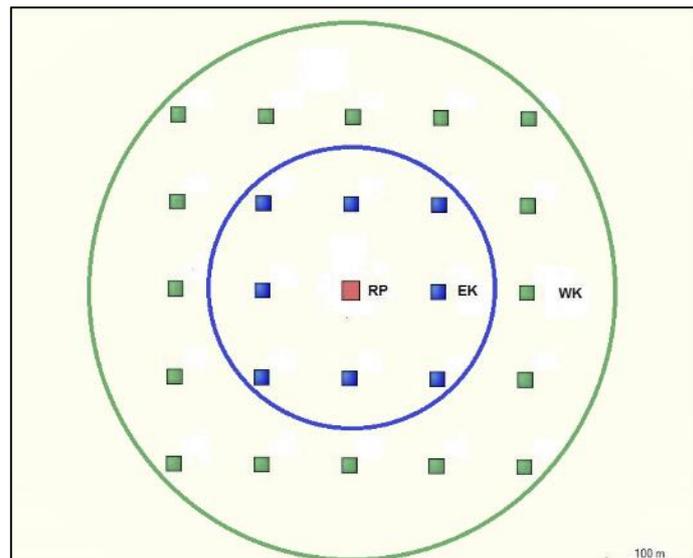
Für die Kartierung im Gesamtgebiet um Göttingen wurde ein systematisches Netz aus parallelen Linientransekten im Untersuchungsgebiet angelegt. Hier wurde ein Abstand von je 300 m für die in Nordsüdausrichtung verlaufenden Linien gewählt, da durch den jeweils 150 m breiten definierten Korridor somit das gesamte Gebiet flächenmäßig abgedeckt werden konnte. Die Transekten wurden in diesem Abstand durch die gesamte Länge der Waldpatches angelegt.

Jedes Transekt wurde jeweils drei Mal im Beobachtungszeitraum in unterschiedlicher Reihenfolge begangen, damit eine gute Erfassungswahrscheinlichkeit erreicht und

Einflüsse wie Witterungsbedingungen und Tageszeit möglichst reduziert werden konnten. Insgesamt hatten die Transekten eine Länge von 117,2 km. Die mittlere Transektlänge für das Untersuchungsgebiet Ost lag bei 2,32 km, für das Untersuchungsgebiet West bei 0,78 km.

Für die Kartierung im Göttinger Umland 2016 wurden 278 Probepunkte zur Erfassung der Waldbestandsstrukturen entsprechend dem verwendeten Raster in einem Abstand von 300 m jeweils auf und neben den Transekten angelegt. Die Entfernung des ersten Probepunkts zum Anfangspunkt des Transekts wurde mit MS Excel zufällig generiert. Punkte neben dem Transekt wurden lediglich bearbeitet, wenn sie in bewaldetem Gebiet lagen.

Für die Registrierungspunkte von Grauspechten wurden nach dem gleichen Verfahren die Waldstrukturen ermittelt. Zu der Transektkartierung in einem 300 m-Netz wurde um den Registrierungspunkt der Grauspecht-Verortung (RP) die Bestandsstruktur auf weiteren Probepunkten erhoben.



**Abb. 7:** Schematische Darstellung der Erfassungspunkte der Waldstruktur (Plots) um den Registrierungspunkt (RP) im 100 m Radius (EK) und 200 m Radius (WK)

Um den Registrierungspunkt wurden hierzu Punkteraster in einem Abstand von 100 m als enger Kreis (EK) und von 200 m als weiter Kreis (WK) angelegt. Auf den dargestellten Plots wurde die Waldbestandsstruktur erhoben und anschließend aus allen Punkten des engen Kreises und aus allen Punkten des engen und weiten Kreises zusammen das arithmetische Mittel gebildet.

## 2.4 Erfassung der Waldbestandsstrukturen

Die Waldbestandsstruktur wurde mit einer Kombination aus drei verschiedenen Methoden erfasst. Auf jedem Probepunkt (Plot) wurde eine Winkelzählprobe durchgeführt, liegendes Totholz innerhalb eines Probekreises von 15 m erfasst und weitere Strukturen wurden mit Point Distance Sampling erhoben.

### 2.4.1 Stehender Bestand

Die Winkelzählprobe (Kramer 2008) wurde eingesetzt, um die baumartenspezifische Grundfläche im stehenden Bestand zu erfassen. Dabei dreht sich der Beobachter im Zentrum des Probepunkts einmal um die eigene Achse und zählt dabei alle Bäume eines definierten Winkels (Zählfaktor) auf 1,30 m Brusthöhe. Als Messgerät wurde ein Dendrometer nach Kramer eingesetzt. Für jeden gezählten Baum wurden die Durchmesserklasse, die Baumart sowie die Rindenstruktur erfasst. Konnte der Stammdurchmesser nicht eindeutig geschätzt werden oder handelte es sich um sehr starke Stämme, wurde ein Durchmesserbandmaß verwendet. Teilte sich ein Stamm unterhalb einer Höhe von 1,30 m, wurde jeder Teil des Tiefziewessels als einzelner Baum gezählt. Erfolgte die Gabelung oberhalb des Brusthöhendurchmessers, so wurde dieser als ein Stamm registriert. Die Einteilung der Bäume in Durchmesserklassen erfolgte nach dem Brusthöhendurchmesser (BHD) des Stammes.

KLASSE	BRUSTHÖHENDURCHMESSER
1	< 5 cm
2	6 - 25 cm
3	26 - 50 cm
4	51 - 75 cm
5	76 - 100 cm
6	101 - 125 cm
7	126 - 150 cm
8	151 - 175 cm
9	> 175 cm

*Tab. 2: Durchmesserklassen nach BHD*

Die Rindentypen wurden nach Rissigkeit und Struktur der Borke gebildet. Bäume mit dauerndem Initialperiderm, die keine Borke bilden, wurden als glatter Rindentyp beschrieben. Ring- und Schuppenborken wurden als rissige Außenrinden nach der Tiefe der Furchung klassifiziert, da dieses als wesentliches Strukturmerkmal für die

Nahrungssuche der Grauspechte insbesondere im Winter untersucht werden sollte. Als weitere Kategorie wurden Schuppen-Steinzellborken und plättchenförmige Schuppenborken, die abblättern oder abspringen, zusammengefasst.

RIDENTYP	STRUKTUR DER AUßENRINDE
<b>1</b>	Glatte Rinde, keine Borke
<b>2</b>	Borke tiefrissig (> 1,5 cm)
<b>3</b>	Borke schwach rissig (< 1,5 cm)
<b>4</b>	Abschilfernde Rinde, Plättchen < 2 cm
<b>5</b>	Abschilfernde Rinde, Plättchen > 2 cm

**Tab. 3:** Beurteilung der Außenrinde für Rindentypen

Da Totholz an lebenden Bäumen eine große Bedeutung für Spechte hat (Steverding 2003), wurde dieses typisiert, um das Vorkommen von abgestorbenen Holzanteilen an Bäumen systematisch zu quantifizieren. Lebende Bäume wurden nach vorhandenen Anteilen von toten Ästen oder Faulstellen und absterbende oder tote Bäume nach ihrem Zustand bewertet.

BAUMTYP	TOTHOLZANTEILE
<b>1</b>	Lebender Baum ohne Totholz
<b>2A</b>	Lebender Baum mit kleinen Tot-Ästen < 20 cm
<b>2B</b>	Lebender Baum mit kleinen Astabbrüchen < 20 cm
<b>3A</b>	Lebender Baum mit kleinen Tot-Ästen > 20 cm
<b>3B</b>	Lebender Baum mit kleinen Astabbrüchen > 20 cm
<b>4</b>	Lebender Baum zum großen Teil im Verfall
<b>5</b>	Toter Baum, Stamm abgebrochen
<b>6</b>	Toter Baum, Stamm erhalten

**Tab. 4:** Totholzklassifizierung für erfasste Bäume

Die Hangneigung am Standort wurde mit einem Plattenkompass mit integriertem Neigungsmesser aufgenommen. Für die erhobenen Plots wurde der Zählerfaktor eins verwendet. Die Probepunkte wurden mit dem GPS-Gerät eTrex 30 der Firma Garmin aufgesucht.

Als Maß für die Dichte des Bestandes wurde die Grundfläche ermittelt, die sich aus der Aufsummierung der Grundflächen sämtlicher Einzelbäume je Hektar ergibt. Die Grundfläche der Einzelbäume als m<sup>2</sup>/ha entspricht der Kreisfläche des Stammquerschnittes in 1,30 m als Brusthöhe (Kramer 2008).

### 2.4.2 Liegendes Totholz

Liegendes Totholz wurde auf jedem Plot innerhalb eines Probekreises von 15 m erfasst. Dabei wurden Stämme, Stammteile und Tot-Äste gezählt, die einen Durchmesser von mehr als 25 cm am stärkeren Ende aufwiesen. Zu jedem Totholzstück wurden die Baumart, der Stammdurchmesser an der stärksten Stelle, der Zersetzungsgrad sowie die Länge des gesamten Stückes aufgenommen. Zusätzlich wurde vermerkt, wieviel Prozent innerhalb des Probekreises lagen, wenn der Stamm darüber hinausragte. Der Entfernungsradius wurde mit einem Laser-Entfernungsmessgerät LRF 800 Rangemaster von der Firma Leica ausgemessen. Das Abbaustadium wurde nach den Zersetzungsstadien von Keller (2005) in Kategorien beurteilt.

ZERSETZUNGSSTADIUM	BEZEICHNUNG	BESCHREIBUNG
1	Frischholz	saftführend
2	Totholz	saftlos, fest
3	Morschholz	weich, schwammig
4	Moder- und Mulmholz	sehr locker-pulverig

*Tab. 5: Kategorien für das Zersetzungsstadium von liegendem Totholz*

### 2.4.3 Punktentfernungsmessung

Mittels Punktentfernungsmessung (Point Distance Sampling) wurden zusätzlich Lebensraumstrukturen auf jedem Plot erfasst. Für pilzinfizierte Baumstümpfe wurden die Anzahl der Fruchtkörper und die Baumart aufgenommen. Höhlen wurden nach der Größe des Eingangslöcher beurteilt. Runde Höhleneingänge von 3-7 cm wurden als klein, runde bis ovale Höhleneingänge von 8-11 cm als groß eingestuft. Zu jedem Höhlenbaum wurde die Lage der Höhle am Stamm oder Ast vermerkt sowie gegebenenfalls der Durchmesser des Höhlenasts. Entsprechend der Baumerfassungsmerkmale in der Winkelzählprobe wurden diese Eigenschaften auch für Höhlenbäume erfasst. Weitere dokumentierte Strukturen waren Kirschen mit Hackstellen, zu denen die Durchmesserklasse und der Baumtyp aufgenommen wurden, sowie Kopfbäume, die nach Baumart und BHD erfasst wurden. Die Distanz zum Beobachter für die aufgenommenen Parameter wurde mit dem Laser-Entfernungsmessgerät LRF 800 der Firma Leica gemessen.

## 2.5 Auswertung und Statistik

### 2.5.1 Statistische Methoden

Zur statistischen Auswertung wurde das Software-System Statistica Version 12 für die Datenanalyse verwendet (Dell Inc. 2015).

Zur Untersuchung jahreszeitlicher Unterschiede wurden Kruskal-Wallis-Tests für mehrere unabhängige Stichproben durchgeführt. Welche Jahreszeiten sich signifikant unterschieden, wurde in anschließenden Post-hoc Tests mit Bonferroni-Korrektur (Salkind 2007) ermittelt. Zum Vergleich von Lebensraumstrukturen im Grauspecht-Habitat gegenüber dem vorhandenen Bestand wurde der Mann-Whitney U-Test für unabhängige Stichproben eingesetzt, da viele der Faktoren keine Normalverteilung aufwiesen. Zum Ermitteln von Korrelationen von Variablen untereinander wurde der Spearman-Rang-Test eingesetzt. Um die Varianz der untersuchten Parameter abzubilden werden Konfidenzintervalle auf 95 % Niveau angegeben.

Um zu untersuchen, welchen Anteil die Einflussfaktoren an der Erklärung der Antwortvariablen „Grauspecht-Lebensraum“ haben, wurde ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) mit der Software R Version 3.4.1 (R Core Team 2017) entwickelt. GLMs sind gut geeignet, um ökologische Beziehungen darzustellen und erlauben die Modellierung von Normalverteilungen und allen Verteilungen der Exponentialfamilie (Guisan *et al.* 2002). GLMs basieren im Wesentlichen auf linearer Regression, deren Formel lautet:

$$Y = \alpha + \beta X + \varepsilon$$

wobei  $Y$  für die Response-Variable steht,  $\alpha$  für den Achsabschnitt und  $\beta$  für den Vektor der Regressionskoeffizienten.  $X$  bezeichnet den Vektor der erklärenden Variablen und  $\varepsilon$  beschreibt als Fehlerterm sowohl Meßfehler als auch durch das Modell nicht erklärte Abweichungen.

In Generalisierten Linearen Modellen werden, wie bei linearen Modellen, die erklärenden Variablen ( $X$ ) zu einer Linearkombination zusammengefasst. Sie werden dabei zum Erwartungswert  $\mu = E(Y)$  der Response-Variablen  $Y$  durch eine so bezeichnete Link-Funktion  $g()$  in Beziehung gesetzt. Die allgemeine Formel des GLM lautet:

$$g(E(Y)) = LP = \alpha + \beta X = \alpha + \sum_{j=1}^p \beta_j x_j$$

Dabei gibt  $\alpha$  den Intercept an und  $\beta_j$  stellt den j-ten von insgesamt p Koeffizienten dar. Die eingehenden Variablen erfüllten nach dem Saphiro-Wilk-Test die Voraussetzung der Normalverteilung. Die Prognosewerte wurden deshalb mit der logit-Linkfunktion transformiert. Zur Bewertung der Modellgüte wurde das Akaike Informationskriterium (AIC) verwendet. Dieses belohnt die als Likelihood-Funktion beurteilte Modellgüte und enthält gleichzeitig einen Strafterm, der ein „Overfitting“ durch die Erhöhung der Anzahl der Modellparameter verhindert (Salkind 2007).

Um eine Nutzungsintensität von telemetrisch untersuchten Lebensraumstrukturen quantifizieren und vergleichen zu können, wurde ein Selektionsindex  $E_i$  berechnet (Ivlev 1961).

$$E_i = (r_i - P_i) / (r_i + P_i)$$

Dabei wird die relative Nahrungsnutzung einer Ressource ( $r_i$ ) zur relativen Häufigkeit der Ressource im Lebensraum ( $P_i$ ) ins Verhältnis gesetzt. Der Wert des Selektionsindex kann Werte von -1 (vollständige Meidung eines Lebensraumtyps) bis +1 (vollständige Präferenz eines Lebensraumtyps) annehmen.

### 2.5.2 Auswertung

Die Daten aus der telemetrischen Untersuchung wurden für die Auswertung nach der Jahreszeit eingeordnet. Dazu wurden die Registrierungen in Frühlings-, Sommer-, Herbst- und Winterbeobachtungen entsprechend der astronomischen Jahreszeitenanfänge eingeteilt. Der Aktionsraum des Tieres lag innerhalb des gewählten Gebiets für die Erhebung des Grundbestandes, das mit 3 x 3 km einen größeren Flächenausschnitt umfasste. Habitatnutzung wurde als die Nutzung einer Zusammensetzung aus biotischen und abiotischen Faktoren zur Erfüllung autökologischer Bedürfnisse angenommen (Block & Brennan 1993). Zur Analyse der Habitatnutzung der Grauspechte wurde das Vorkommen der erhobenen Strukturvariablen im festgestellten Habitat mit dem Vorkommen im gesamten Waldbestand durch nicht-parametrische Tests verglichen. Eine Präferenz oder Meidung von Lebensraumstrukturen als biotische oder abiotische Faktoren wurde als Habitatselektion interpretiert.

Um die Relevanz einer Verbindung von Einflussfaktoren zu untersuchen, wurden Kombinationen aus Variablen gebildet. Dieses Vorgehen wurde sowohl für die Ergebnisse über die Lebensraumwahl aus der telemetrischen Untersuchung als auch für die Ergebnisse der Lebensraumwahl aus der Kartierung eingesetzt. Zur Beurteilung von Korrelationen zwischen Variablen wurde der Spearman Rangkoeffizient  $r_{Spearman}$  verwendet, da viele der Untersuchten Landschaftsstrukturen keine Normalverteilung aufwiesen. Schwellenwerte hierzu werden unterschiedlich gehandhabt (z.B. mit  $r_{Spearman} = 0,7$ : Braunisch *et al.* 2013). Bei Variablen, für die eine signifikante Habitatselektion auftrat, wurde in dieser Untersuchung ein niedriger Schwellenwert von  $r_{Spearman} = 0,6$  angewendet.

Die Aktionsräume der telemetrierten Grauspecht-Weibchen wurden mit der Software-Erweiterung „HRE“ (Rodgers 1998) für das Programm ArcView GIS 3.2 ermittelt. Zur Berechnung der Aktionsräume wurde die Minimum-Konvex-Polygon-Kontur (MCP) verwendet, die als häufigste Methode (Harris *et al.* 1990) eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Arbeiten gewährleistet. Dabei wird ein konvexes Polygon um die äußeren Beobachtungspunkte auf Grund des gesamten Datensatzes oder einem definierten Prozentsatz von Beobachtungen gelegt (hier eingesetzt 100 % und 95 %). Um Dichten von Höhlenbäumen, Pilzkonsolen und weiteren mit Punktentfernungsmessung (Point Distance Sampling) erhobenen Parametern zu berechnen, wurde die Software „Distance 6.2“ (Thomas *et al.* 2010) verwendet.

Aus ATKIS-Bestandsdaten des LGLN für das Land Niedersachsen und Hessen aus dem Jahr 2015 wurden mittels GIS Flächeninformationen zu jedem Waldpatch ermittelt. Zusätzlich zur Größe des bewaldeten Gebiets wurden für die drei Flächentypen Grünland, Magerrasen und Siedlung, die direkt an Wald angrenzten oder umschlossen waren, die Flächengrößen ermittelt. Für die beiden Grünlandtypen wurde jeweils die Länge des Berührungsbereichs gemessen.

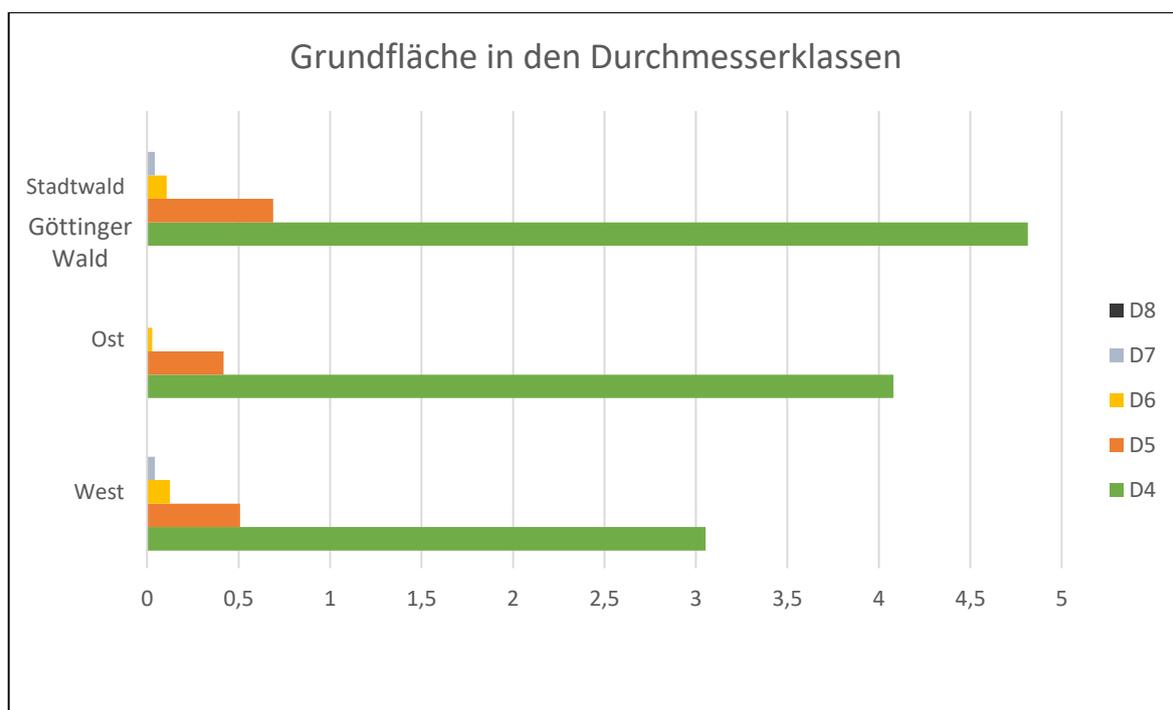
Als Kriterium zur Signifikanzbeurteilung von Effekten wird eine Überschreitungswahrscheinlichkeit von 5 % festgelegt. Weitere Grenzwerte werden durch Sternchen wiedergegeben:

Grenzwert ( $p$ )	Signifikanzniveau (SN)
$p < ,05$	*
$p < ,01$	**
$p < ,001$	***

### 3 ERGEBNISSE

#### 3.1 Untersuchungsgebiet

Aus der Waldbestandserfassung auf den Probepunkten ( $n = 278$ ) im 300 m Abstand ergibt sich eine durchschnittliche Waldgrundfläche von  $18,1 \text{ m}^2/\text{ha}$  für das Gesamtgebiet. Der Abschnitt West weist mit  $17 \text{ m}^2/\text{ha}$  die geringste Bestandsdichte auf. Im Gebiet Göttinger Wald liegt die mittlere Bestandsgrundfläche mit  $21 \text{ m}^2/\text{ha}$  höher. Für die Durchmesserklassen eins bis drei bis zu 50 cm BHD unterscheiden sich die Grundflächen in den Gebietsabschnitten kaum. Die höhere Grundfläche im Göttinger Wald ergibt sich aus der größeren Bestandsdichte von Bäumen mit starkem Brusthöhendurchmesser. Die Durchmesserklassen vier bis sechs weisen im Ausschnitt Stadtwald eine um 35 bis 50 % höhere Grundfläche bezogen auf den Durchschnitt im gesamten Untersuchungsgebiet auf.



**Abb. 8:** Darstellung der Grundflächenmittelwerte [ $\text{m}^2/\text{ha}$ ] nach Durchmesserklassen (D) in den Segmenten des Untersuchungsgebiets

Bäume der Durchmesserklasse sieben kommen im östlichen Segment nicht und mit geringer Grundfläche von  $0,04 \text{ m}^2/\text{ha}$  in den Gebietsteilen West und Göttinger Wald vor. In der Durchmesserklasse acht finden sich Bäume mit  $0,01 \text{ m}^2/\text{ha}$  ausschließlich auf den Probeflächen im Göttinger Wald. Als Hauptbaumart macht die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) im Untersuchungsgebiet Ost im Durchschnitt 46 % und im Gebiet

West 31,9 % der Grundfläche aus. Die Esche (*Fraxinus excelsior*) kommt als zweithäufigste Art mit 10,6 % im östlichen und mit 14,2 % im westlichen Ausschnitt vor. Eichen (*Quercus spec.*) machen im östlichen Gebietsteil 6,5 % der Grundfläche aus, im westlichen mit 13,6 % gut das Doppelte. Insgesamt beträgt der Anteil an Nadelbäumen im Teilausschnitt Ost 22,7 % (davon 16,5 % Fichte, *Picea abies*) und im Gebietsteil West 14,6 % (davon 5,4 % Fichte). Über alle erhobenen Bestandsplots betrachtet waren insgesamt 31 Baumarten (siehe Anhang Tab 38) vertreten.

Für liegendes Totholz findet sich mit durchschnittlich 1,6 Stämmen/ha auch das geringste Vorkommen im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets. Für den Gebietsteil „Ost“ liegt der Durchschnitt bei 2,8 Stämmen/ha und im Göttinger Wald ist das Vorkommen mit 4,1 Totholzstämmen pro Hektar insgesamt am höchsten. Die Birke (*Betula pendula*) macht mit 0,85 Stämmen/ha den Hauptanteil am liegenden Totholz (LTH) aus. 0,33 Stämme/ha sind im Durchschnitt von der Lärche (*Larix decidua*) zu finden und mit 0,19 Stämmen/ha ist Kirsche die dritthäufigste Baumart für liegendes Totholz. Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) kommen mit jeweils 0,14 Stämmen/ha auf den Probeflächen vor. Ein geringerer Anteil der Totholzstücke entfällt auf die Baumarten Fichte mit 0,06 Stämmen/ha und Esche mit 0,04 Stämmen/ha.

Zum Vergleich der Anzahl verfügbarer Höhlen wurden flächenbezogene Dichten mit der Software Distance 6.2 für die Gebietsabschnitte ermittelt. Im östlichen Umland Göttingens kamen Höhlen mit einer Dichte von 20,2 Höhlen / ha vor ( $n = 85$ ). Im westlichen Göttinger Umland wurden 21 Höhlen / ha berechnet ( $n = 38$ ). Für den Wald Göttingen / Geismar ergab sich eine Höhlendichte von 26 / ha ( $n = 136$ ).

## 3.2 Telemetrie

### 3.2.1 Vergleich der Fangmethoden

Als erfolgreichste Methode bewährte sich der Fang mit Japannetzen an einer im Revier eingerichteten Futterstelle. An Höhlen konnte in dieser Untersuchung hingegen nicht erfolgreich gefangen werden. Die Schlafhöhlen ausfindig zu machen, die auf einer Stammhöhe zwischen elf und sechzehn Metern lagen, war zeitaufwändig. Der Kescher ist auf einer solchen Höhe schwierig zu handhaben und darf den Stamm des Höhlenbaumes nicht berühren. Ein Kratzen oder Schaben hätte die sofortige Flucht des Grauspechtes aus der Höhle zur Folge, der einen Prädator wie z.B. einen Marder erwarten würde. Hinzu kommt, dass es schwierig ist den Kescher mit Druck so eng

anliegend am Stamm zu platzieren, dass sich der Grauspecht nicht herausdrücken kann (Schluckebier 2006).

Das Anfüttern im Revier lockt die Grauspechte in der Regel zum Futter. Allerdings mussten die Temperaturen im Frostbereich sein, damit die Grauspechte künstliche Futterstellen nutzen und nicht in allen Revieren suchten die Grauspechte das angebotene Futter auf. Am sichersten nutzen sie dieses, wenn eine Schneedecke die Futtersuche schwieriger macht. In manchen Revieren waren aber möglicherweise eine gute Qualität des Habitats oder bereits länger bekannte und regelmäßig besuchte Futterquellen die Ursache, dass ausgebrachtes Futter nicht angenommen wurde.

### 3.2.2 Fang und Besenderung

Es konnten zwei Grauspecht-Weibchen gefangen und besendert werden. Am 15.02.2013 wurde der erste Grauspecht in Groß Schneen an der Futterstelle mit einem Japannetz gefangen. Es handelte sich um ein Weibchen mit einem Körpergewicht von 133 g. Das Tier wurde mit einen Telemetriesender mit der Frequenz von 150,050 MHz ausgerüstet. Ein zweites Weibchen wurde am 21.01.2014 im Göttinger Stadtwald ebenfalls mit einem Japannetz an der Futterstelle gefangen. Es besaß ein Körpergewicht 150 g und erhielt einen Sender mit einer Funkfrequenz von 150,313 MHz.



**Abb. 9:** Mit Sendern ausgestattete Grauspecht-Weibchen in Groß Schneen (links) und im Stadtwald Göttingen (rechts)

Im Winter 2014/2015, der sehr mild war und erst Ende Januar eine kurze Kälteperiode mit Schneefall mit sich brachte, nutzten die Grauspechte künstliche Futterstellen nicht, obwohl sie sich im Revier in unmittelbarer Nähe aufhielten. Aber auch Buntspechte, die im vorherigen Jahr die Futterstellen häufig genutzt hatten besuchten Futterstellen

in diesem Winter nicht. Mit einem Jahresmittel von 10,2 Grad erreichte das Jahr 2014 Wärmerekordwerte für die letzten 100 Jahre (Schrader 2014).

Zusätzlich wurde deshalb versucht, die Grauspechte durch Anpfeifen gezielt in Büsche im Offenland zu locken, vor denen das Japannetz platziert wurde. Schwierig war dabei, dass die Grauspechte auf Klangattrappen nicht mit direktem Anflug reagieren sondern sich über umliegende Landschaftsstrukturen herantasten bzw. das Gebiet lediglich überfliegen.

### 3.2.3 Ortung der Tiere

Je nach Witterungslage konnten die besenderten Tiere mehrmals täglich bis drei Mal wöchentlich registriert werden. Erfahrungen, in denen der Aufenthaltsort des Grauspechts zunächst nicht gesichtet, nach der Triangulation durch Abfliegen des Tieres jedoch bestimmt werden konnte, weisen auf eine gute Genauigkeit der telemetrischen Punkteverortung von weniger als 10 m Abweichung hin. Es zeigte sich, dass die beobachteten Grauspechte häufig über einen längeren Zeitraum an einem Ort Futter aufnehmen. Durch Witterungen mit Regen, Schnee und Nebel war der Telemetrie-Empfang stark beeinträchtigt, so dass ein Auffinden des Tieres in der Regel nicht möglich war.

Für einen Untersuchungszeitraum vom 08.02.2014 bis zum 10.04.2014 konnten beim ersten besenderten Weibchen (GW1) im Revierforst Groß Schneen 39 Registrierungen ausgewertet werden, die im Winter- und Frühlingszeitraum lagen. Danach verlor das Tier den Sender in einer Baumhöhle, der auch mit einem starken Magneten an einem biegsamen Teleskopstab nicht geborgen werden konnte. Möglicherweise hatte sich die Antenne in der Höhle, die innen zerklüftet war, verhakt und so den Verlust des Senders verursacht. Das Weibchen konnte zwei Tage später an einer anderen Höhle im Revier 300 m entfernt bei Balzaktivitäten beobachtet werden. Vor dem Senderverlust konnten Revierkämpfe mit Staren um die Schlafhöhle beobachtet werden und somit ist ein Höhlenwechsel auf Grund der Konkurrenz wahrscheinlich.

Das Weibchen wurde bis auf eine Lokalisierung im Garten des Siedlungsbereichs ausschließlich im Wald geortet und es gab keine Telemetrie-Ortungen die nicht zu einer Lokalisierung des Tieres führten. In 36 % der Ortungen war eine Verhaltensbeobachtung möglich. In den meisten Fällen reagierte der Grauspecht auf den Beobachter durch Verstecken hinter dem Stamm im Kronenbereich. Bei

Annäherung auf 80 m flog das Tier meist ab, manchmal flüchtete es bereits auf 100 m, selten ließ es den Beobachter näher herankommen.

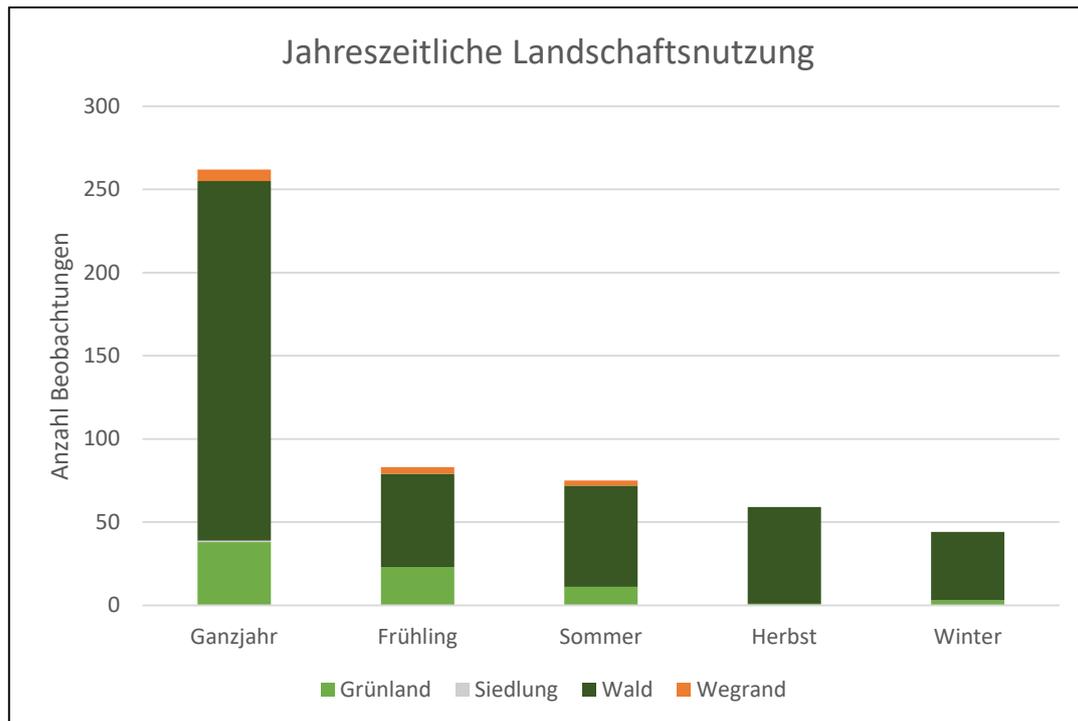
Das mit einem Sender ausgestattete Grauspechtweibchen 2 im Göttinger Stadtwald konnte über den Zeitraum eines Jahres telemetriert und insgesamt 265 Mal zwischen dem 25.01.2014 und dem 06.01.2015 geortet werden. Lediglich in einem einzigen Ortungsversuch am 17.03.2014 war ein Auffinden des Grauspecht-Weibchens nicht möglich. Das bedeutet, dass die Registrierungen den tatsächlich genutzten Aktionsraum sehr gut in seiner gesamten Größe abzeichnen.

Die Fluchtdistanz war im Wald ähnlich wie beim Weibchen 1, ab etwa 80 m flog es ab, wenn sich der Beobachter im Bestand bewegte. Befand sich der Beobachter auf häufig frequentierten Wegen ließ das Tier sich dagegen häufiger beobachten. Ein Teilbereich des Grauspecht-Reviers war das Wildschweingehege, das nicht begangen werden konnte. Vermutlich war dort die Bruthöhle des Weibchens lokalisiert, die trotz intensiver Suche an Höhlenbäumen im Aktivitätszentrum mit Hilfe einer Endoskopkamera nicht gefunden werden konnte. Der Baumbestand im Wildschweingehege wird nicht forstwirtschaftlich genutzt und ist deshalb besonders reich an stehendem und liegendem Totholz starker Durchmesserklassen.

### **3.3 Individuenbasierte Betrachtung der Habitatselektion**

#### **3.3.1 Landschaftsnutzung**

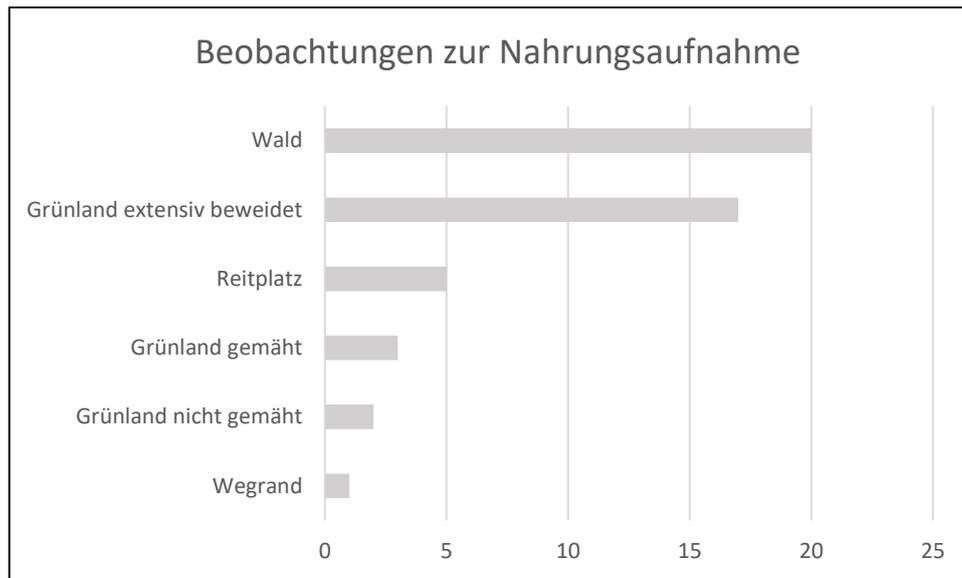
Überwiegend hielt sich das Weibchen über das ganze Jahr betrachtet im Wald auf (216 Ortungen entsprechen 82,4 %), in 38 Beobachtungen (14,5 %) wurde es auf Grünland festgestellt. Weitere Landschaftstypen wurden selten genutzt. Das Weibchen GW2 besuchte den Reitplatz (1,6 % mit 5 Registrierungen), Wegränder (0,65 % mit 2 Registrierungen) und den Siedlungsbereich (0,4 %, eine Beobachtung).



**Abb. 10:** Nutzung der Landschaftstypen nach Jahreszeit (GW2); n=266

Im Frühjahr konnte das Weibchen 86 Mal registriert werden und nutzte hier relativ betrachtet mit 27 % am häufigsten den Landschaftstyp extensives Grünland. In 67,5 % der Beobachtungen wurde der Landschaftstyp Wald und in 4 % wurden Wegränder besucht. Die 76 Ortungen im Sommer setzten sich aus 81 % Waldnutzung, 14,6 % Grünlandnutzung und zu 4 % der Nutzung von Wegrändern zusammen. Im Herbst waren es 60 Beobachtungen, hier war die Waldnutzung mit 98,3 % am höchsten, zu 1,7 % wurde Grünland genutzt. Die Winterregistrierungen von 44 verteilten sich auf 93,2 % Waldregistrierungen und 6,8 % Grünlandregistrierungen auf.

Direkte Beobachtungen der Nahrungsaufnahme im Wald machten 41,7 % aus. Fasst man alle besuchten Grünlandtypen zusammen, so wurde mit 45,8 % der Beobachtungen am häufigsten der Futtererwerb im Offenland festgestellt. Den größten Anteil an besuchtem Grünland (35,4 %) machte dabei extensiv beweidetes Grünland ( $n = 17$ ) aus. In zehn Prozent der Beobachtungen wurde auf dem Reitplatz und in zwei Prozent am Wegrand Nahrung aufgenommen.



**Abb 11:** Häufigkeit der direkten Beobachtungen von Nahrungsaufnahme nach Landschaftstyp am GW2

Die Beobachtungswahrscheinlichkeit für die Beobachtung von Nahrungsaufnahme war für die einzelnen Landschaftstypen unterschiedlich. Im Offenland konnte in 50 - 100 % der Beobachtungen die Nahrungsaufnahme beobachtet werden (im Mittel 71,8 %). Im Wald war dies in 13,1 % der Registrierungen möglich.

Der Ivlev-Index zeigt die unterschiedliche Ausprägung von Bevorzugung oder Meidung von Landschaftstypen in den Jahreszeiten. Dabei wurde der Anteil an Registrierungen in den Landschaftstypen auf ihre relative Häufigkeit im systematischen 100-Meter-Raster Untersuchungsgebiet bezogen.

Allgemein wurde Grünland über das gesamte Jahr betrachtet am stärksten bevorzugt. Im Frühjahr war die Grünlandpräferenz mit einem Indexwert von 0,67 am größten, im Sommer mit 0,46 noch knapp über dem Jahresmittelwert. Während des Herbstes wurde Grünland durch den Grauspecht gemieden, im Winter ergibt sich wieder eine bevorzugte Nutzung mit dem Index von 0,12.

Landschaft	Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Extensiv-Grünland	0,88	0,93	0,46	0,88	0,76
Intensiv-Grünland	-1	-1	-0,55	-1	-1
Wald	0,12	0,02	0,11	0,20	0,18
Siedlung	-0,93	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Wegrand	0,32	0,56	0,49	-1,00	-1,00
Park	0,04	0,07	0,12	0,23	-1,00
Ackerland	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
Garten	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00

**Tab. 6:** Übersicht der jahreszeitlichen Präferenz und Meidung von Landschaftstypen mit Ivlev-Index: -1 = vollständige Meidung bis 1 = vollständige Bevorzugung

Wald wird das gesamte Jahr hindurch bevorzugt genutzt. Der Index zeigt die schwächste Präferenz für diesen Landschaftstyp im Frühling mit 0,02 und schwankt sonst zwischen 0,11 und 0,2. Für Siedlungsflächen zeigt der Index mit einem Wert von -1 die vollständige Meidung durch das Grauspecht-Weibchen an. Für Wegränder belegt der Ivlev-Index eine starke Präferenz im Frühling und Sommer und eine starke Meidung im Herbst und Winter. Für Parklandschaft ist fast durchgehend eine Bevorzugung zu beobachten. Für Ackerland und Garten wurden keine Besuche beobachtet, was sich mit dem Indexwert von -1 als vollständige Meidung dieser Landschaftstypen widerspiegelt.

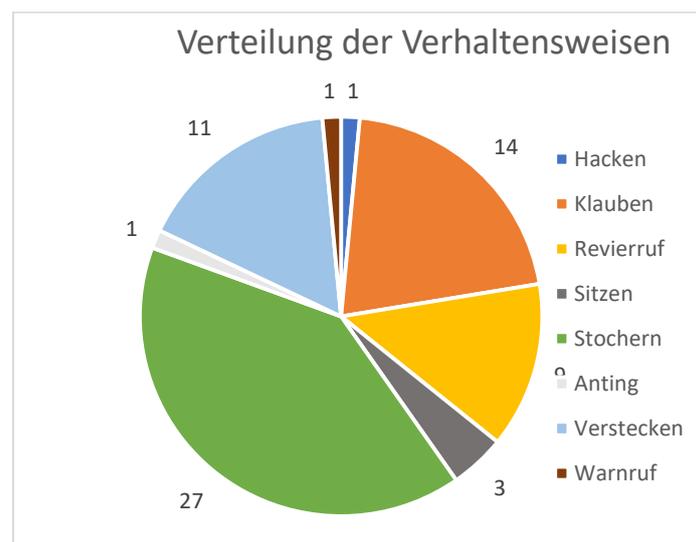
### 3.3.2 Beobachtete Nutzung von Bestandsstrukturen

Bei der Auswertung für diesen Abschnitt wurden ausschließlich Registrierungen einbezogen, die direkte Beobachtungen der Nahrungsaufnahme zuließen. Auf jedes Weibchen entfielen 20 direkte Beobachtungen der Nahrungsaufnahme an Bäumen. Die dazu aufgesuchten Bäume wiesen einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 65 cm auf.

Baumart	MW	N	Min	Max
<i>Fagus sylvatica</i>	66,12	18	38	89
<i>Fraxinus excelsior</i>	82,00	4	78	85
<i>Salix alba</i>	76,50	4	58	83
<i>Prunus avium</i>	57,67	3	28	73
<i>Quercus spec.</i>	57,00	3	22	88
<i>Tilia spec.</i>	87,00	3	84	89
<i>Malus domestica</i>	44,00	2	30	58
<i>Salix fragilis</i>	98,00	2	98	98
<i>Acer platanoides</i>	43,00	1	43	43

**Tab. 7:** Beobachtungen (N) zur Nahrungssuche an Bäumen nach Brusthöhendurchmesser [cm]

In 27 % der Ortungen konnte das Verhalten der telemetrierten Grauspechte beobachtet und registriert werden. Dabei wurden 40 Beobachtungen zur Nahrungsaufnahme an Bäumen gemacht.



**Abb. 12:** Verhaltensbeobachtungen an den beiden besenderten Weibchen (n=67)

Die häufigste zur Nahrungssuche aufgesuchte Baumart mit 18 Beobachtungen war die Rotbuche (*Fagus sylvatica*). Der durchschnittliche Brusthöhendurchmesser betrug bei diesen Bäumen 66,12 cm. In der Durchmesserklasse drei wurde diese Baumart lediglich einmal genutzt. Eschen (*Fraxinus excelsior*) wurden in stärkeren Brusthöhendurchmessern zwischen 78 und 85 cm besucht, Linden (*Tilia spec.*) zwischen 84 und 89 cm.

Auch die Weidenarten, an denen die Nahrungsaufnahme der Grauspechte stattfand, wiesen Stammdurchmesser von mehr als 50 cm auf. Für die Silberweide (*Salix alba*)

wurden Bäume zwischen 58 und 83 cm und für die Bruchweide (*Salix fragilis*) wurde zweimal der gleiche Baum mit 98 cm besucht.



**Abb. 13:** Foto einer mehrmals zur Nahrungssuche im Winter genutzte mehrstämmige Bruchweide (*Salix fragilis*)

Für die Baumarten Wild-Kirsche (*Prunus avium*), Kulturapfel (*Malus domestica*), Eiche (*Quercus spec.*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) wurde Nahrung auch an Bäumen der Durchmesserklasse drei gesucht.

<b>Baumart</b>	<b>MW</b>	<b>n</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>
Fagus sylvatica	66,12	18	38	89
Fraxinus excelsior	82,00	4	78	85
Salix alba	76,50	4	58	83
Prunus avium	57,67	3	28	73
Quercus spec.	57,00	3	22	88
Tilia spec.	87,00	3	84	89
Malus domestica	44,00	2	30	58
Salix fragilis	98,00	2	98	98
Acer platanoides	43,00	1	43	43

**Tab. 8:** Beobachtungen (n) zur Nahrungssuche an Bäumen nach Brusthöhendurchmesser [cm]

Überwiegend wurden Bäume mit Totholzanteilen zum Nahrungserwerb besucht (82,5 %). Lebende Bäume mit großen Totholzästen von mehr als 20 cm hatten dabei mit 32,5 % den größten Anteil, während sie mit kleinen Totholzästen einen Anteil von 15 % ausmachten. Sowohl Bäume mit Astabbrüchen kleiner als 20 cm als auch Bäume mit Astabbrüchen größer als 20 cm wurden jeweils in 17,5 % der Beobachtungen zum Nahrungserwerb aufgesucht. Auf tote Stämmen, die nicht gebrochen waren, entfielen 6 % und auf bereits im Sterbeprozess begriffene Bäume (Baumtyp vier) 3,5 %. Einen Anteil von acht Prozent machten lebende Bäume vom Typ eins ohne Totholzanteile aus.

Im Frühling konnten 15 Beobachtungen zum Nahrungserwerb an Bäumen gemacht werden. In dieser Periode wurde mit 40 % am häufigsten die Rotbuche aufgesucht. Zu jeweils 13,3 % wurde Nahrung an Eschen, Wild-Kirschen und Eichen aufgenommen und jeweils 6,7 Prozent entfielen auf die Nutzung von Linde, Salweide und Kulturapfel. Im Sommer konnten lediglich fünf Besuche von Bäumen zur Nahrungsaufnahme beobachtet werden, die mit 40 % wiederum hauptsächlich auf Rotbuchen entfielen. Zu jeweils 20 % suchte das Weibchen an Eichen, Eschen und Wildapfel nach Insekten. Im Herbst ( $n = 4$ ) wurde in 50 % der Sichtungen an Bruchweiden und in je 25 % an Linden und Rotbuchen geklaubt oder gestochert.

Die meisten Beobachtungen des Nahrungserwerbs an Bäumen konnten im Winter gemacht werden ( $n = 18$ ). Rotbuchen wurden auch in dieser Jahreszeit mit 55,6 % am häufigsten zur Nahrungssuche genutzt. Alle weiteren Baumarten, an denen eine Nahrungssuche im Winter beobachtet werden konnte, wiesen eine rissige Borke auf.

Sie setzten sich aus Salweiden mit 16,7 %, Linden, Eichen, Wildkirschen, Eschen und Spitzahorn mit je 5,6 % zusammen.

### 3.4 Aktionsräume

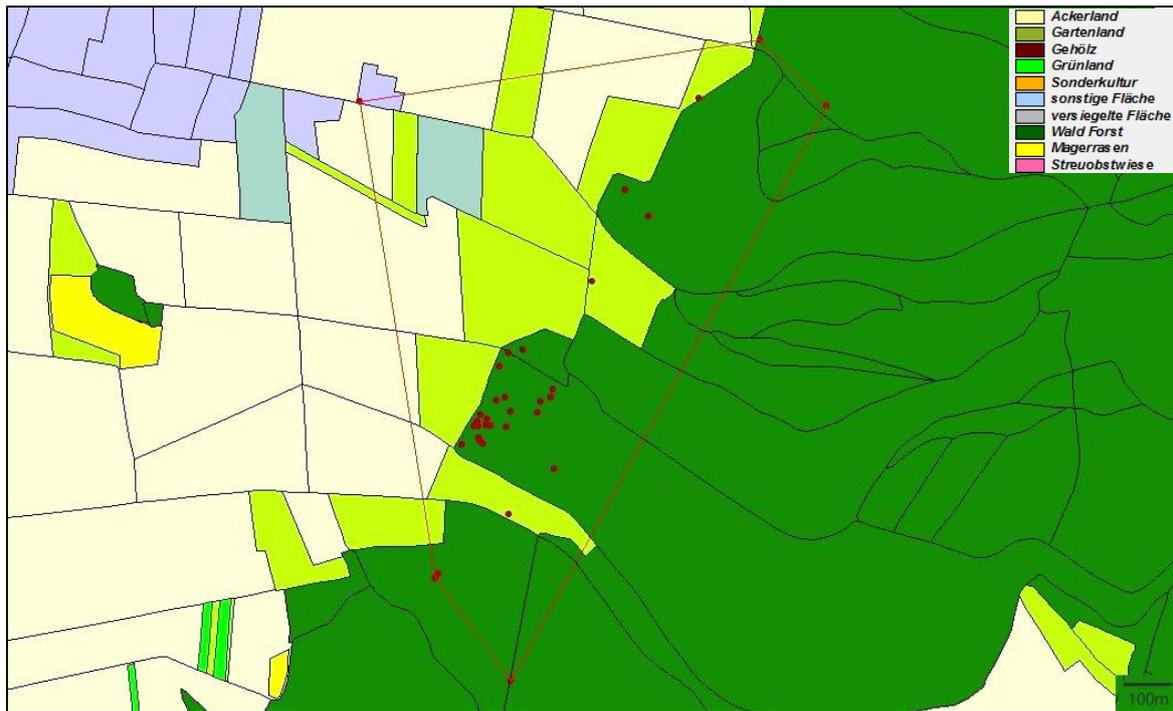
Der Aktionsraum des besenderten Weibchens im Revierforst Groß Schneen betrug insgesamt 76,7 ha (MCP100). Der Aktionsraum entsprach der Größe des zweiten besenderten Weibchens im Stadforst Göttingen sowohl in Bezug auf das Gesamtgebiet als auch auf den im Winter genutzten Bereich.

Weibchen	MCP100 [ha]	MCP95 [ha]	Kernel [ha]	<i>n</i>
G♀1	76,74	52,61	16,79	39
G♀1*	41,29	21,71	16,47	38
G♀2	99,71	63,49	81,39	265

**Tab. 9:** Aktionsraumgrößen der beiden Weibchen über den gesamten Untersuchungszeitraum; MCP = Minimum Convex Polygon, *n* = Anzahl der Beobachtungen, \*Homerange ohne Siedlungspunkt

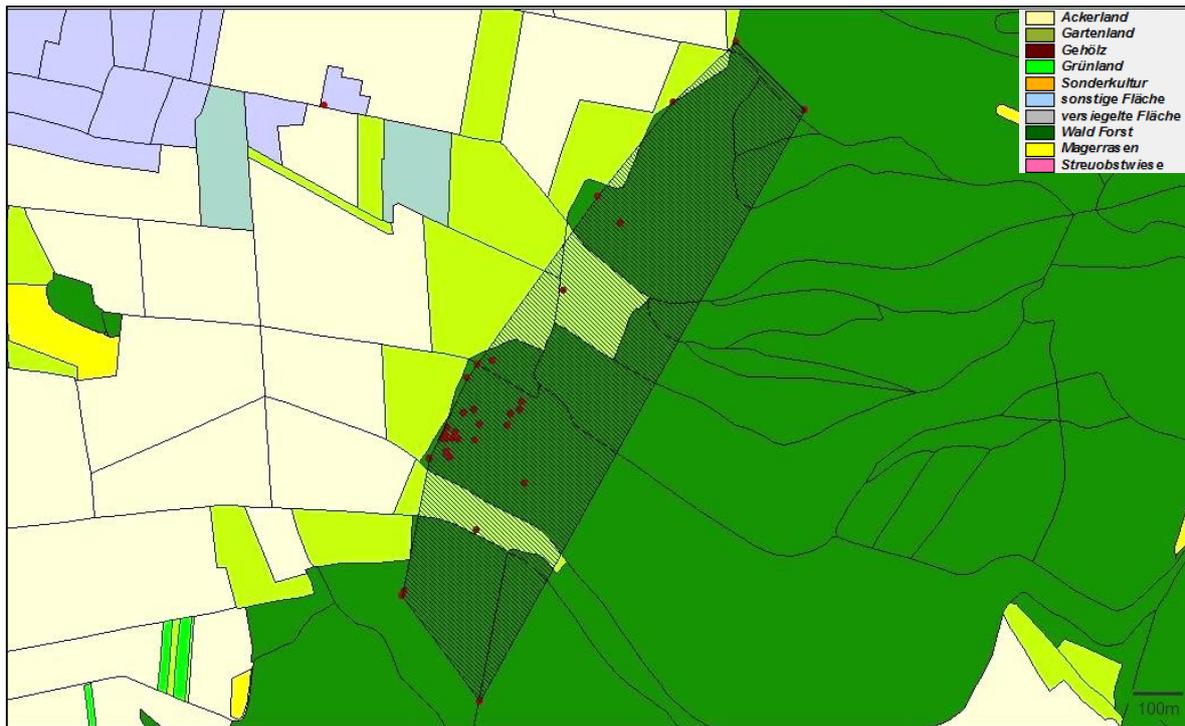
Weitere jahreszeitliche Vergleiche wurden auf Grund der kurzen Erfassungsperiode für das erste Tier nicht vorgenommen.

Der Aktionsraum liegt im Revierforst Groß Schneen ausgeprägt entlang des Waldrandes. Problematisch zeigt sich die Berechnung für dieses Weibchen mit der MCP Methode sowohl mit 100 % als auch 95 % eingeschlossenen Beobachtungspunkten. Durch das einmalige Aufsuchen eines Gartens vermutlich zur Nahrungssuche werden hier große Bereiche von Grün- und Ackerland in den Aktionsraum mit eingeschlossen, in denen keine weiteren Beobachtungen zur Nutzung vorlagen.



**Abb. 14:** Geographische Darstellung der Registrierungen GW1 (als rote Punkte dargestellt) und MCP100 Kontur (rot gerahmt)

Die weitere Homerange-Berechnung erfolgte somit jeweils einmal mit und einmal ohne den innerhalb der Siedlung verorteten Punkt, was die Fläche des Aktionsraumes auf 53,8% der oben angeführten mit allen Registrierungspunkten berechneten Aktionsraumgröße reduziert.



**Abb. 15:** Geographische Darstellung des Aktionsraums des GW1 (gestrichelte Fläche) nach MCP100 ohne Siedlungspunkt, Registrierungen als rote Punkte dargestellt

Da dieser Ortungspunkt aber dennoch eine Relevanz für den Grauspecht hat, da er eine Distanz darstellt, die das Tier zum Aufsuchen einer Ressource zurückgelegt hat, wurde er zur Betrachtung der Bewegungen im Lebensraum berücksichtigt. Hier wurde chronologisch die zurückgelegte Entfernung zwischen registrierten Ortungspunkten, die als unabhängige Beobachtungen gewertet wurden und in Zeitabständen von 45 Minuten bis zu einigen Tagen aufeinander folgten, berechnet.

GW1	MW [m]	Min [m]	Max [m]	<i>n</i>	SD
Frühling	126	0	558	12	160
Winter	243	0	1006	24	292
Gesamt	208	0	1006	38	256

**Tab. 10:** Bewegungen des Grauspecht-Weibchens 2 (GW2) im Homerange nach Jahreszeiten, Anzahl der Beobachtungen (*n*), Mittelwert (MW), Min. und Max. [m] mit Standardabweichung (SD)

Im Winterzeitraum sind sowohl die mittleren als auch die maximal überbrückten Distanzen größer als im Frühjahr. Über den gesamten Beobachtungszeitraum wurden im Mittel 208 m zwischen genutzten Aufenthaltsorten im Lebensraum zurückgelegt.

Der Aktionsraum des besenderten Weibchens im Stadtforst Göttingen (GW2) beträgt nach MCP-Berechnung basierend auf allen Registrierungen (MCP100) über das ganze Jahr betrachtet 99,7 ha.

Der Aktionsraum des Weibchens setzt sich aus 88,4 % Wald (88,1 ha), 4,9% intensiv genutztem Grünland (4,9 ha), 4,2 % extensiv genutztem Grünland (4,2 ha) und 2,5 % versiegelter Fläche (2,54 ha) zusammen. Die Registrierungspunkte zeigen, dass der Aktionsraum nicht gleichmäßig genutzt wird. Von der MCP100-Kontur werden auch Waldbereiche eingeschlossen, die von dem Grauspecht-Weibchen nicht oder vereinzelt genutzt wurden.



**Abb. 16:** Geographische Darstellung des Aktionsraums des GW2 nach Berechnung mit MCP 100% (rote Kontur) und Verteilung der Registrierungspunkte (rot)

Der für den Zeitraum Winter und Frühling zusammen errechnete Aktionsraum des Stadtwald-Grauspechts beträgt 83 ha (N = 129). Jahreszeitlich lässt er sich mit dem des ersten besenderten Weibchens (N = 39) vergleichen, ist jedoch doppelt so groß, lässt man den Siedlungspunkt des GW1 außer Acht.

Bei der Betrachtung der nach Kernel berechneten Aktionsräume tritt die Problematik dieser Methode zu Tage, dass Aktionsräume in mehrfach genutzten Bereichen in Randlage über das tatsächlich genutzte Gebiet ausgedehnt werden. Andere Lebensraumbereiche mit einzelnen gestreuten Registrierungen fallen ganz heraus. Die Darstellung der häufig genutzten Bereiche wurde hier über eine volumenbasierte

Kernelkontur unter Verwendung eines automatisch berechneten Glättungsfaktors ( $h_{ref}$ ) erzeugt (siehe *Tab. 12*). Ein fixierter Glättungsfaktor wurde verwendet, da adaptiv berechnete Glättungsfaktoren bei wenig frequentierten Aktionsraumanteilen im Randbereich problematisch sein können.

Bei einem Vergleich der Aktionsräume nach den verschiedenen Berechnungsmethoden wird die Ausdehnung durch stärker genutzte Landschaftsbereiche am Rand des Aktionsraums bei der dichtegewichteten Kernelkontur über die MCP Kontur hinaus deutlich. Hiervon sind Landschaftstypen betroffen, die von den Grauspechten nicht genutzt wurden (hauptsächlich Grünland und Siedlung).



**Abb. 17:** Geographische Darstellung des Aktionsraums GW2 Vergleich von MCP100%, MCP95% und Kernel, als schwarze Linienbögen zu sehen

Auf Grund dieser Schwächen wurde die Kernel-Methode nicht zur Berechnung der Aktionsraumgröße sondern lediglich zur Abbildung von Aktivitätszentren eingesetzt. Hier eignet sie sich gut, um saisonale Verschiebungen oder Überlagerungen von Aktivitätszentren zu zeigen. Für den Grauspecht-Lebensraum ergibt die MCP-Berechnung mit 95 % der Registrierungspunkte einen kompakten Kernraum, da sich die Aufenthaltsorte des Weibchens in diesem Gebiet gleichmäßig verteilen. Die Berechnungen des MCP mit 95 % der Ortungspunkte ergeben einen Aktionsraum von 63,49 ha, was 63,7 % der berechneten Flächengröße des MCP mit 100 % entspricht.

### 3.4.1 Bewegungen eines Grauspecht-Weibchens im Aktionsraum

Die mittlere Distanz zwischen den genutzten Beobachtungspunkten im Lebensraum für das Grauspecht-Weibchen im Stadtwald über den Gesamtzeitraum betrachtet ist mit 237 m etwas größer als beim ersten Weibchen mit 208 m.

**Tab. 11:** *Bewegungen des Grauspecht-Weibchens 2 (GW2) im Homorange nach Jahreszeiten, Mittelwert (MW), Min. und Max. [m] mit*

<b>GW2</b>	<b>MW</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>N</b>	<b>SD</b>
Frühling	179	0	623	85	161
Sommer	213	0	814	74	176
Herbst	342	0	1201	40	308
Winter	284	0	859	42	225
Gesamt	237	0	1201	263	214

*Standardabweichung (SD)*

Wie beim ersten telemetrierten Tier lässt sich auch für dieses Weibchen die Tendenz beobachten, dass im Winter weitere Entfernungen im Aktionsraum zurückgelegt werden als im Frühling. Am größten sind die mittleren Bewegungsdistanzen im Herbst, in dem auch der Aktionsraum des Tieres am größten ist. Hier ist auch das Maximum an zurückgelegter Distanz mit 1201 m am höchsten.

### 3.4.2 Jahreszeitliche Veränderung des Aktionsraums

Der Aktionsraum des besenderten Grauspecht-Weibchens im Stadtwald Göttingen unterscheidet sich zwischen den Jahreszeiten in der Größe um weniger als einen Hektar zwischen Sommer und Winter und bis zu 35 ha zwischen Frühling und Herbst. Am größten war der Aktionsradius des Tieres im Herbst, hier wurden 66 ha Fläche in den Beobachtungen genutzt. Am kleinsten war der genutzte Lebensraumausschnitt zur Brutperiode (Frühling) mit 31 ha.

Jahreszeit	<i>n</i>	MCP100 [ha]	MCP 95 [ha]	Kernel [ha]	<i>h</i>
Gesamtjahr	264	99,71	63,49	81,38	0,395
Frühling	85	31,01	26,96	34,02	0,476
Sommer	74	59,56	53,62	42,88	0,487
Herbst	40	66,21	58,36	48,49	0,539
Winter	43	60,19	47,67	57,49	0,534

**Tab. 12:** Übersicht jahreszeitlicher Aktionsraumgrößen des GW2 nach MCP 100%, 95% und Kernel (Density) mit Glättungsfaktor *h*; *N* = Anzahl der Ortungen

Die jahreszeitlichen Aktionsräume überlagern sich im Aktivitätszentrum, das dem zentralen Bereich der Kernel-Kontur in der Lage und der Dimension ähnlich ist. In ihrer Größe und Ausdehnung unterscheiden sich die jahreszeitlichen Aktionsräume.



**Abb. 18:** Geographische Darstellung der Überschneidung der jahreszeitlichen Aktionsräume des GW2 (MCP 100%)

Am kleinsten war der beobachtete Aktionsraum mit 31,01 ha im Frühling, am größten im Herbst mit einer Fläche von 66,21 ha. Die Aktivitätszentren verschoben sich jahreszeitlich ebenfalls, was mit der Kernel-Kontur abgebildet wurde. Während der Brutperiode im Frühling zeigt die Kernel-Kontur drei Aktivitätszentren, die alle im oder am Rand von extensivem Grünland liegen. Im Winter wird dagegen lediglich ein einziger intensiv genutzter Bereich sichtbar, der deutlich weiter im Waldbestand lokalisiert ist.



**Abb. 19:** Geographische Darstellung der Verschiebung von Aktivitätszentren (nach Kernelberechnung) zwischen Winter und Brutperiode (Frühling)

Zur Betrachtung der Größe wird die MCP100-Berechnung herangezogen. Es zeigt sich ein wesentlich kleinerer Aktionsraum zur Brutzeit, der von der im Winter genutzten Fläche fast gänzlich eingeschlossen ist. Im Frühling wurden Bereiche des Aktivitätszentrums aus der Winterperiode als auch alle vorhandenen extensiven Grünlandflächen in der näheren Umgebung vom Grauspecht-Weibchen besucht.



**Abb. 20:** Geographische Darstellung der Verschiebung der genutzten Aktionsräume zwischen Winter und Brutperiode (Frühling) MCP (100%)

Der Winter-Aktionsraum war mit 60,19 ha annähernd doppelt so groß wie der im Frühling genutzte Bereich von 31,01 ha. Zur Winterperiode setzte sich der Lebensraum aus 81,6 % Waldfläche, 8,1 % intensivem und 7 % extensivem Grünland und 2,5 % Siedlungsfläche zusammen. Im Frühling war der Anteil von Wald mit 69 % geringer, dafür machten intensives Grünland 13,2 % und extensives Grünland 13,5 % der Homerange aus. Der Anteil der Siedlungsfläche betrug 3,9 %.

Die Kernel-Kontur zeigt, dass die Aktivitätszentren zwischen den Jahreszeiten Sommer und Herbst räumlich wenig verschoben waren.



**Abb. 21:** Geographische Darstellung der Aktivitätszentren (nach Kernelberechnung) zwischen Sommer und Herbst

Im Sommer wurden die extensiven Grünlandbereiche nicht mehr so intensiv genutzt und das Kerngebiet der Aufenthalte verlagerte sich überwiegend in den Bestand. Der Aktionsraum schloss 81,4 % Waldfläche, 8,2 % Intensiv-Grünland, 7,1 % Extensiv-Grünland und 3,3 % Siedlungsfläche ein. Zwischen Sommer und Herbst unterscheiden sich die Aktionsräume in ihrer Größe lediglich um 6,7 ha.



**Abb. 22:** Geographische Darstellung der Verschiebung der Aktionsräume zwischen Sommer und Herbst MCP (100%)

Im Herbst war der genutzte Lebensraum am größten und zeigt die Ausdehnung in Waldbereiche, die im übrigen Jahresabschnitt nicht besucht wurden. Zu dieser Jahreszeit war der Anteil der Waldfläche am Aktionsraum mit 87,4 % am höchsten. Intensiv genutztes Grünland machte 3 % und extensiv genutztes 6,3 % der Fläche aus, Siedlungsfläche war mit 3,2 % vertreten.

Landschaft	Gesamtjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Wald	0,18	0,06	0,14	0,17	0,14
Siedlung	-0,70	-0,58	-0,63	-0,65	-0,63
Intensiv-Grünland	-0,32	0,16	-0,08	-0,52	-0,08
Extensiv-Grünland	0,65	0,87	0,77	0,75	0,77

**Tab. 13:** Übersicht der jahreszeitlichen Nutzungspräferenz verschiedener Landschaftstypen nach Ivlev-Index: -1=vollständige Meidung bis 1: vollständige Bevorzugung

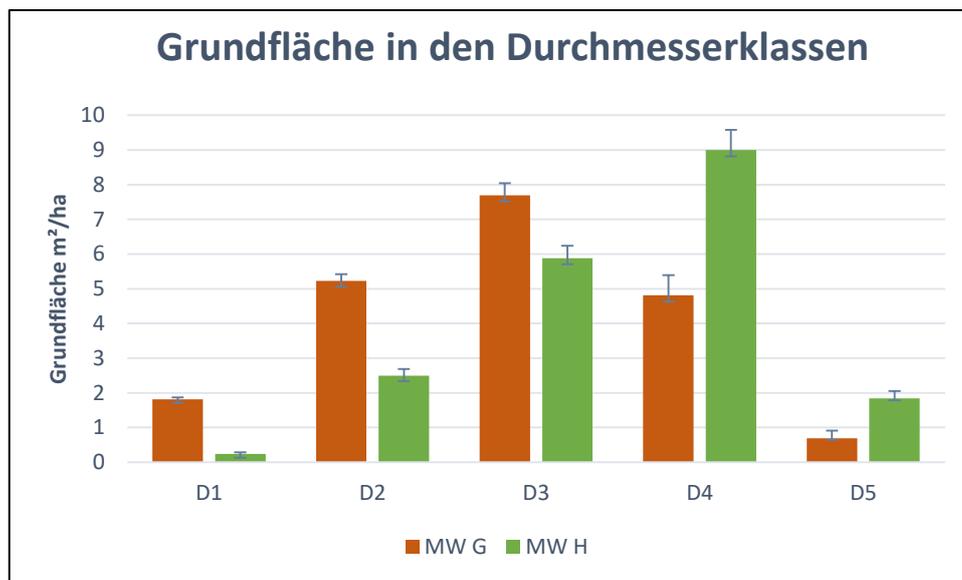
Der aus den Landschaftsanteilen am Aktionsraum ermittelte Ivlev-Index zeigt die über das ganze Jahr durchgehende Bevorzugung von Wald mit einem Wert zwischen 0,06 im Frühling und 0,17 im Herbst. Für das gesamte Jahr ergibt sich ein Index von 0,18 und ist vergleichbar mit der ermittelten Präferenz aus den Registrierungen des Grauspecht-Weibchens (siehe Tab. 6). Für den Siedlungsbereich zeigt sich hier ebenfalls eine durchgehende Meidung. Für intensiv genutztes Grünland ergibt sich hier nur im Frühling eine schwache Präferenz, in den übrigen Jahreszeiten dagegen eine schwache bis mittlere Meidung. Extensiv bewirtschaftetes Grünland wird dagegen zu allen Jahreszeiten im Untersuchungsgebiet stark bevorzugt mit einem Ivlev-Index von 0,65 über das gesamte Jahr. In den einzelnen Jahreszeiten im Herbst mit 0,75 und im Frühling mit 0,87 liegt der Präferenzwert noch etwas höher.

### 3.5 Habitatselektion der telemetrierten Grauspechte

Hier werden die Ergebnisse zur Nutzung von Waldbestandsstrukturen des Grauspecht-Weibchens im Göttinger Stadtwald aus den Probepunkten der Grundbestands-Erfassung ( $n = 599$ ) und den Grauspecht-Registrierungspunkten ( $n = 150$ ) dargestellt. Für die mit Punktentfernungsmessungen erhobenen Waldstrukturen ergab sich keine signifikante Habitatselektion.

### 3.5.1 Durchmesserklassen

Es zeigt sich in der Lebensraumwahl des telemetrierten Weibchens im Stadforst Göttingen eine deutliche Bevorzugung von Waldbeständen mit hohem Anteil von Bäumen starker Durchmesserklassen. Für die schwächeren Durchmesserklassen eins bis drei zeigt sich eine singnifikante Meidung im MWU-Test. Je kleiner dabei die betrachtete Durchmesserklasse ist, desto weniger kommt sie im genutzten Lebensraum vor.



**Abb. 23:** Vorkommen der Durchmesserklassen im Gesamtbestand (G) und Grauspecht-Habitat (H), Mittelwerte (MW) mit Standardfehler (SEM)

Signifikant bevorzugt werden Bäume der Durchmesserklasse 4 (BHD von 51 - 75 cm), die im Lebensraum gegenüber dem Gesamtbestand mit einer fast doppelt so großen Grundfläche von 9 m²/ha vorkommen ( $p < ,001$ ). Ebenso so stark bevorzugt ist die nächstgrößere BHD-Klasse 5 von 76 - 100 cm. Bäume mit diesem Stammdurchmesser kommen seltener vor und findet sich gegenüber dem Vorkommen im Gesamtbestand im Habitat des Grauspechts mit 2,7facher Grundfläche von 1,84 m²/ha.

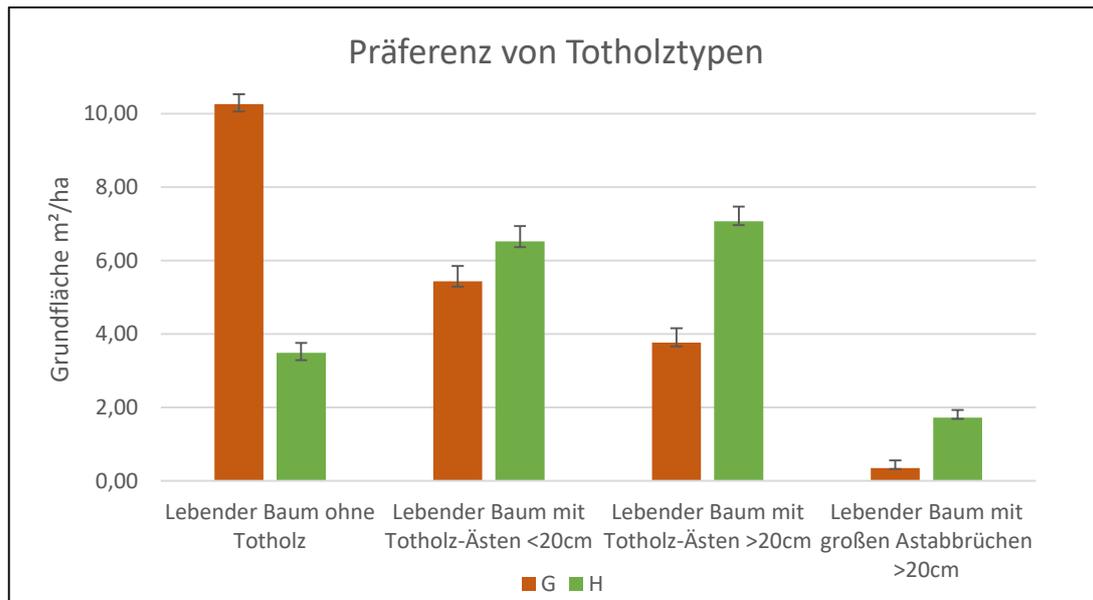
BHD-Klasse	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
D1 (<5 cm)	1,818	0,237	***	1,381	2,667	0,141	0,379
D2 (6-25 cm)	5,225	2,494	***	3,707	6,152	1,144	2,692
D3 (26-50 cm)	7,695	5,884	***	4,096	8,588	3,873	6,864
D4 (51-75 cm)	4,815	8,999	***	4,248	6,758	6,401	10,039
D5 (76-100 cm)	0,689	1,837	***	0,472	1,201	1,423	3,043

**Tab. 14:** Ergebnis MWU-Test: Bevorzugte Durchmesserklassen (Brusthöhendurchmesser in cm), G=Gesamtbestand (n=599), H=Grauspecht-Habitat (n=150), Mittelwerte (MW) der Grundflächen [m<sup>2</sup>/ha], unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Werden die BHD-Klassen oberhalb eines definierten Klassenwerts zusammengefasst betrachtet, so liegt im Grauspecht-Habitat die Grundfläche von allen Bäumen mit mehr als 50 cm BHD um 92,7 % höher als das Grundflächenvorkommen im gesamten Bestand (10,9 m<sup>2</sup>/ha,  $p < ,001$ ). Bäume aller Durchmesserklassen von mehr als 70 cm BHD kommen mit 1,9 m<sup>2</sup>/ha mit 1,3facher Grundfläche vor ( $p < ,001$ ).

### 3.5.2 Stehendes Totholz im Bestand

Eine Selektion durch das Grauspecht-Weibchen zeigt sich für vitale Bäume mit Totholzanteilen. Lebende Bäume ohne Totholz kommen im Grauspecht-Lebensraum mit einer um 66 % niedrigeren Grundfläche von 3,49 m<sup>2</sup>/ha vor gegenüber dem Gesamtbestand mit 10,26 m<sup>2</sup>/ha ( $p < ,001$ ). Bäume mit kleinen Totholzästen < 20 cm finden sich mit einer um 19,4 % höheren Grundfläche von 6,52 m<sup>2</sup>/ha im Habitat ( $p < ,05$ ). Für Bäume mit kleinen Astabbrüchen von < 20 cm lässt sich kein signifikanter Gruppenunterschied im MWU-Test feststellen.



**Abb. 24:** Vorkommen von Bäumen nach Anteil von Totholz im Gesamtbestand (G) und Grauspecht-Habitat (H), Mittelwerte (MW) der Grundflächen mit Standardfehler

Lebende Bäume, die große Totholz-Äste aufweisen, kommen mit einer um 87,67 % höheren Grundfläche von 7,07 m<sup>2</sup>/ha im Lebensraum des Grauspecht-Weibchens im Stadforst vor ( $p < ,001$ ). Für die seltenen Bäume mit großen Astabbrüchen von mehr als 20 cm lässt sich ein 3,9faches Mehrvorkommen mit 1,72 m<sup>2</sup>/ha Bestandsgrundfläche feststellen ( $p < ,001$ ). Für Bäume, die sich überwiegend bereits im Verfall befinden, liegt die Grundfläche mit 0,24 m<sup>2</sup>/ha zwar um 97,98 % höher, dieser Unterschied ist jedoch nicht signifikant. Ebenso verhält es sich mit abgestorbenen Bäumen mit gebrochenem Stamm (0,22 m<sup>2</sup>/ha im Habitat) und abgestorbenen Bäumen mit erhaltenem Stamm (0,14 m<sup>2</sup>/ha im Habitat), die mit 21,64 % und 24,89 % mehr Grundfläche im Lebensraum der Grauspechte vorkommen, jedoch im Test keine Signifikanz aufweisen.

### 3.5.3 Rindenstruktur

Bäume mit glatter Rinde machen im Lebensraum der Grauspechte im Vergleich zum Vorkommen im Bestand um 42,3 % weniger Grundfläche aus ( $p < ,001$ ). Diesen Rindentyp besitzen 75 % der Bäume im Waldbestand und er ist damit am häufigsten vertreten. Mit 27,6 % mehr Grundfläche kommen Bäume mit tiefrissiger Borke (Furchung > 1,5 cm) im Grauspecht-Habitat vor ( $p < ,001$ ).

Rindentyp	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Glatt	13,91	9,77	***	12,81	14,51	7,35	10,23
Tiefrissig	0,87	1,98	***	0,56	1,14	1,61	2,91
Schwachrissig	4,36	6,10	***	3,34	4,75	4,71	6,92

**Tab. 15:** Bevorzugung von Rindentypen in der Lebensraumwahl, Mittelwerte (MW) der Grundflächen [ $m^2/ha$ ], G=Gesamtbestand ( $n=599$ ), H=Grauspecht-Habitat ( $n=150$ ), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, SN=Signifikanzniveau

Die Grundfläche von Bäumen mit schwachrissiger Borke (Furchung < 1,5 cm) ist mit 6,1  $m^2/ha$  im Lebensraum um 29,9 % höher als im gesamten Waldbestand ( $p < ,001$ ).

### 3.5.4 Baumarten

Eine Baumartenpräferenz auf Bäume aller Durchmesserklassen und Baumtypen bezogen zeigt das telemtrierte Weibchen für Eichen und Linden, eine Unterrepräsentanz lässt sich für die Baumarten Rotbuche, Bergahorn und Birke feststellen. Die Grundfläche an Eichen ist im Lebensraum mit 1,03  $m^2/ha$  fast doppelt so groß wie im gesamten Bestand ( $p < ,001$ ). Die Linde kommt im Lebensraum gegenüber dem untersuchten Bestand sogar mit drei Mal so großer Grundfläche von 1,08  $m^2/ha$  vor ( $p < ,001$ ).

Baumarten	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Eiche	0,58	1,03	***	0,27	1,42	0,92	2,41
Linde	0,34	1,08	***	0,07	1,19	0,65	2,07
Rotbuche	10,38	9,08	***	6,12	12,86	7,48	9,4
Bergahorn	1,82	1,02	***	1,61	2,91	0,65	1,69
Birke	0,24	0,01	***	0,03	0,93	0,00	0,09

**Tab. 16:** Übersicht des Baumartenvorkommens im Grauspecht-Lebensraum, Mittelwerte (MW), Ergebnisse des MWU-Tests,  $n(G)=599$ ;  $n(H)=150$ ; G=Gesamtbestand, H=Habitat, SN=Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Für die Baumarten ergeben sich unterschiedliche Präferenzen von Kombinationstypen. Für Rotbuchen und Eschen lässt sich eine Präferenz ab einem BHD von 50 cm feststellen, während Linden bereits ab einem Brusthöhendurchmesser von < 25 cm bevorzugt genutzt werden.

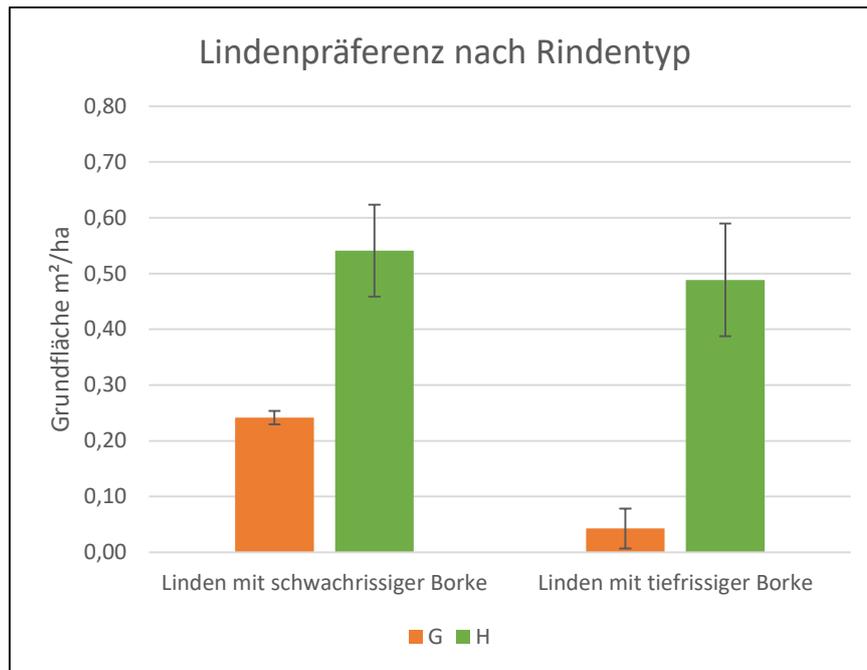
#### **6.3.4.1 Eiche (*Quercus spec.*)**

Für Eichen zeigt sich eine Präferenz von Bäumen der Durchmesserklasse fünf zwischen 76 - 100 cm, die sich mit einer Grundfläche von 0,42 m<sup>2</sup>/ha mit 4,3fachem Mehrvorkommen im Grauspecht-Lebensraum finden lassen ( $p < ,05$ ). Signifikant häufiger sind hier außerdem Eichen mit einer tiefrissigen Borke vertreten (3,8fach mit 0,88 m<sup>2</sup>/ha;  $p < ,01$ ) und Eichen mit großen Astabbrüchen (5,9fach mit 0,51 m<sup>2</sup>/ha;  $p < ,01$ ). Eichen mit einer Kombination dieser beiden Merkmale sind verglichen mit dem gesamten Bestand im Habitat mit einer Grundfläche von 0,5 m<sup>2</sup>/ha sogar 8,9 Mal so viel vorhanden ( $p < ,01$ ).

#### **6.3.4.2 Linde (*Tilia spec.*)**

Linden finden sich bereits in der Durchmesserklasse drei gegenüber dem Gesamtbestandsvorkommen 2,6mal so häufig im Habitat; die Grundfläche beträgt hier 0,35 m<sup>2</sup>/ha ( $p < ,05$ ). Für Bäume der Durchmesserklasse vier, die mit 3,5facher Häufigkeit im Lebensraum auftritt (0,41 m<sup>2</sup>/ha,  $p < ,001$ ), lässt sich eine stärkere Bevorzugung durch das Grauspecht-Weibchen feststellen. Es zeigt sich, dass an Linden außerdem das Vorhandensein von Tot-Ästen an lebenden Bäumen eine Rolle für die Bevorzugung spielt. Während sich Linden mit kleinen Tot-Ästen von weniger als 20 cm mit einer Grundfläche von 0,32 m<sup>2</sup>/ha bereits mit 2,2facher Häufigkeit ( $p < ,05$ ) finden, kommen Linden mit starken Tot-Ästen von mehr als 20 cm sogar mit einer 5,4fachen Grundfläche von 0,5 m<sup>2</sup>/ha im Bereich des genutzten Lebensraums vor ( $p < ,001$ ).

Auch für die Rindenstruktur ergeben sich signifikante Gruppenunterschiede. Je tiefrissiger die Rindenfurchung ist, desto größer ist das Mehrvorkommen im Grauspecht-Lebensraum. Mit einer 2,2 Mal so großen Grundfläche von 0,54 m<sup>2</sup>/ha kommt die Linde mit schwachrissiger Borke im Lebensraum vor ( $p < ,05$ ). Besitzt die Rinde bereits Fissuren von mehr als 2,5 cm, so findet sie sich mit 11,4facher Grundfläche von 0,49 m<sup>2</sup>/ha im Lebensraum ( $p < ,001$ ).



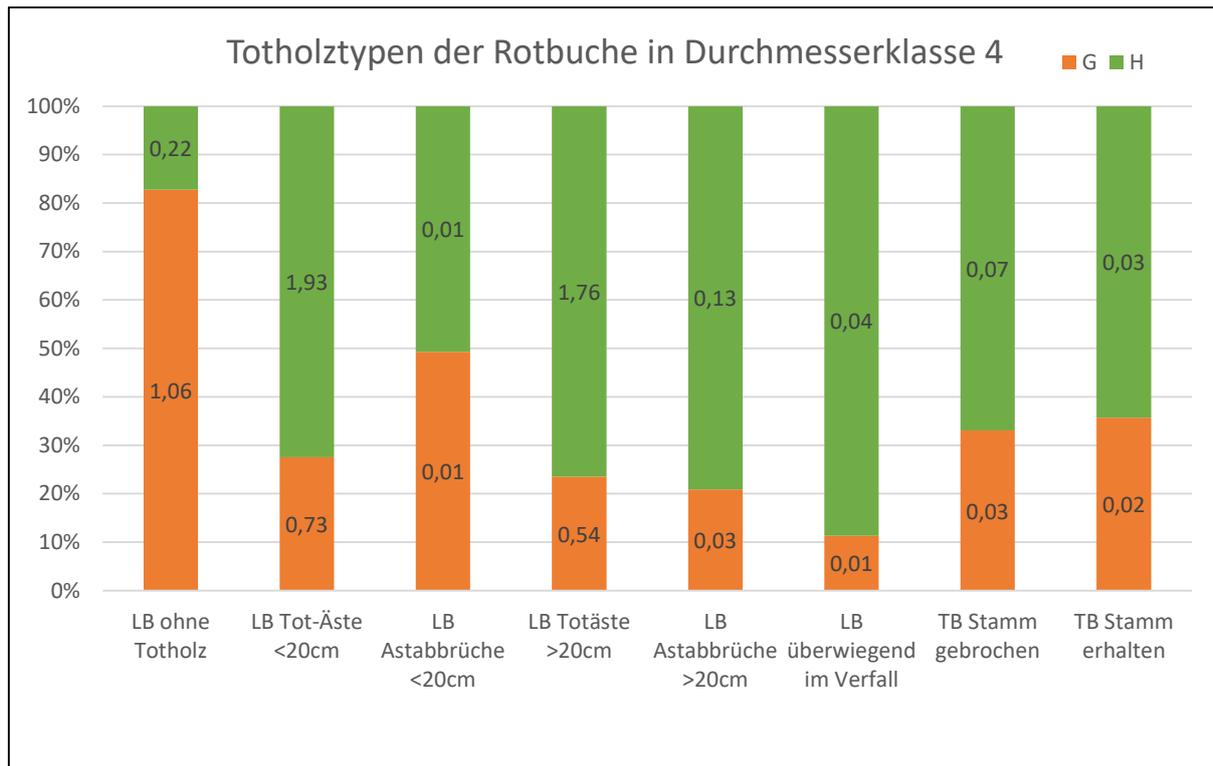
**Abb. 25:** Vorkommen von Linden mit unterschiedlicher Rindenstruktur im gesamten Bestand (G) und im Grauspecht-Habitat (H) mit Standardfehler

Linden mit tief gefurchter Borke und einem BHD zwischen 51 - 75 cm finden sich mit 0,02 m<sup>2</sup>/ha im Gesamtbestand und weisen eine 16 mal so große Grundfläche mit 0,32 m<sup>2</sup>/ha im Habitat des Grauspechts auf ( $p < ,001$ ).

#### 6.3.4.3 Rotbuche (*Fagus sylvatica*)

Während die Rotbuche insgesamt mit etwas geringerer Grundfläche im Lebensraum der Grauspechte auftritt als sie im gesamten Bestand durchschnittlich vorkommt, lassen sich für Rotbuchen mit bestimmten Eigenschaften deutliche Präferenzen ablesen. Ab einem Brusthöhendurchmesser von mehr als fünfzig Zentimetern lässt sich ein signifikantes Mehrvorkommen der Rotbuche im Lebensraumbereich des Grauspechts feststellen und tritt mit 1,7 Mal so großer Grundfläche von 4,18 m<sup>2</sup>/ha auf ( $p < ,001$ ).

Besonders der Anteil an Totholz an lebenden Bäumen spielt für die Bevorzugung der Rotbuche eine Rolle. Für die Durchmesserklasse drei zeigt sich bei Betrachtung der Baumtypen, dass die Grundfläche von Bäumen dieser Stammstärke ohne Totholz mit 1,07 m<sup>2</sup>/ha nur knapp halb so groß ist wie im Gesamtbestand ( $p < ,001$ ). Wenn sie tote Äste besitzt kommt sie dagegen mit 1,6facher Häufigkeit in einer Grundfläche von 0,68 m<sup>2</sup>/ha im Habitat vor ( $p < ,05$ ). Für Rotbuchen ab der Durchmesserklasse vier lässt sich, sofern sie Totholzteile aufweisen, ein Mehrvorkommen feststellen, allerdings sind nicht alle Unterschiede im MWU-Test signifikant.



**Abb. 26:** Graphische Darstellung des prozentualen Vorkommens der Rotbuche der Durchmesserklasse 4 im Grauspecht-Habitat und Gesamtbestand, LB=Lebender Baum, TB=Toter Baum, Grundflächenwerte als Beschriftungen in m²/ha

Eine Signifikanz weisen die Unterschiede für das Vorkommen von Rotbuche ohne Totholz auf, die im Grauspecht-Lebensraum gegenüber dem Bestandsvorkommen nur 34 % der Grundfläche ausmachen ( $p < ,001$ ). Ebenso für Rotbuchen mit kleinen Tot-Ästen, die im Habitat mit 2,6 Mal so großer Grundfläche vorkommen ( $p < ,05$ ) und für Rotbuchen mit großen Tot-Ästen mit einem 3,3fach größeren Grundflächenvorkommen ( $p < ,001$ ).

#### 6.3.4.4 Esche (*Fraxinus excelsior*)

Für die Esche gleichen sich die mittleren Grundflächen im Grauspecht-Habitat und im gesamten Bestand über alle Totholztypen betrachtet. Im unetrachteten Lebensraum ist dabei der Anteil an Eschen mit stärkeren Stammdurchmessern und Anteilen von Totholz an der Grundfläche gegenüber dem Gesamtbestand höher. Bäume dieser Art machen hier in der Durchmesserklasse drei nur 62 % vom Grundflächenvorkommen des Gesamtbestands aus ( $p < ,001$ ). In der Durchmesserklasse vier finden sie sich dagegen mit 2,3fach höherer Grundfläche von 2,26 m²/ha im Habitat ( $p < ,001$ ).

Ohne Totholzanteile finden sich Eschen im Grauspecht-Lebensraum lediglich mit 30 % der Grundfläche, die sie im Gesamtbestand ausmachen ( $p < ,001$ ). Lebende Bäume mit kleinen Astabbrüchen finden sich zu 30 % weniger (nicht signifikant), Bäume mit kleinen Tot-Ästen zu 30 % mehr ( $p < ,05$ ) Grundfläche im Habitat.

Totholztypen der Esche	MW G	MW H	SN	KI-95G	KI+95G	KI-95H	KI+95H
Lebender Baum ohne Totholz	1,91	0,64	***	1,18	2,44	0,11	1,39
Lebender Baum mit Totholz-Ästen <20cm	1,10	1,44	*	0,56	1,41	1,05	1,95
Lebender Baum mit kleinen Astabbrüchen <20cm	0,06	0,04		0,03	0,26	0,01	0,27
Lebender Baum mit Totholz-Ästen >20cm	0,76	1,51	***	0,03	1,15	0,95	2,44
Lebender Baum mit großen Astabbrüchen >20cm	0,10	0,29	*	0,04	0,39	0,06	0,76
Lebender Baum überwiegend im Verfall	0,02	0,03		0,01	0,18	0,01	0,19
Toter Baum, Stamm gebrochen	0,01	0,01		0,00	0,11	0,01	0,13

**Tab. 17:** Mittleres Grundflächenvorkommen [ $m^2/ha$ ] von Eschen nach Totholzanteilen im Grauspecht-Habitat (H) und Gesamtbestand (G), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, SN: Signifikanzniveau, MW: Mittelwert

Für Eschen mit großen Tot-Ästen von mehr als 20 cm Durchmesser liegt das mittlere Vorkommen im Habitat mit  $1,51 m^2/ha$  gegenüber dem Bestandsvorkommen fast doppelt so hoch ( $p < ,001$ ). Auch Eschen mit großen Astabbrüchen kommen mit 2,9facher Grundfläche im Lebensraum vor ( $p < ,05$ ). Seltener sind Eschen, die sich überwiegend im Verfall befinden oder abgestorben sind. Mit einer größeren Grundfläche von  $0,03 m^2/ha$  und  $0,01 m^2/ha$  treten diese Baumtypen an der Esche etwas häufiger im Grauspecht-Habitat auf als im Gesamtbestand, der Unterschied ist nicht signifikant.

Auch die Rindenstruktur spielt bei der Präferenz von Eschen eine Rolle. Weisen Eschen noch keine Rissigkeit der Borke auf, kommen sie mit nur 13,9 % der Grundfläche des Gesamtvorkommens im Lebensraum des Grauspechts vor ( $0,23 m^2/ha$ ,  $p < ,001$ ). Wenn die Borke schwachrissig ist, findet sich diese Baumart mit 1,69fach so großer Grundfläche von  $3,59 m^2/ha$  ( $p < ,001$ ). Ein besonders starkes Mehrvorkommen ergibt sich für Eschen der Durchmesserklasse fünf in Kombination mit einer schwachrissigen Borke. Während dieser Baumtyp im gesamten Bestand mit einer Grundfläche von  $0,01 m^2/ha$  auftritt, beträgt die Grundfläche im Lebensraum des Grauspecht-Weibchens mit  $0,23 m^2/ha$  das 22,6fache ( $p < ,01$ ).

#### **6.3.4.5 Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*)**

Für den Bergahorn zeigt sich eine allgemein über alle Bäume festgestellte Meidung in den Durchmesserklassen eins bis drei, Bäume über 50 cm BHD kommen dagegen mit einer Grundfläche von 0,49 m<sup>2</sup>/ha 1,7fach häufiger im Habitat des Grauspecht-Weibchens vor ( $p < ,05$ ). Am stärksten ist das Mehrvorkommen von Bäumen dieser Art mit einem BHD von 51-75 cm, die große Totholzäste von mehr als 20 cm und eine plättchenförmige Schuppenborke besitzen. Sie kommen gegenüber dem Gesamtbestand mit einer um 1,7 Mal höheren Grundfläche von 0,25 m<sup>2</sup>/ha im Grauspecht-Habitat vor ( $p < ,01$ ). Auch in der Durchmesserklasse drei findet sich hier Bergahorn mit 1,3 Mal mehr Grundfläche, wenn die Bäume stärkere Tot-Äste tragen (0,37 m<sup>2</sup>/ha,  $p < ,001$ ).

#### **6.3.4.6 Feldahorn (*Acer campestre*)**

Für den Feldahorn zeigt sich ein signifikant größeres Vorkommen von Bäumen mit schwach rissiger Borke im Grauspecht-Habitat unabhängig vom Brusthöhendurchmesser. Im Lebensraum kommt dieser Feldahornotyp mit einer Grundfläche von 0,29 m<sup>2</sup>/ha im Vergleich zum gesamten Bestand mit dreifacher Häufigkeit vor ( $p < ,05$ ).

### **3.5.5 Liegendes Totholz**

Für liegendes Totholz zeigt sich eine Bevorzugung in der Lebensraumwahl durch das Weibchen im Göttinger Stadtwald. Im untersuchten Bestand kommt liegendes Totholz ab einem Durchmesser von mehr als 25 cm am starken Ende mit 3,1 Stämmen/ha im Mittel vor. Im Lebensraum des Grauspechts ist das durchschnittliche Vorkommen mit 6,6 Stämmen/ha mehr als doppelt so hoch ( $p < ,001$ ). In dieser Dimension findet sich Totholz in der größten Stammzahl im Bestand. Für Totholzstücke mit einem Durchmesser von 51-75 cm finden sich im Vergleich zum Vorkommen im gesamten Bestand 3,2 Mal so viele Stämme pro Hektar im Habitat ( $p < ,01$ ).

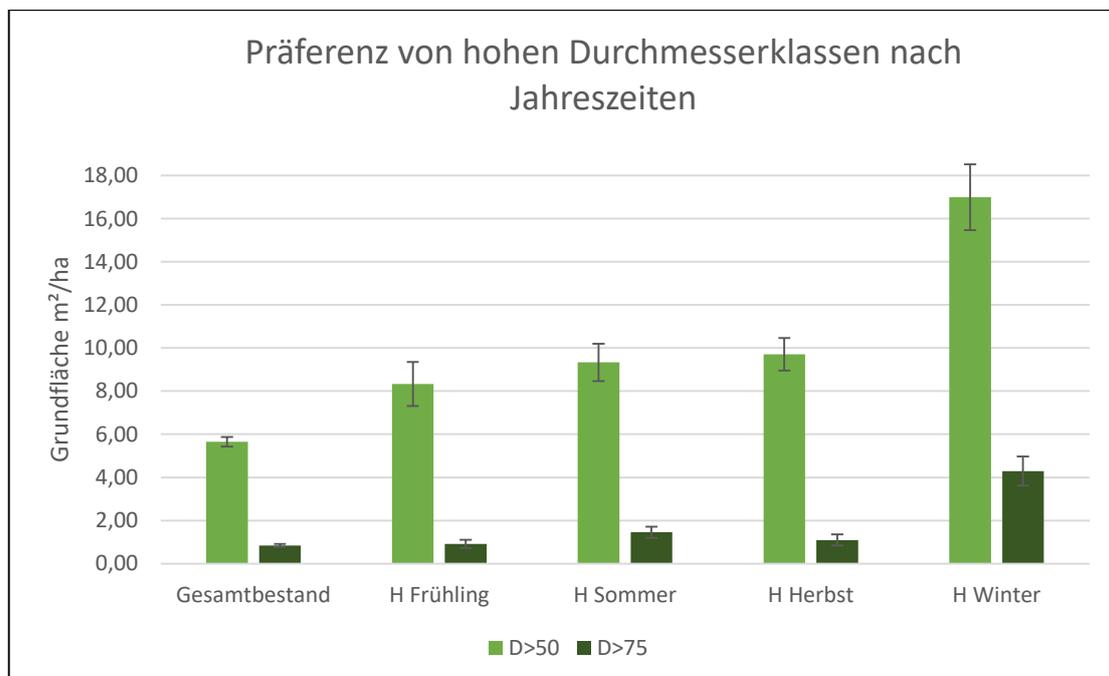
Die stärkste Präferenz lässt sich dabei für Totholz in den mittleren Zersetzungsstadien feststellen. Für Stücke, die sich noch nicht in der Zersetzung befinden, tritt ein geringes Mehrvorkommen auf (0,01 %,  $p < ,01$ ). Die Häufigkeit von Totholz im Zersetzungsstadium zwei (saftlos, fest) ist im Grauspecht-Lebensraum mit einer Stammzahl von 2,32/ha 3,1 Mal so groß ( $p < ,001$ ). Für Morschholz im Zersetzungsstadium drei (weich, schwammig) lässt sich mit dreifacher Häufigkeit ein fast ebenso großes Mehrvorkommen mit 2,14 Stämmen/ha im Habitat belegen

( $p < ,001$ ). Besonders im Durchmesserbereich zwischen 51 cm und 75 cm zeigt sich eine Bevorzugung dieses Zerfallsstadiums. Mit einer 4,7fachen Stammzahl bei 0,8/ha finden sich solche Totholzstücke im Habitat ( $p < ,05$ ).

Eine baumartenbezogene Präferenz von liegendem Totholz zeigt das Grauspecht-Weibchen für die Birke, die mit 3,31 Stämmen/ha 2,6 Mal so häufig im genutzten Lebensraum auftritt wie sie im Grundvorkommen festgestellt wurde ( $p < ,001$ ). Für Rotbuchen zeigt sich ebenfalls eine spezifische Bevorzugung. Totholz von der Rotbuche zwischen 26 und 50 cm kommt im Bestand mit 0,94 Stämmen/ha vor. Im gewählten Lebensraum des Grauspecht-Weibchens ist es mit 2,15 Stämmen/ha um mehr als das Doppelte vorhanden ( $p < ,01$ ). Stärkeres Totholz dieser Baumart zwischen 51 cm und 75 cm hat eine 3,2fach höhere Stammzahl mit 0,77 Stämmen/ha im Habitat ( $p < ,05$ ).

### 3.5.6 Jahreszeitliche Veränderung der Habitat-Nutzung

Der Grundflächenanteil von Bäumen mit hohen Stammdurchmessern weist signifikante jahreszeitliche Unterschiede auf. Die mittlere Grundfläche von Bäumen mit mehr als 50 cm BHD im Winter unterscheidet sich signifikant von allen übrigen Jahreszeiten und ist hier drei Mal so hoch wie das Vorkommen im gesamten Bestand.



**Abb. 27:** Graphische Darstellung der Grundflächen von BHD-Gruppen in den Jahreszeiten im Grauspecht-Lebensraum mit Standardfehler

Am stärksten ist die Differenz zwischen Winter und Brutperiode im Frühling. Für Bäume ab einem BHD von mehr als 50 Zentimeter ist die Grundfläche im Winter doppelt so hoch wie im Frühling ( $p < ,001$ ), für Bäume ab einem BHD von mehr als 75 Zentimetern ist die Grundfläche im Winter 4,7 Mal so groß wie im Frühling ( $p < ,001$ ).

BHD/Jahreszeit	BHD>50	BHD>75	BHD>100
Gesamtbestand	5,66	0,84	0,15
H Frühling	8,33	0,92	0,07
H Sommer	9,33	1,45	0,09
H Herbst	9,71	1,10	0,05
H Winter	16,99	4,29	0,03
Frühl./Som.			
Frühl./Herbst			
Frühl./Wint.	***	***	
Som./Herbst			
Som./Wint.	**	*	
Herbst/Wint.	*	*	
KI-95 G	4,80	0,29	0,07
KI+95 G	5,97	1,44	0,53
KI-95 Frühling	6,53	0,64	0,02
KI+95 Frühling	9,48	1,80	0,39
KI-95 Sommer	6,06	1,20	0,03
KI+95 Sommer	11,63	1,95	0,38
KI-95 Herbst	6,73	0,92	0,02
KI+95 Herbst	11,07	1,72	0,32
KI-95 Winter	12,52	3,34	0,01
KI+95 Winter	17,02	5,33	0,22

**Tab. 18:** Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Vergleichs mit anschließendem Post-hoc-Test von Grundflächen [ $m^2/ha$ ] in BHD-Gruppen nach Jahreszeiten im Habitat (H) und Gesamtbestand (G), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

### 3.5.6.1 Stehendes Totholz

Für die Totholztypen zeigen sich ebenfalls jahreszeitliche Präferenzunterschiede. Bäume ohne Totholzanteile vom Baumtyp 1 kamen im Sommer und Herbst mit einer größeren Grundfläche im Lebensraum des Grauspechts vor als im Frühling und Winter, signifikant sind die Unterschiede im Test zwischen Frühling und Sommer ( $p < ,001$ ) und Frühling und Herbst ( $p < ,001$ ).

Jahreszeit	LB ohne Totholz	LB Tot-Äste <20cm	LB Tot-Äste >20cm	LB Astabbrüche >20cm
H Frühling	2,71	5,09	0,04	0,79
H Sommer	4,57	5,09	0,15	0,74
H Herbst	4,32	5,16	0,14	1,48
H Winter	3,19	10,86	0,25	4,20
Frühl./Som.	***			
Frühl./Herbst	***			*
Frühl./Wint.		***	**	***
Som./Herbst				
Som./Wint.		***	**	***
Her/Win		***		
Frühl. KI-95	2,21	3,65	0,01	0,05
Frühl. KI+95	4,66	5,30	0,14	1,53
Som. KI-95	2,54	2,27	0,08	0,73
Som. KI+95	5,14	5,71	1,59	1,20
Herbst KI-95	2,00	3,17	0,01	0,84
Herbst KI+95	5,72	6,02	1,29	1,56
Wint. KI-95	2,37	6,27	0,01	3,11
Wint. KI+95	3,78	11,42	0,41	4,96

**Tab. 19:** Unterschiede des Vorkommens von Totholz an lebenden Bäumen (LB): MW in m<sup>2</sup>/ha nach Jahreszeiten im Grauspecht-Lebensraum, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Für lebende Bäume mit Totholzanteilen zeigt sich durchgehend ein deutlich größeres Grundflächenvorkommen im Lebensraum des Grauspecht-Weibchens während des Winters gegenüber allen übrigen Jahreszeiten. Lebende Bäume mit kleinen Tot-Ästen machten im genutzten Waldbestand im Winter eine mittlere Grundfläche von 10,86 m<sup>2</sup>/ha aus, von Frühling bis Herbst war sie mit 5,09 – 5,16 m<sup>2</sup>/ha etwa halb so groß ( $p < ,001$ ).

### 3.5.6.2 Rindentypen

Die Rindentypen eins (glatte Rinde) und zwei (Rinde tiefrissig > 1,5 cm) weisen bezüglich des jahreszeitlichen Vorkommens im Lebensraum des Grauspecht-Weibchens signifikante Unterschiede auf. Im Winter finden sich Bäume mit glatter Rinde und mit einer gut doppelt so großen mittleren Grundfläche von 14,67 m<sup>2</sup>/ha im genutzten Bestand, während sie im Frühling eine mittlere Grundfläche von 7,04 m<sup>2</sup>/ha ausmachen ( $p < 0,1$ ). Im Sommer und Herbst liegen die mittleren Bestandsgrundflächen dazwischen und sind im Kruskal-Wallis-Test nicht signifikant.

Jahreszeit	Glatte Rinde	Tiefrissige Rinde
H Frühling	7,04	1,14
H Sommer	8,88	1,50
H Herbst	9,97	1,46
H Winter	14,67	4,01
Frül./Som.		
Frühl./Herbst		
Frühl./Wint.	***	***
Som./Herbst		
Som./Wint.		*
Herbst/Wint.		
Frühl. KI-95	6,91	1,15
Frühl. KI+95	10,04	1,67
Som. KI-95	4,42	1,25
Som. KI+95	9,21	2,04
Herbst KI-95	6,39	1,27
Herbst KI+95	10,15	2,35
Wint. KI-95	9,69	3,16
Wint. KI+95	15,28	5,05

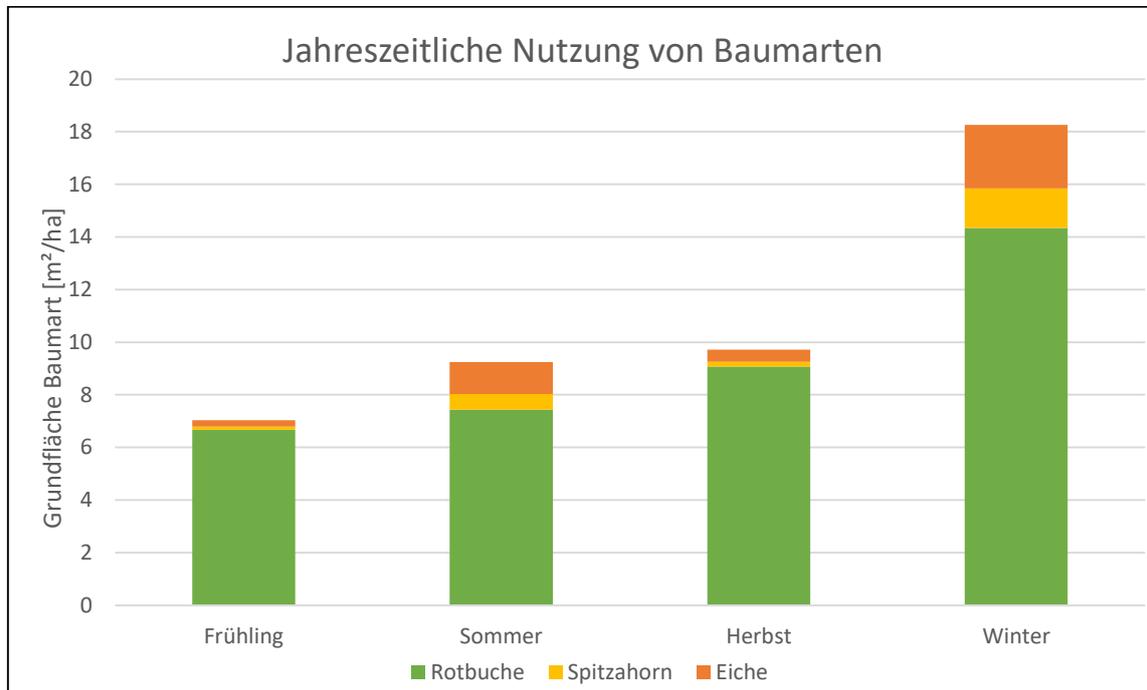
**Tab. 20:** Vorkommen von Bäumen unterschiedlicher Rindentypen nach Jahreszeit, MW Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] und Signifikanzniveau im Kruskal-Wallis-Vergleich mit Post-hoc-Test, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Für den Rindentyp zwei ist der Unterschied zwischen Winter und Frühling ebenfalls signifikant. Mit 4,01 m<sup>2</sup>/ha kommen Bäume diesen Rindentyps im Durchschnitt mit einer fast vierfach so großen Grundfläche im Winter gegenüber einer mittleren Grundfläche von 1,14 m<sup>2</sup>/ha im Frühling vor ( $p < 001$ ). Ebenfalls signifikant ist für diesen Rindentyp der Unterschied des durchschnittlichen Vorkommens im Sommer (1,5 m<sup>2</sup>/ha) in Relation zum Winter ( $p < ,05$ ).

### 3.5.6.3 Baumarten

Die Vielfalt an vorkommenden Baumarten unterscheidet sich zwischen den Jahreszeiten im gewählten Lebensraum. Im Winter ist die mittlere Artenzahl auf den Probekreisen mit 4,86 signifikant höher als im Frühling mit 3,68 ( $p < ,05$ ). Für drei Baumarten ergeben sich signifikante Selektionsunterschiede zu verschiedenen Jahreszeiten. Spitzahorn, Eichen und auch Buchen werden im Winter signifikant stärker bevorzugt als im Frühling. In diesem Zeitraum weisen sie auch insgesamt die höchste Grundfläche im genutzten Habitat auf. Im Sommer finden sich vergleichsweise geringere Buchenanteile im Lebensraum der Grauspechte. Darüber hinaus zeigt sich

für die Eiche sowohl im Winter als auch im Sommer eine stärkere Nutzung gegenüber dem Frühlingszeitraum.



**Abb. 28:** Jahreszeitlich signifikant unterschiedlich genutzte Baumarten

Für die Rotbuche lässt sich ein über das Jahr monoton ansteigender Trend der mittleren Grundfläche im Lebensraum des Grauspecht-Weibchens beobachten. Für die Baumarten Eiche und Spitzahorn steigt die Grundfläche von Frühling zu Sommer an, fällt dann wieder etwas ab bis sie den höchsten Grundflächenwert im Winter erreicht. Für die Eiche zeigt sich mit 2,41 m<sup>2</sup>/ha im Winter eine 9,6 Mal größere mittlere Grundfläche ( $p < ,001$ ) und für den Sommer mit 1,22 m<sup>2</sup>/ha eine 4,9 Mal größere Grundfläche ( $p < ,001$ ) gegenüber dem Frühling mit 0,25 m<sup>2</sup>/ha. Mit 14,33 m<sup>2</sup>/ha ist die mittlere Grundfläche der Rotbuche signifikant größer als im Frühling mit 6,76 m<sup>2</sup>/ha ( $p < ,001$ ).

Jahreszeit	Eiche	Rotbuche	Spitzahorn
H Frühling	0,25	6,67	0,12
H Sommer	1,22	7,44	0,59
H Herbst	0,45	9,07	0,19
H Winter	2,41	14,33	1,51
Frühl./Som.	***		
Frühl./Herbst			
Frühl./Wint.	***	***	***
Som./Herbst			
Som./Wint.		*	
Herbst/Wint.			
Frühl. KI-95	0,17	4,53	0,08
Frühl. KI+95	0,92	7,40	0,70
Som. KI-95	0,68	4,28	0,21
Som. KI+95	1,26	7,95	1,47
Herbst KI-95	0,27	7,92	0,02
Herbst KI+95	1,58	12,66	0,59
Wint. KI-95	1,67	9,94	1,21
Wint. KI+95	2,97	15,08	3,53

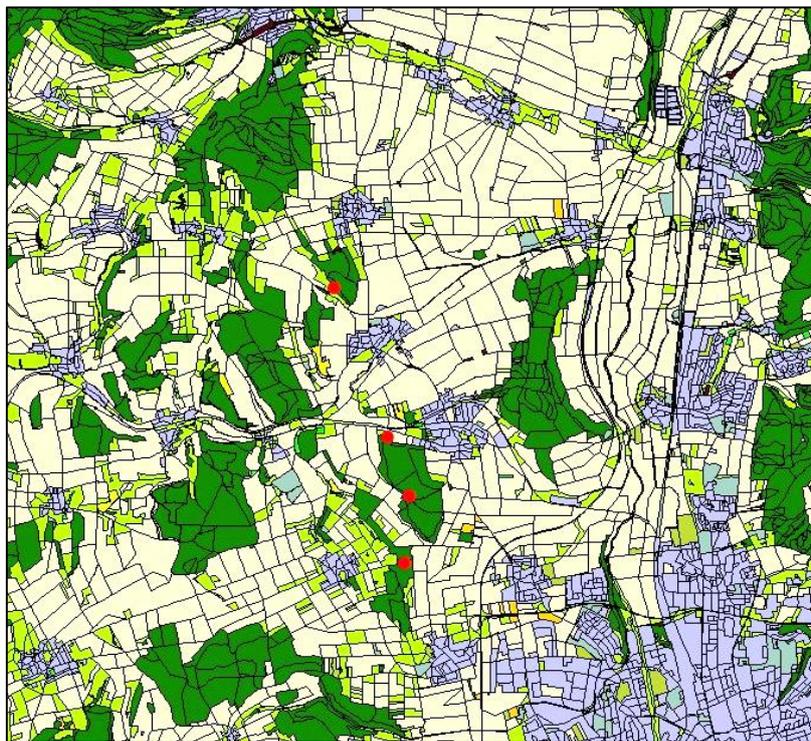
**Tab. 21:** Vergleich der Grundflächen [ $m^2/ha$ ] von Baumarten im Grauspecht-Lebensraum nach Jahreszeit, Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Test mit Post-hoc Vergleich, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Der Spitzahorn weist ein signifikant höheres mittleres Grundflächenvorkommen im während der Winterperiode genutzten Lebensraum ( $1,51 m^2/ha$ ) gegenüber dem Frühjahr auf ( $0,12 m^2/ha$ ;  $p < ,001$ ).

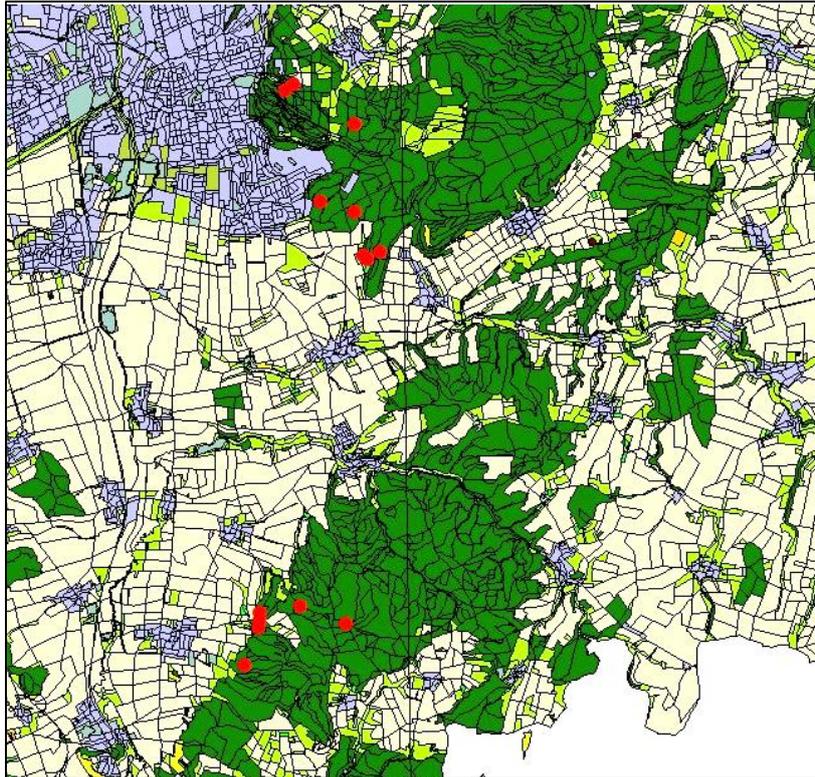
### 3.6 Kartierung mit Linien-Transekte

Mit der Transekt-Erfassung im Umland Göttingens konnten insgesamt 17 Grauspecht-Individuen festgestellt werden. Die Tagesleistung auf den Transekt-Begehungen lag im Durchschnitt bei 5 km. Insgesamt wurden sechs Arten aus der Unterfamilie der *Picinae* erfasst. Der Buntspecht, der Grünspecht, der Mittel- und Kleinspecht sowie der Schwarzspecht kamen im Lebensraum des Grauspechts vor (eine geographische Darstellung aller Spechtregistrierungen findet sich im Anhang Abb. 61). Die Beziehungen zwischen den Spechtarten auf den Transekten wurden gewichtet nach Transektlänge mit Spearman-Rangkorrelationen getestet. Die schwache positive Korrelation des Grauspechts mit dem Grünspecht ( $r_{Spearman} = 0,18$ ) erweist sich als signifikant. Außerdem besteht eine positive Rangkorrelation zwischen dem Vorkommen des Grauspechts und der Anzahl aller Spechte ( $r_{Spearman} = 0,397$ ) sowie der Artenzahl aller Spechte ( $r_{Spearman} = 0,4$ ).

Vier Grauspechte wurden westlich von Göttingen und dreizehn östlich kartiert. Für das gesamte Untersuchungsgebiet betrug die Grauspecht-Dichte im Mittel 0,15 pro Transekt-Kilometer. Für das Gebiet nordwestlich von Göttingen war die Grauspecht-Häufigkeit auf den Transekten mit 0,057 Grauspechten pro Kilometer deutlich geringer als im südöstlich gelegenen Untersuchungsgebiet mit 0,26 Grauspechten pro Transekt-Kilometer. Dennoch ergibt eine Umrechnung ausschließlich auf die bewaldete Fläche im Gebietsabschnitt „West“ eine höhere Grauspecht-Dichte mit 0,38 Tieren pro Quadratkilometer. Im östlichen Gebietsteil lag die Dichte mit 0,23 Individuen pro Quadratkilometer niedriger. Bei einer Umrechnung der Grauspecht-Registrierungen auf die Flächenausdehnung des gesamten Gebiets ergibt sich eine mittlere Individuen-Dichte von 0,34 Tieren / km<sup>2</sup>. Bezogen auf Brutpaare (BP) würde das einer Siedlungsdichte von 0,17 BP pro Quadratkilometer entsprechen.



**Abb. 29:** Geographische Darstellung der Grauspecht-Registrierungen (rote Punkte) aus der 2016 durchgeführten Transekt-Erfassung im Untersuchungsgebiet „West“



**Abb. 30:** Geographische Darstellung der Grauspecht-Registrierungen (rote Punkte) aus der 2016 durchgeführten Transekt-Erfassung im Untersuchungsgebiet "Ost"

Entsprechend der Varianzberechnung nach Fewster *et al.* (2009) betrug die Standardabweichung der Zählrate auf den Linientransekten 9,98.

### 3.7 Habitatselektion der erfassten Grauspechte im Leinebergland

#### 3.7.1 Landschaftsnutzung

Wird die Flächenzusammensetzung im gewählten Grauspecht-Lebensraum mit der des gesamten Untersuchungsgebiets verglichen, so zeigt lediglich das Vorkommen von angrenzendem Grünland mit einer um zehn Hektar größeren Fläche im Habitat einen signifikanten Unterschied ( $p < ,05$ ). Die durchschnittliche Größe der vom Grauspecht besiedelten zusammenhängenden Waldfragmente ist etwas größer als der Gesamtdurchschnitt aller bewaldeten Patches im Untersuchungsgebiet, weist im Gruppenvergleich jedoch keine Signifikanz auf.

Stellt man im Vergleich Waldfragmente mit Grauspecht-Vorkommen denjenigen ohne Registrierungen gegenüber, so ergeben sich für alle Landschaftsfaktoren signifikante Unterschiede. Im Mittel beträgt die Fläche des zusammenhängenden Waldbereichs 2023 ha für vom Grauspecht besiedelte Patches, während nicht besiedelte eine

mittlere Größe von 194 ha aufweisen. Das kleinste Fragment, für das ein Grauspecht-Vorkommen festgestellt wurde, wies 33 ha Waldfläche auf.

Landschaftstyp	MW H	MW G	SN	-95% H	+95% H	-95% G	+95% G
Waldfläche [ha]	2023,25	110,30	***	692,66	2250,16	107,11	158,80
Grünland [ha]	70,63	22,75	***	62,11	83,67	20,28	38,27
Magerrasen [ha]	7,97	0,53	***	3,15	5,69	0,35	1,60
Siedlung [ha]	43,77	1,70	***	22,77	45,09	1,26	3,15
Berührung W/GL [km]	129,77	1,29	***	68,12	132,95	1,15	2,93
Berührung W/M [km]	2,02	0,14	***	0,79	2,43	0,08	0,53

**Tab. 22:** Übersicht der Landschaftsnutzung von Wald und angrenzenden Landschaftstypen im Habitat (H; N=23) gegenüber nicht besiedeltem Gebiet (G; N=21); Berührungsbereiche Wald-Grünland (W/GL) und Wald-Magerrasen (W/M), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, MW: Mittelwert, SN: Signifikanzniveau

Gegenüber dem nicht besiedelten Gebiet sind die Flächengrößen für angrenzendes Grünland im Grauspecht-Lebensraum gut drei Mal, für Magerrasen knapp fünfzehn Mal so groß. Die Flächengröße des angrenzenden Siedlungsbereichs ist hier 25 Mal so hoch. Auch in der Länge des Kontaktbereichs zwischen Wald und Grünlandtypen unterscheiden sich besiedelte und nicht besiedelte Patches stark. Die Grauspecht-Lebensräume weisen einen deutlich längeren Berührungsbereich sowohl zwischen Wald und Magerrasen (14fach) als auch zwischen Wald und Grünland (100fach) auf.

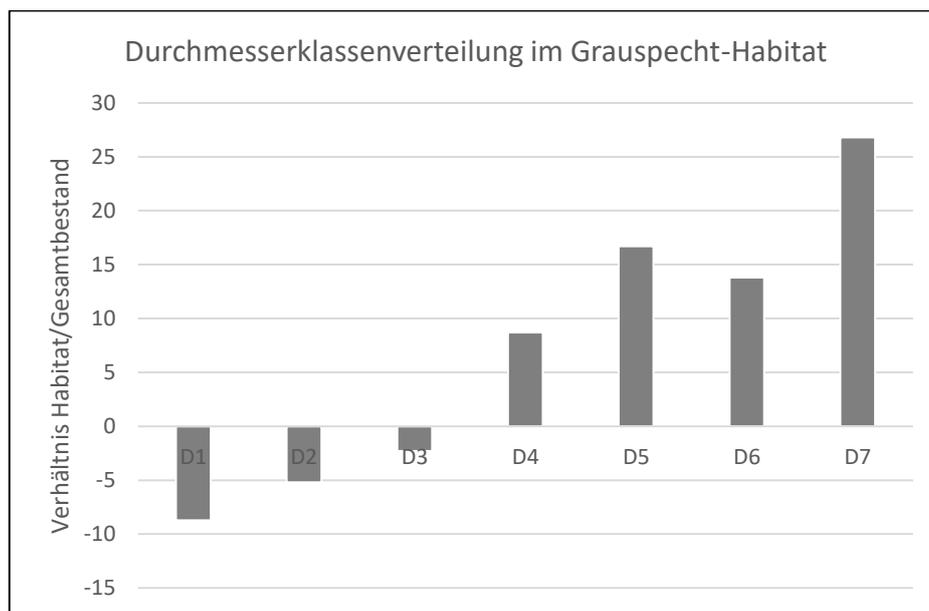
### 3.7.2 Durchmesserklassen

Die Ergebnisse aus dem Vergleich des Lebensraums, in dem die Grauspechte im Göttinger Umland festgestellt wurden, mit dem vorhandenen Waldbestand zeigt, dass Bestände von höherem Alter bevorzugt werden. Gruppiert nach Brusthöhendurchmessern ab einer bestimmten Stärke sind diese Präferenzen von mehr als 75 cm mit 34 % höherem Grundflächenanteil sowie für mehr als 100 cm mit 68 % höherem Grundflächenanteil im Lebensraum signifikant.

BHD-Gruppen	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
BHD>50	4,204	4,353		3,479	4,860	2,468	5,380
BHD>75	0,536	0,719	**	0,230	1,232	0,393	0,905
BHD>100	0,083	0,140	***	0,003	0,351	0,104	0,330

**Tab. 23:** Übersicht der Grundflächen [m<sup>2</sup>/ha] im Habitat (H) und Gesamtbestand (G) nach BHD, SN = Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Bei Betrachtung der einzelnen Durchmesserklassen über alle Baumarten lassen sich für die Durchmesserklassen 5 und 6 signifikant höhere Vorkommen im Grauspecht-Lebensraum nachweisen. Die Grundfläche aus der Klasse 5 von 76 cm - 100 cm ist im Grauspecht-Habitat im Vergleich zum Gesamtbestand um 27,8 % ( $p < ,01$ ) und aus der Klasse 6 von 101 cm - 125 cm um 38,4 % ( $p < ,01$ ) höher. Für Bäume der Klasse 7 von 126 cm - 150 cm können im Grauspecht-Lebensraum sogar 1,7 Mal mehr Grundflächenanteil festgestellt werden.



**Abb. 31:** Darstellung des relativen Verhältnisses der mittleren Grundfläche von Grauspecht-Habitat zu Gesamtbestand in den einzelnen Durchmesserklassen

Betrachtet man den prozentualen Anteil im Habitat gegenüber dem vorhandenen Bestand so zeigt sich ab der Durchmesserklasse 3 (26 cm - 50 cm) ein steigender Trend des Grundflächenanteils mit zunehmendem Brusthöhendurchmesser.

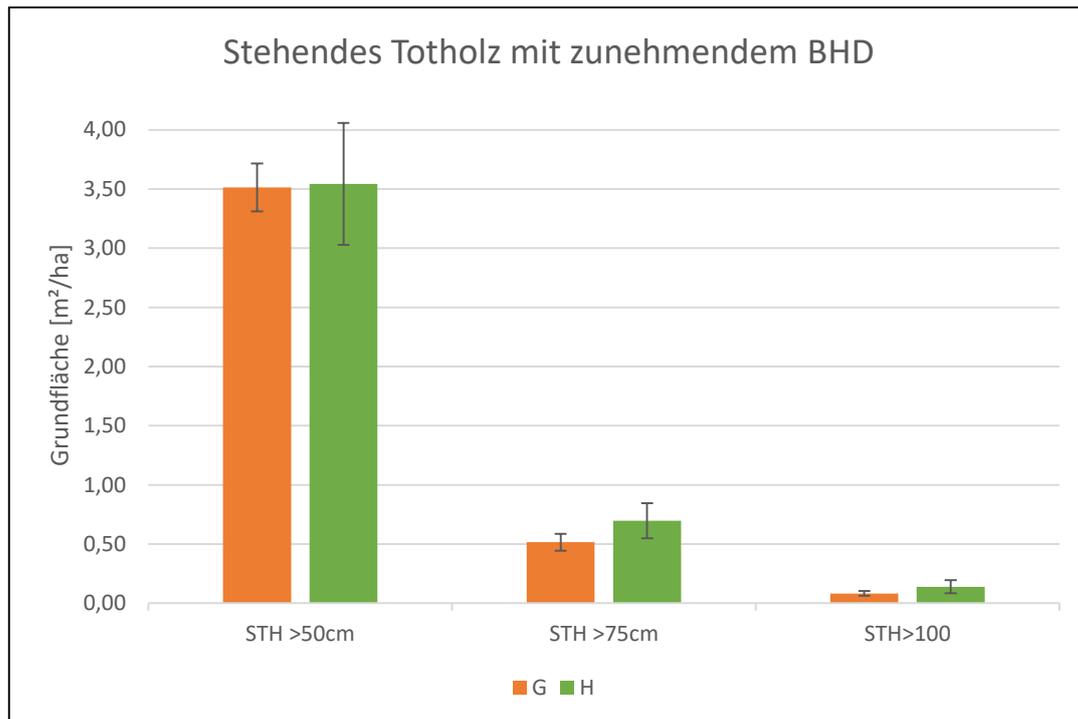
### 3.7.3 Stehendes Totholz

Für viele Baumtypen mit Totholzanteilen zeigen sich signifikante Gruppenunterschiede. Bäume mit Astabbrüchen sowohl von weniger als auch von mehr als 20 cm Durchmesser sind deutlich häufiger im Grauspecht-Lebensraum zu finden als im Gesamtbestand. Für Bäume, die zu großen Teilen bereits im Zerfall stehen, zeigt sich hier eine deutlich geringere Präferenz. Abgestorbene stehende Bäume werden dagegen wieder deutlich bevorzugt und kommen mit signifikant höherer Grundfläche im Habitat vor. Dieser Zusammenhang ist stärker für Stämme, die windgebrochen sind, als für solche, die gänzlich erhalten sind.

Totholztypen	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Lebende Bäume; Astabbrüche <20cm	0,092	0,18	***	0,029	0,351	0,096	0,221
Lebende Bäume; Astabbrüche >20cm	0,373	0,537	***	0,033	0,877	0,273	0,628
Lebende Bäume; größtenteils im Zerfall	0,221	0,19	***	0,091	0,587	0,08	0,283
Abgestorbene Bäume; Stamm gebrochen	0,163	0,205	***	0,081	0,455	0,065	0,415
Abgestorbene Bäume; Stamm erhalten	0,113	0,134	***	0,081	0,456	0,074	0,17

**Tab. 24:** Präferenz von stehendem Totholz, SN=Signifikanzniveau, MW=Mittelwert, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Betrachtet man das Vorkommen von stehendem Totholz im Zusammenhang mit der Stammstärke, so zeigt sich eine ansteigende Präferenz von allen Totholztypen mit zunehmendem Brusthöhendurchmesser. Für alle Bäume mit Totholzanteilen insgesamt ist das Vorkommen im Grauspecht-Habitat gegenüber dem Gesamtbestand größer. Für Bäume von einem BHD oberhalb von 50 cm liegt es um 10 % höher, dieser Unterschied ist nicht signifikant. Für mehr als 75 cm starke Bäume betrachtet sind es bereits 50% mehr ( $p < ,001$ ) Grundflächenvorkommen und ab einem Brusthöhendurchmesser von mehr als 100 cm ist diese Gruppe 83 % stärker im Lebensraum vertreten als im Bestand vorhanden ( $p < ,001$ ).



**Abb. 32:** Darstellung des Vorkommens von stehendem Totholz (STH) aller Typen nach BHD-Gruppen im Grauspecht-Habitat (H) gegenüber dem Gesamtbestand (G) mit Standardfehler

Besonders stark bevorzugt werden dabei Gruppen aus Typenklassen, die Bäume mit schwachen und starken Astabbrüchen, im Absterben befindliche sowie abgestorbene Bäume zusammenfassen.

### 3.7.4 Rindenstruktur

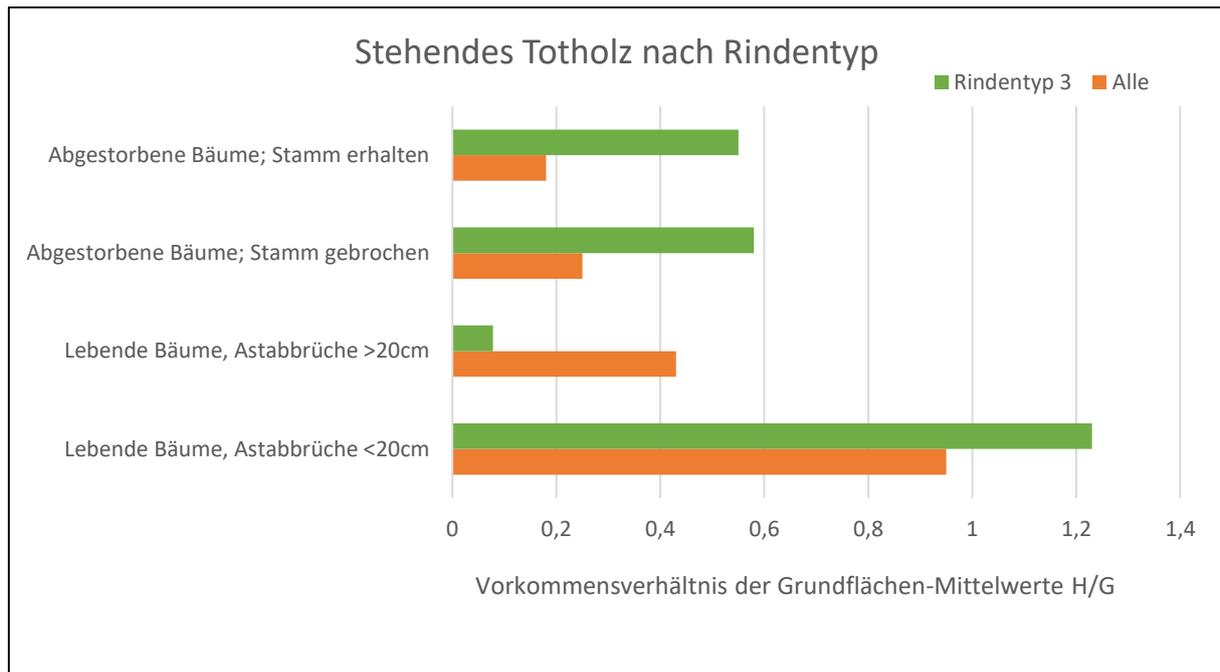
Für Bäume mit glatter Rinde lässt sich keine signifikante Präferenz der Grauspechte in ihrer Lebensraumwahl beobachten. In Bezug auf alle vorkommenden Bäume zeigt sich keine Bevorzugung eines bestimmten Rindentyps. Bäume mit blättriger Schuppenborke kommen im Lebensraum zwar weniger vor, der Unterschied ist jedoch nicht signifikant. Für Kombinationen aus Durchmesserklasse und Rindenstruktur lassen sich jedoch Bevorzugungen erkennen. Ab einem Brusthöhendurchmesser von mehr als 75 cm in Kombination mit einer rissigen Borke ist das Vorkommen im Grauspecht-Lebensraum mit einer Signifikanz von  $p < ,01$  um 49 % höher als im Vergleichsbestand. Für die Rindenstruktur ergibt sich eine Präferenz insbesondere in Kombination mit bestimmten Durchmesserklassen und Totholztypen. Die Durchmesserklasse drei wird in Kombination mit einer schwach rissigen Borke (Furchung < 1,5 cm) schwach bevorzugt ( $p < ,01$ ). In der Durchmesserklasse fünf ist das Vorkommen an Bäumen, die eine stark rissige Borke besitzen (Furchung > 1,5 cm),

im Lebensraum um 60 % höher als im Gesamtbestand ( $p < ,001$ ) und um 30 % höher als die Präferenz für Bäume dieser Durchmesserklasse mit allen Rindentypen.



**Abb. 33:** Foto links: schwachrissige Borke an Esche, Furchung < 1,5 cm. Foto rechts: tiefrissige Borke an Eiche, Furchung > 1,5 cm

Auch für die Rindenstruktur an bestimmten Baumtypen lassen sich eindeutige Präferenzen ablesen. Während der Baumtyp eins ohne Totholzanteile für sich nicht bevorzugt genutzt wird, kommt er in Kombination mit dem Rindentyp 3 mit 48 % höherem Grundflächenanteil signifikant häufiger im Grauspecht-Lebensraum vor ( $p > ,01$ ). Lebende Bäume mit kleinen Astabbrüchen vom Rindentyp drei kommen zu 1,2 Mal mehr im Grauspecht-Lebensraum vor. Eine Bevorzugung für diesen Totholztyp lässt sich auch in Kombination mit dem stärker gefurchten Rindentyp zwei feststellen, der gegenüber dem Bestand ein 36 % höheres Vorkommen im Grauspecht-Lebensraum aufweist ( $p > ,01$ ). Es zeigt sich, dass stehendes Totholz in Kombination mit einer rissigen Rindenstruktur insgesamt ausgeprägter präferiert wird. Ein Vergleich zwischen Totholztypen ohne Differenzierung der Rindenstruktur und Totholztypen mit rissiger Borke ergibt, dass die bestehende Präferenz für Bäume mit Totholzanteilen noch stärker ausgeprägt ist.



**Abb. 34:** Relatives Mehrvorkommen von liegendem Totholz im Habitat (H) gegenüber dem Gesamtbestand (G) nach Rindenrissigkeit

Bäume mit großen Astabbrüchen werden in Kombination mit diesem Rindentyp nur schwach bevorzugt (8 % mehr im Lebensraum,  $p < ,001$ ), wenn sie eine tiefrissige Borke besitzen kommen sie hingegen mit 1,2fach höherer Grundfläche signifikant häufiger im Habitat vor ( $p < ,01$ ). Für abgestorbene Bäume ergibt sich ebenfalls ein Mehrvorkommen im Lebensraum, wenn sie eine rissige Borke aufweisen.

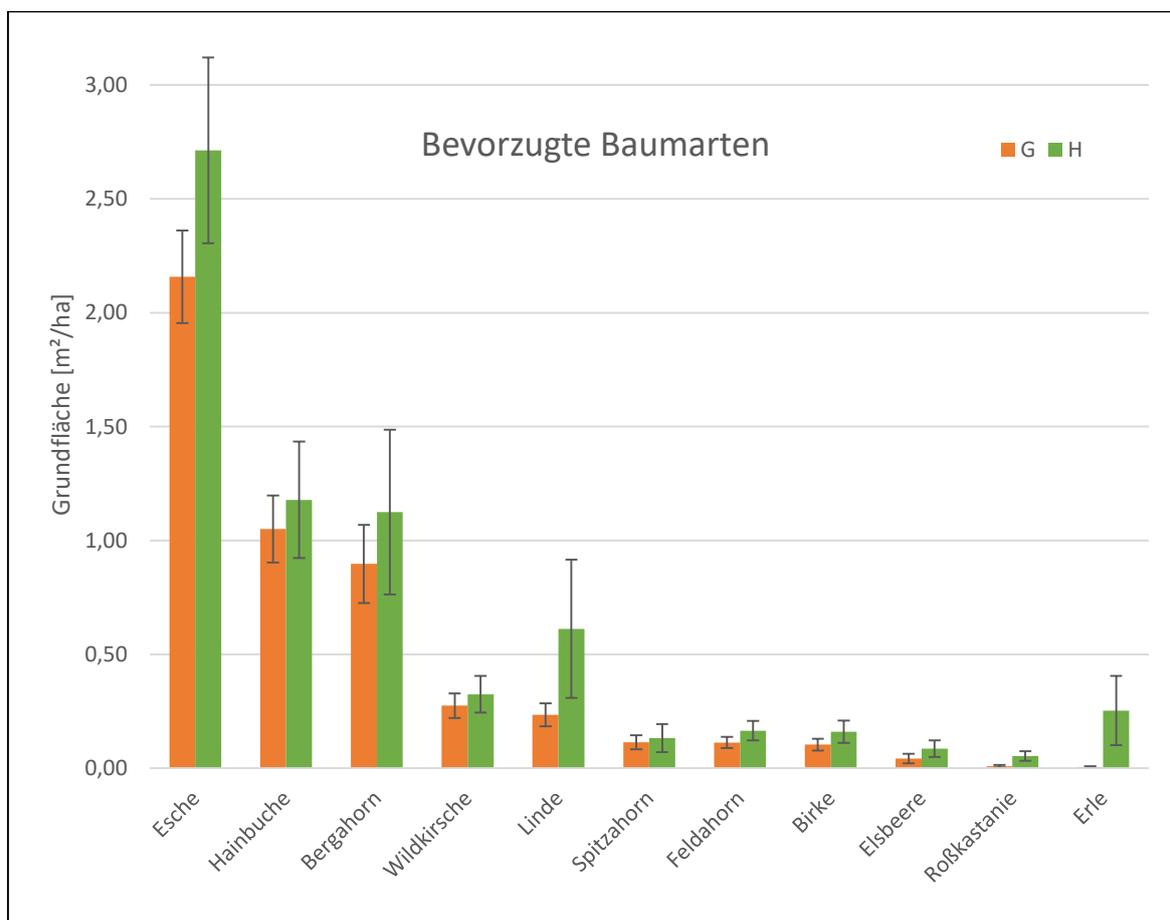
### 3.7.5 Baumarten

Für zwölf Baumarten zeigt sich ein signifikanter Gruppenunterschied zwischen Grauspecht-Lebensraum und Gesamtbestand. Für elf dieser Baumarten lässt sich ein größeres Vorkommen im Lebensraum der Grauspechte feststellen.

Baumart	G	H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Esche	2,157	2,713	*	1,904	3,473	1,055	3,428
Feldahorn	0,113	0,165	***	0,049	0,317	0,111	0,255
Roßkastanie	0,008	0,054	**	0,004	0,100	0,015	0,126
Erle	0,004	0,253	*	0,001	0,071	0,194	0,907
Spitzahorn	0,113	0,132	*	0,089	0,325	0,059	0,367
Bergahorn	0,897	1,125	**	0,451	1,931	0,935	2,153
Birke	0,104	0,160	**	0,068	0,440	0,126	0,290
Hainbuche	1,050	1,178	**	0,097	2,508	0,661	1,522
Wildkirsche	0,275	0,325	**	0,169	0,920	0,209	0,480
Elsbeere	0,042	0,085	**	0,004	0,163	0,014	0,216
Linde	0,234	0,612	**	0,116	0,856	0,485	1,808
Eiche	1,654	1,548	*	1,048	3,167	0,695	1,900

**Tab. 25:** Übersicht der mittleren Grundflächen [m<sup>2</sup>/ha] im Habitat (H) und Gesamtbestand (G), SN= Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Für diese Baumarten findet sich eine Bevorzugung unterschiedlicher Ausprägung im Lebensraum der Grauspechte auf Bäume aller Altersklassen und Totholztypen bezogen. Die Eiche ist bei der Betrachtung aller Bäume dieser Spezies mit 6 % weniger Grundfläche im Habitat leicht unterrepräsentiert.



**Abb. 35:** Signifikante Grundflächenunterschiede von Baumarten im Habitat (H) und Gesamtbestand (G) mit Standardfehler

Einige Baumarten, darunter Erlen, Roßkastanien und Elsbeeren, kommen in den untersuchten Waldbeständen mit einer sehr geringen Grundfläche vor. Ein häufigeres Auftreten dieser Arten führt bei prozentualer Betrachtung zu einem enormen Mehrvorkommen im Lebensraum der Grauspechte. Größer ist jedoch der absolute Grundflächenunterschied zwischen Habitat und Gesamtbestand für Eschen und Linden. Eine weitere Betrachtung lässt die baumartenspezifische Präferenz bestimmter Typenklassen erkennen.

#### **3.7.5.1 Erle**

Das größte verhältnismäßige Mehrvorkommen im Habitat zeigt sich für die Baumart Erle, die insgesamt mit einer sehr geringen Grundfläche von 0,004 m<sup>2</sup>/ha im Gesamtbestand und mit 61facher Häufigkeit im Grauspecht-Lebensraum mit 0,25 m<sup>2</sup>/ha auftritt ( $p < ,05$ ).

#### **3.7.5.2 Roßkastanie**

Die Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*) kommt mit 0,008 m<sup>2</sup>/ha Grundfläche ebenfalls sehr selten vor und weist ein fast so großes Mehrvorkommen im Lebensraum der Grauspechte auf wie die Erle ( $p < ,01$ ).

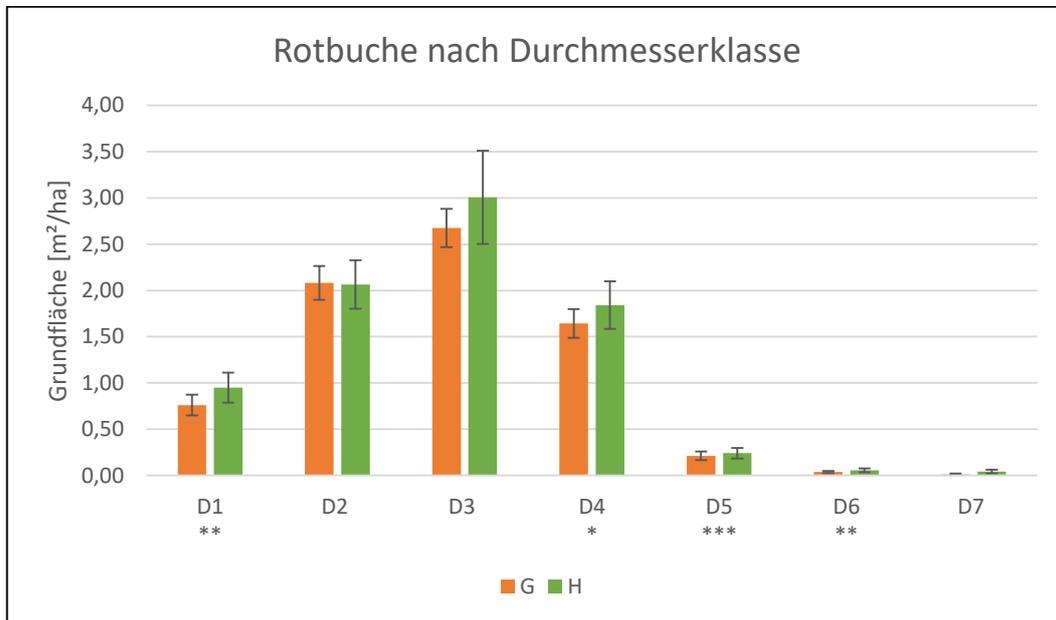
#### **3.7.5.3 Elsbeere**

Elsbeeren (*Sorbus torminalis*) kommen mit 0,04 m<sup>2</sup>/ha selten im Waldbestand vor. Im Grauspecht-Habitat weisen sie eine doppelt so große Grundfläche von 0,085 m<sup>2</sup>/ha auf ( $p < ,01$ ). Eine Bevorzugung bestimmter Typenkombinationen lässt sich für diese Baumart nicht feststellen.

#### **3.7.5.4 Rotbuche**

Für die Rotbuche zeigt sich, wenn alle Durchmesserklassen und Baumtypen einbezogen werden, ein schwaches Mehrvorkommen dieser Baumart um zehn Prozent an der Grundfläche im Habitat, das im MWU-Test nicht signifikant ist. Bereits für die Durchmesserklasse eins zeigt sich im 24 % größeren Grundflächenvorkommen eine signifikante Präferenz ( $p < ,01$ ). Bis auf die Durchmesserklasse zwei weisen Rotbuchen aller Stammstärken ein vermehrtes Vorkommen im Lebensraum der

Spechtart auf, für die Durchmesserklassen drei bis fünf sind es zwölf bis fünfzehn Prozent mehr als im Bestand.



**Abb. 36:** Vorkommen der Rotbuche nach Durchmesserklassen im Grauspecht-Habitat (H) und Gesamtbestand (G), mittlere Grundflächen mit Standardfehler

Rotbuchen zwischen 101 cm und 125 cm Brusthöhendurchmesser kommen mit 50 % mehr Grundfläche ( $p < ,01$ ) und zwischen 126 cm und 150 cm mit 226 % mehr Grundfläche im Habitat der Grauspechte vor. Selten sind Rotbuchen der Durchmesserklasse acht, die auf den Grundbestandsplots nicht vorkommen und im Lebensraum mit einer Grundfläche von 0,0035 m<sup>2</sup>/ha festgestellt wurden.

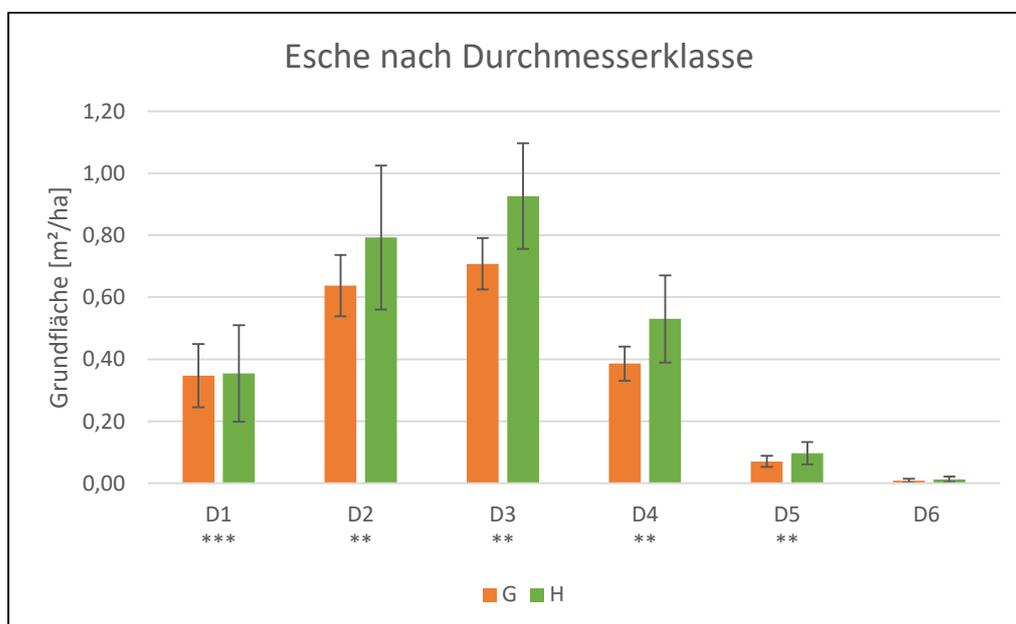
Totholztyp Rotbuche	MW G	MW H	SN	KI -95 G	KI +95 G	KI -95 H	KI +95 H
Lebender Baum ohne Totholz	4,21	4,66		4,06	4,85	1,27	5,93
Lebender Baum mit kleinen Totästen <20cm	1,45	1,58		0,00	2,12	0,50	3,60
Lebender Baum mit großen Totästen >20cm	0,02	0,03	**	0,00	1,01	0,00	0,17
Lebender Baum mit kleinen Astabbrüchen <20cm	1,17	1,48	*	0,00	6,14	0,45	3,56
Lebender Baum mit großen Astabbrüchen >20cm	0,13	0,25	***	0,00	5,01	0,00	0,83
Lebender Baum größtenteils im Zerfall	0,08	0,07	***	0,00	1,10	0,00	0,19
Abgestorbener Baum; Stamm gebrochen	0,08	0,08	***	0,00	2,02	0,00	0,25
Abgestorbener Baum; Stamm erhalten	0,03	0,05	***	0,00	3,00	0,00	0,16

**Tab. 26:** Bevorzugung der Rotbuche nach Totholzanteilen im Gesamtbestand (G) und Habitat (H), Mittelwerte (MW) der Grundflächen in m<sup>2</sup>/ha, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, SN=Signifikanzniveau

Für Rotbuchen zeigt sich die deutlichste Präferenz für Bäume, die mehr als 50 cm Brusthöhendurchmesser und große Astabbrüche von mehr als 20 cm ( $p < ,001$ ) aufweisen. Dieser Baumtyp findet sich im Grauspecht-Lebensraum mit einer Grundfläche von 0,11 m<sup>2</sup>/ha mit 2,5facher Häufigkeit im Vergleich zum Bestandsvorkommen. Darüber hinaus werden mit 0,011 m<sup>2</sup>/ha seltener im Waldbestand vorkommende tote Bäume mit gebrochenem Stamm in der Durchmesserklasse 2 stark präferiert und treten ebenfalls mit mehr als doppelt so großer Grundfläche im Habitat auf ( $p < ,05$ ).

### 3.7.5.5 Esche

Die Esche ist nach der Buche die häufigste Baumart im Bestand. Sie macht im Mittel 10,9 % der Waldgrundfläche in den untersuchten Standorten aus. Diese Baumart wird bereits ab einem Brusthöhendurchmesser von mehr als 5 cm bevorzugt (24 % Mehrvorkommen im Grauspecht-Lebensraum mit  $p < ,01$ ). Je größer die Durchmesserklasse, desto höher ist das Grundflächenvorkommen im Grauspecht-Habitat im Vergleich zum Vorkommen im untersuchten Waldbestand.



**Abb. 37:** Vorkommen der Esche nach Durchmesserklasse im Grauspecht-Habitat (H) und Gesamtbestand (G), Mittelwert der Grundflächen mit Standardfehler

Die Durchmesserklassen drei bis fünf kommen mit 30 % - 37 % mehr Grundfläche im Lebensraum vor ( $p < ,01$ ). Das Mehrvorkommen der Durchmesserklasse sechs beträgt 56 %, der Unterschied ist im MWU-Test nicht signifikant. Die Eschen im

Untersuchungsgebiet hatten im Vergleich zu anderen Baumarten relativ geringe Totholzanteile an lebenden Bäumen. Mit mehr als siebenfacher Grundfläche findet sich diese Baumart im Grauspecht-Lebensraum vom seltener vorkommenden Baumtyp vier, wenn sie sich bereits zu großen Teilen im Absterben befindet ( $p < ,05$ ). Entscheidend ist bei der Präferenz weiterhin die Rindenstruktur. Signifikant bevorzugt werden Eschen der Durchmesserklasse fünf, die eine tiefrissige Borke besitzen und 45 % Grundflächenvorkommen im Habitat aufweisen ( $p < ,01$ ). Für Eschen mit großen Astabbrüchen von mehr als 20 cm in Kombination mit einer bereits schwachrissigen Borke konnte 87,2 % mehr Grundfläche im Lebensraum der Grauspechte im Vergleich zum Bestandsvorkommen festgestellt werden ( $p < ,05$ ).

#### **3.7.5.6 Linde**

Linden werden bereits ab der Durchmesserklasse zwei bevorzugt und kommen im Vergleich zum Gesamtbestand mit einer 2,8 Mal so großen Grundfläche von 1,4 m<sup>2</sup>/ha im Grauspecht-Habitat vor ( $p < ,05$ ). Insbesondere wenn die Bäume bereits eine rissige Borke ausbilden, finden sie sich in dieser Durchmesserklasse ohne Totholzanteile in 15facher Häufung im Habitat ( $p < ,05$ ). Die Durchmesserklasse drei findet sich ebenfalls 2,6fach häufiger im Grauspecht-Lebensraum mit einer Grundfläche von 0,25 m<sup>2</sup>/ha ( $p < ,01$ ). Am stärksten ist die Bevorzugung für Linden der Durchmesserklasse vier, die im Habitat mit 3,4facher Häufigkeit zum Gesamtbestand eine Grundfläche von 0,2 m<sup>2</sup>/ha ausmachen ( $p < ,01$ ). In Kombination mit großen Tot-Ästen findet man 0,01 m<sup>2</sup>/ha im gesamten Waldbestand vertretene Linden dieser Stammdimension mit achtfacher Häufigkeit im Grauspecht-Lebensraum ( $p < 01$ ).

#### **3.7.5.7 Eiche**

Für Eichen lassen sich besonders vielschichtige baumartenspezifische Gruppenunterschiede feststellen. Diese Baumart findet sich in den Beständen überwiegend in Brusthöhendurchmessern von 26 cm bis 75 cm. In diesen Stammstärken kommt sie signifikant seltener im Grauspecht-Lebensraum vor: mit 5 % weniger in der Durchmesserklasse drei ( $p < 0,5$ ) und 10 % weniger in der Durchmesserklasse vier ( $p < 01$ ). Für die Durchmesserklasse fünf zeigt sich ein um 69,4 % höherer Anteil an der Bestandsgrundfläche mit 0,12 m<sup>2</sup>/ha im Habitat ( $p < ,001$ ). Für Eichen erweisen sich die Totholzklassifizierung an stehenden Bäumen und der Rindentyp als Faktoren für eine Bevorzugung durch den Grauspecht.

Totholztyp Eiche	MW G	MW H	SN	KI -95 G	KI +95 G	KI -95 H	KI +95 H
Lebender Baum ohne Totholz	0,11	0,06	*	0,07	0,45	0,02	0,15
Lebender Baum mit kleinen Totästen <20cm	0,52	0,35	*	0,18	1,41	0,19	0,43
Lebender Baum mit kleinen Astabbrüchen <20cm	0,05	0,11	***	0,02	0,29	0,08	0,18
Lebender Baum mit großen Totästen >20cm	0,75	0,80	**	0,21	1,45	0,34	0,99
Lebender Baum mit großen Astabbrüchen >20cm	0,12	0,14	**	0,09	0,47	0,12	0,27
Lebender Baum größtenteils im Zerfall	0,05	0,04	*	0,03	0,27	0,01	0,11
Abgestorbener Baum; Stamm erhalten	0,03	0,05	***	0,01	0,19	0,03	0,07

**Tab. 27:** Übersicht der Grundfläche von Eichen [ $m^2/ha$ ] nach Totholzklassifizierung; Mittelwerte (MW) mit 95 %-Konfidenzintervallen (KI), SN=Signifikanzniveau

Während lebende Eichen ohne Totholzanteil und mit kleinen Totholzästen im Grauspecht-Lebensraum signifikant unterrepräsentiert sind, ist die Grundfläche von Eichen mit kleinen Astabbrüchen, die man im Bestand mit 0,05  $m^2/ha$  im Durchschnitt seltener findet, hier gut doppelt so groß ( $p < ,001$ ). Für Eichen mit großen Tot-Ästen und Astabbrüchen von mehr als 20 cm zeigt der MWU-Test eine Signifikanz für das schwache Mehrvorkommen im Habitat, das sich auf 7 bzw. 11 % beläuft. Stärker präferiert wird besonders der Baumtyp mit starken Astabbrüchen in Kombination mit der Durchmesserklasse. In der Klasse vier zeigt er sich mit einem 2,6fach höheren Grundflächenvorkommen von 0,065  $m^2/ha$  ( $p < ,01$ ). In der Durchmesserklasse fünf kommt er mit einer doppelt so großen Grundfläche von 0,06  $m^2/ha$  im Grauspecht-Lebensraum vor ( $p < ,01$ ). Deutlich bevorzugt werden Eichen, die eine tiefrissige Borke aufweisen. Mit einer Grundfläche von 0,24  $m^2/ha$  kommen sie im Grauspecht-Lebensraum mit 1,6facher Häufigkeit gegenüber dem Gesamtbestand vor. Lebende Eichen, die sich zum großen Teil im Verfall befinden, haben ein um 20 % geringeres Grundflächenvorkommen im Grauspecht-Habitat ( $p < 0,05$ ), während bereits abgestorbene Eichen mit erhaltenem Stamm vom Typ sechs mit 1,5facher Grundfläche zu finden sind ( $p < ,001$ ). In Kombination mit der Durchmesserklasse zwei zeigt sich für diesen Totholztyp ein 6,5faches Mehrvorkommen in der Grundfläche von 0,027  $m^2/ha$  im von Grauspechten genutzten Waldbestand ( $p < ,01$ ).

### 3.7.5.8 Hainbuche

Hainbuchen kommen im Gesamtbestand mit 0,51 m<sup>2</sup>/ha hauptsächlich in der Durchmesserklasse zwei vor. Für diese Baumart lässt sich ab dieser Stammstärke bereits eine Habitatselektion zeigen. Sie findet sich mit 16 % mehr Grundfläche im Lebensraum der Grauspechte ( $p < ,01$ ). In der Durchmesserklasse drei kommt sie im gesamten Bestand nur noch mit einer Grundfläche von 0,38 m<sup>2</sup>/ha vor, während sie im Grauspecht-Habitat mit 0,51 m<sup>2</sup>/ha zu finden ist ( $p < ,001$ ). Ein fast vierfaches Mehrvorkommen von 0,044 m<sup>2</sup>/ha lässt sich für Hainbuchen dieser Durchmesserklasse feststellen, die starke Totholzäste (> 20 cm) tragen und bereits eine spannrückige Rinde besitzen. Auch Hainbuchen der Durchmesserklasse vier finden sich mit 23 % höherer Grundfläche im Grauspecht-Lebensraum ( $p < ,01$ ). Hainbuchen weisen ab einer geringeren Durchmesserklasse Totholz auf als Rotbuchen.

### 3.7.5.9 Wildkirsche

Die Wildkirsche findet sich im untersuchten Grauspecht-Lebensraum signifikant häufiger als im Grundbestand mit einer mehr als doppelt so großen Grundfläche von 0,32 m<sup>2</sup>/ha ( $p < ,001$ ). Kirschen sind in der Durchmesserklasse eins mit 3 % weniger Grundfläche ( $p < ,05$ ) und in der Durchmesserklasse drei mit 36 % weniger ( $p < ,01$ ) im Habitat vertreten. In den Durchmesserklassen zwei und vier kommen sie dagegen signifikant häufiger vor. Ihre Grundfläche in der Durchmesserklasse zwei macht im Grauspecht-Lebensraum mit 0,13 m<sup>2</sup>/ha mehr als das Doppelte an Grundfläche gegenüber dem Gesamtbestand aus ( $p < ,01$ ). In der insgesamt seltener auftretenden Durchmesserklasse vier mit 0,06 m<sup>2</sup>/ha ist es mehr als dreifache der Grundfläche ( $p < ,05$ ).

### 3.7.5.10 Feldahorn

Feldahorn (*Acer campestre*) wird in Kombination mit einer schwachrissigen Borke und einem Brusthöhendurchmesser zwischen 6 und 50 cm bevorzugt ( $p < 0,001$ ).

### 3.7.5.11 Spitzahorn

Spitzahorn (*Acer platanoides*) kommt mit dem gleichen Rindentyp in der Klasse drei von 26 cm bis 50 cm mit mehr als drei Mal so großer Grundfläche im Grauspecht-Lebensraum vor wie im gesamten Untersuchungsgebiet ( $p < ,05$ ).



**Abb. 38:** Grauspecht-Männchen bei der Nahrungssuche an Spitzahorn im Winter (Foto: Jens Oehmigen)

### 3.7.5.12 Bergahorn

Der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) kommt bereits in der Durchmesserklasse zwei mit doppelt so hoher Grundfläche im Lebensraum vor ( $p < ,001$ ), die stärkste Bevorzugung zeigt sich von Bäumen in der Durchmesserklasse drei von 26 cm – 50 cm, an denen der Prozess der plättchenförmigen Schuppenbildung an der Borke gerade einzusetzen beginnt.

### 3.7.5.13 Birke

Für Birkenarten (*Betula spec.*) lässt sich eine allgemeine Bevorzugung erkennen. Gegenüber einer Grundfläche von 0,05 m<sup>2</sup> / ha im gesamten Waldbestand kommen Birken mit 2,5facher Grundfläche im Grauspecht-Habitat vor ( $p < ,01$ ). Bevorzugt werden Baumtypen der Durchmesserklassen zwei und drei, die kleine oder große Tot-

Äste tragen. Besonders Birken mit kleinen Tot-Ästen und einer vertikal rissigen Borke finden sich 2,3 Mal so häufig im Grauspecht-Lebensraum mit  $0,045 \text{ m}^2 / \text{ha}$  ( $p < ,01$ ).

### 3.7.6 Liegendes Totholz

Bevorzugt wird liegendes Totholz auf alle Baumarten bezogen ausschließlich in der Klasse vier von 51 cm - 75 cm Durchmesser am starken Ende, das sich im Grauspecht-Habitat mit 28,6 % höherer Grundfläche findet als im gesamten Waldbestand.

<b>Totholz nach Zerfall</b>	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Nicht im Zerfall	0,595	0,72	***	0	0,749	0,035	2,395
Leichter Zerfallsgrad	0,636	0,615	**	0	1,147	0	1,133
Mittlerer Zerfallsgrad	0,645	0,596	**	0	1,414	0	1,785
Starker Zerfallsgrad	0,166	0,225	***	0	5,093	0	0,707

**Abb. 39:** Vergleich von liegendem Totholz in Stammzahlen/ha nach Zerfallsstadien in Habitat (H) und Gesamtbestand (G), MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Während Totholz, das sich noch nicht im Zerfall befindet, im Grauspecht-Lebensraum häufiger vorkommt (21 %), ist Totholz im leichten bis mittleren Zerfallsstadium allgemein unterrepräsentiert (3 % - 8 % weniger). Sehr stark im Zerfall befindliches liegendes Totholz findet sich dagegen wieder mit 36 % Mehrvorkommen im Habitat. Liegendes Totholz von zwei Baumarten weist im Grauspecht-Lebensraum signifikant höhere Stammzahlen auf; für Birken sind es im Mittel 3,6 Mal ( $p < ,001$ ) und für Fichten 11,2 Mal ( $p < ,01$ ) mehr. Auf die Baumarten Esche, Rotbuche und Wildkirsche bezogen werden besonders liegende Stämme mit einem Durchmesser zwischen 26 cm und 50 cm am stärkeren Ende bevorzugt. Buchen und Eschen sind gegenüber dem Gesamtbestand zu etwa 6fach, Wildkirschen um 11,2fach stärker im festgestellten Lebensraum der Grauspechte vertreten.

Für Buchenstämme dieser Stammstärke lässt sich auch eine unterschiedliche Präferenz des Zersetzungszustands beobachten.

<b>LTH Buche nach Zerfall</b>	MW G	MW H	SN	KI-95 G	KI+95 G	KI-95 H	KI+95 H
Keine Zersetzung	0,166	0,338	**	0,603	0,721	0,295	0,908
Schwache Zersetzung	0,092	0,242	**	0,401	0,480	0,109	0,688
Mittlere Zersetzung	0,244	0,322	**	0,095	1,070	0,261	0,601

**Tab. 28:** Übersicht der Stammzahlen liegender Buchenstämme/ha zwischen 26 und 50 cm, LTH = Liegendes Totholz, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau

Für liegendes Totholz von 26 cm bis 50 cm Stammdurchmesser ist das Vorkommen von Totholz, das sich noch nicht im Zersetzungsprozess befindet, im Grauspecht-Lebensraum doppelt so hoch wie im Gesamtbestand ( $p < ,01$ ). Im schwachen Zersetzungsstadium trifft man diesen Totholztyp dort sogar mit um 160 % erhöhter Häufigkeit an. Für einen mittleren Zersetzungsgrad lässt sich noch eine um 30 % höhere Stammzahl pro Hektar im Habitat feststellen.

### 3.7.7 Bäume mit Höhlen und Pilzkonsolen

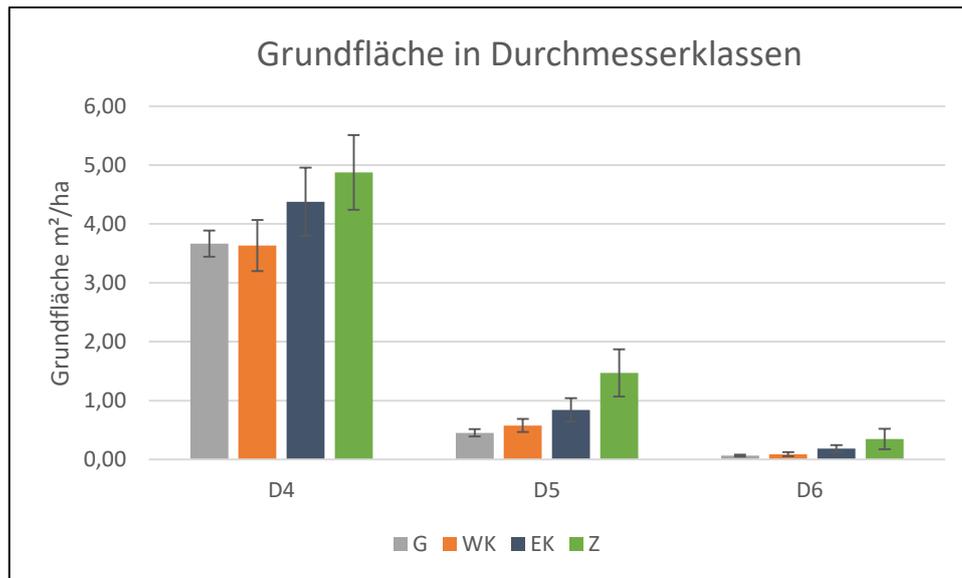
Eine Bevorzugung zeigt sich für wenige Merkmale aus den mit Point Distance sampling erhobenen Strukturen. Abgestorbene Bäume mit Pilzkonsolen sind im Grauspecht-Lebensraum mit 30 % weniger Grundfläche unterrepräsentativ vertreten ( $p < ,01$ ).

Höhlenbäume an zwei Baumarten finden sich mit signifikant größerer Grundfläche im Grauspecht-Lebensraum gegenüber dem Bestandsvorkommen. Die Höhlenbäume der Rotbuche machen mit 0,38 m<sup>2</sup> / ha 13 % mehr aus ( $p < ,001$ ). Die Höhlenbäume der Eiche kommen mit einer um 266 % höheren Grundfläche von 0,08 m<sup>2</sup> / ha im Grauspecht-Habitat vor ( $p < ,01$ ). Bevorzugt werden Höhlen besonders an Totbäumen mit erhaltenem Stamm.

### 3.7.8 Verengung des Probekreises

#### 3.7.8.1 Bestandsstruktur

Für Bäume von geringem Stammdurchmesser bis 25 cm zeigt sich ein geringer Anteil in den genutzten Lebensräumen. Die mittlere Grundfläche in den Durchmesserklassen vier bis sechs steigt mit der Verengung auf den Ortungspunkt an.

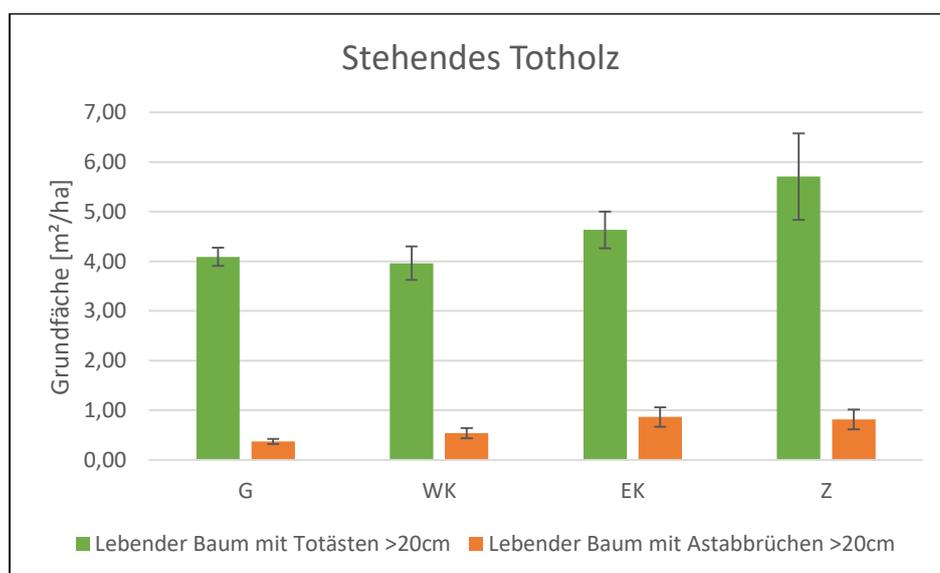


**Abb. 40:** Grundflächenvorkommen in Durchmesserklassen (D) im Gesamtbestand (G), weiten Kreis (WK), engen Kreis (EK) und Zentrum (Z) der Grauspecht-Registrierungen mit Standardfehler

Signifikant wird der Unterschied im Kruskal-Wallis-Test mit anschließendem Post-hoc-Vergleich zwischen Zentrum und weitem Kreis, wenn Bäume ab einem BHD von mehr als 50 cm ( $p < ,05$ ) und von mehr als 75 cm ( $p < ,05$ ) betrachtet werden.

### 3.7.8.2 Stehendes Totholz

Für Totholz im stehenden Bestand findet sich ebenfalls ein Trend von zunehmender Grundfläche an Bäumen mit starken toten und abgebrochenen Ästen.



**Abb. 41:** Mittlere Grundfläche von Bäumen mit starken Tot-Ästen und Astabbrüchen bei Verengung des Probekreises mit Standardfehler

Wird das stehende Totholz aller Typen ab einem Stammdurchmesser von 50 cm auf Brusthöhe betrachtet, so zeigt sich ein Anstieg der mittleren Grundfläche auf fast das Doppelte mit Verengung des Probekreises. Im Zentrum der Grauspecht-Registrierung ist die mittlere Grundfläche von Bäumen mit Totholz-Anteilen gegenüber dem „weiten Kreis“ ( $p < ,01$ ) und gegenüber dem „engen Kreis“ ( $p < ,05$ ) signifikant höher.

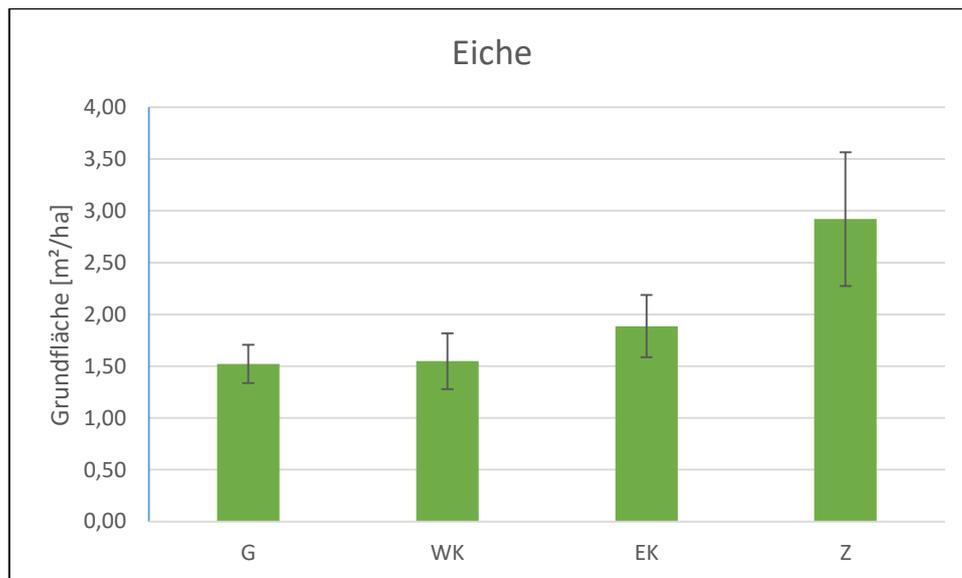
### 3.7.8.3 Baumarten

Für einige Baumarten findet sich ein monotoner Anstieg der mittleren Grundfläche mit der Verengung auf das Zentrum der Grauspecht-Registrierung. Für die Rotbuche, die auf dem Registrierungspunkt mit 9,08 m<sup>2</sup>/ha im Mittel vorkommt, ist die Grundfläche 1,1 % größer als im weiten Probekreis. Die Unterschiede zwischen den Gruppen „weiter Kreis“, „enger Kreis“ und „Zentrum“ weisen für keine Baumart Signifikanz auf.

Baumarten	Buche	Eiche	Hainbuche	Elsbeere
MW G	7,423	1,522	0,966	0,038
MW WK	8,200	1,548	1,178	0,085
MW EK	9,058	1,887	1,159	0,118
MW Z	9,079	2,920	1,692	0,140
Z/G		**		
EK/G		**	**	
WK/G		**	**	**
EK/WK				
Z/WK				
Z/EK				
KI-95 G	6,142	0,000	0,000	0,000
KI+95 G	7,945	4,099	8,032	4,089
KI-95 WK	5,244	0,201	0,000	0,000
KI+95 WK	9,166	3,023	2,503	0,401
KI-95 EK	3,632	1,005	0,000	0,000
KI+95 EK	15,386	4,605	3,804	0,621
KI-95 Z	4,004	0,000	0,000	0,000
KI+95 Z	17,212	9,005	9,050	2,103

**Tab. 29:** Baumarten mit zunehmender Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] bei Verengung des Probekreises, Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests mit Post-hoc-Vergleichen, unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95

Für die Eiche ist die Grundfläche mit 2,92 m<sup>2</sup>/ha im Zentrum der Grauspecht-Registrierung um 54,8 % größer als im engen Probekreis und um 88,6 % größer als im weiten Kreis. Signifikant sind die Unterschiede der Stichproben jeweils in Bezug auf den Gesamtbestand ( $p < ,001$ ).



**Abb. 42:** Vorkommen der Eiche im Gesamtbestand (G), weiteren Probekreis (WK), engeren Probekreis (EK) und Zentrum der Grauspecht-Registrierung (Z): Mittelwerte der Grundflächen mit Standardfehler

### 3.7.8.4 Zentrum der Grauspecht-Registrierungen

Fokussiert man die Betrachtung der Bestandsstruktur ausschließlich auf den Grauspecht-Registrierungspunkt, sind drei Faktoren signifikant unterschiedlich.

Baumtypenkombination	MW G	MW H	SN	KI-95	KI+95	KI-95	KI+95
BHD 51-75cm mit Tot-Ästen >20cm	1,41	2,42	*	0,44	2,71	1,65	3,17
BHD 51-75cm mit schwachrissiger Borke	1,34	2,98	*	1,05	3,96	2,43	4,67
BHD >50 mit schwach- und tiefrissiger Borke	1,78	3,89	*	1,04	2,42	2,99	5,74

**Tab. 30:** Bevorzugte Kombinationen aus BHD, Totholz und Rindentyp im Zentrum der Grauspecht-Registrierung (H) im Vergleich zum Gesamtbestand (G), unteres Konfidenzintervall (95%): KI-95 und oberes Konfidenzintervall (95%): KI+95, MW=Mittelwert, SN=Signifikanzniveau

Im bevorzugten Habitat finden sich mit 2,42 m²/ha Bäume der Durchmesserklasse vier, die starke Totäste von mehr als zwanzig Zentimeter tragen (Baumtyp 3a) gegenüber dem Vorkommen im Gesamtbestand mit 71,8 % höherer Grundfläche ( $p < ,05$ ). Die Grundfläche von Bäumen dieser Durchmesserklasse in Verbindung mit schwachrissiger Borke ist im Lebensraum mit 2,98 m²/ha um 122,5 % höher als gesamten Bestand ( $p < ,05$ ). Werden Bäume ab einem Brusthöhendurchmesser von 51 cm aufwärts und mit den Rindentypen zwei (tiefrissig) und drei (schwachrissig)

zusammengefasst, so ist das Vorkommen mit 3,89 m<sup>2</sup>/ha im Habitat um 118,5 % höher als im Waldbestand ( $p < ,05$ ).

### 3.8 Generalisiertes Lineares Modell

Die signifikanten Variablen wurden mit generalisierten linearen Modellen analysiert, um die Priorisierung der Einflussfaktoren zu untersuchen. Um die Voraussetzungen für die Modellauswahl zu überprüfen, wurde die Unabhängigkeit der eingehenden Prädiktoren in Kontingenztafeln mit dem exakten Fischer-Test (Salkind 2007) überprüft. Die Schätzungen der Modellkoeffizienten sind im Anhang (0) aufgeführt. An Hand des AICs (Akaike-Information-Criterion) kann die relative Güte zwischen den verschiedenen Modellen verglichen werden (Wollschläger 2010).

Zunächst wurden die eingehenden Faktoren an Hand von Spearman-Rangkorrelationen untersucht. Die Variablen Grundfläche der bevorzugten Baumarten zeigte eine positive Korrelation mit dem Rindentyp ( $r_{Spearman}=0,4$ ). Daraufhin wurde der Einfluss der Variablen im Modell untersucht. Der Faktor Baumart hatte einen größeren Erklärungswert an der Vorhersage der Grauspechtpräsenz als der Rindentyp. Der letztere wurde daraufhin aus dem weiteren Modell ausgeschlossen. Das stehende Totholz an Bäumen oberhalb der Starkholzgrenze sowie das gesamte Totholz im stehenden Bestand zeigten einen Beitrag an einer größeren Anzahl an Modellen und wurden für das weitere GLM einbezogen.

Nach den Anhaltspunkten Devianz sowie dem veränderten Quasi-AIC<sub>c</sub> (QAIC<sub>c</sub>; für Stichproben, die hohe Varianz aufweisen oder sehr klein sind) sowie dem delta-Wert beurteilt erreichten 21 der berechneten 32 Modelle gute Anpassungsgüten. Sie erwiesen sich untereinander als stark kompetitiv. Daraus wurden in einem weiteren Selektionsprozess nach möglichst kleinem QAIC<sub>c</sub> und geringer Differenz  $\delta < 2$  dieser zum besten Modell (vgl. Mazerolle 2013) die verbleibenden 12 Modelle in die Anpassung des GLM einbezogen.

	<b>Estimate</b>	<b>SEM</b>	<b>A.SEM</b>	<b>z</b>	<b>p</b>	<b>SN</b>
Konstante	-1.846	0.5026	0.5040	3.662	0.00025	***
D>100cm	0.7319	0.2765	0.2777	2.636	0.00839	**
STH>100cm	0.7319	0.2765	0.2777	2.636	0.00839	**
STH Alle	-0.4579	0.3772	0.3788	1.209	0.22676	
MW BHD	0.3525	0.3550	0.3565	0.989	0.32280	

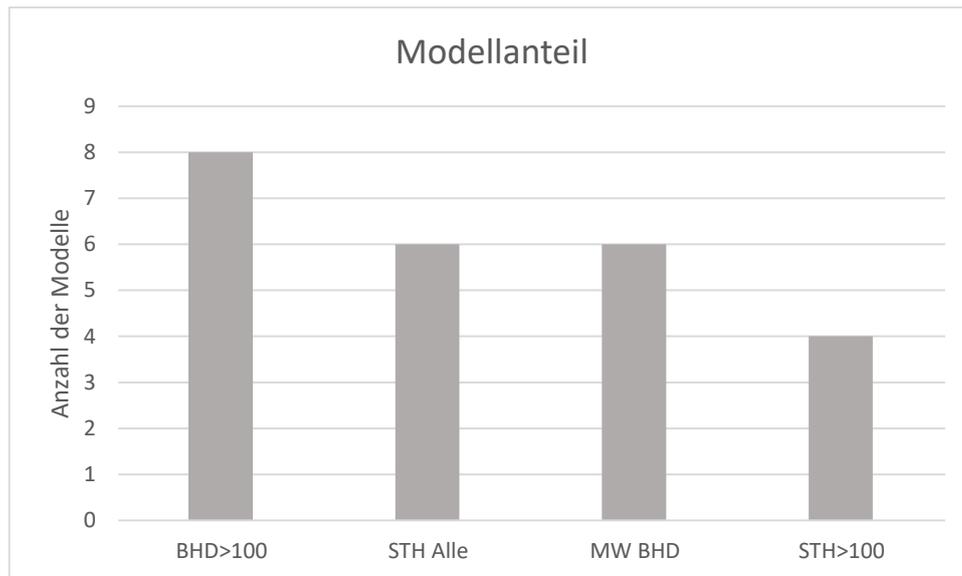
**Tab. 31:** Durchschnittliche Modellkoeffizienten der Variablen Durchmesserklasse (D), Stehendes Totholz (STH) und Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD); SEM: Standardfehler des Mittelwerts, A.SEM.: Angepasster Standardfehler des Mittelwerts

Die Betrachtung der relativen Wichtigkeiten der erklärenden Variablen auf die Vorhersage der Grauspechtpräsenz ergibt die größte positive Beeinflussung durch den Faktor Grundfläche an Bäumen von einem BHD über 100 cm ( $D > 100$  cm). Der Schätzer des Koeffizienten beträgt 0,73.

	<b>BHD&gt;100cm</b>	<b>STH Alle</b>	<b>MW BHD</b>	<b>STH&gt;100cm</b>
Relative Wichtigkeit	0.67	0.44	0.37	0.33

**Tab. 32:** Relative Wichtigkeit der Modellprädiktoren Brusthöhendurchmesser (BHD)>100cm, Stehendes Totholz (STH)>100cm und Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD)

Den zweithöchsten Erklärungswert erreicht das gesamte stehende Totholz im Bestand (STH Alle). Der geschätzte negative Koeffizient von -0,46 zeigt hier ein Absinken der Grundfläche von stehendem Totholz aller Typen mit dem steigenden Beobachtungswert von Grauspechten im Modell. Die drittgrößte relative Wichtigkeit entfällt auf den durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser im Probekreis (MW BHD) mit einem geschätzten Koeffizienten von 0,35.



**Abb. 43:** Graphische Darstellung der Modellanzahl, an denen die Prädiktoren Anteil haben: Brusthöhendurchmesser (BHD)>100cm, Stehendes Totholz (STH) Alle (gesamt) und >100cm, Mittlerer Brusthöhendurchmesser (MW BHD)

Die Grundfläche an Bäumen mit Totholzanteilen aller Typen von mehr als 100 cm BHD (STH > 100) erhält eine fast ebenso große relative Wichtigkeit wie der durchschnittliche BHD. Diese Variable ist jedoch in weniger Modellen als erklärender Prädiktor vertreten. Sie weist mit 0,73 die gleiche geschätzte Korrelation im Modell auf wie die Grundfläche der Bäume von mehr als 100 cm BHD, obwohl die Variablen keine starke Korrelation untereinander aufweisen.

## 4 DISKUSSION

### 4.1 Fang und Besenderung - Methodenbetrachtung

Radiotelemetrie stellt eine Kernmethode dar, um die Habitat- und Raumannsprüche von Tierarten zu erforschen, die in ihrem Lebensraum schwierig zu beobachten sind (Naef-Daenzer *et al.* 2005). In der vorliegenden Studie wurden zwei weibliche Tiere gefangen und besendert. Erstmals konnte die Lebensraumnutzung eines Grauspechts in Zentraleuropa an einem telemetrierten Tier über ein gesamtes Jahr verfolgt werden. Es bewährte sich der Fang mit Hilfe von Japannetzen an künstlichen Futterstellen. Der Fangerfolg ist von vielen Faktoren abhängig. Unter anderem beeinflussen die Witterung oder die Erreichbarkeit anderer Futterressourcen die Wahrscheinlichkeit, dass Grauspechte angebotenes Futter nutzen. Erst wenn die Temperaturen im Frostbereich liegen, wurden Futterstellen durch die Tiere aufgesucht. Lediglich an zwei von den insgesamt zehn beobachteten Fangstellen konnten tatsächlich Grauspechte beobachtet werden, die daraufhin dort gefangen wurden. Nahmen Tiere das Futter an, so wurde es in allen Fällen auch mehrfach, meist morgens zwischen Sonnenaufgang und 11.00 Uhr, aufgesucht.

Durch die verwendeten Rucksacksender ließ sich keine Beeinträchtigungen der Tiere in Flug- oder Kletterverhalten erkennen. Für die untersuchten Grauspechte erwies sich diese für Vögel gut geeignete Anbringungsmethode (Naef-Daenzer 2001, Rappole & Tipton 1991) als erfolgreich und beeinträchtigte nicht die erfolgreiche Brut. Die Lebensdauer der Batterien und Haltbarkeit des Geschirrs ermöglichten beim Weibchen im Stadtwald die Untersuchung über eine gesamte Jahresperiode.

Zwei Faktoren beeinflussen die statistische Aussagefähigkeit der Datengrundlage von radiotelemetrischen Untersuchungen: die Anzahl der untersuchten Individuen und die Anzahl der vorgenommenen Beobachtungen pro Individuum. Die Beobachtungen von ein und demselben Tier können nicht als unabhängig betrachtet werden. Somit fehlt hier für die Übertragbarkeit der Ergebnisse eine Untersuchung an einer größeren Anzahl von als unabhängig zu wertenden Individuen. Solche Kenntnisse der Habitatselektion können auch an anderen Großspechten lediglich an einer geringen Zahl an Individuen erforscht werden (siehe Kapitel 2: 1). Die Zielart Grauspecht stellt eine besonders schwierig zu erfassende Art dar (Rolstad & Rolstad 1995, Pasinelli 2005, Südbeck 2009, Schluckebier 2006). Deshalb sind solche individuenbasierten

Erkenntnisse am Grauspecht für den Erhalt der Populationen elementar (Pasinelli 2005, Südbeck 2009). Die mit der telemetrischen Untersuchung gewonnenen Ergebnisse, welche Lebensraumstrukturen der Grauspecht nutzt, werden in den Kapiteln 4.4 und 4.5 mit den Ergebnissen aus der Kartierung verglichen. Die jahreszeitliche Veränderung der Aktionsräume und die saisonale Nutzung spezifischer Ausstattungsmerkmale im Habitat sind dagegen nicht unbedingt auf andere Lebensräume übertragbar. Sie liefern hier erste Einsichten, welche Habitatstrukturen Grauspechte im Winter nutzen. Um die Ergebnisse für andere besiedelte Lebensräume vergleichen und weitere wichtige Fragestellungen zur Populationsdynamik beantworten zu können, sind Untersuchungen an einer größeren Zahl von Tieren in unterschiedlichen Regionen notwendig. Solange die Technik uns noch keine Methoden bietet, die es einfacher machen, die Tiere in ihrem Lebensraum zu beobachten, ist ein groß angelegtes Projekt zur Erforschung der Art wünschenswert.

## 4.2 Aktionsraum

Der Aktionsraum der beiden untersuchten Tiere erweist sich gegenüber bisher dokumentierten Flächengrößen von Grauspechtrevieren mit weniger als einem Quadratkilometer als klein. Durch die hohe Erfolgsquote in der telemetrischen Ortung konnte der Aktionsraum in dieser Arbeit vollständig abgebildet werden. Hier wird für Flächenangaben die gebräuchlichste Methode der Aktionsraumermittlung mit Hilfe einer MCP-Kontur verwendet (White & Garrott 1990). Dieses Polygon um die äußeren ermittelten Registrierungspunkte umschließt den gesamten genutzten Aktionsraum. Der Nachteil dieser Methode kann sein, dass nicht genutzte Bereiche innerhalb dieses Gebiets eingeschlossen werden (White & Garrott 1990). Als problematisch erweist sich dieses beim ersten untersuchten Tier mit dem Besuch eines Siedlungsbereiches. Wird eine MCP-Kontur einschließlich dieses Punktes erstellt, setzt sich der resultierende Aktionsraum zu vierzig Prozent aus Ackerland zusammen. Dieser zwischen Wald und Siedlung gelegene Landschaftstyp fällt damit in den Aktionsraum, ohne dass eine Nutzung stattfand. Auch wenn das Multi-Complex-Polygon an Hand von 95 Prozent der Registrierungspunkte berechnet wird, schließt der Aktionsraum diesen Siedlungspunkt mit ein. Das Grauspechtweibchen legt diese Entfernung über den nicht genutzten Landschaftsbereich hinweg zurück, um eine Nahrungsressource im Lebensraum zu erreichen. Der Punkt wurde deshalb in der Betrachtung der

überbrückten Distanzen berücksichtigt. Hier wird eine Schwierigkeit der Aktionsrauminterpretationen deutlich. Wird der gesamte vom MCP eingeschlossene Bereich als „Habitat“ bewertet, so kann das bedeuten, dass Landschaftstypen eingehen, die überbrückt werden oder zwischen genutzten Ressourcen eingebettet sind.

Der Aktionsraum für das ganzjährig telemetrierte Weibchen von 0,99 Quadratkilometern liegt an der unteren Grenze der dokumentierten Aktionsraumgrößen von Grauspechten. In der Literatur werden mitunter große Aktionsräume für Grauspechte angegeben. In Skandinavien ist der Flächenanspruch von Grauspechten sichtlich höher. Dort wurden mittels Telemetrie Aktionsräume von 21,5 km<sup>2</sup> für Weibchen (N = 2) und 9,4 km<sup>2</sup> für Männchen (N = 2) in Schweden festgestellt (Edenius *et al.* 1999). Auch in Norwegen belegen radiotelemetrische Untersuchungen große Aktionsräume der Grauspechte (N = 3) mit zwischen 4,5 – 5,4 km<sup>2</sup> (Rolstad & Rolstad 1995). Ergebnisse von telemetrischen Untersuchungen am Kleinspecht (*Dendrocopos minor*) im hessischen Vordertaunus zeigen ähnliche Raumnutzungsverhältnisse. Für Kleinspechte ist der Aktionsraum in Südschweden mehr als dreimal so groß als im deutschen Untersuchungsgebiet (Höntschi 2004). Die Unterschiede deuten auf eine andere Verteilung von Lebensraumstrukturen in den untersuchten Landschaften hin. Auch die Entfernungen, die im Revier zurückgelegt werden, unterscheiden sich dementsprechend. Während in Schweden über 50 Beobachtungen Distanzen zwischen mindestens 555 m und maximal 5802 m pro Tag (Edenius *et al.* 1999) von Grauspechten zurückgelegt wurden, konnte in dieser Untersuchung eine Spanne zwischen nicht selten 0 m, also keinem Ortswechsel, und maximal 1206 m festgestellt werden (N = 265).

Die Ergebnisse zeigen, dass Grauspechtreviere in den untersuchten Buchenmischwäldern des Weser-Leineberglands sehr klein ausfallen können. Die telemetrierten Tiere waren ausschließlich Weibchen der Spechtart. Diese nutzen nach bisherigen Beobachtungen einen größeren Aktionsraum als Männchen im gleichen Habitat (Edenius *et al.* 1999). Der kleine hier festgestellte Aktionsraum deutet auf eine gute Verfügbarkeit von notwendigen Ressourcen im Lebensraum hin. Der Aktionsraum von Tieren ist größer, wenn ihre Habitate fragmentiert sind (Huang *et al.* 2017) oder eine schlechtere Qualität besitzen (South 1999). In heimischen Buchenmischwäldern liegen bekannte Reviergrößen von Grauspechten zwischen 124 und 130 ha (Conrads 1967, Januschke 2007).

### 4.3 Jahreszeitliche Veränderung des Aktionsraums

Mit der Kernel-Methode wird ein Aktionsraum basierend auf der Frequentierung von Bereichen erzeugt. Häufig besuchte Gebiete werden als Aktivitätszentren dargestellt und stärker in der Berechnung berücksichtigt. Der Nachteil ist hierbei, dass bei stark besuchten Orten im Randbereich der Bewegungsraum über das tatsächlich genutzte Gebiet hinaus ausgedehnt wird. Die Kernel Berechnungen sind von vielzähligen Faktoren abhängig und der als  $h_{ref}$  bezeichnete Glättungsfaktor wird auf Grund von wenigen Bewegungen konstituiert. Insbesondere bei Tierarten, die große Strecken zurücklegen, lässt sich damit der Aktionsraum nicht aussagekräftig abbilden (Walter *et al.* 2011). Aus diesen Gründen wurde sie in dieser Arbeit ausschließlich zur Untersuchung der Lage und jahreszeitlichen Verschiebung von Aktivitätszentren für die Grauspechte eingesetzt.

Zwischen den vier Jahresperioden verschieben sich die Aktivitätszentren des Grauspechtweibchens im Göttinger Stadtwald jeweils. Auch die Größe der genutzten Fläche unterscheidet sich saisonal. Zur Brutperiode sind drei Kernbereiche im Aktionsraum zu finden, zwei befinden sich im Offenlandbereich und eines 100 Meter entfernt vom extensiven Grünland im Wald. Während der übrigen Jahresabschnitte ergibt sich jeweils ein einziges Aktivitätszentrum, das immer im Wald lokalisiert ist.

Der Aktionsraum zur Brutzeit ist halb so groß wie in den übrigen drei Jahresabschnitten. Es ist möglich, dass bestimmte Strukturen im Lebensraum zu dieser Zeit für das Weibchen nicht verfügbar sind. Die regelmäßige Rückkehr eines Tieres zum Nestplatz beeinflusst die Erreichbarkeit von Ressourcen im Lebensraum (Manly 2002). Wenn etwa die Bewältigung der Distanz zu einer Nahrungsquelle zu hohe energetische Kosten für das Tier verursacht, kann der Aktionsradius hierdurch eingeschränkt sein. Die Brutplatzwahl stellt in der Lebensraumnutzung einen Ausschnitt aus der Habitatselektion dar (Jones 2001) und kann als Ergebnis des Vorkommens benötigter Lebensraumstrukturen im Gebiet betrachtet werden. Die Ergebnisse implizieren, dass die extensiven Weideflächen geeignetes Nahrungshabitat für die Brutperiode darstellen und dass Ameisen des Offenlandes während der Nestlingszeit für den Grauspecht im Untersuchungsgebiet eine wichtige Bedeutung haben.

Die Ressourcen im Lebensraum sind für den Grauspecht nicht über das gesamte Jahr konstant. Ameisen, die für den Grauspecht die Hauptnahrung darstellen, sind im Offenland erst ab einer gewissen Bodentemperatur im Frühling so aktiv, dass sie näher

an der Oberfläche und damit für den Grauspecht erreichbar sind. Ab einer Temperatur von sechs Grad konnten im Frühling Grauspechte auf einer extensiven Weidefläche im Untersuchungsgebiet beobachtet werden. Sie gehörten mit dem Grünspecht und dem Star zu den ersten Vögeln, die diesen Grünlandtyp nutzten. Die Verfügbarkeit von Ameisen auf diesen Flächen verändert sich jahreszeitlich ebenfalls, da ihre Aktivität und Häufigkeit von vielen Umweltfaktoren abhängt (Bishop *et al.* 2014). Die Grauspechte konnten auf diesem ameisenreichen Offenland im Frühjahr häufiger und länger bei der Nahrungsaufnahme beobachtet werden als in den übrigen Jahreszeiten. An einem einzigen Solarium stocherten sie im Durchschnitt eine halbe Stunde. Die Verfügbarkeit an Biomasse auf konzentriertem Raum ist hier als zu Grunde liegender Faktor für die Präferenz zu betrachten (Seifert 2009b, siehe 4.5.6). Analysen der Nahrungszusammensetzung an Grauspechten in Norwegen ergaben, dass ganzjährig hauptsächlich *Formicidae* verzehrt wurden. Bezeichnend ist dabei, dass die adulten Grauspechte die Puppen während der Brutzeit vollständig an die Nestlinge verfütterten. Nach der Jungenaufzucht im Sommer fraßen sie diese auch selbst (Rolstad & Rolstad 1995).

Wie sich in dieser Untersuchung zeigt, ist der Aktionsraum im Herbst mit einem siedlungsnahen Zentrum am größten und verlagert sich im Winter in eichenreiche Altbestände. Diese stellen Bereiche mit hoher Lebensraumqualität in den Revieren dar, die im Winter stärker durch den Grauspecht genutzt werden (Gorman 2004, Rolstad & Rolstad 1995).

#### **4.4 Habitatselektion in der Landschaftsnutzung**

Neben der Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen beeinflussen viele weitere Faktoren die Habitatselektion von Tieren. Dazu zählen die artspezifische Siedlungsdichte, zwischenartliche Konkurrenz, natürliche Selektion, genetische Faktoren sowie die Erreichbarkeit von Ressourcen im Lebensraum (Manly 2002). Tiere sind demnach nicht frei in der Lebensraumwahl. Sie können die beste Mischung an verfügbaren Ressourcen mit den Grenzen ihres Aktionsraums einschließen (Geshelis 2000). Wird der vorhandene mit dem genutzten Landschaftsbereich verglichen, kann die Lebensraumwahl auch die Vermeidung eines Habitattyps widerspiegeln (Geshelis 2000). Vögel können auf Grund ihrer Mobilität schnell Entfernungen in ihrem Lebensraum überbrücken und besitzen damit besondere Fähigkeiten, Nahrungsressourcen oder Unterschlupfmöglichkeiten in ihrem Gebiet zu erreichen

(Cody 1985). In dieser Untersuchung wurde deshalb das Vorkommen von Lebensraumstrukturen in einem größeren als dem vom Tier als Aktionsraum genutzten Gebietsausschnitt als Grundbestand ermittelt. Hiermit wurde das Vorkommen dieser Lebensraumstrukturen im in diesem Gebiet liegenden genutzten Ausschnitt verglichen. Die vorgenommene Einteilung dieser Ressourcen in Einheiten, die für uns messbar sind, ermöglicht uns die Untersuchung der Lebensraumstrukturen, die wir durch Managementeingriffe beeinflussen können.

Es zeichnet sich eine starke Bindung an bewaldeten Lebensraum ab. Die Ergebnisse der Telemetriedaten zeigen, dass sich das Grauspecht-Weibchen über das gesamte Jahr zu mehr als 80 Prozent im Wald aufhielt. Fast ausschließlich genutzt wurde dieser Landschaftstyp im Herbst und im Winter. Wie schon an der Aktionsraumänderung betrachtet, fand während des Frühjahrs eine stärkere Verlagerung der Aktivität ins Offenland statt. Innerhalb dieser Zeitspanne wurde der Grauspecht in einem Drittel der Beobachtungen auf extensivem Grünland festgestellt. Selten wurde auch an Wegrändern nach Nahrung gesucht. Der Selektionsindex nach Ivlev zeigt die stärkste Bevorzugung vom Landschaftstyp extensives Grünland selbst über das gesamte Jahr an. Der Ivlev-Index spiegelt nicht nur wieder, welche Wichtigkeit der Lebensraum für das Tier hat. Wird der Index zur Interpretation der Nutzungsintensität verwendet, beeinflusst auch das relative Vorkommen eines Biotoptyps im Aktionsraum das Ergebnis. Damit ist diese starke Präferenz auch auf den geringen Anteil dieses Landschaftstyps im Göttinger Stadtwald zurückzuführen.

Die Aufnahme von Nahrung im Offenland konnte ausschließlich während der Jahreszeiten Frühling und Sommer beobachtet werden. Mehr als ein Drittel der Nutzungen entfiel auf die extensiv beweideten Wiesen im Wildgehege. Regelmäßig suchte das Grauspecht-Weibchen außerdem am Rand des Reitplatzes nach Ameisen. Selten wurden während des Sommers auch einschürige Wiesen und einmal eine Pferdeweide besucht. Für die ein- bis zweischürigen Fettwiesen und Kuhweiden, die im Aktionsraum des Weibchens eingeschlossen waren, konnte keine Nutzung festgestellt werden. Ebenso wurde der Siedlungsbereich durch den telemetrierten Grauspecht im Stadforst durchgehend gemieden.

Die Ergebnisse Landschaftsselektion aus der Kartierung können nicht jahreszeitlich differenziert betrachtet werden, da durch den Erfassungszeitraum bedingt nur Winterbeobachtungen vorlagen. Die Grauspechte besiedelten im

Untersuchungsgebiet keine kleinen isolierten Waldpatches. Das kleinste Fragment, auf dem er nachgewiesen wurde, hatte eine Größe von 33 Hektar.

In der Lebensraumwahl zeigt sich die Bedeutung von Grünlandflächen, die unmittelbar an den Wald grenzen. An vom Grauspecht besiedelten Wäldern sind diese drei Mal so groß als an den nicht besiedelten. Betrachtet man ausschließlich Magerrasen, ist die Fläche sogar fünfzehn Mal größer. Die Beobachtungen, die an Grauspechten im Untersuchungsgebiet gemacht werden konnten, deuten auf eine hohe Bedeutung von Kalktrockenrasen im Untersuchungsgebiet hin.

Eine selektive Präferenz des Grauspechts für extensives Grünland zeichnet sich übereinstimmend in den Ergebnissen beider Untersuchungsansätze ab. Auch für die Länge der Berührungsbereiche zwischen Wald und Grünland lässt sich eine Habitatselektion zeigen, sie stellt aber ein sehr schwaches Maß mit schwacher Aussagefähigkeit dar (Südbeck 1989).

#### **4.5 Habitatselektion innerhalb des Waldes**

Die direkten Beobachtungen zur Nahrungsaufnahme im Wald waren beim telemetrieren Specht seltener möglich als im Offenland. Am häufigsten wurden Rotbuchen der Durchmesserklasse vier (BHD 51-75 cm) zur Nahrungssuche frequentiert. Sie stellt die einzige genutzte Baumart dar, die eine glatte Rinde besitzt. Als Nahrungsbäume aufgesuchte Linden, Eschen und Weiden wiesen im Vergleich zu dieser Baumart höhere Stammdurchmesser auf. Salweiden wurden ab Durchmesserklasse vier und die übrigen Baumarten in der Klasse fünf (BHD 76-100 cm) aufgesucht. An Eichen, Wildkirschen, Spitzahorn und Kulturapfel konnte die Nahrungsaufnahme der Grauspechte an Bäumen der Durchmesserklasse drei (BHD 26-50 cm) beobachtet werden. Charakteristisch ist das Vorkommen von Totholz an Nahrungsbäumen in allen Durchmesserklassen. Lediglich in acht Prozent der Beobachtungen wurden Bäume ohne Totholzanteile genutzt. Die größte Bevorzugung lässt sich für Bäume mit starken Tot-Ästen feststellen, die ein Drittel der Nahrungsbäume besaßen. Die als exemplarisch zu betrachtenden Beobachtungen zeigen Übereinstimmung mit vielen festgestellten Präferenzen der Lebensraumstrukturen (siehe folgende Kapitel 4.5.1 bis 4.5.5).

Es konnten einzelne Beobachtungen im Herbst gemacht werden, in denen ein Grauspecht in einem Garten das Fruchtfleisch vom Fallobst eines Birnenbaums (*Pyrus communis*) fraß. Es gibt vielzählige Dokumentationen über die Nutzung sehr

unterschiedlicher Futterquellen wie Weintrauben (Gorman 2004), Bienenstände oder sogar eine Speckschwarte im Winter (Conrads 1967) durch Individuen. Diese belegen eine opportunistische Strategie, die sich möglicherweise entwickelt hat, um eine schlechtere Verfügbarkeit von Nahrung im Winter zu kompensieren (Gorman 2004).

#### **4.5.1 Starkholzanteil**

In den Ergebnissen des telemetrierten Spechts bei der Auswertung aller Ortungen auch ohne Sichtungen zeigt sich ebenfalls die große Bedeutung von Bäumen mit hohem Stammdurchmesser in der Lebensraumwahl. Bäume werden ab der Durchmesserklasse vier bevorzugt, das heißt wenn sie einen Brusthöhendurchmesser (BHD) von einem halben Meter überschritten haben. Bäume von solcher Stammdimension werden als Starkholz bezeichnet. Junge Bestände mit hohem Anteil an Bäumen schwacher Durchmesserklassen von eins bis drei (BHD 1-25 cm) werden gemieden.

Die Ergebnisse aus der Kartierung der siebzehn Grauspecht-Lebensräume im Göttinger Umland stimmen mit diesen Ergebnissen überein. Sie belegen die Bevorzugung der gleichen Stammdurchmesser-Klassen in den untersuchten Buchenwaldgesellschaften. Der Anteil an Bäumen von schwächerem BHD an der Waldgrundfläche war im Grauspecht-Habitat hingegen geringer.

Die telemetrische Untersuchung des Grauspecht-Lebensraums ergibt, dass sich Bäume ab der Durchmesserklasse vier dort mit größerer Grundfläche verglichen mit dem Gesamtvorkommen finden. Für Bäume der Durchmesserklassen fünf und sechs zeigt sich eine signifikante Habitatselektion durch den Grauspecht. Am stärksten ist die Bevorzugung von Waldbeständen, die einen hohen Anteil an Bäumen dieser beiden Durchmesserklassen aufweisen. Im Stadtwald lag der Anteil des Starkholzes, also aller Bäume von mehr als einem halben Meter BHD, mit 10,9 Quadratmetern pro Hektar deutlich höher als im gesamten Untersuchungsgebiet. Hier liegt einer der Faktoren begründet, der die gute Qualität und damit die kleine Aktionsraumgröße des Grauspechts in diesem Habitat bedingen. Aus der jahreszeitlichen Lebensraumanalyse der Telemetrie-Daten lässt sich darüber hinaus eine verstärkte Nutzung von Beständen mit einem hohen Starkholzanteil im Winter beobachten. Hier findet sich zu dieser Jahreszeit auch das Aktivitätszentrum der telemetrierten Weibchen. Ähnliche Beobachtungen wurden bereits in Norwegen an telemetrisch

untersuchten Grauspechten gemacht, die im Winter 100 – 200jährige Kiefernbestände und alte totholzreiche Wälder bevorzugten (Rolstad & Rolstad 1995).

Im Folgenden werden die Ergebnisse hinsichtlich der Habitatselektion im Waldbestand zwischen Telemetrie und Kartierung verglichen. Insgesamt ist im kartierten Gebiet die durchschnittliche Grundfläche der Bäume in den starken Durchmesserklassen gegenüber dem Wald Göttingen und Geismar niedriger. Im gesamten untersuchten Waldbestand macht die Grundfläche aller Bäume mit einem BHD von mehr als 50 cm 4,82 Quadratmeter pro Hektar aus. Damit ist die Grundfläche des Starkholzes nicht einmal halb so groß wie im Göttinger Wald. Im kartierten Grauspecht-Lebensraum liegt die Grundfläche von Starkholz durchschnittlich bei 5,21 Quadratmetern pro Hektar.

Die Resultate aus Telemetrie und Kartierung zeigen übereinstimmend, dass Bestände gemieden werden, in denen Bäume der schwachen Durchmesserklasse drei mehr als 5,9 Quadratmeter pro Hektar ausmachen. Je größer der BHD wird, desto seltener kommen solche Bäume im Bestand vor. Dem entgegengesetzt steigt die Präferenz für diese Starkbäume, die sich mit größerem Mehrvorkommen im Grauspecht-Lebensraum finden.

#### **4.5.2 Totholz im stehenden Bestand**

Die Ergebnisse aus Telemetrie und Kartierung belegen übereinstimmend eine ausgeprägte Habitatselektion der Art für lebende Bäume mit abgestorbenen Anteilen. Die telemetrischen Ergebnisse bilden eine zunehmende Bevorzugung von vitalen Bäumen mit wachsendem Totholzanteil ab. Während Bäume ohne abgestorbene und kranke Komponenten im Grauspecht-Lebensraum unterrepräsentiert sind, manifestiert sich für Bäume mit kleinen Totästen bereits eine Habitatselektion. Stärker ist diese noch für Bäume mit großen abgestorbenen Ästen und Astabbrüchen. Die Ergebnisse aus der Kartierung zeigen ebenfalls eine Bevorzugung von lebenden Bäumen mit Totholzanteilen. Besonders werden hier Bäume mit schwachen und starken Astabbrüchen in der Lebensraumwahl eingeschlossen. Je größer dabei der Anteil des Totholzes und der BHD dieser Bäume ist, desto stärker wurden sie durch die Grauspechte in der Lebensraumwahl bevorzugt. Für bereits abgestorbene Bäume lässt sich eine geringe Präferenz feststellen. Die Ergebnisse der Kartierung belegen für diesen Baumtyp gleichfalls eine schwache Bevorzugung in der Lebensraumwahl. Bemerkenswert ist, dass überwiegend im Verfall stehende Bäume im kartierten Lebensraum signifikant unterrepräsentiert sind. Dieser Zusammenhang tritt auf,

obwohl dieser Baumtyp mit den bevorzugten Totholztypen 2a, 3a und 3b sowie der Durchmesserklasse vier eine schwache positive Korrelation aufweist. Dem zum Widerspruch kamen diese überwiegend im Verfall befindlichen Bäume im untersuchten Göttinger Stadtwald im Lebensraum des Weibchens mit höherer Grundfläche zum Gesamtbestand vor, was im Test jedoch nicht signifikant war.

In der Totholzpräferenz unterscheidet sich der Grauspecht nach diesen Erkenntnissen in seinen Habitatansprüchen von Spechtarten, die ein breiteres Nahrungsspektrum an holzbesiedelnden Insekten aufweisen. Für den stark gefährdeten Weißrückenspecht *Dendrocopos leucotos* ist bekannt, dass er stark von absterbenden Bäumen im Lebensraum profitiert, wodurch man ihn gezielt zu fördern versucht (Aulen 1991). In Untersuchungen an sterbenden Fichten in Norwegen fand an diesen eine verhältnismäßig schnelle Besiedlung durch *Coleoptera*-Arten innerhalb eines Jahres statt. Bis *Fungi*-Arten im Holz auftraten dauerte es zwischen vier und zehn Jahren (Weslien *et al.* 2011). Da diese das Holz häufig für Insektenarten erst erschließbar machen (Möller 2005), kann hier eine mögliche Ursache begründet sein, warum Bäume in dem Absterbeprozess nicht stark von Grauspechten bevorzugt werden. Es ist anzunehmen, dass sich die Insektenfauna stark ändert und die Besiedlung durch viele Arten einen langen Zeitraum in Anspruch nimmt (Weslien *et al.* 2011). In der Erforschung der Funktion von Alt- und Totholz in Ökosystemen setzt sich inzwischen der Begriff Biotopholz durch und spiegelt die neuen Erkenntnisse der wichtigen Bedeutung dieses Lebensraums wieder. Myzelien und Fruchtkörper von Pilzen, die über Schadstellen ins Holz gelangen, sind die Voraussetzung für das Vorkommen vieler Holzinsekten. Der kontinuierliche und jahrzehntelang andauernde Holzabbau durch Pilze und Insekten ist die Voraussetzung für die Bildung von Großhöhlen und Mulmtaschen als Schlüsselstrukturen für die Biodiversität (Möller 2005). An anderen Spechtarten wurde bisher nachgewiesen, dass abgestorbene Bäume lediglich zur Brutperiode von Bedeutung für die Lebensraumwahl sind, woraus gefolgert wurde, dass sie eine Funktion lediglich als Höhlenbäume und nicht zur Nahrungssuche erfüllen (Kumar *et al.* 2014). Für den Grauspecht lässt sich dagegen aus der vorliegenden Untersuchung entnehmen, dass tote stehende Bäume in der Lebensraumwahl bevorzugt werden, auch wenn sie nicht als Höhlenbäume genutzt werden (Kapitel 3.7.3). Sie stellen, wie auch die Einzelbeobachtungen am telemetrierten Tier (Kapitel 3.3.2) belegen, eine Nahrungsressource für die Art dar.

### 4.5.3 Rindenstruktur

Die Hypothese, dass die Rindenstruktur an Bäumen einen Faktor für die Habitatselektion des Grauspechts darstellt, kann in dieser Untersuchung belegt werden.

Die Ergebnisse der Telemetrie ergeben eine Bevorzugung von Bäumen sowohl mit schwach- als auch mit tiefrissiger Rindenstruktur über das gesamte Jahr. Die jahreszeitlichen Ergebnisse aus der Telemetrie lassen erkennen, dass das ganzjährig untersuchte Tier im Winter vermehrt Bäume mit einer rissigen Borke zur Nahrungssuche wählte.

Die Ergebnisse der Lebensraumkartierung zeigen ebenfalls eine Bevorzugung von Bäumen schwach- und tiefrissiger Rindenstruktur. Sie beziehen sich ausschließlich auf den Winterzeitraum. Die Ergebnisse der Habitatselektion aus der Telemetrie stimmen hinsichtlich der präferierten Rindentypen überein. Bäume mit glatter Rinde stellen in den untersuchten Buchenbeständen den verbreiteten Typ dar, sind im Lebensraum des Grauspechts andererseits unterrepräsentiert. Bezüglich der Furchungstiefe der Rinde lassen sich baumartenspezifische Präferenzunterschiede feststellen. Die Ausprägung der Rindenstruktur ist mit den Merkmalen Brusthöhendurchmesser und Totholzanteilen schwach positiv korreliert. Eine rissige Borke tritt somit vermehrt an den von Grauspechten bevorzugten Baumtypen auf. Bestimmte Baumarten werden deutlich stärker bevorzugt, wenn sie eine tiefrissige Borke aufweisen, wie es sich an Linden, an Eschen und an totholzreichen Eichen zeigt. Auch Bäume in der Durchmesserklasse drei ohne Totholzanteile werden durch die Art bevorzugt genutzt, wenn sie eine rissige Borke besitzen. Bäume mit diesem BHD werden ohne eine Betrachtung dieses Merkmals durch die untersuchten Grauspechte gemieden.

Bäume mit plättchenförmiger Schuppenborke sind im Lebensraum der Grauspechte unterrepräsentiert. Dieser Rindentyp findet sich am Bergahorn, für den sich allgemein keine Habitatselektion durch die kartierten und telemetrierten Grauspechte zeigt. In Kombination mit hohem Stammdurchmesser und starkem Totholz werden Bäume dieses Rindentyps im Untersuchungsgebiet dennoch bevorzugt.

Bisherige Erkenntnisse aus skandinavischen Studien über die Wichtigkeit von Bäumen mit rauer Rindenstruktur für die Spechtart (Edenius *et al.* 1999, Rolstad & Rolstad 1995) treffen auch für das in dieser Arbeit untersuchte Gebiet zu. Auch für weitere

Spechtarten wie den Bunt- und Mittelspecht ist die Wichtigkeit von Bäumen mit strukturierter Borke zum Nahrungserwerb bekannt (Kumar *et al.* 2014).

#### 4.5.4 Baumarten

Eine Habitatselektion ergibt sich aus der Telemetrie-Untersuchung lediglich für zwei Laubbaumarten. In den Ergebnissen der kartierten Grauspecht-Habitate im Göttinger Umland zeigt sich eine signifikante Präferenz im Gegensatz dazu für zwölf Baumarten. Übereinstimmungen finden sich für die bevorzugten Baumarten Linde und Eiche und von weiteren Arten in der Kombination mit Stammdurchmesser und Totholz.

Die einzelnen Baumarten werden ab unterschiedlichen Brusthöhendurchmessern bevorzugt. Die Linde stellt eine der Baumarten dar, für die sich insgesamt eine starke Habitatselektion zeigen lässt. Sie wird als einzige Baumart bereits in der geringen Durchmesserklasse zwei signifikant häufiger im Grauspecht-Lebensraum gefunden. Mit Totholzanteilen und einem Brusthöhendurchmesser von mehr als einem halben Meter werden Linden stärker bevorzugt. Als wichtigster Aspekt für die Habitatselektion ergibt sich bei dieser Baumart jedoch die Rindenrissigkeit, unabhängig von der Tiefe der Furchen.

Für einige Baumarten wie die Hainbuche und den Spitzahorn lässt sich eine Präferenz sowohl aus der Telemetrie als auch aus der Kartierung bereits ab der Durchmesserklasse drei aufzeigen. In Bezug auf Hainbuchen ergibt sich eine starke Bevorzugung von Baumindividuen mit starken Tot-Ästen und einer spannrückigen Rinde. Durch diese Eigenschaften gewinnen sie besonderen Wert als Lebensraumstruktur für den Grauspecht. Spitzahorn wird besonders bevorzugt, wenn er eine schwach rissige Borke aufweist.

Für Rotbuchen, Eschen, Eichen und Bergahorne resultiert sowohl in der Telemetrie als auch in der Kartierung eine Habitatselektion der Durchmesserklasse vier. Für diese Arten lassen sich übereinstimmende Kriterien für eine Bevorzugung durch den Grauspecht ableiten. Bäume dieser Spezies stellen eine Lebensraumressource für den Grauspecht dar, wenn sie den BHD von einem halben Meter überschreiten. Die Kombination aus Abundanz von Totholz mit starkem Stammdurchmesser sowie Furchungstiefe der Baumrinde definiert den Wert als Lebensraumstruktur.

Die Eiche wird ab einem halben Meter Stammdurchmesser auf Brusthöhe dann bevorzugt, wenn sie bereits starke Tot-Äste oder Astabbrüche aufweist. Besonders

ausschlaggebend sind hier jedoch ein Stammdurchmesser von mehr als 75 cm sowie eine tiefe Borkenfurchung von mehr als 1,5 cm. Auf eine besondere Bedeutung von Eichen als Lebensraumressource für die Art deuten einige Untersuchungen bereits hin. In der Slowakei erreicht der Grauspecht beispielsweise die höchsten Dichten in Eichenwäldern und auch für Ungarn und Deutschland ist eine besondere Bevorzugung für solche Wälder bekannt (Gorman 2004).

Die Esche stellt die einzige Baumart dar, an der eine Habitatselektion für absterbende Bäume zu beobachten ist. Im Verfall stehende Bäume anderer Arten wurden vom Grauspecht im Untersuchungsgebiet dagegen nicht bevorzugt und für absterbende Rotbuchen dieses Totholztyps lässt sich sogar eine signifikante Unterpräsenz feststellen.

Für die nachstehend diskutierten Baumarten findet sich eine Bevorzugung lediglich in den Ergebnissen der Kartierung. Für Wildkirschen lässt sich ebenfalls eine Habitatselektion durch den Grauspecht belegen; sie werden am stärksten als Starkholz bevorzugt. Als selten, aber regelmäßig in den untersuchten Wäldern auftretende Baumart macht sie das zwei- bis dreifache an Grundfläche im Lebensraum der Grauspechte aus. Wildkirschen werden stark von *Aphidoidea* befallen, was den Besuch von nahrungssuchenden *Formicidae* nach sich zieht. Sie besitzen darüber hinaus noch eine besondere Symbiose mit Ameisen. Durch das Absondern von Zuckersaft aus extrafloralen Nektardrüsen an den Blattstielen werden Ameisen angelockt, die herbivore Insekten fressen (Pulice and Packer 2008). Auch für andere Spechtarten ist eine Habitatselektion für diese Baumart belegt (Hardersen *et al.* 2004), für die eine artenreiche Insektenbesiedlung nachgewiesen wurde (Leather 1986).

Die Erle findet sich im Untersuchungsgebiet sehr selten als Bestandteil der Wälder. Die Grauspechte zeigen dennoch eine starke Habitatselektion für diese Baumart. Die Erle scheint damit eine Baumart zu sein, die trotz ihrer Seltenheit und somit starken Isolation der verbundenen Fauna eine wichtige Nahrungsressource für die Spechtart darstellt. Während Conrads (1967) dem Grauspecht die Meidung von Erlenbruchwäldern zuspricht, wird sonst in der Literatur eine hohe Affinität des Grauspechts zu Auwäldern mit einem hohen Anteil an Erlen und Birken beschrieben (Flade 1994, Gorman 2004). Auch die Birke findet sich in dieser Untersuchung mit doppelt so großer Grundfläche im Untersuchungsgebiet. Beide Baumarten erwiesen sich auch in anderen Studien als sehr artenreiche Spezies hinsichtlich der assoziierten Insektenfauna in Großbritannien (Southwood 2013).

Die Roßkastanie und die seltene Elsbeere wurden durch die untersuchten Grauspechte unabhängig von Durchmesserklasse und Totholz ebenfalls stark bevorzugt.

Insgesamt belegt die Untersuchung der Baumartenpräferenzen ein breites und variables Spektrum der Art. Das Vorkommen der assoziierten *Insecta* unterscheidet sich regional (Southwood 2013) und ist von der Waldgesellschaft abhängig (Hardersen *et al.* 2004). Die jahreszeitliche Änderung der Baumartennutzung kann in der vorliegenden Studie exemplarisch für ein Tier aufgezeigt werden. Im Winter war die Artenvielfalt in den vom telemetrierten Grauspechtweibchen genutzten Beständen signifikant höher. Darüber hinaus wurde die Hauptbaumart Rotbuche im Winter im Vergleich zu den übrigen Jahreszeiten am stärksten im gewählten Lebensraum eingeschlossen.

In der Telemetrie konnte eine stärkere Habitatselektion für zwei rauborkige Baumarten, Eiche und Spitzahorn, im Winter nachgewiesen werden. Stärker werden im Winter außerdem die generell bereits bevorzugten Bäume von mehr als 75 cm BHD mit Totholz und tiefrissiger Borke genutzt.

#### 4.5.5 Liegendes Totholz

Für liegendes Totholz lassen sich aus Telemetrie und Kartierung übereinstimmend bevorzugte Durchmesser ableiten. Bereits schwache Stücke ab 25 cm Stammdurchmesser am starken Ende wurden dabei genutzt, stärker ist die Habitatselektion für Totholz von mehr als einem halben Meter Durchmesser am starken Ende.

Hinsichtlich der Zersetzungsstadien stimmen die Ergebnisse der Präferenzen aus dem telemetrischen und kartierten Lebensraum nicht überein. Im Göttinger Wald zeigt sich eine Selektion besonders für Stücke in den mittleren Zersetzungsstadien (zwei und drei). In den kartierten Habitaten zeigt sich im Göttinger Umland hingegen eine Präferenz von Totholz, das noch nicht oder bereits stark zersetzt ist (Zersetzungsstadien eins und vier). Im Göttinger Stadtwald ist das Totholzangebot im Vergleich zum kartierten Untersuchungsgebiet viel größer und es kommen mehr Totholzstücke in Starkholzdimension vor. Deshalb ist hier eine größere Vielfalt an Totholz-Besiedlern zu erwarten. Möglicherweise weisen diese Totholzstadien hier ein anderes Nahrungsangebot für die Grauspechte auf.

Die kartierten Grauspechte zeigten eine Habitatselektion für liegendes Totholz der Rotbuche, der Esche und der Wildkirsche, die telemetrierten Tiere der Birke und der Fichte. Beim untersuchten Tier machte die Nahrungssuche an liegendem Totholz einen geringeren Anteil am Futtererwerb aus als an lebenden Bäumen und im Offenland.

#### **4.5.6 Höhlenbäume und Pilzfruchtkörper**

In der Kartierung zeigt sich ein größeres Vorkommen von Höhlenbäumen im Grauspecht-Habitat für die Rotbuche (wenig ausgeprägt) und für die Eiche (stark ausgeprägt) als im gesamten Waldbestand. Diese Baumarten werden vom Grauspecht in niedersächsischen Buchenwäldern hauptsächlich als Höhlenbäume genutzt (Südbeck 2009), es handelt sich dabei zum Teil um vom Grauspecht selbst angelegte Brut- und Schlafhöhlen. Das Mehrvorkommen ist vor diesem Hintergrund nicht als Habitatselektion zu bewerten, sondern durch die Anlage von Höhlen durch die Spechtart selbst sowie weitere Spechtarten, die mit dem Vorkommen des Grauspechts korreliert sind, zu erklären. Für abgestorbene Bäume, die Pilzkonsolen aufweisen, ergibt sich keine Präferenz in dieser Untersuchung.

#### **4.6 Gewichtung der Einflussfaktoren**

An Hand eines GLMs wurden die verschiedenen Lebensraumstrukturen hinsichtlich ihrer Wichtigkeit bewertet. Die Modellierung der Faktoren zeigt, dass das Vorhandensein von starken Bäumen im Bestand im Grauspecht-Habitat vorrangig ist. Das Vorhandensein von starken Bäumen ab einem Durchmesser von mehr als 100 cm auf Brusthöhe erweist sich im Modell als wichtigster Faktor für die Erklärung der Präsenz des Grauspechts in den untersuchten Lebensräumen. Das Totholz im stehenden Bestand stellt den zweitwichtigsten Prädiktor für das Grauspecht-Auftreten dar. Den dritten Stellenwert erlangt der mittlere Brusthöhendurchmesser aller Bäume im Bestand. Im Auswahlprozess zeigte sich, dass liegendes Totholz und Höhlenbäume nicht zu den Modellen beitrugen, die hohe Anpassungsgüten erreichten. Das spiegelt die bisherigen Ergebnisse dieser Untersuchung wider, in der sich diese Variablen als schwächere Faktoren für die Habitatselektion der Grauspechte bewerten lassen. Darüber hinaus waren die Grundfläche der bevorzugten Baumarten sowie der Rindentyp in der Gewichtung der Prädiktoren von vergleichsweise geringer Bedeutung.

#### 4.7 Bedeutung von Ameisen für die Habitatselektion

Ameisen haben eine hohe Bedeutung in Ökosystemen unter anderem als attraktive Nahrung für viele Vogelarten auf Grund ihres hohen und in Stoffwechselprozessen schnell auf- und abbaubaren Nährwertes dar (Seifert 2009a). Das tatsächliche Nahrungsspektrum des auf Ameisen spezialisierten Grauspechts wurde in Mitteleuropa wenig untersucht. Die Analysen von Kotproben aus dazu durchgeführten Studien deuten darauf hin, dass sein Nahrungsspektrum dem des Grünspechts ähnelt und sich vorwiegend aus *Lasius*- und seltener aus *Myrmica*- und *Tetramorium*-Arten zusammensetzt (Seifert 2009b). In Nachweisen aus anderen geographischen Regionen werden auch *Formica*- und *Serviformica*-Arten erwähnt (Gorman 2004), was darauf hindeutet, dass das Nahrungsspektrum des Grauspechts variiert (Rolstad & Rolstad 1995). Während in einer Grauspechtuntersuchung an Hand von Kotproben überwiegend waldlebende Ameisen festgestellt wurden (Imhof 1984), wurden an die Jungen in anderen Beobachtungen am häufigsten *Lasius niger* verfüttert (Muschekat & Muschekat 1992), eine weit verbreitete eurytope Ameisenart, die sowohl Wald- als auch Offenland besiedelt (Seifert 1996). In Skandinavien machten *Formicidae* in der schneefreien Jahresperiode mehr als neunzig Prozent der Nahrungsbiomasse von Grauspechten aus (Rolstad & Rolstad 1995). Hauptsächlich wurden in der genannten Studie *Serviformica*-, *Camponotus*- und *Formica*-Arten nachgewiesen. Die Unterfamilie *Myrmicinae* wurde gemieden. Im Winter stieg der Anteil der *Camponotus*-Arten und ein Viertel der Biomasse der Nahrung bestand aus *Diptera*- und *Coleoptera* (Rolstad & Rolstad 1995). Der Grauspecht ist laut Literaturangaben in der Lage, auf Grund seines pickenden und klaubenden Nahrungserwerbs die „schwerer zu erreichenden“ waldlebenden Ameisenarten aufzunehmen (Blume 1996). Die Landschaftsnutzung des telemetrierten Weibchens in der hier durchgeführten Untersuchung deutet darauf hin, dass über das gesamte Jahr betrachtet überwiegend sylvicole Ameisen die Nahrungsgrundlage bildeten. Während der Brutperiode im Frühjahr und Frühsommer verlagert sich das Spektrum auf offenlandbewohnende Arten, wie auch von Imhof dokumentiert wurde (Imhof 1984). Es ist anzunehmen, dass die gute Erreichbarkeit von Nahrung in hoher Konzentration in den leicht zugänglichen Ameisennestern (Seifert 2009a) im Offenland für den Grauspecht von entscheidender Bedeutung ist. Die Dichte und Artenzahl von Ameisen unterscheidet sich auf unterschiedlichen Grünlandtypen stark. In Studien der Ameisenfauna sind für zwei- bis dreischürige Fettwiesen sehr geringe Nestdichten und Artenzahlen bekannt, während

diese auf verschiedenen Magerrasentypen mit bis zu 169,8 Nestern aus durchschnittlich 13,6 Arten die höchsten Werte erreichen (Seifert 2009b). Für extensive Weiden sind in Deutschland bereits enorme Biomassevorkommen mit 165 kg Ameisen pro Hektar festgestellt worden (Seifert 2009a). Diesem Lebensraumtyp entsprechen auch die in diesem Untersuchungsgebiet vom telemetrierten Weibchen genutzten Offenlandbereiche. Diese ersten Erkenntnisse zur selektiven Nutzung von Grünlandtypen bedürfen dringend weiterer Untersuchung.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zur Präferenz von Lebensraumstrukturen der Grauspechte im Wald weisen starke Parallelen zum Vorkommen von Ameisen an Bäumen auf. Die Baumart und das Alter sind wichtige Umweltvariablen für *Formicidae*-Arten, die echte Kronenbewohner sind oder in Bäumen Nahrung suchen (Seifert 2008). In Mitteleuropa machen sie mit 51 Spezies 29 % der Gesamtartenzahl der Ameisen aus. Interaktionen zwischen Ameisen und Pflanzen wurden in Europa wenig erforscht und über Ökologie und Abundanz von Baumameisen liegen dementsprechend wenige Erkenntnisse vor. Zur Attraktivität von Baumarten für die Besiedlung durch Ameisen wurde basierend auf 492 exemplarischen Kronenuntersuchungen in Mitteleuropa eine Präferenz in absteigender Reihenfolge für die folgenden Waldbaumarten abgeleitet: Eiche, Kiefer, Linde, Robinie, Esche, Schwarzpappel, Hybrid-Platane, Bergahorn, Erle, Zitterpappel, Rotbuche, Fichte und Birke (Seifert 2008). Für viele diese Baumarten (Eichen, Linden, Robinien, Eschen, Bergahorn, Erlen und Rotbuchen, siehe 3.5.6.3) lässt sich in dieser Untersuchung eine Habitatselektion durch den Grauspecht aufzeigen und spiegelt damit solche zu Grunde liegenden Zusammenhänge wieder.

Die Präsenz von Totholz ist Vorbedingung für eine Besiedlung von Bäumen durch holzbewohnende *Formicidae* (Seifert 2008). Eine Untersuchung der Ameisenbesiedlung von 170 - 300jährigen *Quercus*-Kronen in Bialowieza in Polen ergab im Vergleich zu Deutschland die Dominanz anderer Arten (Floren *et al.* 2008). Die Dichte und Zusammensetzung der Ameisenspezies ist von vielzähligen Faktoren wie Mikroklima, Flora, Fauna und Altersstruktur abhängig. In einer Untersuchung der Populationsdynamik von baumbewohnenden Ameisen konnte die Besiedlung von Baumkronen durch selektiv geöffnete Lücken im Bestand begünstigt werden (Robinson *et al.* 2008).

In dieser Arbeit erweisen sich der Durchmesser von Bäumen und ihr Totholzanteil als Hauptfaktoren für die Habitatselektion der Grauspechte innerhalb des Waldes.

Rückschlüsse auf das Alter lassen sich nicht genau quantifizieren, da hier der BHD gemessen wurde. Das Alter von Bäumen kann aber daraus abgeleitet werden (Gadow 2005). Die Nestdichte von Ameisen steigt mit diesen Merkmalen, zunehmendes Baumalter und Totholzvolumen, an (Seifert 2008). Diese Faktoren spiegeln damit die Lebensraumansprüche der Ameisen wieder, die Nahrungsgrundlage des Grauspechts bilden.

#### **4.8 Beziehung zu anderen Spechtarten**

Neben dem Grauspecht wurden im Untersuchungsgebiet fünf weitere Spechtarten bei der Kartierung erfasst. Der Wendehals (*Jynx torquilla*) wurde im Revierforst Geismar ebenfalls gesichtet, bei der Transektbegehung jedoch nicht registriert. Es gibt Vermutungen, dass der Grauspecht vom Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) profitiert, mit dem er häufig sympatrisch vorkommt. Dabei wird angenommen, dass vom Schwarzspecht aufgehackte Holzpartien gezielt vom Grauspecht aufgesucht werden, insbesondere im Winter, wenn einige Nahrungsressourcen wie Ameisennester für *Picus canus* nicht mehr zugänglich sind (Gorman 2004). Ein solcher Zusammenhang konnte in dieser Arbeit nicht belegt werden. Für die hier untersuchten Lebensräume ergab sich keine Signifikanz zwischen dem Vorkommen der beiden *Picinae*. Während des Studienzeitraums konnte eine Interaktion zwischen Vertretern beider Spechtarten beobachtet werden, in der ein Grauspechtweibchen ein Schwarzspechtweibchen von einem toten Buchenstamm durch einen auf das Tier zielenden Anflug vertrieb.

#### **4.9 Fazit der Habitatanalyse: Schlüsselfaktoren für die Lebensraumqualität**

Es ist ein elementares Ziel dieser Arbeit, die grundlegenden Faktoren für die Eignung einer Landschaft als Lebensraum für den Grauspecht zu erkennen. Schwellenwerte können dazu dienen, das Mindestmaß an definierten Lebensraumstrukturen für die Erhaltung einer ausreichenden Habitatqualität festzuschreiben. Sie sind darüber hinaus Voraussetzung dafür, dass effiziente Schutzmaßnahmen entwickelt werden können.

Der Grauspecht erreicht in Deutschland die höchsten Siedlungsdichten in geschlossenen Laubwäldern mit Vorkommen von Altbeständen (Spitznagel 1990). Ein typisches Grauspecht-Habitat in Mitteleuropa beinhaltet nach unseren Kenntnissen große ältere Mischwaldbestände mit stehendem Totholz und grasbewachsenen Lichtungen, Weiden oder Lücken, die durch Kahlschlag, natürliche Umwelteinwirkung

oder Aufforstung entstanden sind (Gorman 2004). Doch wie alt muss der Bestand mindestens sein, welche Ressourcen nutzt der Grauspecht in seinem Lebensraum und welche Offenlandschaften eignen sich überhaupt für ihn? Im Folgenden wird eine Übersicht der wichtigsten Lebensraumstrukturen aus den Ergebnissen dieser Untersuchung gegeben. Die untersuchten Habitate in der Umgebung von Göttingen stellen zum überwiegenden Teil wirtschaftlich genutzten Wirtschaftswald dar. Wie sich zeigt sind viele dieser Lebensräume von Populationsrückgängen betroffen (siehe Anhang 0) und es ist anzunehmen, dass die Lebensraumqualität für Grauspechte als gerade noch ausreichend oder sogar bereits nicht mehr ausreichend betrachtet werden kann. Die in diesem Kapitel formulierten Vorkommen von Schlüsselfaktoren, die eine Eignung von Habitaten ausmachen, sind deshalb als absolute Mindestwerte zu betrachten.

Die Ergebnisse dieser Arbeit untermauern die Wichtigkeit des Starkholzanteils in Waldbeständen als wichtigsten Qualitätsfaktor für den Lebensraum. Denn er beeinflusst auch unmittelbar das Vorhandensein von Totholz im stehenden Bestand und das Vorkommen von Bäumen mit rissiger Rindenstruktur. Sowohl in der telemetrischen Untersuchung als auch in der Kartierung der Lebensräume zeigt sich übereinstimmend eine Bevorzugung von Bäumen mit starkem Stammdurchmesser. Für die Hauptbaumart Rotbuche lässt sich als Schwellenwert ein Brusthöhendurchmesser von 50 cm formulieren. Besonders im Winter werden starkholzreiche Wälder in der Lebensraumwahl präferiert. In dieser Jahreszeit ist der Grauspecht offenbar stärker auf Altbestände angewiesen. Wertet man alle untersuchten Lebensräume, in den Grauspechte im Leinebergland festgestellt werden konnten, als geeignetes Habitat, lässt sich also folgern:

- (1) Ein Bestand mit einer Grundfläche von Bäumen mit einem BHD von mehr als einem halben Meter (Starkholz) mit 4,82 Quadratmeter pro Hektar (Durchschnitt der untersuchten Grauspecht-Habitate) zeigt sich als Lebensraum geeignet.

Die Grundfläche an Bäumen der schwachen Durchmesserklassen eins bis drei macht im gesamten Waldbestand für 95 Prozent der untersuchten Flächen zwischen 7 und 11 Quadratmetern pro Hektar aus. Auf den Habitatflächen lag sie mit 3,5 bis 8 Quadratmetern pro Hektar deutlich niedriger. Wälder mit einem höheren Anteil an Bäumen schwacher Stammdurchmesser wurden im Untersuchungsgebiet durch den

Grauspecht gemieden. Der Schwellenwert lässt sich bei etwa acht Quadratmetern Schwachholz (BHD weniger als 50 cm) pro Hektar definieren, die als Anteil an Jungbestand toleriert wurden. Es ist zu erwarten, dass dieser Wert je nach Baumartenzusammensetzung und Baumwachstum variieren kann. Einige Baumarten werden vom Grauspecht bereits in geringeren Stammdurchmessern bevorzugt. Möglicherweise kann ein höherer Anteil dieser Baumarten zu einer Habitategnung bei einem größeren Grundflächenanteil des Schwachholzes führen.

- (2) Machen Bäume der Durchmesserklassen eins bis drei einen Großteil am Bestand aus (Grundfläche von mehr als 8 m<sup>2</sup> / ha), ist dieser als Lebensraum für den Grauspecht nicht geeignet.

Stehendes Totholz im Bestand ist ein wichtiger Gesichtspunkt für die Nahrungsverfügbarkeit im Lebensraum des Grauspechts. Auch für dieses Ausstattungsmerkmal wird in dieser Untersuchung eine zunehmende Präferenz im Winter nachgewiesen. Der Anteil von totem oder geschädigtem Holz sowie die Ausprägung einer strukturierten Rinde nehmen mit steigendem BHD ebenfalls zu. Der hiermit einhergehende Strukturreichtum beinhaltet eine ansteigende Vielfalt an Mikrohabitaten mit dem zunehmenden Alter von Bäumen (Seifert 2008). Bäume, die solche Merkmalskombinationen aufweisen, d.h. hoher BHD, Totholz und / oder rissige Borke, sind als elementar für die Habitatqualität des Grauspechts zu bewerten. Setzt man hier das untere Konfidenzintervall als Schwellenwert, das auf 95 Prozent der Beobachtungen basiert, sollte das Vorkommen solcher Bäume 0,51 Quadratmeter pro Hektar ausmachen.

- (3) Bäume von mehr als einem halben Meter BHD (Starkholz) mit abgestorbenen Teilen oder Schadstellen müssen mindestens mit einer Grundfläche von 0,5 - 1 Quadratmetern pro Hektar vorkommen.

Die mit Baumarten assoziierten Insektengesellschaften unterscheiden sich regional sehr stark. Dieser Faktor macht die Beurteilung, in wie weit eine Baumart zur Förderung des Grauspechts geeignet ist, komplex. Bisherige Untersuchungen dazu belegen, dass mit zunehmender Häufigkeit einer Baumart im Wald die Artenzahl der Insektenpezies steigt (Southwood 2013). Dieser Zusammenhang sollte bei der

Auswahl von Baumarten berücksichtigt werden. Besonders sollten Baumarten gefördert werden, die bereits regelmäßig im Bestand anzutreffen sind. Eine wichtige Bedeutung können Pappeln im Lebensraum der Art spielen (Brandt & Südbeck 1998).

- (4) Der Grauspecht bevorzugt verschiedene Baumarten: u.a. Linden, Eichen, Eschen, Hainbuchen, Wildkirschen, Ahorne, Elsbeeren. Von einer Baumartenvielfalt in den Wäldern kann er profitieren.

Für Bäume, die im Absterbeprozess stehen, lässt sich in den Ergebnissen aus dieser Arbeit lediglich an der Art Esche eine Bevorzugung durch den Grauspecht feststellen. Dennoch erfüllen solche Bäume eine wichtige Biotopbaumfunktion als Totholzanwärter im Habitatmanagement (Liesen 2010). Eine ausreichende Anzahl solcher Bäume ist über die direkte Funktion als Nahrungsressource hinaus wichtig, um Totholzspezialisten im Lebensraum zu erhalten und vor Verinselungseffekten abzusichern. Dazu gehören auch die totholzbewohnenden Ameisenarten, die einen Nahrungsbestandteil des Grauspechts ausmachen.

Darüber hinaus stellen tote Bäume im Bestand und liegendes Totholz Nahrungsressourcen für den Grauspecht dar. Das Vorkommen von Bäumen, die geschwächt oder abgestorben sind, bildet ferner eine Grundlage als Höhlensubstrat (Südbeck 2009).

- (5) Stehende abgestorbene Bäume sollten mit einer Grundfläche von 0,3 - 0,4 Quadratmetern pro Hektar und liegendes Totholz mit 0,4 Stämmen pro Hektar vorhanden sein.

Wälder müssen eine gewisse Flächengröße und Vernetzung aufweisen, damit sie als Lebensraum für den Grauspecht geeignet sind.

- (6) Zusammenhängendes Waldgebiet muss ausreichend groß (> 30 ha) und vernetzt sein.

Komplex ist die Beurteilung der Wichtigkeit und Eignung von Grünland und Lücken im Wald als Lebensraum für den Grauspecht. Aus dieser Untersuchung kann die Eignung von Grünlandtypen nicht an einer ausreichenden Zahl an Tieren belegt werden. Es

zeigt sich in den Ergebnissen, dass die ameisenreichen Grünlandflächen im Lebensraum des telemetrierten Tieres während der Brutperiode eine bedeutende Rolle spielen. Damit lässt sich ein geeigneter Grünlandtyp für den Grauspecht aufzeigen. Die Größe des benötigten Grünlands kann, wie sich im Göttinger Stadtwald zeigt, verhältnismäßig klein sein, wenn sie eine hohe Dichte an Ameisennestern aufweist. In der Kartierung zeigt sich, dass die Flächengröße von angrenzendem Grünland an Wald und die Länge des Grenzbereichs Faktoren für die Lebensraumwahl sind. Die Nutzung von Grünlandtypen durch den Grauspecht scheint nach den Erkenntnissen aus dieser Arbeit jedoch höchst selektiv zu sein und bedarf der weiteren Erforschung.

- (7) Nährstoffarme Grünlandtypen (extensive Weiden, Magerrasen, Trockenrasen) können wichtige Nahrungshabitate des Grauspechts während der Brutperiode darstellen.

**KAPITEL 3: UNTERSUCHUNG DER NIEDERSÄCHSISCHEN  
VERBREITUNGSGRENZE MIT HABITATMODELLEN**

## 1 EINLEITUNG UND UNTERSUCHUNGSZIELE

Die Kenntnis der geographischen Verbreitung einer Art ist zentral für ihr Management im Naturschutz. Da ein kleines Artareal mit einem hohen Aussterberisiko gekoppelt ist, führt eine Verringerung des Verbreitungsgebiets in der Regel zu einer höheren Einstufung im Schutzstatus (Fourcade *et al.* 2014). Für den Grauspecht betrachtet verläuft diese Entwicklung in Niedersachsen gegenteilig. Obwohl die Art von einem Zurückweichen der Arealgrenze betroffen ist und besonders isolierte Populationen innerhalb dieser Region verschwinden (Südbeck *et al.* 2008), wurde der Schutzstatus im Jahr 2015 herabgestuft (Krüger & Nipkow 2015).

Die Verbreitungsgrenze der Art verläuft durch Deutschland parallel zur 100-m-Höhenschwelle (Rheinwald 1993). Sie trennt Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und die Oberlausitz in einen nördlichen Abschnitt mit sehr vereinzelt Vorkommen der Art und in einen südlichen Abschnitt mit einer regelmäßigen Verteilung von Brutnachweisen. In Niedersachsen zeichnet sich seit zwanzig Jahren eine Südverschiebung dieser Arealgrenze ab (Südbeck *et al.* 2008). Die Ursache der Areal-Begrenzung des Grauspechts auf den südlichen Abschnitt Niedersachsens kann aus unserem bisherigen Wissensstand nicht erklärt werden. Global erreicht die Artverbreitung auf weit nördlicheren Breitengraden in Mittelskandinavien ihre Grenze, was gegen eine Restriktion allein durch klimatische Faktoren spricht. Annahmen gehen dahin, dass die Berglandgrenze als Ursache der Artverbreitung zu betrachten ist (Rheinwald 1993). Darüber hinaus können in Norddeutschland zwei Faktoren in der Entwicklungsgeschichte der Landschaft zu einem Verschwinden des Grauspechts geführt haben. Zum einen hatte die historische Waldentwicklung eine starke Entwaldung in diesem Landesteil bis zum 15. Jahrhundert zur Folge (Kremser 1990, Grün 2011). Zum anderen ist Deutschland seit 1985 im Norden stärker durch Grünlandverlust geprägt (Heckenroth & Laske 1997). Ein weiteres Zurückweichen der Arealgrenze nach Süden über die letzten Jahrzehnte führt anhaltend zum Verlust von isolierten Populationen am Verbreitungsrand (Südbeck *et al.* 2008). Vor diesem Hintergrund soll der Einfluss von ökologischen Faktoren und Umweltvariablen auf die Verbreitung des Grauspechts in einem Abschnitt Niedersachsens untersucht werden.

Die seit Anfang des 21. Jahrhunderts auf ökologische Fragestellungen angewandte Software MaxEnt (Phillips *et al.* 2004) findet eine immer breitere Anwendung und setzt

sich gegenüber vergleichbaren Methoden durch (Warren *et al.* 2008, Merow *et al.* 2013). Sie erlaubt vielseitige ökologische Modellierungen von Art-Areal-Beziehungen (Elith *et al.* 2011) und es können mit ihr die biotischen und abiotischen Faktoren aufgezeigt werden, die eine Artverbreitung bedingen (Wittmann *et al.* 2016). Methodische Schwächen von solchen Verbreitungsmodellierungen liegen nicht im Modellierungsprozess selbst, sondern sind hauptsächlich in den untersuchten Datengrundlagen enthalten (Warren 2012). Basierend auf einem Datensatz aus der landesweiten Kartierung des Grauspechts im Jahr 2005 in Niedersachsen wird in diesem Kapitel die Verbreitungsgrenze der Art mit MaxEnt auf ihre Ursachen untersucht.

In der Naturschutzpraxis bietet MaxEnt das Potential, ein effizientes Instrument im Management darzustellen und wird zunehmend zur Untersuchung von ökologischen Fragestellungen eingesetzt (Elith *et al.* 2011, Guisan *et al.* 2013). Widrigkeiten bei der Modellierung von Art-Areal-Beziehungen stellen Erhebungsfehler durch ungleichmäßige Monitoring-Intensität dar. Diese Fehler können einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität von Artmodellen haben und es sind Untersuchungen erforderlich, die geeignete Korrekturmethode aufzeigen (Arújo & Guisan 2006, Fourcade *et al.* 2014, Lobo *et al.* 2008, Radosavljevic & Anderson 2014) und gleichzeitig dem Anspruch an eine ausreichende Datenbasis für belastbare Modelle gerecht werden (Kramer-Schadt *et al.* 2013). Grauspechte gehören auf Grund ihrer geringen Siedlungsdichte und der außerhalb der Balzzeit versteckten Lebensweise (Gorman 2004) zu den Tieren, die schwierig im Freiland zu erfassen sind und werden deshalb unter dem Einsatz von Klangattrappen kartiert. Dabei werden die Tiere durch das Abspielen des arteigenen Rufs (Klangattrappe) im Abstand von je 300 m im Revier angelockt. Daraus entsteht die Gefahr einer Überkartierung durch den „Nachzieheffekt“, wie in der Kartieranleitung zum Brutvogelmonitoring vermerkt ist (Südbeck *et al.* 2005). Dabei kommt es vor, dass Grauspechte über diese Distanz dem Beobachter folgen und dadurch mehrfach kartiert werden, wie auch an zwei telemetrierten Tieren in dieser Untersuchung belegt werden konnte (siehe Anhang Tab. 40). Die aus der landesweiten Kartierung zur Verfügung stehenden Artfeststellungen wurden nicht systematisch erhoben. Durch regional unterschiedliche Monitoring-Intensitäten sowie Lücken in der Erfassung durch nicht berücksichtigte Gebiete weist der Datensatz Verzerrungen auf, die zu den genannten methodischen Schwächen von Habitatmodellierungen führen können. Um diesem Problem zu begegnen wird die

Datengrundlage deshalb mit verschiedenen Filtertechniken aufbereitet. Dazu werden ein ökologisch begründeter Filter (Aktionsraum) und ein statistischer Filter (Zufallsauswahl) jeweils einzeln und in Kombination eingesetzt. Der Aktionsraum von Grauspechten umfasst durchschnittlich 1,5 km<sup>2</sup>, als Grundlage wurde für diese Untersuchung konservativ ein Mindestaktionsraum von 3 km<sup>2</sup> für ein Brutpaar angenommen, (einen Vergleich aus verschiedenen Literaturquellen bietet BfN 2016). Durch die Bewertung der Filtertechniken zur Datenkorrektur soll in dieser Untersuchung dazu beigetragen werden, Verzerrungen durch datenimmanente Fehler in Habitatmodellierungen quantifizieren und korrigieren zu können. Aus diesen Ergebnissen werden darüber hinaus Rückschlüsse für ein effizientes und solchen Schwächen vorbeugendes Monitoring von Arten gezogen, wenn Daten für Art-Areal-Modellierungen gewonnen werden sollen. Um die Ursachen der Verbreitungsgrenze zu untersuchen, werden habitatspezifische und klimatische Einflüsse zunächst in separaten Modellen ergründet und anschließend in kombinierten Modellen zusammengeführt. Die folgenden Kernfragen werden in diesem Kapitel untersucht:

1. Aus welchen habitat- und klimabezogenen Faktoren lässt sich die Begrenzung der Artverbreitung des Grauspechts in Niedersachsen erklären und existieren potentielle Lebensräume jenseits der Verbreitungsgrenze, die nicht besiedelt sind?
2. Lassen sich Erhebungsfehler durch systematische Filterung der Daten korrigieren und mit welchen Filtertechniken und Variablen lässt sich das beste Modellszenario erzeugen?
3. Welche Empfehlungen lassen sich aus den Ergebnissen der Habitatmodellierung mit den unterschiedlichen Datensätzen für die Konzipierung von effizientem Monitoring ableiten?

## 2 MATERIAL UND METHODEN

### 2.1 Untersuchung der Verbreitungsgrenze mit MaxEnt

Die Open-Source Software MaxEnt (Phillips *et al.* 2017) ist ein maschinelles Lernprogramm, das auf der Grundlage der Maximum Entropie Methode (Wu 1997) unter anderem zur Modellierung von ökologischen Nischen und Verbreitungen von Arten eingesetzt wird. Häufig liegen keine Daten über die Abwesenheit von Arten in einem Gebiet vor. Mit MaxEnt können Modelle allein auf der Basis von Präsenzen der Art gebildet werden. Das zu den untersuchten Habitaten kontrastierte Gebiet wird dabei durch Zufallspunkte im Hintergrund als sogenannte „Pseudo-Abwesenheiten“ repräsentiert. Es wird eine relative Wahrscheinlichkeitsrate (ROR = relative occurrence rate) für das Auftreten einer Art unter bestimmten Umweltbedingungen berechnet (Phillips *et al.* 2006, Merow *et al.* 2013). Diese Präsenzwahrscheinlichkeit wird auf ein geographisches Gebiet projiziert und in der Regel als ökologische Habitateignung interpretiert. Da hier die logistische Ausgabe in MaxEnt verwendet wurde, reichen die Werte von 0 (nicht geeignet) bis 1 (voll geeignet). Als Schwellenwert für die Interpretation der vorhergesagten Wahrscheinlichkeit als geeigneter Lebensraum wird die logistische minimale Trainingspräsenz (Minimum training presence logistic threshold) verwendet (Cao *et al.* 2013, Norris 2014).

### 2.2 Untersuchungsgebiet für die Modellierung

Das 20.913 km<sup>2</sup> umfassende Untersuchungsgebiet in Niedersachsen wurde so ausgewählt, dass die Verbreitungsgrenze in der Mitte verläuft und die vereinzelt nördlichen Vorkommen einschließt.



## 2.3 Daten und Einflussfaktoren

Als Datengrundlage wurden Artnachweise für den Grauspecht in Niedersachsen aus einer landesweiten Kartierung im Jahr 2005 verwendet. Die 317 punktgenauen Verortungen von Grauspechten aus der Kartierung wurden in QGIS 2.14.15 (QGIS Development Team 2017) digitalisiert.

Zu vielschichtige oder zu flache Modelle sind weniger zuverlässig in den Schlussfolgerungen hinsichtlich einer erforderlichen Habitatqualität und über die Wichtigkeit der einzelnen Prädiktoren (Warren & Seifert 2011). Die Anzahl der Variablen wurde deshalb im Selektionsverlauf für ein kombiniertes Modell aus Habitat- und Klimafaktoren auf die wesentlichen Faktoren reduziert. Die Korrelation der Variablen untereinander wurde mit Spearman-Rangkorrelationen an Hand von 500 Zufallspunkten untersucht. Um negative Auswirkungen von Abhängigkeiten auf die Modelle auszuschließen, wurden Variablen mit einem Spearman-Korrelationskoeffizienten von mehr als  $|0,75|$  im Selektionsprozess entfernt.

## 2.4 Habitatvariablen

Zur Untersuchung der habitatspezifischen Variablen wurden Landschaftsstrukturen ausgewählt, die aus den Erkenntnissen der vorliegenden Untersuchung oder aus Literaturquellen als für den Grauspecht relevant betrachtet werden können (Blume 1996, Edenius *et al.* 1999, Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, Gorman 2004, Rolstad & Rolstad 1995, Schluckebier 2006). Um den Waldzustand im Lebensraum einzubeziehen, wurden Informationen über Laub- und Nadelwaldanteile sowie die Bewaldungsdichte aus Daten des Europäischen Kerndienstes für Landmonitoring verwendet (DLR 2018). Die Patchgrößen der bewaldeten Bereiche wurden basierend auf diesen Daten in QGIS berechnet. Informationen über Waldbestände, die den Status „Alter Wald“ besitzen, d.h. als historisch alter Wald seit mindestens 200 Jahren kontinuierlich bewaldet waren, wurden durch das Niedersächsische Forstplanungsamt bereitgestellt. Diese Variable wurde vergleichend sowohl als stetige an Hand der Flächengröße und als auch als kategorische Variable untersucht, um festzustellen, ob die Größe der historisch alten Wälder einen Einfluss auf die Verbreitung ausübt. Für mehrere Steinbrüche lagen im Untersuchungsgebiet Nutzungsbeobachtungen vor und die dort vorkommenden Trockenrasen sind als ameisenreich bekannt (Seifert 2009b), weshalb sie als Nahrungshabitat relevant sein können. Die Nutzung von Agrarland als Lebensraum durch Grauspechte ist nicht dokumentiert und dieser Landschaftsfaktor

wurde in den Modellen als kategorische Variable verwendet. Für Biotope, die für die Zielart eine Relevanz für die Nahrungssuche haben können und für die ihre Entfernung zum Wald für die Erreichung eine Rolle spielen kann, wurde eine Distanzmatrix erzeugt. Nach diesem Kriterien wurden Wälder mit Naturwaldstatus, Grünland und Steinbrüche als Distanzkriterium modelliert. Wenn Grünland als Nahrungshabitat genutzt wird, kann bei der verwendeten Auflösung im 100 m - Gitter auch die Flächengröße von Bedeutung sein und wurde hier zusätzlich einbezogen. Digitale geographische Karten von Grünland und Steinbrüchen wurden aus dem ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) vom Katasteramt Northeim bezogen. Um den Einfluss des Reliefs auf die Grauspecht-Verbreitung zu untersuchen, wurde ein digitales Höhenmodell der Erdoberfläche eingebunden. Die digitalen geographischen Informationen wurden in QGIS mit einer Gitterweite von 100 m für die Modellierung vorbereitet. Bei den Variablen, für die verschiedene Kriterien unter Konstanz der weiteren Faktoren verglichen wurden, kam für die weiteren Modelle jeweils das mit der höheren Wichtigkeit in die Auswahl.

## 2.5 Klimavariablen

Klimafaktoren wurden zunächst separat in MaxEnt-Modellen betrachtet. Dabei wurden spezifische Variablen ausgewählt, die ökologisch für den Grauspecht von Bedeutung sein können. Die maximale, mittlere sowie minimale Jahrestemperaturen der Luft, in 2 Meter Höhe über dem Boden gemessen, wurden zur Untersuchung der Temperaturunterschiede herangezogen. Die Anzahl der Frosttage (Temperatur  $\leq 0$  °C) und der heißen Tage im Jahr (Temperatur  $\geq 30$  °C), Bodentemperatur (gemessen 5 cm über dem Boden) zu Beginn der Brutperiode, die Tieftemperaturen im Winter sowie die Jahressumme für die direkte Strahlung auf die horizontale Ebene für Deutschland basierend auf Boden- und Satellitenmessungen wurden aus Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2018) ermittelt. Darüber hinaus wurden durchschnittliche Jahressummen der Niederschlagshöhe, Anzahl der Tage mit Niederschlag von  $\geq 10$  mm und von  $\geq 20$  mm, Anzahl der Tage mit Schneelage einbezogen. Ein berechneter Feuchtigkeitsindex (Global Precipitation Climatology Centre drought index: GPCC\_DI) aus Niederschlag und potentieller Evaporation wurde als Maß für die Feuchtigkeit verwendet (Ziese *et al.* 2013). Die Klimadaten wurden in QGIS aus einer Auflösung von 1 x 1 km<sup>2</sup> in ein 100 m - Netz umgerechnet.

## 2.6 Kombinierte Modelle

Für das kombinierte Modell wurden die Variablen mit dem größten Modellbeitrag aus den separaten Habitat- und Klimamodellen unter Berücksichtigung einer geringen Korrelation untereinander ausgewählt. Es wurde die gleiche Anzahl an Prädiktoren aus Habitat- und Klimafaktoren verwendet, um konfundierende Effekte durch mögliche Überparametrisierung in den Modellen zu minimieren. Aus den Habitatmodellen wurden die drei Prädiktoren Waldtyp, „Alter Wald“ - Status und Relief selektiert. Die Waldpatchgröße zeigte sich in den Habitatmodellen mit dem Waldtyp korreliert ( $r_{\text{Spearman}} = -0,89$ ). Der Waldtyp wurde als wichtige Erklärungsvariable für die kombinierten Modelle aus den Habitatfaktoren ausgewählt. Die Patchgröße wurde auf Grund der Korrelation aus den kombinierten Modellen ausgeschlossen. Für das Relief zeigte sich in den Habitatmodellen ein vergleichbarer Variablenbeitrag (durchschnittlich 2,19 % weniger als die Größe der Waldpatches) und wurde als dritte Habitatvariable ausgewählt. Als Klimavariablen wurden die Anzahl der Frosttage und die Dauer der Sonnenstunden sowie die Anzahl der Tage mit Niederschlag von mehr als 10 mm für das kombinierte Modell verwendet.

## 2.7 Modellvarianten und Datensatzauswahl

Bis auf den Kronenschlussgrad, der lediglich aus einer Erhebung von 2011 - 2012 bezogen werden konnte, waren alle Daten aus dem Erfassungszeitraum der Grauspecht-Kartierung 2005 verfügbar. Die Liste der verwendeten Daten mit Quellenangaben ist im Anhang (3.2) aufgeführt.

<b>Habitatvariablen</b>	<b>Klassifikation</b>
Waldtyp (dominierender Blatttyp)	Kategorisch, Laubwald, Nadelwald, Mischwald
Zusammenhängender Wald (Patch)	Kontinuierlich, Flächengröße [m <sup>2</sup> ]
Bewaldungsdichte	Kontinuierlich, 0-100%
Alter Wald	Kategorisch/Kontinuierlich, Flächengröße [m <sup>2</sup> ]
Naturwald	Kontinuierlich, Distanz [m]
Relief	Kontinuierlich, Höhe über Normalhöhennull [m]
Grünland	Kontinuierlich, Flächengröße/Distanz [m <sup>2</sup> ]/[m]
Steinbruch	Kontinuierlich, Distanz [m]
Agrarland	Kategorisch, 0/1
Siedlung	Kontinuierlich, Flächengröße/Distanz [m <sup>2</sup> ]/[m]
<b>Klimavariablen</b>	<b>Klassifikation</b>
Lufttemperaturminima (2m)	Kontinuierlich, °C*10
Mittlere Lufttemperatur (2 m)	Kontinuierlich, °C*10
Lufttemperaturmaxima (2m)	Kontinuierlich, °C*10
Jährlicher Feuchtigkeitsindex	Kontinuierlich, 0 - 100
Heiße Tage Lufttemperatur $\geq 30^{\circ}\text{C}$	Kontinuierlich, [d]
Frosttage Lufttemperatur $\leq 0^{\circ}\text{C}$	Kontinuierlich, [d]
Jahressumme monatliche Niederschlagshöhe	Kontinuierlich, [mm]
Niederschlag $\geq 10$ mm	Kontinuierlich, [d]
Niederschlag $\geq 30$ mm	Kontinuierlich, [d]
Schneedecke	Kontinuierlich, [d]
Sonnenscheindauer/Monat	Kontinuierlich, [h]

*Tab. 33: Übersicht der Variablen nach Habitat- und Klimamodell*

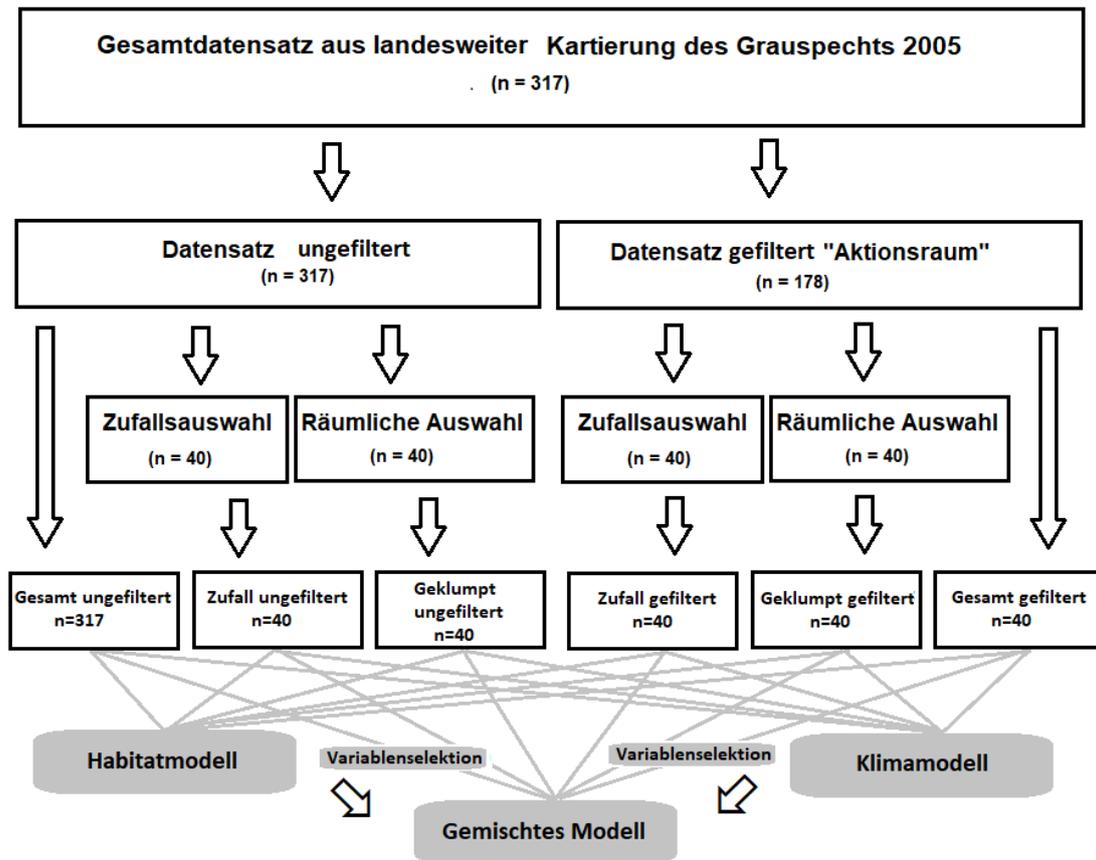
Kreuzvalidierte MaxEnt Modelle wurden mit jeweils 100 Replikationen berechnet und die Anzahl der möglichen Iterationen auf 5000 festgesetzt. Die Funktion „random seed“ wurde dabei aktiviert, damit die Wiederholungsdurchläufe auf jeweils neu generierten Pseudozufallszahlen basierten. Die Umweltvariablen im Untersuchungsgebiet wurden durch 10.000 zufällige Hintergrundpunkte repräsentiert (vgl. Phillips & Dudík 2008)

Drei Modelle wurden jeweils an Hand von unterschiedlich gefilterten Datensätzen berechnet und verglichen. Dabei wurden mit jedem der drei Datensätze jeweils ein Habitatmodell, ein Klimamodell sowie ein kombiniertes Modell mit den relevanten Faktoren aus Habitat- und Klimamodell erzeugt.

	<i>Habitatmodell</i>	<i>Klimamodell</i>	<i>Kombiniert Modell</i>
<i>Gesamtdatensatz ungefiltert</i>	1 Gesamt	2 Gesamt	3 Gesamt
<i>Gesamtdatensatz gefiltert</i>	4 Gesamt gefiltert	5 Gesamt gefiltert	6 Gesamt gefiltert
<i>Zufallsauswahl 40 Punkte ungefiltert</i>	7 Zufall	8 Zufall	9 Zufall
<i>Zufallsauswahl 40 Punkte gefiltert</i>	10 Zufall gefiltert	11 Zufall gefiltert	12 Zufall gefiltert
<i>Geograph. aggregiert 40 Punkte ungefiltert</i>	13 Aggregiert	14 Aggregiert	15 Aggregiert
<i>Geograph. aggregiert 40 Punkte gefiltert</i>	16 Aggregiert gefiltert	17 Aggregiert gefiltert	18 Aggregiert gefiltert

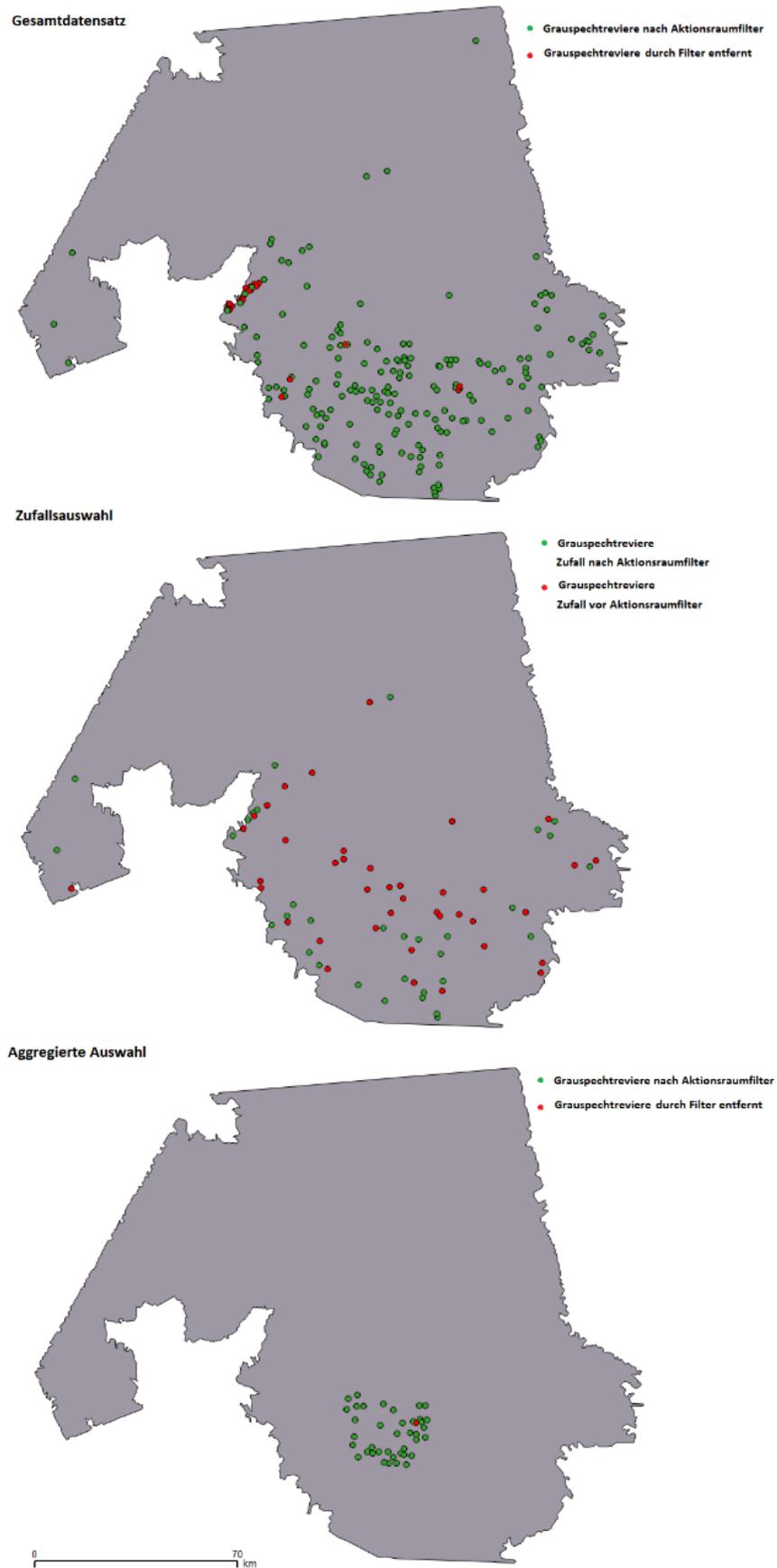
**Tab. 34:** Übersicht der einzelnen Modellvarianten

Eine Kombination aus einem autökologisch begründeten räumlichen Filter und einem statistischen Zufallsfilter wurde an dem vorliegenden Datensatz angewendet und die Auswirkungen auf die resultierenden MaxEnt Modelle verglichen. Zur Berechnung der Modelle 1 bis 3 wurde der unveränderte Datensatz der Grauspechtkartierung aus dem Jahr 2005 verwendet. Dieser Gesamtdatensatz wurde nach einer auf der Aktionsraumgröße begründeten Distanz von 1,5 km gefiltert (BfN 2016). Nach dem Entfernen von Artfunden, die dichter als dieser Abstand zueinander lagen, entstand ein gefilterter Datensatz von 178 Grauspecht-Registrierungen für die Berechnung der Modelle 4 bis 6.



**Abb. 45:** Darstellung des Modellbildungsverfahrens

Mit dem QGIS-Werkzeug „Zufällige Auswahl in Untermengen“ wurden aus diesen beiden Datensätzen, dem gefilterten und ungefilterten Gesamtdatensatz, 40 Punkte ausgewählt. Der Satz aus den ungefilterten Ausgangsdaten wurde zur Berechnung der Modelle 7 bis 9 eingesetzt. Der Satz aus den gefilterten Daten stellte die Basis für die Modelle 10 bis 12 dar. Außerdem wurden jeweils 40 Punkte über die räumliche Auswahl in einem zusammenhängenden Areal jeweils aus dem gefilterten und aus dem ungefilterten Gesamtdatensatz im Zentrum des Verbreitungsgebiets der Art gewählt. Mit diesen „aggregierten“ Lokalisierungen wurden die Modelle 13 bis 15 (aus dem ungefilterten gewählt) und die Modelle 16 bis 18 (aus dem gefilterten gewählt) berechnet.



**Abb. 46:** Geographische Verteilung der Grauspecht-Präsenzen in den verschiedenen Datensätzen, die jeweils ungefiltert und gefiltert in die Modellierung eingehen

## 2.8 Vergleich der Modelle

Um die Modelle zu vergleichen, wurden die berechneten AUC-Werte als Maß für den Informationsgehalt, den das Modell erreichen kann, verglichen. Gute Trennschärfen werden dabei ab einem AUC von mehr als 0,7 erreicht (Hosmer et al. 2013). Als absolutes Maß für Modellbewertungen ist die Eignung des AUC begrenzt, da Verteilungen von Erhebungsfehlern und das räumliche Ausmaß des Untersuchungsgebietes einen großen Einfluss auf diesen Wert ausüben. Gleichzeitig werden weitere Faktoren wie die Anpassungsgüte des Modells darin nicht berücksichtigt (Lobo et al. 2008).

Die Ergebnisse aus den Modellen mit den verschiedenen Datensätzen wurden in R (R Core Team 2017) näher untersucht. Dazu wurden paarweise Übereinstimmungen für die aus den verschiedenen Modellen vorhergesagten geographischen Verbreitungsgebiete (Nischenüberlappungen) kalkuliert (Hijmans et al. 2011). Um die Nischenüberlappung zu quantifizieren wurde das Ähnlichkeitsmaß Schoener  $D$  (Schoener 1986) angewendet:

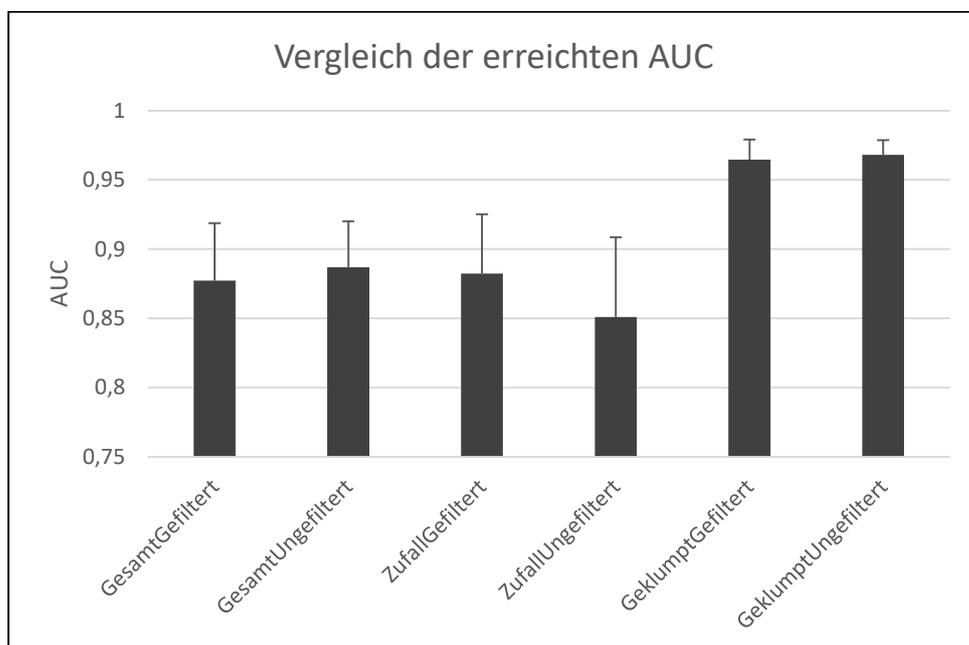
$$D(p_X, p_Y) = 1 - \frac{1}{2} \sum_i |p_{X,i} - p_{Y,i}|$$

wobei  $p_{X,i}$  und  $p_{Y,i}$  die zugeordnete Vorkommens-Wahrscheinlichkeit in jeder Rasterzelle  $i$  aus den Datensätzen  $X$  und  $Y$  beschreibt (Warren 2008, Rödder & Engler 2011). Dabei werden die proportionalen Überlappungen der geographischen Verbreitungsgebiete als Werte von 0 (keine Überschneidung) bis 1 (vollständige Überschneidung) errechnet.

## 3 ERGEBNISSE

### 3.1 Vergleich der Modellvarianten

Ein Vergleich von allen Modellen nach Daten-Filtertechnik an Hand der AUC zeigt, dass die Modelle mit dem aggregierten Datensatz insgesamt die höchsten Werte erreichen. Die anderen Datensätze weisen untereinander vergleichbare Werte auf. Alle Werte belegen jedoch hervorragende Anpassungsgüten der Modelle (vgl. Elith 2000).



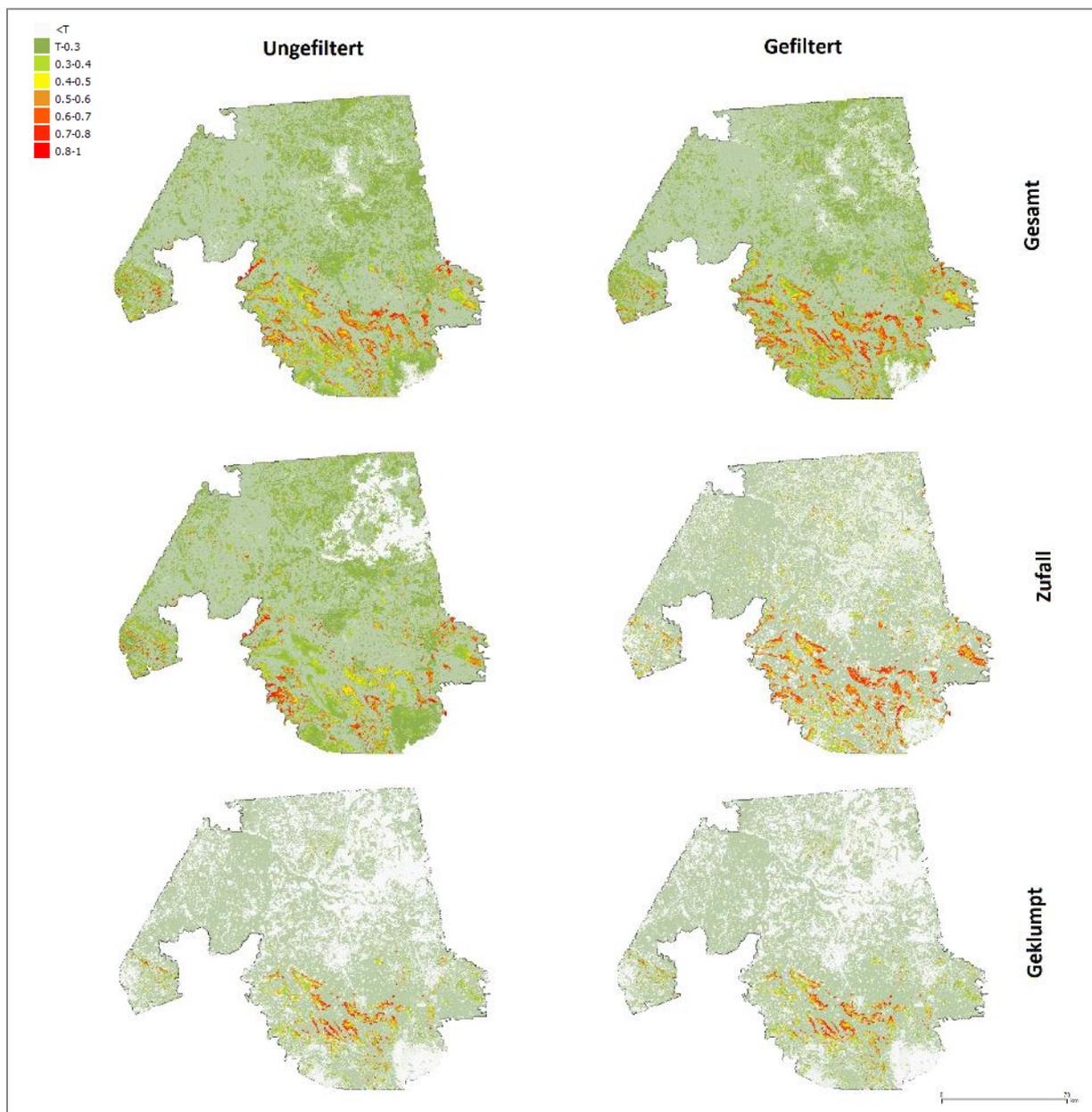
**Abb. 47:** Vergleich der durchschnittlichen AUC-Werte der berechneten Modelle mit den verschiedenen Datensätzen mit Trendlinie, Standardabweichung als Fehlerbalken

Die geringste AUC von 0,85 erreichen die Modelle mit einer Zufallsauswahl am ungefilterten Datensatz. Der zufällige gefilterte Datensatz erreicht in den Modellen eine mittlere AUC von 0,88 und erreicht damit ähnliche Werte wie der gefilterte Gesamtdatensatz mit 0,87. Mit 0,89 liegt der mittlere Wert der berechneten Szenarien mit den ungefilterten Erfassungsdaten knapp darüber.

### 3.2 Vergleich der Datensätze

Die modellierte relative Wahrscheinlichkeit des Antreffens der Art pro Pixel ab dem definierten Schwellenwert wird als „potentielle Verbreitung“ interpretiert. Die Auswertung der Überschneidung dieser vorhergesagten geographischen Verbreitung

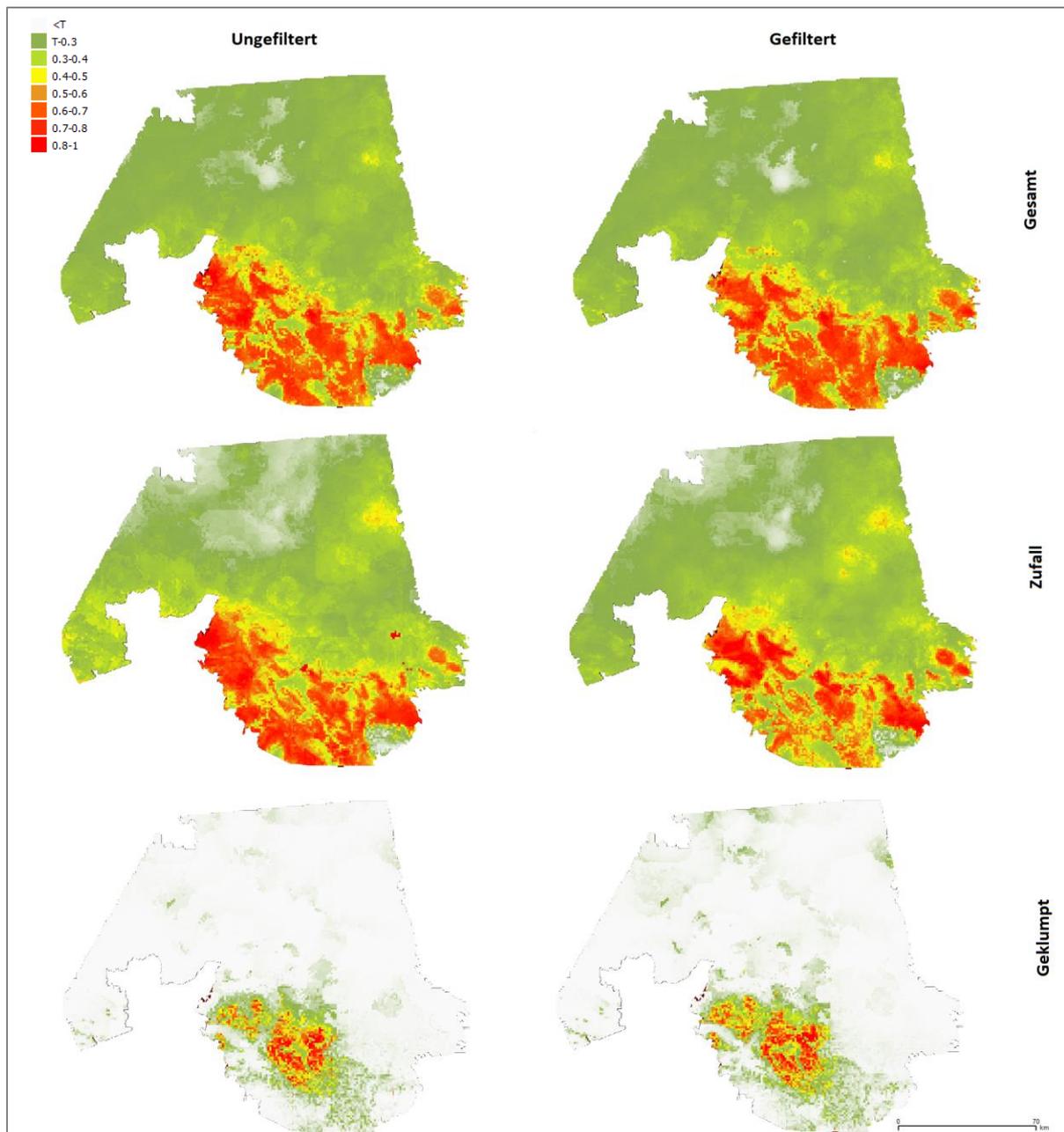
mit den verschiedenen Datensätzen bei gleicher Variablenauswahl zeigt sehr unterschiedliche Ergebnisse der Modelle. Die zufällig aus dem gefilterten Gesamtdatensatz ausgewählten Präsenzpunkte zeigen im Modellergebnis eine genauere Abgrenzung zwischen geeignetem vorhergesagtem Gebiet insbesondere im nördlichen Abschnitt.



**Abb. 48:** Geographische Darstellung der modellierten Grauspechtverbreitung ausschließlich aus Habitatvariablen mit den verschiedenen Datensätzen

Im Folgenden werden die Überschneidungen für jeden der verschiedenen Datensätze mit allen jeweils weiteren Datengruppierungen in den drei Modellvarianten verglichen. Die höchste Nischenüberlappung findet sich zwischen dem gefilterten aggregierten

Datensatz mit dem ungefilterten aggregierten in den kombinierten Modellen (Schoener Index  $D = 0,93$ ) sowie den Habitatmodellen ( $D = 0,97$ ), was aus dem Vergleich der Verbreitungskarten ebenfalls sichtbar ist. Auf Grund der geringen Anzahl und der räumlichen Nähe der ausgewählten Präsenzen unterscheiden sich diese beiden Gruppierungen lediglich um einen Registrierungspunkt. Bei dieser geringen Anzahl geographisch korrelierter Punkte übt ein räumlicher Distanzfilter in diesen Modellen wenig Einfluss aus. Anders verhält es sich für das Modell, das ausschließlich an Hand von Klimafaktoren gebildet wurde. Hier führt der Unterschied von einem Fundpunkt der Art in dem aggregierten Datensatz bereits zu einer starken Änderung der vorhergesagten geographischen Verbreitung. Die Überschneidung der modellierten Verbreitungen aus den gefilterten und den ungefilterten aggregierten Präsenzdaten untereinander beträgt lediglich  $D = 0,26$ . Bei den Modellen, die auf die Klimafaktoren beschränkt sind, weist die potentielle Verbreitung aus den beiden aggregierten Datensätzen gleichfalls wenig Übereinstimmung mit den potentiellen Verbreitungen aus den verglichenen Datensätzen auf.



**Abb. 49:** Geographische Darstellung der modellierten Grauspechtverbreitung ausschließlich aus Klimavariablen mit den verschiedenen Datensätzen

Insgesamt ergibt sich für diese aggregierten Cluster gemittelt über alle Modelle der verschiedenen Szenarien die geringste Übereinstimmung mit den übrigen Datensätzen von 0,51 ( $SD = 0,14$ ) für den gefilterten und 0,53 ( $SD = 0,2$ ) für den ungefilterten Datensatz im Durchschnitt. Die gesamten und zufällig ausgewählten Datenzusammenstellungen weisen höhere Überlappungen der vorhergesagten geographischen Verbreitungsregionen mit  $D$  zwischen 0,74 und 0,85 auf.

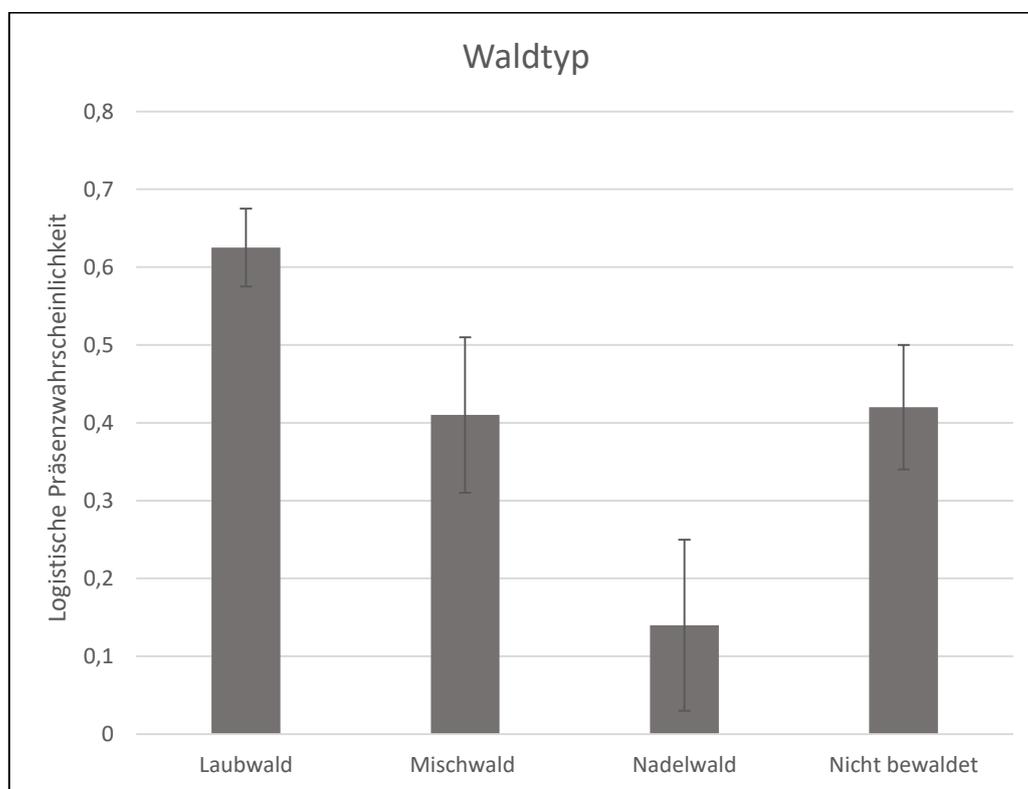
Modell	Datensatz	Gesamt gefiltert	Zufall ungefiltert	Zufall gefiltert	Aggregiert ungefiltert	Aggregiert gefiltert
Kombiniert	Gesamt ungefiltert	0.914	0.844	0.764	0.472	0.415
	Gesamt gefiltert		0.817	0.752	0.429	0.471
	Zufall ungefiltert			0.415	0.401	0.467
	Zufall gefiltert				0.472	0.372
	Aggregiert ungefiltert					0.930
Habitat	Gesamt ungefiltert	0.554	0.554	0.714	0.740	0.665
	Gesamt gefiltert		0.659	0.781	0.554	0.554
	Zufall ungefiltert			0.660	0.360	0.433
	Zufall gefiltert				0.953	0.481
	Aggregiert ungefiltert					0.967
Klima	Gesamt ungefiltert	0.854	0.846	0.800	0.832	0.230
	Gesamt gefiltert		0.811	0.822	0.326	0.269
	Zufall ungefiltert			0.741	0.792	0.216
	Zufall gefiltert				0.731	0.263
	Aggregiert ungefiltert					0.256

**Tab. 35** Vergleich der Übereinstimmung: Grad der Überschneidung zwischen den modellierten Verbreitungen aus den verschiedenen Datensätzen nach Schoener-Index  $D$  in den kombinierten, Habitat- und Klima-Modellen

Schließt man diese beiden stärker abweichenden aggregierten Datencluster aus dem weiteren Vergleich aus, so erreicht die höchste Übereinstimmung mit allen weiteren Datensätzen die vorhergesagte geographische Verbreitung aus dem gefilterten Datensatz mit 0,77 im Durchschnitt ( $SD = 0,11$ ). Für den ungefilterten Gesamtdatensatz liegt die Übereinstimmung mit den übrigen Datensätzen ähnlich mit 0,76 ( $SD = 0,13$ ). Die zufällig ausgewählten Präsenzen weisen eine etwas geringere Überlappung mit den verglichenen Datensätzen auf. Sie liegt im Mittel bei 0,71 ( $SD = 0,12$ ) bei Auswahl aus den ungefilterten Präsenzdaten und bei 0,72 ( $SD = 0,12$ ) im gefilterten.

### 3.3 Erklärung der Grauspechtverbreitung aus den Habitatmodellen

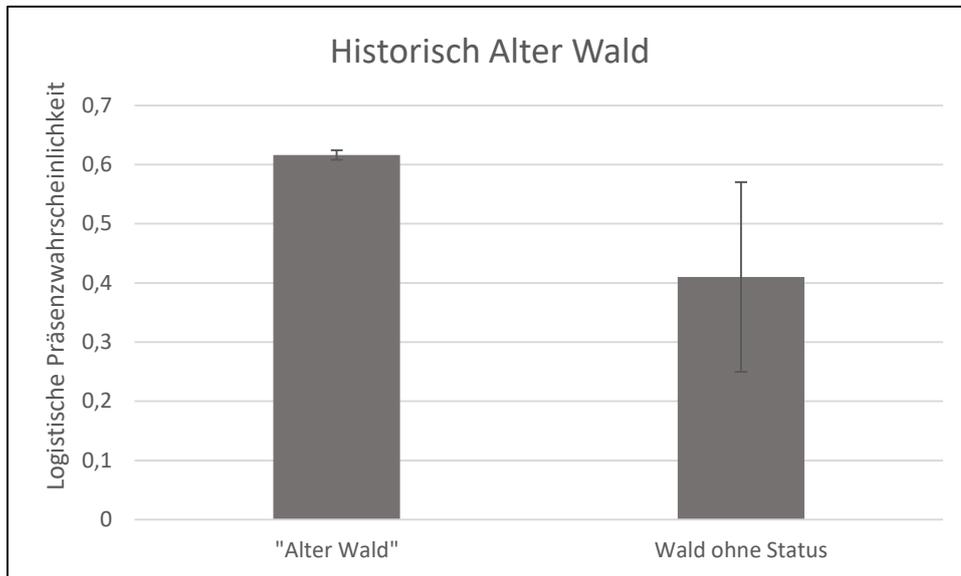
Die Habitatmodelle erreichen eine durchschnittliche AUC von 0,909 ( $SD = 0,112$ ) und erklären das Vorkommen der Art in Niedersachsen in erster Linie aus der Bewaldungsstruktur. Als wichtigster Faktor erweist sich der Waldtyp mit einem durchschnittlichen Modellbeitrag von 44,15 % ( $SD = 9,05$  %). Gleichzeitig nimmt der Testerfolg beim Weglassen dieses Prädikators in den Modellen am stärksten ab. Für diesen Faktor zeigt sich der größte Effekt am Lernmechanismus von MaxEnt in den Habitatmodellen.



**Abb. 50:** Änderung der vorhergesagten Präsenzwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Faktor Waldtyp bei Konstanz aller weiteren Habitatvariablen, Mittelwerte (logistisch) über 100 Replikationen in den Habitatmodellen,  $\pm$  Standardabweichung

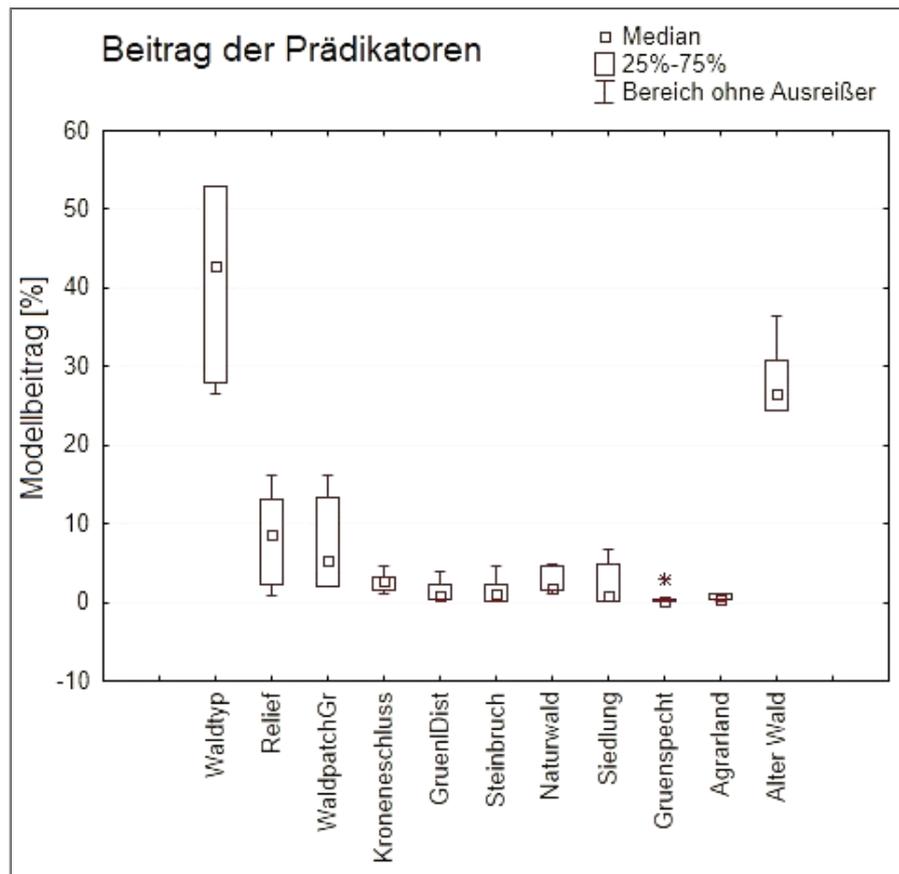
Aus der Reaktion der Vorkommens-Wahrscheinlichkeit der Art auf die untersuchten Variablen in den Modellen ergibt sich die größte Erwartung von Grauspechten im Laubwald, der anteilmäßig in Niedersachsen 63 % der Waldfläche ausmacht. Betrachtet man den Mischwald und nicht bewaldete Landschaft, so findet sich eine geringere vorhergesagte Wahrscheinlichkeit für Grauspecht-Vorkommen. Am niedrigsten liegt sie im Nadelwald.

Als Erklärungsvariable mit den zweitgrößten durchschnittlichen Modellanteilen von 28,54 % erweist sich Wald alter Standorte ( $SD = 4,62\%$ ). Hier zeigt die logistische Antwort in den Modellen eine hohe Wahrscheinlichkeit des Artvorkommens in Wäldern, die den Status „Alter Wald“ besitzen.



**Abb. 51:** Änderung der vorhergesagten Präsenzwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Faktor „Alter Wald“ bei Konstanz aller weiteren Habitatvariablen, Mittelwerte (logistisch) über 100 Replikationen in den Habitatmodellen,  $\pm$  Standardabweichung

Den drittgrößten Anteil an der Verbreitungsvorhersage machen in den Habitatmodellen das Relief und die Größe der Waldpatches aus. Die Patchgröße der Waldfragmente trägt im Mittel mit 8,91 % ( $SD = 5,58\%$ ) zur Erklärung der Artverbreitung bei und für das Relief ergibt sich ein mittlerer Anteil von 6,72 % ( $SD = 4,59\%$ ). In der logistischen Antwortkurve des Höhenmodells auf das Vorkommen von Grauspechten zeichnet sich ein bevorzugter Reliefbereich von 100 bis 300 m über dem Meeresspiegel ab. Für die Größe der Waldfragmente zeigt sich eine abnehmende Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Grauspechten mit zunehmender Patchgröße.

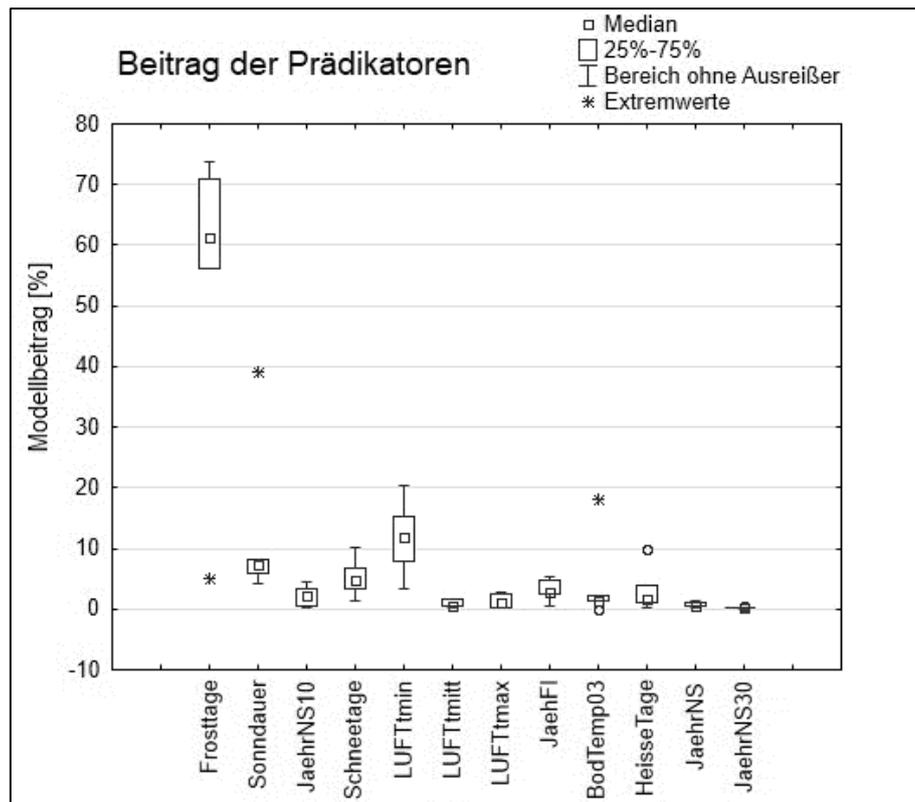


**Tab. 36:** Beitrag der Habitatvariablen in Prozent in den sechs berechneten Modellen (Dist=Distanz, Gr=Größe)

Auf die übrigen Habitatprädiktoren entfallen durchschnittliche Modellanteile von 0,58 % (Agrarland;  $SD = 0,35$  %) und 2,89 % (Kronenschluss;  $SD = 1,21$  %). Die Verbreitungskarten aus den auf Habitatfaktoren beschränkten Modellen zeigen die genaueste Abgrenzung auf die tatsächlich besiedelten Lebensräume (siehe Abb. 54).

### 3.4 Erklärung der Grauspechtverbreitung aus den Klimamodellen

Die Klimamodelle erreichen eine durchschnittliche AUC von 0,867 ( $SD = 0,101$ ). Bei den Klimamodellen zeigen sich größere Unterschiede im Erklärungsanteil der Variablen in den verschiedenen Modellen. Die Grauspechtverbreitung in Niedersachsen wird in diesen Modellen zu 48,12 % durch die Anzahl der Frosttage erklärt ( $SD = 25,67$  %). Dabei zeigt die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Grauspechten einen zunehmenden Trend mit einer steigenden Anzahl von Frosttagen im untersuchten Gebiet.

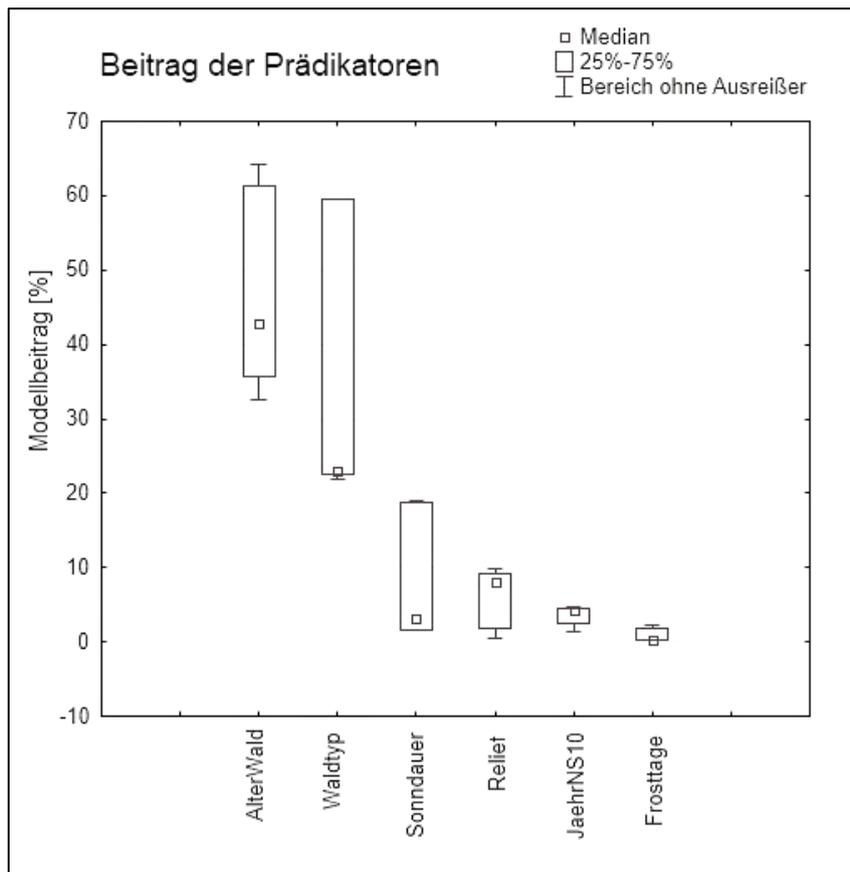


**Abb. 52:** Beitrag der Klimavariablen in Prozent in den berechneten Modellen (T = Temperatur, BodTemp03 = Bodentemperatur im März, JaehrNS10/20/30 = Anzahl der Tage mit jährlichem Niederschlag von >10/20/30mm)

Die ausschließlich auf Klimafaktoren bezogenen Modelle zeigen im Vergleich weniger stark abgegrenzte Verbreitungsregionen gegenüber den Modellen, die ausschließlich oder zusätzlich Habitatfaktoren berücksichtigen.

### 3.5 Erklärung der Grauspecht-Verbreitung aus den kombinierten Modellen

Die kombinierten Modelle erzielen im Vergleich gegenüber den reinen Habitat- und Klimamodellen die höchsten AUC - Werte mit 0,939 im Durchschnitt ( $SD = 0,083$ ). Die Ergebnisse aus den Modellen mit unterschiedlichen Datensätzen wurden für diesen Vergleich gemittelt. In diesen Modellen aus Habitat- und Klimafaktoren erreicht der Status „Alter Wald“ den höchsten Modellbeitrag mit 46,55 % im Mittel ( $SD = 12,13$  %). Der Waldtyp als zweitwichtigste Erklärungsvariable mit durchschnittlich 34,93 % weist zwischen den einzelnen Modellen eine etwas höhere Varianz auf ( $SD = 17,45$  %).

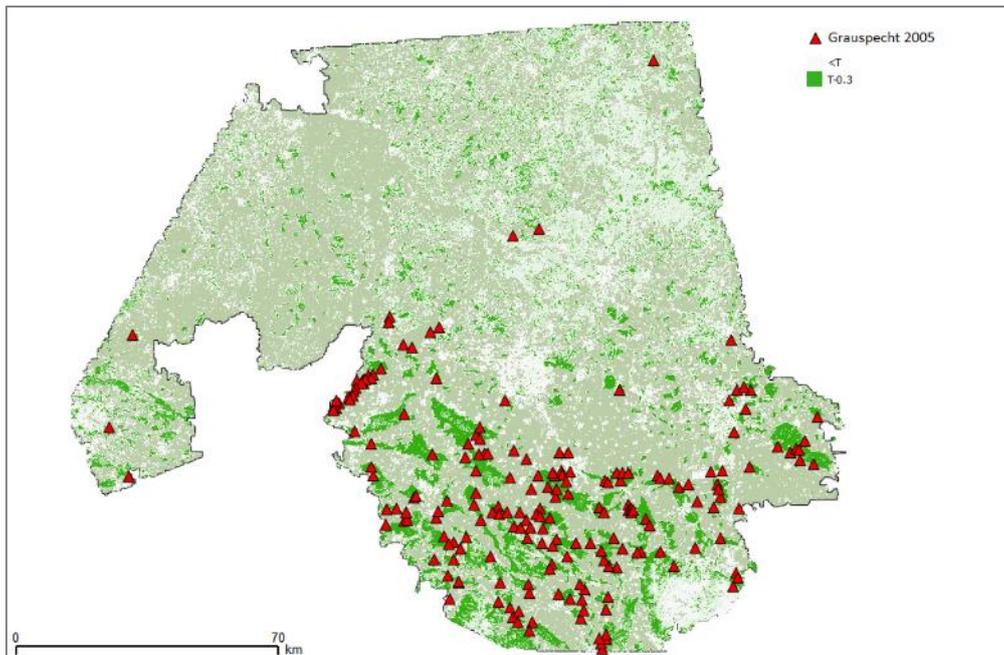


**Abb. 53:** Beitrag der Klima- und Habitatvariablen in Prozent in den berechneten Modellen (JaehrNS10 = Anzahl der Tage mit jährlichem Niederschlag von >10mm)

Die weiteren Variablen tragen im Durchschnitt mit 7,8 % (Anzahl der Sonnenstunden;  $SD = 7,78$  %), 3,6 % (Anzahl der Tage mit Niederschlag > 10 mm;  $SD = 1,25$  %) und 0,87 % (Anzahl der Frosttage;  $SD = 0,84$  %) zu den kombinierten Modellen bei. Die Prädiktoren Relief und Frosttage weisen untereinander eine schwache positive Korrelation auf ( $r_{Spearman} = 0,64$ ).

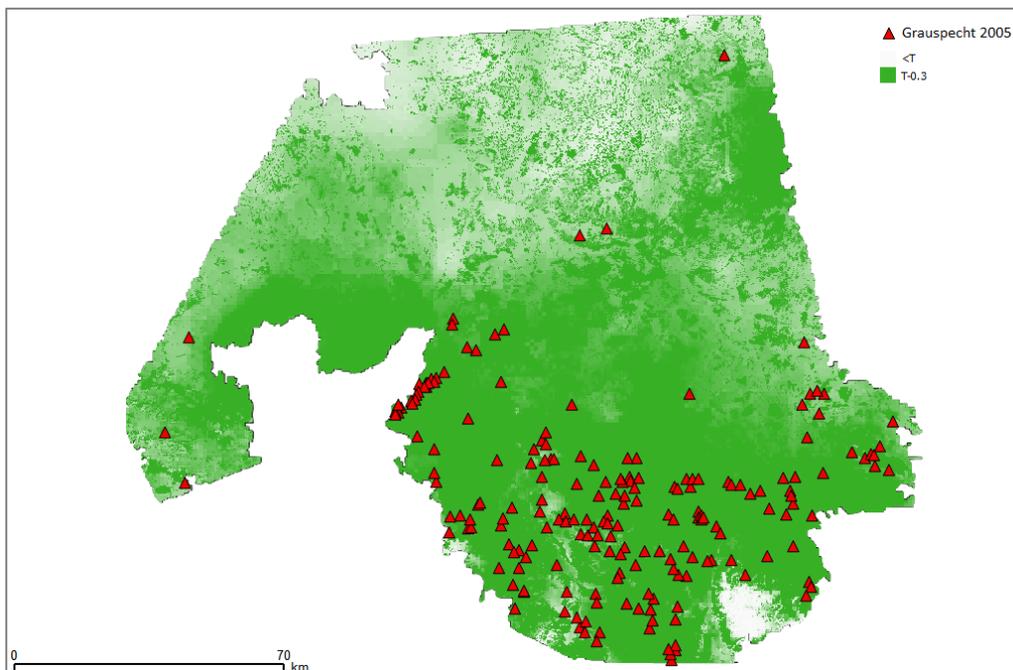
### 3.6 Vorhersage von geeignetem Habitat

Potentiell geeignete Lebensräume, die von Grauspechten nach den Kartierungsergebnissen von 2005 nicht besiedelt sind, befinden sich vorwiegend im Bereich der Verbreitungsgrenze. Die allein aus Habitatfaktoren berechnete Verbreitungskarte mit zufällig gewählten Datenpunkten aus dem gefilterten Gesamtsatz erbringt die größte Übereinstimmung mit der tatsächlichen Verbreitung der Art in Niedersachsen.



**Abb. 54:** Geographische Darstellung des potentiellen Verbreitungsgebiets (grün) des Habitatmodells mit Aktionsraum-gefiltertem Zufallsdatensatz, Schwellenwert  $T$ =Minimum training presence logistic treshold

Klar auf bewaldete Bereiche abgegrenzte Vorkommens-Wahrscheinlichkeiten werden aus diesen Modellen prognostiziert. Die in der nördlichen Hälfte Niedersachsens gelegenen potentiellen Lebensräume bestehen aus kleinen verstreuten Flächen.



**Abb. 55:** Geographische Darstellung des potentiellen Verbreitungsgebiets (grün) des kombinierten Modells mit Aktionsraum-gefiltertem Zufallsdatensatz, Schwellenwert  $T$ =Minimum training presence logistic treshold

In den kombinierten Modellen zeigt sich mit dem gleichen Datensatz eine Überschätzung des geeigneten Habitats. Aus diesen sowohl mit Habitat- als auch mit Klimafaktoren erzeugten Modellen wird eine wenig abgegrenzte Ausdehnung des Verbreitungsgebiets sichtbar. Es werden dementsprechend auch nicht bewaldete Landschaftsteile als geeignete Habitate bewertet. Nach Norden wird die Vorkommens-Wahrscheinlichkeit geringer und es finden sich überwiegend Bereiche, die nicht als geeigneter Lebensraum eingestuft sind.

## 4 DISKUSSION

In bisherigen Untersuchungen, in denen Habitatmodellierungen am Grauspecht durchgeführt worden waren, zeigten sich diverse Schwierigkeiten. Bei der logistischen Modellierung der Grauspecht-Verbreitung in Frankreich wurde ein erheblich größeres Verbreitungsgebiet vorhergesagt als tatsächlich besiedelt war; die schlechte Prognosefähigkeit der Modelle wurde in dieser Untersuchung damit begründet, dass die Art-Areal-Beziehung nicht auf dem Niveau von Mikrohabitaten betrachtet werden konnte (Tobalske & Tobalske 1999). In einer anderen Studie wurden durch eine großräumige Habitatmodellierung am Grauspecht in Bayern wenig plausible Art-Areal-Beziehungen konstatiert. Die Ergebnisse sollen eine starke Präferenz der Art für Ackerfläche belegen, die zum Hauptprädiktor des Artvorkommens erklärt wurde, während Wäldern eine nachrangige Bedeutung zugemessen wird (Schiele 2010).

Die Ergebnisse der hier vorliegenden Untersuchung heben sich von den vorhergehenden in dieser Hinsicht ab. Es werden mit der Software MaxEnt potentielle Verbreitungskarten modelliert, die eine tatsächliche Artverbreitung des Grauspechts im geographischen Gebiet gut abbilden. Es zeigt sich ein entscheidender Einfluss der Verteilung der eingehenden Datenpunkte auf die Genauigkeit, mit der sich die Artverbreitung vorhersagen lässt. Die Modelle erreichen gute Anpassungen und die modellbasierten Aussagen über ursächliche Faktoren lassen sich autökologisch plausibel begründen, wie im Kapitel 4.3 diskutiert wird. Die niedersächsische Verbreitung des Grauspechts wird in den Modellen in erster Linie aus Waldfaktoren erklärt.

In den Ergebnissen zeigen sich die negativen Auswirkungen auf die Qualität der MaxEnt-Modelle, die zum einen durch resultierende Korrelationseffekte bei einer geringen Anzahl an Präsenzdaten von 40 räumlich aggregierten Punkten (Hijmans *et al.* 2011, Radosavljevic & Anderson 2014), zum anderen durch die genannten Erhebungsfehler verursacht werden, die zu Verzerrungen führen (Araújo & Guisan 2006). Es kann gezeigt werden, dass die systematische Filterung der Datengrundlage hier eine Verbesserung der Habitatmodelle bewirkt.

### 4.1 Erhebung von Monitoringdaten für Habitatmodellierungen

Die Auswertung der Überschneidung der modellierten relativen Wahrscheinlichkeit des Antreffens der Art pro Pixel („modellierte Nische“) als MaxEnt-Verbreitungskarte zeigt

Unterschiede in der Aussagefähigkeit der Modelle, die mit den verschiedenen gefilterten Präsenzdaten erzeugt wurden. Die höchste Übereinstimmung mit der realisierten Verbreitung der Art konnte erreicht werden, wenn der Datensatz zunächst nach autökologisch begründeten Gesichtspunkten gefiltert (Aktionsraumfilter) und aus diesem anschließend zufällig Präsenzen der Art ausgewählt wurden (Zufallsauswahl). Diese Kombination von Filtertechniken ist für Art-Arealmodellierungen zu empfehlen, wenn der Raumanspruch der Ziel-Art bekannt ist. Voraussetzung ist darüber hinaus, dass es sich um Erfassungsdaten handelt, für die Bereiche mit erhöhten Dichten des Artvorkommens nicht das Ergebnis ökologischer Präferenzen repräsentieren (Dormann *et al.* 2007).

Wird der gesamte Datensatz für die Modellierung zu Grunde gelegt, so ergibt sich eine Überschätzung des geeigneten Habitats in den verschiedenen Modellvarianten. Dieser Effekt tritt beim ungefilterten Datensatz noch etwas stärker zu Tage. Hier ist besonders im nördlichen Bereich die Vorhersage von geeignetem Gebiet größer. Durch den Aktionsraum-Filter am Gesamtdatensatz lässt sich die Nischenüberlappung zu den aus anderen Präsenzpunkten berechnete Modellvorhersagen erhöhen.

Der aggregierte Datensatz erreicht nach einer Filterung mit den anderen Datensätzen lediglich leicht verbesserte Übereinstimmungen der prognostizierten geeigneten Habitats. Mit diesem räumlich autokorrelierten Datensatz aus 40 Präsenzen kann nicht das gesamte tatsächliche Verbreitungsgebiet der Art vorhergesagt werden. Häufig liegen wenige Artnachweise für eine Modellierung vor. Bekannt ist, dass ab einer Anzahl von 15 oder weniger Präsenzpunkten die Genauigkeit von MaxEnt-Modellen rapide abnimmt (van Proosdij *et al.* 2016). Die Komplexität von Art-Areal-Beziehungen sowie die Verteilung von Umweltfaktoren in der Landschaft beeinflussen die Anzahl, die an Präsenzpunkten vorhanden sein muss, um gute Modelle bilden zu können. Mit MaxEnt können zwar bereits an Hand von wenigen Präsenzdaten gute Modellergebnisse erzielt werden (Elith *et al.* 2006, Wisz *et al.* 2008). In der hier durchgeführten Modellierung am Grauspecht erweist sich die geringe Anzahl an Artfunden aus einem kleinen Ausschnitt jedoch als nicht ausreichend für die Übertragung auf ein größeres geographisches Gebiet. Für die Modelle, die aus den unterschiedlichen aggregierten Daten erzeugt wurden, suggeriert die AUC zwar eine im Vergleich zu den aus den anderen Datensätzen erzeugten Modellen eine höhere Anpassungsgüte. Die Analyse der Nischenüberlappung der berechneten Präsenzregionen belegt jedoch die geringste Übereinstimmung zu den modellierten

Verbreitungskarten aus anderen Datensätzen bei gleicher Variablenbasis. Die Betrachtung der modellierten Artverbreitung zeigt, dass die aggregierten Daten zwar zu einer klaren Abgrenzung des Gebiets führen. Doch kann aus diesem Cluster nicht die gesamte Artverbreitung im Bundesland vorhergesagt werden. In den Klimamodellen führt eine Filterung an diesem aggregierten Datensatz sogar zu einer geringeren Überschneidung der mit MaxEnt vorhergesagten Artverbreitung. Dieser Zusammenhang spiegelt die geringere Konsistenz der Variablenzuordnung in MaxEnt bei kleinen Stichproben wieder (Aguirre-Gutiérrez *et al.* 2013). Außerdem unterstützen die Ergebnisse die ins Feld geführte Kritik der AUC als Maß für die Modellgüte (Lobo *et al.* 2008). Eine der Hauptschwachstellen in diesem Zusammenhang ist, dass die Größe des modellierten Areal die Rate der erfolgreichen Vorhersagen (commission rate) beeinflusst. Eine Ausdehnung des geographischen Gebiets bei gleichbleibender Anzahl von Präsenzdaten führt zu einer im Verhältnis steigenden Anzahl dieser „Pseudo-Abwesenheiten“. Dadurch wird auch die „commission rate“ gesteigert und führt wiederum zu einer höheren AUC (Lobo *et al.* 2008).

Für die Zufallsauswahl von Registrierungspunkten in einem Datensatz ohne die vorherige Aktionsraum-Filterung zeigt sich in den Nischenvergleichen die Gefahr der Verzerrung durch Bereiche mit größerer räumlicher Dichte von Präsenzen. Besonders bei dem Vergleich von Modellen mit unterschiedlichen Prädikatoren wird in den Ergebnissen sichtbar, dass der gefilterte, zufällig ausgewählte Datensatz die beständigste Übereinstimmung der vorhergesagten geeigneten Habitat-Regionen erbringt.

Gezielte Filtertechniken bewähren sich als Methode zur Bereinigung von Ergebnisfehlern in Erfassungsdaten. Mit der damit vorgenommenen Aufbereitung der Datenbasis kann in dieser Arbeit eine geeignete Korrekturmethode aufgezeigt werden, die zu einer erheblichen Verbesserung der MaxEnt-Ergebnisse führt. Bei Monitoring-Daten der Untersuchungsart Grauspecht, die unter Verwendung von Klangattrappen erhoben wurden, sollte ein entfernungsbasierter Datenfilter mit einem hypothetischen Aktionsraum von 3 km als Fehlerkorrektur der genannten Überschätzung grundsätzlich angewendet werden. Für die Methodik von Habitatmodellierungen ergibt sich aus den Erkenntnissen, dass verwendete Erfassungsdaten mit Filtertechniken auf mögliche Fehlerquellen untersucht und gegebenenfalls ausgesondert werden sollten. Mit dieser Korrektur kann Schwächen, die aus diesen Verzerrungen resultieren, entgegengewirkt werden. Darüber hinaus kann

einer möglichen Überanpassung durch eine räumliche Korrelation (Phillips *et al.* 2006) entgegengesteuert werden. Hier eignet sich ein auf dem artspezifischen Aktionsradius begründeter Distanzfilter, um Mehrfachregistrierungen auszuschließen. Ist nicht bekannt, ob die Art auf Grund von ökologischen Zusammenhängen ein häufigeres Vorkommen in Bereichen des Verbreitungsgebiets aufweist, so stellt die Erzeugung einer Bias - Datei eine empfohlene Methode der Bewertung von Erhebungsfehlern dar (Kramer-Schadt *et al.* 2013). Grundsätzlich ist bei der Vorbereitung der Daten für Habitatmodellierungen ein Zufallsfilter angebracht, wenn der Datensatz nicht streng systematisch erhoben wurde. Damit werden die Datenbasis und die resultierenden Modellaussagen verbessert, indem auch Erfassungslücken oder unterrepräsentierte Bereiche relativiert werden.

Eine Bewertung der Modellergebnisse aus den verschiedenen Datensätzen impliziert folglich für das Monitoring von Arten, dass die zufällige Erfassung im Gesamtgebiet für Habitatmodellierungen eine bessere Datengrundlage liefert als die flächendeckende intensive Erhebung in einem Teilausschnitt. Für die Monitoring-Praxis implizieren die Ergebnisse, dass bei Erfassungen, die wegen des zu hohen Aufwands nicht flächendeckend durchzuführen sind, eine zufällig angelegte Stichprobenerfassung die beste Möglichkeit darstellt, gute Daten für eine Art-Areal-Untersuchung mit MaxEnt zu gewinnen.

## 4.2 Geeignetes Habitat im Bundesland Niedersachsen

Wenn eine Population nicht „gesättigt“ ist und es unbesiedeltes Gebiet im Untersuchungsraum gibt, sagt MaxEnt hier das Vorkommen der Art voraus (Elith & Leathwick 2009). Zur Interpretation der Eignung als Lebensraum wurde die mit MaxEnt berechnete relative Wahrscheinlichkeit, die Art in einem Gebiet zu beobachten, ab dem verwendeten modellabhängigen Schwellenwert betrachtet. Für den Vergleich wurde der aus den nach Aktionsraum gefilterten Gesamtdaten zufällig ausgewählte Datensatz verwendet, der die größte Übereinstimmung der vorhergesagten Verbreitungsgebiete mit dem realisierten Artvorkommen aufwies. Aus den Habitatmodellen werden wenige Lebensräume mit Habitateignung im Untersuchungsgebiet vorhergesagt, die nicht besiedelt sind. Das ausschließlich aus Habitatfaktoren generierte Modell führt zu einer klaren Abgrenzung der vorhergesagten Verbreitungsregionen. Der starke Einfluss der Bewaldungsfaktoren führt bei diesen Modellen zu der klaren Eingrenzung auf diese Lebensräume. Bei den kombinierten Modellen zeigt sich demgegenüber eine Überschätzung des vorhergesagten Verbreitungsgebiets.

Da die Aussagefähigkeit einer MaxEnt Modellierung immer auf die untersuchten Faktoren und auf den zeitlich untersuchten „Ist-Zustand“ während der Datenerfassung beschränkt ist, bilden solche Modelle einen „Schnappschuss“ der Art-Areal-Beziehungen ab (Guisan *et al.* 2002). Für die vorhergesagten Lebensräume am Rand des Artareals wäre eine Kartierung sinnvoll, um zu bewerten, ob sich die Südverschiebung der Verbreitungsgrenze weiter fortsetzt oder ob es sich um Erfassungslücken der Kartierung handelt. Insgesamt sind diese Bereiche als besonders wertvoll zu betrachten, da sie wichtige Vernetzungsfunktionen zu den nördlicher gelegenen Populationen erfüllen. Für die gesamte nördliche Hälfte des Bundeslandes ab der Trennlinie auf der Höhe von Hannover und Braunschweig ist der Anteil von Lebensräumen, die als für die Art geeignet bewertet werden können, sehr gering. Es handelt sich um kleine und wenig vernetzte Waldbereiche.

### 4.3 Einfluss der Prädikatoren auf die Verbreitung

Die Untersuchung der hintergründigen Ursachen für die Verbreitung des Grauspechts in Niedersachsen führt zu einer Erklärung der Begrenzung der Art auf den südlichen Teil des Bundeslandes aus der Bewaldungsstruktur. Von Bedeutung sind dabei maßgeblich die Verteilung von Laubwald sowie das Vorkommen von Standorten, die seit mindestens 200 Jahren kontinuierlich bewaldet sind (historisch alter Wald). Zusammengenommen haben diese beiden Habitat-Faktoren einen durchschnittlichen Anteil von 72,69 % an der Erklärung der Artverbreitung in den mit verschiedenen Datensätzen erzeugten Habitatmodellen. In Niedersachsen werden vorzugsweise Laubwälder als Lebensraum durch den Grauspecht besiedelt. Artvorkommen in Nadelwald treten selten auf und sind für diesen Waldtyp im Bundesland bisher in Höhenlagen nachgewiesen worden (Späth 2009). Es zeigt sich eine starke Verbindung des Grauspecht-Vorkommens mit Standorten, die den Status historisch alter Wald besitzen. Neben der Verteilung von Laubwäldern im Bundesland, die in Norddeutschland weniger zu finden sind als im südlichen Landesteil, ist das Fehlen der alten Waldstandorte außerhalb des Verbreitungsgebiets als wichtigste Ursache für die Restriktion der Art anzusehen. Im norddeutschen Tiefland existieren sehr wenig historisch alte Wälder (Mölder *et al.* 2016). Von den insgesamt 1.204.591 ha Waldfläche in Niedersachsen macht historisch alter Wald mit 40.387 ha 3,35 Prozent aus. Unterteilt man das Untersuchungsgebiet auf der Höhe der Verbreitungsgrenze, so befinden sich 32,5 Prozent dieser alten Waldstandorte im nördlichen und 67,5 Prozent im südlichen Abschnitt. Die Kontinuität der Bewaldung stellt einen Faktor für besondere Artenvielfalt dar (Mölder *et al.* 2016) und es gibt vielzählige Arten aus den Tierklassen Amphibien, Chilopoden, Insekten und Schnecken, die ausschließlich in historisch alten Wäldern vorkommen (Assmann *et al.* 2013). Für den Grauspecht wird deutlich, dass den seit mehr als 200 Jahren bewaldeten Standorten eine sehr hohe Bedeutung als Lebensraum zukommt. Nach diesen Erkenntnissen kann das Fehlen der Art nördlich der Arealgrenze auf die historische Entwaldung im norddeutschen Tiefland zurückgeführt werden.

Eine gemäßigte Höhenlage ist aus den Ergebnissen der verschiedenen Modelle für den Grauspecht als begünstigende Komponente anzusehen. Dieser Zusammenhang kann aus einer indirekten Auswirkung dieses Faktors auf die Nahrungsverfügbarkeit interpretiert werden. Das Relief ist mit Geländestrukturen wie Steilhängen und offenen

Felsbereichen korreliert, die als Mikrohabitate den Artenreichtum und die Siedlungsdichte von Ameisen beeinflussen (Bernadou *et al.* 2013). Auch ein positiver Zusammenhang der Artenzahl von Baumarten mit der Steigung konnte in vorhergehenden Studien festgestellt werden (da Silva *et al.* 2008). Die Vielfalt an Baumarten erweist sich als bedeutend für die Habitatselektion des Grauspechts in der hier vorliegenden Arbeit und kann als einer der Faktoren angesehen werden, auf den das Relief potenzierend wirkt. Als Ursache für die Arealbegrenzung der Art kommt der Geländehöhe eine untergeordnete Rolle zu.

Wenn Multikollinearität in MaxEnt Modellen berücksichtigt wird, ist häufig ein Schwellenwert willkürlich definiert ( $r_{Pearson} = 0,75$ : Kumar und Stohlgren 2009, Kramer-Schadt *et al.* 2013,  $r_{Spearman} = 0,7$ : Braunisch *et al.* 2013). Würde man diesen Schwellenwert anwenden, würde in dieser Untersuchung keine der Variablen Relief und Frosttage aus den kombinierten Modellen entfernt. Dennoch wird in diesen Modellen deutlich, dass die Anzahl der Frosttage im Vergleich zum Relief weniger Gewicht in der Vorhersage der Artverbreitung hat. In vielen Fällen ist es in der Praxis schwierig, eine gut begründete Lösung zwischen statistisch suffizient und biologisch stichhaltig zu finden. Eine Betrachtung der berechneten logistischen Antwortkurven zeigt, dass diese für beide Variablen synchron verlaufen, was darauf hindeutet, dass dieser Zusammenhang dennoch als Kollinearitätseffekt zu bewerten ist. Betrachtet man lediglich an den Präsenzpunkten der Grauspechte die Korrelation zwischen den beiden Variablen, so ist diese mit  $r_{Spearman} = 0,85$  höher als im Untersuchungsgebiet insgesamt und wird somit als verstärkender Faktor interpretiert. Diese Relation könnte die Überschätzung der vorhergesagten Artverbreitung in den kombinierten Modellen erklären.

Die Klimamodelle weisen die höchste Varianz in der Gewichtung der Variablen auf. Bei unterschiedlicher Filterung der Datensätze verschiebt sich hier am häufigsten die Priorität der Prädiktoren. Die Anzahl der Frosttage zeigt in den Modellen den größten Einfluss auf die niedersächsische Artverbreitung in fünf von den sechs berechneten Klimamodellen. Das aggregierte ungefilterte Szenario fällt hier heraus. Dadurch, dass die klimatischen Variablen weniger ausgeprägte regionale Abgrenzungen aufweisen und auch in einer größeren räumlichen Auflösung vorliegen, sind die mit MaxEnt generierten Vorhersagen geeigneten Lebensraums nicht so scharf abgegrenzt wie in den Habitatmodellen. Die in diesen Modellen festgestellte Präferenz von Lebensräumen, die sich durch eine größere Anzahl an Frosttagen auszeichnen,

können Vermutungen aus der Literatur bestätigen, nach denen der Grauspecht gegenüber dem Grünspecht als überlebensfähiger in kalten Wintern dargestellt wird (Bauer *et al.* 1995, Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, Müller 2011). Die Dokumentation dieser größeren Winterhärte basiert bisher auf Einzelbeobachtungen beziehungsweise der Interpretation des allgemeinen Bestandstrends nach dem Brutvogelatlas in Zusammenhang mit Witterungsdaten. Hier fehlt eine systematische Untersuchung der Nischenunterschiede beider Arten im globalen Verbreitungsgebiet vor dem Hintergrund dieser ungeklärten Fragen.

In den kombinierten Modellen gelingt unter Einbindung der klimatischen Variablen die Abgrenzung auf die realisierten Habitate gegenüber den ausschließlichen Habitatmodellen schlechter. Doch gut vergleichbar ist der Anteil der beiden Bewaldungsvariablen Laubwald und „Alter Wald“ an der Erklärung der Artverbreitung, die in diesen Modellen zusammengenommen 80 Prozent ausmachen.

**KAPITEL 4: ANALYSE DER SITUATION DES  
GRAUSPECHTS IN NIEDERSACHSEN**

## 1 EINLEITUNG UND UNTERSUCHUNGSZIELE

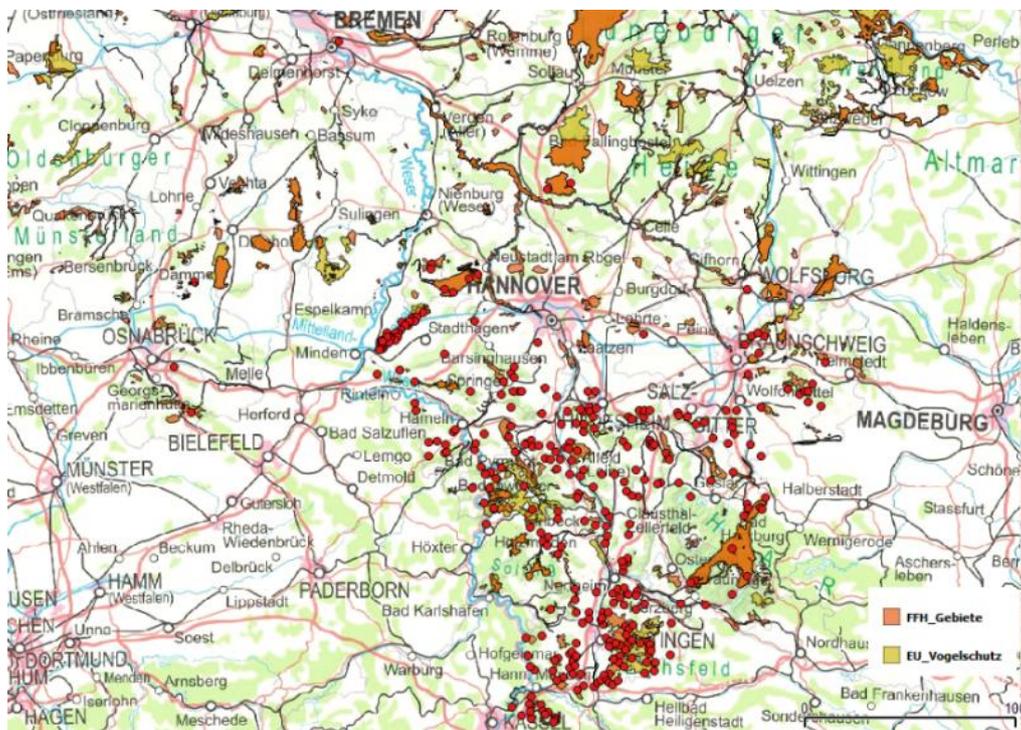
Die Erkenntnisse der Habitatanalyse im Kapitel II über die Lebensraumansprüche der Art und über die Faktoren für die Artverbreitung im Kapitel III werden im folgenden Kapitel auf aktuelle Schutzmaßnahmen bezogen. Es finden sich ungenaue Literaturangaben darüber, welcher Anteil der Grauspechtpopulationen in niedersächsischen Schutzgebieten liegt und es werden Werte zwischen 20 und 50 Prozent geschätzt (NLWKN 2009). Für den Grauspecht kann rund um Göttingen ein rückläufiger Bestandstrend festgestellt werden. Von den 2005 kartierten Grauspecht-Vorkommen konnten insbesondere in kleinen Waldfragmenten zehn Brutpaare im Jahr 2013 nicht mehr aufgefunden werden (siehe Anhang Abb. 64). Ganz Niedersachsen betreffende Populationsveränderungen, nicht nur im Bereich der Verbreitungsgrenze, zeigen immer noch drastische Rückgänge der Brutpaare in diesem Bundesland (Krüger *et al.* 2014). Auf Grund der bestehenden Wissenslücken zu den Lebensraumansprüchen und Ursachen der Populationsrückgänge ist eine Bewertung und Überarbeitung der aktuellen Schutzmaßnahmen nötig (Südbeck 2009). Diese Arbeit soll zu einer notwendigen Entwicklung von geeigneten Steuerungsmaßnahmen der Waldbewirtschaftung unter der Berücksichtigung der Lebensraumansprüche des Grauspechts beitragen (siehe 2.2, 2.3.1 und 2.4). Drei Kernfragen werden hierzu untersucht und diskutiert:

- Stellen die aktuellen Naturschutzmaßnahmen sicher, dass die benötigten Lebensraumstrukturen zur Verfügung stehen?
- Inwiefern besteht Verbesserungsbedarf und Konkretisierung der Maßnahmen?
- Wie gut ist die Schutzgebietsabdeckung für die Art und welche Mindestanforderungen können für Habitate insbesondere zum Erhalt der Populationen in Wirtschaftswäldern abgeleitet werden?

## 2 SITUATION DES GRAUSPECHTS IN NIEDERSACHSEN

### 2.1 Schutzgebietsabdeckung

Literaturangaben zu Folge fand man 20 - 50 % der niedersächsischen Grauspecht-Population im Jahr 2005 in Schutzgebieten (Südbeck *et al.* 2008). Wertet man die 318 Fundpunkte aus der niedersachsenweiten Erfassung der Spechtart aus, liegen 38 % (122 Registrierungen) innerhalb der EU-Vogelschutzgebiete und FFH-Gebiete. Hier muss allerdings von einer Überschätzung ausgegangen werden. Zum einen gibt es Erfassungslücken, da die Kartierung nicht flächendeckend durchgeführt worden war, die aller Wahrscheinlichkeit nach vermehrt außerhalb der durch Vogelmonitoring gut erfassten Schutzgebiete liegen. Zum anderen zeichnet sich in vielen Gebieten eine Überkartierung ab. Am Gebiet „Schaumburger Wald“ südwestlich von Hannover zeigt sich dieses besonders deutlich. Eine Mehrfachkartierung von Brutpaaren führt dort zu einer starken Häufung von Artnachweisen innerhalb der Schutzgebiete. Eine geringere Schutzgebietsabdeckung der Grauspechtpopulationen in Niedersachsen ist abzuschätzen. Allerdings sind Populationsverluste insbesondere außerhalb von Schutzgebieten als häufiger anzunehmen.



**Abb. 56:** Geographische Abbildung der Grauspechtfunde (rote Punkte) der landesweiten Kartierung in Niedersachsen und Lage der Schutzgebiete: FFH-Gebiete (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) und EU-Vogelschutzgebiete

Dem Grauspecht wird in der niedersächsischen Strategie zum Arten- und Biotopschutz die höchste Priorität zugesprochen. Als FFH - Art nach Anhang I müssen für ihn Schutzgebiete ausgewiesen werden, in denen der er wertbestimmende Art ist. Für diese Gebiete ist er folglich von hervorgehobener Bedeutung und diese sollten so betreut sein, dass die artspezifischen ökologischen Bedürfnisse erfüllt sind. In Niedersachsen wurden sechs solche Gebiete ausgewählt.

EU - Gebietsnummer	Name	Grauspechte 2005
V 67	Schaumburger Wald	28 (9-10*)
V 48	Laubwälder zwischen Braunschweig / Wolfsburg	2
V 55	Solling	0
V 42	Steinhuder Meer	4
V 47	Barnbruch	0
V 12	Hasbruch	0

Tab. 37: EU – Vogelschutzgebiete, in denen der Grauspecht wertbestimmende Art ist und zugehörige Grauspechnachweise aus 2005, \*tatsächlich angenommenes Vorkommen

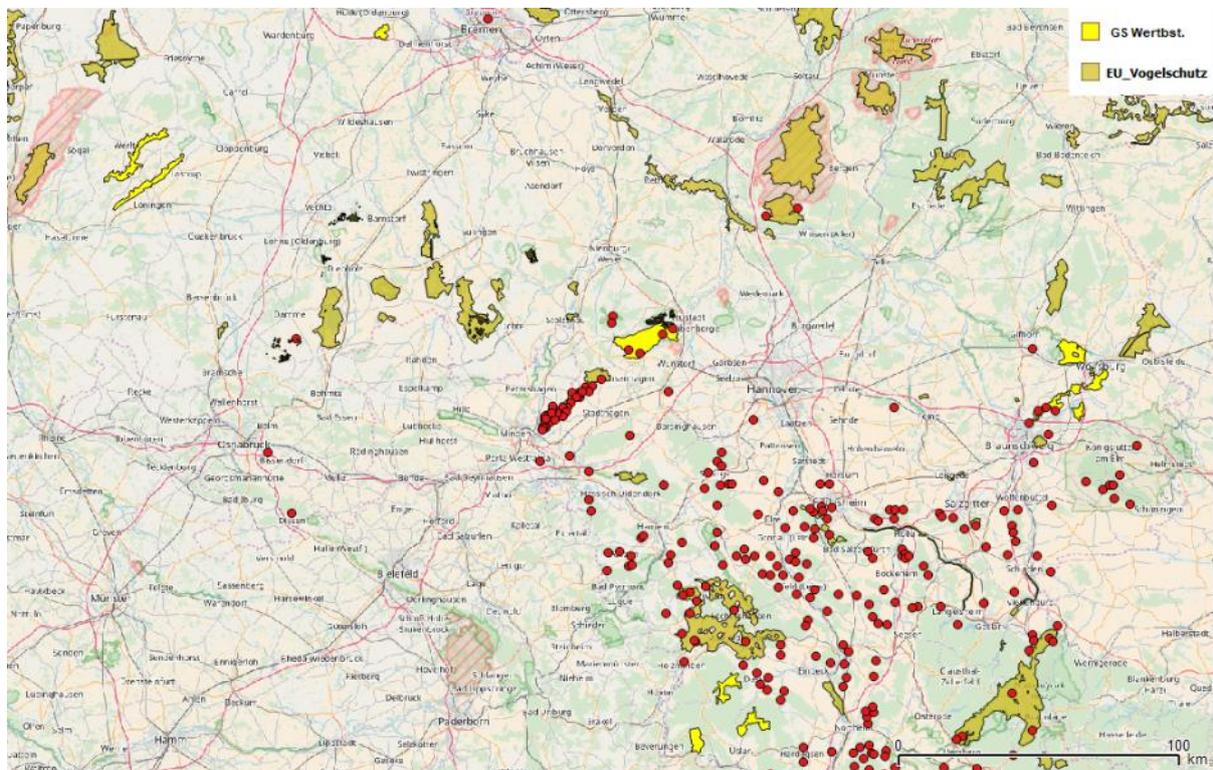


Abb. 57: Geographische Abbildung der Grauspechtfunde (rote Punkte) in Niedersachsen und Lage der Schutzgebiete, in der Picus canus wertbestimmende Art ist (gelb hervorgehoben)

In drei der niedersächsischen EU-Vogelschutzgebiete, in denen der Grauspecht wertbestimmende Art ist, wurde er 2005 nachgewiesen. Insgesamt wurden dabei 34 Grauspechtpaare kartiert, davon 28 im Schaumburger Wald (V 67). Diese extrem hohe Dichte geht nach Interpretation von Aktionsräumen auf Mehrfachregistrierungen zurück. Wenn man die Lage der Punkte im Einzelnen betrachtet und eine sehr kleine Reviergröße von einem Quadratkilometer annimmt, so kommt man auf 9 - 10 Brutpaare, wenn man hoch greift. Als Ursache ist der Einsatz von Klangattrappen in der durchgeführten Revierkartierung anzusehen (vgl. Südbeck *et al.* 2005). In den weiteren drei Gebieten Hasbruch, Barnbruch und dem Solling wurden hingegen keine Grauspechte gefunden. Hier bestehen Defizite in der Auswahl der prioritären Regionen zum Schutz der Art.

## 2.2 Naturschutzstrategie in Niedersachsen

In der Niedersächsischen Strategie zum Arten- und Biotopschutz sind Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen für den Erhalt des Grauspechts vorgesehen (NLWKN 2009). Fünf Maßnahmen im Rahmen der Vollzugshinweise für Brutvogelarten sollen dazu inner- und außerhalb der EU-Schutzgebiete dienen. Inwieweit diese Ausführungsbestimmungen für eine Sicherung und Wiederherstellung der erforderlichen Lebensraumstrukturen für den Grauspecht geeignet ist, wird in diesem Kapitel im Einzelnen diskutiert.

- Die erste Maßnahme orientiert sich an den bisher bekannten Lebensraumansprüchen des Grauspechts. Mehrere Erhaltungsziele finden darin Berücksichtigung: „Ein Netzwerk an alten strukturreichen Laubwäldern auf großer Fläche zu fördern, den Laubwaldanteil zu erhöhen sowie Lücken, Blößen und Lichtungen im Wald zu erhalten und zu fördern“. Hier wären konkretere Richtwerte für die einzelnen Landschaftsfaktoren anzustreben. Als Grundlage bieten sich die von Flade entwickelten Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung in Buchenwäldern an, die für Natura 2000 - Gebiete empfohlen werden (Flade *et al.* 2004). Die dort festgelegten Bewirtschaftungsstrategien stellen für den Grauspecht geeignete Maßnahmen dar, um Orientierungswerte für den Erhalt von wichtigen Lebensraumstrukturen zu definieren, wie die Ergebnisse der hier vorliegenden Untersuchung bestätigen.

Als Zielstärke für die forstwirtschaftliche Nutzung formuliert Flade hier als Richtwert einen BHD von mindestens 65 cm. Auch über die Schutzgebiete hinaus sollte ein hoher Erntezieldurchmesser zum Erhalt der Populationen durchgesetzt werden.

- Die zweite Maßnahme sieht den „Erhalt bzw. die Entwicklung vielschichtiger Uraltwälder, Naturwälder und Auwälder“ vor und kann zur langfristigen Sicherung einzelner Vorkommen der Art beitragen. Sie wird sich jedoch auf Grund der kleinen Flächen und der großen erforderlichen Zeitspanne für die Entstehung weiterer solcher Areale kaum auf die Populationsentwicklung auswirken.
- „Der Schutz von Höhlenbäumen und Höhlenzentren durch einzelbaum- bzw. gruppenweise Herausnahme aus der forstlichen Nutzung“ stellt die dritte Maßnahme dar und findet in der Praxis im Untersuchungsgebiet die beste Umsetzung. Sie sichert die Brut- und Schlafplätze, die nach den Erkenntnissen zu den Lebensraumsansprüchen (3.7.7) einen geringen Anteil der für Art erforderlichen Lebensraumstrukturen ausmachen.
- Die vierte Maßnahme umfasst „den Erhalt und die Förderung von lockeren, aufgelichteten Waldrandstrukturen magerer Standorte“. Diese Landschaftsbereiche mit hoher Bedeutung für den Grauspecht zu fördern, stellt eine wichtige Priorität im Management für die Art dar. Nach einer Beurteilung aus den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung müssen diese Übergangsbereiche zwischen Wald und Grünland nicht zwingend aufgelockert sein. Wichtiger erweist sich das Angebot von alten Laubbäumen in unmittelbarer Nähe zu ameisenreichen Nahrungsflächen in den Lebensräumen. Auch geschlossene Waldränder an mageren angrenzenden Habitaten wurden intensiv genutzt (siehe dazu auch Gorman 2004). In dieser Maßnahme sollten zusätzlich besondere Strukturen berücksichtigt werden, von denen Grauspechte profitieren. Eine Erhaltung und Förderung von Landschaftselementen mit Weichhölzern (insbesondere Weiden und Pappeln) in Waldnähe bis 300 m sind für den Grauspecht zur Nahrungssuche und für die Anlage von Bruthöhlen nach Beobachtungen in dieser Arbeit von Bedeutung.

In den Erhaltungszielen für die Art werden besonders magere extensiv genutzte Standorte, unbefestigte Wege im Wald und Streuobstwiesen benannt. In den

Maßnahmen wird dagegen lediglich allgemein eine Förderung von mageren Standorten formuliert. Es fehlt hier eine Definition der Biotoptypen und Landschaftselemente, die erhalten und gefördert werden sollen, um eine konkrete Umsetzung in den Schutzinstrumenten zu ermöglichen. Schwerpunktmäßig sollten extrem magere ameisenreiche Standorte erhalten und gefördert werden. Als solche sind nach bisherigen Kenntnissen Basalttrockenrasen, Magerrasen und Kalktrockenrasen besonders arten- und dichtereich (Seifert 2009b). Der Verzicht auf eine Düngung und Pestizideinsatz ist in solchen Biotopen Voraussetzung für die Förderung von ameisenreichen Habitaten. Ein extensives Weidemanagement ist für den Grauspecht auf solchen Grünlandtypen als günstig zu bewerten. Ob die Förderung von Streuobstwiesen tatsächlich geeignet ist, um den Grauspecht zu fördern, bedarf dringend weiterer Untersuchung. Eher scheint der Grünspecht von Streuobstwiesen zu profitieren.

- Als fünfte Maßnahme ist „der Erhalt und eine Förderung des Totholzangebots (Einzelbäume und Areale / Habitatbaumgruppen)“ vorgesehen. Um auch dieser Maßnahme genauere Richtwerte vorzugeben, können die Empfehlungen von Flade zu Grunde gelegt werden:

1. Stehendes Totholz von mindestens  $1 \text{ m}^2 / \text{ha}$  (in der hier vorliegenden Untersuchung  $0,5\text{-} 1 \text{ m}^2 / \text{ha}$ )
2. Liegendes Totholz  $> 15 \text{ cm}$  am starken Ende mit  $25 \text{ m}^3 / \text{ha}$  (in der hier vorliegenden Untersuchung gemessen in Stammzahl pro Hektar mit  $0,4$  Totholzstücken  $> 25 \text{ cm}$  Durchmesser / ha)

Auf den Grauspecht bezogen sollten besonders liegende Stücke ab  $50 \text{ cm}$  Durchmesser am starken Ende gefördert werden.

Im Weiteren werden in der Strategie die Schutzinstrumente zur Umsetzung festgelegt. Diese beziehen sich mit dem ersten Punkt, der investiven Förderung urwaldähnlicher Laubwälder, vorzugsweise auf die Vogelschutzgebiete erster Priorität, in denen der Grauspecht wertbestimmende Art ist. Investiv bedeutet dabei die längerfristig Nutzen stiftende Geldausgabe. Diese Maßnahmen schließen bei großzügiger Bewertung, die Erfassungslücken der Kartierung nicht berücksichtigt, höchstens 5 Prozent der Population (16 Brutpaare) ein. Die EU-

Vogelschutzgebiete, in denen der Grauspecht keinen Status als wertbestimmende Art besitzt, decken einen größeren Teil der Population ab. Die weiteren Schutzinstrumente sehen Maßnahmen des Vertragsnaturschutzes im Wald sowohl in den EU-Vogelschutzgebieten als auch in Regionen der Schwerpunktorkommen vor. Auch eine weitere Ausweisung von Naturschutzgebieten soll erfolgen. Diese Vertragsmaßnahmen sind in der „Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen in den Ländern Niedersachsen und Bremen“ (Nds. MBl. 2011) festgelegt und bezuschussen Erstaufforstung, Einkommensverlustprämie, naturnahe Waldbewirtschaftung, forstwirtschaftlichen Wegebau, Holzkonservierungsanlagen, Waldschutzmaßnahmen und Waldumweltmaßnahmen. Diese Maßnahmen können zum Erhalt der Grauspechtpopulationen wirksam beitragen, wenn sie auf großer Fläche durchgeführt werden. Eine gezielte Steuerung ist hier jedoch nicht gegeben, da die Förderung bei Bedarf für singuläre Aktionen beansprucht werden kann.

In den Maßnahmen und Schutzinstrumenten findet der forstwirtschaftliche Erntezieldurchmesser keine Berücksichtigung. Auf Grund der aktuellen Entwicklung der Holzwirtschaft (Knauf & Frühwald 2011) sollte einem Steuerungsinstrument hierzu Priorität eingeräumt werden. Im Regierungsprogramm „Langfristige ökologische Waldentwicklung in den niedersächsischen Landesforsten“ (LÖWE) sollen in vermehrtem Umfang und möglichst flächendeckend alte und starke Bäume einzeln, in Gruppen oder Kleinflächen erhalten werden. Von einer guten Durchführung dieses Programms kann der Grauspecht langfristig profitieren. Sie ist als wichtige Naturschutzmaßnahme für die Art unter dem Gesichtspunkt des Erhalts großflächiger vernetzter Populationen anzusehen. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung unterstreichen die hohe Bedeutung von Starkholz (4.6) und von kontinuierlich bewaldeten Standorten (4.3) für Grauspecht-Lebensräume. Eine Förderung und Sicherung solcher Wälder sollte für die Naturschutzstrategie für Niedersachsen höchste Priorität haben.

## **2.3 Habitat-Situation des Grauspechts**

### **2.3.1 Der Wirtschaftswald als Lebensraum**

Die Nutzung von Wäldern naturschutzverträglich zu gestalten ist eine Schlüsselaufgabe, der sich sowohl der Naturschutz als auch die Forstwirtschaft

stellen müssen (Scherzinger 1996). Buchenwälder, die den in Deutschland verbreiteten Waldtyp darstellen, würden als potentiell natürliche Vegetation auf basischen Böden als Waldmeister-Buchenwald in seinen verschiedenen Ausprägungen an vielen Standorten vorkommen (BfN / BMUB 2013).

Es gibt viele nicht messbare Faktoren des Ökosystems, die das Überleben von Populationen beeinflussen (Schaffer 1981). Dazu gehören Umweltfaktoren, die lokale Zusammensetzung der Insektengesellschaften, die Konkurrenz mit anderen Arten und die Präsenz von Prädatoren. Ist der Lebensraum einer Art ausreichend groß, können solche Effekte abgepuffert werden (Soulé 1987). Die Voraussetzung für den Erhalt von Tierpopulationen ist ein ausreichendes Vorkommen von Ressourcen, die nutzbar sind (Manly 2002). Für den Grauspecht bedeutet dieses, in unseren wirtschaftlich genutzten Wäldern ein ausreichendes Vorkommen von Starkholz in Wäldern zu gewährleisten. Nur so können die 65 bis 70 Prozent der niedersächsischen Population bestehen, die ihren Lebensraum in Wirtschaftswäldern haben, was eine erforderliche Grundlage für den Erhalt der Art in diesem Bundesland darstellt.

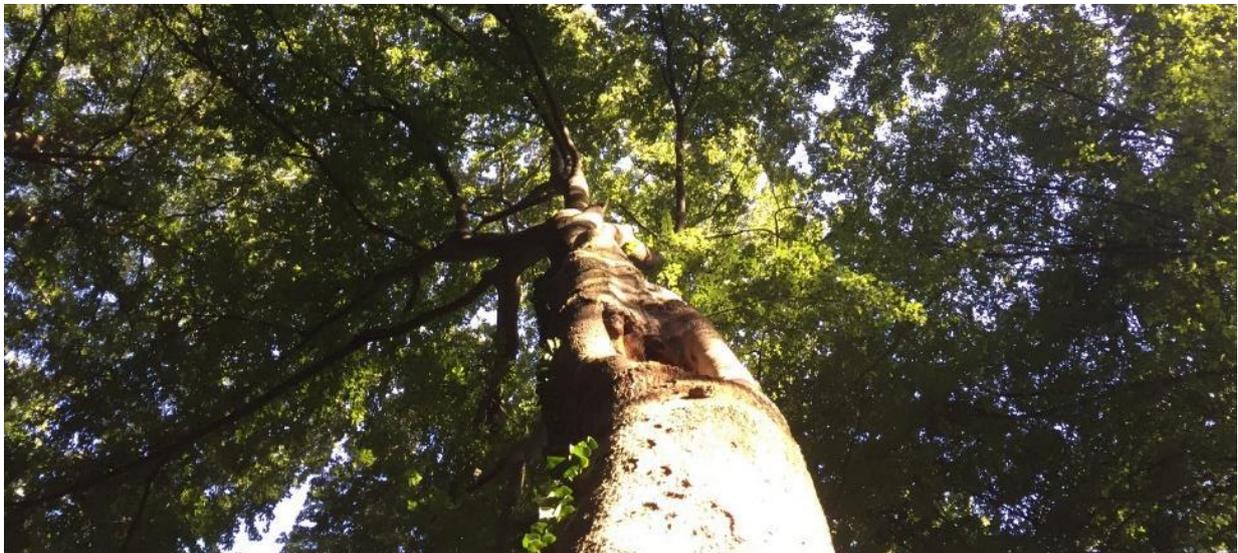
Als Faktor für die Dichte und den Artenreichtum stellt das Alter von Waldbeständen ein wichtiges Merkmal der Habitatqualität für alle waldbewohnenden Spechtarten dar (Wübbenhorst & Südbeck 2002). Es ist darüber hinaus als ein entscheidender Faktor für das Überleben für den Grauspecht in der Jahreszeit Winter zu erachten (Edenius *et al.* 1999, Gorman 2004). Buchendominierte Bestände machen 14 % der Waldfläche Deutschlands aus, lediglich 0,85 % davon sind älter als 160 Jahre (BfN 2016). In der vorliegenden Untersuchung erweist sich der Bestand an Starkholz als einer der wichtigsten Faktoren für die Eignung eines Waldes als Lebensraum für die Art. Dabei zeigt sich, dass ein Wirtschaftswald die Anforderungen an ein Grauspecht-Habitat erfüllen kann. Der derzeitige steigende enorme Druck auf Holz als Wirtschaftsressource wird zu einer noch stärkeren Ausweitung der Nutzung von Waldholz führen (Knauf & Frühwald 2011). Mit einer Herabsetzung der Erntedurchmesser von Buchenholz und der verstärkten Entnahme von Eichen auf Grund des aktuell hohen Holzpreises (vgl. Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2017) sind Forstwirte derzeit konfrontiert.

Einheitliche junge Waldbestände von weniger als etwa achtzig Jahren werden von Grauspechten in der vorliegenden Studie gemieden. Je großflächiger diese sind, desto größer ist der Zerschneidungseffekt, den sie damit im Lebensraum verursachen. Es ist sinnvoll, in der Bewirtschaftung eine kleinräumige Abwechslung von Verjüngungsflächen in die Bestände einzubringen. Derzeit führt die intensive

forstwirtschaftliche Nutzung der Buche dazu, dass großflächig Wälder aus Baumindividuen von weit weniger als einem halben Meter Brusthöhendurchmesser bestehen. Sie beinhalten dann nicht mehr die erforderlichen Lebensraumressourcen. Wenn vereinzelte Altholzinseln unter Schutz gestellt werden, kann eine Lebensraumqualität damit nicht gesichert werden. Bezogen auf die Aktionsräume der Art muss ein Bestand von drei bis vier Quadratkilometern mit ausreichender Lebensraumqualität gewährleistet sein. Die Umsetzung forstwirtschaftlicher Maßnahmen beansprucht lange Zeitspannen. Den Grauspecht können wir in unseren Wirtschaftswäldern nur erhalten, wenn langfristig ein Gleichgewicht zwischen Verjüngung und Zuwachs besteht. Eine Möglichkeit, den Grauspecht dort zu fördern, wo das Starkholz fehlt, könnte die Einmischung von Baumarten sein, die bereits in geringen Durchmesserklassen einen Wert als Nahrungsressource für die Art besitzen. Das können die Linde oder der Spitzahorn sein, die nach etwa 60 Jahren dieses Alter erreichen können. Die Hainbuche hat bereits etwa mit 50 Jahren einen Stammumfang, in dem sie als Nahrungsbaum genutzt wird. Berücksichtigt werden sollte außerdem die aktuelle Abnahme der Eiche in niedersächsischen Waldbeständen (Hauck 2016), die hier derzeit 10,8 % der Waldfläche bestockt (Jedicke & Hakes 2005). Diese Baumart ist für den Grauspecht als Nahrungsressource von Bedeutung. In Waldbeständen mit besonders hoher Populationsdichte der Spechtart weist sie einen hohen Anteil auf. So zum Beispiel im Schaumburger Wald mit ca. 32 % Eichenanteil zum Teil aus Hutewalderbe (Information des Fürstlichen Forstamts Bückeberg nach Stand 2017). Über den Erhalt der kulturhistorisch gewachsenen Eichenwälder wird kontrovers diskutiert. Niedersachsen ist stark vom Eichensterben betroffen, das als Zusammenspiel von Schädlingsbefall und Witterungsextremen besonders Altbestände der Baumart betrifft (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt 2011). Der Rückgang dieser Baumart, die besonders vielen phytophagen Insekten Lebensraum bietet (Jedicke & Hakes 2005), wird Auswirkungen auf die Lebensräume des Grauspechts zur Folge haben. Auf die Habitatqualität bezogen kann dadurch ein Verschlechterungseffekt eintreten, wenn diesem Trend nicht entgegengesteuert wird. Die Förderung von anderen geeigneten Baumarten (siehe 2.3.4) kann als Kompensationsmaßnahme in Betracht gezogen werden. Hinsichtlich der Waldbewirtschaftung können nur wenige konkrete Vorgaben aus der FFH-Richtlinie abgeleitet werden (Winkel *et al.* 2009).

### 2.3.2 Die Hauptbaumart Rotbuche

Als Hauptbaumart dominiert die Rotbuche das Verbreitungsgebiet des Grauspechts in Mitteleuropa. Als Nahrungsressource und häufigste Baumart für die Anlage von Bruthöhlen (Keicher 2007, Südbeck 2009) nimmt sie eine Schlüsselfunktion im Lebensraum des Grauspechts ein. In 55 Prozent der Beobachtungen, die zur Nahrungssuche des ganzjährig telemetrierten Weibchens gemacht werden konnten, wurde die Rotbuche aufgesucht (3.3.2). Es besteht im Hinblick auf diese Spezies der Bedarf an Bäumen mit Schadstellen, um das Nahrungsangebot sowie ein ausreichendes Substratangebot für die Höhlenanlage zu decken.



**Abb. 58:** Rotbuche mit Schadstelle im Grauspecht-Habitat

Der steigende Nutzungsdruck der Holzwirtschaft betrifft die Rotbuche besonders, was zu einer Herabsetzung des Zieldurchmessers führt. Erst ab einem Mindestanteil an Starkholz der Rotbuche in einem Bestand erreicht der Wald im Untersuchungsgebiet eine Eignung als Lebensraum für den Grauspecht.

Wirtschaftlich beurteilt stellt ein punktueller Nutzungsverzicht offenbar das Management mit der geringsten Verminderung des Holzaufkommens dar (Schmack *et al.* 2013). Für den Grauspecht ergibt sich hier jedoch die Gefahr, dass diese Flächen zu klein sind, um ein ausreichendes großes Habitat zu gewährleisten. Im Stadtwald Göttingen wird auf die forstwirtschaftliche Nutzung von Bäumen der Holzgüteklasse C<sub>gw</sub> verzichtet. Durch Fehler ist dieses wertgeminderte Holz der Güteklasse C noch industriell nutzbar; „gw“ bezeichnet als geringwertig stark astige, abholzige oder drehwüchsige und kranke Stücke mit tiefgehenden faulen Ästen, Rot- und Weißfäule

oder sonstigem wesentlichen Pilz- oder Insektenbefall. In dieser Qualität erwirtschaftet eine Rotbuche im Vergleich zur Güteklasse B etwa die Hälfte des Nettogewinns (vgl. Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2017). Damit stellt es eine kostengünstige Naturschutzmaßnahme dar und der Grauspecht profitiert von diesen wertgeminderten Bäumen im Lebensraum besonders.

Ein spezielles Problem stellt die Rotkernbildung bei der Buche dar, die auf Funktionsbeeinträchtigungen des Wasserleitsystems im inneren Kernzylinder zurückgeführt wird, jedoch wenig erforscht ist (Braun *et al.* 2006). Obwohl keine Veränderungen der wesentlichen Holzeigenschaften wie Festigkeit, Quellverhalten und Dauerhaftigkeit eintreten, führt die Abqualifizierung des Holzes zu immensen wirtschaftlichen Verlusten. Mit höherem Alter und stärkerem Stammdurchmesser bei Buchen steigt das Risiko der Rotkernbildung und es erfolgt die Empfehlung, das Wertholzträger den Zieldurchmesser in möglichst kurzer Zeit erreichen sollen (Braun *et al.* 2006). Unter anderem in Niedersachsen haben sich deshalb Buchen-Rotkern-Initiativen zusammengeschlossen, die durch Werbung für die positiven Eigenschaften dieses Holzes der wirtschaftlichen Herabwertung gegensteuern (Koch 2002). Im Hinblick auf den Grauspecht, für den der weitere Verlust von Altbeständen eine Lebensraumverschlechterung darstellt, ist diese Initiative unbedingt zu unterstützen und weiter zu fördern.

### **2.3.3 Die Krise der Esche**

Das durch die Nebenfruchtform eines Schlauchpilzes ausgelöste Eschentriebsterben hat in den letzten Jahren große Bestände in Deutschland befallen (Metzler *et al.* 2013). Die forstwirtschaftlich praktizierte Strategie, infizierte Eschen rechtzeitig aus den Beständen zu entnehmen, stellt einen großen Eingriff in die Laubwaldbestände dar. In der Forstwirtschaft wird derzeit empfohlen, Eschen durch verschiedene andere dem Standort adäquate Laubbaumarten zu ersetzen (Metzler *et al.* 2013, Dörken 2015). Unter den genannten Ersatzbaumarten sind Ahorn, Buche, Erle, Hainbuche, Eiche, Pappel, Linde und Vogelkirsche Zielspezies, von denen der Grauspecht nach den Erkenntnissen aus der vorliegenden Arbeit profitieren würde. Da von totem Holz keine Infektionsgefahr für gesunde Bäume ausgeht (Dörken 2015), ist es aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoll, abgestorbenes Eschenholz mit geringem Wirtschaftswert im Wald zu belassen. Besonders in Zusammenhang mit Licht, das durch das Absterben von Eschen vermehrt einfallen kann, ist hierdurch eine

Steigerung der Diversität in diesen Bereichen zu erwarten (Wermelinger & Duelli 2001). Da absterbende Eschen vom Grauspecht zur Nahrungssuche genutzt werden, könnte die Art möglicherweise zunächst vom Eschensterben profitieren, wenn die kranken Bäume im Bestand belassen würden. Die Folgen der Bekämpfungsmaßnahmen des Eschentriebsterbens in der Forstpraxis werden sich dagegen negativ auf die Waldsituation für den Grauspecht auswirken. Der waldbauliche Eingriff an der Baumart Esche führt aktuell zur schlagartigen und großflächigen Entnahme der in Deutschland vierthäufigsten Waldbaumart (Metzler *et al.* 2013). Damit wird dem Grauspecht ein beträchtlicher Teil der als Nahrungsressource genutzten Baumart entzogen. Als Kompensationsmaßnahme sollten dringend geeignete Bäume, die ausreichende Stammdurchmesser erreicht haben, ausgezeichnet und erhalten werden. Hier eignen sich besonders Linden und Weichhölzer wie Weiden und Pappeln mit einem BHD von mehr als 50 cm. Außerdem kann Starkholz der Rotbuche, der Eiche und des Bergahorns mit einem BHD ab 75 cm gewählt werden, um den Verlust von Eschen im Bestand durch den Erhalt alternativer Nahrungsbäume zu mildern.

### **2.3.4 Einmischung von Baumarten**

Für den Grauspecht ist das Vorkommen von weiteren Baumarten neben der Buche wertvoll und die Auswahl geeigneter Arten kann die Lebensraumqualität gezielt verbessern. Das Einbringen von Mischbaumarten in Buchenbeständen ist nicht nur für diese Spechtart sondern aus forstwirtschaftlicher Sicht zur Risikoverteilung, Stabilisierung sowie der ökonomischen, ökologischen und ästhetischen Aufwertung wichtig (Braun *et al.* 2006). Die Unterschiede in der Präferenz von Baumarten belegen, dass der Grauspecht von verschiedenen Spezies profitieren kann. Dabei muss berücksichtigt werden, dass der Wert einer baumartenspezifischen Förderung von der Baumartenzusammensetzung im gesamten Waldbestand abhängig ist. Sollen daraus Schutzmaßnahmen umgesetzt werden, so muss für jede bevorzugte Baumart festgestellt werden, ob sie geeignet ist. Die Baumarten, die in dieser Untersuchung in Niedersachsen im Lebensraum durch die Grauspechte bevorzugt werden, können nicht unbedingt auf andere Regionen übertragen werden. Eine vom Grauspecht präferierte Baumart regional gezielt zu fördern ist sinnvoll, wenn sie in der Waldgesellschaft regelmäßig vertreten ist. Dementsprechend können Baumarten ausgewählt werden, die bereits regelmäßig vorkommen, wie die Hainbuche oder die Linde im Untersuchungsgebiet. Eine Alternative ist es, für den Grauspecht vorteilhafte

Baumarten auf einer großen Fläche beispielsweise niedersachsenweit zu fördern. Damit kann sichergestellt werden, dass sich die assoziierten Insektengesellschaften etablieren und die Zielbaumarten damit ihre Funktion als indirekte Nahrungsressource erfüllen können. Am effizientesten ist es mit Sicherheit, wenn die Baumarten gefördert werden, die im Bestand bereits am häufigsten vorkommen und für den Grauspecht Schlüsselarten darstellen. Insbesondere kann die Besiedlung durch Insekten in diesem Fall wesentlich schneller erfolgen.

Weichhölzer eignen sich zur Förderung des Grauspechts und tragen durch ihre rissige Rindenstruktur zur Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen während der Winterperiode bei. Gleiches gilt für die vermehrte Einbringung von Linden, Spitzahorn und Eichen. Es zeigt sich, dass Zitterpappeln eine hohe Bedeutung für den Grauspecht haben (Brandt & Südbeck 1998, Gorman 2004). *Populus tremula* werden in Polen und in Norddeutschland vom Buntspecht den sonst ebenfalls bevorzugten Baumarten wie der Wildkirsche vorgezogen (Hardersen *et al.* 2004). Wenn man diese Baumart zur Lebensraumverbesserung für den Grauspecht fördert, so bietet sich dieses im Schaumburger Wald oder den Moorbirkenwäldern des Steinhuder Meers regional an, da Zitterpappeln hier bereits in den Beständen vorkommen. Auch Erlen und Birken, die im Untersuchungsgebiet durch die Grauspechte bevorzugt werden, scheinen einen besonderen Wert zu besitzen und erklären die Affinität der Art zu erlen- und birkenreichen Auwäldern (Bauer & Berthold 1997, Conrads 1967, Gorman 2004).

Die vermehrte Pflanzung der Elsbeere stellt eine mit forstwirtschaftlichen Interessen zu vereinbarende Möglichkeit dar, eine Zielbaumart für den Grauspecht zu fördern. Diese auf Grund ihrer Seltenheit bisher von wenigen Krankheiten befallene und auf rauen Standorten kultivierbare Baumart erzielt insbesondere als Furnierholz hohe Preise in der Holzindustrie (Coello *et al.* 2013).

### **2.3.5 Totholz**

Als Lebensraum vieler xylobionter Spezialisten ist Totholz ein wichtiger Faktor für die Artenvielfalt von Wäldern (Wermelinger & Duelli 2001). Im Sinne der neuerlichen Prägung des Begriffs Biotopholz (Möller 2005) soll dieser Zusammenhang verstärkt ins Bewusstsein gerufen werden. Besonders bedeutend ist dabei für den Grauspecht stehendes Totholz. Als Teil von vitalen Bäumen oder als tote Bäume fungiert es im Lebensraum als Nahrungsgrundlage und Domizil zugleich. Insbesondere Bruthöhlen wurden im Untersuchungsgebiet hauptsächlich in abgestorbenen Buchen angelegt.

Während des Absterbeprozesses haben die untersuchten Baumarten bis auf Eschen nach den Ergebnissen der Arbeit keine besondere Bedeutung als Nahrungsressource. Abgestorbene Bäume werden von Grauspechten in der Lebensraumwahl bevorzugt. Für tote Bäume mit hohem Stammdurchmesser wäre eine stärkere Präferenz zu erwarten. Diese kommen im Untersuchungsgebiet jedoch kaum vor. Ein möglichst starker Stammdurchmesser ist für viele Totholz-Lebensgemeinschaften entscheidend (Möller 2004). Von diesen wiederum ist der Nahrungswert für den Grauspecht abhängig. Dieser Faktor kann somit auch für *Picus canus* als wertbestimmend betrachtet werden. Die Ergebnisse aus der telemetrischen Untersuchung deuten darauf hin, dass an Totholz, als abgestorbene Bäume oder liegende Stücke, ein geringer Teil der Nahrung aufgenommen wird.



**Abb. 59:** Durch Ameisen besiedelter Totholzstumpf im Grauspecht-Habitat Groß Schneen

Abgestorbenes Holz kann jedoch nicht ausschließlich als direkte Nahrungsressource betrachtet werden, sondern bildet darüber hinaus einen Faktor für die Besiedlung durch Pilze und Insekten. Damit wird es von Organismen bewohnt, die grundlegende Funktionen im Nährstoffkreislauf erfüllen (Wermelinger & Duelli 2001) und durch den Zersetzungsprozess das abgestorbene Holz als Wohnraum und Nahrungsgrundlage nutzbar machen. In der Habitatselektion zeigt es sich als bedeutsam in der Lebensraumwahl und ein ausreichender Totholzvorrat im Grauspecht-Habitat sollte dementsprechend sichergestellt werden.

### 2.3.6 Offenland

Starke Verluste von Grünland gehörten in Mitteleuropa zu den Effekten landwirtschaftlicher Intensivierung in den letzten 60 Jahren (Leuschner *et al.* 2013). Als Folgen wirkt sich Eutrophierung einerseits auf die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften und damit auf die daran gebundene Fauna, andererseits aber auch direkt auf Ameisen als bodenbewohnende Insekten aus. Ameisen reagieren sehr empfindlich auf anthropogene Eingriffe (Diamond *et al.* 2016, Folgarait 1998). Eine Störung der Ameisenfauna verursacht einen Verlust der Artenvielfalt, eine Veränderung der Artenzusammensetzung und der zwischenartlichen Interaktionen und Bodenveränderungen (Lach *et al.* 2010).

Ist der Grenzlinienbereich zwischen Wald und anderen Landschaftstypen und der damit einhergehend die Strukturvielfalt größer, gibt es eine höhere Wahrscheinlichkeit des Auftretens von geeigneten Mikrohabitaten. Doch sind die Ansprüche des Grauspechts an solche Grünlandflächen sehr speziell, wie erste Ergebnisse aus dieser Untersuchung zeigen.



**Abb. 60:** Grünspechtmännchen (links) und Grauspechtmännchen auf der extensiven Weidefläche im Göttinger Stadtwald, Foto: Jens Oehmigen

Streuobstwiesen wurden im Untersuchungsgebiet nur vereinzelt zur Nahrungssuche vom Grauspecht aufgesucht, während Grünspechte auf diesen Flächen regelmäßig anzutreffen waren. Die Eignung als Nahrungshabitat scheint für diesen Landschaftstyp nicht immer gegeben zu sein. Möglicherweise haben neben der Nahrungsverfügbarkeit auch Prädatoren einen Einfluss. Gerade die Verluste von

Weideflächen und die zunehmende Eutrophierung von Grünland müssen zu einer kritischen Betrachtung und weiteren Erforschung des Aspekts führen, welche dieser Biotoptypen für den Grauspecht wichtige Nahrungshabitate darstellen. Diesen Flächen mit besonderer Eignung für den Grauspecht muss deshalb eine wichtige Priorität im Schutzkonzept zukommen.

## **2.4 Prioritäre Schutzmaßnahmen für den Grauspecht in Niedersachsen**

Um eine übersichtliche Arbeitsgrundlage zu schaffen, werden die diskutierten Naturschutzmaßnahmen stichpunktartig als Handlungsempfehlungen formuliert. Die niedersächsischen Vollzugsbestimmungen für den Grauspecht (NLWKN 2009) bedürfen der Konkretisierung.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit wurden Kriterien für den Erhalt von Wirtschaftswäldern entwickelt, in denen der Grauspecht ausreichend Lebensraumstrukturen finden kann. Dieses ist eine Grundvoraussetzung, um die Populationen erhalten, fördern und vernetzen zu können, wie die niedersächsische Schutzstrategie es vorsieht (NLWKN 2009).

### **Handlungsempfehlungen für den Grauspecht in Niedersachsen:**

- **Vernetzung**

Großräumige Vernetzung von Laubwäldern, Förderung des Laubholzanteils, kleine Waldfragmente von < 100 ha können Habitateignung besitzen, wenn sie eine geringe Entfernung zu größeren Waldgebieten aufweisen (Durchquerungen von Offenland über 1 km möglich)

- **Bestandesalter**

Sicherung eines ausreichenden Starkholzvorkommens (Brusthöhen-durchmesser > 50 cm) von 5 m<sup>2</sup>/ha in bewirtschafteten Laubwaldbeständen, Festlegung eines hohen Erntedurchmessers auf 65 cm

- **Bewirtschaftung in kleinen Mosaiken**

Durchforstung in möglichst kleinräumigen Einheiten, so dass keine großen Verjüngungsflächen zu Zerschneidungen führen, Duldung der natürlichen Sukzession auf Katastrophenflächen im Wald, Förderung von lichten Bereichen

- **Totholz**

Markierung von Habitatbäumen als Totholzanwärter, besonders von vitalen Bäumen ab 50 cm Brusthöhendurchmesser mit Tot-Ästen / Astabbrüchen > 25 cm oder Schadstellen (Blitzrinnen, Schürfstellen, Kronenausbrüche), Schutz vorhandener und potenzieller Höhlenbäume, Belassen von liegendem Totholz im Bestand vorzugsweise in Starkholzdurchmesser (> 50 cm) mit 1 – 3 Stämmen pro Hektar

- **Förderung von Mischbaumarten**

Einmischung von geeigneten Baumarten (Hainbuche, Eiche, Esche, Ahorn, Wildkirsche, Elsbeere) in Buchenbestände, vorzugsweise Förderung der Baumarten, die bereits vertreten sind, standortgerechte Bestockung mit Weichhölzern der Laubbaumarten (Weide, Pappel, Erle, Linde, Birke), Erhalt oder Kompensation des Verlustes von Eichenaltbeständen

- **Strukturvielfalt**

Erhalt der Strukturvielfalt im Grenzlinienbereich der Wälder: Berührungsbereich zwischen Wald und extensivem Grünland, unbefestigte Wege, Lichtungen und Blößen im Wald und am Waldrand, Förderung von Sonderstrukturen: Weiden und Pappeln in Waldrandnähe bis 300 m, Kopfbäume, Eichenpfosten in der Weidelandschaft

- **Sicherung extrem magerer Offenlandstandorte im Wald und am Waldrand**

Keine Düngung von mageren, an Wald grenzenden Standorten (Trockenrasen, Magerrasen, Streuobstwiese, Park, Steinbruch, ehem. Truppenübungsplatz), Beweidung mit Schafen und Ziegen ist als Management zu bevorzugen

### 3 SYNTHESE UND AUSBLICK

Der Grauspecht ist als Indikatorart für naturnahe Wälder von Bedeutung (Wübbenhorst & Südbeck 2002). Die besondere Indikatorfunktion des Grauspechts ist auf drei wesentlichen Zusammenhängen begründet. (1) Er ist auf eine Insektenfamilie spezialisiert, die selbst ökosystemregulierende Funktionen ausführt und auch für viele andere Arten die Nahrungsgrundlage bildet. (2) Er modifiziert seinen Lebensraum durch das Hacken am Holz und den Höhlenbau und eröffnet damit anderen Arten den Weg zur Holzbesiedlung oder schafft Nist- und Schlafhöhlen für verschiedene Tiere. (3) Durch seine geringe Siedlungsdichte gehört er zu den Arten, die empfindlich sind (Soulé 1987). Die fortwährende Abnahme der Populationen zeigt den akuten Handlungsbedarf zur Sicherung der Bestände der Art in Niedersachsen. In den akuten Populationsrückgängen des Grauspechts spiegelt sich auch der abnehmende Bestandstrend von Ameisen wieder. Nach Artenschutzbericht des BfN (BfN/BMUB 2013) werden 56 *Formica*-Arten als gefährdet eingestuft. Besondere Bestandsrückgänge betreffen die Offenlandarten *Formica foreli* und *Formica pratensis*. Von seinen Erhaltungszielen der Wiederherstellung einer stabilen und sich selbst tragenden Population für die FFH-Art Grauspecht (NLWKN 2009) ist das Land Niedersachsen weit entfernt und eine Verbesserung der Naturschutzstrategie ist dringend erforderlich. Die Ergebnisse der hier durchgeführten Untersuchung machen die große Bedeutung eines ausreichenden Bestandsalters von Wäldern als Voraussetzung für eine Eignung als Lebensraum für den Grauspecht deutlich. Es kann gezeigt werden, dass eine im Wirtschaftswald realisierbare Bestockung mit Starkholz die Habitategnung für den Grauspecht in Wirtschaftswäldern leisten kann und dass dieses Starkholz als Biotopholz für die Art wichtige Funktionen als Habitat-Requisite erfüllt. Gleichzeitig ist die Sicherung des Vorkommens solcher starkstämmigen Bäume unter Berücksichtigung der forstwirtschaftlichen Entwicklung und dem Populationstrend der Art jedoch stärker notwendig und sollte im Fokus der Naturschutzstrategie für den Grauspecht stehen. Um eine lebensfähige und ausreichend vernetzte Population zu sichern, sind dafür effektive Schutzmaßnahmen in wirtschaftlich genutzten Wäldern unerlässlich. Die Untersuchung der Faktoren für die Grauspecht-Verbreitung im Bundesland ergibt, dass den seit mehr als 200 Jahren bewaldeten Standorten eine sehr hohe Bedeutung als Lebensraum der Grauspechte zukommt. Diese Wälder sollten für den Erhalt der Art besonders berücksichtigt werden.

**VI LITERATURVERZEICHNIS**

- Aguirre-Gutiérrez, Jesús; Carvalheiro, Luísa G.; Polce, Chiara; van Loon, E. Emiel; Raes, Niels; Reemer, Menno; Biesmeijer, Jacobus C. (2013): Fit-for-purpose. Species distribution model performance depends on evaluation criteria - Dutch Hoverflies as a case study. In: *PloS one* 8 (5), e63708. DOI: 10.1371/journal.pone.0063708.
- Angelstam, P., Mikusinski, G. (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. In: *Annales Zoologici Fennici* 31, S. 157–172.
- Araújo, M. B., Guisan, A. (2006): Five (or so) challenges for species distribution modelling. In: *J. Biogeogr.* 33 (10), S. 1677–1688. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x.
- Assmann, T., Buse, J., Dieker, P., Drees, C., Eggers, B., Harry, I., Homburg, K., Krause, R.H., Matern, A., Schuldt, A., Taboada, A. (2013): Historisch alte Waldstandorte: Bedeutung und Wert von Lebensraumkontinuität für Tiere. In: *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 131, S. 65–82.
- Aulen, Gustaf (1991): Increasing insect abundance by killing deciduous trees. A method of improving the food situation for endangered woodpeckers. In: *Ecography* 14 (1), S. 68–80. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1991.tb00635.x.
- Bauer, H. G., Berthold, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung ; mit zahlreichen Tabellen. 2., durchges. Aufl. Wiesbaden: Aula-Verl.
- Bauer, H.-G., Bezzel, E., Fiedler, W. (Hg.) (1995): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz 1. Wiesbaden: Aula\_Verlag.
- Bernadou, A., Céréghino, R., Barcet, H., Combe, M., Espadaler, X., Fourcassié, V. (2013): Physical and land-cover variables influence ant functional groups and species diversity along elevational gradients. In: *Landscape Ecol* 28 (7), S. 1387–1400. DOI: 10.1007/s10980-013-9892-y.
- BfN (2016): "Raumbedarf und Aktionsräume von Arten" (Stand: 02.12.2016). Hg. v. Fachinformationssystem FFH-VP-Info des BfN. Online verfügbar unter [http://ffh-vp-info.de/FFHVP/download/Raumbedarf\\_Vogelarten.pdf](http://ffh-vp-info.de/FFHVP/download/Raumbedarf_Vogelarten.pdf), zuletzt geprüft am 27.07.2017.
- BfN/BMUB (2013): Nationaler Bericht Deutschlands nach Art. 17 FFH-Richtlinie, 2013; basierend auf Daten der Länder und des Bundes. Datengrundlage: Verbreitungsdaten der Bundesländer und des BfN. Online verfügbar unter [www.bfn.de/0316\\_bericht2013.html](http://www.bfn.de/0316_bericht2013.html), zuletzt geprüft am 23.02.2016.
- BirdLife International (2016): *Picus canus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22726503A86924320. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22726503A86924320.en>, zuletzt geprüft am 03.10.2017.
- BirdLife International (2015): European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

- BirdLife International (2011): The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 4. Online verfügbar unter <http://www.ebcc.info/trends2011.html>
- Bishop, T. R., Robertson, M. P., van Rensburg, B. J., Parr, C. L., Gillman, L. (2014): Elevation-diversity patterns through space and time. Ant communities of the Maloti-Drakensberg Mountains of southern Africa. In: J. Biogeogr. 41 (12), S. 2256–2268. DOI: 10.1111/jbi.12368.
- Block, W. M., Brennan, L. A. (1993): The Habitat Concept in Ornithology. In: D. M. Power (Hg.): Current Ornithology. Boston, MA: Springer US; Imprint; Springer (Current Ornithology, 11), S. 35–91. Online verfügbar unter <https://pdfs.semanticscholar.org/fca7/20f70d8e8f64949a74aca5fd310b6a2cab97.pdf>, zuletzt geprüft am 19.05.2017.
- Blume, D. (1996): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. *Dryocopus martius*, *Picus viridis*, *Picus canus*. 5. überarb. Auflage. Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen.
- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2016): Bundeswaldinventur<sup>3</sup>. Hg. v. BMELV. Berlin. Online verfügbar unter [https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE\\_MASTER/content/Dokument\\_e/Downloads/BMEL\\_Wald\\_Broschuere.pdf](https://www.bundeswaldinventur.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokument_e/Downloads/BMEL_Wald_Broschuere.pdf).
- 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.
- Bode, W. (1997): Naturnahe Waldwirtschaft. Prozeßschutz oder biologische Nachhaltigkeit? ; [Fachvorträge anlässlich der Tagungen "Waldbau durch Nutzung" (St. Wendel, 17./18. Mai 1996) und "Zukunft für den Wald - von der ordnungsgemäßen zur biologisch nachhaltigen Waldwirtschaft" (Kassel, 18. Oktober 1966)]. Holm: Deukalion.
- Brandt, T. & P. Südbeck (1998): Zur ökologischen Flexibilität des Grauspechts (*Picus canus*) - ein neuer Moorvogel am Steinhuder Meer. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 30.
- Braun, H. U., Dame, G., Dohmen, H., Dürholt, H., Gertz, M., Hein, F., Kleppe, J., Kreysern, E., Leder, B., Spelsberg, G., Stemmer, M., Wagner, H.C. (2006): Empfehlungen für eine naturnahe Bewirtschaftung von Buchenrein- und -mischbeständen. in Nordrhein-Westfalen. 1. Aufl. Münster.
- Braunisch, V., Coppes, J., Schmid, H., Suchant, R., Arlettaz, R. and Bollmann, K. (2013): Selecting from correlated climate variables. A major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography* 36 (9): 971–983.
- Buckland, Stephen T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, David L.; Thomas, L. (2001): Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Cao, Y., DeWalt, R. E., Robinson, J. L., Tweddale, T., Hinz, L., Pessino, M. (2013): Using Maxent to model the historic distributions of stonefly species in Illinois streams. The effects of regularization and threshold selections. In: *Ecological Modelling* 259, S. 30–39. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2013.03.012.
- Cody, Martin L. (Hg.) (1985): Habitat selection in birds. Orlando: Acad. Press (Physiological ecology).

- Coello, J., Desombre, V., Becquey, J., Gonin, P., Ortisset, J. P., Baiges, T., Piqué, M. (2013): Service tree (*Sorbus domestica*) and Wild Service tree (*Sorbus torminalis*) for high quality timber. Online verfügbar unter [http://www.pirinoble.eu/docs/Fitxa\\_Sorbus.pdf](http://www.pirinoble.eu/docs/Fitxa_Sorbus.pdf), zuletzt geprüft am 25.07.2017.
- Conrads, K. (1967): Die Spechte in Westfalen-Lippe. Beiträge zur Avifaunistik und Ökologie. In: Bericht des Naturwissenschaftliche Vereins Bielefeld, S. 25–115.
- Conway, W. (1988): Can technology aid species preservation. In: Wilson E.O., Peter F.M. (Hg.) Biodiversity. National Academies Press, Washington (DC). S. 263-268.
- da Silva, W. G., Metzger, J. P., Bernacci, L. C., Catharino, E. L. M., Durigan, G., Simões, S. (2008): Relief influence on tree species richness in secondary forest fragments of Atlantic Forest, SE, Brazil. In: Acta Bot. Bras. 22 (2), S. 589–598. DOI: 10.1590/S0102-33062008000200026.
- Dell Inc. (2015): Dell Statistica. Software-System für Datenanalyse. Version 12. Online verfügbar unter [software.dell.com](http://software.dell.com).
- Diamond, S. E., Nichols, L. M., Pelini, S. L., Penick, C. A., Barber, G. W., Cahan, S.H., Dunn, R. R., Ellison, A. M., Sanders, N. J., Gotelli, N. J. (2016): Climatic warming destabilizes forest ant communities. In: Science advances 2 (10), e1600842. DOI: 10.1126/sciadv.1600842.
- DLR (2018): Copernicus. Land Monitoring service. Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european>, zuletzt geprüft am 02.01.2018.
- Dörken, V. M. (2015): *Fraxinus excelsior*: Gewöhnliche Esche (Oleaceae) und das Eschen (trieb) sterben. In: Jahrb. Bochumer Bot. Ver. 2014 (6), S. 202–210.
- Dormann, C. F., McPherson, J. Araújo, M., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G. Davies, R. Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F., Wilson, R. (2007). Methods to Account for Spatial Autocorrelation in the Analysis of Species Distributional Data: A Review. *Ecography*. 30. 609-628. 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x.
- Drachenfels, O.v. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. In: Inform. d. Naturschutz Niedersachsen 30 (4 (4/10)), S. 249–252, zuletzt geprüft am 07.11.2013.
- Dubberke-Spandlowski, M. (2011): Alte Waldstandorte in den Landesforsten Schleswig-Holsteins. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Forstplanungsamtes (NFP). Hg. v. Gesellschaft für Forstplanung GbR. Stuttgart.
- Duelli, P. (2004): Wie viele Arten leben in der Schweiz? Informationsblatt Landschaft 61: 4.
- DWD (2018): Climate Data Center. Online verfügbar unter <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>, zuletzt geprüft am 02.01.2018.
- Edenius, L., Brodin, T., Sunesson, P. (1999): Winter behaviour of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* in relation to recent population trends in Sweden. In: *Ornis Svecica* 9 (1999), S. 65–74.
- Elith, Jane (2000): Quantitative Methods for Modeling Species Habitat. Comparative Performance and an Application to Australian Plants. In: *Quantitative Methods for Conservation Biology*. New York: Springer-Verlag, S. 39–58.

- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC.M., Peterson, A. T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Sapiro, R., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. In: *Ecography* 29 (2), S. 129–151. DOI: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x.
- Elith, J., Leathwick, J. R. (2009): Species Distribution Models. Ecological Explanation and Prediction across Space and Time. In: *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40 (1), S. 677–697. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., Yates, C. J. (2011): A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. In: *Diversity and Distributions* 17 (1), S. 43–57. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.
- Fewster, R. M., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Borchers, D. L., Jupp, P. E., Laake, J. L., Thomas, L. (2009): Estimating the encounter rate variance in distance sampling. In: *Biometrics* 65 (1), S. 225–236. DOI: 10.1111/j.1541-0420.2008.01018.x.
- Fielding, A., Bell, J. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. In: *Environmental Conservation* 24 (1), S. 38–49.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching: IHW-Verl.
- Flade, M., Möller, G., Schumacher, H., Winter, S. (2004): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. In: *Der Dauerwald* 29, S. 15–28.
- Flade, M., Schwarz, J. (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. In: *Vogelwelt* 125, S. 177–213.
- Floren, A., Otto, S., Linsenmair, K. E.: Do spider communities in primary forests differ from those in forest-plantations? A canopy study in the Bialowieza Forest (Poland) In: Floren, A., Schmidl, J. (eds), *Canopy arthropod research in Europe.*, S. 469–487.
- Folgarait, P. J.: Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning. A review. In: *Biodiversity and Conservation* 7 (9), S. 1221–1244. DOI: 10.1023/A:1008891901953.
- Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., Secondi, J. (2014): Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data. A performance assessment of methods for correcting sampling bias. In: *PloS one* 9 (5), e97122. DOI: 10.1371/journal.pone.0097122.
- Gadow, K. von (2005): Forsteinrichtung. Analyse und Entwurf der Waldentwicklung: Univ.-Verlag Göttingen.
- Gehrt, E. (2004): Die Klimadaten im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) und im Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR (FISBo BGR) - und andere Beiträge. In: *Arbeitshefte Boden NLFb*, S. 91.

- Geshelis, D. L. (Hg.) (2000): Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. (eds. Boitani L., Fuller T. K., editors. ), New York, NY: In Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Unter Mitarbeit von Boitani L., Fuller T. K., editors. New York: Columbia University Press.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M. (Hg.) (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 2., durchges. Aufl. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Gorman, G. (2004): Woodpeckers of Europe. A study of the European Picidae. Chalfont St Peter: Bruce Coleman.
- Gregory, R. D., Vorisek, P. Van Strien, A., Gmelig Meyling, A. W., Jiguet, F., Fornasari, L., Reif, J., Chylarecki, P., Burfield, I. J. (2007): Population trends of widespread woodland birds in Europe. In: *Ibis* 149 (2), S. 78–97.
- Grün, G.-C. (2011): Das Schrumpfen und Wachsen der Wälder Europas. In: *Die Zeit*, 25.11.2011. Online verfügbar unter <http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2011-11/entwicklung-waldbestaende-europa>, zuletzt geprüft am 03.10.2017.
- Grüneberg, C., Sudmann, S.R., Weiss, J., Jöbges, M., König, H., Laske, V., Schmitz, M., Skibbe, A. (2013): Atlas der Brutvögel Nordrhein-Westfalens. Hg. v. NWO & LANUV. LWL-Museum für Naturkunde. Münster. Online verfügbar unter <http://atlas.nw-ornithologen.de/index.php?cat=kap0>, zuletzt geprüft am 07.11.2013.
- Guisan, A., Edwards, T. C., Hastie, T. (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. In: *Ecological Modelling* 157, S. 89–100.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P., Buckley, Y. M. (2013): Predicting species distributions for conservation decisions. In: *Ecology letters* 16 (12), S. 1424–1435. DOI: 10.1111/ele.12189.
- Hardersen, S., Cerretti, S., Hardersen, F., Mason, G., & Nardi, M. (2004): Habitat usage of woodpeckers and nuthatch. In: *Ricerche naturalistiche a Boscodella Fontana—Quaderni Conservazione Habitat* (3), S. 49–59.
- Harris, G., Pimm, S. (2008): Range Size and Extinction Risk in Forest Birds. In: *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*. - Malden 22 (1), S. 163–171.
- Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trehwella, W.J., Woollard, T. and Wray, S. (1990): Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. In: *Mammal Review* 20 (2-3), S. 97–123. DOI: 10.1111/j.1365-2907.1990.tb00106.x.
- Hauck, J. (2016): Die Forstwirtschaft und die Eichen – ein Überblick. In: *AFZ-Der Wald* (20).
- Heckenroth, H., Laske, V. (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens ... und des Landes Bremen. Hannover: Niedersächs. Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz (Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen).

- Heiss, G. (1992): Erfassung und Bewertung großflächiger Waldgebiete zum Aufbau eines Schutzgebietssystems in der Bundesrepublik Deutschland. München (Forstliche Forschungsberichte München, Nr. 120).
- Hijmans, R. J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. (2011): dismo package for R.
- Höntsch, K. (2005): Der Kleinspecht (*Picoides minor*) – Autökologie einer bestandsbedrohten Vogelart im hessischen Vordertaunus. Hochschulschrift Schmitz. Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main. Fachbereich Biologie und Informatik.
- Hosmer, D. W., Lemeshow, S., Sturdivant, R. X. (2013): Applied logistic regression. Wiley. Hoboken, NJ. 500 S.
- Huang, Z., Yuan, P., Huang, H., Tang, X., Xu, W., Huang, C., Zhou, Q. (2017): Effect of habitat fragmentation on ranging behavior of white-headed langurs in limestone forests in Southwest China. In: Primates; journal of primatology. DOI: 10.1007/s10329-017-0600-4.
- Imhof, T. (1984): Zur Methodik der quantitativen Erfassung der Brutbestände von Grün- und Grauspecht (*Picus viridis* & *P. canus*). Zur Ökologie von Grün- und Grauspecht im bernisch-solothurnischen Mittelland. Online verfügbar unter <https://books.google.de/books?id=kpT-cQAACAAJ>.
- Ivlev, V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. New Haven: Yale University Press. Online verfügbar unter <http://www.worldcat.org/title/experimental-ecology-of-the-feeding-of-fishes/oclc/1259037>, zuletzt geprüft am 28.04.2017.
- Januschke, K. (2007): Strukturmerkmale und Spechtbesiedlung des Nationalparks Hainich unter besonderer Berücksichtigung des Grauspechtes (*Picus canus*). Diplomarbeit. Universität Duisburg-Essen, Essen.
- Jedicke, E., Hakes, W. (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 37 (2).
- Jones, J. (2001): Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. In: The auk 118 (2), S. 557–562. Online verfügbar unter <https://sora.unm.edu/sites/default/files/p00557-p00562.pdf>, zuletzt geprüft am 04.05.2017.
- Jürgens, G., Kaiser, M., Levin, M. (2013): Der Stadtwald Göttingen: Ein Modell mit Zukunft. Online verfügbar unter <http://franzjosefadrian.com/wp-content/uploads/2013/08/20130205-Wald-Goettingen-Report.pdf>, zuletzt geprüft am 28.04.2017.
- Keicher, K. (2007): Vergleichende Untersuchungen zum Nächtungsverhalten von Grauspecht (*Picus canus*) und Grünspecht (*Picus viridis*) in Ostwürttemberg (Ostalbkreis). In: Ornithol. Jh. 23, S. 3–27.
- Keller, M. (Hg.) (2005): Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 2004-2007. Birmensdorf,. Birmensdorf: Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Knapp, H. D. (2008): Naturerbe Buchenwälder. Situationsanalyse und Handlungserfordernisse. Bonn: BfN (BfN-Skripten, 240).
- Knauf, M., Frühwald, A. (2011): Die Zukunft der deutschen Holzwirtschaft. Delphiestudie Holz 2020 revisited - Rohstoffe und Entwicklung - Verfügbarkeit -

- Nutzungskonkurrenz bis 2020. In: Holz Zentralblatt 2011, 28.01.2011 (4), S. 107–109. Online verfügbar unter [http://literatur.thuenen.de/digbib\\_extern/dn048241.pdf](http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn048241.pdf), zuletzt geprüft am 20.04.2017.
- Koch, G. (2002): Rotkernige Buche. Holz mit Charakter. Hg. v. HOLZABSATZFONDS. Online verfügbar unter [http://www.buchenzentrum.de/pdfs/buche\\_haf.pdf](http://www.buchenzentrum.de/pdfs/buche_haf.pdf), zuletzt geprüft am 25.06.2017.
- Kramer, H., Akça, A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre. 5., überarb. Aufl. Frankfurt am Main: Sauerländer.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., Alfred, R., Samejima, H., Duckworth, J. W., Breitenmoser-Wuersten, C., Belant, J. L., Hofer, H., Wilting, A., Robertson, M. (2013): The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. In: Diversity and Distributions 19 (11), S. 1366–1379. DOI: 10.1111/ddi.12096.
- Kremser, W. (1990): Niedersächsische Forstgeschichte. Eine integrierte Kulturgeschichte des nordwestdeutschen Forstwesens. Rotenburg (Wümme): Heimatbund Rotenburg/Wümme (Rotenburger Schriften Sonderband, 32).
- Krüger, T., Nipkow, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. In: NLWKN (Hg.): Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen.
- Krüger, T., Ludwig, J., Pfützke, S., Zang, H. (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 2014 (48).
- Kumar, R., Shahabuddin, G., Kumar, A. (2014): Habitat Determinants of Woodpecker Abundance and Species Richness in Sub-Himalayan Dipterocarp Forests of North-West India. In: Acta Ornithologica 49 (2), S. 243–256. DOI: 10.3161/173484714X687136.
- Kumar, S., Stohlgren, T. J. (2009): Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. In: Journal of Ecology and the Natural Environment 1 (4), S. 94–98.
- Lach, Lori, Parr, Catherine L., Abbott, Kirsti L. (Hg.) (2010): Ant ecology. Oxford: Oxford Univ. Press.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2003): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt - Die Vogelarten nach Anhang I der Europäischen Vogelschutzrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Halle (Saale). 223 S.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2017): Holzpreise Privatwald Niedersachsen: Juli 2017 - Stichtag 15.07.2017. Online verfügbar unter <http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/4/nav/292/article/30508.html>.
- Leather, S. R. (1986): Insect Species Richness of the British Rosaceae. The Importance of Host Range, Plant Architecture, Age of Establishment, Taxonomic Isolation and Species-Area Relationships. In: The Journal of animal ecology 55 (3), S. 841. DOI: 10.2307/4420.

- Leuschner, Christoph; Ellenberg, Heinz (2017): *Ecology of Central European Forests*. Cham: Springer International Publishing.
- Leuschner, C., Wesche, K., Meyer, S., Krause, B., Steffen, K., Becker, T., Culmsee, H. (2013): Veränderungen und Verarmung in der Offenlandvegetation Norddeutschlands seit den 1950er Jahren: Wiederholungsaufnahmen in Äckern, Grünland und Fließgewässern. In: *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* (25), S. 166–182.
- Liesen, J. (2012): Der Grauspecht *Picus canus* im Kottenforst bei Bonn - historische und aktuelle Verbreitung sowie Diskussion möglicher Rückgangsursachen. In: *Charadrius* 1, S. 12–22.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. (2008): AUC. A misleading measure of the performance of predictive distribution models. In: *Global Ecol Biogeography* 17 (2), S. 145–151. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x.
- LSN Landesamt für Statistik Niedersachsen (2017): Themenbereich: Flächennutzung, Gebietsstand - Übersicht. Online verfügbar unter <http://www.statistik.niedersachsen.de/themenbereiche/flaechennutzung/themenbereich-flaechennutzung-gebietsstand---uebersicht-87677.html>, zuletzt geprüft am 14.12.2017.
- Manly, B. F. J. (2002): *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Dordrecht u.a.: Kluwer Academic Publishers.
- Mazerolle, M. J. (2013): Model selection and multimodel inference based on (Q) AIC (c). In: *R package version 1*.
- Merow, C., Smith, M. J., Silander, J. A. (2013): A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions. What it does, and why inputs and settings matter. In: *Ecography* 36 (10), S. 1058–1069. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x.
- Metzler, B., Baumann, M., Baier, U., Heydeck, P., Bressemer, U., Lenz, H. (2013): Bundesweite Zusammenstellung: Bundesweite Zusammenstellung: Handlungsempfehlungen beim Eschentriebsterben. In: *AFZ-DerWald* (5), S. 17–20.
- Mikusinski, G., Angelstam, P. (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change. A review. In: *Die Vogelwelt : Beiträge zur Vogelkunde* 118 (1997), S. 277–283.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., Chylarecki, P. (2001): Woodpeckers as Indicators of Forest Bird Diversity. In: *Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology*. - Malden 15 (1), S. 208–217.
- Mölder, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Engel, F. (2016): Gefäßpflanzen als Indikatoren historisch alter Waldstandorte. In: *AFZ-Der Wald* 13. Online verfügbar unter [https://www.nw-fva.de/fileadmin/user\\_upload/Sachgebiet/Waldnaturschutz\\_Naturwald/Moelder\\_et\\_al\\_2016\\_Gefaesspflanzen\\_als\\_Indikatoren\\_alter\\_Waldstandorte\\_AFZ.pdf](https://www.nw-fva.de/fileadmin/user_upload/Sachgebiet/Waldnaturschutz_Naturwald/Moelder_et_al_2016_Gefaesspflanzen_als_Indikatoren_alter_Waldstandorte_AFZ.pdf), zuletzt geprüft am 19.10.2017.
- Möller, G. (2005): Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze. In: *LÖBF-Mitteilungen*, S. 30–35.
- Möller, G. (2004): Schadsymptom oder Wertholz? Lebensraum Alt- und Totholz. In: *Naturmagazin* (6), S. 4–7.

- Müller, J. (2011): Mögliche Ursachen von Bestandsveränderungen beim Grauspecht *Picus canus*. In: *Charadrius* 47 (1), S. 35–42.
- Muschekat, L.F., Raqué, K. F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Karlsruhe (67). In: *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. Württ.*, S. 71–81.
- Naef-Daenzer, B. (2007): An allometric function to fit leg-loop harness. In: *J. Avian Biol* (38 (3)), S. 404–407. Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/publication/227683728\\_An\\_allometric\\_function\\_to\\_fit\\_leg-loop\\_harnesses\\_to\\_terrestrial\\_birds](https://www.researchgate.net/publication/227683728_An_allometric_function_to_fit_leg-loop_harnesses_to_terrestrial_birds), zuletzt geprüft am 22.08.2016.
- Naef-Daenzer, B.; Früh, D.; Stalder, M.; Wetli, P.; Weise, E. (2005): Miniaturization (0.2 g) and evaluation of attachment techniques of telemetry transmitters. In: *J. Exp. Biol.* 208 (Pt 21), S. 4063–4068. DOI: 10.1242/jeb.01870.
- Naef-Daenzer, B., Widmer, F. and Nuber, M. (2001): A test for effects of radio-tagging on survival and movements of small birds. In: *Avian Science* (1), S. 1523.
- Naguib, M. (2006): *Methoden der Verhaltensbiologie*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Berlin, Heidelberg, S. 193-197.
- Nds. MBI. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011): Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen im Land Niedersachsen. Zuletzt geändert am 01.09.2016 (7), S. 155. Online verfügbar unter [https://www.niedersachsen.de/politik\\_staat/gesetze\\_verordnungen/verkuendungsblaetter\\_vorjahre/niedersaechsisches-ministerialblatt-2011-105446.html](https://www.niedersachsen.de/politik_staat/gesetze_verordnungen/verkuendungsblaetter_vorjahre/niedersaechsisches-ministerialblatt-2011-105446.html).
- Niedersächsisches Ministerium für den ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NMELV (2017): Der Wald in Niedersachsen – Ergebnisse der Bundesinventur II. Aus dem Walde – Waldentwicklung in Niedersachsen. Hannover (55). In: *Aus dem Walde – Waldentwicklung in Niedersachsen*, S. 7–12.
- NLWKN (2017a): NLWKN - Schutzgebiete. Interaktive Karte. Online verfügbar unter [http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/einzelnen\\_naturschutzgebiete/43928.html&ie=utf-8&oe=utf-8&gws\\_rd=cr&ei=r\\_wCWeqBKMqOgAaNnZqQBg](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/einzelnen_naturschutzgebiete/43928.html&ie=utf-8&oe=utf-8&gws_rd=cr&ei=r_wCWeqBKMqOgAaNnZqQBg), zuletzt geprüft am 28.04.2017.
- NLWKN (2017b): Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Online verfügbar unter [http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/staatliche\\_vogelschutzwarte/vollzugshinweise\\_arten\\_und\\_lebensraumtypen/vollzugshinweise-fuer-arten-und-lebensraumtypen-46103.html](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/staatliche_vogelschutzwarte/vollzugshinweise_arten_und_lebensraumtypen/vollzugshinweise-fuer-arten-und-lebensraumtypen-46103.html), zuletzt aktualisiert am 03.10.2017.
- NLWKN (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grauspecht (*Picus canus*). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN). Hannover. Online verfügbar unter [http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation\\_id=8083&article\\_id=46103&psmand=26](http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26).
- NLWKN (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise zum Schutz der FFH-Lebensraumtypen sowie weiterer Biotoptypen mit landesweiter Bedeutung in Niedersachsen. Online verfügbar unter

- [https://www.google.de/search?q=kalktuffquellen+g%C3%B6ttingen&ie=utf-8&oe=utf-8&gws\\_rd=cr&ei=UxocWbyhClfVwQLA37LYDQ](https://www.google.de/search?q=kalktuffquellen+g%C3%B6ttingen&ie=utf-8&oe=utf-8&gws_rd=cr&ei=UxocWbyhClfVwQLA37LYDQ), zuletzt geprüft am 17.05.2017.
- Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (2011): Hinweise zum Eichensterben. 7. Waldschutzzinformation 2011. In: Waldschutzzinfo der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA).
- Norris, D. (2014): Model thresholds are more important than presence location type: Understanding the distribution of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in a continuous Atlantic forest of southeast Brazil. In: *Tropical Conservation Science* 7 (3), S. 52.
- Panek, N. (2012): Eignung von öffentlichen Wäldern in Niedersachsen als Bausteine für den bundesweiten Schutz alter Buchenwälder. 10 Prozent natürliche Waldentwicklung für Biodiversität, Klima und Menschen. Gutachten im Auftrag von Greenpeace e.V. Online verfügbar unter <https://www.greenpeace.de/sites/www.greenpeace.de/files/20121109-Greenpeace-Studie-Wald-Niedersachsen.pdf>.
- Pasinelli, G. (2005): Der Grauspecht. Der große Unbekannte. In: *Ornis Fennica* 6 (05), S. 40–42.
- Pechacek, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. Habitatwahl, Nahrungsökologie Populationsdichte. Berchtesgaden: Nationalpark Berchtesgaden (Forschungsbericht / Nationalpark Berchtesgaden, 31).
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schapire, R. E. (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. In: *Ecological Modelling* 190 (3-4), S. 231–259. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026.
- Phillips, S. J., Dudík, M. (2008): Modeling of species distributions with Maxent. New extensions and a comprehensive evaluation. In: *Ecography* 31 (2), S. 161–175. DOI: 10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Schapire, R. E. (2017): Maxent software for modeling species niches and distributions. Version 3.4.1. Online verfügbar unter [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/), zuletzt geprüft am 28.09.2017.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Schapire, R. E. (2004): A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Carla Brodley (Hg.): *Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04*. Twenty-first international conference. Banff, Alberta, Canada, 04.07.2004 - 08.07.2004. New York, New York, USA: ACM Press, S. 83.
- Pulice, C. E., Packer, A. A. (2008): Simulated herbivory induces extrafloral nectary production in *Prunus avium*. In: *Functional Ecology* 22 (5), S. 801–807. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2008.01440.x.
- QGIS Development Team (2017): QGIS. Version 2.14.19. Online verfügbar unter <https://www.qgis.org/de/site/forusers/download.html>.
- R Core Team (2017): R. Version 3.4.1. Vienna, Austria: The R Foundation for Statistical Computing. Online verfügbar unter <https://cran.r-project.org/src/base/R-3/>, zuletzt geprüft am 30.06.2017 29M.
- Radosavljevic, A., Anderson, R. P. (2014): Making better Maxent models of species distributions. Complexity, overfitting and evaluation. In: *J. Biogeogr.* 41 (4), S. 629–643. DOI: 10.1111/jbi.12227.

- Rappole, J. H., Tipton, A. R. (1991): New harness design for attachment of radio transmitters to small passerines. In: *J. Field Ornithol.* 62 (3), S. 335–337.
- Rat der Europäischen Gemeinschaft (2009): Richtlinie über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten (Richtlinie 79/409/EWG). Kodifizierte Fassung (Richtlinie 2009/147/EG) vom 30. November 2009. Online verfügbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:0025:DE:PDF>
- Rheinwald, Goetz (Hg.) (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands. Ergebnisse einer 25x25-km- Gitternetzkartierung mit geschätzten Häufigkeiten in logarithmischer Skala; Erfassungszeitraum sind die 1980er Jahre mit einem Schwergewicht auf 1985. Kartierung um 1985. Bonn: Rheinischer Landwirtschaftsverlag (Schriftenreihe des DDA, 12).
- Robinson, E. J. H., Tofilski, A., & Ratnieks, F. L. W. (2008): The use of native and non-native tree species for foraging and nesting habitat by the wood-ant *Formica lugubris* (Hymenoptera: Formicidae). In: *Myrmecological News* 11, S. 1–7.
- Röder, D.; Engler, J. O. (2011): Quantitative metrics of overlaps in Grinnellian niches. Advances and possible drawbacks. In: *Global Ecology and Biogeography* 20 (6), S. 915–927. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00659.x.
- Rodgers, A.R., Carr, A.P. (1998): HRE: The Home Range Extension for ArcView. Hg. v. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Thunder Bay, Ontario, Canada. Online verfügbar unter <http://flash.lakeheadu.ca/~arodgers/hre/>, zuletzt aktualisiert am 26.01.2016, zuletzt geprüft am 28.04.2017.
- Rolstad, J., Løken, B., Rolstad, E. (2000). Habitat Selection as a Hierarchical Spatial Process: The Green Woodpecker at the Northern Edge of Its Distribution Range. *Oecologia*, 124(1), 116-129. Verfügbar unter <http://www.jstor.org/stable/4222673>
- Rolstad, J., Rolstad, E. (1995): Seasonal patterns in home range and habitat use of the Grey-headed Woodpecker *Picus canus* as influenced by the availability of food. In: *Ornis Fennica* 72, S. 1–13.
- Ruge, K. (1993): Europäische Spechte. Ökologie, Verhalten, Bedrohung, Hilfen. In: *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67, S. 13–25.
- Salkind, N. J. (Hg.) (2007): *Encyclopedia of measurement and statistics*. Thousand Oaks: SAGE (A Sage reference publication).
- Schaffer, Mark L. (1981): Minimum Population Sizes for Species Conservation. In: *BioScience* 31 (2), S. 131–134. DOI: 10.2307/1308256.
- Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Grafenau: Nationalparkverwaltung Bayer. Wald (Nationalpark Bayerischer Wald, 9).
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Stuttgart: Ulmer (Praktischer Naturschutz).
- Schiele, J. (2010): *Habitatmodelle für Brutvögel in Bayern*. Bachelorarbeit. München.
- Schluckebier, C. (2006): Untersuchungen zu den Habitatansprüchen des Grauspechts (*Picus canus*) und des Schwarzspechts (*Dryocopus martius*) in einem mitteleuropäischen Mischwald. Georg-August Universität, Göttingen. Johann-Friedrich-Blumenbach-Institut für Zoologie und Anthropologie.

- Schmack, S., Aichholz, R., Hartebrod, C. (2013): Naturschutzfachliche Einschränkung der Forstwirtschaft. Ökonomische Katastrophe oder Bagatelle?: Eigenverlag der FVA, Freiburg. In: Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung (97).
- Schoener, T. W. (1968): The Anolis Lizards of Bimini. Resource Partitioning in a Complex Fauna. In: *Ecology* 49 (4), S. 704–726. DOI: 10.2307/1935534.
- Schrader, C. (2014): Erde steuert auf Wärmerekord für 2014 zu. In: *Süddeutsche Zeitung*, 18.12.2014. Online verfügbar unter <http://www.sueddeutsche.de/panorama/waermerekord-in-deutschland-so-warm-war-1.2242001>.
- Seifert, B. (2009a): Ameisen und Vögel – ein keineswegs einseitiges Verhältnis. Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung - Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. In: Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz (3), S. 12–19.
- Seifert, B. (2009b): Lebensraumsprüche, Biomassen und Erreichbarkeit für Spechte relevanter Ameisen. Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung - Tagungsband 2008 zur Jahrestagung der Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft. In: Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz (3), S. 20–27.
- Seifert, B. (1996): Ameisen. Beobachten, bestimmen. Augsburg: Naturbuch-Verl.
- Seifert, B. (Hg.) (2008): The ants of Central European tree canopies (Formicidae) - an underestimated population? In: Floren, A., Schmidl, J. (eds), *Canopy arthropod research in Europe*. bioform entomology. Nuremberg.
- Soulé, M. E. (Hg.) (1987): Viable populations for conservation. Workshop. Cambridge: Cambridge Univ. Press.
- South, A. (1999): Extrapolating from individual movement behaviour to population spacing patterns in a ranging mammal. In: *Ecological Modelling* 117 (2-3), S. 343–360. DOI: 10.1016/S0304-3800(99)00015-0.
- Southwood, T. R. E. (2013): The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. In: *Journal of Animal Ecology*, 30 (1), S. 1–8. Online verfügbar unter [http://www.britishecologicalsociety.org/100papers/100\\_Ecological\\_Papers/100\\_Influent\\_Papers\\_055.pdf](http://www.britishecologicalsociety.org/100papers/100_Ecological_Papers/100_Influent_Papers_055.pdf).
- Späth, T. (2009): Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung. Jahrestagung 2008, Projektgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft und Nationalpark Harz, [04. - 06. April 2008 in Sankt Andreasberg]. 1. Aufl. Wernigerode (Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, 3).
- Spitznagel, A. (1990): Methoden der Bestandserfassung bei Spechten- ein Vergleich. Unpubl. Vortragsmanuskript. In: *Artenschutzsymposium Spechte*.
- Steverding, M. (2003): Spechte als ökologische Indikatoren in Natur- und Wirtschaftswäldern im Bialowieza-Wald (Ostpolen). Dissertation. Universität Kassel, Kassel.
- Südbeck, P. (1989): Untersuchungen zur Revierbildung und Paarbindung beim Grauspecht (*Picus canus* Gmelin, 1788). Diplomarbeit. Universität Kiel, Kiel.
- Südbeck, P. (2009): Beitrag zur Höhlenökologie des Grauspechts *Picus canus*. In: *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen : Veröffentlichungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück* 35 (2009), S. 263–274.

- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: Eigenverl. (Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, ; 0).
- Südbeck, P., Peerenboom, C., Laske, V. (2008): Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts *Picus canus* in Niedersachsen. Versuch einer Abschätzung. In: Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 40, S. 223–232.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L.; Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. Rb., Marques, T. A., Burnham, K. P. (2010): Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. In: The Journal of applied ecology 47 (1), S. 5–14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x.
- Tobalske, C., Tobalske, B. W. (1999): Using Atlas Data to Model the Distribution of Woodpecker Species in the Jura, France. In: The Condor 101 (3), S. 472–483. DOI: 10.2307/1370177.
- van Proosdij, A. S. J., Sosef, M. S. M., Wieringa, J. J., Raes, N. (2016): Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. In: Ecography 39 (6), S. 542–552. DOI: 10.1111/ecog.01509.
- Walter, W.D., Fischer, J.W., Baruch-Mordo, S., Vercauteren, K.C.: What Is the Proper Method to Delineate Home Range of an Animal Using Today's Advanced GPS Telemetry Systems: The Initial Step, zuletzt geprüft am 12.01.2017.
- Warren, D. L. (2012): In defense of 'niche modeling'. In: Trends in ecology & evolution 27 (9), S. 497–500. DOI: 10.1016/j.tree.2012.03.010.
- Warren, D. L., Glor, R. E., Turelli, M. (2008): Environmental niche equivalency versus conservatism. Quantitative approaches to niche evolution. In: Evolution; international journal of organic evolution 62 (11), S. 2868–2883. DOI: 10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x.
- Warren, D. L., Seifert, S. N. (2011): Ecological niche modeling in Maxent. The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. In: Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America 21 (2), S. 335–342.
- Wermelinger, B., Duelli, P. (2001): Totholz – Lebensraum für Insekten. In: Bündner Wald 01 (3), S. 1–8.
- Weslien, J., Djupström, L. B., Schroeder, M., Widenfalk, O. (2011): Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. In: The Journal of animal ecology 80 (6), S. 1155–1162. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2011.01860.x.
- White, G. C.; Garrott, R. A. (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. San Diego Calif. u.a.: Acad. Pr.
- Winkel, G., Kaphengst T., Herbert S., Robaey Z., Rosenkranz, L., Sotroiv M. (2009): EU policy options for the protection of European forests against harmful impacts. In: Albert-Ludwigs-University Institute of Forest and Environmental Policy, Freiburg & Ecologic Institute, Berlin.
- Winter, S., Flade, M., Schumacher, H., Kerstan, E. (Hg.) (2005): The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. Forest, Snow and Landscape Research 79 (1/2).

- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., Guisan, A. (2008): Effects of sample size on the performance of species distribution models. In: *Diversity and Distributions* 14 (5), S. 763–773. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x.
- Wittmann, M. E., Barnes, M. A., Jerde, C. L., Jones, L. A., Lodge, D. M. (2016): Confronting species distribution model predictions with species functional traits. In: *Ecology and evolution* 6 (4), S. 873–879. DOI: 10.1002/ece3.1898.
- Wollschläger, D. (2010): *Grundlagen der Datenanalyse mit R. Eine anwendungsorientierte Einführung*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Statistik und ihre Anwendungen). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-12228-6>.
- Wu, N. (1997): *The Maximum Entropy Method*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg (Springer Series in Information Sciences, 32).
- Wübbenhorst, J., Südbeck, P. (2002): Woodpeckers as indicators for sustainable forestry? First results of a study from Lower Saxony. In: *Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 48/ 2002 "International Woodpecker Symposium"*.
- Ziese, M., Becker, A., Finger, P., Meyer-Christoffer, A., Rudolf, B., Schneider, U. (2013): *GPCC Drought Index Product (GPCC\_DI) at 1.0°*.

## VII ANHANG

### 1 Tabelle der Baumarten

Abk.	Baumart	Grundfl. [m <sup>2</sup> /ha]
Fr	<i>Fraxinus excelsior</i>	2,157
Aca	<i>Acer campestre</i>	0,113
Aes	<i>Aesculus hippocastanum</i>	0,008
Alg	<i>Alnus glutinosa</i>	0,004
Apl	<i>Acer platanoides</i>	0,113
Aps	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,897
Be	<i>Betula spec.</i>	0,104
Car	<i>Carpinus betulus</i>	1,050
Ced	<i>Cedrus spec.</i>	0,013
Cor	<i>Cornus spec.</i>	0,004
Cra	<i>Crataegus spec.</i>	0,017
Fa	<i>Fagus sylvatica</i>	7,423
La	<i>Larix decidua</i>	0,778
Ma	<i>Malus domestica</i>	0,037
Pic	<i>Picea abies</i>	2,243
Pin	<i>Pinus sylvestris</i>	0,547
Pon	<i>Populus nigra</i>	0,000
Pot	<i>Populus tremula</i>	0,021
Pru	<i>Prunus avium</i>	0,275
Prup	<i>Prunus padus</i>	0,004
Ps	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,204
Qu	<i>Quercus spec.</i>	1,654
Rob	<i>Robinia pseudoacacia</i>	0,026
Saa	<i>Salix alba</i>	0,017
Sac	<i>Salix caprea</i>	0,034
Saf	<i>Salix fragilis</i>	0,013
Sam	<i>Sambucus nigra</i>	0,025
Sor	<i>Sorbus torminalis</i>	0,042
Tax	<i>Taxus baccata</i>	0,013
Til	<i>Tilia spec.</i>	0,234
Ul	<i>Ulmus glabra</i>	0,062

**Tab 38:** Abkürzungen (Abk.) der Baumarten und mittlere Waldgrundfläche (Grundfl.) auf den Untersuchungsflächen Göttinger Umland [m<sup>2</sup>/ha]

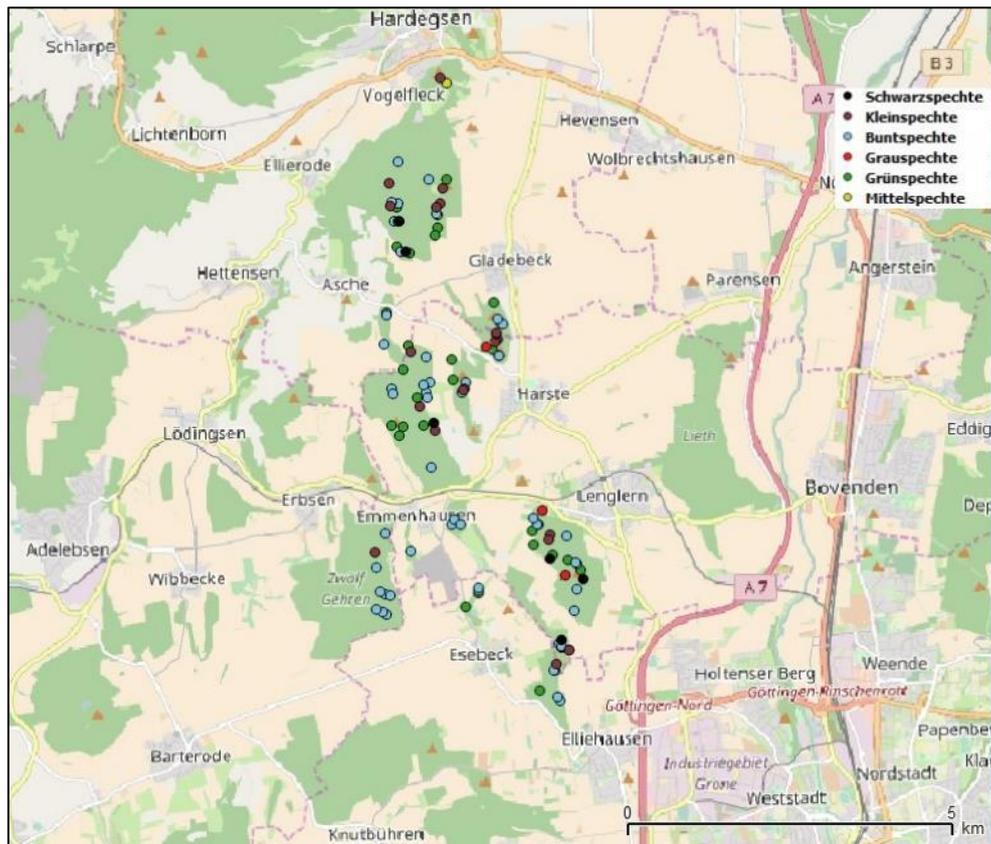
## 2 Spechtarten im Untersuchungsgebiet

### 2.1 Übersicht aller Spechtarten im Untersuchungsgebiet

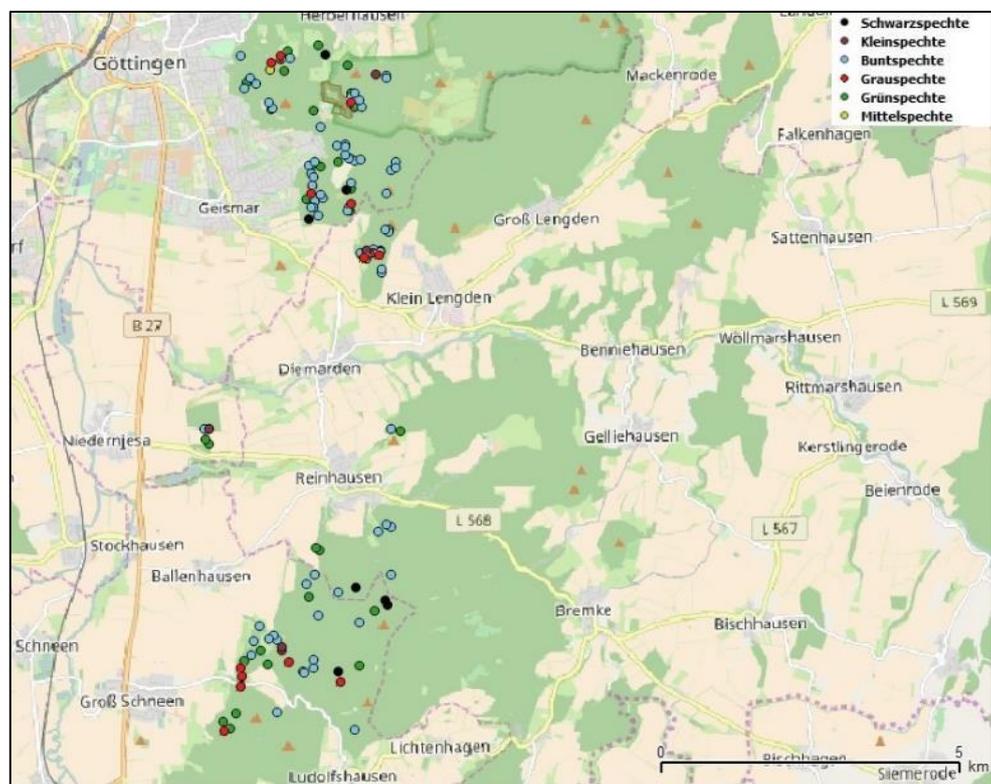
Transekt	<i>Picus canus</i>	<i>Picus viridis</i>	<i>D. minor</i>	<i>D. medius</i>	<i>D. major</i>	<i>Dryocopus martius</i>	Alle
Diemarden 1		2			2		4
Diemarden 2		1			1		2
Emmenh. 1			1	2	1		4
Emmenh. 2					2		2
Emmenh. 3					1		1
Gladeb.1			1				1
Gladeb. 2		3	3	2	4		12
Gladeb. 3		3	1		6	3	10
Gr.Schneen 1	1	2			5	2	8
Gr.Schneen 2		1			3	2	4
Gr.Schneen 3		2					2
Gr.Schneen 4		1			6	1	7
Gr.Schneen 5	1	1	2		3		7
Gr.Schneen 6					1		1
Gr.Schneen 7					2		2
Gr.Schneen 8	3	3					6
Gr.Schneen 9	1	1					2
Harste 3					1		1
Harste 6					1		1
Harste2	1	2	4		4		11
Harste3		1					1
Harste4		5	1	2	3		11
Harste5		1	1		5		7
Harste6		2	2		1		5
Harste7		1	2	1	1	2	5
Lenglern 3		2					2
Lenglern 5	1	3	2		2	1	8
Lenglern 6	1				2		3
Lenglern 6		3		1	3	1	7
Lenglern 8					2		2
Lenglern 9		1					1
Stadtwald 1		1			3		4
Stadtwald 2	2	3	2	3	3		13
Stadtwald 3		1				1	1
Stadtwald 4		1			3		4
Stadtwald 5	1	3		1	13	1	18
Stadtwald 6	1	3		1	13	1	18
Stadtwald 7	3	4	1		12		20
Stadtwald 8	2	1	3		5		11
Summe	18	58	26	13	114	15	229

**Tab 39:** Übersicht aller Spechtregistrierungen auf den Transekten um Göttingen im 300 m-Netz, D.=Dendrocopos

## 2.2 Übersichtskarte der Spechtarten im Untersuchungsgebiet

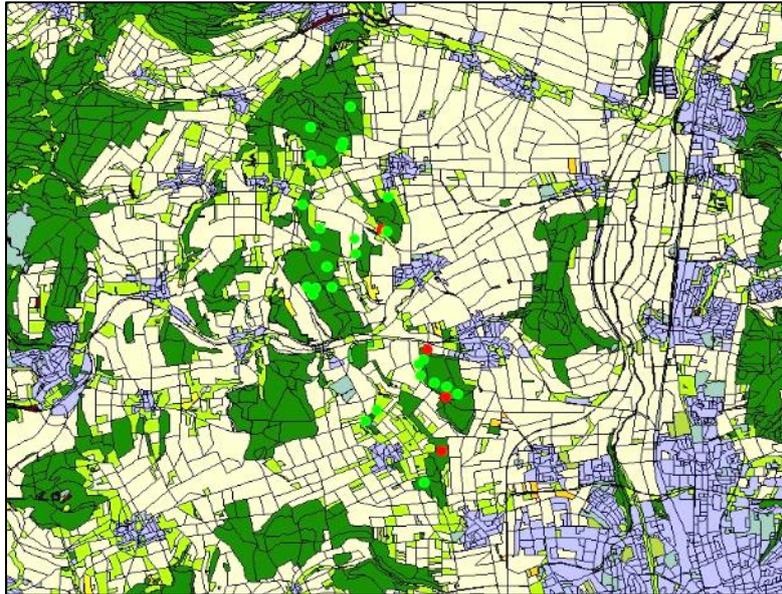


**Abb. 61:** Geographische Darstellung der Registrierung aller Spechtarten aus der Kartierung im Sektor "West"



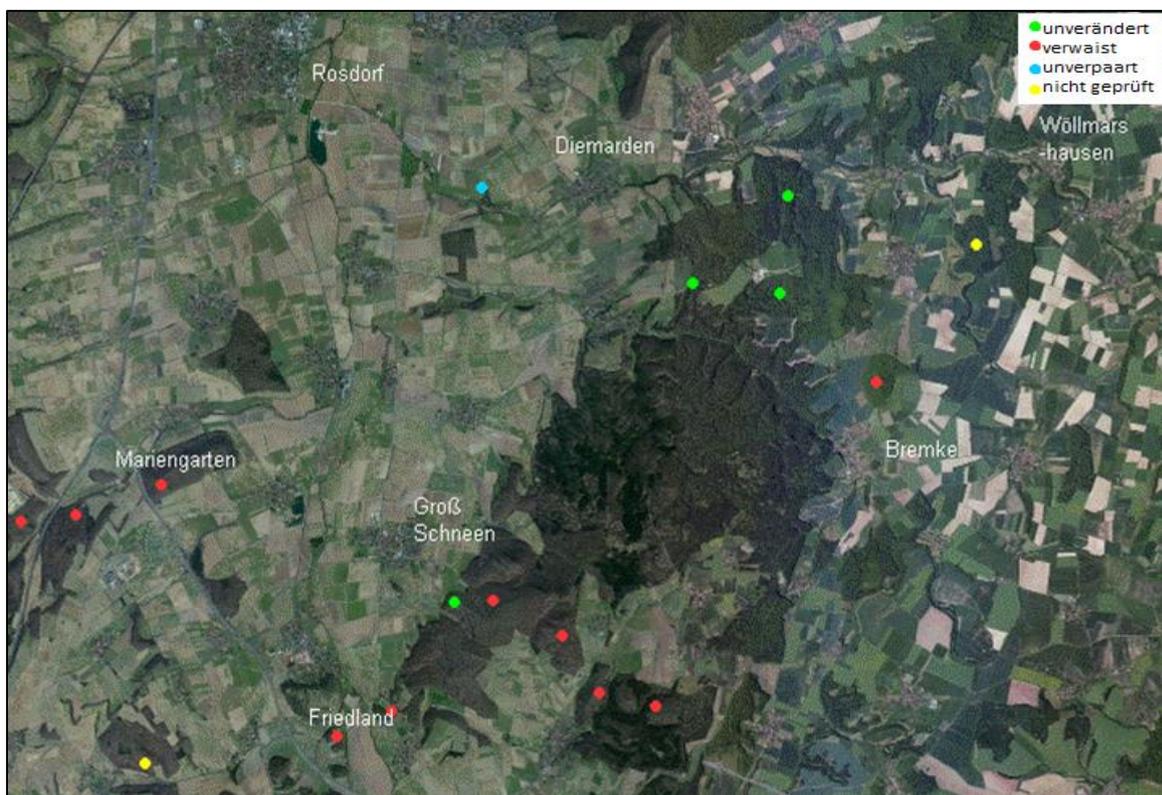
**Abb. 62:** Geographische Darstellung der Registrierung aller Spechtarten aus der Kartierung im Sektor "Ost"

## 2.3 Grauspecht und Grünspecht



**Abb. 63:** Geographische Darstellung des Vorkommens von *Picus canus* (Punkte rot) und *Picus viridis* (Punkte hellgrün) im Sektor Göttingen West aus der Transektkartierung im 300 m-Netz

## 2.4 Populationsveränderung im Untersuchungsgebiet



**Abb. 64:** Geographische Darstellung der Brutpaarveränderung zwischen 2005 und 2015 südlich von Göttingen

## 2.5 Klangattrappenreaktion

VNr	Distanz [m]	GW1	GW2
1	300	Anflug	Keine Reaktion
2	300	Ruf, Anflug	Anflug
3	300	Anflug	Ruf
4	400	Ruf, Anflug	Anflug
5	400	Anflug	Anflug
6	400	Anflug, Ruf	Keine Reaktion
7	500	Ruf, Anflug	Keine Reaktion
8	500	Keine Reaktion	Ruf, Anflug
9	500	Keine Reaktion	Anflug

**Tab. 40:** Reaktion der Klangattrappen-Versuche ( $n=9$  je Weibchen) an besenderten Grauspechten (GW=Grauspechtweibchen), VNr = Versuchsnummer

## 3 Habitatmodellierung

### 3.1 GLM Modell-Koeffizienten

Modellgemittelte Koeffizienten:

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-18.459	0.5026	0.5040	3.662	0.00025 ***
D > 100cm	0.4879	0.4123	0.4128	1.182	0.23725
STH>100cm	0.2440	0.3802	0.3804	0.641	0.52135
STH Alle	-0.2008	0.3377	0.3385	0.593	0.55295
MW BHD	0.1314	0.2757	0.2764	0.475	0.63464

**Tab. 41:** Ergebnisübersicht des GLM mit Schätzkoeffizienten (Estimate), Standardfehler (Std. Error), Standardabweichung (SE), Teststatistik (z) mit p-Wert Pr(>|z|) von Durchmesserklasse (D)>100cm, Stehendem Totholz (STH) >100cm und gesamt (Alle), Mittelwert (MW) BHD

### 3.2 Habitatmodelle: Liste der verwendeten Daten

#### Bewaldungstyp und -dichte:

Copernicus Initial Operations 2011-2013 Land Monitoring Services, hochaufgelöstes Rasterlayer der dominierenden Waldtypen in räumlicher Auflösung von 20 m. Basierend auf ESA Satellitenbildern semiautomatisch erzeugt und computerunterstützt visuell verfeinert. Veröffentlicht am 31.03.2016. <http://www.d-copernicus.de/daten-des-kerndienstes-landueberwachung>

Copernicus Initial Operations 2011-2013 Land Monitoring Services, hochaufgelöstes Rasterlayer der Bewaldungsdichte (Tree Cover Density 0 – 100 %) in

räumlicher Auflösung von 20 m, veröffentlicht am 16.03.2016. <http://www.d-copernicus.de/daten-des-kerndienstes-landueberwachung>

**Naturwald:**

Vektorlayer der Naturwaldreservate Niedersachsens, projektgebunden zur Verfügung gestellt durch die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen

**Alter Wald:**

„Alter Wald“ – Standorte aus dem Niedersächsischen Forstinformationssystem NIFIS, einer ArcSDE-basierten Geodatenbank. Nach definierten Kriterien (Dubberke-Spandowski 2011) wurden die jeweiligen Standorte ausgewiesen und anschließend digital umgesetzt. Ergebnis der 2008 durchgeführten Digitalisierung der "Alten Waldstandorte" Niedersachsens zur Verfügung gestellt durch das Niedersächsische Forstplanungsamt Wolfenbüttel.

**Höhenmodell:**

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Das Digitale Geländemodell 250 beschreibt die Geländeformen der Erdoberfläche durch eine in einem regelmäßigen Gitter angeordnete, in Lage und Höhe georeferenzierte Punktmenge auf Basis von ATKIS-Daten mit einer Gitterweite von 200 m x 200 m. Veröffentlicht am 01.01.2008, aktualisiert am 21.10.2017 © GeoBasis-DE / BKG 2017. [http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz\\_rahmen.gdz\\_div?gdz\\_spr=deu&gdz\\_akt\\_zeile=5&gdz\\_anz\\_zeile=0&gdz\\_unt\\_zeile=0&gdz\\_user\\_id=0](http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=0&gdz_unt_zeile=0&gdz_user_id=0)

**Grünland und Steinbrüche:**

Daten aus dem ATKIS, Datensätze von 2006 und 2017, Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (LGLN), Regionaldirektion Northeim, Bahnhofstraße 15, 37154 Northeim

**Agrarland:**

Corine Land Cover 2006, Rasterdaten der Landnutzungstypen in räumlicher Auflösung von 100 m. Veröffentlicht am: 10.10.2016. Zuletzt aktualisiert: 28.02.2017. <http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2006/>  
<http://www.eea.europa.eu/legal/copyright>

**Siedlung:**

Corine Land Cover 2006, Rasterdaten der Landnutzungstypen in räumlicher Auflösung von 100 m. Veröffentlicht am: 10.10.2016. Zuletzt aktualisiert: 28.02.2017.

<http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2006/>

<http://www.eea.europa.eu/legal/copyright>

### **Klimadaten:**

Climate Data Centre (CDC) Deutscher Wetterdienst (DWD), Klimadaten aus dem Jahresdurchschnitt von 2005. Die Raster beruhen auf DWD Stationsdaten. Die Anzahl der Tage der Über- bzw. Unterschreitung eines Kennwerts wird stationsweise für jedes Jahr berechnet. [ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids\\_germany/](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/grids_germany/)

DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Tage mit Niederschlag  $\geq 10$  mm für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km. Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Tage mit Niederschlag  $\geq 20$  mm für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Frosttage für Deutschland, Definition Frosttag: Minimum der Lufttemperatur  $< 0^{\circ}\text{C}$ , Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahresraster der Anzahl der Schneedeckentage für Deutschland, Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahressumme der Raster der monatlichen Niederschlagshöhe für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC): Rasterdaten der Anzahl der heißen Tage; Definition Heißer Tag: Maximum der Lufttemperatur  $\geq 30^{\circ}\text{C}$ , Auflösung 1 x 1 km, Version v1.0, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC): Rasterdaten der Jahressumme für die direkte Strahlung auf die horizontale Ebene für Deutschland basierend auf Boden- und Satellitenmessungen, Auflösung 1 x 1 km. Version V002, zuletzt geprüft am 25.10.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahreszeitenmittel der Raster der Monatsmittel der Lufttemperaturmaxima (2 m) für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version 01.09.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahreszeitenmittel der Raster der Monatsmittel der Lufttemperaturminima (2 m) für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version 01.09.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahreszeitenmittel der Raster der monatlich gemittelten Lufttemperatur (2 m) für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version 01.09.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahreszeitenmittel der Raster des Jährlichen Feuchtigkeitsindex (2 m) für Deutschland, Auflösung 1 x 1 km, Version 01.09.2017 . Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jahressumme der Raster der monatlichen Sonnenscheindauer für Deutschland, Version v1.0, 01.09.2017. Copyright: © Deutscher Wetterdienst

DWD Climate Data Center (CDC), Jährlicher Feuchtigkeitsindex 2005. Maps and grid data of DWD drought index derived from GPCP data 2005-05-01Z on a 1x1 degree grid, provided by WMO RA VI Regional Climate Centre (RCC) on Climate Monitoring, veröffentlicht am 01.06.2016, <https://gisc.dwd.de/wisportal/#SearchPlace:q?pid=de.dwd.rcc-m.ecsm.drought>

### 3.3 Modellvergleich nach AUC

<i>Modell</i>	<i>Gefiltert</i>		<i>Ungefiltert</i>	
	AUC	SD	AUC	SD
<i>Habitat Gesamt</i>	0.888	0.112	0.898	0.848
<i>Habitat Zufall</i>	0.884	0.094	0.883	0.156
<i>Habitat Aggregiert</i>	0.945	0.063	0.954	0.135
<i>Klimamodell Gesamt</i>	0.822	0.088	0.842	0.076
<i>Klima Zufall</i>	0.829	0.185	0.77	0.231
<i>Klima Aggregiert</i>	0.97	0.014	0.97	0.015
<i>Kombiniert Gesamt</i>	0.922	0.092	0.921	0.096
<i>Kombiniert Aggregiert</i>	0.979	0.028	0.98	0.016
<i>Kombiniert Zufall</i>	0.934	0.098	0.9	0.165

**Tab 42:** Vergleich der berechneten Modelle an Hand der AUC - Werte (AUC = Area under the curve), SD = Standardabweichung

## Curriculum Vitae

### Persönliche Daten

Name Mareike Schneider, geb. Irskens  
 Geburtsdatum 04.09.1981  
 Geburtsort Hesse, Niedersachsen

### Werdegang

Seit 04/2012 **Doktorandin im Fachbereich Naturschutz der Georg-August-Universität Göttingen**  
 Dissertation unter der Leitung von Prof. Dr. M. Mühlenberg und Prof. Dr. C. Leuschner „Untersuchung der Lebensraumsprüche des Grauspechts *Picus canus* und seiner Verbreitungsgrenze in Niedersachsen“ als Stipendiatin des Evangelischen Studienwerks.

11/2010 Geburt meiner Tochter, Erziehungszeit

04/2008 Geburt meines Sohnes, Erziehungszeit

08/2007-02/2008 **Mitarbeiterin am Klaus-Novy-Institut, Köln**  
 Projektarbeit

07/2007-06/2008 **Lehrtätigkeit am Botanischen Garten Köln**

01/2007 **Praktikum an der Universität Mysore, Indien**  
 Mitarbeit an einer Studie zur Untersuchung gefährdeter Großsäuger, Datenerhebung durch Distance Sampling im Regenwald, Kooperation mit Plantagenbesitzern

10/2006-08/2007 Reise durch Asien

10/2001-10/2006 **Studium der Biologie, Universität Göttingen**  
 Studienschwerpunkte Zoologie, Naturschutz und Psychologie. Mitarbeit am EU-Projekt ‚ALARM‘, Universität Göttingen zur Risikoermittlung für Biodiversität in terrestrischen und Süßwasser-Ökosystemen  
 Diplom am 11.10.2006, Abschlussnote ‚sehr gut‘. Diplomarbeit über die Artenvielfalt und zeitliche Veränderung von Tagsschmetterlingsgemeinschaften auf Kalkmagerrasen in Abhängigkeit von Habitatgröße, Isolation und Pflegemaßnahmen

1993-2001 **Ratsgymnasium Stadthagen, Abitur am 20.06.2001**

1991-1993 **Orientierungsstufe** Helpsen

1987-1991 **Grundschule** Hesse