

# Haselhuhnkartierung im Wegscheider Land



**im Auftrag von**

Wildland Stiftung Bayern  
Hohenlindner Str. 12  
85622 Feldkirchen

**bearbeitet von**

Büro für Naturschutz und Forstplanung Siano  
Dr. rer. silv. Ralf Siano  
Schubertstraße 6  
01307 Dresden

Dresden, den 20.01.2017

## **Inhaltsverzeichnis**

1. Einleitung .....	1
2. Grundlagen – Verbreitung und Lebensraumansprüche des Haselhuhns .....	2
2.1. Verbreitung in Deutschland und mit Fokus auf Bayern .....	2
2.2. Lebensraumansprüche und Raumnutzung des Haselhuhns .....	4
3. Untersuchungsgebiet .....	5
4. Material und Methoden .....	7
5. Ergebnisse und Diskussion .....	10
5.1. Nachweisverteilung und Bestandssituation .....	10
5.2. Habitatnutzung .....	13
5.2.1. Habitatnutzung und Bestandesstruktur .....	13
5.2.2. Habitatnutzung hinsichtlich bestimmter Lebensraumelemente .....	15
5.3. Waldfragmentierung .....	21
5.4. Maßnahmenvorschläge zur Lebensraumgestaltung .....	24
6. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....	25
7. Literaturverzeichnis .....	28

## 1. Einleitung

Das Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*) besiedelt die nördliche Nadelwaldzone und Teile des Laubwaldgürtels Eurasiens, wobei die Vorkommen Mitteleuropas fragmentiert und teils auf Inselpopulationen beschränkt sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, BERGMANN et al. 1996, KLAUS & BERGMANN 2004, STORCH 2007). Als Gefährdungs- und Rückgangsursachen sind vorrangig Lebensraumverlust/-fragmentierung, hoher Prädationsdruck sowie die witterungsbedingte Beeinflussung des Reproduktionserfolges zu nennen.

Im Bayerischen Wald/Böhmerwald existiert eine individuenreiche mitteleuropäische Haselhuhnpopulation, deren Erhalt und Schutz von hoher Bedeutung ist (KLAUS & BERGMANN 2004). Die Ökologie dieser Population ist auf bayerischer Seite, insbesondere für den Nationalpark Bayerischer Wald, bereits in verschiedenen Studien beschrieben (z. B. SCHERZINGER 1976, KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995, MÜLLER et al. 2009). Zudem führt S. KLAUS auf tschechischer Seite (Bezirk Klatovy) seit nunmehr über 40 Jahren Erhebungen in Kontrollflächen durch, die u. a. Aussagen zur langfristigen Bestandsentwicklung und Lebensraumwahl zulassen (KLAUS 1991, 1995, 1996, 2007, KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016).

Für den südlichen Bayerischen Wald lagen detaillierte Datengrundlagen bisher kaum vor. 2014 erfolgte in den dortigen Hochlagen eine Haselhuhnkartierung (SIANO 2014), die den Kenntnisstand auf lokaler Ebene bereits erweitern konnte. An der Arealgrenze der Art, den südlichen Ausläufern des Bayerischen Waldes, wo bereits Siedlungen und landwirtschaftliche Flächen die Waldfläche markant zergliedern, fehlten systematisch erhobene Daten weiterhin. 2016 wurde für die Waldflächen des Wegscheider Landes die hier vorliegende Kartierung initiiert, die neben einer grundlegenden Bestandsermittlung die Bewertung der Habitatwahl sowie Maßnahmenvorschläge für ein gezieltes Lebensraummanagement als Ziele verfolgt.

## 2. Grundlagen – Verbreitung und Lebensraumsprüche des Haselhuhns

### 2.1. Verbreitung in Deutschland und mit Fokus auf Bayern

In Deutschland finden sich individuenstarke Vorkommen des Haselhuhns in den Alpen sowie im Bayerischen Wald, der in Verbindung mit dem tschechischen Böhmerwald und dem österreichischen Mühl- & Waldviertel die zweitgrößte westeuropäische Population beheimatet (KLAUS & BERGMANN 2004). Ein weiteres Hauptvorkommen findet sich im Rheinischen Schiefergebirge, ist dort jedoch bereits auf Teilgebiete fragmentiert. Die wiederholt aufgeführten isolierten Kleinvorkommen im Nürnberger Reichswald, dem Fichtelgebirge und in der Rhön (GEDEON et al. 2014 bzw. vgl. Abb. 1, RÖDL et al. 2012), können von Artexperten nicht bestätigt werden. Das ehemals individuenstarke Vorkommen im Schwarzwald gilt als Erloschen (LIESER & ROTH 2001, LIESER 2015). Ansiedlungsversuche erfolg(t)en im Südharz, im Frankenwald und in der Prignitz. Während die Aussetzung im Harz bereits vor einigen Jahren ohne Erfolg eingestellt wurde, kommen im Thüringer Frankenwald auch aktuell noch Vögel frei (BERGMANN & NIKLASCH 1995, KLAUS et al. 2009, KLAUS & BERGMANN 2004, KLAUS et al. 2015). Die Auswilderungsversuche in der brandenburgischen Prignitz sind aufgrund fehlender Beachtung der IUCN-Richtlinien für Ansiedlungsprojekte äußerst kritisch zu betrachten (RYSILAVY et al. 2011).

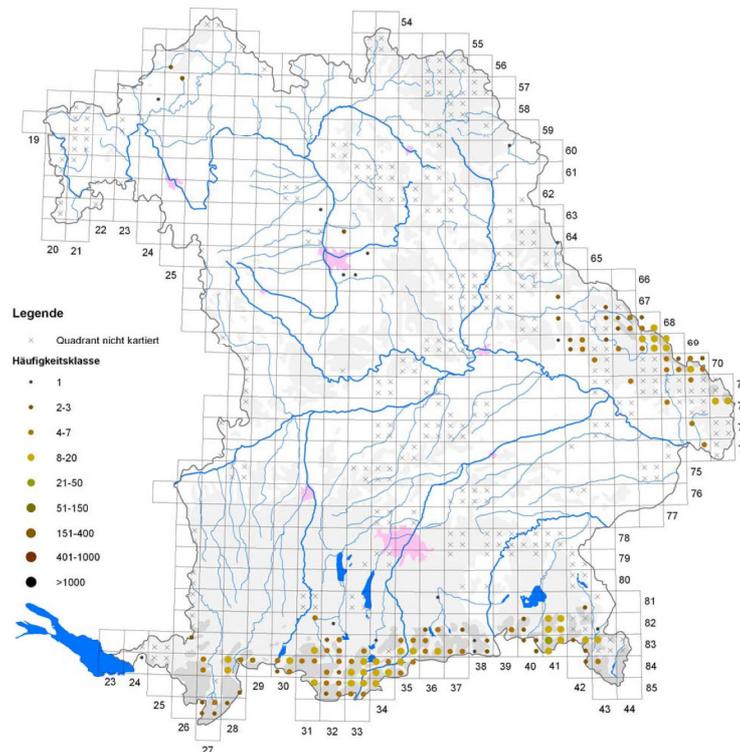
GEDEON et al. (2014) geben für Deutschland eine Bestandsgröße von 1.000 bis 1.500 Revieren an (Zeitraum 2005-2009). STORCH (2007) verweist auf einen Bestand von 2.000 bis 4.000 Individuen. Das Haselhuhn wird in der aktuellen Roten Liste Deutschlands (5. Fassung) in der Kategorie 2 „Stark gefährdet“ geführt (GRÜNEBERG et al. 2015). Außerdem ist es im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten) genannt.

In der aktuellen Roten Liste der Brutvögel Bayerns (4. Fassung) ist das Haselhuhn in der Kategorie 3 „Gefährdet“ aufgeführt (LFU 2016), was einer Verschärfung zur Vorgängerversion widerspiegelt (3. Fassung 2003: Kategorie V: „Arten der Vorwarnliste“, FÜNFSÜCK et al. 2003). Die Bestandssituation in Bayern wird auf 750 bis 1.200 geschätzt (RÖDL et al. 2012). Im Bayerischen Wald geben KLAUS & BERGMANN (2004) eine Bestandsgröße von weniger als 1.000 Individuen an. Hier ist der weitgehend bewaldete Mittelgebirgskamm noch großflächig besiedelt, zwischen Lamer Winkel im Nordwesten bis zum Dreiländereck (D/A/CZ) im Südosten (Dreisessel).

Atlas der Brutvögel in Bayern, Auszug  
Verbreitung 2005-2009

**Haselhuhn**

*Tetrastes bonasia*



Rödl, T., Rudolph, B.-U., Geiersberger, I., Weixler, K. & Görjen, A. (2012):  
Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer  
256 S.

mit freundlicher Genehmigung: © 2012 Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

Ornithologische Gesellschaft  
in Bayern e. V.



Bayerisches Landesamt für Umwelt, Gsteigstr. 43, 82467 Garmisch-Partenkirchen, www.lfu.bayern.de

**Abb. 1:** Haselhuhnverbreitung in Bayern (Quelle: siehe Abb.)

Für die südlichen Ausläufer des Bayerischen Waldes – und somit das Untersuchungsgebiet betreffend – fehlen bislang verlässliche Daten weitgehend oder sind lückenhaft. In der Vergangenheit erstreckten sich die vom Haselhuhn besiedelten Waldflächen von den Hochlagen des Bayerischen Waldes bis hinab ins Donautal und darüber hinaus (POPP & MÜLLER 1966, WÜST 1981). WÜST (1981) schildert für die 1920er Jahre ein häufiges Auftreten des Haselhuhns in den Ausläufern des Bayerischen Waldes, von wo es in den jenseits der Donau gelegenen Neuburger Wald verstrich. Für den Altlandkreis Wegscheid wurde von POPP & MÜLLER (1966) in den 1960er Jahren ein Bestand von bis zu 220 Individuen angegeben. Daten aus dem letzten Brutvogelatlas Bayerns verweisen in diesem

Gebiet hingegen nur auf eine äußerst geringe Nachweisdichte (RÖDL et al. 2012). Meldedaten der bayerischen Jägerschaft, gebündelt im Wildtiermonitoring Bayern, zeigen eine lückige Besiedlung im Wegscheider Land (LANDESJAGDVERBAND BAYERN 2015), jedoch gehen hieraus keine klaren Bestandszahlen hervor.

Für das östlich angrenzende Oberösterreich beschreibt MAYER (1978) die Situation des Haselhuhns für die Jahre 1965-1975 u. a. anhand von Abschusszahlen. Für den an Deutschland angrenzenden Bezirk Rohrbach verweist er auf erstaunlich hohe Abschlüsse von jährlich durchschnittlich 46 Individuen, wobei dieser Wert markant über den Angaben aus den anderen Vorkommensgebieten Oberösterreichs liegt, was schon damals eine jagdlich bedingte Gefährdung der Bestände befürchten lies. In den Waldgebieten unmittelbar südlich der Donau (Bezirk Schärding) wird auf sporadische Vorkommen verwiesen. In jüngerer Vergangenheit wird das Haselhuhnvorkommen Oberösterreichs (im Umgriff des Kartiergebietes) für die lokalen Anteile des Böhmerwaldes und dessen Ausläufer beschrieben sowie in Donau-nahen Waldflächen im Grenzbereich zu Deutschland (BRADER & AUBRECHT 2003), wobei hier ähnlich wie auf bayerischer Seite mit Kartierlücken zu rechnen ist bzw. der Detailgehalt der Daten eingeschränkt ist.

## 2.2. Lebensraumsansprüche und Raumnutzung des Haselhuhns

Das Haselhuhn ist ein Bewohner der Strauch- & unteren Baumschicht des Waldes und besiedelt unterholzreiche Nadel- und Mischbestände, Niederwälder, jüngere Waldentwicklungsphasen, natürliche Sukzessionsflächen (z. B. Katastrophenflächen) bzw. strukturreiche (Lücken, reiche vertikale/horizontale Gliederung) Wälder in der Zerfallsphase/Altbestände, wobei durchaus saisonale Unterschiede in der Habitatwahl auftreten (z. B. SCHERZINGER 1976, ZBINDEN 1979, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, LIESER 1994, 1995, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996, MATHYS et al. 2006). Strukturlose Hallenbestände werden vom Haselhuhn gemieden. Neben ausreichend Deckung in Form von Koniferen, sind Weichlaubhölzer wie bspw. Weide (*Salix* spp.), Erle (*Alnus* spp.), Birke (*Betula* spp.) oder Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) als Nahrungsgrundlage ein äußerst wichtiges Lebensraumelement, weshalb sie zumindest in geringen Deckungsgraden vorhanden sein müssen (z. B. LIESER 1994, 1995, SWENSON 1993, 1995, BERGMANN et al. 1996, KLAUS & BERGMANN 2004, KAJTOCH et al. 2012, KLAUS & LUDWIG 2015).

Für den Bayerischen Wald/Böhmerwald erwiesen sich Berg-/Aufichten- & Moorrandwälder, Bergmischwälder und Erlenbachtäler als vom Haselhuhn besiedelte

Waldtypen (SCHERZINGER 1976, BERGMANN et al. 1996, KLAUS 1996). Struktur-/baumartenreiche, etwa 30 Jahre alte Bestände sowie Alt-/Plenterbestände werden bevorzugt, wobei auch hier die Präsenz von Weichlaubhölzern wiederholt betont wird. Wie ein Habitatmodell für den Nationalpark Bayerischer Wald zeigte, erwiesen sich Habitatheterogenität, Bestandesstruktur (Mehrschichtigkeit), das Vorkommen von Vogelbeere/Weide, Wurzelteller, Schneisen und Laubbaumverjüngung als wichtige Lebensraumelemente (MÜLLER et al. 2009). Im Böhmerwald ergab sich eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit in dichten Fichten(laubmisch)beständen mit geringer Bestandesdurchsichtigkeit (siehe Kapitel 5.2.1.), bei gut ausgeprägter Bodenvegetation (hohe Anteile Kräuter und Heidelbeere) und bei Vorkommen von Strukturelementen wie liegendem Totholz und Ameisenhügeln (KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016).

Haselhühner sind äußerst standorttreu, mit eingeschränkter Dispersionsfähigkeit und nutzen vergleichsweise kleinflächige Wohngebiete von 10 bis 40 ha (SWENSON 1991b, KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995, LIESER 1994, 1995, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996). Im Nationalpark Bayerischer Wald wurden an besenderten Vögeln durchschnittlich 20 ha große Streifgebiete ermittelt (KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995).

### **3. Untersuchungsgebiet**

Die Haselhuhnkartierung erfolgte im östlichen Landkreis Passau, in etwa auf dem Gebiet des Altlandkreises Wegscheid. Als Gebietsbezeichnung wurde „Wegscheider Land“ gewählt, das in seiner Ausdehnung ein Großteil des Kartiergebietes umfasst. Bestandteil des Untersuchungsgebietes sind die Gemeinden Breitenberg, Sonnen, Hauzenberg, Wegscheid, Untergriesbach und Obernzell (Abb. 2).

Naturräumlich betrachtet ist das Untersuchungsgebiet der „Wegscheider Hochfläche“ und dem „Passauer Abteiland und Neuburger Wald“ zuzuordnen (Quelle LFU: Karte der Naturraum-Haupteinheiten und Naturraum-Einheiten in Bayern). Großräumig ist es der Naturraum-Haupteinheit „Oberpfälzer und Bayerischer Wald“ zugehörig.

Die Kartierfläche erstreckt sich im Osten und im Süden entlang der österreichischen Grenze. Im Süden grenzt das Kartiergebiet zugleich an die Donau. Westlich und nördlich definieren die entsprechenden Gemeindegrenzen die Begrenzung des Untersuchungsgebietes.

Die Waldbestände des Kartiergebietes werden von Gemeiner Fichte (*Picea abies*), Weißtanne (*Abies alba*) und Rotbuche (*Fagus sylvatica*) dominiert. Das Untersuchungsgebiet ist nicht flächig von Wald bedeckt. Vielmehr ist die Waldfläche in mehrere unterschiedlich große Inseln fragmentiert (Tab. A1), getrennt von landwirtschaftlichen Flächen und Siedlungen. Mehr oder weniger zusammenhängende Waldgebiete fallen im Norden und im Zentrum des Kartiergebietes auf. Zwischen Bauzing – Tiessenberg/Kohlleiten und Frauenwald/Oberneureuther Berg, nördlich von Hauzenberg, erstreckt sich eines dieser kompakten Waldgebiete, das sich auch jenseits der Grenze des Untersuchungsgebietes noch weiter nach Norden bis nach Waldkirchen erstreckt. Zwischen Hauzenberg, Wegscheid und Untergriesbach liegt ein weiteres markantes Waldband, das sich vom Staffelberg/Ruhmannsberg im Norden bis zum Fichtenwald im Süden erstreckt. Zudem finden sich größere, mehr oder weniger zusammenhängende Waldbereiche nördlich von Wegscheid (Kühberg/Blochleiten, Friedrichsberg/Kohlholz/Kühzogel), mit Anschluss an das Waldband im Zentrum. Das Kartiergebiet schließt Höhenlagen von ca. 300 m ü. NN (Donautal) bis ca. 950 m ü. NN (Frauenwald) ein.

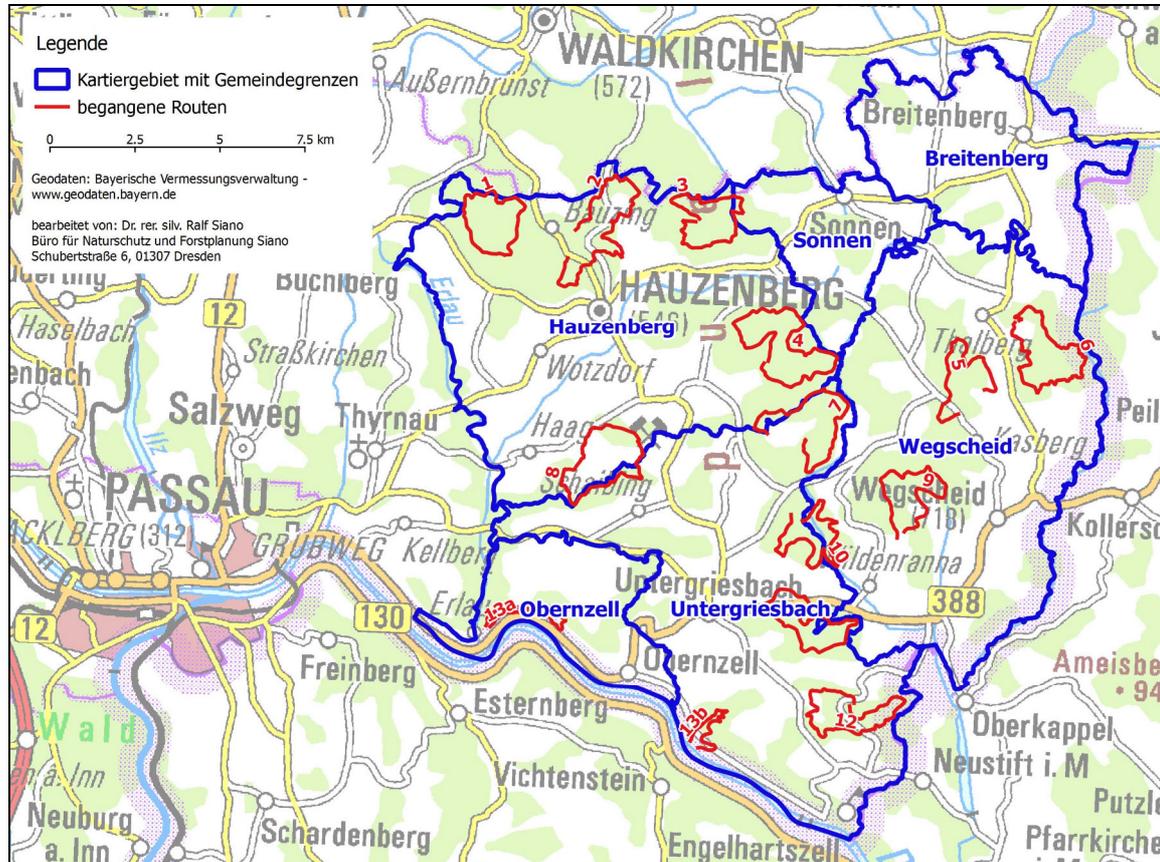


Abb. 2: Die das Kartiergebiet einschließenden Gemeinden sowie Lage der begangenen Transekte

#### 4. Material und Methoden

Die Datenerfassung erfolgte entlang von zuvor festgelegten Transekten. Über das Untersuchungsgebiet verteilt sind letztendlich 13 Routen begangen worden (Abb. 2). Transekt 13 setzt sich als einzige Ausnahme aus zwei Teilabschnitten (13a & 13b) zusammen, wird in der Auswertung jedoch als eine Route geführt.

Insgesamt erstrecken sich die Routen auf einer Strecke von ca. 117 km, wobei die durchschnittliche Transektlänge bei 9,0 km liegt. Die Routenlegung orientierte sich zum einen an Haselhuhnmeldedaten der lokalen Jägerschaft (ROSENBERGER schriftl. Mitt.) und zum anderen sind kompakte bzw. vergleichsweise gering zergliederte Waldflächen ausnahmslos durch Routen belegt worden (vgl. Abb. 3). Waldbereiche, die durch eine starke Verinselung geprägt sind blieben somit von Transekten weitgehend unberührt, was die auftretenden Lücken in der Transektverteilung bzw. fehlende Routen in den Gemeinden Sonnen und Breitenberg erklärt (vgl. Abb. 2 & 3). Die Meldedaten der Jägerschaft aus den vergangenen Jahren wurden digital aufbereitet und einem groben zeitlichen Rahmen zugeordnet (aktuell, n = 11 bzw. Vorjahre, n = 6; siehe Abb. 1A). Insgesamt standen 17 Haselhuhnmeldungen zur Verfügung, wobei eine Häufung externer Nachweise zwangsläufig zu einer Routenlegung im entsprechenden Waldgebiet führte. Weiterführende Details (Geschlecht, Nachweisart, genauer Zeitpunkt) lagen für die externen Haselhuhnmeldungen nicht vor. Zusätzlich wurde die Totfundmeldung einer Haselhenne in der Gemeinde Breitenberg in die Darstellung externer Nachweise aufgenommen, die dem Kartierer im Frühjahr 2016 übermittelt wurde (SCHÖNSTEIN & SÜB schriftl. Mitt., siehe Abb. 1A).

Die Begehung der Transekte erfolgte GPS-basiert unter Verwendung eines GARMIN GPSMAP 62s, wobei die Routen zumeist entlang von Wegen (Forstwege, Rückewege etc.) verliefen. Dass Begehen von festgelegten Transekten im Zuge einer Haselhuhnerfassung ist gängige Praxis (z. B. KLAUS 2007, LUDWIG & STORCH 2011, KAJTOCH et al. 2012).

Es wurden jeweils zehn Punkte zufällig im Verlauf der Route verteilt (gesamt n = 130). Der Mindestabstand zwischen zwei Einzelpunkten beträgt ca. 225 m Luftlinie. An diesen Erfassungspunkten sind in einem Radius von 20 m (1.257 m<sup>2</sup>) systematisch Lebensraumparameter erfasst worden. Darüber hinaus wurde hier gezielt nach Haselhuhnnachweisen gesucht (siehe Textverlauf). Zu den erfassten Habitatparametern zählen u. a. Daten zur Bestandesstruktur (z. B. Baumartenverteilung, Altersklasse, Anteil Weichlaubholz, Verjüngung, Bestandesdurchsichtigkeit), der Bodenvegetation und

weiterer (kleinräumiger) Lebensraumstrukturen (z. B. Sandbadepotenzial, Vorkommen von Wurzeltellern etc.). Zur Ermittlung der Bestandesdurchsichtigkeit kam der Entfernungsmesser BRESSER RANGEFINDER 4x21 zum Einsatz, wobei bei variierender Durchsichtigkeit des Bestandes ein Mittelwert gebildet wurde.

Gelangen Haselhuhnnachweise abseits der festgelegten Kartierpunkte, gingen diese als Zwischenfunde separat in die Erhebung ein. Hier wurden die vorherrschenden Habitatbedingungen analog erfasst sowie die Fundkoordinaten erhoben. Letztendlich sind 137 Punkte kartiert worden, bei folgender Datenverteilung: Präsenz  $n = 9$ , Abwesenheit  $n = 128$ . Die Auswertung der Habitatdaten erfolgte auf Basis eines Abwesenheit-/Präsenz-Vergleiches. Dabei wurde zugunsten einer simplen Datenbewertung bewusst auf eine statistische Prüfung verzichtet.

Die heimliche Lebensweise des Haselhuhns stellt an seine Erfassung besondere Anforderungen, was entsprechende Artkenntnis und das nötige Know-how voraussetzt.

Eine gängige Nachweismethode ist die Erfassung singender, Revier-markierender Hähne während der Reaktionsmaxima im Frühjahr bzw. im Herbst (SWENSON 1991a, BERGMANN et al. 1996, ANDRETZKE et al. 2005). Für die hier vorliegende Kartierung wurde der Hahnengesang mit Hilfe eines Metallpfeifchens (Lockpfeife) nachgeahmt. Dass alternativ mögliche Abspielen einer Audiodatei als Klangattrappe kam nicht zum Einsatz. Der Erfassungszeitraum lag in der 17. und 18. Kalenderwoche, in den Monaten April und Mai 2016. Im Zuge einer nach gleicher Methodik durchgeführten Haselhuhnkartierung in den Hochlagen des Bayerischen Waldes lag die Anzahl antwortender Hähne innerhalb dieses Zeitraumes vergleichsweise hoch (SIANO 2014). Es wurde direkt an den festgelegten Transektpunkten (siehe oben) gelockt, wobei der Gesang wiederholt nachgeahmt wurde, unterbrochen durch Pausen. Zwischenzeitlich erfolgte die Erfassung der Lebensraumparameter und die Suche nach indirekten Nachweisen. Letzteres umfasste das Absuchen des ca. 1.260 m<sup>2</sup> umfassenden Areals (20-m-Radius) nach Sandbadestellen, Losung, Federn und Trittsiegel. Die Lockpfeife kam im Routenverlauf immer wieder zum Einsatz, so dass eine Reaktion auch abseits der Transektpunkte möglich war.

Die Bestandsermittlung erfolgte transektbasierend und orientierte sich zum einen an der Raumnutzung von Haselhühnern im Bayerischen Wald (durchschnittlich ca. 20 ha Wohngebietsgröße) sowie an der Reichweite, innerhalb derer eine Reaktion auf den nachgeahmten Gesang zu erwarten ist (je 80 m-Radius rechts und links des Transekts = ca.

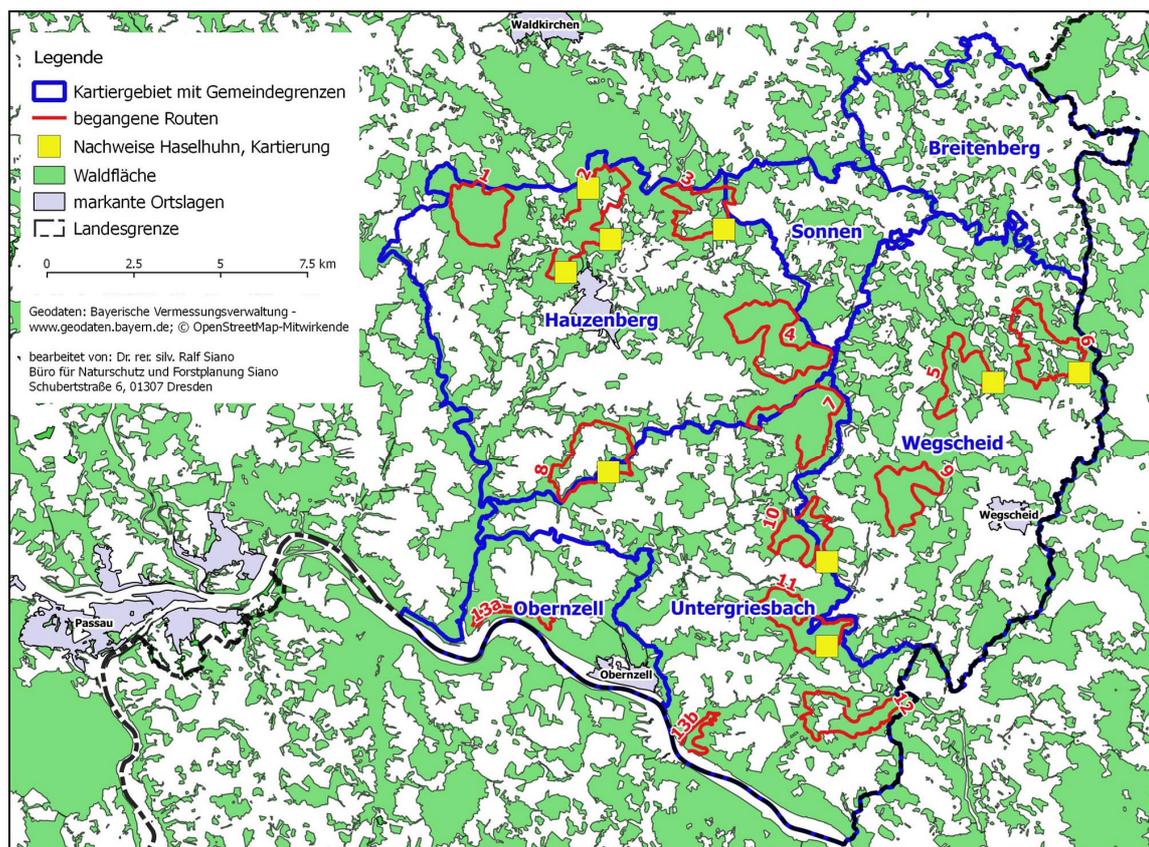
1.840 ha) (WIESNER et al. 1977, SWENSON 1991a, KÄMPFER-LAUENSTEIN 1995). Da sich Hahnen- und Hennenterritorien zur Fortpflanzungszeit deutlich bzw. vollständig überlappen (BERGMANN et al. 1996), davon aber nicht unbedingt ausgegangen werden kann (z. B. nicht verpaarte Hähne), wurde bei der Bestandsermittlung eine Spanne wiedergegeben. Unter Berücksichtigung der Raumnutzungsgrößen (Wohngebietsgröße) wurde den Nachweispunkten mindestens ein Individuum (Minimum) und maximal zwei Individuen (Präsenz eines Pärchens) zugeordnet. Den Flächenbezug berücksichtigend, ergibt sich die in Kapitel 5.1. wiedergegebene Spannbreite der Bestandsdichte, angegeben in Individuen pro 100 ha. Die Meldedaten der Jägerschaft sind in die Bestandsermittlung nicht eingeflossen.

Zur graphischen Darstellung der Ergebnisse diente das Programm QUANTUM GIS (QGIS) in den Versionen 2.0.1-Dufour und 2.14.8-Essen. Digitales Kartenmaterial/Geodaten wurde zum einen von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zur Verfügung (DTK25, Orthophotos) gestellt. Zum anderen wurden die als OpenData öffentlich zugänglichen Geodaten (Verwaltungsgebiete, DTK500) der Bayerischen Vermessungsverwaltung sowie Geodaten von OpenStreetMap (u. a. Waldfläche) genutzt.

## 5. Ergebnisse und Diskussion

### 5.1. Nachweisverteilung und Bestandssituation

Nachweise auf **Haselhuhnpräsenz** gelangen an sieben der 13 Routen (Abb. 3, Tab. 1), was 54% der im Untersuchungsgebiet verteilten Transekte entspricht. Die Nachweisdichte erwies sich als vergleichsweise gering und lag im Durchschnitt bei unter einem Nachweis pro Route (0,7). Abgesehen von einer Ausnahme gelang pro Präsenzroute lediglich ein Nachweis. Mit drei Haselhuhnnachweisen entfiel die höchste Dichte auf Transekt 2 (Tiessenberg/Kohlleiten), der sich in der Gemeinde Hauzenberg, im Norden des Untersuchungsgebietes befindet (Abb. 3). Es ist zu vermuten, dass auch in den direkt nördlich anschließenden, bis nach Waldkirchen reichenden Waldflächen (Landkreis Freyung-Grafenau, Gemeinde Waldkirchen) Haselhühner vorkommen. Eine weiterführende Erhebung zur dortigen Bestandssituation wäre wünschenswert.



**Abb. 3:** Verteilung der im Zuge der Kartierung erbrachten Haselhuhn-Nachweise (n = 9) im Wegscheider Land

Die Nachweisverteilung zeigt Lücken im Süden (Bannholz & Donauleiten, Routen 12 & 13) und im Zentrum (Ruhmannsberg/Krinnigholz, Kühberg/Kühberger Holz bis

Wildenranner Holz, Routen 4, 7 & 9) des Kartiergebietes (Abb. 3). Eine aktuelle Besiedlung konnte hier nicht nachgewiesen werden, obwohl Meldedaten der Jägerschaft für Teilbereiche dieser Waldflächen vorlagen. Dies betrifft die Transekte 4 (Ruhmannsberg/Renfing) und 13b (Donauaiten, Rißholz) (vgl. Abb. 1A). Andererseits gelang es an Route 6 (Friedrichsberg/Weidholz/Kühzogen), deren Umfeld bisher frei von Haselhuhnmeldedaten der Jägerschaft war, einen Nachweis zu erbringen.

Es gelangen ausschließlich indirekte Nachweise (Tab. 1). Auf die Klangattrappe antwortende Hähne oder andere direkte Nachweise (z. B. Sichtung) konnten nicht erfasst werden (vgl. Textverlauf). Die indirekten Nachweise beschränkten sich auf Sandbadestellen (vgl. Abb. 12). Lediglich in einem Fall (Route 2, Tiessenberg) konnten in einer Huderpfanne zudem Federn und Losung gefunden werden.

Auf die bereits zuvor festgelegten Erfassungspunkte (10/Route) entfielen zwei Nachweise (ca. 20%), hinzu kamen sieben Zwischenfunde (ca. 80%; zwischen den Erfassungspunkten liegend).

**Tab. 1:** Verteilung der Haselhuhnnachweise an 13 Routen im Wegscheider Land, HAS = Haselhuhn

Routen- nummer	HAS- Nachweise [n]	Nachweisart/-verteilung [n]	
		direkt	indirekt
1	0	-	-
2	3	-	3
3	1	-	1
4	0	-	-
5	1	-	1
6	1	-	1
7	0	-	-
8	1	-	1
9	0	-	-
10	1	-	1
11	1	-	1
12	0	-	-
13 (a & b)	0	-	-
<b>Summe</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>9</b>

Es ergibt sich ein **Haselhuhn-Frühjahrsbestand von 0,5-1,0 Individuum/100 ha**, was einer vergleichsweise geringen Bestandsdichte entspricht. In den Hochlagen des südlichen Bayerischen Waldes (Forstbetrieb Neureichenau), nur wenige Kilometer vom Kartiergebiet entfernt, konnte hingegen ein Frühjahrsbestand von 2-4 Ind./100 ha nachgewiesen werden (SIANO 2014), was markant über dem hier ermittelten Wert liegt. Weitere Vergleichswerte

aus der Region liegen aus dem Nationalpark Bayerischer Wald (SCHERZINGER 1976) und dem Böhmerwald (KLAUS 1996) vor und beziehen sich auf den Herbstbestand (vgl. Übersicht in BERGMANN et al. 1996). Im Nationalpark wurden 6 Ind./100 ha ermittelt, was laut SCHERZINGER (1976) dem natürlichen Optimum im Bergmischwald entspricht. Für den Böhmerwald erfolgt die Angabe der Bestandsdichte in Territorien/100 ha. Überträgt man diese Werte auf Individuen, dürfte die Bestandsgröße zwischen 4-8 Individuen/100 ha schwanken (aus KLAUS 1996, gemittelter Wert). Aufgrund von Jungensterblichkeit und der teils erheblichen Winterverluste kann die Bestandsdichte im Herbst jedoch bis zu 3,8x höher sein als im Frühjahr (BERGMANN et al. 1996). Schlägt man diesen Wert auf die im Wegscheider Land erhobene Bestandsgröße auf, wird ein fiktiver Herbstbestand von 1,9-3,7 Ind./100 ha erreicht. Somit nähert sich zumindest dieser Maximalwert den Angaben aus dem Böhmerwald (min. 4 Ind./100 ha). Allerdings sei auch darauf verwiesen, dass KLAUS (1996) im Böhmerwald kaum einen Unterschied in der Bestandsdichte zwischen Frühjahr und Herbst feststellen konnte.

In Hinsicht auf die Bestandsdichte ist zweifelsohne die Lage des Untersuchungsgebietes hervorzuheben. Wie aus den beiden letzten Brutvogelatlantanten Bayerns ersichtlich (BEZZEL et al. 2005, RÖDL et al. 2012), befindet es sich an der Arealgrenze des zusammenhängenden Vorkommensgebietes Bayerischer Wald/Böhmerwald (vgl. Abb. 1). Hier war eine geringere Bestandsdichte zu erwarten. Auch unter Berücksichtigung der fragmentierten Waldfläche (siehe Kapitel 5.3.). Umso wertvoller ist nunmehr die Möglichkeit, belastbare Bestandsdaten für dieses Gebiet vorlegen zu können, was im Falle des Haselhuhns in vielerlei Hinsicht von Bedeutung ist. Als seltene und somit auch naturschutzrechtlich relevante Art ist besonderes Augenmerk auf die Bestandsentwicklung in Vorkommensgebieten und eine klare Kenntnis der Verbreitungsgrenzen zu legen, um damit adäquate Grundlagen für geeignete Schutzmaßnahmen oder regionale/überregionale Planungen zu liefern (vgl. LIESER 2015).

Für die Nachweismethodik ist die Lage an der Verbreitungsgrenze ebenfalls von Bedeutung. Die Wahrscheinlichkeit, dass Hähne in dünn besiedelten Gebieten auf den nachgeahmten Gesang reagieren ist geringer, als in dichter besiedelten Arealen im Zentrum eines Vorkommens (BERGMANN et al. 1996). Dies kann auch ein Grund dafür sein, dass im Untersuchungsgebiet keine Reaktion auf die Lockpfeife zu verzeichnen war. Hinzu kommt die Fragmentierung des Lebensraumes. In Waldinseln des Böhmerwald-Vorlandes war in nachweislich besetzten Territorien nicht immer eine Reaktion auf die Pfeife zu verzeichnen, was auf eine zumeist fehlende Konkurrenz innerhalb der Waldfragmente und

eine hier ausgeprägtere Achtsamkeit (höherer Prädationsdruck) zurückgeführt wurde (SEWITZ & KLAUS 1997). Hinzu kommt, dass die Siedlungsdichte in den Waldfragmenten bzw. der Umstand, ob eine Waldinsel überhaupt besiedelt/besiedelbar ist von deren Isolation und der dortigen Habitatqualität abhängt (vgl. Kapitel 5.3.).

## 5.2. Habitatnutzung

### 5.2.1. Habitatnutzung und Bestandesstruktur

Während Baumhölzer als **Wuchsklasse** deutlich gemieden wurden, zeigte sich eine Bevorzugung der jungen Altersklasse Stangenholz (11% Nachweise) sowie von Plenterbeständen (22% Nachweise) (Abb. 4). Ähnliche Präferenzen sind auch aus anderen europäischen Mittelgebirgs- und Gebirgsvorkommen beschrieben, wobei die Bevorzugung bestimmter Bestandestypen im Jahresverlauf variieren kann (z. B. MIESLINGER 1994, LIESER 1994, 1995, PFANDL et al. 2013). Wie Studien im Bayerischen Wald und Böhmerwald zeigen, erwiesen sich auch hier junge Wuchsklassen (um die 30 Jahre, Stangenhölzer) als vom Haselhuhn präferiert, hinzu kamen strukturierte Altbestände (SCHERZINGER 1976, KLAUS 1996). SWENSON (1995) betont die Bedeutung von Althölzern und bezeichnet diese als Primärhabitate, da hier aufgrund des gegebenen Strukturreichtums (Diversität von Altersklassen und Vegetationsdeckung) ein kleinflächiges Mosaik innerhalb eines Bestandestyps gegeben ist, was in hohen Haselhuhndichten resultiert. Ein durch Lücken bedingtes Nebeneinander von dichten und lichterem Bereichen innerhalb derart heterogen aufgebauter Bestände steigert die Qualität zusätzlich. Eine bevorzugte Nutzung von Althölzern zeigt sich in den vorliegenden Ergebnissen nicht. Jedoch sind im vertikal reich und meist heterogen strukturierten Plenterwald vergleichbare Bedingungen gegeben bzw. entsprechen reich strukturierte Althölzer der Plenterstruktur. Geeignete Lebensraumbedingungen können auch in Waldbereichen zu finden sein, die mehr als eine Wuchsklasse aufweisen, also in Übergangsbereichen zweier/verschiedener Altersklassen oder aber in Beständen, mit kleinräumigen Unterschieden hinsichtlich des Bestandesalters. Dabei ergeben sich ähnlich den Bedingungen im Alt- oder Plenterbestand günstige Strukturen, was die in dieser Kartierung aufgezeigte Bevorzugung solcher Bereiche erklären kann (vgl. Abb. 4).

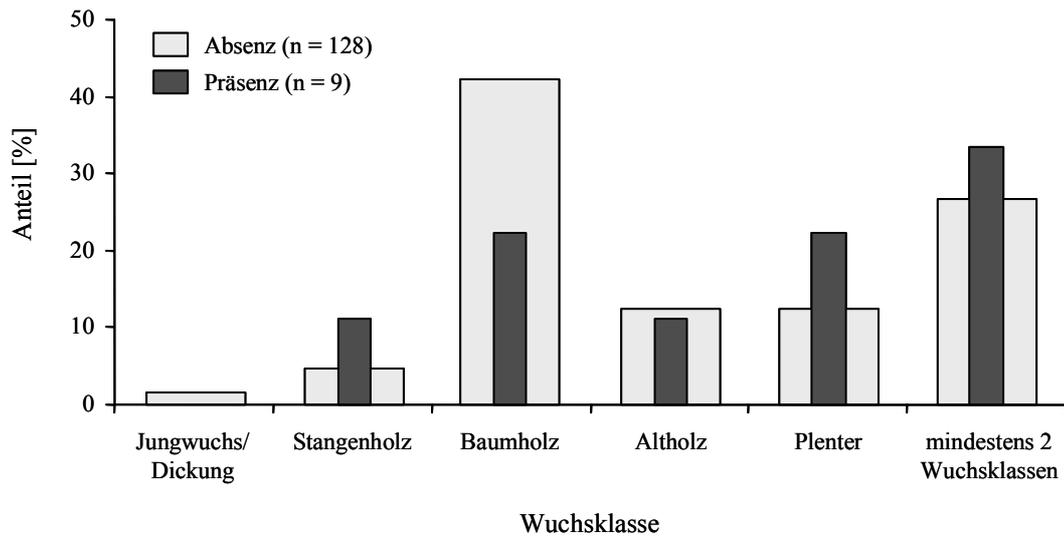


Abb. 4: Habitatnutzung hinsichtlich der Wuchsklasse

Prägend im Alt- und insbesondere im Plenterbestand ist ein mehrschichtiger Bestandesaufbau, der u. a. dem ausgeprägten Deckungsbedürfnis der Art gerecht wird. Die bevorzugte Besiedlung unterholzreicher, mehrschichtiger Waldbestände wird wiederholt beschrieben (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, SWENSON 1995, BERGMANN et al. 1996, MATHYS et al. 2006, PFANDL et al. 2013). In einem für den Bayerischen Wald erstellten Haselhuhn-Habitatmodell erwies sich die Bestandesstruktur als ein entscheidender Parameter, wobei Haselhühner bevorzugt mehrschichtige Bestände nutzten (MÜLLER et al. 2009).

Häufig wird zudem die Bedeutung von beigemischem Laubholz in den ansonsten nadelholz(fichten)dominierten Beständen betont, was die Wahrscheinlichkeit Haselhühner anzutreffen erhöht (ÅBERG et al. 2003, LUDWIG & KLAUS 2016). Die Angaben zu den Laubholzanteilen schwanken dabei zwischen 5-40%. Im Kartiergebiet lagen alle Nachweispunkte in nadelholzdominierten Beständen (Fichte und Weißtanne) mit einer Laubholzbeimischung von mindestens 5% (Ober- und Unterstand berücksichtigt), was Weichlaubhölzer und/oder die Buche einschloss.

Waldbereiche, in denen weite Sichträume gegeben sind, bieten keine oder keine adäquate Strauch- und/oder Verjüngungsschicht als Deckung und Nahrungsquelle, so dass derartig aufgebaute, einschichtige (Hallen)Bestände vom Haselhuhn gemieden werden (BERGMANN et al. 1996). Bei Bestandserhebungen im Böhmerwald ist dieser Aspekt adäquat in Habitatnutzungsanalysen eingeflossen. Dabei wurde die **Bestandesdurchsichtigkeit** erfasst, als eine Möglichkeit, die Dichte eines Bestandes zu beschreiben und deren Einfluss auf die Habitatwahl zu definieren. Hier zeigte sich, dass bei zunehmender Durchsichtigkeit

des Bestandes die Wahrscheinlichkeit Haselhühner anzutreffen rapide abnimmt, wobei in Beständen ab ca. 40 m Durchsicht kaum noch mit Haselhuhnpräsenz zu rechnen ist (KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016). Geringe Sichtentfernungen innerhalb des Bestandes erhöhen die Antreffwahrscheinlichkeit deutlich (ca. 70% bei 10 m Sichtweite). Ein sehr ähnliches Bild spiegeln die im Wegscheider Land erhobenen Werte wider. Bestände die 21-40 m einzusehen waren wurden deutlich gemieden (Abb. 5). In Waldbereichen >40 m Durchsicht blieben Nachweise gänzlich aus. 67% aller Nachweise entfielen auf Bestandesdurchsichtigkeiten  $\leq 20$  m.

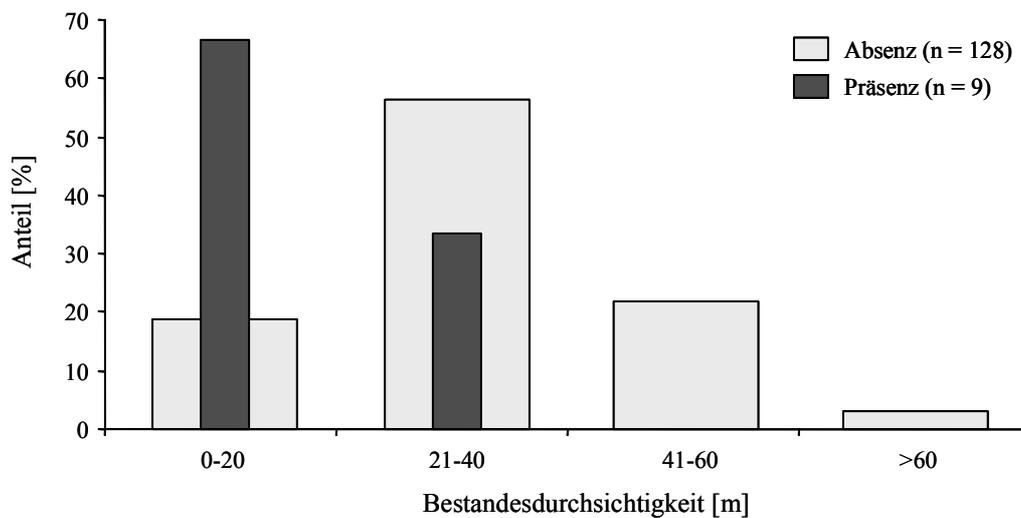
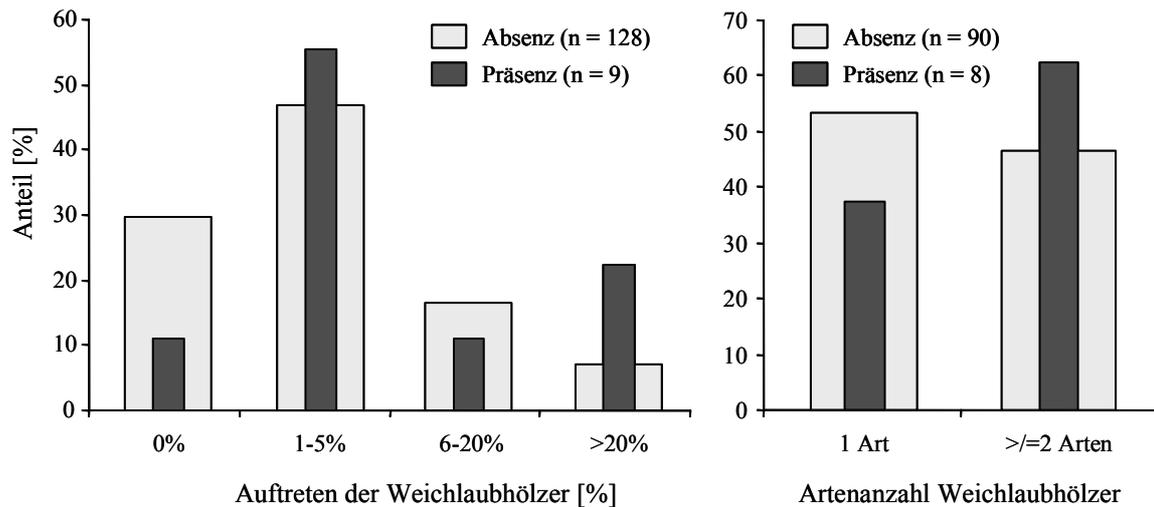


Abb. 5: Habitatnutzung hinsichtlich der Bestandesdurchsichtigkeit

### 5.2.2. Habitatnutzung hinsichtlich bestimmter Lebensraumelemente

**Weichlaubhölzer** sind als Nahrungsquelle (insbesondere im Winter/Frühjahr) ein essenzielles Lebensraumelement (z. B. LIESER 1994, 1995, SWENSON 1993, 1995, BERGMANN et al. 1996). Für das Untersuchungsgebiet zeigt sich im Absenz/Präsenz-Vergleich eine klare Meidung von Beständen ohne Pioniergehölze (Abb. 6). Abgesehen von Nachweispunkten mit 6-20% Weichlaubholzanteil, ergab sich eine deutliche Bevorzugung von Waldbereichen mit Pioniergehölzvorkommen. Wie sich im Böhmerwald zeigt, genügt bereits ein Weichlaubholzanteil von <5%, um die Antreffwahrscheinlichkeit massiv zu erhöhen; zwischen 5-10% geben die Autoren als Optimum an (KLAUS & LUDWIG 2015). Eine Sättigung des Weichlaubholzanteiles wird im Haselhuhnlebensraum also bereits früh erreicht. LIESER & ROTH (2001) empfehlen im Rahmen gezielter Lebensraummaßnahmen für das Haselhuhn dennoch einen Weichlaubholzanteil von mindestens 10%.

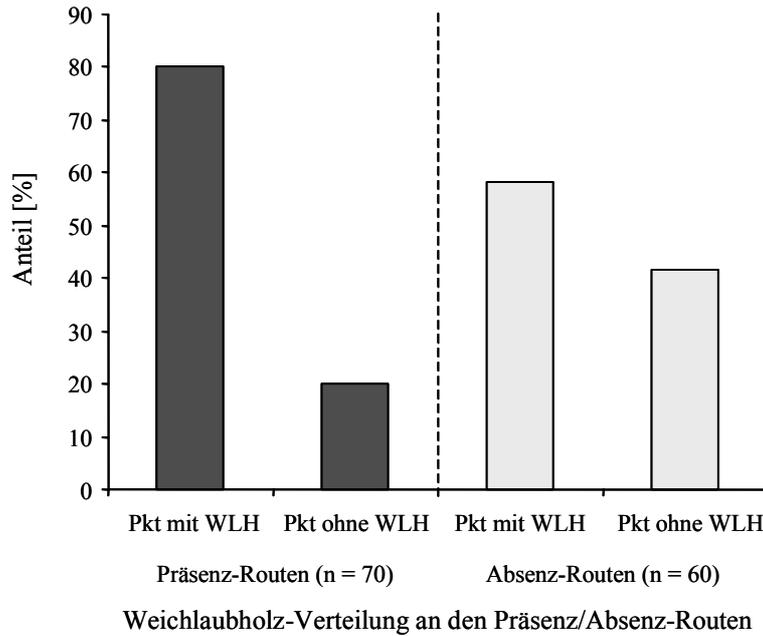


**Abb. 6:** Habitatnutzung und Vorkommen von Weichlaubhölzern

Aus der Literatur geht die Bedeutung eines breiten Spektrums an Weichlaubholzarten als relevant im Haselhuhnlebensraum hervor, was Vogelbeere Weide, Birke, Aspe (*Populus tremula*) und insbesondere die Erle umfasst (SWENSON 1993, LIESER 1994, 1995, ÅBERG et al. 2003, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011, HOFSTETTER et al. 2015). Auf regionaler Ebene erwies sich im Nationalpark Bayerischer Wald die Präsenz von Weide und Vogelbeere als ein wichtiges Element der Haselhuhnterritorien (MÜLLER et al. 2009). KLAUS (1996) konnte im Böhmerwald Habitate reich an Erle, Birke und Vogelbeere als bevorzugt besiedelte Bereiche aufzeigen.

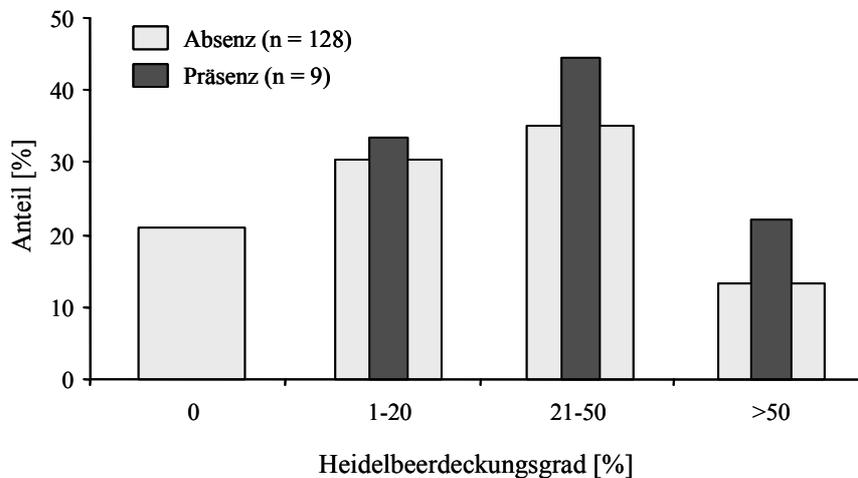
Ein im Zuge der vorliegenden Kartierung markantes Ergebnis war, dass Haselhühner bevorzugt solche Bestände aufsuchten, in denen mindestens zwei Weichlaubholzarten vertreten waren (Abb. 6). Dabei traten in unterschiedlicher Kombination Vogelbeere, Weide, Birke und in geringem Umfang Erle auf. Artenvielfalt spielt somit auch innerhalb dieses Lebensraumelementes eine entscheidende Rolle, was sich für die Haselhuhnhabitate der Hochlagen des südlichen Bayerischen Waldes bereits bestätigte (SIANO 2014).

Betrachtet man die Präsenz- und Absenzzouten hinsichtlich des Weichlaubholz-Vorkommens separat, so zeigt sich, dass an Transekten mit Haselhuhnnachweis der Punktanteil mit Pioniergehölzen (80%) deutlich über dem an den Absenzzouten liegt (58%) (Abb. 7). Unter Umständen ist die geringere Weichlaubholzdichte einiger Routen ein Grund für das Ausbleiben von Nachweisen in diesen Waldteilen.



**Abb. 7:** Übersicht zu Vorkommen oder Nicht-Vorkommen von Weichlaubholz (WLH), aufgeschlüsselt nach Routen mit Haselhuhnpräsenz (n = 7) bzw. ohne Haselhuhnnachweis (n = 6). Datengrundlage sind die jeweils 10 Erfassungspunkte (Pkt) pro Route

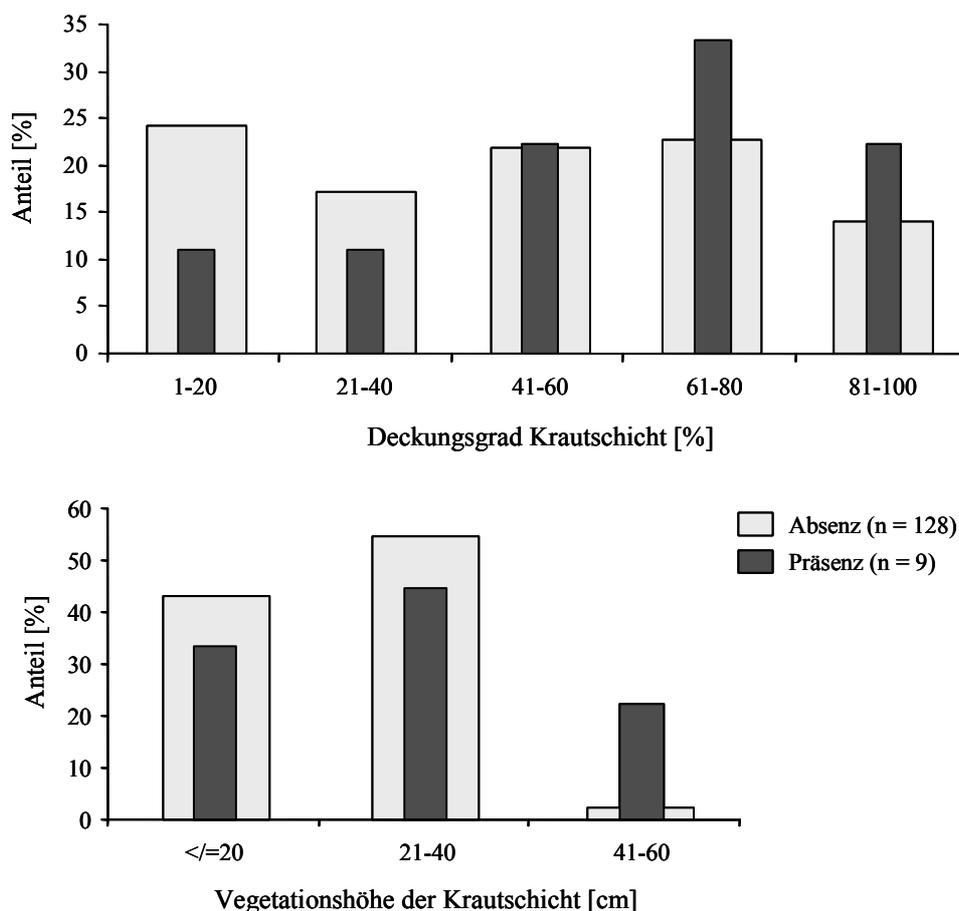
Einige Studien verweisen auf die Bedeutung der **Heidelbeere** (*Vaccinium myrtillus*) als ein wichtiges Element der Krautschicht im Haselhuhnhabitat, insbesondere als Nahrungsquelle (ZBINDEN 1979, BERGMANN et al. 1996, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011, KAJTOCH et al 2012, HOFSTETTER et al. 2015). Für das Kartiergebiet zeigt sich eine Bevorzugung der Waldbereiche, die mindestens einen geringen Heidelbeerdeckungsgrad (1-20%) aufweisen (Abb. 8). Eine noch deutlichere Präferenz ergibt sich bei Deckungsgraden >20%. Fehlt die Heidelbeere, blieben Nachweise gänzlich aus.



**Abb. 8:** Habitatnutzung hinsichtlich des Heidelbeerdeckungsgrades

Obwohl andere Studien auf die Bedeutung der Heidelbeere hinweisen, liegen nur wenige Vergleichsdaten zu präferierten Deckungsgraden vor. Im Böhmerwald stieg die Vorkommenswahrscheinlichkeit bereits ab ca. 10-20% Heidelbeerdeckung und erreichte schon knapp darüber ihr Optimum, mit höchsten Antreffwahrscheinlichkeiten zwischen 20-50% Deckung (KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016).

Hohe Deckungsgrade der **Krautschicht** von >60% waren im Wegscheider Land klar vom Haselhuhn bevorzugte Bereiche, während Waldteile mit  $\leq 40\%$  Bodenvegetation gemieden wurden (Abb. 9). Eine gute entwickelte Bodenvegetation, die dem Deckungsbedürfnis, aber auch den (saisonalen) Nahrungsansprüchen des Haselhuhns gerecht wird, wurde bereits wiederholt als wichtiges Lebensrauminventar beschrieben (z. B. LIESER 1994, 1995, ÅBERG et al. 2003, MATHYS et al. 2006, LUDWIG & KLAUS 2016).

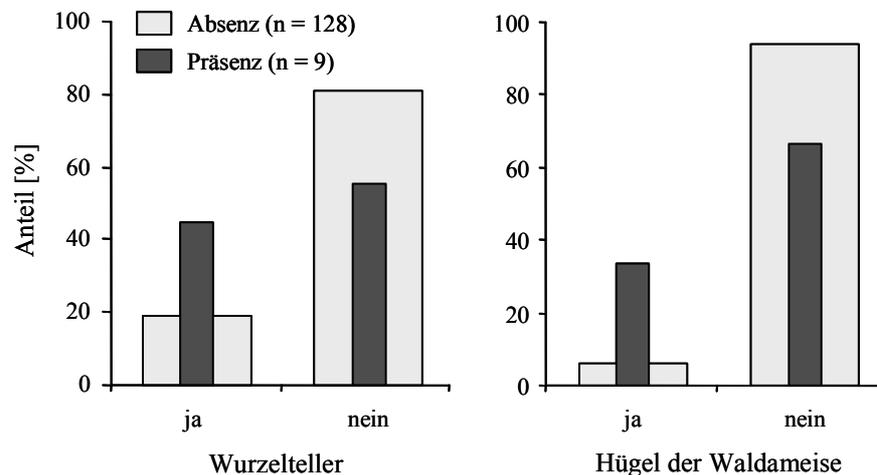


**Abb. 9:** Habitatnutzung hinsichtlich Krautschichtdeckung (exklusive Moos) und Vegetationshöhe

Im Böhmerwald weisen die vom Haselhuhn frequentierten Waldbereiche Vegetationshöhen von 20-50 cm auf, wobei die Antreffwahrscheinlichkeit bereits mit >20

cm ihr Optimum erreicht und ab 60 cm wieder rapide absinkt (KLAUS & LUDWIG 2015, LUDWIG & KLAUS 2016). Im Wegscheider Land zeigte sich an Nachweispunkten mit 21-40 cm Vegetationshöhe noch keine Präferenz, jedoch wurden Waldbereiche mit >40 bis 60 cm hoher Krautschicht deutlich bevorzugt (Abb. 9).

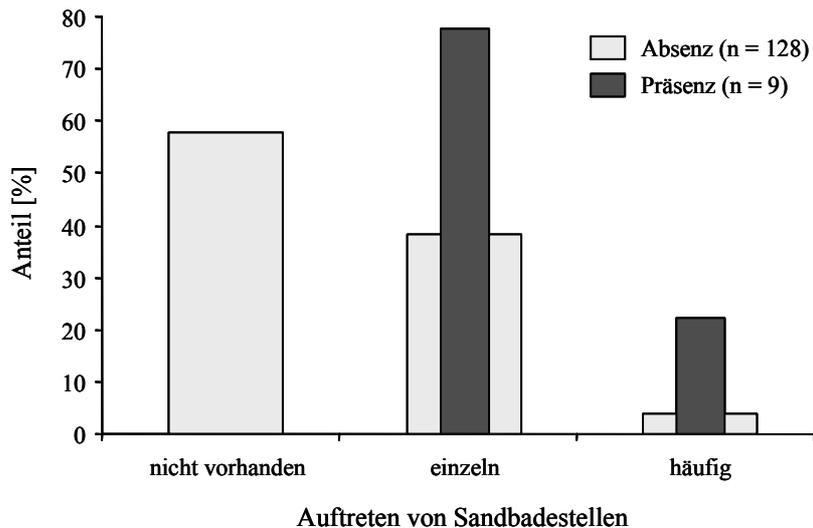
**Wurzelteller** erwiesen sich als eine relevante Kleinstruktur im Haselhuhnlebensraum. Waren sie präsent, wurden diese Bereiche bevorzugt genutzt (Abb. 10). Wie Haselhuhn-Habitatmodelle für den Bayerischen Wald zeigten, war das Vorkommen von Wurzeltellern auch dort ein entscheidendes Kriterium für Haselhuhnpräsenz (MÜLLER et al. 2009). Wurzelteller bieten aufgrund der hier häufig auftretenden offenen sandigen Bereiche Huderpotenzial, aber auch Gelegenheit zur Aufnahme von Magensteinchen.



**Abb. 10:** Habitatnutzung und Kleinstrukturen: Wurzelteller und Waldameisennester

Auffällig ist die Bevorzugung von Waldbereichen, in denen sich **Nester der Waldameise** (*Formica spec.*) befinden (Abb. 10). Im Böhmerwald und in den Ausläufern der Karpaten kristallisierte sich das Vorkommen von Waldameisennestern ebenfalls als ein entscheidendes Element im Haselhuhnlebensraum heraus (KAJTOCH et al. 2012, LUDWIG & KLAUS 2016). Waldameisen können zum einen als tierische Nahrungsquelle für die Küken von Bedeutung sein, zum anderen finden sich deren Nester meist an (ausgeprägten) besonnten Grenzlinien oder Bestandeslücken. Solche Strukturen sind im Haselhuhnhabitat generell von Bedeutung (z. B. SWENSON 1995), was eine solche Präferenz auch außerhalb der Aufzuchtperiode erklären würde.

**Sandbadestellen** spielen eine wichtige Rolle im Komfortverhalten der Vögel; entsprechend kommt ihnen eine hohe Bedeutung als Lebensraumelement zu (BERGMANN et al. 1996). Sie sind ein häufiger indirekter Nachweis im Vorkommensgebiet des Haselhuhns, so auch im Zuge der Kartierung im Wegscheider Land (Abb. 12), die sich ausnahmslos auf solche Nachweise stützt. Dementsprechend waren keine Haselhühner in Bereichen ohne Sandbadepotenzial nachzuweisen (Abb. 11).



**Abb. 11:** Auftreten von Sandbadestellen an Absenz- und Nachweispunkten

In Waldbereichen, die einzeln oder häufig Sandbademöglichkeiten boten, hielten sich Haselhühner bevorzugt auf (Abb. 11). Wiederholt erwiesen sich Wurzelteller oder sandige Abbruchkanten an Wegrändern als gern frequentierte Hudermöglichkeiten (78% der Sandbadestellen; Abb. 12). Derartige Strukturen gilt es deshalb möglichst langfristig zu erhalten. Zudem erhöhen vielfältig bewachsene Wegränder, die bspw. an deckungsreiche Bestände angrenzen, die Vielfalt im Haselhuhnlebensraum, da sich hier eine reiche Krautschicht findet bzw. Pioniergehölze ansiedeln (SCHERZINGER 1976, LIESER 1994, 1995). Somit können Wegräume mehrere für das Haselhuhn bedeutende Strukturelemente bzw. Lebensraumparameter auf engem Raum vereinen.

In geringerem Umfang wurden trockene bzw. offene Stellen an Stammfüßen oder älteren Baumstümpfen als Huderstellen genutzt (22% der Sandbadestellen).



**Abb. 12:** Links: Sandbadestelle an einem alten Wurzelteller (Route 2). Rechts: Beispiel für eine Wegabbruchkante, die gute Hudermöglichkeiten bietet (Route 6). Fotos: R. Siano

### 5.3. Waldfragmentierung

Als äußerst sesshafte Vögel mit eingeschränkter Dispersionsfähigkeit (vgl. Kapitel 2.2.) beschränken sich Ortsveränderungen bei Haselhühnern auf die Nutzung unterschiedlicher Habitate innerhalb des Wohngebietes (adulte Vögel) oder die Abwanderung von Jungvögeln (z. B. LIESER 1994, 1995, BERGMANN et al. 1996). Adulten Haselhühnern wurden durchschnittliche Ortsveränderungen von unter 400 m nachgewiesen (BERGMANN et al. 1996). Im Vergleich dazu legen Jungvögel deutlich größere Distanzen zurück. Mittelwerte dispergierender juvenile Haselhühner liegen zwischen 2 und 4 km (MONTADERT & LÉONARD 2006, RHIM & SON 2009). KÄMPFER-LAUENSTEIN (1995) ermittelte im Bayerischen Wald für dort telemetrierte Jungvögel eine Durchschnittsdistanz von 2,6 km.

Die Standorttreue und das vergleichsweise eingeschränkte Abwanderungsverhalten der Art hat einen entsprechenden Einfluss auf die Besiedlung von Lebensräumen in fragmentierten Landschaften. Habitatfragmentierung kann sich in geschlossenen Waldbeständen zeigen, wenn geeignete Habitate in einem hohen Anteil ungeeigneter Lebensraumpatches eingebettet sind oder aber, wenn eingestreute Offenland-/Siedlungsbereiche zu einer Verinselung der Waldfläche führen (z. B. ANDRÉN 1994, ÅBERG et al. 1995, SEWITZ & KLAUS 1997, SAARI et al. 1998, ZACHRAI et al. 2005). Daraus resultierende Isolationseffekte bringen ein erhöhtes Risiko des Aussterbens der Art mit sich und fragmentierte Lebensräume können sich als „ökologische Fallen“ für Teile einer Population erweisen (BERGMANN et al. 1996, RUEDA et al. 2013).

Ein Blick auf die Verteilung der Waldflächen auf Landschaftsebene legt nahe, dass im Wegscheider Land Lebensraumfragmentierung ein limitierende Faktor der Populationsentwicklung ist bzw. sein kann. Getrennt von landwirtschaftlich genutzten

Offenlandbereichen (Acker, Wiesen) und Siedlungen finden sich eingestreut Waldinseln unterschiedlicher Größe (vgl. Abb. 1A). Eine detaillierte Ermittlung von Flächengrößen der Waldfragmente bzw. der Distanzen zwischen den Waldgebieten konnte im Zuge dieser Kartierung nicht geleistet werden. Jedoch ist es sinnvoll, an dieser Stelle auf Probleme und Folgen einer solchen Habitatfragmentierung einzugehen.

SEWITZ & KLAUS (1997) untersuchten die Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes. Dabei zeigte sich, dass der Grad der Isolation und die Waldinselgröße die entscheidenden Einflussfaktoren auf die Besiedlung waren. Als kritische Waldinselgröße ergab sich hier ca. 18 ha. Kleinere Waldbereiche blieben vom Haselhuhn unbesiedelt. Dieser Wert spiegelt zudem in etwa die für ein Paar/Individuum erforderliche Wohngebietsgröße wider, was als Maß für eine langfristige Nutzung ebenfalls von hoher Relevanz ist. Jedoch wird von den Autoren auch die Bedeutung kleinerer Waldinseln als potenzielle Trittsteinbiotope betont, die den Populationsverbund gewährleisten. In den Ausläufern der Karpaten waren Waldfragmente unter 30 ha nicht vom Haselhuhn frequentiert (KAJTOCH et al. 2012). Prinzipiell ist in größeren Waldfragmenten die Wahrscheinlichkeit Haselhühner anzutreffen größer (ÅBERG et al. 1995).

Über 50% der im Böhmerwald-Vorland vom Haselhuhn besiedelten Waldinseln lagen nicht mehr als 50 m voneinander entfernt (SEWITZ & KLAUS 1997). Die größte über Offenland zurückgelegte Distanz betrug 240 m. Waren Gehölzsäume als Korridore vorhanden, gelang die Überwindung von Offenlandbereichen bis zu 300 m. In Schweden zeigten sich nur solche Waldinseln als besiedelt, die maximal 100 m vom geschlossenen Wald entfernt lagen (ÅBERG et al. 1995). Gesammelte Haselhuhnnachweise in Offenlandschaften (Agrarland, Siedlungen, alpines Offenland etc.) der Schweiz, Frankreichs und Tschechiens verweisen auf mittlere Distanzen von 400 m (Hennen) bzw. 800 m (Hähne) zur nächstgelegenen Waldfläche (MONTADERT & KLAUS 2011). Klar wird hier aber auch darauf verwiesen, dass Haselhühner in der offenen Landschaft nach wie vor eine Ausnahmeerscheinung sind. Auch weisen die Autoren erneut auf die Bedeutung von Gehölzstreifen als verbindende Korridore hin. Dass bewaldete Korridore in fragmentierten Landschaften eine wesentliche Grundlage für den Erhalt des Haselhuhns auf Landschaftsebene darstellen, beschreibt auch eine Studie aus den Karpaten (KAJTOCH et al. 2012).

In zergliederten Lebensräumen ist der Erhalt oder die weitere Optimierung der Habitatvernetzung von hoher Relevanz, um so den Populationsverbund auf Landschaftsebene zu erhalten. Dabei ist die Vernetzung von Waldgebieten ebenso

erforderlich, wie der Erhalt bestehender oder die Begründung neuer Korridore zwischen den Waldfragmenten. Zugleich muss die Habitateignung in fragmentierten Lebensräumen in einem adäquaten Umfang gegeben sein, mit einem hohen Anteil haselhuhtauglicher Habitate in möglichst größeren Flächendimensionen (SAARI et al. 1998).

Für das Kartiergebiet gilt es, in den größeren Waldinseln/-bändern, wie sie zwischen Waldkirchen/Hauzenberg-Wegscheid zu finden sind (vgl. Abb. A1), geeignete Haselhuhnlebensräume zu erhalten/fördern bzw. neu zu schaffen. Außerdem ist es unerlässlich, auf Landschaftsebene verbindende Korridore zu fördern, so dass die besiedelbare Fläche nicht durch Isolation potenziell geeigneter Waldgebiete weiter eingeschränkt wird. Die Vernetzung bzw. der Anschluss an die kompakten Waldflächen der Hochlagen des Bayerischen Waldes ist zu forcieren. Wie sich der Populationsverbund in das dort anschließende individuenreiche Vorkommen (SIANO 2014) aktuell darstellt, kann bei gegebener Datenbasis nicht zweifelsfrei beantwortet werden. Ein Blick auf die Verteilung der Waldfragmente deutet einen potenziellen Brückenschlag im Bereich der deutsch-österreichischen Landesgrenze an (Abb. 1A). Nordöstlich der Route 6 finden sich auf österreichischer Seite wiederholt und vergleichsweise nah beieinander größere Waldfragmente, die sich bis in die Hochlagen des südlichen Bayerischen Waldes/Böhmerwaldes erstrecken und bei adäquater Lebensraumqualität einen entsprechenden Lebensraumverbund gewährleisten können. Inwiefern diese Waldfragmente aktuell vom Haselhuhn besiedelt sind, wäre in diesem Zusammenhang von großem Interesse. MAYER (1978) beschreibt für die 1960/70er Jahre das Vorkommen in diesem Bereich vergleichsweise detailliert, woraus eine Besiedlung der Waldgebiete zwischen Nebelberg bis in die Hochlagen des Böhmerwaldes hervorgeht – was in etwa den beschriebenen Waldkorridor umfasst. Abgesehen von dieser Waldbrücke trennt zwischen Waldkirchen und der Landesgrenze ein ca. 1-2 km breites Band mit einem hohen Anteil waldfreier Flächen und nur wenigen eingestreuten Waldinseln das Kartiergebiet von den nahezu flächig bestockten Hochlagen (Abb. A1). Lediglich im Grenzbereich des Kartiergebietes – nordöstlich der Route 3, entlang der Gemeindegrenze Breitenberg, von dem 2016er Totfund flankiert, lässt sich ein weiterer potenzieller Brückenschlag in die Hochlagen erahnen.

Für einige Bereiche des Kartiergebietes sind Haselhuhnnachweise besonders positiv zu werten, da hier eine vergleichsweise hohe Waldfragmentierung vorliegt. Das trifft beispielsweise auf den Nachweis an Route 8 (Taxberg/Grilling/Mühlholz) zu, in deren Verlauf auch aktuelle Meldedaten der Jägerschaft auf Haselhuhnpräsenz verweisen (Abb.

A1). Hier scheinen Waldkorridore (noch) eine Besiedlung zu gewährleisten. Interessant sind auch die beiden Haselhuhn-Meldungen der Jägerschaft (darunter der Totfund) in der Gemeinde Breitenberg (Nordosten des Kartiergebietes), die inmitten stark verinselter Waldflächen liegen, weshalb hier von einer Routenlegung abgesehen wurde. Inwiefern diese Nachweise die Waldkorridore in die Hochlagen des Bayerischen Waldes (siehe weiter oben im Text) untermauern bleibt spekulativ. Weiterführende Untersuchungen zu Waldfragmentierung und Haselhuhnbesiedlung sind hier auf Landschaftsebene absolut wünschenswert (vgl. Kapitel 5.4.).

#### 5.4. Maßnahmenvorschläge zur Lebensraumgestaltung

Vorschläge zur aktiven Gestaltung von Haselhuhnlebensräumen im Wirtschaftswald wurden bereits wiederholt formuliert (z. B. BERGMANN et al. 1996, LIESER & ROTH 2001, KLAUS & BERGMANN 2004, SCHÄUBLIN & BOLLMANN 2011).

Diese berücksichtigend und unter Einbezug der lokalen Grundvoraussetzungen/Ergebnisse im Wegscheider Land sowie aus der Region Bayerischer Wald/Böhmerwald wurden folgende Maßnahmenvorschläge zur aktiven Lebensraumgestaltung verfasst:

- Erhalt und Förderung eines struktur- (reiche horizontale und vertikale Struktur) und baumartenreichen Mischwaldes, basierend auf einem Mosaik verschiedener Wuchsklassen/Bestandestypen (junge Altersklassen & insbesondere Alt- und Plenterbestände)
- Förderung eines kleinflächigen Mosaiks in Alt- und Plenterbeständen: bspw. Wechsel von Bestandeslücken mit Zugriff auf die Bodenvegetation, Verjüngungsiseln, dichten/lockeren Waldbereichen
- natürliche Sukzession, bspw. auf Katastrophenflächen, zur Förderung des Pionierwaldes zulassen
- Erhalt und Förderung von Weichlaubhölzern, wobei möglichst ein prozentualer Anteil von 5-10% erreicht werden sollte; dabei insbesondere auf eine artenreiche Mischung achten, insbesondere Erhöhung der prozentualen Anteile von Erle und Weide
- Erhalt und Förderung von Strauch- und Krautschicht (insbesondere Hasel, Holunder und Heidelbeere)
- Erhalt von Wurzeltellern und Abbruchkanten, bspw. an Wegrändern, als potenzielle Sandbadestellen; zudem Erhalt und Förderung eines vielfältigen Bewuchses an Wegrändern (Weichlaubhölzer, Kräuter, Beersträucher)

- Vernetzung von Waldfragmenten in der zergliederten Landschaft durch Gehölzstreifen bzw. bewaldete Korridore sowie Erhalt großflächiger Waldinseln
- Förderung eines möglichst hohen Anteils haseluhntauglicher Lebensräume, insbesondere in fragmentierten Waldgebieten, um so den Populationsverbund und Dispersion zu ermöglichen
- in haseluhntauglichen Waldflächen sollten während der Brut- und Aufzuchtzeit des Haselhuhns (April bis Juli) keine Forstarbeiten erfolgen

## **6. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen**

Im Frühjahr 2016 erfolgte im Wegscheider Land, südlicher Bayerischer Wald, eine Haselhuhnkartierung, die Erkenntnisse zur Bestandssituation und Lebensraumwahl liefern sollte. Für das Kartiergebiet, das sich an der Arealgrenze der Art befindet, lagen bisher keine systematisch erfassten, belastbaren Daten zur Situation des Haselhuhns vor. Zur Datenerfassung wurden 13 über das Kartiergebiet verteilte Transekte definiert und auf direkte und indirekte Haselhuhnachweise kontrolliert.

Es konnten lediglich an sieben Routen Haselhühner nachgewiesen werden, wobei ausschließlich indirekte Nachweise gelangen. Mit durchschnittlich 0,7 Nachweisen/Route fiel die Nachweisdichte vergleichsweise gering aus. Die transektbasierte Erhebung verweist auf einen Frühjahrsbestand von 0,5-1,0 Individuum/100 ha, was markant unter den Bestandsangaben aus den Hochlagen des Bayerischen Waldes liegt. Als Ursache für eine derart niedrige Bestandsdichte ist die Waldfragmentierung im Kartiergebiet zu vermuten. Für das standorttreue Haselhuhn, mit eingeschränkter Dispersionsfähigkeit stellen bereits Distanzen von ca. 300 m über Offenland eine unüberbrückbare Barriere dar. Noch scheinen viele der Waldfragmente/-inseln über bewaldete Korridore/Gehölzstreifen erschlossen zu sein, jedoch deuten Lücken in der Verbreitung darauf hin, dass entweder potenziell geeignete Lebensräume nicht mehr oder nur schlecht erreichbar sind oder aber die Lebensraumqualität in Teilbereichen des Kartiergebietes unzureichend ist.

Bevorzugt wurden von den Haselhühnern insbesondere junge Altersklassen (Stangenholz) und reich strukturierte Plenterbestände frequentiert (Abb. 13), wobei Waldbereiche mit einer hohen Bestandesdurchsichtigkeit von über 40 m ungenutzt blieben. Weichlaubhölzer sind im Haselhuhnlebensraum von hoher Bedeutung und erwartungsgemäß wurden Bereiche ohne Pioniergehölze gemieden. Insbesondere Waldbestände die eine höhere Diversität an Pioniergehölzarten aufwiesen, wurden hingegen bevorzugt aufgesucht. In der

Krautschicht erwiesen sich hohe Deckungsgrade, Vegetationshöhen und hohe Heidelbeeranteile als präferiert. Hinsichtlich Kleinstrukturen kristallisierten sich Wurzelteller, das Vorkommen der Waldameise und das Auftreten von Sandbadestellen (vorwiegend an Abbruchkanten von Wegen, an Wurzeltellern) als wichtige Lebensraumelemente heraus. Basierend auf den Ergebnissen dieser und anderer Studien werden Lebensraummanagementmaßnahmen empfohlen.



**Abb. 13:** Haselhuhnhabitate im Wegscheider Land. Junge Altersklassen – hier durch eine Lücke mit Weichlaubholz aufgewertet (links) – und reich strukturierte Plenterbestände (rechts) gehörten zu den bevorzugten Waldbereichen. Eine geringe Bestandesdurchsichtigkeit und möglichst hohe Heidelbeerdeckungsgrade erwiesen sich u. a. als präferierte Lebensraumeigenschaften. Fotos: R. Siano

Wie die Haselhuhnstudien von KLAUS (z. B. 1996, 2007) im Böhmerwald belegen, sind Langzeitdatenreihen äußerst wertvolle Belege zur Ökologie lokaler Populationen. Es ist empfehlenswert, die Kartierung der angelegten Transekte zu wiederholen, bestenfalls in regelmäßigen Abständen, unter Nutzung der bereits angewandten Methodik. Somit wäre es möglich, die Bestands- & Lebensraumentwicklung dauerhaft zu verfolgen. Dies ist insofern von besonderem Interesse, da so der Kenntnisstand zur Populationsentwicklung des Haselhuhns an dessen Arealgrenze, in einer fragmentierten Landschaft erweitert werden kann. Außerdem ist denkbar, die Aussagekraft der Bestandszahlen durch zusätzliche Herbstbegänge zu erhöhen (auf den bestehenden Transekten), um so einen Vergleich mit der Bestandssituation in diesem Zeitraum zu haben. Die Lebensraumfragmentierung im Kartiergebiet und deren Einfluss auf die lokale Population kann ebenfalls im Fokus weiterer Untersuchungen stehen. Detailinformationen zum Isolationsgrad und Ausbreitungsbarrieren, durch die systematische Ermittlung von Waldinselgrößen, der dortigen Lebensraumqualität, Distanzen zwischen den Waldinseln bzw. den Erschließungsgrad über Korridore, wären wichtige Basisdaten für weitere Schutzbemühungen. Zudem ist in diesem Zusammenhang zu klären, inwiefern eine

eingeschränkte Habitatqualität von (bestimmten) Waldflächen ein weiterer Grund geringer Bestandsdichten ist bzw. das Ausbreitungspotenzial limitiert.

**Danksagung**

Ganz besonderer Dank gilt dem Bayerischen Jagdverband e.V. für die Möglichkeit, diese Haselhuhnkartierung durchzuführen. Im Besonderen sei dabei den Herren E. Imm (Wildland Stiftung Bayern) und Dr. J. Reddemann gedankt. Außerdem danke ich Herrn J. Gaisbauer (Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Passau-Rothalmünster) für vielfältige Unterstützung, insbesondere bei der Organisation und als Kontakt zur lokalen Jägerschaft. Für die Bereitstellung externer Haselhuhnnachweise möchte ich Herrn A. Rosenberger und allen Meldern danken. Herrn D. Dabizzi (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) danke ich für die unkomplizierte Bereitstellung von Geodaten. Für fachliche Unterstützung sei Dr. S. Klaus, Dr. T. Ludwig und Dr. C. Unger herzlich gedankt.

## 7. Literaturverzeichnis

- ÅBERG, J.; JANSSON, G.; SWENSON, J. E.; ANGELSTAM, P. (1995): The effect of matrix on the occurrence of Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. – *Oecologia* 103: 265-269.
- ÅBERG, J.; SWENSON, J. E.; ANGELSTAM, P. (2003): The habitat requirements of Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. – *For. Ecol. Manage.* 175: 437-444.
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- ANDRETTKE, H.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. (2005): Artsteckbriefe. – In: P. Südbeck et al. (Hrsg.). *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell: 135-695.
- BERGMANN, H.-H.; NIKLASCH, K. (1995): Das Haselhuhnprojekt im Harz – Methoden, Ergebnisse und Probleme der Wiederansiedlung. – *Naturschutzreport* 10: 283-295.
- BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S.; MÜLLER, F.; SCHERZINGER, W.; SWENSON, J. E.; WIESNER, J. (1996): Die Haselhühner. – *Neue Brehm Bücherei* 77, 4. überarb. Aufl., Magdeburg: Westarp-Wiss.
- BEZZEL, E.; GEIERSBERGER, I.; LOSSOW, G. v.; PFEIFER, R. (2005): *Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999*. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- BRADER, M.; AUBRECHT, G. (2003): *Atlas der Brutvögel Oberösterreichs*. – Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen (Hrsg.). *Denisia* 7.
- FÜNFSTÜCK, H.-J.; LOSSOW, G. v.; SCHÖPF, H. (2003): Rote Liste gefährdeter Brutvögel (Aves) in Bayern. – *BayLfU* 166: 39-44.
- GEDEON, K.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SUDFELDT, C.; EIKHORST, W.; FISCHER, S.; FLADE, M.; FRICK, S.; GEIERSBERGER, I.; KOOP, B.; KRAMER, M.; KRÜGER, T.; ROTH, N.; RYSLAVY, T.; STÜBING, S.; SUDMANN, S. R.; STEFFENS, R.; VÖKLER, F.; WITT, K. (2014): *Atlas Deutscher Brutvogelarten*. – Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M.; BEZZEL, E. (Hrsg.) (1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 5, 1973/2. Aufl. 1994, Galliformes und Gruiformes. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden.
- GRÜNEBERG, C.; BAUER, H.-G.; HAUPT, H.; HÜPPOP, O.; RYSLAVY, T.; SÜDBECK, P. (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 5. Fassung, 30. November 2015. – *Ber. Vogelschutz* 52: 19-67.
- HOFSTETTER, L.; ARLETTAZ, R.; BOLLMANN, K.; BRAUNISCH, V. (2015): Interchangeable sets of complementary habitat variables allow for flexible, site-adapted wildlife habitat management in forest ecosystems. – *Basic Appl. Ecol.* 16: 420-433.
- KAJTOCH, Ł.; ŻMIRHORSKI, M.; BONCZAR, Z. (2012): Hazel grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. – *Eur. J. For. Res.* 131: 1783-1795.
- KÄMPFER-LAUENSTEIN, A. (1995): Raumnutzung und Ansiedlungsverhalten von Haselhühnern (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Bayerischer Wald. – *Naturschutzreport* 10: 261-267.
- KLAUS, S. (1991): Effects of forestry on grouse populations: case studies from the Thuringian and Bohemian Forests, Central Europe. – *Ornis Scand.* 22: 218-223.
- KLAUS, S. (1995): Hazel grouse in the Bohemian Forest – results of a twenty year study. – In: D. Jenkins (Hrsg.). *Proc. Int. Grouse Symp.* 6: 27-33.
- KLAUS, S. (1996): Hazel grouse in Bohemian Forest: results of a 24-year-long study. – *Silva Gabreta* 1: 209-219.
- KLAUS, S. (2007): A 33-year study of Hazel grouse *Bonasa bonasia* in the Bohemian Forest, Šumava, Czech Republic: effects of weather on density in autumn. – *Wildl. Biol.* 13 (Suppl. 1): 105-108.
- KLAUS, S.; BERGMANN, H.-H. (2004): Situation der waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – *Vogelwelt* 125: 283-295.
- KLAUS, S.; HOFFMANN, H.; HEINRICH XII, Prinz R. (2009): Haselhuhn *Bonasa bonasia* – Wiederansiedlung im Thüringer Frankenwald. – *Orn. Anz.* 48: 83-87.

- KLAUS, S.; HOFFMANN, H.; HEINRICH XII, Prinz R. (2015): Wiederansiedlung des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* am "Grünen Band" des Thüringer Frankenwaldes. – Landschaftspfl. Naturs. Thüringen 52: 62-68.
- KLAUS, S.; LUDWIG, T. (2015): Ökologie, Verhalten und Schutz des Haselhuhns *Tetrastes bonasia* im Böhmerwald (Šumava, Tschechien). – Schriftenr. Landesjagdverb. Bayern, Bd. 22, Symposium Raufußhühner: 45-54.
- LANDESJAGDVERBAND BAYERN (2015): Wildtier-Monitoring Bayern. – Band 3. Landesjagdverband Bayern e.V. (Hrsg.), Feldkirchen.
- LFU: Karte der Naturraum-Haupteinheiten und Naturraum-Einheiten in Bayern. – <http://www.lfu.bayern.de/natur/naturraume/index.htm>
- LFU (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. – Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg.), Augsburg.
- LIESER, M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumsprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. - Ökol. Vögel – Ecol. birds 16, Sonderheft: 1-117.
- LIESER, M. (1995): Lebensraumsprüche des Haselhuhns im Schwarzwald. – Naturschutzreport 10: 239-255.
- LIESER, M. (2015): Wo gibt es noch Haselhühner in Deutschland? – Vogelwarte 53: 155-156.
- LIESER, M.; ROTH, K. (2001): *Bonasa bonasia* (Linnaeus, 1758) Haselhuhn. – In: J. Hölzinger & M. Borschert (Hrsg.). Die Vögel Baden-Württembergs Band 2.2. Nicht-Singvögel 2. Stuttgart: Ulmer: 16-33.
- LUDWIG, T.; STORCH, I. (2011): Validierung von Habitatmodellen zur Erstbeurteilung des Erhaltungszustands im Europaschutzgebiet Niedere Tauern. – unv. Abschlussbericht für das Amt der Steiermärkischen Landesregierung. Univ. Freiburg, Wildtierökologie und Wildtiermanagement.
- LUDWIG, T.; KLAUS, S. (2016): Habitat selection in the post-breeding period by Hazel grouse *Tetrastes bonasia* in the Bohemian Forest. – J. Ornithol.: DOI 10.1007/s10336-016-1365-z.
- MATHYS, L.; ZIMMERMANN, N. E.; ZBINDEN, N.; SUTER, W. (2006): Identifying habitat suitability for Hazel grouse *Bonasa bonasia* at the landscape scale. – Wildl. Biol. 12: 357-366.
- MAYER, G. (1978): Das Haselhuhn in Oberösterreich. – Jb. Oö. Mus.-Ver. 123/I: 291-309.
- MIESLINGER, N. (1994): Das Haselhuhn *Bonasa bonasia* in den östlichen Chiemgauer Alpen. – Monticola 7: 110-113.
- MONTADERT, M.; LÉONARD, P. (2006): Post-juvenile dispersal of Hazel grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. – Ibis 148: 1-13.
- MONTADERT, M.; KLAUS, S. (2011): Hazel grouse in open landscapes. – Grouse News 41: 13-22.
- MÜLLER, D.; SCHRÖDER, B.; MÜLLER, J. (2009): Modelling habitat selection of the cryptic Hazel grouse *Bonasa bonasia* in a montane forest. – J. Ornithol. 150: 717-732.
- PFANDL, B.; LENTNER, R.; HOCHBICHLER, E. (2013): Siedlungsdichten und Habitatpräferenzen ausgewählter Waldvogelarten (Auerhuhn, Haselhuhn, Dreizehenspecht und Grauspecht) in den Brandenberger Alpen (Tirol) als Entscheidungshilfe für forstliche Planungen im Bergmischwald. – Egretta 53: 100-112.
- POPP, D.; MÜLLER, F. (1966): Bedrohlicher Rückgang unserer Raufußhühnerbestände. – Bonn. zool. Beitr. 17: 228-240.
- RHIM, S.-J.; SON, S.-H. (2009): Natal dispersal of Hazel grouse *Bonasa bonasia* in relation to habitat in a temperate forest of South Korea. - For. Ecol. Manage. 258: 1055-1058.
- RÖDL, T.; RUDOLPH, B.-U.; GEIERSBERGER, I.; WEIXLER, K.; GÖRGEN, A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. – Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- RUEDA, M.; HAWKINS, B. A.; MORALES-CASTILLA, I.; VIDANES, R. M.; FERRERO, M.; RODRÍGUEZ, M. Á. (2013): Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. – Global Ecol. Biogeogr. 22: 1282-1292.
- RYSLAVY, T.; HAUPT, H.; BESCHOW, R. (2011): Die Brutvögel in Brandenburg und Berlin – Ergebnisse der ADEBAR-Kartierung 2005-2009. – Otis 19, Sonderheft.
- SAARI, L.; ÅBERG, J.; SWENSON, J. E. (1998): Factors influencing the dynamics of occurrence of the Hazel grouse in a fine-grained managed landscape. – Conserv. Biol. 12: 586-592.

- SCHÄUBLIN, S.; BOLLMANN, K. (2011): Winter habitat selection and conservation of Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in mountain forests. – J. Ornithol. 152: 179-192.
- SCHERZINGER, W. (1976): Rauhfuß-Hühner. – In: Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landw. & Forsten (Hrsg.). Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 2.
- SEWITZ, A.; KLAUS, S. (1997): Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*). – Beitr. Jagd- und Wildf. 22: 263-276.
- SIANO, R. (2014): Haselhuhnkartierung im Forstbetrieb Neureichenau. – unv. Bericht. Bayerische Staatsforsten AöR, Forstbetrieb Neureichenau.
- STORCH, I. (Hrsg) (2007). Grouse: status survey and conservation action plan 2006-2010. – Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association.
- SWENSON, J. E. (1991a): Evaluation of a density index for territorial male Hazel grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. – Ornis Fennica 68: 57-65.
- SWENSON, J. E. (1991b): Is the Hazel grouse a poor disperser? – Trans. XXth Congr. Int. Union Game Biol., Gödöllő: 347-352.
- SWENSON, J. E. (1993): The importance of alder to Hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: Evidence from four levels of scale. – Ecography 16: 37-46.
- SWENSON, J. E. (1995): The ecology of Hazel grouse and management of its habitat. – Naturschutzreport 10: 227-238.
- WIESNER, J.; BERGMANN, H.-H.; KLAUS, S.; MÜLLER, F. (1977): Siedlungsdichte und Habitatstruktur des Haselhuhns (*Bonasa bonasia*) im Waldgebiet von Bialowieza (Polen). – J. Ornithol. 118: 1-20.
- WÜST, W. (1981): Avifauna Bavariae – Die Vogelwelt Bayerns im Wandel der Zeit. – Bd. 1, Gaviiformes Seetaucher bis Charadriiformes Wat-, Möwen- und Alkenvögel. Gebr. Geiselberger, Altötting.
- ZACHRAI, G.; WOLTERS, V.; GOTTSCHALK, T. (2005): Lebensraumfragmentierung als entscheidende Gefährdungsursache für die Population des Haselhuhns (*Tetrastes bonasia*) im hessischen Lahn-Dill-Bergland – Ergebnisse einer GIS-gestützten Habitatanalyse. – Zeits. Vogelk. Naturschutz Hessen – Vogel und Umwelt 16: 15-23.
- ZBINDEN, N. (1979): Zur Ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. – Orn. Beob. 76: 169-214.

**Abb. A1: Haselhuhnkartierung im Wegscheider Land, Routenlegung, Nachweisverteilung und Waldfläche**

