

# Spechte im Nationalpark Berchtesgaden



## Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden

Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte

#### Peter Pechacek

Forstwissenschaftliche Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität in München

#### Impressum:

Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 31/1995

Herausgeber:

Nationalparkverwaltung Berchtesgaden, Doktorberg 6, D-83471 Berchtesgaden, Telefon 0 86 52/96 86-0, Telefax 0 86 52/96 86 40, im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

Alle Rechte vorbehalten!

ISSN 0172-0023 ISBN 3-922325-33-5

Druck: Berchtesgadener Anzeiger

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier

Titelbild:
Dreizehenspecht (Männchen) in seiner Bruthöhle
Alle Fotos in diesem Bericht P. Pechacek

## Inhaltsverzeichnis

#### Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden von Peter Pechacek

1	Einleitung
2	Das Untersuchungsgebiet
2.1	Die Untersuchungsflächen
2.1.1	Probeflächen
2.1.2	Testgebiete
3	Material und Methodik
3.1	Spechtkartierung
3.2	Ermittlung der Siedlungsdichte
3.3	Ernährungsökologie
3.4	Statistische Auswertung
4	Ergebnisse
4.1	Raumnutzung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden 27
4.1.1	Verbreitung der Spechte im Untersuchungsgebiet
4.1.2	Charakterisierung der Spechthabitate
4.1.2.1	Geländeorographie
4.1.2.2	Nicht-Waldflächen
4.1.2.3	Wälder allgemein
4.1.2.3.1	Waldhabitate
4.1.2.3.2	Waldbestände
4.1.2.3.2	Diskussion
4.2	Ernährungsökologische Aspekte der Spechtverbreitung 58
4.2.1	Nahrungsspektrum
4.2.2	Reaktion auf eine Buchdruckergradation
4.2.3	Nahrungserwerb
4.2.3.1	Genutzte Waldbestände
4.2.3.2	Bevorzugte Kleinstandorte bei der Nahrungssuche
4.2.3.2.1	Parameter der genutzten Bäume
4.2.3.2.2	Genutzte Stammbereiche
4.2.3.2.3	Totholz
4.2.4	Diskussion
4.2.4.1	Zur Kotprobenanalysen
4.2.4.1	
4.2.4.2	Vergleich des Nahrungsspektrums mit bisherigen Erkenntnissen
1010	
4.2.4.3	Zum Nahrungserwerb
4.3	Spechte in der Vogelgemeinschaft eines Hochgebirges 112
4.3.1	Winterperiode
4.3.1.1	Entwicklung der Siedlungsdichte einer Vogelgemeinschaft
1010	im Winterverlauf
4.3.1.2	Soziologische Aspekte einer Vogelgemeinschaft

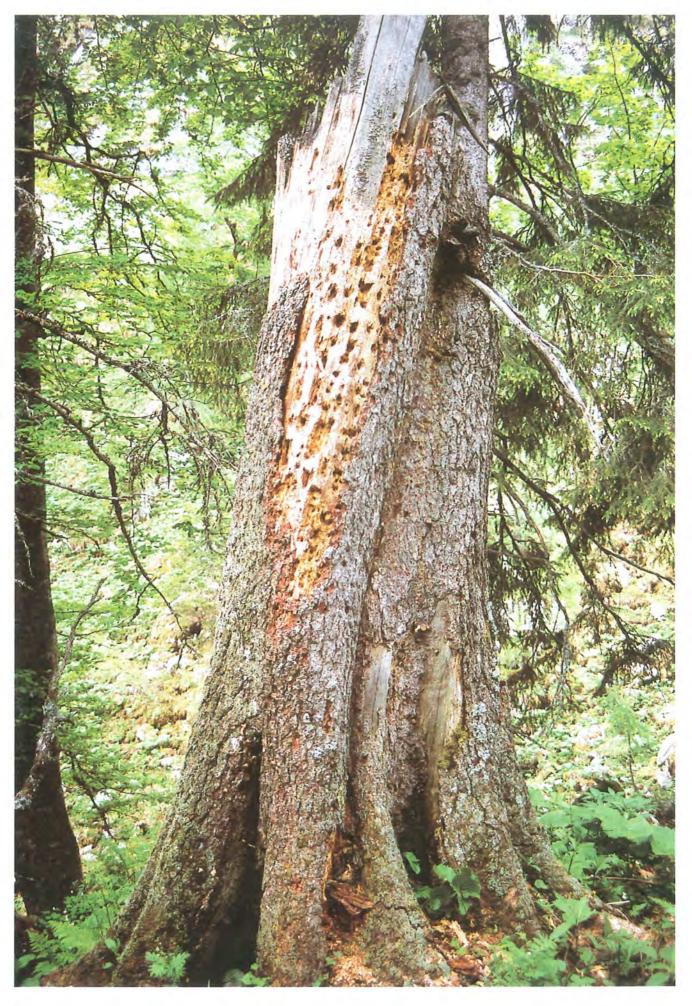
4.3.1.3	Artenzusammensetzung
4.3.1.4	Spechte in der Vogelgemeinschaft im Winter
4.3.2	Brutperiode
4.3.2.1	Artenzahl und Abundanz
4.3.2.2	Diversität
4.3.2.3	Nestgilden ,
4.3.2.4	Phänologische Veränderungen
4.3.2.5	Spechte in der Vogelgemeinschaft zur Brutzeit
4.3.3	Diskussion
4.3,3.1	Zur Winterperiode
4.3.3.2	Zur Brutperiode
4.4	Bewertung der Spechthabitate
4.4.1	Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate
	und ihre Bewertung
4.4.2	Bewertung der Spechthabitate mit einem geographischen
	Informationssystem (GIS)
4.4.3	Prognose der langfristigen Spechtverbreitung im
	Nationalpark Berchtesgaden ,
4.4.3.1	Hypothetische Entwicklung
4.4.3.2	Folgerungen
4.4.4	Zur bioindikatorischen Rolle der Spechte . ,
4.4.5	Diskussion
5	Zusammenfassung
6	Literatur

... "Der Wald aber stieg weiter von den Bergen her in die Ebene, Seen und Flüsse entstanden und vergingen, und der Wald rückte vor und ergriff und verhüllte langsam das ganze Land, die Reste der alten Straßenmauern, der Paläste, Tempel, Museen, und Fuchs und Marder, Wolf und Bär bevölkerten die Einöde.

Über einem der gestürzten Paläste, von dem kein Stein mehr am Tage lag, stand eine junge Kiefer, die war vor einem Jahr noch der vorderste Bote und Vorläufer des heranwachsenden Waldes gewesen. Nun aber schaut auch sie schon wieder weit auf jungen Wuchs hinaus.

"Es geht vorwärts!" rief ein Specht, der am Stamme hämmerte, und sah den wachsenden Wald und den herrlichen, grünenden Fortschritt auf Erden zufrieden an."

Aus: "Die Stadt" von Hermann Hesse (1910)



### Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden

Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte

#### Peter Pechacek

#### 1 Einleitung

Die Ansprüche der Gesellschaft an den Wald unterliegen einem stetigen Wandel. In der ersten Nachkriegszeit war vor allem der Brennholzbedarf wichtig. Später war Holz ein wichtiger Baurohstoff. Die Forderung nach mehr Ökologie statt Ökonomie bestimmt heute die Behandlung des Waldes. Angesichts der veränderten Ansprüche der Gesellschaft an den Wald wird mehr und mehr eine naturnahe Waldbewirtschaftung in den Vordergrund gestellt. Die hauptsächlich auf die Holznutzung ausgerichtete, traditionelle Forstwirtschaft gerät zunehmend unter Kritik. Die Waldpflege der Zukunft wird sich an natürlichen Waldökosystemen orientieren, sofern nicht gravierende, wirtschaftliche oder politische Krisen, wie z. B. eine Energiekrise, eine völlige Neuorientierung notwendig machen. Unsere Kenntnisse über das komplexe Funktionieren und über die Vernetzung von Waldökosystemen sind ungenau. Über die Wirkung von äußeren Einflüssen auf unsere Wälder bestehen beispielsweise sehr unterschiedliche Ansichten. In ungestörten Schutzgebieten werden deshalb langfristig verschiedene Prozesse verfolgt und erforscht, die für die Entwicklung der Wälder relevant sind. Die gewonnenen Erkenntnisse werden dazu beitragen, unsere Wälder entsprechend den gesellschaftlichen Vorgaben in enger Anlehnung an die natürliche Entwicklung zu behandeln. Ganz allgemein wird nicht eine Stillegung der Waldflächen angestrebt, sondern eine möglichst naturnahe Bewirtschaftung. In unserer dicht besiedelten Landschaft kann der Wald nicht nur als Refugium für Pflanzen und Tiere dienen. Er muß ebensosehr ein Refugium für den Menschen bleiben und alle anderen Waldfunktionen, einschließlich die der Holzerzeugung erfüllen.

Forschungen in einer Reihe von Naturwaldreservaten in unterschiedlichen Wuchsgebieten helfen, die Verzahnung verschiedener Komponenten eines "unbeeinflußten" Waldökosystems zu durchleuchten. Sie können als Bezugsbasis für eine neue Waldbewirtschaftung herangezogen werden. Nationalparke leisten hierbei einen besonders wertvollen Beitrag. Die Bewirtschaftung ist dort i. d. R. großräumig eingestellt und die Natur bleibt auf lange Sicht sich selbst überlassen. Die Wald-Nationalparke durchlaufen in ihrer Entwicklung verschiedene Phasen, die in der Urwaldforschung seit langem bekannt sind. Das Nebeneinander verschiedener Alterstufen und ein kleinflächiger Wechsel

unterschiedlicher Waldstrukturen sind charakteristische Eigenschaften unserer heimischen Wälder. Eine Vielzahl von Lebewesen wohnt in diesen Waldbeständen. Die Kenntnis der komplexen Beziehungen zwischen verschiedenen Organismen zu ihrem Habitat ist eine wichtige Voraussetzung für eine naturnahe Behandlung der Wirtschaftswälder.

Ein wichtiges Glied in dieser Beziehungskette sind Spechte. Weltweit gibt es über 200 verschiedene Spechtarten. Die meisten von ihnen gehören wegen ihrer spezialisierten Lebensweise zu den gefährderten Vogelarten. Die wichtigste Ursache für den allgemeinen Bestandsrückgang ist dabei die Fragmentierung und der Verlust des Lebensraums. Spechte gelten wegen ihrer Bindung an totes Holz, alte Bäume und an einen gestuften Waldaufbau als bedeutsame Bioindikatoren. Sie indizieren naturnahe Habitate, Ihre spezialisierte Ernährung, die in erster Linie auf holzbewohnende Kerbtiere ausgerichtet ist und die Fähigkeit, Baumhöhlen zu bauen, unterstreichen ihren Stellenwert im Ökosystem Wald. Zahlreiche höhlenbewohnende Tiere, wie z. B. Eulen, Schläfer oder Fledermäuse profitieren in spechtreichen Wäldern vom ausreichenden Angebot an natürlichen Baumhöhlen. Gebiete mit einem gleichzeitigen Vorkommen mehrerer Spechtarten gehören i. d. R. zu schützenswerten Landschaften. Der Schutz von Spechtpopulationen führt gleichsam automatisch zum Schutz eines biologischen Artenreichtums der betreffenden Wälder.

Der Nationalpark Berchtesgaden bot mit seiner seit 1978 ungestörten Waldentwicklung gute Voraussetzungen für die Erforschung einiger Fragestellungen über die Lebensweise der dort lebenden Spechtarten. Vor allem die große Menge an Totholz in verschiedenen Formen und Stadien wirkte dort sehr förderlich auf die Verbreitung der Spechte. In Wirtschaftswäldern ist vor allem das Fehlen von abgestorbenen, alten Bäumen ein limitierender Faktor für die Abundanz der Spechte.

Die vorliegenden Untersuchungen betreffen in erster Linie das Verhältnis zwischen dem Ressourcenangebot und dessen Nutzung durch Spechte unter besonderer Berücksichtigung der nahrungsökologischen Aspekte. Dabei wurden auch die Beziehungen zwischen verschiedenen Spechtarten analysiert und einige Fragen zum Nahrungsspektrum unter Berücksichtigung des Beuteangebots behandelt. Besonders ausführlich wurde auf die Frage der Totholznutzung durch Spech-

te eingegangen. Ein weiterer Aspekt betrifft die Struktur der Vogelpopulation im Hochgebirge und den Anteil der Spechte an dieser Vogelgemeinschaft. In diesem Zusammehang wurden auch Abundanzschwankungen der Vogelpopulationen im Winter untersucht. Mit einem geographischen Informationssystem wurde eine Bewertung des Nationalparks Berchtesgaden für die Spechtverbreitung durchgeführt. Am Beispiel des Dreizehenspechts wurde ferner der Einfluß ausgedehnter Windwürfe auf die Entwicklung dieser Spechtart analysiert und in einigen Modellen simuliert. Ausgehend von den untersuchten ökologischen Ansprüchen der Spechte wurde schließlich ihre bioindikatorische Rolle unter den besonderen Bedingungen des Nationalparks diskutiert.

#### Danksagung

Die Arbeit entstand im Rahmen der Nationalpark-Forschungsprojekte "Vogelbestandsaufnahmen in naturnahen Waldparzellen im Nationalpark Berchtesgaden" und "Ökologische Untersuchungen an Spechten im Nationalpark Berchtesgaden", die vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen finanziert wurden. Die beiden Projekte werden vom Lehrstuhl für Angewandte Zoologie der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität in München/Freising-Weihenstephan betreut. Das erste Projekt konnte bereits abgeschlossen werden. Die Koordinierung der beiden Forschungsvorhaben übernahm Herr Prof. Dr. W. Bäumler. Er hat darüber hinaus die vorliegende Dissertation betreut.

Ich bin ihm für seine Unterstützung, sein Interesse und die konstruktiven Gespräche zu besonderem Dank verpflichtet. Prof. Bäumler begleitete diese Arbeit nicht nur wissenschaftlich, er übernahm auch die mehrfache kritische Durchsicht des Manuskripts und wies mich auf manche Ungereimtheiten hin. Er ermöglichte mir nach meiner Übersiedelung nach Deutschland die Wiederaufnahme der wissenschaftlichen Arbeit, wofür ich ihm sehr herrzlich danke.

Auch bei den Mitarbeitern des Nationalparks Berchtesgaden möchte ich mich für die Unterstützung bedanken, insbesondere bei Herrn Dr. W. d'Oleire-Oltmanns, der die beiden Projekte in die Wege leitete und mit manchem Rat unterstützte. Frau Dr. A. Schuster und Herrn H. P. Franz bin ich vor allem für die Einführung in die Arbeit mit dem geographischen Informationssytem (GIS) ARC/INFO dankbar. Der Leiter des Nationalparks, Herr Dr. H. Zierl verfolgte das Projekt mit großem Interesse.

Meinen früheren tschechischen und slowakischen Kollegen bin ich für viele intensive Diskussionsgespräche dankbar. Meinen Dank möchte ich insbesondere an Herrn Dr. J. Pavelka von der Unteren Naturschutzbehörde in Vsetin/Tschechische Republik richten, sowie an Herrn Dr. A. Krištín vom Institut für Ökologie des Waldes der Slowakischen Akademie der Wis-

senschaften in Zvolen/Slowakische Republik. Herr Dr. Krištin übernahm als Stipendiant der Alexander von Humboldt Stiftung während seines Studienaufenthalts in Deutschland dankenswerterweise auch die Bestimmung des Kotprobeninhaltes der Spechte.

Die größte Unterstützung aber erhielt ich von meiner Familie. Dies kann ich nicht als Dank formulieren. Ihr sei diese Arbeit gewidmet.

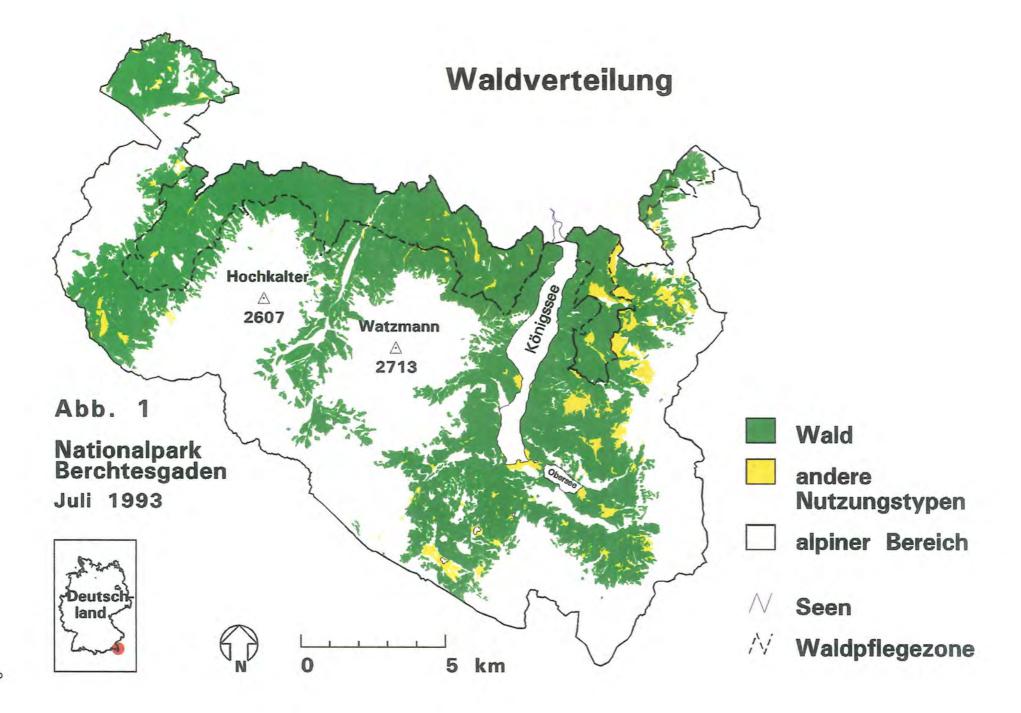
#### 2 Das Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in Südost-Bayern nahe der österreichischen Grenze im Nationalpark Berchtesgaden durchgeführt. Dieses Gebiet umfaßt eine Fläche von rund 210 km². Es befindet sich vollständig im Staatseigentum. Im Jahr 1978 wurde es auf Beschluß des Bayerischen Landtags zum Nationalpark erklärt. Die Aufgaben des Nationalparks sind in der Verordnung über den Alpen- und den Nationalpark Berchtesgaden vom 8. Juli 1978 sowie im Art. 8 Abs. 2 BayNat-SchG festgeschrieben. Demnach dient der Nationalpark der Erhaltung und der wissenschaftlichen Beobachtung natürlicher und naturnaher Lebensgemeinschaften. Somit bilden die Naturausstattung und die Zielsetzungen des Nationalparks optimale Voraussetzungen für die Fragestellungen dieser Arbeit.

#### Lage des Untersuchungsgebiets

Ein wesentliches Merkmal des Alpenparks sind große Höhenunterschiede auf engstem Raum (ENDRES 1979). So bildet die Watzmann-Ostwand mit 2.000 m Höhe die höchste Felswand im gesamten bayerischen Alpenraum. Der Watzmann-Gipfel (2.713 m ü.NN) liegt nur etwa 3.500 m Luftlinie vom Königssee (603 m ü.NN) entfernt. Neben der Watzmanngruppe gibt es eine Reihe weiterer Gebirgsstöcke: Hochkalter (2.607 m ü.NN), Göllmassiv (Hoher Göll 2.523 m ü.NN) und Steinernes Meer (Hundstod 2.594 m ü.NN). Die Entwässerung erfolgt hauptsächlich über die Bischofswieser, Ramsauer und Königsseer Ache, die nach ihrem Zusammenfluß bei Berchtesgaden den Alpenpark als Berchtesgadener Ache verlassen. Wegen der Verkarstung versickern die Niederschläge oft und fließen auch unterirdisch in den Gebirgsstöcken ab. Die drei großen Seen, Königssee, Obersee und Hintersee haben zusammen eine Ausdehnung von rund 6 km<sup>2</sup>.

Der Waldanteil laut Waldinventur 1983/84 (RALL 1990) nimmt mit 8.100 ha rund 40% der Nationalparkfläche ein (Abb. 1). Die Wälder erstrecken sich vom Wasserspiegel des Königssees als tiefste Stelle (603 m ü.NN) bis in einen Höhenbereich von ca. 1.900 m ü.NN, wo die Waldgrenze hauptsächlich klimatisch bedingt ist. Mehr als die Hälfte des Nationalparks gehört der alpinen Stufe an und ist somit nicht bewaldet.



Die Fichte (Picea abies) ist mit einem Anteil von 51,8% landschaftsprägend. Im Höhenbereich zwischen 700 und 1.500 m ist sie absolut vorherrschend. In dieser Zone kommt sie auch in Reinbeständen mit über einem Drittel der Gesamtwaldfläche vor. In den Hochlagen über 1.500 m bestimmt die Lärche (Larix decidua) mit 27,0% das Erscheinungsbild des Waldes. Sie kommt ebenfalls vor allem in Reinbeständen vor. Die Tanne (Abies alba) dagegen kämpft mit nur 0,8% geradezu ums Überleben. Sie sollte jedoch nach vegetationskundlichen Untersuchungen auf ca. 45% der Waldfläche den Bergmischwald mitbilden. Der Laubholzanteil nimmt insgesamt 14,5% ein, davon beträgt der Buchenanteil (Fagus sylvatica) 5,9%. Bemerkenswert ist ein größeres, natürliches Vorkommen der aufrechten Latschenform bzw. der Spirke (Pinus uncinata) im Wimbachgries, sowie der Zirbe (Pinus cembra) auf der Reiteralm. Schwerpunkte der Verbreitung lebender und toter Bäume mit einem BHD von mehr als 1 m liegen in den südlichen Teilen des Nationalparks. Die Anzahl der jungen, nachwachsenden Bäume ist von der Pflanzenzahl ausreichend, jedoch sind bis zu 90% Verbißschäden festzustellen, die eine weitere Entmischung erwarten lassen.

Die Menge stehender und liegender toten Bäume in den Wäldern des Nationalparks beträgt mehr als 180.000 Kubikmeter. Das sind knapp 15% der Holzmenge der lebenden Bäume von 1,2 Millionen Kubikmeter. Ungefähr 56% der toten Bäume sind stehend (RALL 1990).

#### Geologie

Die nachfolgende Beschreibung wurde in Anlehnung an den Textteil der topographischen Karte 1:25.000 "Nationalpark Berchtesgaden" zusammengefaßt.

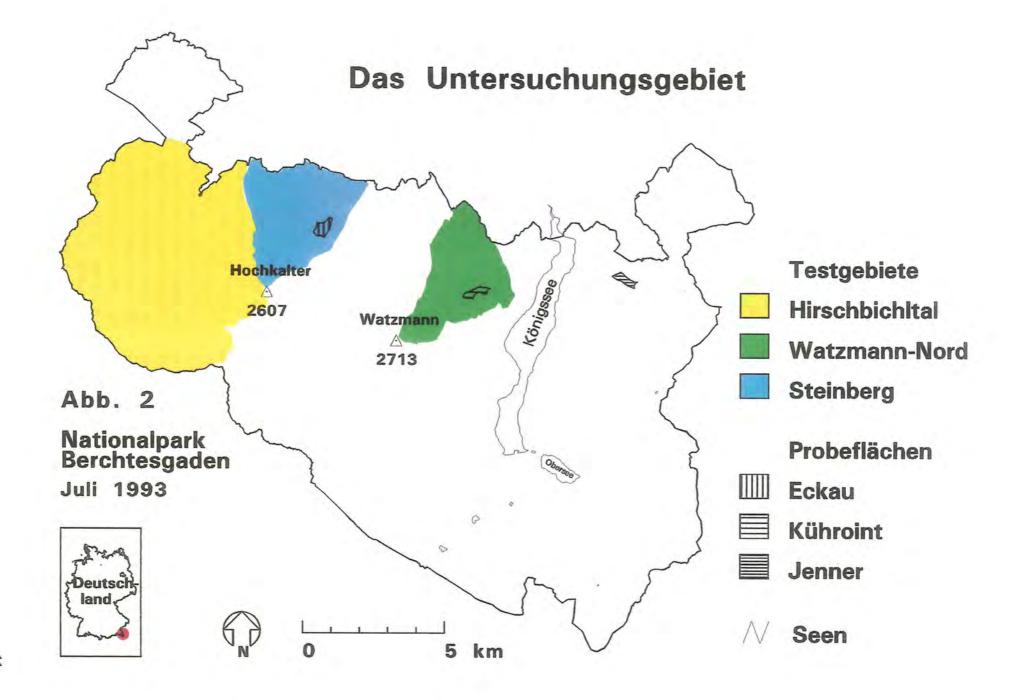
Der Nationalpark gehört zu den Nördlichen Kalkalpen. Die Entstehung des Gebirges reicht etwa 200 Millionen Jahre zurück in das frühe Erdmittelalter. In einer flachen, warmen, an Pflanzen und Tieren reichen Geosynklinale lagerte sich organischer Kalkschlamm in Schichten ab. An den Rändern des Flachmeeres, wo der Meeresboden in tiefere Bereiche abbrach, wuchsen Korallenriffe. Erst in der Jurazeit hat sich das Meer eingetieft und es wurden rohe Kalke und kieselige Gesteine abgelagert. In der Kreidezeit wurden die Sedimente gehoben, in Schollen gebrochen und übereinander geschoben. Gegen Ende des Erdmittelalters, etwa in der Mitte des Tertiärs, gerieten die bis über 2.000 m angewachsenen Ablagerungen unter den Druck des nach Norden triftenden afrikanischen Kontinents, wobei das vindelicische Festland das Widerlager bildete. Sie wurden dabei auf den bereits verfestigten, europäischen Kontinent aufgeschoben und zusammen mit darunter liegenden, kristallinen Gesteinen gefaltet und wieder gehoben. Durch diese Entstehung in zwei getrennten Epochen erscheint der geologische Aufbau verworren. In den Berchtesgadener Alpen folgen demnach aufeinander die Werfener Schichten der skythischen Stufe, die heute überwiegend die kolline Stufe bilden, und der Ramsauer Dolomit, sowie der Dachsteinkalk der Rätischen Stufe. Im Nationalpark kommen aber kleinflächig auch Buntsandstein, Jura und Neocom-Cenoman (Kreide) zutage. Ein weiteres Ereignis brachte die Vergletscherung der Alpen im Quartär. Der Blaueisgletscher ist gewissermaßen ein Rest der letzten großflächigen Vereisung der Alpen. Weiterhin kommen Jungmoränen der Würmeiszeit vor. Der Abtrag des Gebirges läuft insbesondere in zwei Verwitterungsformen weiter. Das Kalziumkarbonat der Kalkgesteine wird durch die chemische Auslösung der im Regenwasser vorhandenen Kohlensäure abgeschwemmt. Es entsteht Verkarstung, Hierbei werden u. a. Karren, Höhlen und Dolinen im Dachsteinkalk gebildet. Dolomitgesteine verwittern dagegen vorwiegend mechanisch durch Frostsprengungen zu kantigem Gesteinsschutt.

#### Klima im Untersuchungsgebiet

Ein Ziel dieser Arbeit war u. a. die Untersuchung des Witterungseinflusses auf die winterliche Vogelwelt. Deshalb wurden die langfristigen, örtlichen Klima-Aufzeichnungen mit den Temperaturmessungen des Deutschen Wetterdienstes (Station Berchtesgaden in 550 m ü.NN bzw. falls nicht vorhanden Bad Reichenhall in 455 m ü.NN) für den Zeitraum der Untersuchungen ergänzt. Aufgrund der Lage dieser Stationen können sie jedoch nur für eine relative Beurteilung des jeweiligen Winterverlaufs herangezogen werden. Klimadaten aus den untersuchten Höhenlagen lagen zum Zeitpunkt der Aufnahmen nicht vor.

Das Klima ist insgesamt atlantisch geprägt. Die Abgeschlossenheit des Talkessels Berchtesgaden bedingt jedoch eine kontinentale Tönung mit schroffen Temperaturübergängen, sowie starken Schwankungen der Feuchtigkeit und der Temperatur. Vorherrschend sind westliche, südwestliche und nordwestliche Windrichtungen. Oft treten reine Südwinde (Föhn) auf. Die Abhängigkeit des Klimas von der Höhenlage ist besonders bedeutsam. Inversionswetterlagen sind hauptsächlich im Herbst und Winter relativ häufig. Nach den Unterlagen vom Deutschen Wetterdienst (Wetteramt München) im ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG (1985 zit. in HOFFMANN 1990) wurden folgende, langfristige Klimadaten für den Wuchsbezirk der Berchtesgadener Alpen ermittelt:

Die mittlere Lufttemperatur beträgt im jährlichen Durchschnitt 7,5°C in wärmebegünstigten Tallagen und bis 2,0°C in Hochlagen. Sie liegt im Bereich des Nationalparks allgemein niedriger als im nahen Alpenvorland (DIERCKE-WELTATLAS 1974 zit. in HOFF-MANN 1990) und nimmt im Durchschnitt um ca. 0,5°C je 100 Höhenmeter ab. Die Temperaturabnahme ist auf Südhängen etwas geringer als auf Nordhängen. Die Durchschnittstemperatur liegt in der Vegetationszeit, vom Mai bis Oktober zwischen 15,0°C bis 7,5°C. Die mittlere Dauerlufttemperatur über 10°C (forstliche Ve-



getationszeit) wird jährlich an 70 Tagen im oberer Bereich der subalpinen Stufe und an 150 Tagen in den Tallagen, sowie in den wärmebegünstigten, sonnseitigen Hanglagen erreicht.

Die Niederschlagshöhe liegt im Jahr zwischen 1.510 mm bis 2.250 mm. Auf die Vegetationszeit zwischen Mai und September entfallen 780 mm bis 1.340 mm. Die Niederschlagshöhe liegt im Nationalpark höher als im nördlich gelegenen Alpenvorland (DIERCKE -WELT-ATLAS 1974 zit. in HOFFMANN 1990) und nimmt um ca. 60 mm je 100 Höhenmeter zu. Starkregen mit über 50 mm Niederschlag innerhalb von 24 Stunden oder Dauerregen sind relativ häufig. Sie führen oft zu Hochwasser, Erosion und Rutschungen. Der Anteil des Schnees am Gesamtniederschlag steigt von 20% in den Tallagen bis auf 50% in den Hochlagen. Der Schnee bleibt in den Tallagen ca. 100 Tage, in den Hochlagen ca. 150 Tage und länger liegen. Auch der Anteil des Nebels am Gesamtniederschlag steigt mit zunehmender Meereshöhe deutlich an. Der jährliche. mittlere Trockenheitswert schwankt zwischen 100 bis 180.

#### 2.1 Die Untersuchungsflächen

Die Testgebiete wurden dem Vorhaben entsprechend festgelegt. Dabei wurden drei kleinere Probeflächen für die Siedlungsdichtekartierung ("Eckau", "Kühroint", und "Jenner") und drei große Testgebiete (Testflächen, Untersuchungsgebiete) für die Erforschung der Habitatwahl und der Nahrungsökologie ("Hirschbichltal", "Steinberg", und "Watzmann-Nord") ausgewählt. Mit Ausnahme der Fläche "Jenner" lagen alle Probeflächen der Siedlungsdichtekartierung im Bereich der großen Testflächen (Abb. 2).

#### 2.1.1 Probeflächen

Die drei untersuchten Probeflächen lagen in den vorhandenen Naturwaldparzellen, die seinerzeit nach den Vorschlägen von SCHREYER (Forstamt Berchtesgaden) durch die Nationalparkverwaltung zusammengestellt wurden. Die vorläufige Auswahl geeigneter Waldparzellen wurde im September 1987 während eines Orientierungsbeganges getroffen. Eine endgültige Auswahl wurde im Herbst 1987 unter Berücksichtigung folgender Gesichtspunkte getroffen:

Größere Unterbrechungen durch andere Bestandsformen sollten soweit wie möglich vermieden werden. Mit Rücksicht auf die relativ kleine Größe der Naturwaldparzellen war es jedoch nicht möglich, die Randlinieneffekte durch einen größeren Abstand von anderen Biotopen vollkommen auszuschließen. Ein wichtiges Kriterium war die Wahl des Arbeitsverfahrens (Kartierungsmethode) zur Erfassung der Brutpopulationen. Dementsprechend wurden die Probeflächengrößen in Anlehnung an die Empfehlungen von SVENSSON & WILLIAMSON (1970) gewählt. Sie wurden außerdem durch natürliche Grenzlinien festgelegt. In den gleichen Probeflächen sollten auch Untersuchungen im Winter

durchgeführt werden. Die Gebiete mußten deshalb in der kalten Jahreszeit bei hoher Schneelage begehbar sein, ohne eine Gefährdung des Beobachters durch Lawinen. Für die winterliche Linientaxierung mußte durch die Probeflächen außerdem eine Zähllinie gelegt werden, die eine gewisse Länge entsprechend den Hinweisen von ŠŤASTNÝ (1974) erreichen sollte. Flächen, die derart viele Kriterien erfüllen, waren im Gebirge kaum zu finden. Nach RALL (1990) sind 37% der Waldfläche im Nationalpark Berchtesgaden derzeit noch naturfern. Geeignete Flächen mit einer entsprechenden Größe waren deshalb kaum verfügbar, zumal die naturnahen Waldstrukturen v. a. in den steilen Hängen zum Königssee, sowie in schwer zugänglichen, höheren Lagen anzutreffen sind. Es ergab sich daraus eine unterschiedliche Form und Größe der Probeflächen. Die methodisch empfohlene Transektlänge konnte nicht voll eingehalten werden. Die Gebiete wurden nach nahe liegenden Ortsnamen bzw. Waldstandorten benannt. Die nachfolgende Beschreibung stützt sich auf eigene Untersuchungen und auf Forsteinrichtungsdaten (Waldpflegeplanung).

#### "Eckau"

Die Probefläche gehörte zur Waldgesellschaft der montanen Bergmischwälder. Sie lag in einer Höhenlage zwischen 1.060 bis 1.330 m ü.NN, die Exposition war Nord bis Nordost. Es handelte sich um einen geschlossenen, auf Teilfläche lichten bis lückigen Bergmischwald aus Fichte und Buche, sowie aus Bergahorn (Acer pseudoplatanus), Tanne, Esche (Fraxinus excelsior) und Lärche mit einem Unter- und Zwischenstand aus vorwiegend Fichte und Buche bzw. Vogelbeere (Sorbus aucuparia) auf ca. 50% der Fläche. Der Bestand war überwiegend einschichtig, teilweise auch mehrschichtig aufgebaut. Der Bestokkungsgrad entsprach zum Zeitpunkt der Untersuchungen dem Beschirmungsgrade von 0,8 bis 0,9. Die Baumarten waren einzeln- bis gruppen(flächen)weise beigemischt. Das Alter der Oberschicht lag zwischen 80 und 190 Jahre, die Baumartenanteile setzten sich wie folgt zusammen: Fi 55%, Bu 25%, BAh 10%, Ta 5%, Lä 5% und zahlreiche Es. Die lichten und lückigen Stellen waren mit einer bürstenartigen Fi-Naturverjüngung bestockt, eine Verjüngung der Mischbaumarten fand wegen des hohen Wildverbißes kaum statt. Am Hangfuß ging der Fi-Unterwuchs bereits in eine Dickung über. Der Totholzanteil und der Anteil an sterbenden Bäumen war nur mäßig. Der Totholzanteil wurde jedoch nach dem Winter 1987/88 durch die zerstörende Wirkung einer Naßschneelawine am Ostrand der Fläche erheblich erhöht. Eine Räumung fand nicht statt. Der Bestand stockte auf einem steilen, felsigen Hang mit einer Geländeneigung von ca. 23°. Die Umgebung der Fläche hatte den Charakter subalpiner Nadelwälder. An den nördlichen, unteren Rand grenzte eine geschlossene, ebene Almfläche an und an den südlichen, oberen Rand ein subalpiner Lärchenwald. In unmittelbarer Umgebung der Fläche kamen Dickungen, Stangen-, und -Baumhölzer aus Fichte vor. An der östlichen Grenze verlief eine bestockungsfreie Rinne, deren Breite nach einem Lawinenabgang ca. zwei Baumlängen betrug. Die Probefläche wurde relativ häufig von Touristen begangen. Insbesondere in den Wintermonaten frequentierten viele Tourenskifahrer diese Fläche.

Die Größe der Gesamtfläche betrug rund 17 ha. Durch diese Fläche wurde parallel zu einem Fußweg eine Zählstrecke von 1.150 m Länge gezogen. Die Breite der Zählstrecke betrug 50 m. Somit wurden 5,75 ha inmitten des oben beschriebenen Bestandes mit der Linientaxierung erfaßt.

#### "Kühroint"

Die Fläche lag im Bereich der subalpinen Nadelwälder. Es handelte sich um einen einschichtigen Fi-Bestand mit Lä und einzelnen Ta sowie Vogelbeeren. Der Bestand war geschlossen. Der Bestockungsgrad wurde anhand des Beschirmungsgrades angeschätzt und betrug 1,0 bis 0,9. Das Alter des Bestandes betrug 90 bis 170 Jahre. Im unteren, östlichen Teil stockte eine etwas jüngere Partie. Die Fi-Naturverjüngung kam nur zaghaft auf ca. 10 bis 20% der Fläche auf. Die Begleitbaumarten waren einzeln beigemischt. Die Baumartenanteile setzten sich wie folgt zusammen: Fi 95% und Lä 5%. Die ganze Fläche wies einen hohen Anteil an stehendem und liegendem Totholz auf. Außerdem waren viele absterbende Bäumen vorhanden. Die Fläche "Kühroint" lag in einer Höhenlage zwischen 1.410 und 1.560 m ü. NN in südöstlicher Exposition. Die Probefläche wurde jedoch durch den nahe gelegenen Kleinen Watzmann im Süden vor allem im Winter relativ bald beschattet. Die Hangneigung betrug ca. 29°. Das angrenzende Gelände wurde im oberen, südlichen Teil zunehmend felsiger. Dort stockte ein lichter, subalpiner Lärchenwald. Der untere östliche Teil schloß an ein Kar mit riesigen Felsbrocken an. Es war sporadisch mit Grünerle (Alnus viridis) und Latsche (Pinus mugo) bewachsen, Im nordöstlichen Teil der Probefläche befand sich eine etwa 0,7 ha große alte Windwurffläche ohne Baumbestand. Die restliche Umgebung der Fläche hatte den gleichen Charakter wie die Fläche selbst.

Mit Rücksicht auf die erheblichen Schwierigkeiten, das steile Gelände zu begehen, wurde die Zählstrecke für die winterlichen Aufnahmen parallel zu zwei vorhandenen Fußwegen, die allerdings am Rand der Fläche lagen, gewählt. Die im Winter aufgenommenen Individuen stammten daher zum Teil aus den angrenzenden Beständen. Da sich diese jedoch nicht wesentlich vom Charakter der Probefläche unterschieden, wurde eine derartige Verlegung akzeptiert. Die Größe der Gesamtfläche betrug 11,5 ha und die zugehörige Zähllinie war 1.250 m lang. Bei einer Zähllinienbreite von 50 m wurden somit 6,25 ha mit der Linientaxierung erfaßt.

#### "Jenner"

Die Probefläche befand sich im Bereich der hochmontanen bis subalpinen Nadelwälder, Das Untersuchungsgebiet war zum Zeitpunkt der Untersuchungen mit einem einschichtigen, geschlossenen, auf Teilfläche lückigen Fi-Bestand mit zahlreichen BAh, mehreren Bu, Lä und Mehlbeeren (Sorbus aria) bestockt. Der Bestockungsgrad wurde anhand des Beschirmungsgrades angeschätzt. Er lag bei 1,0 bis 0,9. Das Alter schwankte zwischen 80 und 160 Jahre. Die Mischbaumarten waren einzeln beigemischt. Im Bereich einer, ca. zwei Baumlängen großen, alten Windwurfstelle kam verzögert Fi-Naturverjüngung auf, die auf einer kleinen Teilfläche bereits das Dickungsstadium erreichte. Die übrige Fläche war verjüngungsfrei. Die jüngeren Teile waren kleiner und nur 2 bis 3 Baumlängen groß. Die gebrochenen Bäume wurden nicht geräumt. Die Probefläche enthielt beachtliche Vorräte an liegendem Totholz. Darüber hinaus lag in der Fläche eine ca. 2 ha große, alte Windwurffläche mit spärlichem Fi-Anflug. Sie war bereits weitgehend vergrast.

Für die Brutvogelzählung wurde nur eine Teilfläche von 15 ha erfaßt. Die Zählstrecke für die Erfassung des winterlichen Vogelbestandes wurde am nordöstlichen Rand der Gesamtfläche mit einer Länge von 1.500 m angelegt. Sie verlief entlang einem Fußweg. Bei einer Zähllinienbreite von 50 m wurde somit eine Flächengröße von 7,5 ha mit der Linientaxierung erfaßt.

Der steile, südwestlich exponierte Hang mit etwa 30° Neigung wies einen Höhenunterschied von 1.340 bis 1.510 m ü.NN auf. An mehreren Plätzen stand der nackte Fels an, der an einer Stelle eine ca. 30 m breite und 15 m hohe Steilwand bildete. Die gesamte Bestandsfläche lag mitten in einem relativ ausgedehnten und homogenen Waldkomplex gleicher Baumartenzusammensetzung und gleicher Charakteristik, nur im unteren Teil schloß sie an eine große Almfläche an.

#### 2.1.2 Testgebiete

Die drei ausgewählten Testflächen - "Hirschbichltal", "Steinberg" und "Watzmann-Nord" - lagen westlich des Königssees und umfaßten insgesamt eine Fläche von rund 4.400 ha. Bei ihrer Auswahl wurde primär ihre Erreichbarkeit, ihre Begehbarkeit und ihr Zustand gegenüber dem Stichtag der Forsteinrichtung und der Waldpflegeplanung am 1.1.1987 berücksichtigt. Gebiete mit weitreichenden Veränderungen im Bestandsgefüge wurden als Testfläche ausgeschlossen, da für die Untersuchungen möglichst aktuelle Forsteinrichtungsdaten benötigt wurden. "Steinberg" und "Hirschbichltal" grenzten aneinander, "Watzmann-Nord" lag als Inselfläche etwas östlich vorgelagert. Da die Testflächen für die Auswertungen eine Einheit bildeten, wurde auf eine getrennte Beschreibung der Einzelflächen verzichtet. Die nachfolgende Charakterisierung stützt sich auf eigene Untersuchungen, sowie auf die Forsteinrichtungsdaten und die Daten der Waldinventur.

Die Waldgrenze schwankte in allen drei Testflächen um 1.700 m ü.NN. Das Relief war mit einigen Ausnahmen, wie bei Almflächen und beim Tal des Klausbachs im Norden des "Hirschbichltals" ein überwiegend steil geneigter Hang. Der Waldanteil nahm rund 80% an der Gesamtfläche ein. Der größte Flächenanteil im Testgebiet entfiel auf die Höhenstufen von 1.300 bis 1.500 m ü.NN. Nur wenige Flächen lagen unterhalb von 1.000 m ü.NN. Die meisten Bereiche waren nordöstlich und nordwestlich exponiert. Im Untersuchungsgebiet dominierte der Nadelwald (Fi), gefolgt vom Bergmischwald mit überwiegend Nadelholz und Fi-Lä-Wald.

Die Waldbestände befanden sich nach den Ergebnissen der Forsteinrichtung überwiegend in der Verjüngungsphase, gefolgt von der Zerfalls- und der Terminalphase. Die Plenterphase war am wenigsten vertreten. Die am meisten vorkommenden Waldbestandsformen waren ein- bis zweischichtige Fi-Lä-Bestände und Fi-Reinbestände mit einem überwiegend licht geschlossenen bis lichten bzw. geschlossenen Schlußgrad. Das mittlere flächengewogene Alter der vorhandenen Waldbestände lag bei 134,9 Jahren. Waldbestände in der 9. und der 10. Altersklasse nahmen dabei die größte Fläche ein. Hingegen waren Bestände in der 1., 3., 5. und 6. Altersklasse sowie Bestände über 220 Jahre unterrepräsentiert. Die Grundfläche der Waldbestände im Testgebiet war deutlich verschieden. Die mittlere flächengewogene Grundfläche lag bei 19,6 gm/ha. Der überwiegende Flächenanteil im Testgebiet hatte eine Grundflächengröße zwischen 10 bis 20 gm/ha.

Ein hohes Totholzangebot in allen Formen und Zersetzungsstadien war für das gesamte Testgebiet charakteristisch. Die abgestorbenen Bäume kamen einerseits verstreut in Waldbeständen vor, andererseits flächig konzentriert nach "Katastrophenereignissen", wie z. B. Windwurf oder Insektenbefall. Die meisten Bestände wiesen eine Totholzgrundfläche von weniger als 2 gm/ ha auf. Waldbestände ohne Totholz waren mit einem Flächenanteil von rund 15% vertreten. Die durchschnittliche flächengewogene Totholzgrundfläche der Waldbestände im Testgebiet lag bei 2,6 qm/ha. Die Durchmesserspreitung beim Totholz lag im Untersuchungsgebiet überwiegend zwischen 10 bis 20 cm BHD. Ein Totholz-BHD über 30 cm war nur in wenigen Beständen vorhanden. Der mittlere flächengewogene Totholz-BHD betrug im Testgebiet 16,1 cm. Waldbestände mit über 40 cm Totholz-BHD waren selten. Baumstümpfe zählten als Sonderform des Totholzes. Die durchschnittliche flächengewogene Anzahl der Stöcke im gesamten Testgebiet lag bei 3,4 Stück/ha. Während Gebiete mit mehr als 10 Stöcken/ha lediglich rund 8% der Fläche ausmachten, betrug der Anteil der Waldflächen ohne Stöcke rund 30%.

#### "Hirschbichltal"

Die Testfläche lag im westlichen Teil des Nationalparks. Hier wurde das von Südwest nach Nordost verlaufende Tal des Klausbachs untersucht. Die höchste Erhebung bildete mit 2.607 m ü.NN der Hochkalter. Das "Hirschbichltal" war tief eingeschnitten, aber von eiszeitlichen Gletschern relativ breit ausgeschoben. Dem Verlauf entsprechend war eine Schattseite und eine Sonnseite vorhanden. Die nach Nordwesten exponierte Schattseite bzw. das Hochkaltermassiv war durch drei Täler untergliedert. Von Südost nach Nordwest verliefen das Steintal, das Ofental und das Sittersbachtal. Das Gebiet war bis auf einen größeren waldfreien Bereich im Norden der Testfläche (Bindalm) und mit Ausnahme der zusammenhängenden alpinen Zone überwiegend bewaldet. Die im Wald eingestreuten Felsen waren ebenfalls ohne Bestockung. Die Hochlagen-Waldbestände im Osten der Fläche waren im Unterschied zu den anderen Testgebieten mit zahlreichen Zirben bestockt. Im "Hirschbichltal" befanden sich einige größere Windwurfflächen. Die Waldbestände in der Talsohle wiesen aufgrund der wärmebegünstigten, offenen Südlage vielfach eine Beimischung der Waldkiefer (Pinus sylvestris) auf.

#### "Steinberg"

Die Testfläche war ein nach Nordosten exponierter Hang des Steinbergs. Sie grenzte im Westen an das Testgebiet "Hirschbichltal" an. Die höchste Erhebung bildete mit 2.607 m ü,NN der Gipfel des zur Hälfte in das benachbarte "Hirschbichltal" gehörenden Hochkalters. Die Fläche "Steinberg" war bis auf die Eckau-Alm und die zusammenhängende alpine Zone vollständig bewaldet.

#### "Watzmann-Nord"

Das Testgebiet erstreckte sich auf der nordöstlich exponierten Seite des Watzmann-Massivs. Die höchste Erhebung bildete mit 2.713 m ü.NN die Watzmann-Spitze. Etwa in der Mitte des Testgebietes befanden sich mehrere Almen, darunter auch die relativ große Schapbach-Alm. "Watzmann-Nord" war bis auf die zusammenhängende alpine Zone und dazu zählende nackte Felsbereiche vollständig bewaldet. Im Testgebiet befanden sich einige größere Windwurfflächen.

#### 3 Material und Methodik

Die untersuchten Themenkreise erforderten unterschiedliche methodische Ansätze. Im folgenden Text wird für jede Fragestellung das jeweils verwendete Verfahren beschrieben. Die Bewertung der Spechthabitate mit einem geographischen Informationssytem (GIS) der Nationalparkverwaltung Berchtesgaden wird in einem besonderen Abschnitt behandelt. Eine detaillierte Beschreibung des Verfahrens wird im Kap. 4.4.2 vorgenommen.

#### 3.1 Spechtkartierung

Die Verteilung der Spechte im Untersuchungsgebiet wurde anhand einer Kartierung ermittelt. Die Habitatpräferenzen und die Abhängigkeit von verschiedenen Strukturparametern wurden mit der modifizierten "birdcentered vegetation sampling" Methode (MÜHLENBERG 1993) untersucht. Das Untersuchungsziel betraf die Frage der Raumnutzung der Spechte, die im Kap. 4.1 behandelt wird. Die gewonnenen Ergebnisse bildeten die Grundlage für eine Bewertung der Spechthabitate im Nationalpark Berchtesgaden, die im Kap. 4.4 beschrieben wird.

Für die Datenerhebung im Gelände wurden wiederholt gleichmäßige und flächendeckende Begänge der drei Testflächen "Hirschbichltal", "Watzmann-Nord" und "Steinberg" zur Brutzeit in den Jahren 1991 bis 1992 durchgeführt. Ein Raster von markierten Waldinventurpunkten im Abstand von 300 x 300 m diente hierbei als Orientierungshilfe. Spechtnachweise verschiedener Art wie beispielsweise Sicht, Ruf oder Trommeln wurden – soweit sie artspezifisch bestimmt und genau geortet werden konnten – in einer topographischen Karte 1:10.000 eingetragen. Direkt vor Ort wurde die Geländemorphologie am Beobachtungspunkt (Hanglage) in folgende Kategorien eingeordnet: 1) Gipfel und Rükken, 2) Oberhang und Hangschultern, 3) Mittelhang, 4) Unterhang, 5) Hangfuß und 6) Talbereich.

Die aufgenommenen Daten wurden nach Ablauf der jeweiligen Brutsaison in der EDV-Abteilung des Nationalparks digitalisiert und in die Datenbank der NPV aufgenommen. Durch eine temporäre Verschneidung mit dem geographischen Informationssystem (GIS) der Nationalparkverwaltung konnte zu jedem Beobachtungspunkt ein Datensatz mit den GIS-Informationen über die Geländeausstattung (Ressourcenangebot) zugeordnet werden.

Der Aufbau des geographischen Informationssytems (GIS) im Nationalpark Berchtesgaden ist aus der Abb. 3 ersichtlich. Eine ausführliche Beschreibung faßten SPANDAU & SIUDA (1985) zusammen. Das Informationssytem enthält derzeit folgende Grundinformationen: Realnutzungstyp (RNTyp), Meereshöhe (MHOE), Exposition (EXPOS), Neigung (NEIGST), Wege- und Gewässernetz. Es wird laufend mit neuen Ergebnissen (z. B. der Forsteinrichtung, sowie der Vegetations-, Standorts- und Geologiekartierung) erweitert. Das GIS umfaßt das Gebiet des eigentlichen Nationalparks und seines Vorfeldes, das zusammen das Biosphärenreservat (Alpenpark) Berchtesgaden bildet.

Für das Spechtprojekt wurden aus diesen Grundinformationen die Variablen Realnutzungstyp, Meereshöhe und Exposition als relevante Parameter ausgewählt. Mehrere Realnutzungstypen, die für die Spechte offensichtlich ohne Bedeutung waren, wurden dabei entsprechend der Fragestellung zusammengefaßt. Auf diese Weise sind schließlich 20 aggregierte "Realnutzungstypen Specht" (SPAG) entstanden, auf die im Kap. 4.1.2.3.1 näher eingegangen wird. Der Begriff

Realnutzungstyp ist dem englischen Ausdruck "land cover" entliehen. Er bezeichnet im geographischen Informationssystem von ARC/INFO eine Nutzungsart der Landschaft, wie z. B. verschiedene Waldtypen, Siedlungen oder Almen. Der Realnutzungstyp bringt die aktuelle, vom Luftbild interpretierbare Landbedeckung zum Ausdruck. Die hier vorgenommene Zusammenfassung zu aggregierten Realnutzungstypen (SPAG), die sich zum großen Teil auf Waldflächen beschränkte, entsprach einer Aufgliederung des Biosphärenreservats in verschiedene Spechthabitate. Die aggregierten Realnutzungstypen werden deshalb im nachfolgenden Textteil auch mit dem Begriff "Habitate" bezeichnet. Die Baumartenanteile in verschiedenen Mischwaldhabitaten, wie z. B. Fichte-Lärche wurden dabei nicht berücksichtigt, sondern bei der Beschreibung der Waldbestandsformen behandelt.

Eine Zuordnung der Spechtbeobachtungen zu den unterschiedenen Waldbeständen ermöglichte über die Variable "Waldort" eine Verknüpfung mit der Datenbank der Waldpflegeplanung. Zu jedem Beobachtungspunkt konnte somit auch ein Datensatz mit folgenden Informationen aus der Forsteinrichtung gekoppelt werden:

- Waldentwicklungsphase: Der Lebenszyklus des Waldes läßt sich anhand charakteristischer Strukturmerkmale nach MAYER (1976) in verschiedene Entwicklungsphasen unterteilen. Im Nationalpark Berchtesgaden sind es Jugend-, Wachstums-, Terminal-, Zerfalls-, Verjüngungs- und Plenterphase. Die verschiedenen Waldentwicklungsphasen bildeten Kartierungseinheiten für die Waldpflegeplanung. Die bestandsweise Zuordnung erfolgte anhand einer numerischen Definition mit folgenden Eingangsparametern: BHD, Grundfläche/ha, Stammzahl/ha, Summe aus der Baumartenanzahl und ihren Alterstufen, Baumhöhe, Vorhandensein der Verjüngung und Auftreten von Latsche oder Grünerle vgl. RALL (1990).
- Bestandesform: Gemäß den Forsteinrichtungsrichtlinien 1982 der Bayerischen Staatsforstverwaltung wurde die Baumartenzusammensetzung mit einem dreistelligen Schlüssel eingetragen. Die erste Baumart war die umtriebsbestimmende mit einem Anteil von min. 50%, die zweite stellte die nächste hauptständige Mischbaumart mit der größten waldbaulichen Bedeutung dar, die dritte ggf. die wichtigste Baumart des Nebenbestands. Eine Sonderform war der Bergmischwald aus Fi-Ta-Bu(BAh). Folgende Waldbestandsformen kamen im Untersuchungsgebiet vor: Bergmischwald, Fi-Reinbestand, Fi-Lä, Fi-Lbh mit überwiegend Bu, Lä-Reinbestand, Lä-Fi, Lbh(Bu)-Ndh und Ndh-Lbh. Die nur sehr selten und kleinflächig vorkommenden Bestandsformen, wie z. B. Fi-Kie, Fi-Ta und Fi-Lä-Lbh wurden aus Gründen einer Vereinfachung der jeweils nächstverwandten Bestandsform zugeschlagen.
- Alter: Erfaßt wurde das durchschnittliche Alter des Waldbestandes bzw. das Alter der bestandsprägen-

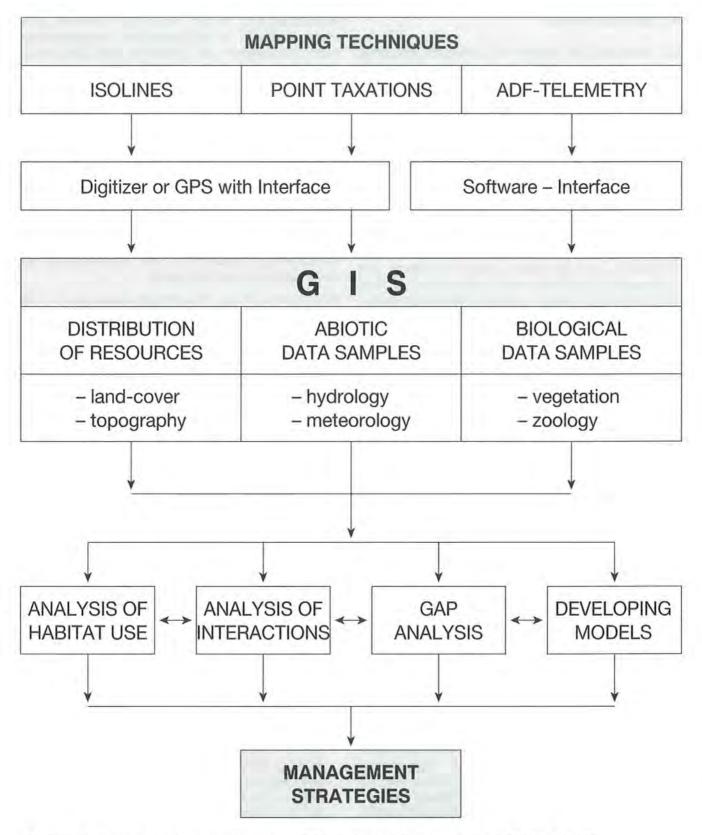


Abb. 3: Einsatz des geographischen Informationssystems (GIS) im Nationalpark Berchtesgaden (nach BÖGEL et al. 1993).

den Schicht bei der Plenternutzung. Um eine Aktualisierung der vor 10 Jahren durchgeführten Erhebung zu erreichen, wurden zu jeder Altersangabe 10 Jahre hinzugezählt.

- Schichtung: Der Schichtenaufbau eines Waldbestandes wurde wie folgt charakterisiert: 1 = ein-
- schichtig, 2 = zweischichtig, 3 = mehrschichtig. Diese Kategorien wurden nur auf den verbleibenden Bestand bezogen. Bereits entwurzelte Bäume wurden nicht berücksichtigt.
- Schlußgrad: Der Kronenschluß eines Waldbestandes wurde folgendermaßen differenziert: 1 = ge-

drängt, 2 = geschlossen, 3 = licht geschlossen, 4 = licht, 5 = räumig, 6 = lückig, 7 = durchbrochen bis stark durchbrochen und 8 = geschlossen, auf Teilfläche licht. Mehrere Stürme hatten die Bestände stark geschädigt, sodaß die bereits 10 Jahre zurückliegende Beschreibung nicht mehr dem Zustand zum Zeitpunkt der Untersuchungen entsprach. Deshalb wurde das Ergebnis der Forsteinrichtung bei Bedarf durch eigene Erhebungen korrigiert und aktualisiert. Bei einer Kahlfläche, die sich inzwischen zu einer Sukzessionsfläche gewandelt hatte, wurde beispielsweise die Ziffer 6, bei stärkerer Verlichtung die Ziffer 7 eingetragen.

- Grundfläche: Damit wird allgemein eine Fläche bezeichnet, die sich ergibt, wenn die Schnittflächen aller stehenden und lebenden Bäume in Brusthöhe auf einem Hektar aufaddiert werden. Dieser, mit einem Spiegelrelaskop in Stichproben ermittelte Wert, ist ein objektiver Weiser für die Dichte eines Bestandes ausgedrückt in gm/ha.
- Totholzgrundfläche: Dieser Zusatzparameter wurde bei der Forsteinrichtung speziell für den Nationalpark erhoben. Dabei wurden tote liegende Stämme nur dann aufgenommen, wenn sich die Lage des (ehemaligen) BHD rekonstruieren ließ und der in die Kluppe genommene, waagrecht projezierte BHD in die Relaskopstichprobe fiel (RALL 1990).
- Brusthöhendurchmesser-Totholz: Stehendes Totholz wurde mit dem Relaskop stichprobenweise erfaßt. Liegende Bäume wurden nur dann aufgenommen, wenn sie die gleichen Bedingungen erfülten wie bei der Aufnahme der Totholzgrundfläche.
- Stöcke: Die Baumstümpfe oder Stöcke mit (noch) erkennbarer Schnittfläche wurden in einem Probekreis mit einem Radius von 12,62 m (= 500 qm Fläche) um den Stichprobenmittelpunkt gezählt. Zur Einsparung an Arbeitszeit wurden höchstens 31 Stöcke gezählt und eine höhere Anzahl als 31 wurde als "> 31" notiert (RALL 1990).

Der Einfluß dieser Parameter auf die Spechtverbreitung wurde mit Hilfe der EDV analysiert. Für die verschiedenen Spechtarten wurden entsprechende Präferenzen bei der Habitatwahl ermittelt. Da das potentielle Nutzungsangebot anhand der bekannten Flächenausstattung (Ressourcenangebot) aus der Waldpflegeplanung und der Waldinventur bzw. aus dem GIS vorgegeben war, konnte ein Vergleich mit der tatsächlichen Nutzung durchgeführt werden. Die absolute Präferenz konnte somit durch die aussagekräftigere relative Präferenz nach PUCHSTEIN (1980) bei der Nutzung verschiedener Habitatstrukturen ersetzt werden. Es wurden insgesamt 309 Spechtbeobachtungen ausgewertet. Die Aufnahmen erfolgten in drei Untersuchungsgebieten, die mit Ausnahme der alpinen Stufe flächendeckend begangen wurden.

Insgesamt wurde ein Gebiet von rund 4.400 ha untersucht. Der Waldanteil an der Gesamtfläche betrug rund 80% (3.476 ha). Die restliche Fläche bildeten überwiegend Almen, Latschenfelder, alpine Rasen,

Felsen, Kies- und Geröllfelder, sowie in geschlossenen Waldungen vereinzelt vorkommende Moore, Wege, Lagerplätze, Wiesen und andere Nichtholzboden-Flächen. Die Waldgrenze schwankt im Nationalpark Berchtesgaden um 1.700 m ü.NN. Aus Vereinfachungsgründen wurde im GIS nur mit einer Gesamtfläche bis 1.700 m ü.NN gerechnet (4.073 ha), wobei 3.142 ha mit Wald bedeckt waren. Die Gesamtfläche bis 1.700 m ü.NN wurde lückenlos begangen und im Hinblick auf eine Besiedelung durch Spechte untersucht,

Die Ergebnisse dienten der Erstellung eines Modells im GIS zur Bewertung der Spechthabitate im Nationalpark Berchtesgaden. Aus den derzeit vorhandenen Parametern im GIS der Nationalparkverwaltung konnten lediglich die Nutzungstypen (SPAG) und die Meereshöhe (MHOE) als relevante Faktoren in diese modellhafte, kartographische Bewertung eingehen. Die absolute Präferenz bei der Habitatwahl wurde durch die relative Präferenz (IRP) nach PUCHSTEIN (1980) ersetzt:

IRP =  $100 \times (MT : sum MT)$ 

wobei:

MT = Frq (n): Fläche (ha);

Frq (n) = Häufigkeit der Art n;

Fläche = erfaßte Flächengröße.

Die errechneten IRP-Werte für jede Kombination aus den im Testgebiet vorhandenen Meereshöhenstufen und Nutzungstypen, ggf. auch Expositionsstufen wurden in folgende Kategorien zusammengefaßt:

- \* 0 = Nicht kartiert (Die Kombination lag außerhalb der untersuchten Spannweite von 700 bis 1.700 m ü.NN oder kam in den Testgebieten nicht vor)
- \* 1 = Keine Besiedlung (IRP = 0, da keine Beobachtung vorlag)
- \* 2 = Geringe Präferenz (IRP > 0 ≤ 3%)
- \* 3 = Mittlere Präferenz (IRP > 3% ≤ 6%)
- \* 4 = Hohe Präferenz (IRP > 6% ≤ 9%)
- \* 5 = Sehr hohe Präferenz (IRP > 9%)

Ein besonderes Problem bei der Verwendung der Daten aus dem GIS bzw. der Waldpflegeplanung betraf die Aktualität dieser Werte. Die GIS-Daten sind auf den 1.1.1989 als Stichtag bezogen (FRANZ mündl.). Die aus der Waldinventur 1983/84 und der darauffolgenden Forsteinrichtung entwickelte Waldpflegeplanung wurde mit Stichtag zum 1.1.1987 abgeschlossen (RALL 1990). Manche Teilbereiche veränderten sich infolge der natürlichen Entwicklung oder durch besondere Umwelteinflüsse, wie beispielsweise Windwurf oder Schneebruch seit der letzten Aufnahme. Bei der Auswahl der Testflächen "Hirschbichltal", "Steinberg" und "Watzmann-Nord" wurde darauf geachtet, daß die erfaßten Flächen möglichst geringe Veränderungen aufwiesen.

Die untersuchten Parameter blieben dabei unverändert oder wurden nur geringfügig korrigiert. Hierzu zählten vor allem folgende Variablen: Meereshöhe, Exposition, Waldentwicklungsstufen, Waldbestandsformen, Schichtung der Waldbestände und Stockanzahl. Das Alter der Waldbestände wurde aktualisiert. Der Schlußgrad der Waldbestände und die Variable "Habitat" (Nutzungstyp) wurden korrigiert, falls wesentliche Abweichungen erkennbar waren. Die Parameter Grundfläche und Totholz-BHD wurden nicht verändert. Die Grundfläche war durch abgängige Bäume hauptsächlich infolge von Windwürfen etwas verringert worden. Diese Abnahme wurde aber durch den Zuwachs z. T. ausgeglichen. Dagegen hatten die Totholzgrundfläche und der Totholz-BHD etwas zugenommen. Veränderungen wurden überwiegend in bereits aufgerissenen und labilen Beständen beobachtet. Sie betrugen 10 bis 20% gegenüber der Ausgangssituation, wie anhand einiger Kontrollmessungen nachgewiesen wurde. Die Ergebnisse können deshalb in dieser Größenordnung variieren.

Aus Vereinfachungsgründen wurde lediglich die Totholzgrundfläche aktualisiert. Nach einer Begutachtung wurden auf die "alte" Totholzgrundfläche im Mittel pauschal 20% zugeschlagen. In den von Stürmen heimgesuchten Fi-Beständen (rein und führend) war die Totholzmenge um 30% und auf allen übrigen Flächen um 10% angestiegen.

#### 3.2 Ermittlung der Siedlungsdichte

Für die Beurteilung der Rolle der Spechte in der Vogelgemeinschaft wurden Siedlungsdichtekartierungen in drei naturnahen Waldparzellen ("Eckau", "Kühroint" und "Jenner") verteilt über den gesamten Nationalpark durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Kartierung werden im Kap. 4.3 behandelt.

Die Erhebungen im Winter erfolgten jeweils in den Monaten Dezember, Januar und Februar der Winterperioden 1987/88, 1988/89 und 1989/90. Die Erhebungen zur Brutzeit wurden jeweils in den Monaten Mai und Juni der Jahre 1988 und 1989 durchgeführt.

Zur quantitativen Erfassung der Winterpopulation der Vögel und der Spechte wurde das Verfahren der Linientaxierung verwendet. Dabei handelte es sich um eine standardisierte Untersuchungsmethode, deren Benutzung z. B. ŠŤASTNÝ (1974) oder JÄRVINEN & VÄISÄNEN (1977) erläuterten. Die Zählungen wurden zwei- bis fünfmal monatlich, i. d. R. in wöchentlichen Abständen an einer gleichbleibenden Linienlänge von 1.150 m ("Eckau") bis 1.500 m ("Jenner") durchgeführt. Die Wintermonate Dezember, Januar und Februar wurden als Untersuchungszeitraum festgelegt. Eine Übersicht hierüber enthält die Tab. 1. Der letzte Begang im Winter 1987/88 erfolgte bereits Anfang März, wurde jedoch zweckmäßigkeitshalber zum Februar hinzugerechnet.

Gezählt wurden alle Individuen, die 25 m rechts und links der Begangslinie bzw. in einem 50 m breiten

Tab. 1: Anzahl der Aufnahmen auf den Probeflächen im Winter.

		1987/88			1988/89			)	1989/90			Ge-	
	Dez	Jan	Feb	Sa	Dez	Jan	Feb	Sa	Dez	Jan	Feb	Sa	samt
"Eckau"	2	3	5	10	4	4	4	12	5	4	4	13	35
"Kühroint"	2	3	5	10	4	4	4	12	5	4	4	13	35
"Jenner"	2	3	4	9	4	4	4	12	5	4	4	13	34
Gesamt	6	9	14	29	12	12	12	36	15	12	12	39	104

Streifen beobachtet wurden. Die somit erfaßte Fläche war insgesamt 19,5 ha groß ("Eckau" 5,75 ha, "Kühroint" 6,25 ha und "Jenner" 7,50 ha). Um Doppelzählungen zu vermeiden, wurden nur Vögel, die sich nach hinten oder seitlich bewegten, notiert. Individuen, die lediglich die Fläche überflogen, wurden notiert und getrennt ausgewertet. Außerdem wurde die Zugehörigkeit eines Individuums zu einem Schwarm (Trupp) notiert. Ein Schwarm bestand dabei aus mindestens drei Exemplaren.

Die durchschnittliche Begangsgeschwindigkeit lag bei 0,9 bis 1,0 km/h, d. h. auf 10 ha Gelände betrug die Aufnahmezeit 121 bis 131 min. Das Begangstempo variierte je nach Waldbestand, Gelände und Witterung. Das Gehen wurde manchmal ganz unterbrochen und zwar solange, bis alle Vogelindividuen bestimmt, lokalisiert und notiert waren. Die Bestimmung erfolgte anhand von optischen und akustischen Kennzeichen. Als Hilfsmittel wurde ein Fernglas 8x30 bzw. 7x40 verwendet.

Die Tageszeit der Aufnahmen war von Kontrolle zu Kontrolle verschieden. Es wurden jedoch im Saisonverlauf gleichmäßig alle Tageszeiten berücksichtigt. Die Begänge fanden i. d. R. nur bei "gutem Wetter" statt. Wenn es regnete oder schneite, wurde nur selten die eine oder andere Probefläche begangen. Bei der meist hohen Schneelage mußten mit Ausnahme vom schneearmen Winter 1989/90 Tourenski eingesetzt werden.

Zur Erfassung des Brutbestandes der Vögel wurde die Kartierungsmethode nach SVENSSON & WILLIAM-SON (1970), die sehr ausführlich von BERTHOLD (1976) analysiert wurde, gewählt. Nach dieser Methode wurden zur Brutzeit auf den Flächen "Eckau", "Kühroint" und "Jenner" mehrfach Aufnahmen durchgeführt. Dabei wurde nicht nur ein schmaler, 50 m breiter Streifen wie bei der Linientaxierung im Winter erfaßt, sondern die gesamte Fläche, nämlich in "Eckau" 17,0 ha, in "Kühroint" 11,5 ha und in "Jenner" 15,0 ha. Die Position aller identifizierten Vogelindividuen wurde während der Aufnahmen in eine Arbeitskarte eingetragen. Hauptsächlich wurden singende Männchen bzw. Individuen mit territorialem Verhalten (Balz, Revierverteidigung oder aggressive Begegnung zwischen zwei Individuen der gleichen Art) erfaßt. Darüberhinaus wurden auch Individuen registriert, deren Verhalten, wie beispielsweise Futtergewinnung und Futtertransport oder Austragen von Kotresten auf die Versorgung einer Brut hinwies.

Die ermittelten Daten aus allen Kontrollgängen wurden für jede Art bei der Auswertung in eine neue Karte übertragen. Für jede Vogelart wurde eine Artenkarte angefertigt. Revierbesitzende Individuen traten in der Regel wiederholt in einem Teil der Fläche auf. Die sich daraus ergebende Punktanhäufung ("Cluster") wurde als ein besetztes Territorium bewertet. Durch das Addieren aller Anhäufungen wurde die Anzahl besetzter Reviere ermittelt.

Ein besonderes Augenmerk wurde den Artenkarten der Spechte gewidmet. Im Unterschied zu anderen Vogelarten wurde nämlich bei einem Verdacht auf ein Brutvorkommen auch außerhalb der Probeflächen kartiert, um die tatsächliche Aktionsraumgröße anhand von ergänzenden Beobachtungen annähernd zu bestimmen. Dabei wurde zumeist die Bruthöhle als potentieles Revierzentrum aufgefunden. Diese Art der Erfassung konnte allerdings nur Hinweise auf die tatsächliche Größe des Aktionsradius eines Spechtpaares liefern. Auf diese Weise konnte jedoch die Populationsgröße einzelner Spechtarten im gesamten Nationalpark abgeschätzt werden.

Unter Berücksichtigung des Brutzeitverlaufes im Hochgebirge wurden in den früheren Morgenstunden (ca. 4.40 bis 8.40 MEZ) im Mai und Juni 1988 insgesamt 27 Aufnahmen durchgeführt. Davon mußten drei wegen Schlechtwetter abgebrochen werden. Je Probefläche ergab sich somit eine Zahl von 8 Kontrollgängen. Die durchschnittliche Aufnahmedauer betrug 2,8 Stunden/10 ha. Im Mai und Juni 1989 wurden um die gleiche Tageszeit insgesamt 22 Aufnahmen durchgeführt, davon wurde eine wegen Schlechtwetter abgebrochen. Je Probefläche ergab sich somit eine Aufnahmenzahl von 7 Kontrollgängen pro Fläche. Die Aufnahmedauer entsprach der vom Vorjahr 1988. Die erweiterte Kartierung der Spechtreviere dauerte im Anschluß daran jeweils bis in die Mittagszeit.

Sowohl die Arbeits- als auch die Artenkarten hatten einen Maßstab von 1:2.000. Sie wurden aus photogrammetrischen Karten mit einem Maßstab 1:10.000 herausvergrößert.

Die Parameter der Winterpopulationen (Abundanz, Artenzahl, Diversität, "species eveness", Schwarmzahl) wurden pro Aufnahme zu Mittelwerten und den zugehörigen Standardabweichungen zusammengefaßt. Die instabile und wechselhafte Winterpopulation konnte somit genauer geschätzt werden. Bei den Aufnahmen in der Brutzeit wurden "absolute" Dichtewerte der jeweiligen Brutpopulation ermittelt.

Die Diversität (Artenvielfalt) wurde nach der Formel von SHANNON & WEAVER (1949 zit. in ODUM 1977) errechnet:

$$H' = -sum pi x ln x pi$$
 $i=1$ 

wobei:

pi = Ni : N, d. h. relative Häufigkeit der i-ten Art; Ni = Individuenzahl bzw. Brutpaaranzahl der i-ten Art; N = Gesamtindividuenzahl bzw. Gesamtbrutpaaranzahl;

s = Artenzahl des Bestandes.

Neben dem Artenreichtum (= Artenzahl, "species richness") setzt sich die Diversität aus der Gleichmäßigkeit der Häufigkeitsverteilung zusammen ("species eveness"). Sie wurde nach der Formel von SHELDON (1969 zit. in ODUM 1977) ermittelt:

e = H': Hmax

wobei:

 $Hmax = - ln \times 1 : n;$ 

n = Artenzahl.

Die Dominanz ist ein Ausdruck für die relative Häufigkeit einer Art innerhalb einer Gemeinschaft. Der Dominanzgrad einer Art wurde nach der bekannten Formel errechnet:

 $D = 100 \times n : p$ 

wobei:

n = Vorkommen (Individuen bzw. Brutpaare) der betreffenden Art:

p = Vorkommen sämtlicher Arten.

Als dominant wurde eine Art angesehen, wenn deren Anteil an der Gesamtpopulation mehr als 10% betrug (PIKULA 1976).

Die Frequenz (Konstanz) wurde aus dem prozentualen Anteil der Proben, in denen eine Spezies vorkam, nach der Formel von PIKULA (1976) berechnet:

 $F = ni : p \times 100$ 

wobei:

ni = Anzahl der Proben, in denen die betreffende Art vorhanden war:

p = Gesamtanzahl der Proben.

Als konstant wurde eine Art angesehen, deren Frequenz mehr als 50% betrug.

#### 3.3 Ernährungsökologie

Die im nachfolgenden Text beschriebene Methodik bildete die Grundlage für eine Untersuchung der nahrungsökologischen Aspekte der Spechtverbreitung im Nationalpark Berchtesgaden, die im Kap. 4.2 zusammengefaßt wird.

Der Nahrungserwerb der Spechte wurde direkt beobachtet ("animal focus sampling"-Technik, vgl. MÜH-LENBERG 1993). Dabei wurden nur Beobachtungen eines Vogels bei der Nahrungssuche an einem Kleinstandort ausgewertet. Sie mußten sich konstant über einen Zeitraum (Beobachtungssequenz) von mindestens 30 Sekunden erstrecken. Unter dem Begriff Kleinstandort (Substrat) wurden Mikrohabitatstrukturen wie einzelne, tote oder lebende Bäume, Ameisennester und Freiflächen bzw. Waldböden, sowie andere abgrenzbare Standorte (z. B. Kuhfladen) verstanden.

TOTHOLZ-FORM	i i	ZERSE	rzungs III	- GRAD	V	ZEIT- Bedar 1-V
FEIN-REISIG						> 10 J
ÄSTE						> 20 J
STAMMTEILE					# P P P P P P P P P P P P P P P P P P P	> 30 J
HOCH-STUBBEN						> 50 J
HOLZERNTE-STUBBEN				ATTACK TO	min of the min	> 15 J
KRONENTEILE						> 20 J
WURZELTELLER						> 30 J
ganze BÁUME liegend		K H C		Towns of the second	**************************************	> 80 J
ganze BÄUME stehend		- Addition of the second				> 150 (

Abb. 4: Totholzformen in Wirtschaftswäldern und deren Veränderungen im Laufe der Zersetzung (nach PFARR 1991).

In der Zeit vom 1. März bis 24. November 1992 konnten insgesamt 369 Beobachtungen nahrungssuchender Spechte auf den drei Testflächen "Hirschbichltal", "Watzmann-Nordseite" und "Steinberg" durchgeführt werden. Nach jeder Beobachtung vor Ort wurden Hanglage und Kleinstandort und weitere Bezugsvariablen notiert bzw. gemessen. Bei lebenden Bäumen wurden Baumart, Zustand bzw. Lebensphase, Brusthöhendurchmesser (BHD) und Kronenlänge erfaßt. Bei abgestorbenen, noch stehenden Bäumen wurden die gleichen Parameter, soweit dies noch möglich war, ermittelt und zusätzlich der Zersetzungsgrad. Liegendes Totholz konnte nur teilweise aufgenommen werden. Anstelle des Brusthöhendurchmessers (BHD) wurde an einigen Stämmen der Mittendurchmesser (MD) aufgenommen. Neben den bereits festgelegten Bezugsvariablen (vgl. Kap. 3.1) wurden weitere im einzelnen wie folat definiert:

- Baumart: Nach Möglichkeit wurde bis zur Art bestimmt. Falls dies nicht möglich war, wurde nur zwischen Nadelholz oder Laubholz unterschieden.
- Zustand (Lebensphase): Die als Nahrungsquelle dienenden Bäume wurden als lebend, absterbend oder tot eingestuft.

- Brusthöhendurchmesser, ggf. Mittendurchmesser: Selbst bei liegenden Bäumen konnte der BHD einfacher als MD gemessen werden. Der MD wurde daher nur bei der Totholzform "Stammteile" ermittelt. Die Messung erfolgte mit einem Umfangmaßband.
- Kronenlänge: Geschätzt wurde das Intervall zwischen Kronenansatz und Gipfel. Dabei wurden folgende drei Kategorien verwendet: Bis <sup>1</sup>/<sub>3</sub> der Baumlänge, zwischen <sup>1</sup>/<sub>3</sub> und <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der Baumlänge und über <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der Baumlänge.
- Totholzform: Es wurde vor Ort eine schematische Einteilung (Abb. 4) nach PFARR (1991) verwendet. Dabei wurde zwischen den folgenden Totholzformen differenziert: Ganze Bäumen stehend, ganze Bäumen liegend, ggf. mit Wurzeltellern, Wurzelteller, Kronenteile, Holzernte-Stubben einschl. Hochstubben, Stammteile und Äste.

Zersetzungsgrad: Die Befallsfolgen wurden in Anlehnung an PFARR (1991) wie folgt definiert: I (beginnend) – Erste Gärungsphase im Kambium, Holz noch ganz hart. II (leicht zersetzt) – Bast verfärbt, braun, noch feucht. Beginnende Zersetzung durch



Abb. 5: Losung eines Dreizehenspechts (Picoides tridactylus) am Nahrungsstandort.

Pilze im Holz. III (fortgeschritten) – Mulm reichlich vorhanden, Borke reißt auf und fällt ab. Holz weicher. IV (morsch) – Starke Mulm- und Moderanhäufungen zwischen Borke und Holz. Borke fällt ab. Holz stark verfärbt, weich, sehr hoher Wassegehalt. V (vermodert) – Borke restlos abgefallen, schwarzbrauner Holzmoder.

Die Beobachtungspunkte wurden in eine topographische Karte 1:10.000 eingetragen, anschließend digitalisiert und für die Auswertung mit den Daten des geographischen Informationssytems (GIS) der Nationalparkverwaltung verschnitten. Die Spechtbeobachtungen konnten durch eine Zuordnung zu den betreffenden Waldbeständen mit den Daten der Waldpflegeplanung in der Datenbank des Nationalparks verknüpft werden.

Bei der Auswertung der Ergebnisse konnten im wesentlichen nur die absoluten Präferenzen der Nutzung bestimmter Strukturen ermittelt werden. Ein Vergleich mit den Daten der Waldpflegeplanung bzw. des GIS konnte in bezug auf die Nahrungsquellen nicht durchgeführt werden, da keine flächendeckende und gleichmäßige Erfassung der Nutzung von Testgebieten oder deren Teilflächen im Rahmen der nahrungsökologischen Fragestellungen erhoben wurde. Ganz allgemein bevorzugten die Spechte bestimmte Habitate ihres Reviers, in anderen kamen sie so gut wie nie vor. Um Spechte bei der Nahrungssuche zu beobachten, wurden nur die von der Kartierung der Spechtverbreitung bekannten bzw. präferierten Flächen gezielt aufgesucht. Beispielsweise wurden hoch gelegene Gebiete mit einer Zirbenbestockung gemieden, Flächen am Parkrand mit dem einzigen, hiesigen Vorkommen des Grünspechts wurden hingegen verstärkt besucht. Spechtreviere wurden nicht nur einmal, sondern mehrmals besucht. Die ermittelten Bezugsvariablen müßten demnach auch mit der Beobachtungsdauer an den verschiedenen Waldstandorten gewichtet werden, um die vorgegebenen Nutzungsmöglichkeiten (Flächenausstattung) korrekt mit den tatsächlich genutzten Strukturen vergleichen zu können. Dies alles zusammen ist jedoch mit großen Unsicherheitsfaktoren behaftet, sodaß auf eine derartige Quantifizierung der Biotoppräferenzen bei der Nahrungssuche verzichtet wurde.

Das Nahrungsspektrum der untersuchten fünf Spechtarten wurde anhand von Kotprobenanalysen studiert, In der Zeit vom 10. März bis 24. November 1992 konnten insgesamt 244 eindeutige Kotproben aus den drei Untersuchungflächen "Hirschbichltal", "Watzmann-Nord" und "Steinberg" ausgewertet werden. Die Kotproben wurden bei den Beobachtungen nahrungssuchender Spechte gesammelt und in einer 70%-igen Spirituslösung konserviert. Um die Kotausscheidung zu provozieren, wurde nach 30 Sekunden Beobachtungsdauer (Beobachtungssequenz) aus möglichst kurzer Entfernung kräftig in die Hände geklatscht. Daraufhin erschrak der beobachtete Vogel, ließ in der Regel Kot fallen und flüchtete anschließend.

In einigen Fällen ließ sich der Specht jedoch nicht stören und suchte weiter nach Nahrung. Die Beobachtung wurde daher fortgesetzt bis der Vogel nach einer unbestimmten Verweildauer den Kleinstandort wechselte. Daran schloß sich eine neue Beobachtung an. falls der Vogel an einem anderen Kleinstandort mindestens 30 Sekunden weiter nach Nahrung suchte. Sofern der Specht seine Tätigkeit an stehenden Bäumen ungestört fortsetzte, wurden zusätzlich zu den oben erwähnten Parametern des Kleinstandorts folgende Bezugsvariablen ermittelt: Baumhöhe, Höhe des genutzten Stammbereichs und genutzte Stammlänge. Alle drei Parameter wurden mit dem Baumhöhenmesser SUUNTO gemessen. Dabei wurde als genutzte Stammlänge das Intervall zwischen der untersten und der obersten Position des Spechtes am Stamm bezeichnet. Die genutzte Stammhöhe bezog sich auf die Entfernung vom Boden bis zur untersten Position des Spechtes am Stamm zuzüglich der Hälfte der genutzten Stammlänge.

Die Aufnahme dieser Stammparameter setzte voraus, daß der nahrungssuchende Vogel vom Anflug bis zum Verlassen des Baumes beobachtet werden konnte. Anderenfalls wäre eine Höhenangabe nicht korrekt, da die Höhe des Anflugs nicht im Nachhinein zu ermitteln war. Da solche Fälle eines Standortwechsels verhältnismäßig selten vorkamen, fiel der betreffende Probenumfang entsprechend gering aus. Die Angaben zur genutzten Stammlänge und Stammhöhe müssen außerdem als Mindestwerte interpretiert werden, da Spechte ohne Anwesenheit des Beobachters wahrscheinlich länger am selben Stamm verweilen würden.

Eine Verwechslung der Kotballen verschiedener Spechtarten konnte weitgehend ausgeschlossen werden, weil die Kotproben meistens frisch waren und sich zudem hinsichtlich der Größe, der Struktur und des Exkrement-Harnsäure-Verhältnisses voneinander unterschieden (Abb. 5). Proben, deren Herkunft zweifelhaft war, wurden nicht in die Auswertung einbezogen.

Die Zusammensetzung der Nahrung wurde später anhand von eindeutig identifizierbaren Merkmalen (z. B. Köpfe, Geschlechtsorgane und sklerotisierte Körperteile der verzehrten Insekten) mit Hilfe eines Binokulars (WILD M7) bestimmt. Es gab keine Hinweise, daß weichhäutige Beutetiere häufig gefressen, aber im Kot stark unterrepräsentiert waren, da sich erfahrungsgemäß auch dünne Häute von Raupen oder Reste von Dipterenflügeln nachweisen ließen. Diese Teile enthalten nämlich chinongegerbte Proteide bzw. Chitinderivate und können folglich im Verdauungstrakt der Vögel nicht vollständig aufgeschlossen und zersetzt werden (GRAJETZKY 1993). Um Zählfehler bei der Analyse zu minimieren, wurden nur bestimmte Körperteile eines Taxons, wie Kopf, Halsschild oder Prosoma gezählt, nicht aber mehrfach vorhandene Skelettreste, wie Beine oder Flügel. Die angegebenen Häufigkeiten stellen demnach Mindestwerte dar. In der Regel war eine Bestimmung auf dem Gattungsniveau möglich, ein Teil der Fragmente konnte auch bis zur Art bestimmt werden.

Jede Kotprobe wurde in eine gleichmäßige, ein Millimeter hohe Schicht stratifiziert und verschiedene Nahrungskomponenten wurden aussortiert. Dabei wurden
die Anzahl der Nahrungskomponenten N und das
Volumen V (mm³) mit Hilfe eines Millimeterpapiers
ermittelt. Anschließend wurden das relative Volumen
(V%) und die relative Frequenz (F%) sowie der Bedeutungsindex (I%) nach der modifizierten Formel von
OBRTEL & HOLIŠOVÁ (1974) berechnet:

 $1\% = (V\% + F\%) : 2 \times 100$ 

Für die weitere Beurteilung der Valenz der Nahrung wurde die mittlere Beutetiergröße ausgewertet. Da im Kot nur Fragmente der Beute zu finden waren, wurde die Körpergröße der verschiedenen animalischen Komponenten anhand von Erfahrungswerten bzw. Literaturangaben (CHINERY 1987) bestimmt und mit ihrer Menge (Anzahl N) gewogen.

Für die Beurteilung der Nischenbreite und der Nischenüberlappung zwischen den verschiedenen Spechtarten im Hinblick auf die Nutzung unterschiedlicher Nahrungssubstrate wurden die Formel von COLWELL & FUTUYAMA (1971) verwendet:

1. Nischenbreite (niche breadth):

NBi' = -sum (pij x log pij); pij = Nij : Yi;

wobei

pij = relatives Vorkommen der Art i in Ressourcenklasse j;

Yi = Individuengesamtzahl der Art i;

Nij = Anzahl der pro Ressourcenklasse (RK) j beobachteten Individuen der Art i.

2. Nischenüberlappung (niche overlap):

 $NUih = 1 - 0.5 \times sum(abs (pij-phi)).$ 

Die Artenvielfalt der Nahrungsbäume wurde mit Hilfe der Diversität H' und der "species eveness" e analog der Formel im Kap. 3.2 berechnet.

Die quantitativen Unterschiede bei der Nutzung von toten und lebenden Bäumen wurden mit Hilfe der RENKONEN'schen Zahl (MÜHLENBERG 1993) ausgedrückt:

$$Re = \sup_{i=1}^{G} \min D_{A,B_i}$$

wobei min  $D_{A,B}$  die Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte der gemeinsam genutzten Baumarten in den beiden Stadien "lebend" und "tot" zum Ausdruck brachte.

#### 3.4 Statistische Auswertung

Als maximale Irrtumswahrscheinlichkeit für signifikante Unterschiede wurde bei allen statistischen Verfahren ein Wert von p=0.05 akzeptiert. Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner p=0.01 wurden Unterschiede als hoch- bzw. höchstsignifikant gewertet. Die Befunde wurden in vier Signifikanzniveaus dargestellt, nämlich 5% (p<0.05), 1% (p<0.01), 0.1% (p<0.001) und 0.01% (p<0.0001).

Die Unterschiede zwischen verschiedenen Parametern unabhängiger Stichproben, wie z. B. Siedlungsdichte

der Vögel auf verschiedenen Flächen, Standortwahl bei nahrungssuchenden Spechten, Baumstärke der genutzten Spechtbäume, Beutegröße der verschiedenen Spechtarten etc. wurden mit geeigneten, statistischen Tests untersucht. Verteilungen von ganzen Zahlen wie z. B. die Anzahl von Beobachtungen auf verschiedenen Flächen wurden mit nicht-parametrischen Tests bzw. mit dem Chi2-Test. Vier- oder Mehrfelder-Chi2-Test bzw. FISHER'S EXACT-Test auf Unabhängigkeit geprüft. Meßwerte, wie beispielsweise die unterschiedliche Größe der Beutetiere bei den verschiedenen Spechtarten, wurden mit folgenden Tests geprüft: MANN-WHITNEY-U-Test, KRUSKAL-WALLIS-Test, t-Test, F-Test, ONEWAY-Varianzanalyse und STUDENT-NEWMAN-KEULS-Test. Bei normal verteilten Daten wurde nach einer Prüfung mit dem KOLMO-GOROFF-SMIRNOFF-Verteilungstest stets der schärfere, parametrische Test angewandt. Das jeweils verwendete Testverfahren wird bei der Beschreibung der Ergebnisse im Text genannt.

Die Unterschiede zwischen verschiedenen Parametern abhängiger Stichproben, wie z. B. das Vorkommen von Trupp- und Einzelvögeln während der Aufnahmen wurden mit dem WILCOXON-Test geprüft.

Die Trendentwicklung der Vogelpopulationen im Winterverlauf wurde mit dem SPEARMANN'schen Korrelationstest geprüft.

Für die Beurteilung der Nischenüberlappung zwischen den verschiedenen Spechtarten in bezug auf die Nutzung unterschiedlicher Totholzstrukturen wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Die Distanz zwischen zwei Clustern wurde nach der Methode UPGMA ermittelt (BROSIUS 1989). Die errechneten Distanzkoeffizienten wurden in einem Baumdiagramm im "rescaled" Maßstab dargestellt, um eventuell vorhandene Verzerungen zu eliminieren. Durch Multiplikation mit einem Korrekturfaktor konnten die Werte absolut im Bereich von 0 bis 25 dargestellt werden.

Wirkungen der einzelnen Totholzformen und deren Zersetzungsgrade auf das Vorkommen der nahrungssuchenden Spechte wurden mit der Diskriminanzanalyse untersucht. Da die prädikatorischen Variablen nicht intervallskalliert waren, wurden sie als "Dummy-Variablen" eingegeben und mit den Werten 1 für die Präsenz eines Falles bzw. 0 für seine Absenz analysiert. Die Auswahl der erklärenden Variablen bei der Diskriminanzanalyse erfolgte nach der Direkt-Methode durch die gleichzeitige Aufnahme aller Variablen in die Diskriminanzfunktion, sofern sie dem Toleranzkriterium genügten (BROSIUS 1989).

Folgende Computerprogramme wurden für die Datenauswertung benutzt: Datenbank "dBase IV" (NP Verwaltung Berchtesgaden), Statistikpakete "Statgraphics" (NP Verwaltung Berchtesgaden), "SPSS PC+" (L-M-Universität München) und das geographische Informationssystem "Arc/Info" (NP Verwaltung Berchtesgaden). Die Auswahl der verwendeten statistischen Verfahren erfolgte mit Hilfe der Statistik-Lehrbüchern von SACHS (1979, 1984) und BROSIUS (1988, 1989).

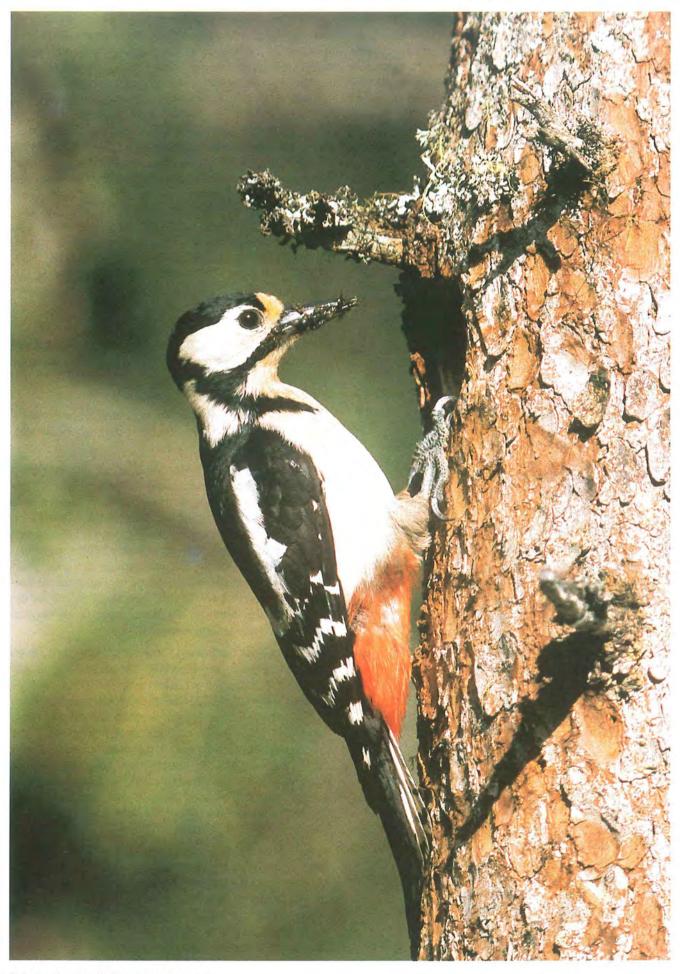
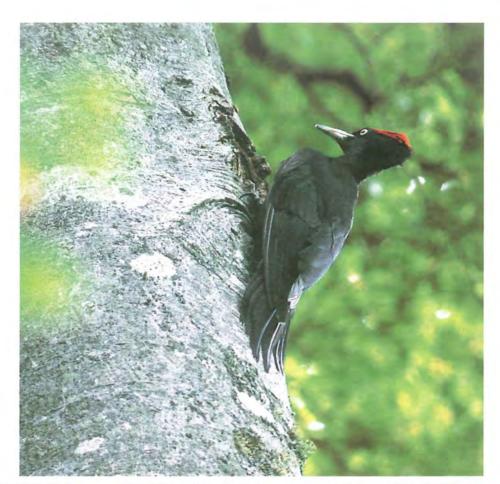


Abb. 6a: Buntspecht (Dendrocopos major)



**Abb. 6b:** Rechts: Schwarzspecht (Dryocopus martius)

Abb. 6c: Unten: Weißrückenspecht (Dendrocopos leucotos)





Abb. 6d: Dreizehenspecht (Picoides tridactylus)

#### 4 Ergebnisse

#### 4.1 Raumnutzung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden

Spechte zählen weltweit zu den Vogelarten, die im Hinblick auf die Entstehung von Baumhöhlen eine Schlüsselrolle in verschiedenen Walökosystemen spielen. Um ihre Bedeutung zu analysieren, sind eingehende Untersuchungen in verschiedenen Waldgebieten notwendig. Von Bedeutung ist insbesondere die Nutzung von verschiedenen Requisiten und Strukturen. Ein Nationalpark kann dabei als Referenzfläche wertvolle Hinweise liefern.

#### 4.1.1 Verbreitung der Spechte im Untersuchungsgebiet

Die Familie der Picidae ist in Mitteleuropa mit zwei Unterfamilien, den Jynginae und Picinae vertreten. Im Biosphärenreservat Berchtesgaden kommen nicht alle Vertreter vor. Während in der äußeren Übergangszone bzw. Im Vorfeld des Nationalparks sieben der insgesamt zehn europäischen Spechtarten anzutreffen sind, kommen in der Kernzone des Biosphärenreservats bzw. im Nationalpark selbst nur noch sechs Arten vor (Abb. 6). Sie alle zählen zu den regelmäßigen Brutvögeln, sind jedoch unterschiedlich häufig verbreitet.

Der Buntspecht Dendrocopos (Syn. Picoides) major pinetorum (Brehm), der Dreizehenspecht Picoides tridactylus alpinus Brehm und der Schwarzspecht Dryocopus martius martius (L.) kommen relativ häufig und flächendeckend im gesamten Biosphärenreservat vor. Dabei wird jedoch das Auftreten des Schwarzspechts durch seine auffällige Erscheinung möglicherweise überbewertet. Eine kartographische Zusammenstellung der bisherigen Verbreitungsnachweise dieser Spechtarten im Nationalpark wurde in den Abb. 7 bis 9 vorgenommen. Die beiden Zwillingsarten Grünspecht Picus viridis viridis L. und Grauspecht Picus canus canus Gm. sind überwiegend in der strukturreichen Übergangslandschaft zwischen Wald und Flur vertreten, jedoch weniger häufig und nicht flächendeckend. Ihr Vorkommen im Nationalpark ist dementsprechen nur auf wenige Bereiche vor allem in Tallagen an der nördlichen Parkgrenze beschränkt (Abb. 10 bis 11). Die seltenste Art ist der Weißrückenspecht Dendrocopos (Syn. Picoides) leucotos leucotos (Bechst.), der durch seine versteckte Lebensweise auch häufig übersehen wird. Sein Vorkommen ist auf die vorhandenen, naturnahen Bergmischwaldreste begrenzt (Abb. 12).

Für die Zusammenstellung der Verbreitungsnachweise im Nationalpark wurden eigene Untersuchungsergebnisse und die Beobachtungen anderer Mitarbeiter aus der zentralen Datenbank der Nationalparkverwaltung verwendet. Eine erste Übersicht ergab, daß die Beobachtungen nicht gleichmäßig verteilt, sondern auf einige Gebiete konzentriert waren (vgl. Abb. 7 bis 12). Aus den Testgebieten liegen beispielsweise relativ viele Aufzeichnungen vor, jedoch fehlen noch entsprechen-

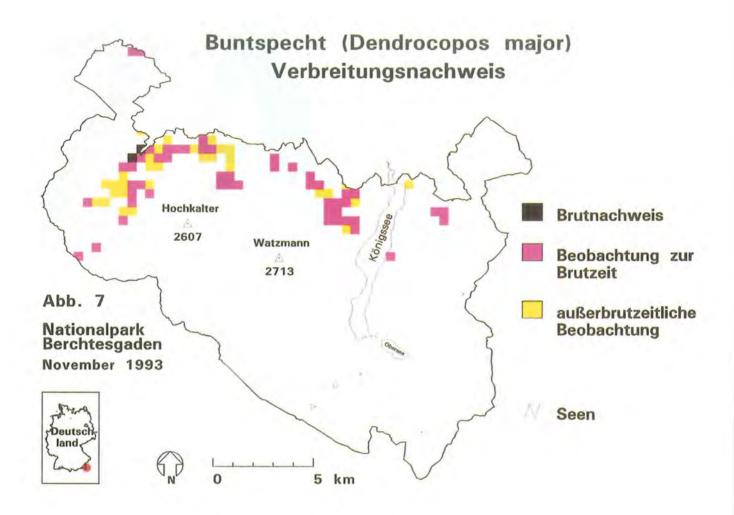


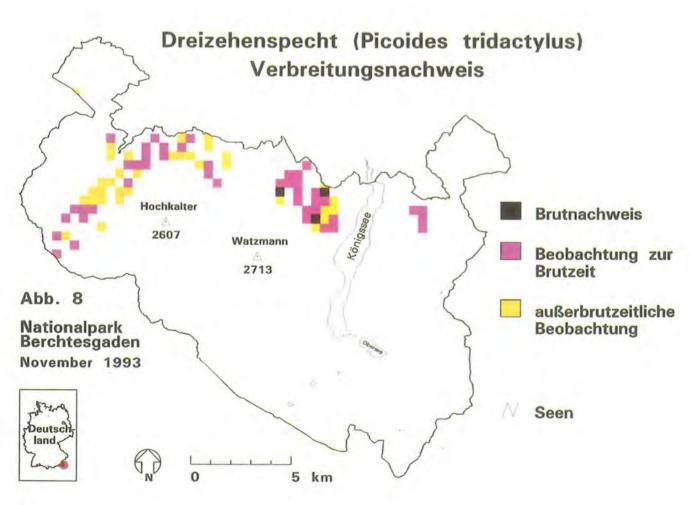
Abb. 6e: Grauspecht (Picus canus)

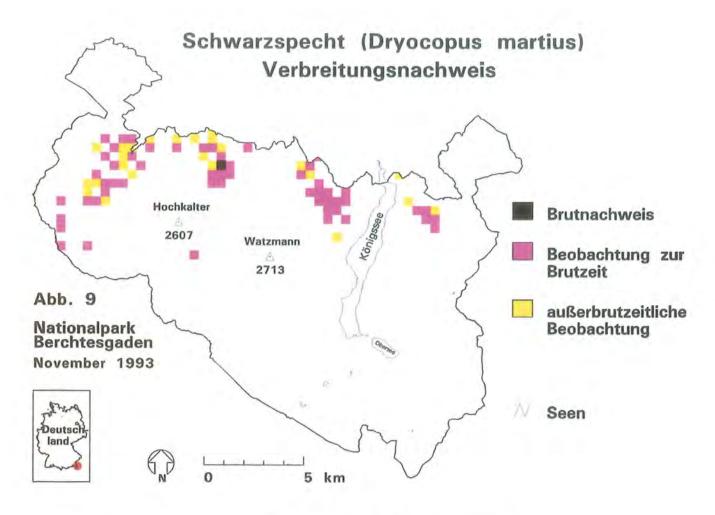
de Nachweise aus dem Wimbachtal im Zentrum des Nationalparks sowie im Osten rund um den Königssee. Dies sollte bei zukünftigen Erhebungen berücksichtigt werden.

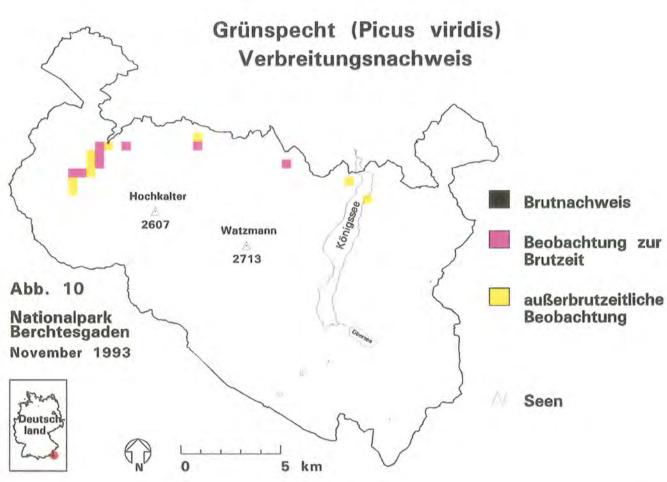
#### 4.1.2 Charakterisierung der Spechthabitate

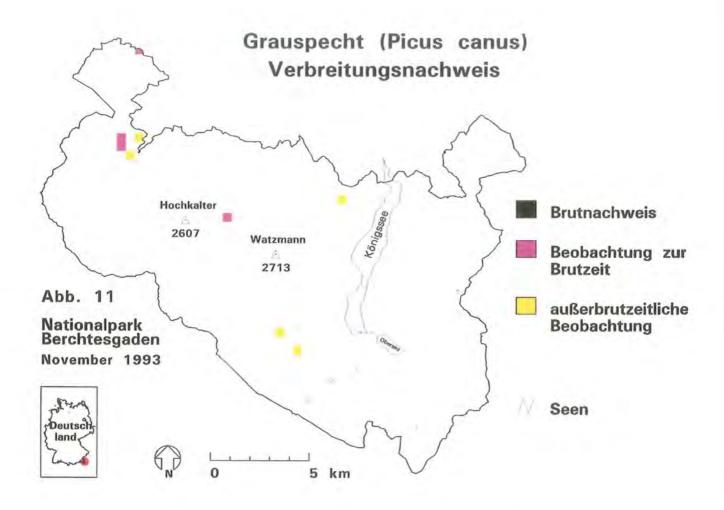
Eine zentrale Aufgabe des Projekts war es, festzustellen, welche Habitate und Waldbestände von Spechten bevorzugt genutzt werden und welche Strukturparameter die Verbreitung der Spechte bestimmen. Dabei konnte auf frühere Forschungsvorhaben im Nationalpark zurückgegriffen werden. Die Gesamtfläche des Biospärenreservats wurde mit Hilfe eines geographischen Informationssystem (GIS) erfaßt (SPANDAU & SIUDA 1985) und die Beschreibung der Waldbestände liegt im Forsteinrichtungswerk für die gesamte Waldfläche des Nationalparks vor. Die Häufigkeit der Spechtbeobachtungen in verschiedenen Habitaten war zumeist deutlich verschieden vom Anteil der entsprechenden Fläche am gesamten Untersuchungsgebiet. Die relative Präferenz bestimmter Flächen konnte durch eine Gegenüberstellung von genutzten Flächen und ihrem Anteil an der Gesamtfläche berechnet und statistisch überprüft werden (vgl. Kap. 3.1). Dies ermöglichte eine modellhafte Darstellung der Habitatbewertung, die im Kap. 4.4.1 ausführlich behandelt wird. Auf diese Weise konnte analysiert werden, welche Waldstrukturen und Mikrohabitate Spechte bevorzugt aufsuchen und welche Ressourcen sie aus dem gesamten Angebot nutzen.

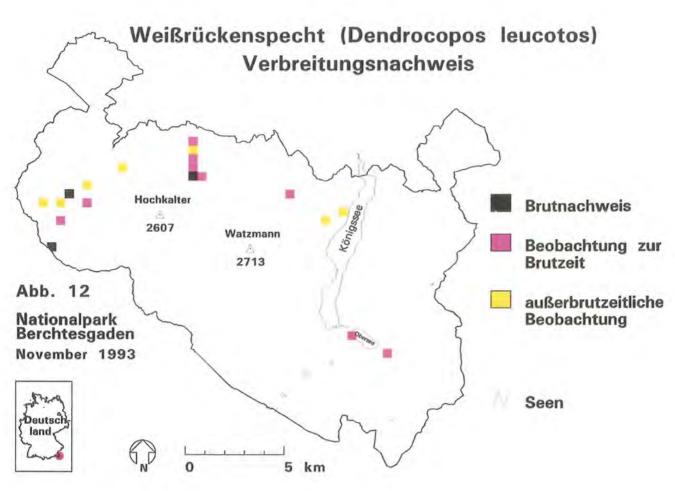












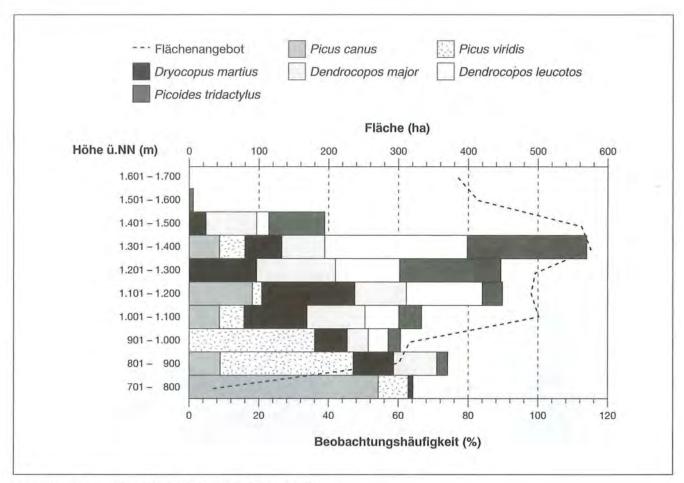


Abb. 13: Verteilung und Nutzung der Höhenstufen durch Spechte.

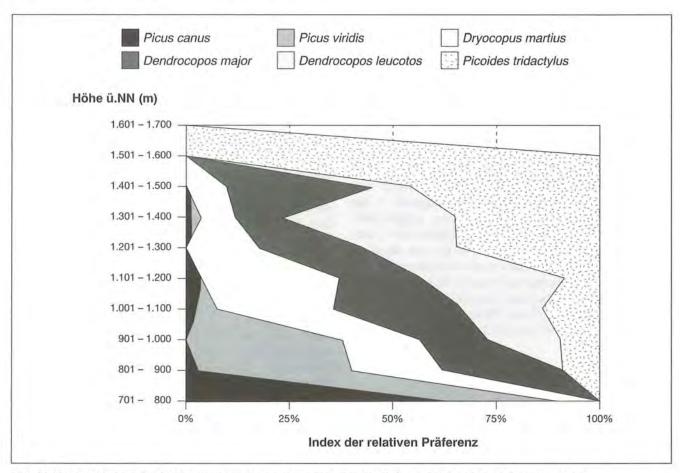


Abb. 14: Vertikale Verbreitung der Spechte im Untersuchungsgebiet. Relative Präferenz bei der Nutzung der Höhenstufen.

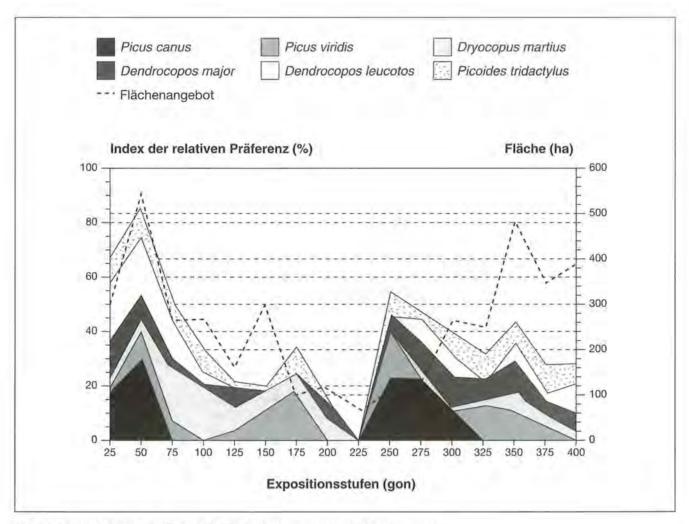


Abb. 15: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung verschiedener Expositionsstufen.

#### 4.1.2.1 Geländeorographie

In die Untersuchung wurden folgende orographische Merkmale des Geländes einbezogen: Meereshöhe, Exposition und Hanglage. Die Parameter Meereshöhe und Exposition sind als Bestandteil des geographischen Informationssytem (GIS) für das Gebiet des gesamten Biosphärenreservats Berchtesgaden in der Datenbank der Nationalparkverwaltung gespeichert. Somit konnte bei der Nutzung der Landschaft durch Spechte in den Testgebieten nicht nur die absolute Präferenz, sondern auch die relative Präferenz anhand von Angebot und Besiedelung durch Spechte beurteilt werden. Der Parameter Hanglage ist in der Datenbank hingegen nicht erfaßt. Seine Bedeutung für die Spechte konnte deshalb nur anhand der absoluten Präferenz beurteilt werden.

#### Meereshöhe

Die Nutzung der Meereshöhenstufen durch verschiedene Spechtarten ist in den Abb. 13 und 14 graphisch dargestellt. Der größte Flächenanteil im Testgebiet entfiel auf die Höhenstufen von 1.300 bis 1.500 m ü.NN.

Nur wenige Flächen lagen unterhalb von 1.000 m ü.NN.

Der Grauspecht (n=11) und der Grünspecht (n=44) erreichten mit 93,6% und 48,5% maximale, sehr hohe Indexwerte der relativen Präferenz (IRP) in der niedrigsten Höhenstufe zwischen 700 und 800 m ü.NN. Dabei wurden die Höhenstufen signifikant verschieden von der Flächenverteilung genutzt (Chl2-Test: p<0,0001 bzw. p<0,05). Vereinzelt wurde der Grauspecht in einer Höhe bis 1.400 m ü.NN beobachtet. Der Grünspecht nutzte relativ häufig auch die Höhenstufen bis zu 1.000 m ü.NN. Im Unterschied zur Verbreitung der beiden Arten im Mittelgebirge, wo der Grauspecht in höher gelegenen Zonen häufiger als der Grünspecht nachgewiesen wurde (z. B. SCHERZINGER 1982, LUDER 1981), kam der Grünspecht in den Berchtesgadener Alpen häufiger in den höheren Lagen vor, als der Grauspecht. Dies konnte allerdings innerhalb der untersuchten Testgebiete, wo der Grauspecht nur selten vorkam, nicht nachgewiesen werden. Beide Spechtarten hatten ihre Verbreitungsschwerpunkte in den niedrigeren Lagen am nördlichen Parkrand. Die unterschiedliche Höhenverteilung der beiden Arten wurde bei Aufnahmen außerhalb der Testgebiete beobachtet. In den Schweizer Alpen kam der Grünspecht ebenfalls in höheren Lagen vor als der Grauspecht (SCHMID 1993).

Der Dreizehenspecht (n=90) und der Weißrückenspecht (n=32) bevorzugten hingegen hoch signifikant die höheren Lagen. Dabei wurden die Höhenstufen abweichend von der Verteilung der Flächen genutzt (Chi<sup>2</sup>-Test: p<0,0001 bzw. p<0,0001). Die maximalen Indexwerte der relativen Präferenz (IRP) von 30,4% und 35,7% wurden bei den beiden Arten in einer Höhenstufe zwischen 1.300 und 1.400 m ü.NN festgestellt. Der Dreizehenspecht kam auch in den angrenzenden Höhenstufen häufig vor. Der IRP lag zwischen 1.200 und 1.300 m ü.NN bei 29,6% und zwischen 1,400 und 1,500 m ü.NN bei 15,1%. Der Weißrückenspecht nutzte auch die darunterliegenden Bereiche bis 1.100 m ü.NN. Der IRP ergab Werte von 19,2% zwischen 1.200 und 1.300 m ü.NN und 22,7% zwischen 1.100 und 1.200 m ü.NN. Im Höhenbereich von 1.500 bis 1.600 m ü.NN wurde nur noch der Dreizehenspecht beobachtet und in darüberligenden Höhenstufen konnten keine Spechtarten mehr nachgewiesen werden.

Der Schwarzspecht (n=84) bevorzugte höchstsignifikant den Bereich zwischen 1.100 und 1.200 m ü.NN (IRP = 22,1%; Chi²-Test: p<0,0001). Er nutzte regelmäßig auch die anschließenden Höhenstufen bis zu

einer Meereshöhe von 1.300 m ü.NN. Die noch höher gelegenen Waldbestände wurden selten und nur bis zu 1.500 m ü.NN genutzt.

Die meisten Beobachtungen des **Buntspechts** (n=48) wurden zwischen 1.200 und 1.300 m ü.NN registriert (IRP = 21,1%). Er besiedelte das Testgebiet abweichend vom Flächenangebot von 800 bis 1.500 m ü.NN (Chi²-Test: p<0,05). Eine eindeutige Präferenz war jedoch nicht zu erkennen.

#### Exposition

Die Nutzung unterschiedlich exponierter Waldbestände durch verschiedene Spechtarten ist in der Abb. 15 graphisch zusammengefaßt. Die meisten Flächen im Untersuchungsgebiet waren nordöstlich und norwestlich exponiert. Südliche bis südwest-exponierte Hänge kamen dagegen am wenigsten vor.

Der **Dreizehenspecht** (n=90), der **Buntspecht** (n=48) und der **Grauspecht** (n=11) nutzten verschieden exponierte Waldbestände entsprechend ihrer weiträumigen Verteilung im Testgebiet (Chi²-Test: n.s.). Der **Grünspecht** (n=44) kam vor allem in den südwest-exponier-

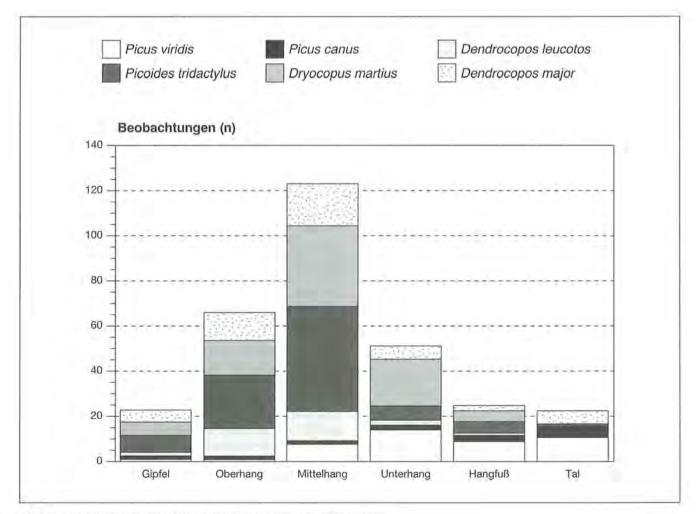


Abb. 16: Vorkommen der Spechte in verschiedenen Bereichen eines Hanges.

ten Lagen vor (IRP = 19,5%). Allerdings war die Nutzung der Waldbestände nur schwach signifikant verschiedenen von der Verteilung der Flächen in den einzelnen Expositionsstufen (Chi2-Test: p<0,05). In seinem, auf Randbereiche des Nationalparks begrenzten Verbreitungsgebiet waren zudem südwestliche Expositionen vorherschend. Hingegen kamen der Schwarzspecht (n=84) und der Weißrückenspecht (n=32) höchst- bzw. hochsignifikant (Chi2-Test: p<0,0001 bzw. p<0,001) nur in bestimmten Expositionen vor. Der Schwarzspecht nutzte mit hoher Präferenz vor allem nach Nordostost (IRP = 19.1%) und nach Ost (IRP = 18,6%) exponierte Bereiche der Testgebiete. Nach Nordost (IRP = 22,5%) und nach Nordnordost (IRP = 22,3%) geneigtes Gelände wurde hauptsächlich vom Weißrückenspecht genutzt.

Die Exposition spielte demnach für die drei genannten Arten, insbesondere für den Schwarzspecht und für den Weißrückenspecht eine wichtige Rolle bei der Wahl des genutzten Habitats. Beide Arten kamen schwerpunktmäßig in nahen bzw. in benachbarten Expositionsstufen, nämlich von Nord bis Ost vor. Die gehäuften Beobachtungen des Weißrückenspechts und des Schwarzspechts in nordöstlich exponierten Waldbeständen hatten einen plausiblen Grund. Die von beiden Arten bevorzugten Waldbestände, nämlich Fi-Lbh(Bu), waren im Testgebiet häufig nordöstlich exponiert. Aufgrund dieser natürlichen Gegebenheiten bzw. der vorhandenen Interdependenz der untersuchten Parameter sind jedoch ähnlich wie beim Grünspecht eindeutige Aussagen über die bevorzugten Expositionen vorerst nicht möglich.

#### Hanglage

Die Beobachtungsfrequenz der Spechte in verschiedenen Hangbereichen ist aus der Abb. 16 ersichtlich.

Mit Ausnahme der beiden Erdspechte, des Grünspechts und des Grauspechts nutzten alle übrigen Arten überwiegend Mittelhänge und Oberhänge. Die Präferenz der Mittelhänge war beim Dreizehenspecht (n=90) mit 50,1% der Beobachtungen am größten (Chi2-Test: p<0,0001). Es folgten der Weißrückenspecht (n=32) mit 43,8% (Chi2-Test: p<0,0001), der Schwarzspecht (n=84) mit 42,9% (Chi2-Test: p<0,0001) und der Buntspecht (n=48) mit 37,5% der Beobachtungen im Mittelhang (Chi2-Test: p<0,001). Gipfel- und Hangrückenbereiche sowie Tal-, Hangfußund Unterhanglagen wurden eher gemieden. Eine Ausnahme bildete der Schwarzspecht, der mit 25,0% auch am Unterhang relativ oft beobachtet wurde. Im Gegensatz dazu bevorzugten der Grünspecht (n=38) mit 77,3% (Chi2-Test: p<0,005) und der Grauspecht (n=11) mit 72,7% vorwiegend Täler, Hangfuß- und Unterhangbereiche. Dieses Ergebnis konnte wegen der geringen Anzahl der Beobachtungen beim Grauspecht jedoch nicht signifikant abgesichert werden (Chi2-Test: n.s.).

#### 4.1.2.2 Nicht-Waldflächen

Die Spechtbesiedlung wurde in einem Gebiet von rund 4.400 ha durch flächendeckenden Begang untersucht. Der Waldanteil an der Gesamtfläche nahm rund 80% (3.476 ha) ein. Die restliche Fläche entfiel überwiegend auf Almen, Latschenfelder, alpine Rasen, Felsen, Kiesund Geröllfelder, sowie auf geschlossene Waldungen mit vereinzelt vorkommenden Mooren, Wegen, Lagerplätzen, Wiesen und anderen Nichtholzboden-Flächen. Die auswertbaren Beobachtungen entfielen vorwiegend auf Wald, wie der nachstehenden Übersicht zu entnehmen ist:

Summ	e der Beobachtungen	davon im Wald
Grünspecht	44	38
Grauspecht	11	9
Schwarzspecht	84	76
Buntspecht	48	45
Weißrückenspecht	32	31
Dreizehenspecht	90	83

Dabei fielen in geringem Umfang Beobachtungen in kleine "Nicht-Waldflächen", wie Waldwege, Schneisen, Lagerplätze, Wildwiesen, Schotter u. ä., die nicht als solche im GIS angesprochen waren. Die Ausscheidung der Nutzungstypen für das GIS erfolgte seinerzeit nämlich großzügig anhand einer Luftbildauswertung, wogegen die Waldpflegeplanung gemäß der Forsteinrichtungsrichtlinien (FER 1982) der Bayerischen Staatsforstverwaltung zusätzlich mit einem flächendeckenden Waldbegang sowie einer Waldinventur ergänzt wurde. Andererseits konnten bei den Beobachtungen außerhalb des Waldes die genaueren Standorte, wie z. B. Almen, Gewässer, Uferbestockung, Moor, Hausgrundstücke usw. manchmal ergänzt werden, da diese als "Nicht-Wald" in der Waldpflegeplanung lediglich zusammenfassend als sonstige Flächen bzw. Nichtholzboden erfaßt waren.

Eine Übersicht der wichtigsten, außerhalb des Waldes liegenden und genutzten Habitate ist aus der Abb. 17 ersichtlich. Der größte Flächenanteil bei den Nicht-Wald-Habitaten entfiel auf die alpine Zone, in die aus Vereinfachungsgründen auch Kies- und Geröllfelder wie z. B. im Wimbachtal gerechnet wurden, gefolgt mit Abstand von landwirtschaftlichen Flächen. Das Flächenangebot an Gewässern, Mooren, Uferbestockungen und Siedlungen war dagegen sehr gering.

Der Buntspecht (n=48) und der Weißrückenspecht (n=32) wurden nur im geschlossenen Wald beobachtet. Dort kam der Buntspecht in drei Fällen und der Weißrückenspecht in einem Fall auf sonstigen Flächen bzw. Nichtholzboden vor. Der Dreizehenspecht (n=90) wurde auf solchen Kleinflächen fünfmal beobachtet und zusätzlich zweimal auf Almwiesen.

Der **Grünspecht** (n=44) wurde fünfmal auf landwirtschaftlich genutzten Almwiesen sowie einmal in unmittelbarer Nähe menschlicher Siedlungen beobachtet und der **Grauspecht** (n=11) je einmal in der Uferbe-

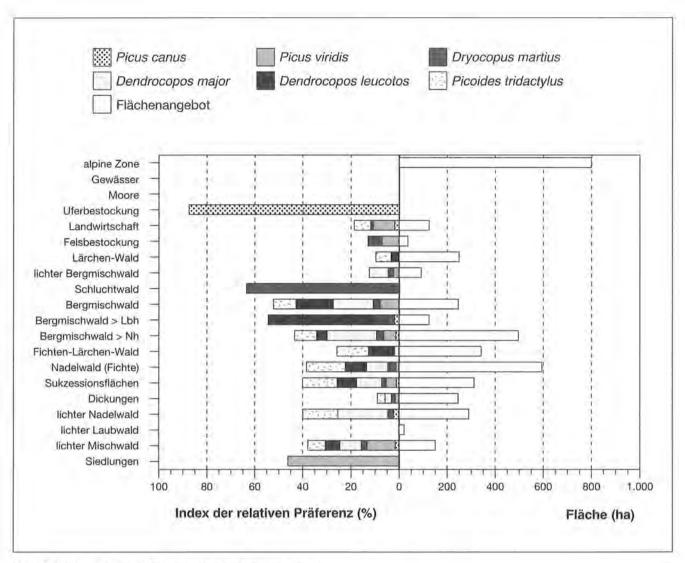


Abb. 17: Relative Präferenz der Spechte bei der Habitatnutzung.

stockung eines Gewässers sowie auf landwirtschaftlichen Flächen (Wiese). Bei diesen beiden Erdspechtarten wurden infolge kleinflächiger Vorkommen der genannten Nicht-Wald-Habitate die höchsten relativen Präferenzen außerhalb der geschlossenen Wälder ermittelt.

Der Schwarzspecht (n=84) wurde einmal auf einer Wiese angetroffen. Er wurde relativ häufig, nämlich siebenmal auf kleinen Nichtholzboden- bzw. sonstigen Flächen in geschlossenen Waldungen registriert.

Die Beobachtungen auf kleinen "sonstigen Flächen" bzw. "Nichtholzböden" in geschlossenen Wäldern hatten nur geringe Bedeutung. Die Ergebnisse belegten vielmehr, daß Spechte typische Waldbewohner sind, die mit Ausnahme des Grünspechts und des Grauspechts nur sehr selten außerhalb des deckungsreichen Waldes angetroffen wurden.

#### 4.1.2.3 Wälder allgemein

Die allermeisten Spechtbeobachtungen lagen innerhalb des Waldes. Sie konnten jeweils zwei verschiedenen Kategorien zugeordnet werden, nämlich zu den im geographischen Informationssytem (GIS) erfaßten Waldhabitattypen der zusammengefaßten Landnutzungstypen und zu den in der Waldpflegeplanung erfaßten Waldbeständen. Die Habitattypen waren dabei relativ weitgefaßte Kategorien, womit die Umgebung einer Einzelbeobachtung nur grob charakterisiert wurde, während die Waldbestände anhand detaillierter Parameter, wie z. B. Bestandesform, Alter, Schlußgrad, Waldentwicklungsphase, Grundfläche oder Totholzdimension eine differenzierte Betrachtung des Spechtvorkommens ermöglichten.

#### 4.1.2.3.1 Waldhabitate

Eine Übersicht der genutzten Habitate im Untersuchungsgebiet bis in eine Höhe von 1.700 m ü.NN enthält die Abb. 17. Das größte Flächenangebot entfiel auf Nadelwald (Fi), gefolgt vom Bergmischwald mit überwiegend Nadelholz und Fichten-Lärchenwald.

Der **Dreizehenspecht** (n=90) präferierte vor allem den Nadelwald (Fichte), in dem er einen IRP (Index relativer Präferenz) von 16,3% erreichte. Zu den bevorzugten

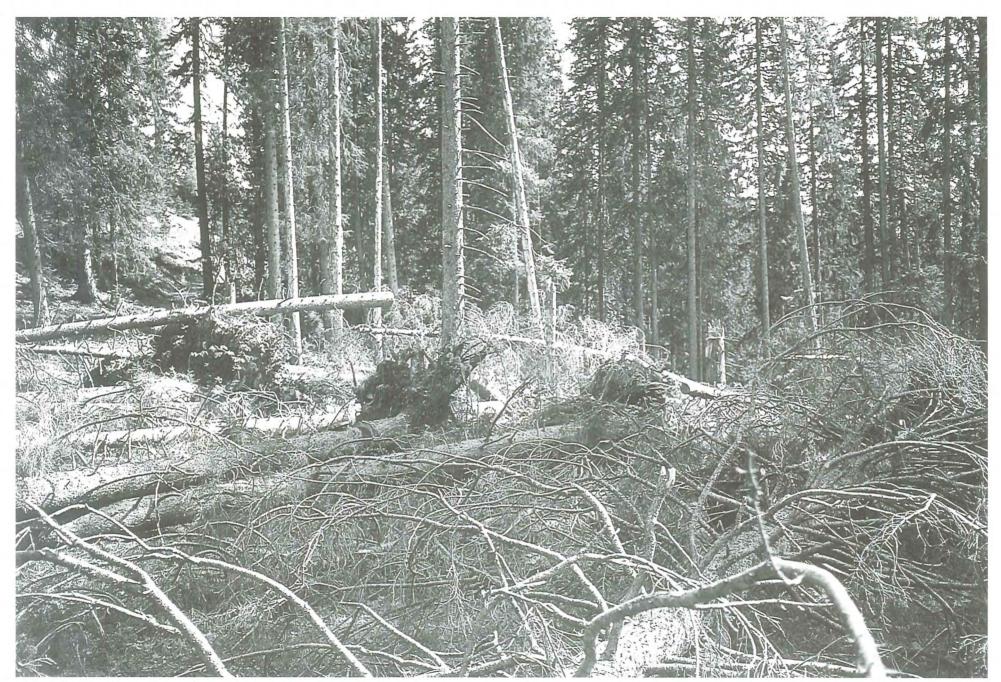


Abb. 18: Durchbrochener Fichtenwald – Habitat des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus).

Habitaten zählten ferner verschiedene Sukzessionsflächen mit einem IRP von 14,7% und lichte Nadelwälder mit 14,2% (Abb. 18). Auf den Sukzessionsflächen traten Borkenkäfer infolge von Windwürfen stärker in Erscheinung. Dickungen wurden dagegen neben einigen laubholzreichen Mischwaldhabitaten, wie verschiedenen Bergmischwaldtypen, Schluchtwäldern oder Laubwäldern kaum bzw. nicht genutzt. Die beobachtete Ressourcennutzung war von der vorhandenen Flächenausstattung insgesamt signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,0001).

Laubholzreiche Waldhabitate wurden hingegen vom Weißrückenspecht (n=32) bevorzugt genutzt (Abb. 19). Dabei spielten vor allem Bergmischwälder mit einem hohen Anteil an Laubholz eine wichtige Rolle (IRP = 44,3%). Wegen seines seltenen Vorkommens im Untersuchungsgebiet konnte er bisher nicht in vermutlich geeigneten, jedoch seltenen Habitaten, wie z. B. in Schluchtwäldern oder in lichten Bergwäldern nachgewiesen werden. Die beobachtete Ressourcennutzung war von der vorhandenen Flächenausstattung insgesamt ebenfalls signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,0001).

Ein hoher IRP-Wert von 63,9% wurde beim Schwarzspecht (n=84) in Schluchtwäldern ermittelt. Die Größenordnung muß hier jedoch etwas nach unten korrigiert werden, da der IRP vor allem aufgrund der sehr geringen Flächenausdehnung dieses Habitattyps zustanden kam. Der Schwarzspecht nutzte mit Ausnahme der lichten Laubwälder alle im Untersuchungsgebiet verfügbaren Waldhabitate, allen voran Bergmischwälder mit überwiegend Laubholz (IRP = 8,3%) und Felsbestockungen (IRP = 6,1%), die aufgrund der überwiegend flachgründigen Waldböden auf Kalk im ganzen Nationalpark verstreut vorkommen (Abb. 20). Der Fichten-Lärchenwald und reine Lärchenwälder, die nur in einem schmalen subalpinen Bereich vorkommen, wurden sehr selten genutzt. In den übrigen Waldhabitaten wurden relativ eng beisammen liegende IRP Werte ermittelt. Dies deutete darauf hin, daß der Schwarzspecht infolge seiner weitreichenden Aktionsräume fast überall anzutreffen war, dabei jedoch laubholzreiche Mischbestockungen bevorzugt aufsuchte. Die beobachtete Ressourcennutzung war nämlich von der vorhandenen Flächenausstattung signifikant verschieden (Chi2-Test: p<0,0001).

Der Buntspecht (n=48) gilt allgemein als Generalist. Er war allerdings nicht in allen Waldhabitaten präsent. Dieser Baumspecht fehlte beispielsweise in Felsbestockungen, Schluchtwäldern und im Lärchenwald, sowie in lichten Laubwäldern und in laubholzreichen Bergmischwäldern. In Fichten-Lärchen-Wäldern und in Dickungen kam er nur selten vor. Lichte Nadelwälder (IRP = 20,9%) und nadelholzreiche Bergmischwälder (IRP = 20,4%) zählten dagegen zu den bevorzugten Habitaten. Die beobachtete Ressourcennutzung war von der vorhandenen Flächenausstattung auch bei dieser Art signifikant verschiedenen (Chi²-Test: p<0,0001).

Der nur am Rande des Untersuchungsgebiets vorkommende Grünspecht (n=44) nutzte bevorzugt die Nicht-Wald-Habitate (vgl. Kap. 4.1.2.2), daneben aber auch Lebensräume im Wald (Abb. 21). Er präferierte vor allem lichte Mischwälder (IRP = 11,9%), sowie Bergmischwälder (IRP = 8,0%) und Felsbestockungen (IRP = 7,4%), In einer Reihe von Habitaten, wie z. B. in Lärchen- und Fichten-Lärchen-Wäldern oder in lichten Laubwäldern fehlte jedoch der Grünspecht. Aufgrund seines Randvorkommens waren diese Waldtypen nur in Ausnahmefällen für ihn erreichbar. Eine reichlich strukturierte Übergangslandschaft im Vorfeld des Nationalparks, bestehend aus kleinen Waldungen, Wiesen und Almen in den höheren Lagen wurde von dieser Spechtart am meisten bevorzugt. Die beobachtete Ressourcennutzung war von der vorhandenen Flächenausstattung insgesamt signifikant verschieden (Chi2-Test: p<0,0001).

Ähnliche Habitatansprüche an eine strukturreiche Übergangslandschaft stellte der ebenfalls selten vorkommende **Grauspecht** (n=11). Zwischen der Habitatverteilung im Untersuchungsgebiet und der Verbreitung des Grauspechts konnte aufgrund der geringen Anzahl der Beobachtungen keine signifikante Differenz festgestellt werden (Chi²-Test: n.s.). Außerhalb der Nicht-Wald-Habitate wurden die größten IRP Werte mit 2,8% in lichten Nadelwäldern und mit 2,3% in laubholzreichen Bergmischwäldern beobachtet. Diese beiden Waldhabitate wurden vom Grauspecht, jedoch nicht vom Grünspecht genutzt.

Sukzessionsflächen wurden von allen Spechtarten regelmäßig genutzt. Insbesondere der Dreizehenspecht und der Buntspecht wurden hier oft beobachtet. Die Nutzung konzentrierte sich vor allem auf Waldbestände, wo infolge von Windwürfen Borkenkäfer häufig vorkamen. Flächige, mehrere Hektar große Windwürfe verloren im Laufe der Zeit ihre Attraktivität für Insekten und Spechte wegen der voranschreitenden Austrocknung der Bäume. In kleineren Windbruchnestern, die im Nationalpark überwogen, war dies jedoch nicht der Fall. Sie wurden von Spechten häufig angeflogen. In den aufgerissenen Beständen wurde ständig frisches Totholz nachgeliefert. In den großen, älteren Windwurfflächen fiel nur in den Randbereichen frisches Totholz an, während die Flächenmitte weniger geeignete Nahrungsubstrate aufwies. Die in vielen Waldbeständen einzeln beigemischte Lärche konnte vielerorts den Windböen standhalten und blieb selbst inmitten flächiger Windwürfe stehen. Sie fiel in der Regel erst später einem Stehendbefall durch Borkenkäfer zum Opfer. Das Nachlassen der Attraktivität von Windwurfflächen für Spechte erstreckte sich deshalb über einen längeren Zeitraum, wenn auch in der Flächenmitte noch geeignete Nahrugssubstrate vorhanden waren. Nach mehr als zwei Jahrzehnten gewannen solche Sukzessionsflächen wiederum an Bedeutung, da das verbliebene Holz nun vermoderte und erneut Spechte anlockte. Dabei änderte sich die Artenzusammensetzung: Während der Dreizehenspecht und der Buntspecht dort seltener wurden, nutz-

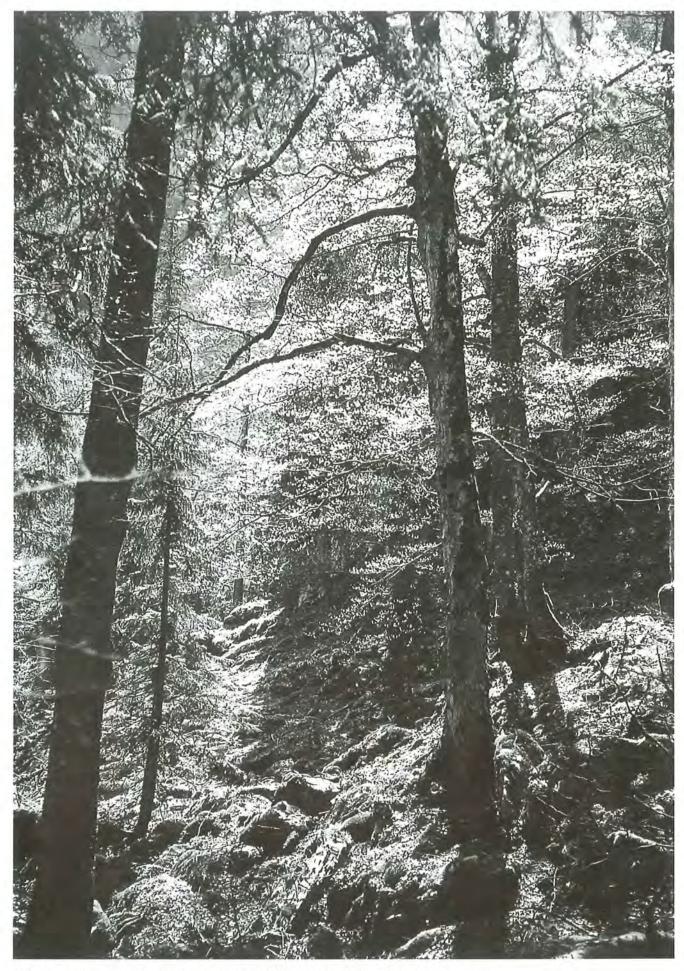


Abb. 19: Laubholzreicher Bergmischwald – Habitat des Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos).

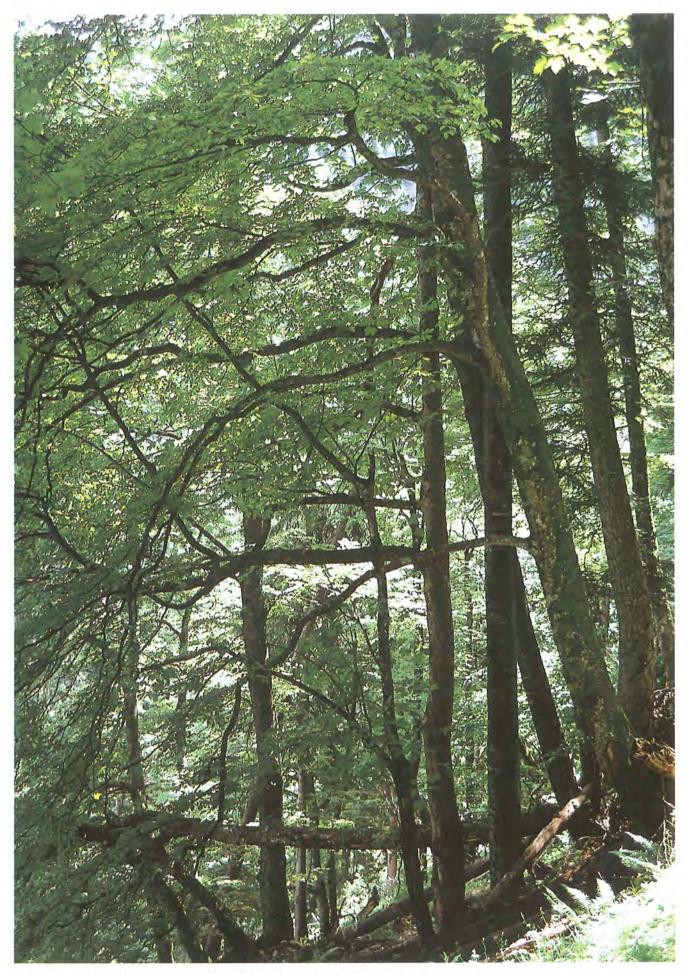


Abb. 20: Laubholzinsel im Bergmischwald – Habitat des Schwarzspechts (Dryocopus martius).

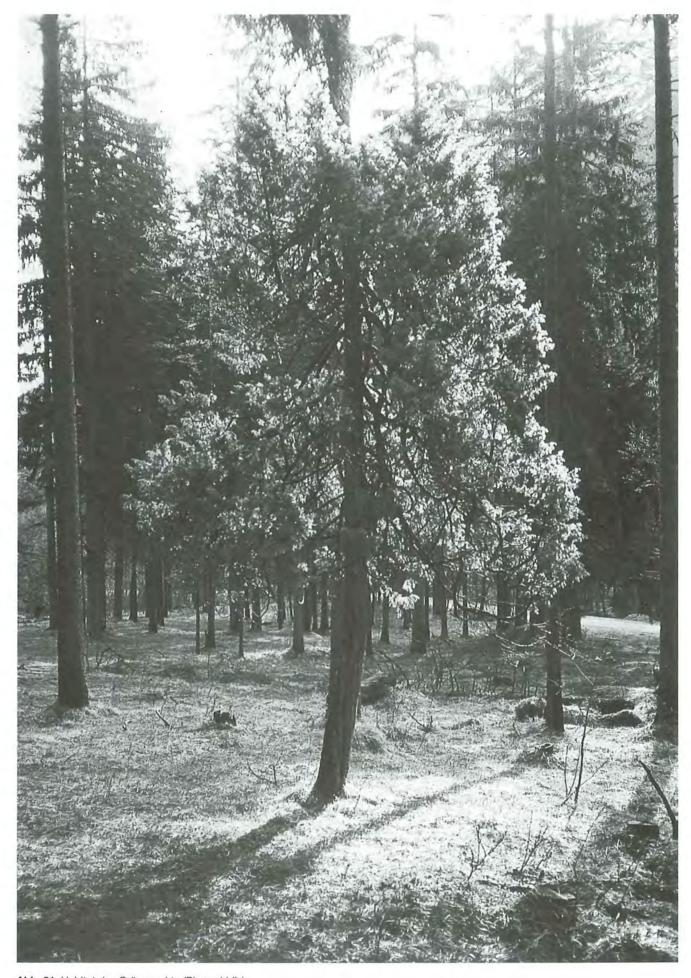


Abb. 21: Habitat des Grünspechts (Picus viridis).

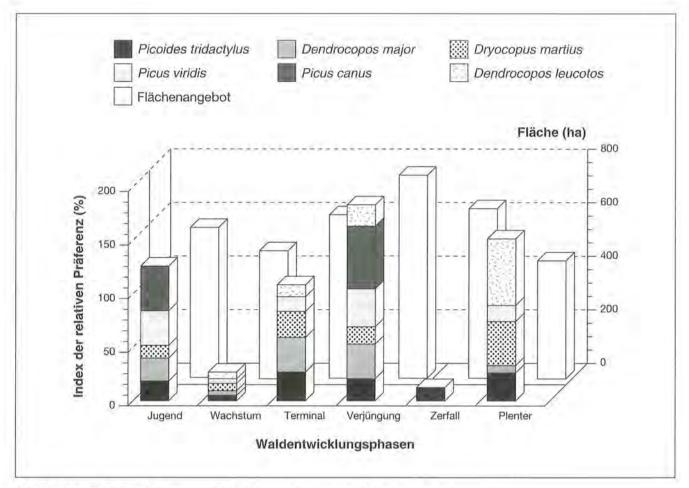


Abb. 22: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung verschiedener Waldentwicklungsphasen.

ten der Schwarzspecht, der Grünspecht und der Weißrückenspecht verstärkt diese Flächen. Somit kann im Nationalpark Berchtesgaden von einer langjährigen Attraktivität der Sukzessionsflächen ausgegangen werden

Einige Spechtarten wie der Grünspecht, der Buntspecht oder der Schwarzspecht wurden auch relativ häufig an Überhältern in Dickungen beobachtet. Die durch Pilz- und Insektenbefall geschädigten Bäume boten eine reichliche Nahrungsgrundlage.

# 4.1.2.3.2 Waldbestände

Zum Zeitpunkt der Untersuchung nahm der Wald insgesamt 3.476 ha ein bei einer Gesamtgröße der Untersuchungsfläche von rund 4.400 ha. Die einzelnen Spechtbeobachtungen wurden bei der Aufnahme den betreffenden, durch eine Reihe von Parametern charakterisierten Waldbeständen zugeordnet. Die nachfolgende Analyse gab Aufschluß über eine mögliche Beeinflussung der Spechtverbreitung durch diese Strukturparameter.

# Entwicklungsphasen

Der Lebenszyklus des Waldes konnte anhand charakteristischer Merkmale nach MAYER (1976) in verschiedene Entwicklungsphasen eingeteilt werden. Die Flächenverteilung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Waldentwicklungsstufen und die relative Präferenz bei ihrer Nutzung durch Spechte ist in der Abb. 22 dargestellt.

Die Flächenausstattung im gesamten Untersuchungsgebiet war annähernd ausgeglichen, jedoch entfiel etwas mehr Flächenanteil auf die Verjüngungsphase, gefolgt von der Zerfalls- und der Terminalphase. Die Plenterphase war am wenigsten vertreten.

Der **Dreizehenspecht** (n=83) nutzte hauptsächlich die Plenter- und Terminalphase (IRP = 25,4% bzw. 24,3%), wie der Abb. 22 zu entnehmen ist. Die Wachstumsphase wurde nur selten aufgesucht (IRP = 3,0%). Die beobachtete Ressourcennutzung war dabei von der vorhandenen Flächenausstattung insgesamt signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,01).

Eine ähnliche Verteilung der Beobachtungen konnte auch beim **Schwarzspecht** (n=76) beobachtet werden. Er nutzte mit Abstand hauptsächlich die Plenterphase (IRP = 42,4%) vor der Terminalphase (IRP = 23,8%). Dagegen wurde die Zerfallsphase nur sehr selten genutzt (IRP = 1,2%). Die beobachtete Ressourcennutzung war von der vorhandenen Flächenausstattung ebenfalls signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,0001).

Die Verjüngungs- und Terminalphase wurde vom **Buntspecht** (n=45) bevorzugt (IRP = 33,3% bzw. 34,6%). Die Ressourcennutzung war dabei von der vorhandenen Flächenausstattung signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,0001).

Der **Weißrückenspecht** (n=31) präferierte mit großem Abstand die Plenterphase des Waldes (IRP = 61,5%). Ressourcennutzung und Flächenausstattung waren auch in diesem Fall signifikant verschieden (Chi²-Test: p<0,05).

Der Grünspecht (n=38) erreichte den höchsten IRP Wert von 34,7% in der Jugendphase der vorhandenen Waldtypen und in der Verjüngungsphase (IRP = 34,2%). Im Unterschied dazu mied der Weißrückenspecht diese Waldbestände. Die Ressourcennutzung des Grünspechts war dabei wie bei allen häufigen Spechtarten signifikant von der Flächenausstattung verschieden (Chi²-Test: p<0,001). Die ökologischen Ansprüche des Grauspechts (n=9) konnten aufgrund seines seltenen Vorkommens im Untersuchungsgebiet nur vorbehaltlich interpretiert werden. Er kam nur in der Verjüngungs- bzw. in der Jugendphase (IRP = 59,4% bzw. 40,6%) vor.

Die Zerfallsphase wurde von allen Spechtarten nur selten aufgesucht. Dies war vor allem darauf zurückzuführen, daß in diese Kategorie eingestufte Habitate überwiegend in den höchst gelegenen Walbeständen lagen, die nur noch vom Dreizehenspecht genutzt wurden. In der Jugendphase der Waldbestände wurden insbesondere der Grünspecht und der Grauspecht relativ häufig angetroffen. Dort waren zahlreiche, absterbende bzw. tote Überhälter vorhanden, die eine reichliche Nahrungsquelle boten. Das Hauptvorkommen dieser Spechtarten war am nordwestlichen Parkrand konzentriert. In den jungen, locker stehenden Waldbeständen mit vielen Fehlstellen legten zudem verschiedene Ameisenarten ihre Nester an, die zu den wichtigsten Beutetieren dieser Erdspechte gehörten. Lichte Waldbestände wurden ganz allgemein von den Spechten bevorzugt genutzt. Die genutzten Überhälter-Bäume schieden in der folgenden Wachstumsphase nach und nach aus, bis sich die Bestockung zu einem stangenholzähnlichen Bestandsgefüge schloß, das von Spechten generell gemieden wurde.

# Waldbestandsformen

Mit der Bestandsform ist die Baumartenzusammensetzung der erfaßten Waldbestände wiedergegeben. Dabei wurden einige, sehr kleinflächig vorkommende Bestandsformen, wie z. B. Kie-Fi, Lä-Lbh aus Vereinfachungsgründen zu größeren und sehr ähnlichen Bestandsformen hinzugerechnet. Die erste Baumart einer Bestandsform war die umtriebsbestimmende mit einem Anteil von min. 50%, die zweite stellte die nächste, hauptständige Mischbaumart mit waldbaulicher Bedeutung dar. Bei Sammelbezeichnungen, wie z. B. Laubholz wurde manchmal die überwiegende Baumart

in Klammern hinzugefügt. Bei Reinbeständen wurde nur eine Baumart erwähnt. Eine Sonderform war der Bergmischwald aus Fi-Ta-Bu(BAh).

Die Flächenausdehnung verschiedener Bestandsformen im Untersuchungsgebiet und die relativen Präferenzen ihrer Nutzung durch Spechte sind in der Abb. 23 zusammengefaßt.

Danach war die im Untersuchungsgebiet am häufigsten vorkommende Bestandsform ein Fi-Lä-Wald und der Fi-Reinbestand. Nicht näher bestimmte Nadelholzmischungen mit Lbh bzw. Laubholzmischungen mit Ndh kamen hingegen nur selten vor. Die Spechte nutzten das Testgebiet unabhängig von diesen natürlichen Gegebenheiten.

Der **Buntspecht** (n=45) nutzte am meisten Fi-Lä (IRP = 42,4%) und Fi-Reinbestände (IRP = 40,6%). Die übrigen Bestandsformen wurden jedoch abweichend von der Flächenverteilung nur selten bzw. nicht genutzt. (Chi²-Test: p<0,0001).

Die Präferenzen des Dreizehenspechts (n=83) waren relativ gleichmäßig im Bergmischwald (IRP = 21,5%), im Fi-Reinbestand (IRP = 20,3%) und im Fi-Lä-Bestand (IRP = 19,9%) verteilt. Diese Waldbestände wurden abweichend von der Flächenverteilung genutzt (Chi2-Test: p<0,05). Die Bestandsform Lä-Fi wurde ebenfalls häufig genutzt. In laubholzreichen Bestandsformen, wie Fi-Lbh(Bu), Lbh(Bu)-Ndh, sowie im Lä-Reinbestand konnten dagegen nur wenige oder keine Dreizehenspechte beobachtet werden. Das Vorkommen des Dreizehenspechts in der nur selten vorhandenen, laubholzreichen Kombination Ndh-Lbh (IRP = 16,2%) war überraschend. Es könnte im Zusammenhang stehen mit der Verbreitung einer mehrschichtigen Kombination bestehend aus Fi, Lä, Zirbe, Ta, Latsche und verschiedenen Laubhölzern. Diese Bestände waren vor allem im subalpinen Bereich bzw. im Zentrum des Vorkommens vom Dreizehenspecht vorhanden. Somit war auch eine Nutzung dieses Waldtyps naheliegend. Bei der Auswertung der Nahrungsbäume im Kap. 4.2.3.2.1 waren allerdings weder Zirbe noch Latsche vertreten. Beide Baumarten werden im Nationalpark Berchtesgaden auch nicht als Höhlenbäume vom Dreizehenspecht genutzt.

Aufgrund der wenigen Beobachtungen des Grauspechts (n=9) wurde lediglich eine Vergleichsberechnung der IRP-Werte durchgeführt. Er wurde nur in Fi-Reinbeständen (IRP = 70,7%) und in Fi-Lä (IRP = 29,4%) Beständen beobachtet.

Eine deutliche Verschiebung der relativen Präferenzen in laubholzreichere Bestandsformen konnte bei den übrigen Spechtarten nachgewiesen werden. Ein ausgesprochener Mischwaldspezialist war insbesondere der Weißrückenspecht (n=31) mit einem IRP Wert von 77,1% in Fi-Lbh(Bu), wobei die Flächenverteilung nicht berücksichtigt war (Chi²-Test: p<0,05). Die mit überwiegend Laubholz bestockten Flächen, wie Lbh(Bu)-Ndh wurden jedoch nicht genutzt. Die Lärche wurde hauptsächlich in den tieferen Lagen aufgesucht. In den

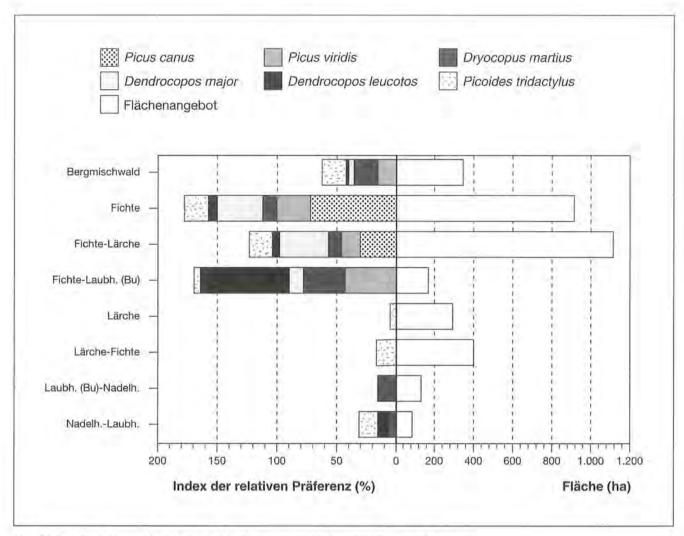


Abb. 23: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung verschiedener Waldbestandsformen.

höheren Lagen bzw. an der Waldgrenze, wo die Lärche häufig die Hauptbaumart im Lä-Reinbestand oder im Lä-Fi-Wald bildete, wurde sie nur selten vom Weißrückenspecht angeflogen.

Das geringe Vorkommen des Weißrückenspechts in Waldbeständen mit führendem Laubholz hatte mehrere Ursachen. Solche Laubholzbestände kamen nur eingestreut im Testgebiet vor. Sie konnten kaum genutzt werden wegen der allgemein geringen Siedlungsdichte des Weißrückenspechts im Nationalpark Berchtesgaden und wegen seiner beschränkten Aktionsraumgröße. Als Nahrungsbäume wurden überwiegend Nadelbäume registriert. Laubbäume, insbesondere die Buche, kamen vor allem als Höhlenbäume in Betracht. Dabei blieb der Charakter des Brutbiotops stets gemischt, mit einem überwiegenden Anteil an Nadelholz.

Der **Schwarzspecht** (n=76) bevorzugte die Fichten-Laubholzwälder mit einem hohen Anteil der Buche (IRP = 35,6%) und den Bergmischwald (IRP = 20,4%). Aufgrund der beträchtlichen Größe seines Aktionsraums nutzte er unabhängig von der Flächenverteilung auch weit voneinander entfernte, ins Testgebiet eingestreute Lbh(Bu)-Ndh Bestandsformen (IRP = 15,1%; Chi²- Test: p<0,05). Die Lä-Fi- und Lä-Reinbestände wurden hauptsächlich aufgrund ihrer vertikalen Verbreitung im Testgebiet, nämlich in den höchsten, vom Schwarzspecht nicht mehr aufgesuchten Lagen, kaum genutzt.

Der **Grünspecht** (n=38) wurde in diesen Bestandsformen aus demselben Grund ebenfalls nicht registriert. Er nutzte unabhängig von der Flächenverteilung vor allem Fi-Lbh(Bu) (IRP = 42,6%) und Fi-Reinbestände (IRP = 28,9%; Chi²-Test: p<0,01).

#### Alter der Waldbestände

Die Flächenverteilung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Altersklassen und die relative Präferenz bei ihrer Nutzung durch Spechte ist in der Abb, 24 dargestellt.

Das mittlere flächengewogene Alter der vorhandenen Waldbestände lag bei 134,9 Jahren. Waldbestände in der 9. und 10. Altersklasse nahmen dabei die größte Fläche ein. Hingegen waren Bestände in der 1., 3., 5. und 6. Altersklasse, sowie Bestände über 220 Jahre unterrepräsentiert.

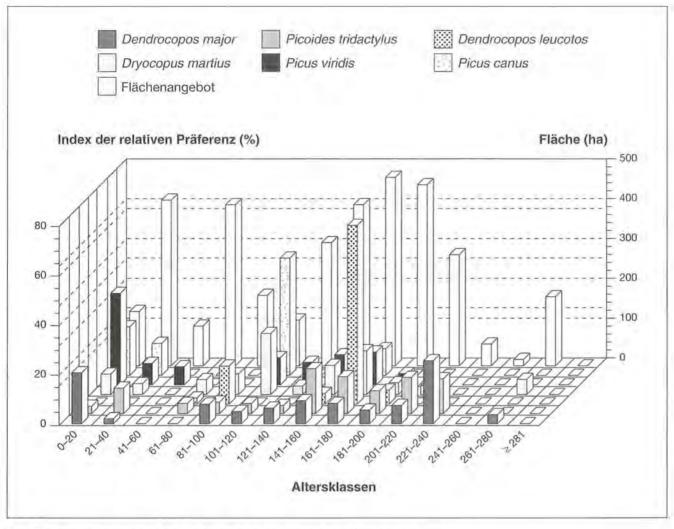


Abb. 24: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung verschiedener Altersklassen.

Das mittlere flächengewogene Alter der von Spechten genutzten Waldbestände betrug 147,8 Jahre und lag in einer Spanne von 122,2 (Grauspecht) bis 163,4 (Weißrückenspecht) Jahre (Tab. 2).

Der Dreizehenspecht (n=83) präferierte hauptsächlich Bestände zwischen 140 und 160 Jahren (IRP = 18.1%). Ferner nutzte er regelmäßig ältere Wälder bis zu einer Altersklasse zwischen 220 und 240 Jahren. Bestände unter 140 Jahre wurden mit Ausnahme der 2. Altersklasse unabhängig von der Flächenverteilung gemieden (Chi<sup>2</sup>-Test: p<0,001). Ein relativ hoher IRP Wert von 11,2% in dieser Altersklasse war vor allem auf das Vorkommen von kleinflächigen Schneebruchlöchern zurückzuführen, die neben den Windwurfflächen in älteren Beständen ebenfalls gute Nahrungsquellen boten. Das mittlere flächengewogene Bestandesalter lag bei 154,6 Jahre. Es bestand kein signifikanter Unterschied zwischen diesem Alter und dem durchschnittlichen flächengewogenen Bestandesalter im Testgebiet (t-Test: n.s.). Das durchschnittliche Alter der genutzten Bestände betrug 143,1 Jahre.

Ein interessantes Ergebnis konnte beim Buntspecht (n=45) festgestellt werden. Er nutzte nämlich am häu-

figsten Waldbestände zwischen 220 und 240 (IRP = 26,3%) bzw. zwischen 0 und 20 Jahren (IRP = 21,1%). Diese Verjüngungsflächen wurden vor allem deshalb bevorzugt, weil dort noch zahlreiche Überhälter vorhanden waren. Die 3. und 4. Altersklasse wurde nicht genutzt. Ein signifikanter Unterschied zwischem dem Flächenangebot in den verschiedenen Altersklassen und ihrer Nutzung konnte jedoch nicht nachgewiesen werden (Chi2-Test: n.s.). Das mittlere flächengewogene Bestandesalter lag bei 146,0 Jahre. Zwischen diesem Alter und dem durchschnittlichen flächengewogenen Bestandesalter im Testgebiet bestand ebenfalls kein signifikanter Unterschied (t-Test: n.s.). Das durchschnittliche Alter der genutzten Bestände betrug 143,0 Jahre, Der Buntspecht nutzte im Unterschied zu den anderen Spechtarten auch sehr alte Waldbestände bis zu einem Alter von 266 Jahren.

Der Weißrückenspecht (n=31) bevorzugte mit großem Abstand vor allem das Bestandesalter zwischen 160 und 180 Jahren (IRP = 71,6%). Darüberhinaus nutzte er unabhängig von der Flächenverteilung aufgrund seines seltenen Vorkommens nur wenige Altersklassen (Chi²-Test: p<0,05). Das durchschnittliche Alter der vom Weißrückenspecht genutzten Bestände betrug

Tab. 2: Durchschnittliches Bestandesalter in den genutzten Waldbeständen. Das flächengewogene Alter im Testgebiet betrug 134,9 Jahre.

	mittl. Alter	Std. Abw.	Max.	Min.	flächen- gewo- genes Alter
Grünspecht (n=38)	117,6	69,0	205	15	144,4
Picus viridis					
Grauspecht (n=9)	105,9	68,2	180	20	122,2
Picus canus					
Schwarzspecht (n=76)	140,2	58,4	261	20	156,1
Dryocopus martius					
Buntspecht (n=45)	143,0	68,7	266	20	146,0
Dendrocopos major					
Weißrückenspecht (n=31)	163,2	26,1	182	75	163,4
Dendrocopos leucotos					
Dreizehenspecht (n=83) Picoides tridactylus	143,1	62,4	230	15	154,6

163,2 Jahre. Mit der Fläche gewichtet betrug es 163,4 Jahre und lag somit signifikant höher als das flächengewogene Durchschnittsalter der Testfläche (t-Test: p<0,05).

Der Schwarzspecht (n=76) wurde dagegen vorwiegend in jüngeren Beständen, nämlich in der 6. und 9. Altersklasse beobachtet. Er erreichte in diesen Beständen einen IRP-Wert von 24,2% bzw. 17,2%. Mit Ausnahme der 3. Altersklasse wurde der Schwarzspecht in allen übrigen Alterstufen bis 220 Jahre beobachtet, jedoch abweichend von der Verteilung der vorhandenen Flächen (Chi2-Test: p<0,01). Er nutzte auch die Altersstufe zwischen 260 und 280 Jahren. Das breite Spektrum der genutzten Altersstufen hing vermutlich mit der ausgedehnten Größe der Aktionsräume zusammen. Das durchschnittliche Alter der genutzten Bestände betrug 140,2 Jahre. Das flächengewogene durchschnittliche Alter der genutzten Bestände lag mit 156,1 Jahren höher als das durchschnittliche flächengewogene Alter der Testflächen (t-Test: p<0,01).

Der Grünspecht (n=38) bevorzugte mit einem IRP-Wert von 36,4% unabhängig von der Flächenverteilug die 1. Altersklasse (Chi2-Test: p<0,01). Er suchte in derartigen Beständen ähnlich wie die anderen Spechte die übriggebliebenen Überhälter nach Nahrung ab. In seinem Hauptverbreitungsgebiet am Rand des Nationalparks boten solche Bestände aufgrund der sehr lockeren Restbeschirmung des Altbestandes und wegen der vielen Fehlstellen in der Verjüngung den Ameisen gute Möglichkeiten für ihren Nestbau und somit auch eine optimale Nahrungsquelle für den Grünspecht. Er wurde als einzige Spechtart auch in Stangenhölzern der 3. Altersklasse beobachtet. Darüberhinaus wurden Waldbestände im Alter von 140 bis 160 (IRP = 12,0%) und 160 bis 180 (IRP = 13,2%) Jahren häufig genutzt. Das durchschnittliche Alter der genutzten Bestände betrug 117,6 Jahre, mit der Fläche gewichtet 144,4 Jahre. Das durchschnittliche flächengewogene Bestandesalter im Testgebiet lag bei 134,9 Jahren. Der Unterschied zwischen dem mittleren flächengewogenen Bestandesalter der genutzten Bestände und dem flächengewogenen Durchschnittsalter im Testgebiet war jedoch nicht signifikant (t-Test: n.s.).

Der **Grauspecht** (n=9) nutzte neben 100- bis 120-jährigen Beständen auch die jüngste Altersklasse. Jedoch kann dieses Ergebnis wegen der wenigen Beobachtungen nur als vorläugfig angesehen werden. Das durchschnittliche Alter der genutzten Bestände betrug 105,9 Jahre, mit der Fläche gewichtet 122,2 Jahre.

# Baumhöhenschichtung

Baumhöhen können im Hochgebirge innerhalb desselben Bestands stark variieren. Sobald Baumkronen sich in unterschiedlicher Höhe überschneiden oder gar überdecken, spricht man von Schichtung.

Die Wälder im Testgebiet waren verschieden in Etagen strukturiert, nämlich einschichtig, zweischichtig oder mehrschichtig. Eine Übersicht der Flächenverteilung dieser Waldstrukturen und der entsprechenden Präferenzen der verschiedenen Spechtarten ist in der Abb. 25 zusammengestellt.

Die meisten Waldbestände hatten einen einschichtigen und zweischichtigen Aufbau. Nur ein kleiner Teil der Waldbestände war mehrschichtig strukturiert.

Der Buntspecht (n=45) und der Grünspecht (n=38) nutzten verschieden aufgebaute Waldbestände, Beide Arten bevorzugten jedoch am meisten zweischichtige Waldbestände. Dabei wurde für beide Spechtarten ein IRP-Wert von 45,9% errechnet. Ein signifikanter Unterschied zur vorhandenen Flächenverteilung in bezug auf die verschiedenen Schichtungsstufen konnte nicht aufgedeckt werden (Chi²-Test: n.s.).

Der Schwarzspecht (n=76), der Weißrückenspecht (n=31) und der Dreizehenspecht (n=83) waren dagegen an einen mehrschichtigen Bestandesaufbau gebunden. Die Flächenverteilung spielte dabei keine Rolle. Der IRP betrug in mehrschichtigen Waldbeständen beim Schwarzspecht 66,8% (Chi²-Test: p<0,0001), beim Weißrückenspecht sogar 84,7% (Chi²-Test: p<0,01) und beim Dreizehenspecht 51,6% (Chi²-Test: p<0,05). Da der Dreizehenspecht im Nationalpark ansonsten relativ wenig differenzierte Ansprüche bei der Habitatwahl stellte, war die Schichtung der Waldbestände offenbar eines der wichtigsten Kriterien für sein Vorkommen. Mit Ausnahme des Bergmischwaldes waren die bevorzugten Waldbestandsformen überwiegend ein- bis zweischichtig aufgebaut.

Die IRP-Werte beim **Grauspecht** (n=9) lieferten aufgrund der wenigen Beobachtungen nur einige Anhaltspunkte. Er präferierte mit 51,8% einschichtige Bestände. Mehrschichtige Waldbestände nutzte der Grauspecht nicht.

# Schlußgrad

Die Waldbestände hatten einen unterschiedlichen Schlußgrad mit meist licht geschlossenen, lichten oder geschlossenen Flächen. Die Nutzung durch Spechte entsprach dabei mit einigen Ausnahmen der vorhandenen Verteilung. Zu diesen Ausnahmen zählten die lückigen und geschlossenen, auf Teilflächen lichten Waldbestände, die von vielen Spechtarten bevorzugt genutzt wurden (Abb. 26).

Der **Dreizehenspecht** (n=83) war die häufigste Spechtart in den zuletzt genannten Waldbeständen. Er bevorzugte unabhängig von der Flächenverteilung mit einem IRP-Wert von 31,9% überwiegend lückige und mit 31,0% geschlossene, auf Teilfläche lichte Bestände (Chi²-Test: p<0,01). Sie hatten meistens infolge eines Sturmwurfs oder Schneebruchs ihren geschlossenen Aufbau verloren. Die dadurch entstandenen "Lichtschächte" mit einem großen Totholzangebot waren sehr geeignet für Borkenkäfer, die eine wichtige Komponente in der Nahrung des Dreizehenspechts bildeten. Dagegen wurden dichte ("gedrängte") Waldbestände kaum genutzt (IRP = 1,7%).

Der **Buntspecht** (n=45) bevorzugte geschlossene Bestände mit lichten Teilflächen (IRP = 22,8%), sowie licht geschlossene (IRP = 21,9%) und geschlossene Bestände (IRP = 19,4%). Dabei konnte jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen dem Flächenangebot an unterschiedlich geschlossenen Waldbeständen und ihrer Nutzung durch den Buntspecht aufgedeckt werden (Chi²-Test; n.s.).

Auch beim **Grünspecht** (n=38) wurde kein signifikantes Ergebnis festgestellt (Chi²-Test: n.s.), Er bevorzugte räumige Bestände (IRP = 26,3%). Überraschend häufig wurde er auch in dichten ("gedrängten") Beständen beobachtet (IRP = 9,6%). Dies war jedoch dadurch bedingt, daß sich die Schlußgradangabe auf den Jungbestand bezog. In solchen Beständen wurden aber nur die Überhälter und Altbestandsreste über dem Kronendach des Jungwuchses genutzt.

Der Schwarzspecht (n=76) nutzte dagegen Bestände mit unterschiedlichem Schlußgrad unabhängig von der Flächenausstattung (Chi²-Test: p<0,05). Er zog mit einem IRP-Wert von 21,9% die geschlossenen Waldbestände den auf Teilfläche lichten Beständen (IRP =

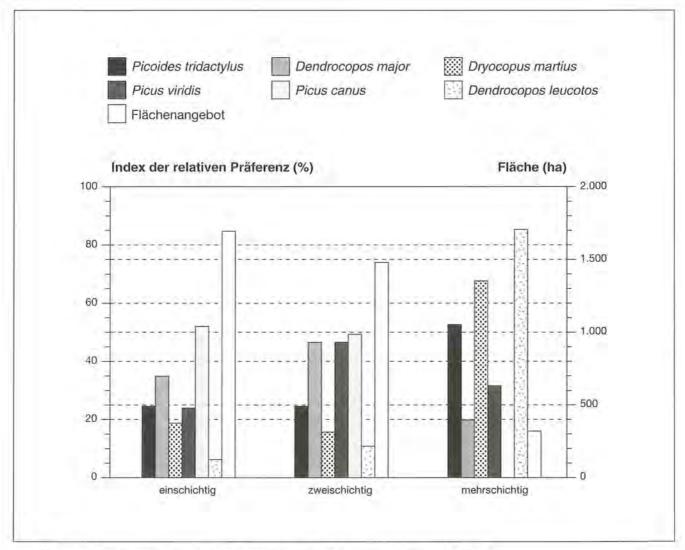


Abb. 25: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung unterschiedlich geschichteter Waldbestände.

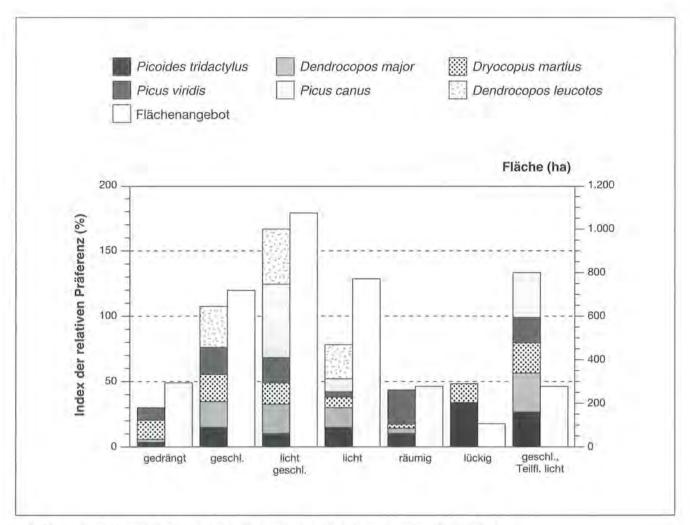


Abb. 26: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung unterschiedlich geschlossener Waldbestände.

21,0%) vor. Er nutzte ähnlich wie der Grünspecht verstärkt auch gedrängt gewachsene Waldbestände. Die Angabe des Schlußgrades bezog sich hier jedoch ebenfalls auf den Jungbestand. Tatsächlich genutzt wurden nur die über dem Jungbestand stehenden Überhälter und Altbestandsreste.

Der Weißrückenspecht (n=31) kam aufgrund seines inselartigen Vorkommens lediglich in licht geschlossenen (IRP = 42,3%), geschlossenen (IRP = 31,8%) und lichten (IRP = 25,9%) Waldbeständen vor. In den übrigen vorhandenen Flächen mit abweichendem Schlußgrad wurde er nicht beobachtet (Chi²-Test: p<0,05).

Aufgrund der geringen Anzahl an Beobachtungen hatte das Ergebnis beim **Grauspecht** (n=9) nur eine orientierende Bedeutung. Er bevorzugte die licht geschlossenen (IRP = 56,5%) und die geschlossenen, auf Teilflächen lichten Bestände (IRP = 32,2%).

#### Grundfläche

Die Ergebnisse über die Nutzung der Waldbestände durch Spechte bezüglich der Grundflächengröße sind in der Tab. 3 und in der Abb. 27 zusammengefaßt. Die Grundfläche pro ha ist die Fläche, die sich ergibt, wenn man die in Brusthöhe befindlichen Schnittflächen aller auf einem Hektar stehenden Bäume addiert. Dieser Wert ist somit ein objektiver Weiser für die Dichte eines Bestandes.

Tab. 3: Durchschnittliche Grundflächengröße in den genutzten Waldbeständen. Die flächengewogene Grundfläche im Testgebiet betrug 19,6 qm/ha.

	mittl. Grund- fläche qm/ha	Std. Abw.	Max.	Min.	flächen- gewogene Grund- fläche qm/ha
Grünspecht (n=38) Picus viridis	20,8	9,9	34,0	0,7	20,8
Grauspecht (n=9) Picus canus	16,4	10,7	25,0	0,7	17,5
Schwarzspecht (n=76) Dryocopus martius	23,8	10,8	48,0	0,0	24,1
Buntspecht (n=45) Dendrocopos major	22,0	11,8	43,5	0,0	23,8
Weißrückenspecht (n=31 Dendrocopos leucotos	23,6	9.4	41.7	0,0	22,6
Dreizehenspecht (n=83) Picoides tridactylus	24,9	10,5	48,0	0,0	25,9

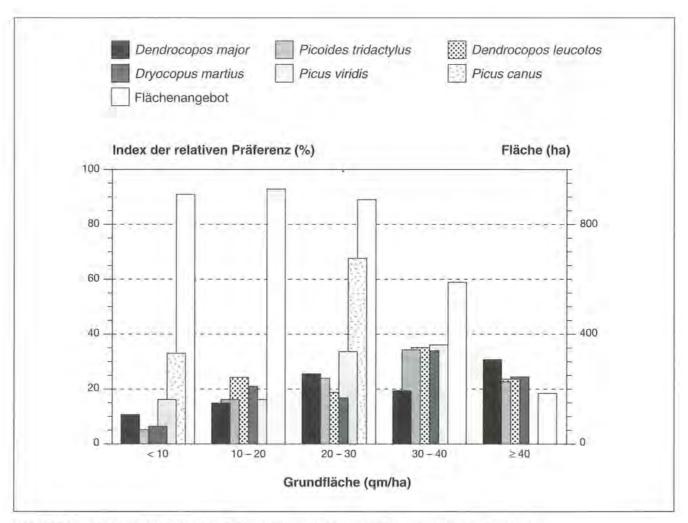


Abb. 27: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung von Waldbeständen mit unterschiedlicher Grundfläche,

Die Grundfläche der Waldbestände im Testgebiet war deutlich verschieden. Die mittlere flächengewogene Grundfläche der Waldbestände lag bei 19,6 qm/ha. Der überwiegende Flächenanteil im Testgebiet hatte eine Grundflächengröße zwischen 10 und 20 qm/ha. Die Spechte bevorzugten jedoch im Unterschied zu dieser Verteilung Waldbestände mit größerer Grundfläche.

Der **Dreizehenspecht** (n=83) präferierte hauptsächlich Bestände mit einer Grundfläche zwischen 30 und 40 qm/ha (IRP = 34,3%; Chi²-Test: p<0,0001). Bestände mit weniger als 10 qm/ha Grundfläche wurden nur selten genutzt (IRP = 5,1%). Es bestand ein signifikanter Unterschied zwischen der flächengewogenen Grundfläche in den genutzten Waldbeständen und der vorhandenen flächengewogenen Grundfläche im Testgebiet (t-Test: p<0,0001). Die durchschnittliche Grundfläche der genutzten Bestände betrug 24,6 qm/ha.

Auch der **Schwarzspecht** (n=76) nutzte überwiegend Waldbestände mit einer Grundfläche zwischen 30 und 40 qm/ha (IRP = 32,8%). Der IRP in Beständen mit weniger als 10 qm/ha Grundfläche lag abweichend von der Flächenverteilung lediglich bei 6,4% (Chi²-Test: p<0,01). Es bestand wiederum ein signifikanter Unterschied zwischen der flächengewogenen Grundfläche in den genutzten Waldbeständen und der durch-

schnittlichen flächengewogenen Grundfläche im Testgebiet (t-Test: p<0,0001). Die durchschnittliche Grundfläche der genutzten Bestände lag bei 23,9 qm/ha.

Etwas andere Präferenzen wurden beim Buntspecht (n=45) beobachtet. Der größte IRP-Wert von 30,5% wurde in Waldbeständen mit mehr als 40 qm/ha Grundfläche ermittelt. Mit abnehmenden IRP-Werten bis zu 10,6% wurden auch Waldbestände mit einer kleineren Grundfläche bzw. mit weniger als 10 qm/ha genutzt. Dabei wurde zwischen der Grundflächenverteilung der genutzten Flächen und der vorhandenen Flächen im Testgebiet kein Unterschied festgestellt (Chl2-Test: n.s.). Beim Vergleich der flächengewogenen Stammgrundfläche in den genutzten Waldbeständen und der flächengewogenen Grundfläche im Testgebiet konnte dementsprechend kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden (t-Test: n.s.). Die mittlere Stammgrundfläche der genutzten Waldbestände betrug dabei 22,0 qm/ha.

Der Weißrückenspecht (n=31) wurde in Waldbeständen mit weniger als 10 qm/ha Grundfläche überhaupt nicht beobachtet. Der größte IRP-Wert von 34,9% wurde in Waldbeständen zwischen 30 und 40 qm/ha Grundfläche ermittelt. Somit war die beobachtete Nutzungsintensität signifikant verschieden von der Flächenverteilung (Chi²-Test: p<0,05). Beim Vergleich

der flächengewogenen Stammgrundfläche in den genutzten Waldbeständen und der flächengewogenen Grundfläche im Testgebiet konnte ebenfalls ein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden (t-Test: p<0,01). Die mittlere Stammgrundfläche der genutzten Waldbestände lag bei 24,3 gm/ha.

Der Grünspecht (n=38) bevorzugte Waldbestände mit 30 bis 40 qm/ha Grundfläche (IRP = 35,5%). Bestände mit weniger als 10 qm/ha und mit 10 bis 20 qm/ha Grundfläche wurden annähernd gleichhäufig genutzt (IRP = 16,0% bzw. 15,8%). Eine Nutzung von Waldbeständen mit über 40 qm/ha Grundfläche konnte nicht beobachtet werden, da der Grünspecht im Untersuchungsgebiet nur lokal und selten vorkam. Die beobachtete Nutzungshäufigkeit war somit von der Flächenverteilung nur knapp nicht signifikant verschieden (Chi²-Test: n.s.). Nach der Gewichtung der Grundflächen mit dem jeweiligen Flächenanteil konnte jedoch Signifikanz erreicht werden (t-Test: p<0,05). Die mittlere Stammgrundfläche der genutzten Waldbestände lag bei 20,8 qm/ha.

Beim **Grauspecht** (n=9) wurde infolge der geringen Anzahl an Beobachtungen lediglich eine Vergleichsberechnung der IRP-Werte durchgeführt. Er wurde nur in Waldbeständen mit 30 bis 40 qm/ha (IRP = 67,3%) und in Beständen mit weniger als 10 qm/ha Grundfläche (IRP = 32,7%) registriert. Die mittlere Grundflächengröße lag in den genutzten Waldbeständen bei 16,4 qm/ha.

# Totholzgrundfläche

Die Ergebnisse über die Nutzung der vorhandenen Waldbestände durch Spechte in bezug auf die Totholzgrundfläche sind in der Tab. 4 und in der Abb. 28 zusammengefaßt. Die Bestände ohne Totholz wurden dabei sowohl in die Berechnung der Durchschnittswerte als auch in den Vergleich mit der Flächenverteilung (Chi²-Test) einbezogen.

Die meisten Flächen im Testgebiet wiesen eine Totholzgrundfläche von weniger als 2 gm/ha auf. Waldbestände ohne Totholz waren mit einem Flächenanteil von rund 15% vertreten. Die durchschnittliche flächengewogene Totholzgrundfläche der Waldbestände im Testgebiet lag bei 2,6 qm/ha. Während die beiden Erdspechtarten, nämlich der Grünspecht und der Grauspecht relativ häufig auch Bestände ohne Totholz nutzten, wurden diese von den anderen Spechtarten allgemein am wenigsten genutzt. Dies ist mit der unterschiedlichen Ernährungsweise der Erdspechte zu erklären. Der Grünspecht nutzte zum Beispiel neben Totholz auch lebende Bäume und Ameisennester. Bei den anderen Spechtarten bestand das Nahrungssubstrat überwiegend aus toten Bäumen. Dies wird im Kap. 4.2.3.2 ausführlich behandelt.

Der Schwarzspecht (n=76) bevorzugte mit Abstand unabhängig von der Flächenverteilung vor allem Bestände mit einer Totholzgrundfläche über 6 qm/ha

Tab. 4: Durchschnittliche Totholz-Grundfläche in den genutzten Waldbeständen. Bestände ohne Totholz wurden in die Berechnung einbezogen. Die flächengewogene Totholz-Grundfläche im Testgebiet betrug 2,6 qm/ha.

	mittl. Grund- fläche Totholz qm/ha	Abw.	Max.	Min.	flächen- gewogene Grundfl. Totholz qm/ha
Grünspecht (n=38)	2,1	2,2	13,0	0,0	2,2
Picus viridis					
Grauspecht (n=9)	1,2	2,6	8,0	0,0	1,4
Picus canus					
Schwarzspecht (n=76) Dryocopus martius	4,2	2,9	13,0	0,0	4,3
Buntspecht (n=45) Dendrocopos major	3,6	2,5	9,0	0,0	3,6
Weißrückenspecht (n=31 Dendrocopos leucotos	5,1	1,9	12,5	2,0	5,0
Dreizehenspecht (n=83) Picoides tridactylus	3,4	2,0	8,0	0,0	3,2

(IRP = 47,2%). In totholzfreien Waldbeständen erreichte er dagegen nur einen IRP-Wert von 5,6% (Chi²-Test: p<0,0001). Die flächengewogene mittlere Totholzgrundfläche der genutzten Waldbestände war von der flächengewogenen durchschnittlichen Totholzgrundfläche im Testgebiet signifikant verschieden (t-Test: p<0,0001). Die durchschnittliche Totholzgrundfläche der genutzten Bestände im Testgebiet lag bei 4,2 qm/ha.

Auch der Buntspecht (n=45) bevorzugte Waldbestände mit mehr als 6 gm/ha Totholzgrundfläche (IRP = 41,8%). In totholzfreien Waldbeständen wurde lediglich ein IRP-Wert von 9,9 % festgestellt. Er wurde in Beständen mit unterschiedlicher Totholzgrundfläche beobachtet. Sein Vorkommen entsprach der Flächenverteilung im Untersuchungsgebiet. Somit konnte kein deutlicher Unterschied zur vorhandenen Flächenverteilung der Totholzgrundflächen festgestellt werden (Chi2-Test: n.s.). Nach der Gewichtung der vorhandenen und der genutzten Bestände mit dem jeweiligen Flächenanteil im untersuchten Gebiet konnten jedoch signifikante Unterschiede nachgewiesen werden (t-Test: p<0,05). Die mittlere Totholzgrundfläche der genutzten Waldbestände lag bei 3,6 qm/ha. Somit bevorzugte der Buntspecht totholzreichere Bestände als im Gesamtdurchschnitt vorhanden waren.

Der **Dreizehenspecht** (n=83) bevorzugte Waldbestände unabhängig von der Flächenverteilung mit einer Totholzgrundfläche von 2 bis 4 qm/ha (IRP = 31,1%; Chi²-Test: p<0,0001). Waldbestände mit 4 bis 6 qm/ha (IRP = 26,1%) und mit mehr als 6 qm/ha (IRP = 25,5%) Totholzgrundfläche zählten ebenfalls zu den präferierten Gebieten. Totholzfreie Waldbestände und Bestände mit weniger als 2 qm/ha wurden dagegen kaum genutzt (IRP = 9,0%, bzw. 8,3%). Die durchschnittliche flächengewogene Totholzgrundfläche in den genutzten Waldbeständen war von der flächengewogenen Totholzgrundfläche im gesamten Testgebiet signifikant

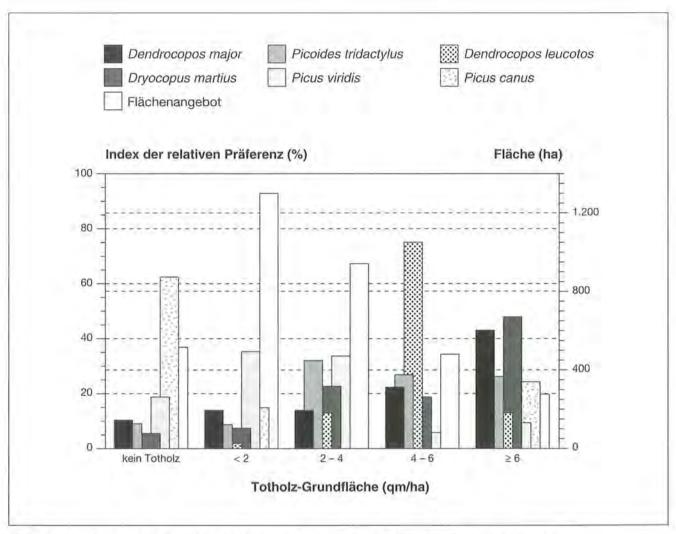


Abb. 28: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung von Waldbeständen mit unterschiedlicher Totholzgrundfläche.

verschieden (t-Test: p<0,01). Die mittlere Totholzgrundfläche lag in den genutzten Waldbeständen bei 3,4 qm/ha.

Vom Weißrückenspecht (n=31) wurden Waldbestände mit einer Totholzgrundfläche von 4 bis 6 qm/ha präferiert (IRP = 74,1%). Dagegen wurden Bestände mit größerer oder kleinerer Totholzgrundfläche abweichend von der Flächenverteilung nur wenig genutzt (Chi²-Test: p<0,0001). Waldbestände ohne Totholz wurden sogar gemieden. Zwischen der durchschnittlichen flächengewogenen Totholzgrundfläche in den genutzten Beständen und der flächengewogenen Totholzgrundfläche im Testgebiet wurde ein signifikanter Unterschied nachgewiesen (t-Test: p<0,0001). Die mittlere Totholzgrundfläche betrug in den genutzten Waldbeständen 5,1 qm/ha.

Der **Grünspecht** (n=38) bevorzugte Bestände mit einer geringen Totholzgrundfläche. Die maximale Präferenz wurde in Gebieten mit weniger als 2 qm/ha (IRP = 34,8%) bzw. mit 2 bis 4 qm/ha (IRP = 32,9%) Totholzgrundfläche registriert. Bestände ohne Totholz wurden relativ oft aufgesucht (IRP = 18,7%). Waldbestände mit über 4 qm/ha Totholzgrundfläche wurden im Vergleich zur Flächenverteilung kaum genutzt (Chi²-Test: n.s.).

Die mittlere flächengewogene Totholzgrundfläche der genutzten Bestände und die flächengewogene Totholzgrundfläche im gesamten Testgebiet waren nicht signifikant verschieden (t-Test: n.s.). Die mittlere Totholzgrundfläche in den genutzten Waldbeständen lag bei 2,1 qm/ha.

Auch der **Grauspecht** (n=9) bevorzugte Bestände ohne abgestorbenes Holz (IRP = 62,0%) oder mit einer geringen Totholzgrundfläche bis 2 qm/ha (IRP = 14,6%). Er wurde jedoch auch in Beständen mit mehr als 6 qm/ha Totholzgrundfläche beobachtet (IRP = 23,4%). Die durchschnittliche Totholzgrundfläche der genutzten Waldbeständen betrug 1,2 qm/ha. Diese Ergebnisse können nur als vorläugfig angesehen werden, da nur wenige Beobachtungen vorlagen.

# Stammstärke des Totholzes

Eine Übersicht der Nutzung von Waldbeständen mit verschiedenen Stärkeklassen der toten Bäume enthalten die Abb. 29 und die Tab. 5.

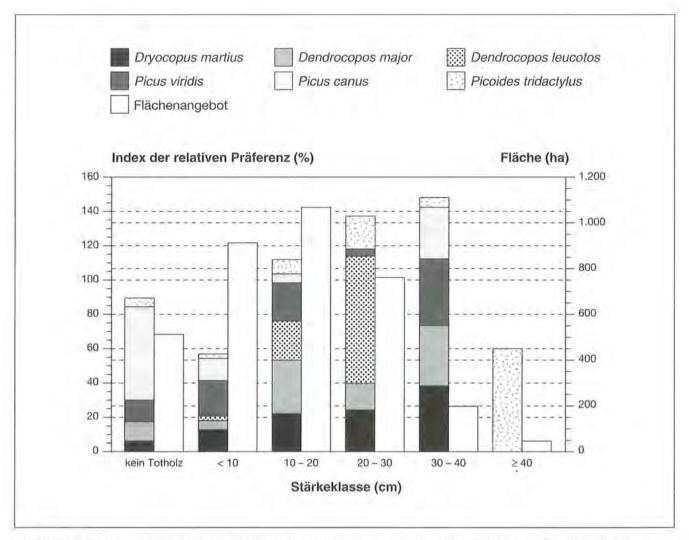


Abb. 29: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung von Waldbeständen mit verschiedenen Stärkeklassen der toten Bäurne.

Tab. 5: Durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser beim Totholz in den genutzten Waldbeständen. Der flächengewogene Totholz-BHD im Testgebiet betrug 16,1 cm.

	mittl. Totholz BHD cm	Std. Abw.	Max.	Min.	flächen- gewog. Totholz BHD cm
Grünspecht (n=34)	15,0	10,1	39,0	3,0	14,7
Picus viridis Grauspecht (n=4) Picus canus	16,0	14,4	37,3	7,2	13,4
Schwarzspecht (n=72) Dryocopus martius	19,0	9,1	39,0	4,0	18,7
Buntspecht (n=41) Dendrocopos major	19,3	7,4	37,4	7,2	19,1
Weißrückenspecht (n=3 Dendrocopos leucotos	1) 20,7	4,3	27,8	8,1	21,1
Dreizehenspecht (n=77) Picoides tridactylus	22,6	9,8	45,7	3,7	20,6

Die Durchmesserspreitung beim Totholz lag im Untersuchungsgebiet überwiegend zwischen 10 und 20 cm BHD. Ein Totholz-BHD über 30 cm war nur in wenigen Beständen vorhanden. Der mittlere flächengewogene Totholz-BHD betrug im Testgebiet 16,1 cm. Waldgebiete mit mehr als 40 cm Totholz-BHD wurden nur vom Dreizehenspecht genutzt. Allerdings war der Flächenanteil von Waldbeständen mit über 40 cm Totholz-BHD sehr gering.

Der **Dreizehenspecht** (n=77) nutzte im Vergleich zu den anderen Spechtarten Waldbestände mit dem stärksten Totholz-BHD. Er betrug im Durchschnitt 22,6 cm. Zwischen dem flächengewogenen mittleren Totholz-BHD in den genutzten Waldbeständen und dem flächengewogenen Totholz-BHD im gesamten Testgebiet war ein signifikanter Unterschied (t-Test: p<0,05). Der Dreizehenspecht bevorzugte abweichend vom durchschnittlichen Angebot vor allem die Stärkeklasse über 40 cm Totholz-BHD (IRP = 62,6%; Chi²-Test: p<0,0001).

Der Weißrückenspecht (n=31) nutzte hauptsächlich Bestände mit einem mittleren Totholz-BHD von 20,7 cm. Der flächengewogene mittlere Totholz-BHD in den genutzten Waldbeständen war dabei vom flächengewogenen Totholz-BHD im gesamten Untersuchungsgebiet signifikant verschieden (t-Test: p<0,01). Der Weißrückenspecht bevorzugte vor allem Waldbestände mit Totholz-Stärkeklassen zwischen 20 und 30 cm (IRP = 74,3%) und zwischen 10 und 20 cm (IRP =

22,8%). Darüber und darunter liegende Stärkeklassen wurden abweichend vom gesamten Totholzangebot nicht bzw. nur sehr selten genutzt (Chi²-Test: p< 0,0001).

Der mittlere Totholz-BHD in den vom **Buntspecht** (n=41) frequentierten Waldbeständen betrug 19,3 cm. Zwischen dem flächengewogenen durchschnittlichen Totholz-BHD in diesen Waldbeständen und dem flächengewogenen durchschnittlichen Totholz-BHD im gesamten Testgebiet konnte kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (t-Test: n.s.). Der Buntspecht bevorzugte jedoch abweichend vom Angebot die Totholz-Stärkeklassen zwischen 30 und 40 cm (IRP = 40,1%) und 10 bis 20 cm (IRP = 35,8%; Chi²-Test: p<0,01).

Ein überraschendes Ergebnis wurde beim Schwarzspecht (n=72) festgestellt. Als größte Spechtart nutzte er Waldbestände mit einem verhältnismäßig geringen Totholz-BHD. Der mittlere Totholz-BHD dieser Bestände war mit 19,0 cm sogar geringer als der mittlere Totholz-BHD der von den meisten anderen Spechtarten genutzten Waldbestände. Lediglich die beiden nicht auf Totholz spezialisierten Erdspechtarten, der Grünspecht und der Grauspecht nutzten Bestände mit noch kleinerem Totholz-BHD. Der flächengewogene durchschnittliche Totholz-BHD der genutzten Bestände war dabei vom flächengewogenen durchschnittlichen Totholz-BHD im gesamten Testgebiet signifikant verschieden (t-Test: p<0,05). Der Schwarzspecht bevorzugte vor allem die Stärkeklasse zwischen 30 und 40 cm Totholz-BHD (IRP = 39,5%). Die darunterliegenden Stärkeklassen wurden seltener aufgesucht. Dabei konnte zwischen der Beobachtungsfrequenz und der Flächenverteilung kein signifikanter Unterschied festgestellt werden (Chi2-Test: n.s.).

Der Grünspecht (n=34) nutzte bevorzugt Bestände mit den schwächsten Totholzdimensionen. Der mittlere Totholz-BHD betrug nur 15,0 cm. Offensichtlich war Totholz als Nahrungssubstrat für den Grünspecht weniger bedeutend, was im Kap. 4.2.3.2 ausführlich dargelegt wird. Die flächengewogene durchschnittliche Totholzdimension in den genutzten Waldbeständen war dabei von der flächengewogenen Totholzdimension im gesamten Testgebiet nicht signifikant verschleden (t-Test: n.s.). Der Grünspecht nutzte bevorzugt die Stärkeklasse zwischen 30 und 40 cm Totholz-BHD (IRP = 45,8%). Andere Stärkeklassen wurden gemäß der Flächenverteilung genutzt (Chi²-Test: n.s.).

Der mittlere Totholz-BHD der vom **Grauspecht** aufgesuchten Flächen betrug 16,0 cm, wobei insgesamt nur vier Beobachtungen vorlagen. Allgemein bevorzugte der Grauspecht Stammstärke zwischen 30 und 40 cm (IRP = 62,2%).

Die Nutzung von Beständen im Verhältnis zum Flächenangebot wurde anhand von Berechnungen der relativen Nutzungspräferenz (IRP) beurteilt. Dabei konnte zusammenfassend festgestellt werden, daß alle Spechtarten abweichend vom durchschnittlichen BHD in den genutzten Waldbeständen selektiv Gebiete mit

höherem Totholz-BHD aufsuchten. Außerdem lag der mittlere BHD der genutzten Bestände signifikant höher als der durchschnittliche Totholz-BHD des gesamten Testgebietes. Ausnahmen wurden lediglich beim Grünspecht und Buntspecht festgestellt.

#### Baumstöcke

Die Holzernte ist im Nationalpark seit seiner Gründung im Jahr 1978 mit wenigen Ausnahmen eingestellt. Die aus der Zeit vor der Gründung des Nationalparks stammenden Baumstümpfe sind jedoch noch in vielen Waldbeständen zu finden. Darüberhinaus entstehen durch verschiedene Maßnahmen in der Pflegezone des Nationalparks ständig neue Stöcke, wie beispielsweise infolge der Käferholzaufarbeitung oder der Verkehrssicherung. Allerdings ist der Neuanfall an Stöcken im Nationalpark wesentlich geringer als in Wirtschaftswäldern. Die Anzahl der Stöcke stellt einen wichtigen Gradmesser dar für die Beeinflussung der Wälder durch menschliche Tätigkeit.

Die Baumstümpfe liefern im Verlauf ihrer Zersetzung Nahrungssubstrat für verschiedene Arthropoden, die wiederum von den Spechten verzehrt werden. Dabei konnte häufig eine Besiedelung durch Ameisen beobachtet werden, die hauptsächlich vom Grünspecht und vom Grauspecht, aber auch von anderen Spechtarten erbeutet wurden. Baumstümpfe waren somit neben anderen Totholzformen ein wichtiges Requisit für Spechte. Aufgrund einer speziellen Erhebung für die Waldpflegeplanung und die Waldinventur wurden im Nationalpark Baumstümpfe auch quantitativ im Untersuchungsgebiet erfaßt. Somit war hier eine Möglichkeit für eine detaillierte Auswertung geboten.

Die von Spechten genutzten Waldbestände unterschieden sich hinsichtlich der Stockanzahl. Eine Übersicht ist in der Abb. 30 und in der Tab, 6 zusammengefaßt. Die durchschnittliche flächengewogene Anzahl der Stöcke im gesamten Testgebiet lag bei 3,4 Stück/ha. Während Gebiete mit mehr als 10 Stöcken/ha lediglich rund 8% der Fläche ausmachten, betrug der Anteil der Waldflächen ohne Stöcke rund 30%.

Der Weißrückenspecht (n=31) nutzte Waldbestände mit der kleinsten durchschnittlichen Anzahl von 3,4 Stöcken/ha. Die flächengewogene durchschnittliche Stockanzahl in den genutzten Waldbeständen war von der flächengewogenen durchschnittlichen Stockanzahl im Testgebiet nicht signifikant verschieden (t-Test: n.s.). Abweichend von der Flächenverteilung wurden Bestände ohne Stöcke nicht genutzt, Waldflächen mit bis zu 3 Stöcken/ha jedoch bevorzugt aufgesucht (IRP = 61,3%; Chi²-Test: p<0,0001).

Waldbestände mit einer durchschnittlichen Anzahl von 4,0 Stöcken/ha wurden vom **Dreizehenspecht** (n=83) präferiert. Zwischen der flächengewogenen durchschnittlichen Stockanzahl in den genutzten Waldbeständen und der flächengewogenen durchschnittlichen Stockanzahl im gesamten Testgebiet war kein signifi-

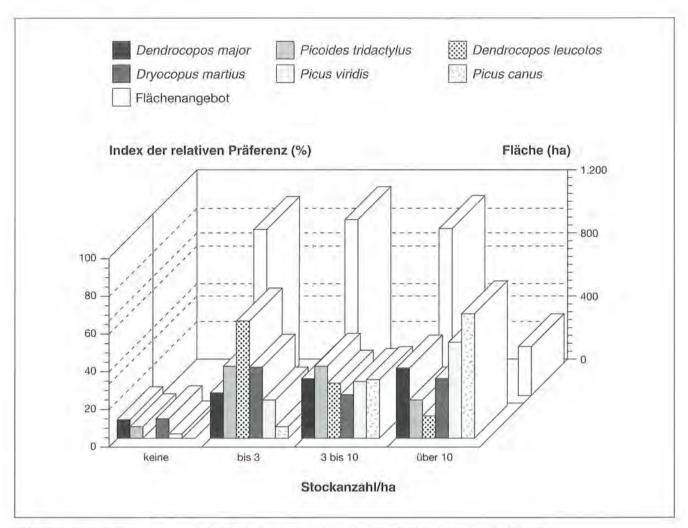


Abb. 30: Relative Präferenz der Spechte bei der Nutzung von Waldbeständen mit unterschiedlicher Stockmenge.

kanter Unterschied vorhanden (t-Test: n.s.). Der Dreizehenspecht bevorzugte Bestände mit bis zu 3 Stöcken/ha (IRP = 37,2%) bzw. Flächen mit 3 bis 10 Stöcken/ha (IRP = 37,3%; Chi²-Test: p<0,0001). Waldbestände ohne Stöcke wurden nur sehr selten genutzt (IRP = 6,4%).

Der Schwarzspecht (n=76) nutzte Waldbestände mit einer mittleren Anzahl von 4,2 Stöcken/ha. Die Differenz zwischen den flächengewogenen Durchschnittswerten der Stockanzahl in den genutzten Waldbeständen und der Stockanzahl im gesamten Untersuchungsgebiet war signifikant (t-Test: p<0,05). Abweichend von der Flächenverteilung wurden Bestände mit bis zu 3 Stöcken/ha am stärksten präferiert (IRP = 36,9%). Stocklose Waldbestände wurden am wenigsten genutzt (IRP = 10,6%; Chi²-Test: p<0,001).

In den vom **Buntspecht** (n=45) genutzten Waldbeständen waren im Mittel 5,1 Stöcke pro ha vorhanden. Es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen der flächengewogenen mittleren Anzahl der Stöcke in den genutzten Waldbeständen und im gesamten Untersuchungsgebiet aufgedeckt (t-Test: n.s.). Waldbestände mit über 10 Stöcken/ha wurden abweichend vom Gesamtdurchschnitt signifikant bevorzugt (IRP =

36,0%), während stocklose Bestände nur selten genutzt wurden (IRP = 10,1%; Chi²-Test; p<0,05). Die bevorzugte Nutzung von stockreichen Beständen hing möglicherweise mit der Anlage von "Schmieden" zusammen. Sie waren nämlich häufig auf Baumstümpfen zu finden.

Tab. 6: Durchschnittliche Anzahl der Stöcke in den genutzten Waldbeständen. Die flächengewogene Stockanzahl im Testgebiet betrug 3,4 Stöcke pro ha.

	mittl. Stock- anzahl	Std. Abw.	Max.	Min.	flächen- gewogene Stock- anzah
Grünspecht (n=38)	5,6	4,3	17	0	4,4
Picus viridis					8 (2)
Grauspecht (n=9)	8,8	3,8	14	2	6,9
Picus canus					
Schwarzspecht (n=76)	4,2	4,5	17	0	3,8
Dryocopus martius					
Buntspecht (n=45)	5,1	5,2	25	0	4,9
Dendrocopos major					
Weißrückenspecht (n=31	3.4	3,1	12	0	1,9
Dendrocopos leucotos					
Dreizehenspecht (n=83)	4,0	3.8	19	0	3,4
Picoides tridactylus	119	7.07			77.

Die beiden Erdspechte, der Grünspecht und der Grauspecht hatten bezüglich der Stöcke andere Präferenzen als die übrigen Spechtarten. Der Grünspecht (n=38) nutzte Bestände mit einer durchschnittlichen Anzahl von 5.6 Stöcken/ha. Dabei konnte eine signifikante Differenz zwischen der flächengewogenen mittleren Stockanzahl in den genutzten Waldbeständen und im gesamten Untersuchungsgebiet aufgedeckt werden (t-Test: p<0.05). Der Grünspecht bevorzugte Waldbestände mit größerer Stockanzahl. Er präferierte Bestände mit über 10 Stöcken/ha (IRP = 49,4%; Chi2-Test: p<0,001). Die bevorzugte Nutzung von Waldbeständen mit großer Stockanzahl stand im Zusammenhang mit der Hauptnahrung, die aus Ameisen bestand. Ameisen legen ihre Nester häufig im morschen oder vermoderten Holz alter Stöcke an.

Der Grauspecht (n=9) hatte ein ähnliches Verbreitungsmuster. Aufgrund der wenigen Beobachtungen können die Ergebnisse jedoch nur mit Vorbehalt interpretiert werden. Die vom Grauspecht genutzten Bestände wiesen im Durchschnitt 8,8 Stöcken/ha auf. Er bevorzugte mit einem IRP-Wert von 64,4% Waldbestände mit mehr als 10 Stöcken/ha und kam in stocklosen Beständen nicht vor.

Zusammenfassend kann folgendes festgestellt werden: Mit Ausnahme des stärker spezialisierten Weißrückenspechts nutzten alle Spechtarten die durch menschliche Tätigkeit geprägten Bestände relativ häufig. Im Wald verbliebene Stöcke sind deshalb in Verbindung mit anderen Totholzformen für eine Spechtbesiedelung positiv zu bewerten. Dies zeigte sich vor allem in bezug auf den Grünspecht und den Grauspecht. Bei der Interpretation der Ergebnisse müssen jedoch Einschränkungen berücksichtigt werden. Im Nationalpark wurden die Tallagen früher von Menschen intensiv genutzt. In diesem Bereich des Nationalparks sind deshalb mehr Stöcke vorhanden als in den selten genutzten Hochlagen, in denen das Holz nur schwer zu bringen war. Demzufolge wurden die stockreichen Waldbestände vom Grünspecht und vom Grauspecht stärker genutzt, da diese beiden Erdspechtarten überwiegend in den Tälern vorkamen (vgl. Abb. 10 und Abb. 11).

#### 4.1.3 Diskussion

Spechte zählen mit einigen Ausnahmen allgemein zu den am meisten bedrohten Vogelarten Europas (SHARROCK 1977, WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986). Sie sind an naturnahe Wälder gebunden und verlieren deshalb zunehmend ihren Lebensraum. Über die abnehmende Spechtdiversität in intensiv bewirtschafteten Wäldern Skandinaviens berichtete zuletzt NILSSON et al. 1992. Die aktuelle Situation in Deutschland faßte RUGE (1993a) zusammen.

Spechte sind weiterhin an Totholz gebunden. Die Beziehungen zwischen Totholzangebot und der Spechthäufigkeit bzw., der Brutbiologie und dem Bruterfolg wurden bisher jedoch kaum quantitativ untersucht (WINKLER in verb., SPITZNAGEL & SÜDBECK in litt.).

Die Nutzung der Bäume durch Vögel unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes wurde im Bayerischen Wald von SCHUSTER (1984) bearbeitet. Über die Bedeutung des Totholzes für höhlenbrütende Vogelarten liegen umfangreiche Studien insbesondere aus Nordamerika vor (CLINE et al. 1980, MANNAN et al. 1980, RAPHAEL & WHITE 1984, ZARNOWITZ & MANUWAL 1985).

Der Nationalpark Berchtesgaden bot aufgrund seiner Zielsetzung der Förderung einer natürlichen Waldentwicklung optimale Voraussetzungen für die Untersuchung einiger Vertreter der Familie Picidae. Im Unterschied zu vielen Wirtschaftswäldern waren in diesem Gebiet sehr unterschiedliche Waldstrukturen, sowie ein reichliches und zunehmendes Angebot an Totholz aller Verrottungs- und Altersstufen vorhanden. Nach Angaben der Forstverwaltung (FREYER in verb., RALL 1990) beträgt die Totholzmenge zur Zeit rund 180.000 Efm o.R. Das bedeutet ca. 15% des gesamten Holzvorrates bzw. eine Menge von rund 22.5 Efm o.R./ha. Ungefähr die Hälfte davon ist noch stehend. Die totholzreichsten Gebiete sind nach RALL (1990) reine Fichtenbestände oder Bestände mit führender Fichte hauptsächlich in der Terminalphase. Da sich die Totholzmasse im Nationalpark seit der Durchführung der Waldpflegeplanung (Waldinventur und Forsteinrichtung) mit Stichtag zum 1.1.1987 schätzungsweise bereits um 20% erhöht hat (FREYER in verb.), war eine Korrektur der erhobenen Totholzgrundfläche notwendig. Aus Vereinfachungsgründen wurden nach einer Begutachtung auf die "alte" Totholzgrundfläche im Mittel pauschal 20% zugeschlagen. In den von Stürmen heimgesuchten Fi-Beständen (rein und führend) war die Totholzmenge um 30% und auf allen übrigen Flächen um 10% angestiegen. Eine detailliertere, bestandsweise Differenzierung war aus Zeitgründen nicht durchführbar und für den beabsichtigten Zweck nicht unbedingt notwendig. Eine Zunahme an abgestorbenen Bäumen wurde vor allem in bereits aufgerissenen Waldbeständen beobachtet, die ohnehin schon reichlich Totholz enthielten. Dieser Anteil nahm im wesentlichen proportional zur bereits vorhandenen Totholzmenge zu.

Nach VOSER et al. (1992) beträgt die tote Biomasse in verschiedenen europäischen Urwäldern je nach Entwicklunsstadium mindestens 5% und maximal 60 bis 70%. In den reiferen Altersphasen liegt die tote Biomasse zwischen 10 bis 35%. Totholz ist dabei kein konstanter Habitatparameter (SCHIMITSCHEK 1952, 1953), sondern es unterliegt einer Sukzession vom frisch abgestorbenen bis zum vermoderten Baum. Jedes Zersetzungsstadium beherbergt dabei eine ganz bestimmte Insektengemeinschaft. Untersuchungen in Buchen-Urwäldern in der Slowakei ergaben ein Minimum an Totholzmasse von 30 bis 50 m3/ha und ein Maximum von 210 m³/ha. Die liegenden Stämme bildeten mit 70 bis 90% den größten Volumenanteil an der gesamten Totholzmasse (KORPEL 1992). Eine ähnliche Entwicklung wurde in Bergmischwäldern beobachtet. Im slowakischen Urwaldreservat "Dobroc", das der Waldgesellschaft Abieto-Fagetum angehört, betrug die Masse der abgestorbenen Bäume 230 bis 300 m³/ha bei einem Gesamtvorrat von 720 bis 745 m³/ha (KORPEL in litt.). Zum Vergleich betrug der nach einer 15-jährigen, systematischen Schonung verbliebene Totholzvorrat im naturnah bewirtschafteten Forstbetrieb der Universität München rund 12 m³/ha, d. h. 3,8 % des Derbholzvorrats (BURSCHEL 1992). Nach ALBRECHT (1991) beträgt die Totholzmenge in Urwäldern und in Naturwäldern Europas allgemein 200 bis 500 Fm/ha, wogegen in Wirtschaftswäldern lediglich mit 1 bis 5 Fm/ha zu rechnen ist.

Das Totholz ist vor allem als Nahrungssubstrat für Spechte bedeutsam. Außerdem ist es für die Anlage von Baumhöhlen gut geeignet. Eine besondere Aufgabe erfüllt das Totholz als Resonanzunterlage. Verschiedene Trommelsignale können dadurch wirkungsvoll verstärkt werden. Diese Klangbäume sind dabei vor allem für den Dreizehenspecht (HESS 1983) und für den Grauspecht wichtig (eig. Beob.). BLUME (1993) erwähnte auch die Bedeutug des Totholzes für die Bewältigung verschiedener Konfliktsituationen ("Seelenhaushalt"). Danach können Spechte in Form von Erregungs-, Übersprungshacken oder -trommeln ihre Erregung loswerden.

Tote, stehende Bäume ("snags") bieten den Spechten ein reichhaltiges Nahrungsangebot, welches nach McCLELLAND et al. (1979) eine größere Bedeutung für die Spechtverbreitung hatte als die Möglichkeit für die Anlage von Höhlen, MANNAN et al. (1980) maß dagegen dem stehenden Totholz mehr Bedeutung als geeignetes Substrat für den Höhlenbau bei, da den Spechten in den betreffenden nordamerikanischen Testgsgebiet auch andere Nahrungssubstrate zur Verfügung standen. Die Bedeutung des stehenden Totholzes als Nahrungssubstrat nahm jedoch im Winter aufgrund des beschränkten Nahrungsangebots stark zu. Nach einer Untersuchung von GOEBEL (1989) in Marburg wurden nur 2/2 des Angebots an toten Bäumen genutzt. Dabei entfiel 26% der toten Bäume auf Höhlenbäume. Während Spechthöhlen hauptsächlich in Laubbäumen angelegt wurden, überwogen bei der Nahrungssuche verschiedene Nadelhölzer. Der Zersetzungsgrad der von den nordamerikanischen Spechten Picoides (Syn. Dendrocopus) villosus und Dryocopus pileatus als Nahrungssubstrat genutzten, stehenden Baumleichen war weniger weit fortgeschritten als der Zersetzungsgrad bei den toten Bruthöhlenbäumen (SWALLOW et al. 1988). Die Auswahl der Bruthöhlenbäume unterlag dabei bezüglich der Totholzdimension und des Verrottungszustandes jedoch strengeren Kriterien als die Wahl des Nahrungssubstrats. Nach einer Untersuchung von HOOPER et al. (1991) wurden beispielsweise kernkranke Bäume von der nordamerikanischen Art Picoides borealis für den Höhlenbau bevorzugt.

Mit Ausnahme der Schwarzspechthöhlen wurden alle besetzten Höhlen der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden in absterbenden oder toten Bäumen gefunden. Auf solche Stämme trommeln die meisten Specht-

arten bevorzugt. Ihre Eignung für den Höhlenbau wird vermutlich anhand der Resonanz des Holzes erkannt (CONNERS et al. 1976). Nach ZAHNER (1993) wurden für den Höhlenbau bereits durch Pilze angegriffene und damit weiche, leichter zu bearbeitende Bäume bevorzugt. Lediglich der Schwarzspecht legt seine auch in kerngesunden Stämmen Höhlen (JAMNICKÝ 1982, CUISIN 1988). Dies wird jedoch von manchen Ornithologen angezweifelt (BLUME 1991). SCHMID (1988) ermittelte in einem bayerischen Naturwaldreservat, daß 49% aller Baumhöhlen in äußerlich völlig gesund erscheinenden Bäumen angelegt wurden. Fast 40% der Höhlen wurden in Bäumen festgestellt, bei denen mehr als 90% des Gesamtvolumens tot war. Die Methodik der Höhlenerfassung ist allerdings problematisch. Denn die vom Boden durchgeführte, okulare Einschätzung kann nach SCHMID (1988) mit erheblichen Fehlern behaftet sein. Nicht alle Höhlen, die als solche angesprochen werden, waren nämlich auch tatsächlich nutzbar (eigene Beobachtungen, BRÜNNER-GARTEN 1992, ZAHNER 1993). Nach ZAHNER (1993) betrug der Anteil von nicht nutzbaren, nur angehauenen oder mit Wasser gefüllten Höhlen 25% der Gesamthöhlenanzahl. Der Bau einer neuen Nesthöhle dauert je nach Spechtart wenige Wochen. Dabei können z. B. beim Schwarzspecht bis zu 10.000 Holzspäne anfallen (CUISIN 1988). Verlassene Spechthöhlen dienen vielen anderen Organismen als Zufluchtsort, Schwarzspechthöhlen haben dabei aufgrund ihrer Größe eine besondere Bedeutung, da sie häufig von seltenen Arten, wie z. B. der Hohltaube (Columba oenans) und dem Rauhfußkauz (Aegolius funereus) genutzt werden (JOHNSSON et al. 1993). Einige Naturschutzkonzepte zielen deshalb auf den Erhalt von vorhandenen Schwarzspecht-Höhlenzentren (WEISS 1991). Der Wert des Totholzes in einem süddeutschen Raum lag nach UTSCHICK (1991) überwiegend in der Differenzierung der Waldstruktur ("Lichtschachteffekt") bzw. in der Nutzung als mögliche Nahrungsquelle.

In Wirtschaftswäldern unserer Breiten fällt das Totholz häufig durch Windwurf, Käferfraß usw. lokal konzentriert bzw. "geklumpt" an (UTSCHICK 1991). Im Nationalpark Berchtesgaden, der erst seit 15 Jahren bzw. seit 1978 besteht, ist noch von einem derartigen Verteilungsmuster auszugehen (RALL 1990). Der Unterschied besteht derzeit vor allem in der Menge des vorhandenen Totholzes, denn im Nationalpark wird das Totholz in der Regel dem Stoffkreislauf des Waldökosystem nicht mehr entnommen. Auf die Totholzverbreitung reagierten nach UTSCHICK (1991) am stärksten die Großspechte, wie Grauspecht und Schwarzspecht. Der kleinere Buntspecht wurde davon nur mäßig in seinem Vorkommen beeinflußt. Das liegende Totholz wurde von den größeren Spechtarten genutzt. Die Attraktivität der Waldbestände für den Buntspecht, den Weißrückenspecht und den Dreizehenspecht wurde in den Chiemgauer Alpen durch eine Totholzzunahme und größere Altholzanteile erhöht (KAISER 1990).

Die Streitfrage nach einem Mindest-Prozentanteil von Totholz im Wald für den Artenschutz ist heutzutage höchst aktuell (POPP 1989, ZERLE 1989, AMMER 1991). In mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern empfehlen UTSCHICK (1991) und AMMER (1991) langfristig einen Starkholzvorrat von 5 bis 10 Fm/ha bzw. in Altbeständen 1 bis 2% der Stammzahlen, möglichst als Laubholz anzustreben. Die Hälfte davon sollte stehend bleiben. PFARR (1990) und PFARR & SCHRAM-MEL (1991) stellten in ihrer Untersuchung im Wirtschaftswald vorläufig fest, daß eine Anreicherung der Bestände mit (Fichten)-Totholz bei Beachtung der Phänologie der Borkenkäfer kein erhöhtes Forstschutzrisiko bedeutet. Nach SCHERZINGER (1993) ist die ökologische Bedeutung von Totholz für die Spechte keine Frage der absoluten Quantität als vielmehr eine Frage der Proportion und Verteilung. Seitens der Forstwirtschaft (ZERLE 1989, 1992) wird noch gelegentlich argumentiert, daß Totholz ausreichend in Wirtschaftswäldern liegen bleibt. Es wird jedoch oft verkannt, daß dieses Totholz vor allem aus schwachen Dimensionen besteht, die als unverkäufliches Holz bei Durchforstungen anfallen. Im naturnah bewirtschafteten Forstbetrieb der Universität München machten die liegenden und stehenden Stämme bis 15 cm BHD rund 3/4 der Gesamtanzahl der toten Bäume aus (BUR-SCHEL 1992). Ein derartiges Totholzangebot wird von den Spechten nicht genutzt. Auch für andere Organismen, wie z. B. für Käfer bieten tote Schwachhölzer nur wenige Lebensräume (KÖHLER 1991). Im Nationalpark Berchtesgaden wurde festgestellt, daß alle Spechtarten abweichend vom durchschnittlichen Totholz-BHD im Testgebiet selektiv Bestände mit höherem Totholz-BHD aufsuchten. Die genutzten, abgestorbenen Nahrungsbäume, auf die im Kap. 4.2.3.2.1 ausführlich eingegangen wird, hatten dabei im Durchschnitt einen noch viel höheren BHD als die toten Bäume in den umliegenden Beständen. Die Untersuchungen anderer Autoren an Brut- und Schlafhöhlenbäumen brachten ähnliche Ergebnisse. Die nordamerikanische Spechtart Dryocopus pileatus nutzte beispielsweise als Brut- und Schlafhöhlenbäume vor allem Tothölzer mit einem BHD von 85 cm bzw. 84 cm während die umliegenden abgestorbenen Bäume lediglich einen BHD von rund 17 cm hatten (BULL 1987), Nach UTSCHICK (1991) sind für Vögel tote Bäume allgemein erst mit mehr als 25 cm BHD attraktiv.

# Vergleich der Habitatansprüche mit den bisherigen Erkenntnissen

Die Besiedelung laubholzreicher Waldbestände durch den Weißrückenspecht ist allgemein bekannt. Die Nutzung anderer Habitate kann jedoch regional sehr unterschiedlich sein. Dies trifft allgemein auch für die Habitatnutzung anderer Spechtarten. Nach Auskunft von ZUNA-KRATKY (in verb.) kommt der Weißrückenspecht beispielsweise im Wienerwald in Bu-Hallenbeständen vor. Reine Bu-Bestände werden außerdem in

den Abruzzen und in Ungarn (BANKOVICS 1973, TAS-SI 1976 beide zit. in SCHERZINGER 1982) genutzt. In den West-Karpaten (Polana Gebirge, Mittelslowakei) besiedelt diese Spechtart zu 90% lichte, 90 bis 200 Jahre alte Bu-Bestände mit einer geringen, ca. 8%igen Beimischung aus Ta und Fi (KRIŠTÍN in litt.). Auch in den Beskiden (Mähren) bevorzugt der Weißrückenspecht nach eigenen Beobachtungen sehr laubholzreiche Bergmischwälder mit Fl und Ta. Der typische Habitat des Weißrückenspechts in den Pyrenäen ist der Ta-Bu-Wald (PURROY 1970). WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ (1986) registrierten im Nationalpark Bialowieza eine hohe Präferenz bei der Nutzung von Bruchwäldern. Unterschiedliche Ergebnisse stammen aus Norwegen. Nach HOGSTAD (1978) werden bevorzugt Nadelwälder besiedelt. HALAND & UGELVIK (1990) zählen küstennahe Kie-Wälder mit Laubholz zu den besten Habitaten. Aspe und Birke (Betula sp.) gehören dabei zu den bevorzugten Brutbäumen (HAGVAR et al. 1990). Eingehende Untersuchungen von STENBERG (1990) und STENBERG & HOGSTAD (1992) ergaben, daß in Norwegen Laubholzbestände aus Moorbirke und Grauerle (Alnus incana) bevorzugt werden. Nach anderen Beobachtungen brütet der Weißrückenspecht auch in Nadelholzbeständen. Dabei werden stets steile Hänge mit südlicher und südöstlicher Exposition bevorzugt. Ausgedehnte Moorbirken-Wälder (Betula pubescens) mit viel Totholz bilden den charakteristischen Lebensraum des Weißrückenspechts in Ostfinnland (PYNNÖNEN 1939). Im Nationalpark Berchtesgaden lagen die meisten Aufnahmen in nördlichen bzw. nordöstlichen Expositionen. Im Nationalpark Bayerischer Wald bevorzugte der Weißrückenspecht sonnige Hanglagen zwischen 900 und 1.100 m ü.NN inmitten buchen- und totholzreichen Sekundärwäldern, die jedoch eine ausreichende Anzahl an größeren, alten Naturwaldparzellen aus Fi, Ta und Bu aufweisen mußten (SCHERZINGER 1982). Die besten Habitate bildeten in Schweden laubholzreiche Wälder aus typischen, nördlichen Mischbaumarten, wie Aspe (Populus tremula), Birke (Betula sp.), Salweide (Salix caprea), Schwarzerle (Alnus glutinosa) und Grauerle (AULÉN 1993).

Die vier in Japan lebenden Subspecies des Weißrückenspechts, wie beispielsweise Dendrocopos leucotos subcirris oder Dendrocopos leucotos steinegeri gehören zu den häufigsten Spechtarten in den subarktischen und subalpinen Nadelwäldern dieser Region (ISHIDA 1990a).

RUGE & WEBER (1974a) charakterisierten den Lebensraum im nördlichen Alpenraum als einen laubholzreichen, alpinen Bergmischwald aus Fi, Bu und Ta (BAh, Bergulme, *Ulmus glabra*). Solche Bestände wiesen infolge von Lawinen und Steinschlag viel Fallholz auf. Als Brutbäume dienten fast ausschließlich Laubbäume (RUGE & WEBER 1974a). FRANZ (1937) und MURR (1975/77) beschrieben als Habitat in den Alpen steile, z. T. flachgründige Mischwälder aus Bu, BAh, Es, die durch Windwurf und Steinschlag geschädigt waren. In den Chiemgauer Alpen hatten die Optimal-

habitate einen Laubholzanteil (Bu) von 75 bis 100% (KAISER 1990). Die bevorzugten Waldbestände hatten einen räumigen Kronenschluß und lagen an sonnseitigen Hängen. Die Attraktivität für den Weißrückenspecht nahm mit zahlreichen, kleinen Lücken im Bestandsgefüge zu.

Die Verbreitung des Weißrückenspechts ist in hohem Maße von einem großen Angebot an altem Totholz abhängig (SARKANEN 1974 zit. in STENBERG 1990, SCHERZINGER 1982). Nach SCHUBERT (1969) und FRANZ (1937) waren besonders am Boden liegende, vermoderte Stämme wichtig. Dies hängt mit der spezialisierten Ernährungsweise des Weißrückenspechts zusammen. Der Mangel an solchen Standorten führt europaweit zur zunehmenden Gefährdung dieser anspruchsvollen Spechtart (SHORT & HORNE 1990, STENBERG 1990). Als wichtigste Gefährdungsursache wird die Forstbewirtschaftung angesehen, die derartige Standorte mit Totholz nicht duldet (WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ 1986, TIAINEN & ALANKO 1989, AULÉN 1993). Nach SHARROCK (1977) ist der Weißrückenspecht die seltenste europäische Spechtart. In der Taiga von Schweden besteht bereits akute Gefahr des Aussterbens (ANGELSTAM 1990). Die Verbreitung in Deutschland beschränkt sich heute im wesentlichen auf den Alpenraum und auf das bayerisch-tschechische Grenzgebirge (SCHERZINGER 1982).

Die ursprüngliche Verbreitung des Schwarzspechts war vermutlich auf die Misch- und Koniferenwälder der montanen und borealen Ökosysteme beschränkt. Kiefernwälder waren nach GLUTZ & BLOTZHEIM (1980) besonders präferiert. Erst mit dem Übergang der Forstwirtschaft zum schlagweisen Hochwald breitete sich der Schwarzspecht auch in den Auwäldern im Flachland aus (CONRADS 1962, MÜLLER 1977). Eine der Ursachen war vermutlich die Introduktion der bevorzugten Brutbaumart, nämlich der allochthonen Buche. Die glattrindigen und hochstämmigen Buchenstämme erschlossen dem Schwarzspecht unter anderem auch die Laubwälder der Auen (SPITZNAGEL 1990). BRÜNNER-GARTEN (1992) wertete beispielsweise 2.955 Höhlenbäume des Schwarzspechtes in Nordbayern aus und konnte in 66% der Fälle die Buche als Brutbaumart ermitteln. Heute deckt sich die Hauptverbreitung des Schwarzspechts in Mitteluropa mit den Buchenvorkommen (SCHERZINGER 1982). Die höchsten Siedlungsdichten gibt es demzufolge in Bergmischwäldern der montanen Stufe und in Eichen (Quercus sp.) -Kie-Wäldern des Hügellands. Der Schwarzspecht findet sich jedoch in sehr vielfältigen Waldgesellschaften unterschiedlicher Höhenlage ein (GLUTZ & BLOTZHEIM 1980), Nach LANG & ROST (1990) lagen die optimalen Habitate in 120- bis 180jährigen, langschaftigen Bu-Beständen. Im Bayerischen Wald lagen die bevorzugten Gebiete deutlich zwischen 700 und 900 m ü.NN mit einer ausgeprägten, saisonalen Verschiebung. Der relevante Biotop war dort ein gemischter Hallenbestand über 80 Jahre bzw. ein naturnah aufgebauter Bergmischwald (SCHERZIN-GER 1982). Im nadelholzreichen Nationalpark Hohe Tatra (Slowakei) besiedelte der Schwarzspecht vor allem die Höhenstufe zwischen 750 und 1.050 m ü.NN. Darüber gelegene Gebiete wurden nur sporadisch frequentiert (JAMNICKÝ 1982), da dort die im Holz lebenden Ameisenarten nicht mehr vorkamen. Diese Ameisenarten zählten zu den wichtigsten Beutetieren.

Der Grauspecht und der Grünspecht profitieren nach SPITZNAGEL (1990) allgemein von der kleinflächigen Holznutzung, wie beispielsweise von der Plenterung oder vom Kleinkahlschlag mit anschließender Bepflanzung. Der offene Schlußgrad ist dabei viel wichtiger als die Baumartenzusammensetzung. Der Grünspecht zeigte in mehreren Untersuchungen eine ausgesprochene Bindung an anthropogene Habitate, wie z. B. Obstgärten und Streuwiesen (SPITZNAGEL 1990, RUGE 1993a). Mit einem fortschreitenden Schwund dieser Lebensräume in der Schweiz nimmt auch die Besiedelung durch den Grünspecht ab (SCHMID 1993). Der Grauspecht ist nach SCHERZINGER (1982) ein typischer Vogel des Bayerischen Waldes. Er kommt dort in der Brutzeit überwiegend in den talnahen Bereichen bis 1.100 m ü.NN vor. Im Jahresverlauf nutzte er jedoch auch andere Höhenstufen. Der Grauspecht bevorzugt im Bayerischen Wald die durch menschliche Tätigkeit entstandenen Lebensräume, die einen reichen Wechsel zwischen halboffenen Flächen und Altholzinseln bieten, wie beispielsweise Altholzkomplexe an nah gelegenen Ortschaften oder ortsnahe Rodungsinseln. Er besiedelt dort aber auch naturnahe, lückige und sonnige Altholzkomplexe der Bergmischwaldstufe. Die Geschwisterart, der Grünspecht wurde im Bayerischen Wald hauptsächlich in einer Höhenstufe zwischen 700 und 800 m ü.NN beobachtet. Sein typischer Lebensraum wurde charakterisiert als eine von Wiesenflächen mosaikartig durchbrochene Waldlandschaft mit lückigen Althölzern. Daher ist der Grünspecht vornehmlich in einer extensiven Kulturlandschaft zu finden (SCHERZINGER 1982).

Forstliche Maßnahmen beeinflussen dagegen die Dichte und die Habitatnutzung des Buntspechts negativ. Obwohl der Buntspecht weder an eine bestimmte Baumart noch an einen bestimmten Waldtyp gebunden ist und ökologisch vielseitig bzw. als Generalist gilt, lag seine Siedlungsdichte z. B. in alten, naturnahen Beständen im Auwald 6 bis 10 mal höher als in gepflegten Wäldern (SPITZNAGEL 1990). Die besetzten Höhlen waren in solchen besonders geeigneten Waldbeständen häufig nur zwischen 60 und 100 m voneinander entfernt. Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Buntspechts lag in den Nadelwäldern des Taigagürtels. Er findet jedoch heute sein Optimum in artenreichen Laubholzwäldern (SCHERZINGER 1982). In Schweden ist der Buntspecht häufiger in forstlich unbewirtschafteten Wäldern als in bewirtschafteten Forsten verbreitet (ANGELSTAM 1990). In einer Studie wurde dort die Abundanz in einer reinen Waldlandschaft und in einer klein strukturierten Kulturlandschaft, charakterisiert durch Wechsel von Wald, Weide und Siedlungen, untersucht. Danach erreichte der Buntspecht in der Kulturlandschaft eine größere Siedlungsdichte (HANSSON 1992). Die Aspe war dabei eine wichtige Mischbaumart. Ein anderes Beispiel aus dem Nationalpark Bialowieza (Polen) beschrieben WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ (1986). Der Buntspecht war in den dortigen Bruchwäldern aus Esche und Grauerle mehr als doppelt so häufig anzutreffen als in Koniferenwäldern. Im Nationalpark Bayerischer Wald bevorzugte der Buntspecht geschlossene Wälder in einer Höhe von 800 bis 900 m ü.NN. Der Verbreitungsschwerpunkt lag zur Brutzeit mit 72% im Bereich des reich gegliederten Bergmischwaldes, wobei mit abnehmendem Altholzanteil auch die Spechtdichte sank (SCHERZINGER 1982). Nach Untersuchungen in den Chiemgauer Alpen fand der Buntspecht beste Bedingungen in über 130-jährigen Waldbeständen. Er hatte dort sein Optimum in laubholzreichen, strukturierten Bergmischwäldern mit offenem Kronendach und mehreren, stehenden toten Bäumen (KAISER 1990).

Der Dreizehenspecht ist ein typischer Bewohner von ausgedehnten borealen Nadelwäldern (CRAMP Hrsg. 1985, GLUTZ & BAUER 1980). Die verinselten Populationen südlich von diesem Verbreitungsareal gelten als glaziales Relikt (VOOUS 1962 zit. in HUDEC Hrsg. 1983). Einige Ornithologen vermuten jedoch ursprünglich einen anderen Lebensraum als Nadelwald (AN-GELSTAM 1990, SAEMANN in verb.). Der wichtigste Faktor für die Regenerierung des Taigawaldes war ein in 90- bis 100-jährigen Intervallen immerwiederkehrender Waldbrand (HÖGBOM 1934, ZACHRISSON 1976 beide zit. in ANGELSTAM 1990). Die anschließenden Sukzessionsstadien mit verbleibendem Totholz und Pionierlaubbauamarten waren die ursprünglichen Verbreitungsebiete des Dreizehenspechts (ANGELSTAM 1990). Da Waldbrände heute in der Taiga seltener geworden sind, entstehen auch derartige Habitate nicht mehr. Der Dreizehenspecht konnte sich relativ erfolgreich an diese Änderung anpassen, andere Spechtarten, wie z. B. der Weißrückenspecht oder der Kleinspecht (Dendrocopos minor) jedoch nicht. Sie verschwinden deshalb zunehmend aus der schwedischen Taiga (ANGELSTAM 1990). Diese Theorie wird auch durch die Beobachtung von WESOLOWSKI & TOMIA-LOJČ (1986) in Polen gestützt. Dort zog der Dreizehenspecht Bruchwälder, die aus Esche und Erle bestanden den Nadelwäldern vor.

Im nadelholzreichen Erzgebirge, wo infolge des "Waldsterbens" relativ viel Totholz vorhanden ist kommt er beispielsweise nicht vor (eig. Beobachtungen, MÖCKEL, SAEMANN, beide in verb.). Ähnlich ist die Situation im Harz (SCHERZINGER 1982). Dagegen besiedelt der Dreizehenspechts infolge des "Waldsterbens" gegenwärtig den Schwarzwald wieder (RUGE 1993a, SPITZ-NAGEL in verb.).

Die wichtigsten Requisiten im Biotop dieser Spechtart sind allgemein Fichten, Totholzreichtum und ein lückiger Stand (JAMNICKÝ 1982, SCHERZINGER 1982). Die Tanne soll neben der Fichte ein besonders reiches Nahrungsangebot bieten. Dies konnte jedoch im Nationalpark Berchtesgaden nicht bestätigt werden. Die wirtschaftlich genutzten Bestände im Bayerischen

Wald erhöhen nach SCHERZINGER (1982) die Attraktivität des Waldes für den Dreizehenspecht nicht. In Berchtesgaden wurden jedoch signifikant häufiger Bestände mit alten Baumstümpfen genutzt als naturnahe bzw. wirtschaftlich kaum genutzte Waldbestände ohne Stöcke. RUGE (1974) hob die Bedeutung der Lawinenschneisen und Schneebruchlöcher hervor. Auch schattige Hänge mit Baumflechtenbewuchs wurden nach seinen Beobachtungen bevorzugt genutzt. LANZ (1950) bezeichnete lichte, subalpine Nadelwälder zwischen 1.400 und 1.800 m ü.NN als günstige Verbreitungsgebiete in der Schweiz. Abgestorbenen Fichten hatten dort stets eine hohe Bedeutung.

Die Verbreitungsschwerpunkte im Bayerischen Wald lagen zwischen 1.100 und 1.300 m ü.NN (SCHERZIN-GER 1982). Sie spiegelten vor allem die Verbreitung der Fichte wieder. Die Höhenverbreitung schwankte mit der Waldgrenze. BEZZEL & LECHNER (1978 zit. in SCHERZINGER 1982) gaben für das Werdenfelser Land beispielsweise 850 bis 1.650 m ü.NN an. RUGE (1974) ermittelte im Engadin im Durchschnitt 1.650 m ü.NN und betonte die Bedeutung der Fi-Beimischung für den Dreizehenspecht. Im Kanton Schwyz (HESS 1983) bestand das Optimalhabitat aus Fi-Beständen mit einem BHD von 20 bis 50 cm und aus Latsche. Die Verbreitung des Dreizehenspechts wurde dort vor allem durch das Vorkommen der mit Borkenkäfern und Bockkäfern befallenen Bäume bestimmt. Die am häufigsten besiedelte Höhenzone lag zwischen 1.300 und 1.500 m ü.NN. Im Eisenerzer Raum in der Steiermark zählten fast reine, gleichaltrige und ungestufte Fi-Forste zum typischen Habitat des Dreizehenspechts (RUGE & WEBER 1974b).

# 4.2 Ernährungsökologische Aspekte der Spechtverbreitung

Die Austattung eines Gebietes mit verschiedenen Nahrungsquellen (trophische Faktoren) stellt neben einem ausreichenden Angebot an möglichen Brutplätzen und Deckungsmöglichkeiten (biotische Faktoren) die wichtigste Voraussetzung für eine Besiedelung der Landschaft durch Spechte dar. Der große Eiweißbedarf der Spechte wirkt sich dabei auf die Wahl des Lebensraumes bzw. der Nahrungssubstrate aus, die eine hohe Arthropodenabundanz aufweisen müssen. Die drei wichtigsten Glieder der trophischen Faktoren, nämlich Art und Menge der Nahrung, ihre Valenz und der Nahrungserwerb werden im folgenden Kapitel näher analysiert.

# 4.2.1 Nahrungsspektrum

Bei den Spechten schließt sich in der Regel an das Suchen und Finden der Nahrung eine Prüfung der Brauchbarkeit an. Sie löst, sofern das Prüfergebnis positiv ist, die Annahme aus. Es stellt sich die nächste Frage nach der Art und der Menge, sowie der Valenz

der Beute. Ein sehr vielfältiges Beuteangebot in den natürlichen Waldentwicklungsstadien eines Nationalparks konnte auch hier einen Aufschluß über die Präferenzen bestimmter Beutearten liefern.

# Kotanalysen

Die Ernährung der untersuchten fünf Spechtarten wurde mit Hilfe von Kotprobenanalysen studiert. In der Zeit vom 10. März bis 24. November 1992 konnten insgesamt 292 Kotreste der Spechte aus drei Untersuchungflächen gewonnen werden. Die offensichtlich durch Beschädigung bzw. Bruch unvollständigen Reste und ggf. zweifelhafte oder unbestimmbare Kotstücke mit wenig Gehalt an sklerotisierten Teilen, wurden von der Auswertung ausgeschlossen. In die Nahrungsanalysen wurden somit nur 244 Kotproben aufgenommen, die sich wie folgt auf die einzelnen Spechtarten verteilten: Buntspecht n=79, Dreizehenspecht n=79, Grünspecht n=41, Weißrückenspecht n=10, Schwarzspecht n=35. Die Kotreste waren mit unterschiedlichen Nahrungsresten gefüllt, wie Beutetiere, pflanzliche Teile oder verkalkte und harte Partikel der Organismen. Sie enthielten in manchen Fällen, in denen der Kot nicht mehr ganz frisch war, bereits einige Vertreter der detritophagen Insektenfauna. Die Detritophagen erschienen im Kot sekundär als Kotfresser. In den untersuchten Kotproben des Dreizehenspechts wurden beispielsweise ein Individuum aus der Gattung Protura und fünf Collembolen gefunden. Neun Collembolen wurden in den Nahrungsresten des Schwarzspechts nachgewiesen und ein Exemplar aus der Gattung Isopoda beim Buntspecht. Die verkalkten und harten Teile der Organismen (Diplopoda-Skelettringe, Gastropoda-Schalen, Samenschalen) dienten den Spechten offenbar als Gastrolyten zur Erleichterung der Verdauung.

Die Kotballen einzelner Spechtarten unterschieden sich hinsichtlich der Größe, der Struktur und des Exkrement-Harnsäure-Verhältnisses (Abb. 31 bis 35). Das Kotvolumen bei den verschiedenen Spechten war mit einer Ausnahme (Weißrückenspecht vs. Grünspecht – ONEWAY: STUDENT-NEWMAN-KEULSTest: n.s.) signifikant verschieden (Varianzanalyse ONEWAY: p<0,0001 bzw. ONEWAY: STUDENT-NEWMAN-KEULS-Test: p<0,05). Eine eindeutige Zuordnung nur anhand der o. g. Merkmale ("Bestimmungsschlüssel"), wie sie z. B. von KNEITZ (1964 zit. in GOEBEL 1989) beschrieben wurde, kann jedoch trotzdem nicht empfohlen werden, da die Struktur, vor allem aber Größe und Volumen relativ weit streuten.

Einige Parameter des Spechtkots sind in der Tab. 7 zusammengefaßt. Der größte Kot wurde mit 2.217,8 mm³ regelmäßig beim Schwarzspecht gefunden (Abb. 31). Er enthielt im Mittel 122,6 Beutetiere und selten eine unbestimmbare Anzahl pflanzlicher Teile. Der Kot des Dreizehenspechts war durchschnittlich 988,4 mm³ groß und enthielt im Mittel 46,5 Beutetiere, sowie

Tab. 7: Anzahl der Beutetiere und durchschnittliches Volumen des Spechtkots.

	Volumen (mm³)				Beutetiere (n)			
	Mittel	StdAbw.	Max.	Min.	Mittel	StdAbw.	Max.	Min.
Grünspecht (n=41) Picus viridis	1486,8	542,2	3020	648	98,8	52,3	235	21
Schwarzspecht (n=35) Dryocopus martius	2217,8	702,4	3746	1095	122,6	120,2	701	0
Buntspecht (n=79) Dendrocopos major	792,1	407,6	2000	180	12,3	19,2	74	0
Weißrückenspecht (n=10 Dendrocopos leucotos	)1758,7	539,2	2500	790	78,7	46,6	161	20
Dreizehenspecht (n=79) Picoides tridactylus	988,4	510,4	2290	130	46,5	34,1	170	6

selten eine unbestimmbare Beimischung pflanzlicher Teile (Abb. 32). Der **Weißrückenspecht** hatte ein Kotvolumen von 1.758,7 mm³ und sein Kot erhielt im Mittel 78,7 Beutetiere, sowie manchmal ebenfalls eine unbestimmbare Anzahl pflanzlicher Teile (Abb. 33). Das Volumen eines Kotballens des **Grünspechts** (Abb. 34) lag bei 1.486,8 mm³ und es wurden darin durchschnittlich 98,8 Beutetiere gefunden. Pflanzliche Reste konnten nur selten entdeckt werden. Der **Buntspecht** hatte mit 729,1 mm³ den kleinsten Kot. Er enthielt durchschnittlich 12,3 Beutetiere und sehr häufig pflanzliche Reste, vor allem Zapfensamen (Abb. 35).

Insgesamt wurden signifikante Unterschiede zwischen der stark schwankenden Anzahl der Beutetiere im Kot der verschiedenen Spechtarten nachgewiesen (Varianzanalyse ONEWAY: p<0,0001). Bei der Einzelbetrachtung konnte jedoch für folgende Arten kein signifikanter Unterschied aufgedeckt werden: 1) Weißrükkenspecht im Vergleich zum Dreizehenspecht, Grünspecht und Schwarzspecht sowie 2) Grünspecht im Vergleich zum Schwarzspecht (ONEWAY: STUDENTNEWMAN-KEULS-Test: n.s.). Alle übrigen einzeln durchgetesteten Kombinationen ergaben bedeutsame Unterschiede bezüglich der Anzahl der Beutetiere.

## Animalische Nahrung

Spechte benötigen viel Protein und sind daher in hohem Maße auf animalische Nahrung angewiesen. Sie gelten allgemein als Zoophagen.

Aus 79 Kotproben vom **Buntspecht** wurden 973 Beutetiere gewonnen. Sie wurden ca. 35 Arten aus 16 Familien und 9 Ordnungen zugeordnet (Tab. 8). Somit wurde beim Buntspecht die größte Nahrungsvielfalt im Vergleich zu den übrigen untersuchten Spechtarten ermittelt. Zu den eudominanten Beutetieren gehörten Imagines der Ameisen, *Formica sp.* mit 66,7% der animalischen Nahrungskomponente und zu den dominanten die Imagines des Buchdruckers (*Ips typographus*)

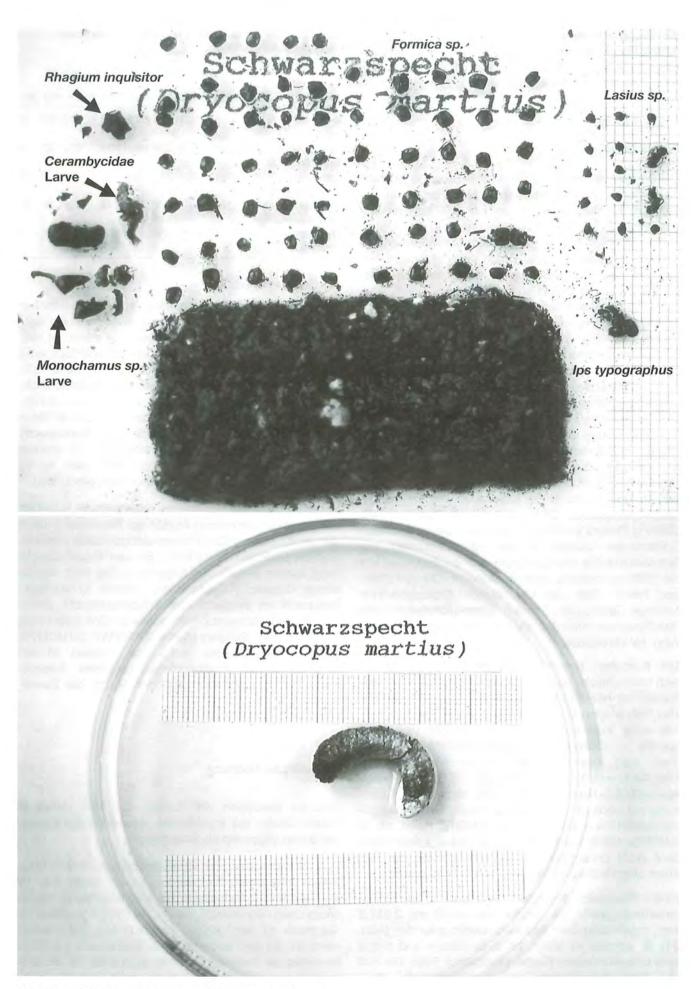


Abb. 31: Kotprobe eines Schwarzspechts (Dryocopus martius).

mit 28,0%, Vertreter aus der Familie Formicidae wurde signifikant am häufigsten verzehrt (Chi²-Test: p<0,0001). In der Abb. 35 ist der Inhalt einer Kotprobe dargestellt. Neben der unsortierten Masse der Beutetiere (rechts im Bild) sind auf diesem Foto zwei lange Cerambycidae-Larven (links oben und in der Bildmitte) und mehrere Köpfe der Formica- (links) sowie Lasius-Ameisen (unten auf dem Millimeter-Papier) zu sehen. Unter den Köpfen der Formica-Ameisen befindet sich auch ein fast vollständig erhaltener, unverdauter Körper dieser Art.

In 79 Kotproben des Dreizehenspechts wurden 3.677 Beutetiere gefunden, die zu ca. 30 Arten, 15 Familien und 7 Ordnungen gehörten. Die wichtigste Rolle in seiner Ernährung spielten Borkenkäfer (Scolytidae) und ihre Larven (Chi<sup>2</sup>-Test: p<0,0001), wobei der Buchdrucker mit 88,5% der Beutetiere überwog (Tab. 8). Ameisen, Formica sp. (Imagines) gehörten zu den dominanten Nahrungskomponenten (6,7% der Beutetiere), waren jedoch weniger bedeutend als bei den anderen Spechtarten. Andere Insekten, (Cerambycidae, Diptera-Larven u. a.) kamen nur gelegentlich in der Nahrung vor. In einer zerlegten Kotprobe (Abb. 32) sind einige Flügeldecken (rechts oben) und Köpfe bzw. Thoraxteile der Borkenkäfer zu sehen (Mitte rechts und rechts unten). Eine noch unsortierte Masse verschiedener Beutetiere befindet sich links im Bild.

Das Nahrungsspektrum des Grünspechts (Tab. 8) wies die geringste Mannigfaltigkeit auf. In 41 Kotproben wurden 4.050 Beuteobjekte aus 13 Arten, 6 Familien und 4 Ordnungen gefunden. Die wichtigste Rolle spielten verschiedene Ameisenarten (Chi2-Test: p< 0,0001), überwiegend aus der Gattung Formica sp., die 61,8% der Beutetiere ausmachten, Lasius sp. mit 29,3%, Myrmica sp. mit 7,7%, weniger die großen Ameisenarten der Gattung Camponotus sp., deren Anteil 1,2% betrug. Eine beispielhaft zerlegte Kotprobe ist in der Abb. 34 dargestellt. Im Bild sind neben der unsortierten Masse der Beutetiere (links) auch Köpfe verschiedener Ameisenarten zu sehen. Von oben nach unten eingruppiert handelt es sich um Köpfe der Gattungen Formica sp. (rechts oben), Lasius sp. (Mitte rechts) und Myrmica sp. (rechts unten).

Borkenkäfer und andere Wirbellose waren bei dieser Art weniger von Bedeutung. Dies war vermutlich auf die Ernährungsstrategie des Grünspechts zurückzuführen, denn er suchte seine Beute häufig in Ameisenhaufen.

Ähnlich wie der Grünspecht gehörte auch der Schwarzspecht zur Gruppe der Myrmecophagen (Tab. 8). In seiner Nahrung waren aber auch andere Insekten, hauptsächlich der Buchdrucker mit einem Anteil von 7,1% von Bedeutung. Aus 35 Kotproben konnten 4.291 Beuteobjekte bzw. 20 Arten aus 11 Familien und 6 Ordnungen bestimmt werden. Zu den Eudominanten gehörten Imagines der Ameisen aus den Gattungen Formica sp. (61,5% der Beutetiere) und Lasius sp. (10,7%). Die Große Roßameise (Camponotus sp.) hingegen gehörte zu den Eudominanten nur

Tab 8: Zusammensetzung der Spechtnahrung im Nationalpark Berchtesgaden. L-Larve, P-Puppe, N-Anzahl der Nahrungsobjekte, V%-relatives Volumen, F%-relative Frequenz, I%-Bedeutungsindex, +-Anzahl unbestimmbar.

		Dendroo	tspecht copos m = 79)		Dreizehenspecht Picoides tridactylus (n = 79)					
Nahrungsart	N	V%	F%	1%	N		F%	19		
Gastropoda	1	0,15	1,27	0,45						
Araneidae	2	0,03	1,27	0,41						
Chilobius sp.	1	0,11	1,27	0,44						
Forficula auric.	1	0.04		0,42						
Aphidoidea	1	100	1.27	0,41						
Raphidioptera L					2	0,06	2,53	0,9		
Coleoptera					1		1,27	0,4		
Carabidae	16	2,11	10,13	3.87		0,00	1,144	011		
Carabidae L	1	12.100	1,27	0.87						
Carabus sp.	1		1,27	0,62	1	0,21	1,27	0,5		
Pterostichus sp.	6		6,33	2,15	3		1,27	0,5		
Staphylinidae	U	0,00	0,00	2,10	1	0,03	1,27	0,4		
Elateridae L	1	0,03	1 27	0.41	1			0,4		
	0.	0,03	1,27	0,41	1	100	1,27			
Cerambycidae		0.40	0.00	d nr			1,27	0,4		
Cerambycidae L	6	0,42	3,80	1,35	15		5,06	2,2		
Rhagium inquisitor	4	0.45	4.69	5 IF	4	0,96	2,53	1,2		
Rhagium sp. L	1	0,15	1,27	0,45	1	0,08	1,27	0,4		
Bostrychidae		200	Vale	0.00	1	0,12	1,27	0,4		
Curculionidae	1		1,27	0,42						
Otiorrhynchus sp.	11	1,34	10,13	3,66	-3	0,32	2,53	1,0		
Byrrhus sp.	1	0,15	1,27	0,45						
Scolytidae	2	1,01	2,53	1,13	9	0,21	6,33	2,3		
Scolytidae L					139	1,01	3,78	1,7		
lps typographus	267	9,13	27,85	11,82	3100	81,30	96,20	63,1		
lps sp.	4	0,05	2,53	0,83	100	4,48	6,33	3,8		
Polygraphus sp.	1	0,01	1,27	0,41						
Hylurgops sp.					6	0,04	1,27	0.4		
Hylurgus sp.					6		1,27	0,5		
Formica sp.	621	19,89	53,16	23,36	247		31,60	14,1		
Lasius sp.	21	0,60	3,80	1,40	0	1,64	- 101-5			
Camponotus sp.	5	0,36	1,27	0,52	1	0,05	1,27	0,4		
Lepidoptera L	2		1,27	0,51	1	0,04	1,27	0,4		
Diptera L	-	0,02	1,121	0,01	32	0,54	1,27	0,6		
Nematocera					1	0,02	1,27	0,4		
Insecta Eí					1		1,27	0,4		
Rubus idaeus Samen					9	1000	3,80	1,3		
Zapfen Samen	+	60,16	68,35	41,10	+	0,49	1,27	0,6		
Pflanzenteile	+	0,64	1,27	0,61	Ť	0,43	1,21	0,0		
Unbestimmte Teile	+	2,19	3,80	1,92						
Summe		100,00	1- 5	100,00		100,00		100,0		
Summe absolut	973+	62574		20124	3677+					
Beutegröße (Mean)	2.40	8,33			2.01	6,24				

Fortsetzung S. 65

volumenmäßig (V = 10,7%). Die kleinen *Myrmica*-Arten waren im Unterschied zum Nahrungsspektrum des Grünspechts nur selten vorhanden. Vertreter der Familie Formicidae wurden signifikant am häufigsten vertilgt (Chi²-Test: p<0,0001). Beim Schwarzspecht wurden zudem die größten Beutetiere gefunden, beispielsweise die Larve einer *Monochamus*-Art mit 33 mm Körperlänge.

In der Abb. 31 ist eine zerlegte Kotprobe des Schwarzspechts dargestellt. Gemischte Reste der verschiedenen Ameisen befinden sich unten im Bild. Einige Über-

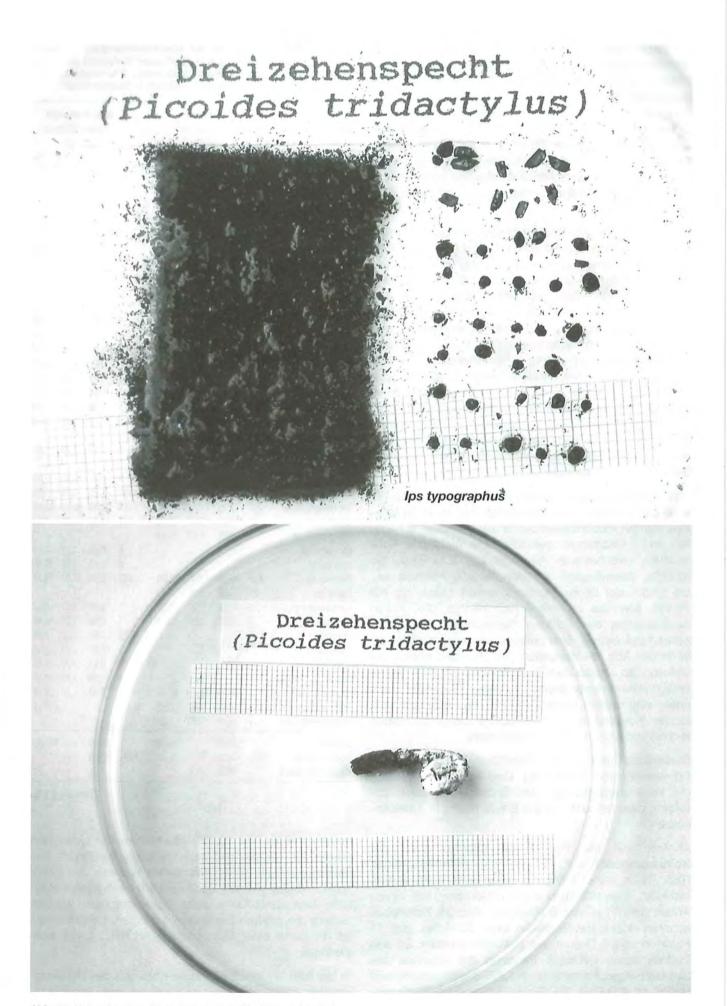
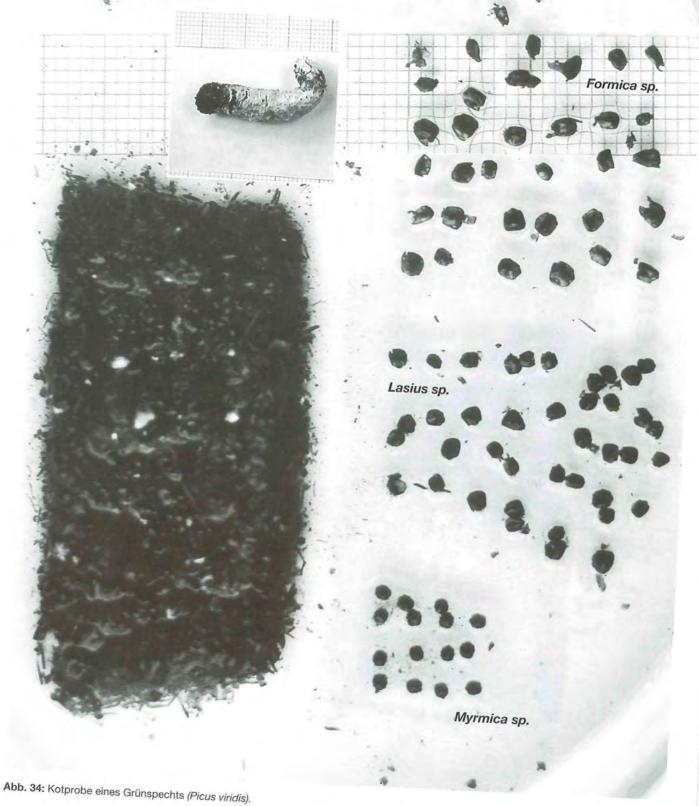


Abb. 32: Kotprobe eines Dreizehenspechts (Picoides tridactylus).

# Weißrückenspecht (Dendrocopos leucotos) Scolytidae Larve Formica sp. Hylurgus sp. Diptera

Abb. 33: Kotprobe eines Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos).

# Grünspecht (Picus viridis)



Tab. 8: Fortsetzung.

			spechi				arzspec			
			s viridis		Dryocopus martius					
		100	= 41)	14.0			= 35)	14.9		
Nahrungsart	N	V%	F%	1%	Ŋ	V%	F%	1%		
Lycosidae	8	0,08	2,44	0,83						
Raphidia sp.					1	0,02	2,86	0,90		
Pterostichus sp.	1	0,05	2,44	0,82	1	0,05	2,86	0,91		
Thanasimus form.					1	0,02	2,86	0,90		
Nitidulidae					1	0,01	2,86	0,90		
Cerambycidae L					13	3,03	14,28	5,41		
Rhagium inquisitor					3	0,31	2,86	0,99		
Tetropium sp.	1	0,07	2,44	0,83	1	0,06	2,86	0,91		
Monochamus sp. L					2	1,62	5,72	2,29		
lps typographus	5	0,10	7,32	2,45	308	13,56	37,14	15,82		
lps sp.	2	0,03	4,88	1,62						
Hylurgus sp.					27	0,87	2,86	1,16		
Myrmica sp.	309	5,75	31,7	12,38	2	0,02	2,86	0,90		
Formica sp.	2492	65,16	85,36	49,77	2731	58,36	80,0	43,15		
Formica sp. P	1	0,03	2,44	0,82	1	0,01	2,86	0,90		
Lasius sp.	1173	21,29	41,16	20,74	1017	6,61	17,14	7,41		
Lasius sp. P	10	0,31	4,88	1,72						
Camponotus sp.	48	6,94	4,88	3,91	168	10,69	25,71	11,35		
Tortricidae L					12	1,94	2,86	1,50		
Diptera L					1	0,01	2,86	0,89		
Insecta L					1	0,01	2,86	0,89		
Zapfen Samen					+	3,24	2,86	1,90		
Pflanzenteile	4	0,20	12,19	4,10	+	0,04	2,86	0,91		
Summe		100,00		100,00		100,00		100,00		
Summe absolut	4050+	60960			4291+	77624				
Beutegröße (Mean)		7,70				8,25				

		Weißrückenspecht Dendrocopos leucoto						
		(n :	= 10)					
Nahrungsart	N	V%	F%	1%				
Araneidea	1	0,30	10,0	1,98				
Carabidae	2	0,84	10.0	2,08				
Epurea sp.	2	0,14	10,0	1,95				
Cerambycidae L	9	5,42	30,0	6,81				
Rhagium sp. L	5	1,85	30,0	6,12				
Sinodendron cylln.	1	0,40	10,0	2,00				
Scolytidae	3	0,22	10,0	1,97				
Scolytidae L	19	1,54	20,0	4,14				
lps typographus	283	26,63	70,0	18,58				
lps sp.	6	0,68	10,0	2,05				
Hylurgus sp.	2	0,23	10.0	1,97				
Formica sp.	327	30,92	90,0	23,25				
Lasius sp.	2	0,17	10,0	1,96				
Camponotus sp.	2	0,31	10,0	1,99				
Diptera L	123	7,18	30,0	7,15				
Insecta L	+	21,70	40,0	11,87				
Pflanzenteile	+	1,44	20,0	4,12				
Summe		100,00		100,00				
Summe absolut	787+	17587						
Beutegröße (Mean)		7,68						

reste der Gattung Lasius sp. liegen rechts oben auf dem Millimeter-Papier. Darunter sind Flügeldecken der Borkenkäfer eingruppiert. Die zahlreichen Köpfe in der oberen Bildmitte stammen von Vertretern der Gattung Formica sp. Links im Foto befinden sich Reste von Bockkäferlarven Monochamus sp. und Rhagium inquisitor.

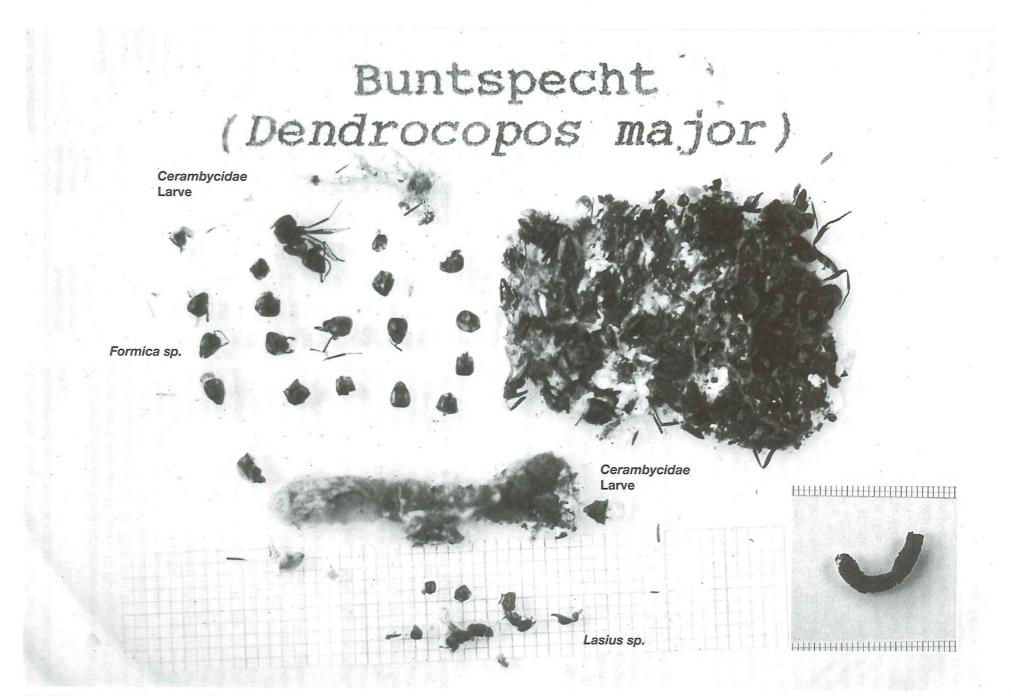
In 10 Kotproben des Weißrückenspechts wurden 787 Nahrungsobjekte aus 17 Arten, 10 Familien und 5 Ordnungen gefunden (Tab. 8). Trotz des kleinen Probenumfangs war die Nahrungszusammensetzung sehr vielfältig. Das Verhältnis der wichtigsten Nahrungskomponenten, nämlich der Ameisen und der Borkenkäfer betrug fast 1:1. Die Ameisen (überwiegend Formica sp.) bildeten 42% und die Borkenkäfer (überwiegend Buchdrucker) 39,8% der Beutetieranzahl. Zu den interessanten Beutetieren gehörte z. B. der an Laubholz gebundene Baumschröter (Sinodendron cylindricum) aus der Familie der Hirschkäfer (Lucanidae). Im Vergleich zu den anderen Spechtarten wurden beim Weißrückenspecht relativ häufig Insektenlarven gefunden, vor allem aus der Ordnung Diptera.

Die Bestandsteile einer zerlegten Kotprobe des Weißrückenspechts können der Abb. 33 entnommen werden. Unten im Bild liegen zahlreiche unverdaute Diptera-Larven. Rechts von der unsortierten Masse der Beutetiere sind folgende Nahrungsreste eingruppiert: Ips typographus (rechts), 9 Überreste der Scolytidae-Larven (Mitte oben), 3 Teile von Hylurgus sp. (Mitte unten) und 13 Köpfe der Gattung Formica sp. (links).

# Pflanzliche Nahrung

Pflanzenreste konnten entgegen weit verbreiteter Meinung bei allen Arten nachgewiesen werden (Tab. 8). Die pflanzlichen Anteile wurden meistens als Beimischung zur animalischen Komponente im Kot vorgefunden. Vegetabilien waren jedoch nur mit sehr geringen Anteilen im Nahrungsspektrum der Spechte vorhanden und stellten deshalb lediglich eine Zusatznahrung dar.

Eine Ausnahme bildete der Buntspecht, der größere Mengen an Vegetabilien, insbesondere Zapfensamen, verzehrte. Aus 79 Kotproben des Buntspechts wurden außer 973 Beutetieren eine unbestimmte Anzahl an Zapfensamen und Pflanzenteilen (als "+" in Tab. 8 gekennzeichnet) gewonnen. In 18 Kotproben wurden ausschließlich Zapfensamen bzw. Pflanzenreste gefunden. Eine Beimischung von Vegetabilien wurde in 72,2% der Kotproben nachgewiesen. Die vegetabile Nahrungskomponente spielte demnach beim Buntspecht die größte Rolle. Sie setzte sich aus Zapfensamen, V = 60,3% (überwiegend Fichte) und anderen Pflanzenteilen, V = 0,6% zusammen. Selbst während des Gradationgipfels des Buchdruckers Ende August konnten noch zahlreiche frisch angelegte "Schmieden" gefunden werden. Außerdem wurde damals der Buntspecht mehrmals beim Öffnen von Fichtensamen beobachtet.



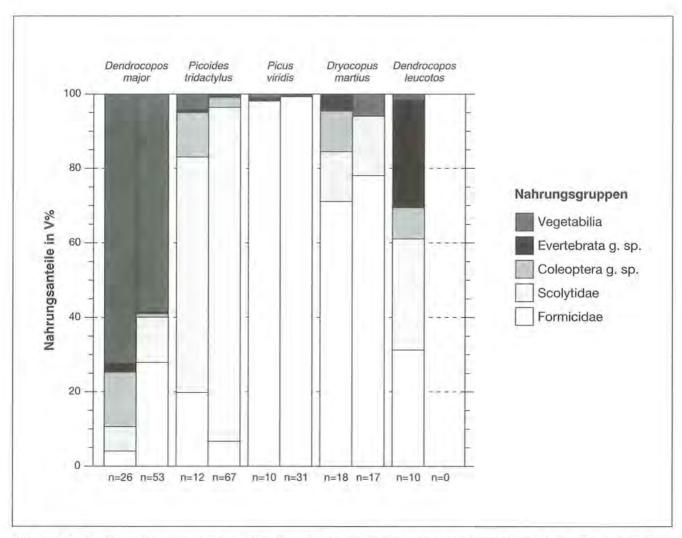


Abb. 36: Anteil der Hauptnahrungsgruppen (in V%) bei den untersuchten Spechtarten in zwei Jahresperioden. Der linke Balken stellt die Periode vom 16,4. bis 15.7. dar, der rechte Balken die Periode vom 16.7. bis 15.4.

Pflanzen bzw. Pflanzensamen waren beim Dreizehenspecht nur mit einem sehr geringen Anteil in der Nahrung vertreten (V = 0,55%) – Tab. 8. Von der Himbeere (Rubus idaeus), wurden wahrscheinlich die Früchte verzehrt. Die gefundenen Samen lagen unverdaut vor. Der Anteil der Kotproben mit Vegetabilien lag insgesamt bei 5,1%.

Bei den beiden myrmecophagen Arten Grünspecht und Schwarzspecht wurden Pflanzen in 9,8% und 5,7% der Kotproben gefunden, beim Weißrückenspecht konnten sie in 20,0% der Proben nachgewiesen werden (Tab. 8). Sie spielten nur eine untergeordnete Rolle, da sie in einem sehr geringen Umfang vertreten waren. In einer Kotprobe des Schwarzspechtes vom 3.4.92 wurden nur Zapfensamen gefunden (!).

# Nahrung im Jahresverlauf

Die Nahrungszusammensetzung unterliegt allgemein einer mehr oder weniger ausgeprägten saisonalen Dynamik. Aus diesem Grund wurde versucht, den Untersuchungszeitraum in zwei Perioden zu teilen. Nach den örtlichen Erkenntnissen (PECHACEK 1991)

kann der Beginn der Brutperiode im Durchschnitt mit dem 15. April und das Ende mit dem 15. Juli angesetzt werden. Daraus resultierte die Differenzierung in eine brutzeitliche und in eine außerbrutzeitliche Periode. In den beiden Perioden konnte eine unterschiedliche Anzahl an Proben von den verschiedenen Spechtarten gewonnen werden. Dies wurde bei den folgenden Vergleichen berücksichtigt. Bei ungefähr gleichem Beobachtungsaufwand wurden im Sommer wesentlich weniger vollständige Kotreste gefunden als im zeitigen Frühjahr, da der Kot im hohen Gras schwer zu finden war. Offenbar nahm auch die Geschwindigkeit zu, mit der verschiedene Detritophagen den Kot mit Hilfe der Witterung zersetzten. Bereits Anfang Mai verschwand ein frisch gefundener Kot eines Grauspechts binnen 5 Tage (ohne Regenwetter) vollkommen. Beim Weißrückenspecht konnte wegen seines seltenen Vorkommens im Untersuchungsgebiet keine Probe aus der außerbrutzeitlichen Periode gesammelt werden.

Da die gesamte Nahrungszusammensetzung breit streute, wurden die einzelnen Nahrungskomponenten in einige wichtige Gruppen zusammengefaßt und ihr Volumen graphisch dargestellt (Abb. 36).

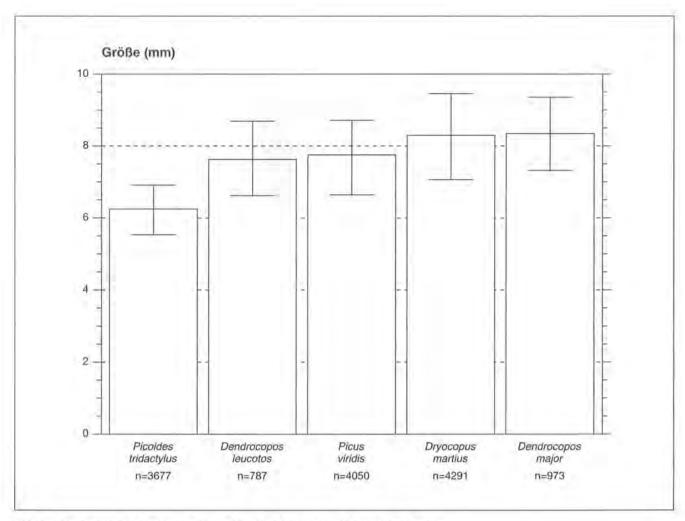


Abb. 37: Durchschnittliche Beutetiergröße und ihre Variabilität in der Nahrung der Spechte.

In der Nahrung des **Buntspechts** nahm der Volumenanteil der Ameisen und der Borkenkäfer außerhalb der Brutzeit zu, der Anteil der anderen Käfer und der Vegetabilien dagegen ab.

Beim **Dreizehenspecht** konnte eine Zunahme der Borkenkäfer und eine Abnahme der Ameisen, anderer Käfer und der Vegetabilien außerhalb der Brutzeit beobachtet werden. Während beim Buntspecht ein signifikanter Unterschied zwischen der Frequenz verschiedener Nahrungsgruppen außerhalb und innerhalb der Brutzeit registriert wurde (Chi²-Test: p<0,05), konnte beim Dreizehenspecht nur eine geringe Differenz festgestellt werden (Chi²-Test: n.s.) – Tab. 9.

In den Nahrungsresten des **Grünspechts** war das Nahrungsspektrum in den beiden Perioden ähnlich. Außerhalb der Brutzeit bestand die Nahrung des Grünspechts jedoch fast ausschließlich aus Ameisen und andere Nahrungsgruppen waren sehr selten vertreten, so daß sich eine signifikante Differenz gegenüber der Brutzeit ergab (Chi²-Test: p<0,01) – Tab. 9.

Beim Schwarzspecht war die Probenanzahl ausgeglichen. Während außerhalb der Brutzeit lediglich Ameisen, Borkenkäfer und Vegetabilien in seiner Nahrunggefunden wurden, konnten zur Brutzeit zusätzlich ver-

Tab. 9: Häufigkeit (Frequenz) der wichtigsten Beutereste in der Nahrung der Spechte im Jahresverlauf.

	Grünspecht Picus viridis		Buntspecht I Dendrocopos major		Dreizehenspecht Picoides tridactylus		Schwarzspec Dryocopus martius	
	Brut- zeit n=10	Außerhalb Brutzeit n=31	Brut- zeit n=26	Brutzeit	Brut- zeit n=12	Außerhalb Brutzeit n=67	Brut- zeit n=18	Außerhalb Brutzeit n=17
Formicidae	90,0	100,0	53,8	54,7	58,3	26,9	83,3	88,2
Scolytidae	40,0	3,2	26,9	35,8	91,7	100,0	44,4	35,2
Coleoptera g.sp.	-	6,4	50,0	11,3	41,7	10,4	33,3	5,9
Evertebrata g.sp.		-	15,4	3,8	8,3	6.0	16,7	14
Vegetabilia	40,0		88,5	64,2	8,3	4,4	5,6	5,9

schiedene Käferarten (ohne Borkenkäfer) und Evertebrata g.sp. festgestellt werden. Eine Beurteilung der Frequenz der Nahrungsgruppen im Jahresverlauf (Tab. 9) ergab nur einen geringen Unterschied zwischen der brutzeitlichen und der außerbrutzeitlichen Periode (Chi²-Test: n.s.).

Beim Vergleich der fünf Spechtarten untereinander fiel die relativ untergeordnete Rolle der Käfer mit Ausnahme der Borkenkäfer und der Evertebrata außerhalb der Brutzeit auf. Zu den wichtigsten Prädatoren der Bor-

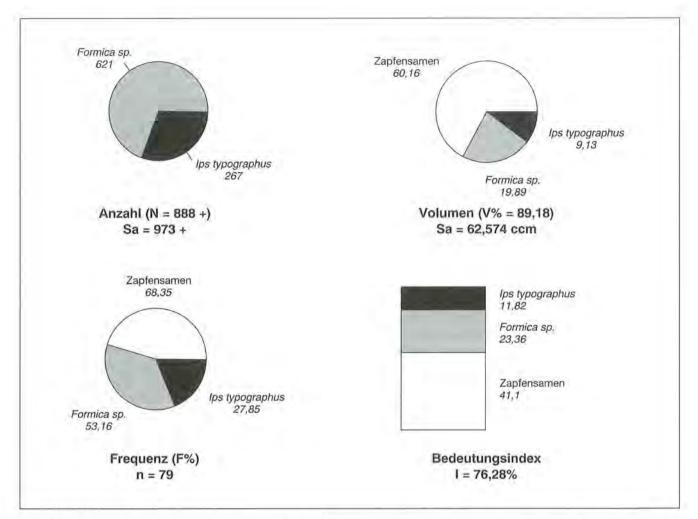


Abb. 38: Die wichtigsten Nahrungskomponenten des Buntspechts (Dendrocopos major) aufgeschlüsselt nach Anzahl, Volumen, Frequenz und Bedeutung.

kenkäfer gehörten außerhalb der Brutzeit neben dem Dreizehenspecht hauptsächlich der Buntspecht, sowie der Schwarzspecht und während der Brutzeit kam auch der Weißrückenspecht hinzu (Abb. 36). Die Zunahme der Borkenkäfer in der Nahrung des Buntspechts und des Schwarzspechts außerhalb der Brutzeit hing vermutlich mit der Tatsache zusammen, daß der Gradationsgipfel des Buchdruckers in diese Periode in Spätsommer fiel. Beim Dreizehenspecht war ausschlaggebend, daß die im Frühjahr zahlreich verzehrten Borkenkäfer ebenfalls als außerbrutzeitliche Nahrung gewertet wurden.

# Valenz der Nahrung

Für die Beurteilung der Valenz (Wertigkeit) der Nahrung wurden mehrere Faktoren analysiert. Neben der Messung der Größe (Länge) der Beutetiere erschien es sinnvoll, die beiden für den Nährstoff- und Energiekreislauf maßgebenden Einflußgrößen, nämlich die Menge (Anzahl) und das Volumen der Beute mit der Häufigkeit ihres Vorkommens (Frequenz) in den Nahrungsresten zu vergleichen. Somit kann eine Aussage über die Bedeutung einer bestimmten Beute getroffen werden, ohne dabei auf aufwendige Bestimmungsver-

fahren der ein- und ausgegebenen Energiemengen (Energiebilanz) einzugehen.

Die durchschnittliche Beutegröße ist in der Abb. 37 dargestellt. Der Buntspecht verzehrte relativ große Beutetiere, wobei Ameisen überwogen. Die durchschnittliche Körpergröße der verzehrten Tiere betrug 8,33 mm mit einer Spannweite zwischen 3 und 27 mm. Die Nahrung des Dreizehenspechts bestand aus kleinen Tieren. Die durchschnittliche Körperlänge der Beutetiere betrug 6,24 mm mit einer Spannweite von 2 bis 27 mm. Die geringen Abmessungen entsprachen der Größe der Borkenkäfer. Schwarzspecht und Grünspecht nahmen eine Mittelstellung ein. Die durchschnittliche Körpergröße der Beutetiere betrug bei diesen beiden Arten 8,25 mm (3 bis 33 mm) bzw. 7,72 mm (4,5 bis 18 mm). Die ermittelte Körpergröße von Beutetieren beim Weißrückenspecht kann vorerst nur als Orientierungswert gelten, da die vollständige Menge (Anzahl) von zahlreichen, nicht näher bestimmbaren Insektenlarven in den Kotproben aufgrund der Zersetzung nicht mehr zu identifizieren war. Die Größe der Larven gewichtet mit ihrer Anzahl konnte deshalb nicht exakt festgestellt werden. Folglich bezog sich die Beutegröße von 7,68 mm (3 bis 18 mm) nur auf die übrigen bestimmbaren Beutetiere. Die Größe der Beutetiere des Weißrückenspechts wurde deshalb nicht mit der Beutetiergröße anderer Spechtarten verglichen.

Die mittlere Größe der Beute war bei den übrigen Spechtarten signifikant verschieden (KRUSKAL-WAL-LIS-Test: p<0,0001). Dies bestätigte auch ein paarweiser Vergleich des Beutespektrums der Spechte untereinander (MANN-WHITNEY-U-Test: min. p<0,001). Eine einzige Ausnahme bildeten der Schwarzspecht und der Buntspecht. Beide Arten erbeuteten Insekten mit annähernd gleicher Größe (MANN-WHITNEY-U-Test: n.s.).

Ein interessantes Bild ergab sich bei einem Vergleich der wichtigsten Nahrungskomponenten hinsichtlich ihrer Menge (Anzahl), ihres Volumens und ihrer Frequenz (Tab. 8). Während z. B. die Larven von Scolytidae-Arten (ohne Buchdrucker) beim Dreizehenspecht mit insgesamt 139 Individuen zahlreicher vorkamen als die Imagines mit nur 100 Stück, spielten sie in bezug auf das Volumen wegen ihrer geringen Größe eine untergeordnete Rolle. Die Borkenkäferlarven hatten nur einen Volumenanteil von 1,01% gegenüber 4,48% der Borkenkäfer-Imagines. Ähnliche Unterschiede wurden beim Schwarzspecht beobachtet. Insgesamt wurden 1.017 Lasius-Ameisen und nur 308 Individuen des

Buchdruckers gefunden. Dieses Verhältnis kehrte sich in bezug auf das Volumen zugunsten des Buchdruckers mit 13,56% gegenüber 6,61% bei Lasius sp. um. Derartige Unterschiede wurden auch beim Grünspecht beobachtet. Wie der Tab. 8 zu entnehmen ist, betrug die Anzahl der Camponotus sp. N = 48 und das Volumen V = 6,94%, verglichen mit den Myrmica-Arten, die mit 309 Individuen und einem Volumen V = 5,75% vertreten waren. Weitere Unterschiede wurden hinsichtlich der Frequenz (Antreffhäufigkeit im Kot) bei diesem Vergleich festgestellt. Während z. B. beim Weißrückenspecht die Rhagium sp.-Larven nur einen kleinen Anteil von 1,85% am Volumen ausmachten, waren sie mit einer 30%-igen Frequenz im Kot vertreten. Ähnliches konnte auch beim Grünspecht bezüglich der Myrmica- und Camponotus-Ameisen beobachtet werden: Einem Volumen der Myrmica sp. von nur 5,75% stand eine Frequenz von 31,7% gegenüber, während einem Volumen von 6,94% bei Camponotus nur eine Frequenz von 4,88% entsprach.

Für die korrekte Beurteilung der Valenz der Beute (Beutewert) sollten deshalb alle drei Größen verbunden eingehen, weil damit der unterschiedliche Energiegewinn beim Fang der kleinen und großen, sowie der verschieden erreichbaren Beute am besten berücksichtigt werden kann. Das Verfahren der Kotanalysen bot nur

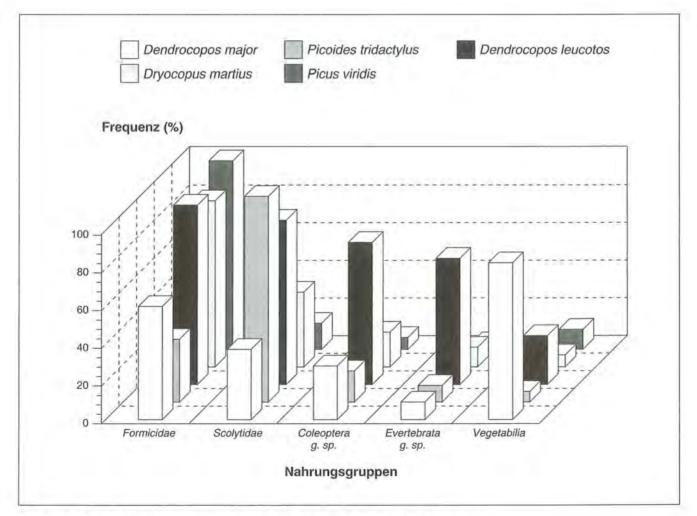


Abb. 39: Relative Häufigkeit (Frequenz) der wichtigsten Beuteteile in der Nahrung der Spechte.

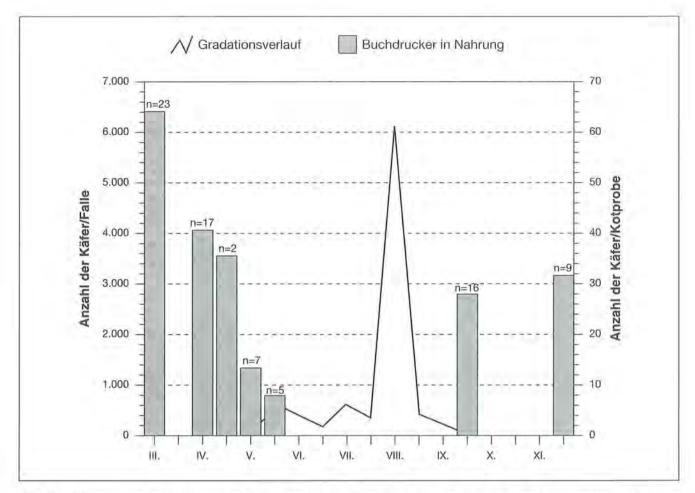


Abb. 40: Der Buchdrucker (Ips typographus) in der Nahrung des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus). Die Auswertung beinhaltet Fänge aus 23 Kammrohrfallen im Testgebiet. Die Kontrollintervalle lagen zwischen dem 1. bis 14. und 15. bis 30. (31.) jedes Monats.

unzureichend eine solche Verbindungsmöglichkeit. Das Hauptproblem bildeten die nicht zählbaren Reste, wie z. B. Pflanzenteile und sehr stark verdaute, animalische Komponenten, wie z. B. Insektenlarven im Kot des Weißrückenspechts.

Dieses Problem wurde vor allem beim Buntspecht, der vegetabilische Nahrung bevorzugte, offenkundig. Seine Hauptnahrung bestand aus Zapfensamen, deren Anzahl im Kot nicht bestimmt werden konnte. In der graphischen Darstellung (Abb. 38) wurde deshalb die Anzahl der verzehrten Koniferensamen nicht aufgeführt. Sie bildeten jedoch hinsichtlich des Volumens und der Frequenz die wichtigste Nahrungskomponente des Buntspechts. Wegen der fehlenden Angabe über die Anzahl der Beuteart blieb folglich für den statistisch-mathematischen Vergleich der Nahrung bei allen Spechtarten nur die Möglichkeit einer Verbindung des Volumens mit der Frequenz. Daraus ergab sich ein prozentualer Beutewert (Bedeutungsindex I%), der die Valenz der Beuteart zusammenfassend erklärte (Tab. 8).

Zapfensamen hatten demnach für den Buntspecht mit 41,1% den höchsten Wert, gefolgt von Formica sp. (23,4%) und dem Buchdrucker (11,8%). Der Dreizehenspecht bevorzugte eindeutig den Buchdrucker mit 63,2% und Ameisen (Formica sp.) mit 14,2%. Andere Nahrungskomponenten, allen voran Borkenkäfer (Ips

sp. 3,9%) und nicht näher bestimmbare Scolytidae (2,3%) waren nur wenig bedeutsam. Die zusammengefaßte Bedeutung der pflanzlichen Nahrung lag bei 2,0%. Die Imagines der Ameisen waren für den Grünspecht die wichtigsten Beutetiere. Mit 49,8% dominierten dabei Formica sp., gefolgt von Lasius sp. (20,74%) und Myrmica sp. (12,4%). Auch verschiedene Pflanzenteile waren mit 4,1% neben Camponotus sp. (3,9%) in der Nahrung bedeutsam vertreten. Der Schwarzspecht bevorzugte ebenfalls Ameisen, nämlich Formica sp. (43,2%), Camponotus sp. (11,4%) und Lasius sp. (7,4%). Der Buchdrucker war mit 15,8% eine relativ häufige Beuteart. Die verschiedenen Pflanzenteile hatten insgesamt eine Bedeutung von 2,8%. Ein relativ ausgeglichenes Verhältnis von verschiedenen Nahrungskomponenten wurde beim Weißrückenspecht beobachtet. Mit 23,3% hatten die Ameisen Formica sp. die größte Bedeutung, gefolgt vom Buchdrucker (18,6%) und verschiedenen Larven, wie Insecta (11,9%), Diptera (7,2%), Cerambycidae (6,8%) und Rhagium sp. (6,1%). Nicht näher bestimmbare Pflanzenteile hatten einen Bedeutungsindex von 4,1%.

Die fünf in der Abb. 39 zusammengefaßten Nahrungsgruppen wurden statistisch bezüglich ihrer Häufigkeit im Kot (Frequenz) analysiert. In der Nahrung des Weißrückenspechts (n=10) kamen alle Nahrungsgruppen regelmäßig vor (Chi²-Test: n.s.). Der Schwarz-

specht (n=35) und der Grünspecht (n=41) verzehrten dagegen lediglich Ameisen regelmäßig (Chi²-Test: p<0,0001). Andere Nahrungsgruppen wurden seltener nachgewiesen. Im Kot des Dreizehenspechts (n=79) wurden in 78 von 79 Fällen Vertreter der Familie Scolytidae gefunden (Chi²-Test: p<0,0001). Vegetabilien wurden mit hoher Regelmäßigkeit im vielfältigen Nahrungsspektrum des Buntspechts (n=79) häufiger registriert, als alle anderen Nahrungsgruppen (Chi²-Test: p<0,0001).

# 4.2.2 Reaktion auf die Buchdruckergradation

Die Orkanstürme "Vivian" und "Wiebke" im zeitigen Frühjahr 1990, sowie vereinzelte kleinere Windwürfe hatten auch im Nationalpark Berchtesgaden Folgen. Zahlreiche, bereits von früheren Stürmen wie z. B. im Sommer 1984 aufgerissene und labile Waldbestände wurden flächenweise geworfen. Durch die verheerenden Stürme wurde das Angebot an Brutraum für Borkenkäfer und für andere holzzerstörende Insekten schlagartig vermehrt. Im Hochgebirge ist die Vermehrung der holz- und rindenbrütenden Insekten infolge der meist ungünstigen Witterung geringer als im Flachland.

Trotzdem kam es auch im Nationalpark Berchtesgaden bereits im ersten Jahr nach dem Schadensereignis zu einem ausgedehnten Borkenkäferbefall der Fichte. Die Borkenkäferentwicklung wurde dank der kühlen und regnerischen Witterung in Südbayern im Frühjahr 1991 zunächst etwas verzögert, aber von Juli 1991 an sehr gefördert (REINDL et al. 1992). Im Spätsommer kam es, begünstigt durch die warm-trockene Witterung, bereits zum massiven Stehendbefall. Im Folgejahr 1992 setzte sich die Massenvermehrung der Borkenkäfer in verstärktem Maße fort. Durch die sehr trockenen Monate April und Mai 1992 wurde die Situation zusätzlich verschärft, da der Stehendbefall infolge der ausbleibenden Duftstoffe und des Nachlassens der Bruttauglichkeit der geworfenen Bäume unmittelbar mit Beginn des Schwärmflugs einsetzte (REINDL et al. 1993). Nach dem Ausflug der ersten Käfergeneration im Juni folgte der Ausflug einer sehr starken, zweiten Käfergeneration im August, die eine dritte Welle von Stehendbefall auslöste.

Unter diesen Rahmenbedingungen wurde die Beeinflussung des Nahrungsspektrums der Spechte untersucht. Dabei wurden die Ergebnisse der Kotanalysen mit den Fallenauswertungen (Typ Kammrohrfalle) verglichen, die in den Testgebieten lagen. Der Gradationsverlauf des Buchdruckers im gesamten Nationalpark wich etwas vom Gradationsverlauf in den Untersuchungsflächen ab.

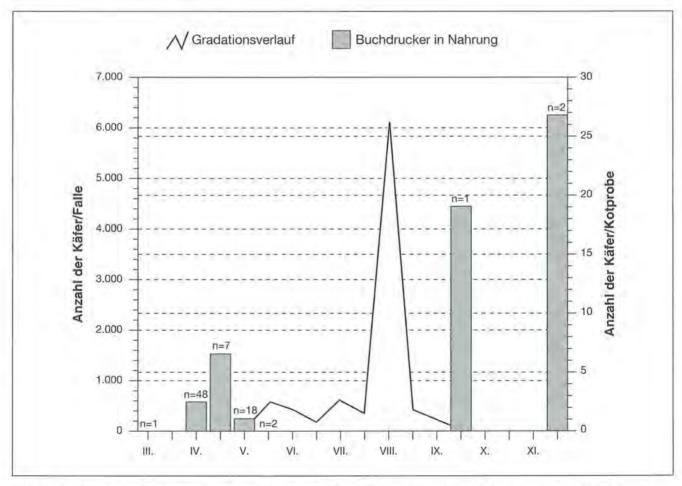


Abb. 41: Der Buchdrucker (Ips typographus) in der Nahrung des Buntspechts (Dendrocopos major). Die Auswertung beinhaltet Fänge aus 23 Kammrohrfallen im Testgebiet. Die Kontrollintervalle lagen zwischen dem 1. bis 14. und 15. bis 30. (31.) jedes Monats.

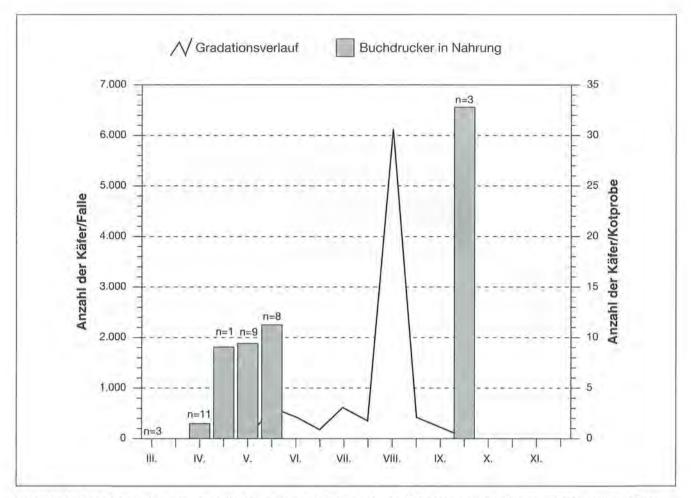


Abb. 42: Der Buchdrucker (Ips typographus) in der Nahrung des Schwarzspechts (Dryocopus martius). Die Auswertung beinhaltet Fänge aus 23 Kammrohrfallen im Testgebiet. Die Kontrollintervalle lagen zwischen dem 1. bis 14, und 15. bis 30. (31.) jedes Monats.

Die grundsätzliche Schwierigkeit eines solchen Vergleichs bestand darin, daß die Kotproben aus bereits erläuterten Gründen (vgl. Kap. 4.2.1) nicht in ausreichend großer Anzahl regelmäßig und konstant über einen längeren Zeitraum verteilt waren. Im Sommer wurden viel weniger Kotreste gefunden als im zeitigen Frühjahr. Zudem waren sie im Sommer meistens nicht vollständig. Ein Vergleich mit der Entwicklung der Borkenkäferfänge im gleichen Zeitraum konnte deshalb nicht durchgeführt und statistisch geprüft werden. Trotz dieser Einschränkung war ein Zusammenhang zwischen dem Anteil der verzehrten Buchdrucker und dem Gradationsverlauf zumindest angedeutet.

Das Nahrungsspektrum des Borkenkäferspezialisten unter den Spechten, nämlich des **Dreizehenspechts** wurde durch die steigende Abundanz des Buchdruckers im Verlauf der Vegetationsperiode 1992 offensichtlich nicht beeinflußt (Abb. 40). Die Käferanzahl in seinem Kot war vor dem ersten Käferflug im Mai z. T. sogar deutlich höher als die Anzahl der Käfer nach der Entwicklung der dritten Generation. Es handelte sich dabei vermutlich um Käfer-Imagines aus dem Vorjahr, die vom Dreizehenspecht entsprechend seiner Technik des Nahrungserwerbs bevorzugt unter der Rinde erbeutet wurden. Da der Dreizehenspecht ohnehin auf Borkenkäfer spezialisiert ist, war eine solche Reaktion zu erwarten.

Dagegen stieg die Käferanzahl in den Nahrungsresten sowohl beim **Buntspecht** (Abb. 41) als auch beim **Schwarzspecht** (Abb. 42) in den Herbstmonaten sprunghaft an. Diese Beobachtung muß aufgrund der geringen Zahl von Kotproben gegen Ende der Vegetationsperiode vorsichtig interpretiert werden. Offensichtlich wurde jedoch durch ein verändertes Nahrungsangebot das Nahrunsspektrum dieser beiden Spechtarten beeinflußt.

Bei den anderen Spechtarten konnte aufgrund der unzureichenden Datengrundlage vorerst keine Aussage getroffen werden.

### 4.2.3 Nahrungserwerb

Da die Spechte überwiegend Zoophagen sind, bestimmen Räuber-Beute-Beziehungen im besonderen Maße ihre Verbreitung. Spechte suchen aktiv ihre Nahrung auf. Wenn sie in ihren Revieren eine geeignete Futterstelle gefunden haben, wie z. B. ein Ameisennest oder einen toten Baum, wird die Suche nach Beute i.d.R. gezielt fortgesetzt. Das erste Stadium der Nahrungssuche, nämlich das Auffinden geeigneter Biotope bzw. Kleinstandorte der Beutetiere erscheint auf den ersten Blick als Zufallssuche. Von Interesse war es nun, zu prüfen, ob die Spechte in diesem Stadium des Nah-

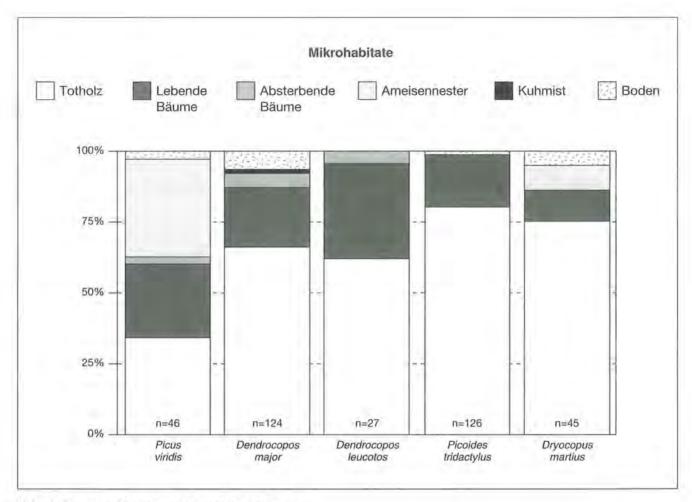


Abb. 43: Standortspräferenzen nahrungssuchender Spechte.

rungserwerbs nicht doch in irgendeiner Weise gelenkt werden und sich zielorientiert verhalten.

Ein wichtiges Ziel im Nationalpark Berchtesgaden besteht darin, die notwendigen Voraussetzungen für eine natürliche Waldentwicklung zu schaffen. Im Unterschied zu den meisten Wirtschaftswäldern war hier neben sehr unterschiedlichen Waldstrukturen auch eine reichliche Auswahl an Totholz in verschiedenen Formen und Zersetzungsstadien vorhanden. Eine Fülle von Möglichkeiten stand somit den Spechten zur Auswahl, um Beute zu erwerben.

Insgesamt konnten 369 Beobachtungen nahrungssuchender Spechte ausgewertet werden, die sich wie folgt auf die einzelnen Spechtarten verteilten:

	Summe der Beobachtungen
Grünspecht	46
Grauspecht	1
Schwarzspecht	45
Buntspecht	124
Weißrückenspecht	27
Dreizehenspecht	126

Aufgrund der zu geringen Anzahl an Beobachtungen war beim Grauspecht keine Auswertung möglich. Alle Beobachtungen fielen mit einer Ausnahme beim Dreizehenspecht nur in Waldflächen, obwohl die Begänge sich auf alle vorhandenen Habitate erstreckten.

Die Spechte suchten innerhalb ihrer Aktionsräume nach einer geeigneten Nahrung. Die Revierkartierung im Nationalpark Berchtesgaden ergab eine relativ ausgedehnte Größe der Aktionsräume der Spechte. Demnach benötigte ein Brutpaar des Buntspechts oder des Dreizehenspechts eine Fläche von 43 bis 44 ha, ein Brutpaar des Schwarzspechts sogar 167 ha. Die Reviergrößen der anderen Spechtarten im Nationalpark dürften ebenfalls in dieser breiten Spanne gelegen haben. Im Kapitel 4.3.2.5 wird auf diese Problematik näher eingegangen, Angesichts solcher Flächenausmaße wurde es deutlich, daß in einem Spechtrevier bzw. in einem Aktionsraum eine wechselnde Zusammensetzung verschiedener Habitate vorhanden war. Die Habitatanalyse zeigte, daß verschiedene Habitate nicht gleichhäufig, sondern mit unterschiedlicher Intensität genutzt wurden (vgl. Kap. 4.1.2.3.1). Die Nutzung als Nahrungsbiotop wurde in dieser Untersuchung getrennt von der gesamten Nutzung erfaßt. Somit bot sich die Möglichkeit, die gesamte Nutzung der Waldbestände der Nutzung als Nahrungsbiotop gegenüberzustellen und vorhandene Unterschiede zu prüfen. Die Ergebnisse haben jedoch nur orientierenden Charakter, da in die gesamte Waldbestandsnutzung zum Teil auch die Nutzung als Nahrungsbiotop einfloß. Eine scharfe Trennung war nämlich mit einem vertretbaren Beobachtungsaufwand nicht möglich.

### 4.2.3.1 Genutzte Waldbestände

Eine Übersicht über die Wahl der breiteren Umgebung für die Nahrungssuche, nämlich der Waldbestände charakterisiert durch die Parameter: Waldentwicklungsphase, Bestandsform, Bestandsalter, Schlußgrad, Schichtung, Grund- und Totholzgrundfläche, Stammstärke des Totholzes und Anzahl der Stöcke, wurde im Kap. 4.1.2.3.2 zusammengefaßt. Die für die Nahrungssuche genutzten Waldbestände wiesen überwiegend die gleichen Strukturmerkmale auf, wie die generell genutzten Wälder. Im folgenden Textteil wird deshalb nur auf einige auffällige Abweichungen eingegangen.

Der Buntspecht bevorzugte für die Nahrungssuche lückige Waldbestände (Chi²-Test: p<0,0001), während er ansonsten unterschiedlich geschlossene Waldbestände aufsuchte. Ein beliebtes Jagdgebiet waren z. B. Windwurfflächen.

Ein großer Anteil der Beobachtungen des **Dreizehenspechts** lag in der Verjüngungsphase, während allgemein vor allem Plenter- und Terminalphase genutzt wurden. Dies hing vermutlich mit der hohen Anzahl von Sukzessionsflächen nach einem Windwurf in solchen Waldbeständen zusammen, die eine sehr hohe Wertigkeit als Nahrungsbiotop besaßen. Eine Beobachtung lag ausnahmsweise außerhalb des Waldes. Es handelte sich um eine ein Jahr alte, im Kahlschlag zur Alm gerodete Fläche von ca. 2 ha. Der hier beobachtete Vogel suchte die verbliebenen, von oben angeschnittenen Stöcke<sup>1)</sup> mehrere Minuten lang nach Insekten ab.

Der Weißrückenspechte wurde bei der Nahrungssuche in denselben Waldbeständen beobachtet, in denen er auch andere Aktivitäten ausführte. Schwarzspecht und Grünspecht nutzten dagegen bei der Nahrungssuche häufig ganz bestimmte Waldbestände, die nicht identisch waren mit den Flächen, die von diesen beiden Spechtarten ganz allgemein aufgesucht wurden.

Der Schwarzspecht wurde hauptsächlich in der Verjüngungsphase der Fi-Lä-Bestände und der Fi-Reinbestände bei der Nahrungssuche beobachtet (Chi²-Test: p<0,001), während er allgemein Mischwälder in der Plenterphase bevorzugte. Folglich waren die zwecks des Nahrungserwerbs aufgesuchten Bestände auch etwas jünger mit einem mittleren Alter von 133,7 Jahren. Die Bevorzugung von Nadelwäldern bei der Nahrungssuche stimmt überein mit dem Nahrungsspektrum des Schwarzspechts (vgl. Kap. 4.2.1). In den Nahrungsresten dieser Spechtart wurden keine laubholzspezifischen Beutetiere gefunden. Dagegen lagen

alle bekannten Bruthöhlen im Nationalpark in älteren Buchen. Die Vögel wurden nur selten in unmittelbarer Höhlennähe bei der Nahrungssuche beobachtet. Andererseits hielten sich die erwachsenen Vögel oft lange rufend in der Nähe der Bruthöhle auf, bis sie sich wieder auf Nahrungssuche begaben. Auffällig war auch die Nutzung von lückigen Beständen mit zahlreichen Sukzessionsflächen.

Der Grünspecht nutzte Fi-Lbh-Bestände nur in geringem Umfang für die Nahrungssuche, während er dort und in Fi-Reinbeständen ansonsten sehr häufig beobachtet wurde. Der Schlußgrad dieser Waldbestände war zu 95% lückig, während er im übrigen auch Bestände mit anderen Schlußformen nutzte.

# 4.2.3.2 Bevorzugte Kleinstandorte bei der Nahrungssuche

In einem für die Nahrungssuche geeigneten Waldbestand begannen Spechte unmittelbar nach einem Kleinstandort (Substrat, Mikrohabitat) zu suchen, auf dem die Jagd nach Beute gezielt fortgesetzt wurde. In den Untersuchungsgebieten wurden stets ähnliche Kleinstandorte aufgesucht. Dies wies auf ein konservatives Verhalten bei der Erschließung von Nahrungsquellen hin. Die Spechte wurden bei der Nahrungssuche in absteigender Reihenfolge an folgenden Standorten beobachtet:

Summe	der Beobachtunger
Totholz	252
lebende Bäume	75
Ameisennester	20
Freiflächen (Waldboden)	11
absterbende Bäume	8
Kuhfladen	2

Das Verhältnis zwischen dem Angebot an toten Bäumen und ihrer tatsächlichen Nutzung belegte die große Bedeutung dieser Kleinstandorte als Nahrungssubstrat für Spechte. Während nach den Ermittlungen der Waldinventur (RALL 1990) und der jüngsten Schätzung der Forstverwaltung (FREYER in verb.) der Totholzanteil ca. 15% des Holzvorrates betrug, waren 75,2% der von Spechten genutzten Bäume bereits tot.

Die graphische Darstellung der Standortpräferenzen bei der Nahrungssuche (Abb. 43) gab Aufschluß über die artspezifischen Ansprüche der vorkommenden Spechtarten bei dieser Tätigkeit. Totholz in allen seinen Formen und Zersetzungsstadien stellte mit mindestens <sup>2</sup>/<sub>3</sub> Anteil den am meisten genutzten Kleinstandort aller Spechte dar (Chi²-Test: p<0,0001). Eine Ausnahme bildete der myrmecophage Grünspecht, der anteilig neben Totholz auch oberirdische Ameisennester und lebende Bäume gleichermaßen nutzte (Chi²-Test: n.s.). Lebende Bäume folgten beim Buntspecht, Dreizehenspecht und Weißrückenspecht an zweiter Position. Ameisenhaufen wurden neben lebenden Bäumen hingegen verstärkt auch vom Schwarzspecht aufgesucht.

<sup>&</sup>lt;sup>31</sup> Die Stöcke wurden von oben angeschnitten, um den Verrottungsprozess zu beschleunigen.

Tab. 10: Nischenbreite (auf der Diagonale – fett) und Nischenüberlappung (unter der Diagonale) bei der Nutzung verschiedener Kleinstandorte durch nahrungssuchende Spechte.

	Güsp	Bsp	Wsp	Dsp	Ssp
Grünspecht (Güsp) Picus viridis	1,252				
Buntspecht (Bsp) Dendrocopos major	0,601	0,972			
Weißrückenspecht (Wsp Dendrocopos leucotos	0)0,630	0,876	0,780		
Dreizehenspecht (Dsp) Picoides tridactylus	0,538	0,860	0,812	0,520	
Schwarzspecht (Ssp) Dryocopus martius	0,570	0,825	0,741	0,875	0,809

Die Nischenbreite und die Nischenüberlappung nach COLWELL & FUTUYMA (1971) wurde für eine quantitative Beurteilung der ökologischen Ansprüche der verschiedenen Spechtarten berechnet (Tab.10). Die maximale Nischenüberlappung wurde zwischen dem Buntspecht und dem Weißrückenspecht sowie zwischen dem Dreizehenspecht und dem Schwarzspecht errechnet. Der Grünspecht wies dagegen infolge seiner breiten, ausgeglichenen Palette von Nahrungssubstraten die geringste Nischenüberlappung mit anderen Spechtarten auf. Die kleinste Nischenbreite wurde beim Dreizehenspecht beobachtet.

Auf Freiflächen (Waldböden) wurden Spechte nur selten bei der Nahrungssuche angetroffen. Der Weißrückenspecht wurde dort überhaupt nicht beobachtet. Bemerkenswert ist jedoch, daß neben den Erdspechten (Gattung Picus und Dryocopus) auch der Dreizehenspecht auf Freiflächen gelegentlich nach Nahrung suchte. Ein Buntspecht wurde sogar beim Durchwühlen von Kuhfladen gesehen. Diese Beobachtungen rundeten das Bild der kleinstandörtlichen Möglichkeiten bei der Nahrungssuche der Spechte ab.

# 4.2.3.2.1 Parameter der genutzten Bäume

Der breit gefächerte Kleinstandort "Einzelbaum" stellte für alle Spechte die wichtigste Nahrungsquelle dar. Dabei wurden hauptsächlich der Stamm und die unmittelbar benachbarten Bereiche, wie Äste am Stammansatz genutzt. Da die Nutzung der Äste nur in Verbindung mit dem Stammabsuchen beobachtet wurde und die genutzte Astlänge lediglich etwa eine "Spechtkörpergröße" betrug, wurde auf eine gesonderte Erfassung des Kleinstandorts "Geäst" verzichtet. Eine Nutzung der Kronenäste wurde nur in einigen wenigen, kurzzeitigen (<30 sec) Fällen, hauptsächlich beim Dreizehenspecht festgestellt und deshalb nicht gesondert erfaßt.

Bäume bzw, deren Teile dienten den Spechten nicht nur während ihrer Lebenszeit, sondern hauptsächlich nach ihrem Ableben als Totholz in den verschiedensten Formen und Zersetzungsstadien als Nahrungssubstrat. Im folgenden Kapitel werden die Parameter

Tab. 11: Parameter der durch nahrungssuchende Spechte genutzten Bäume und Ergebnisse der ONEWAY-Varianzanalyse.

	O F-Rat	umhöhe (m) NEWAY tio = 1,80 Prob. n.s.	111	BHD (cm) ONEWAY F-Ratio = 1,534 F-Prob. n.s.				
	Mean	StdDev	N	Mean	StdDev	N		
Grünspecht Picus viridis	30,9	4,8	5	42,2	21,9	15		
Schwarzspecht Dryocopus martius	17,5	8,8	5	32,8	12,8	20		
Buntspecht Dendrocopos major	21,6	7,5	21	36,4	15,5	97		
Weißrückenspecht Dendrocopos leucoto	17,0 os	10,5	15	36,7	17,1	19		
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	21,2	7.0	37	39,4	12,4	120		

	Sta O F-Ra	enutzte mmhöhe (m) NEWAY tio = 5,13 ob. p<0,0	52	Genutzte Stammlänge (m) ONEWAY F-Ratio = 7,691 F-Prob. p<0,001				
	Mean	StdDev	N	Mean	StdDev	N		
Grünspecht	19,3	8,7	5	0,5	0,0	5		
Picus viridis					1330			
Schwarzspecht	2,0	1,8	5	0,7	0,8	5		
Dryocopus martius								
Buntspecht	15,5	7,8	21	1.4	1,7	21		
Dendrocopos major								
Weißrückenspecht	10,5	7,5	15	2,2	2,8	15		
Dendrocopos leucoto	os							
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	10,1	4,9	37	5,5	5,4	37		

der genutzten Bäume im Hinblick auf die Häufigkeit der Spechtaufnahmen analysiert. Eine Zusammenfassung dieser Parameter ist der Tab. 11 zu entnehmen.

#### Baumartenwahl

Die Baumartenwahl wurde offenbar entscheidend von der vorhandenen, relativ artenarmen Bestockung beeinflußt. Nadelholz, insbesondere die Fichte wurde bei der Nahrungssuche mit großem Abstand am häufigsten genutzt (Abb. 44). Die ermittelte Diversität und "species eveness" der genutzten Baumarten waren bei den Spechten demzufolge nur gering. Die Präferenzen beim Weißrückenspecht waren im Unterschied zu den anderen Spechtarten etwas mannigfaltiger und zugunsten der Lärche verschoben (H'= 1,23; e = 0,76).

Ein interessantes Phänomen wurde bei der Nutzung der verschiedenen Baumarten in Abhängigkeit von ihrem Stadium festgestellt (Tab. 12). Noch lebende Fichten wurden weitaus weniger häufig aufgesucht als bereits abgestorbene, Diese unterschiedliche Präferenz wurde bei anderen Baumarten nicht beobachtet.

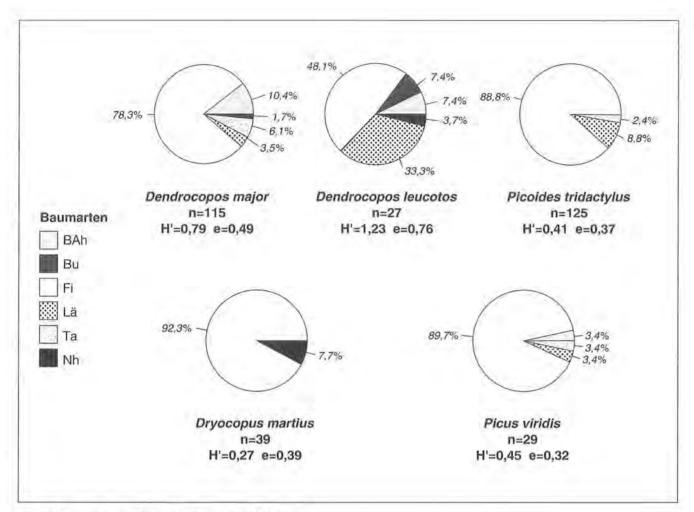


Abb. 44: Baumartenwahl bei nahrungssuchenden Spechten.

Eine Ausnahme bildete der Schwarzspecht, der sowohl tote, als auch lebende Fichten bzw. nicht identifizierbares abgestorbenens Nadelholz gleichermaßen nutzte. Die Diversität der im Lebendstadium genutzten Baumarten war stets höher als im Totholzstadium.

Dies hing vermutlich mit dem hohen Anteil der Fichte am Totholz zusammen, die bekanntlich sehr wind- und käferanfällig ist. Die markantesten, quantitativen Unterschiede hinsichtlich der Nutzung lebender und toter Bäume wurden mit Hilfe der RENKONEN'schen Zahl beim Buntspecht (Re = 45) und beim Weißrückenspecht (Re = 49) festgestellt.

Die Nutzung der vorhandenen Baumarten in unterschiedlichen Entwicklungstadien (abgestorben oder lebend) als Nahrungsquelle war beim Buntspecht (Chi²-Mehrfeldertest: p<0,0001) und beim Dreizehenspecht sowie dem Weißrückenspecht mit Einschränkung²) signifikant verschieden (Chi²-Mehrfeldertest: p<0,05).

Die lebenden Bäume des Bergahorns bzw. der Lärche wurden vom Buntspecht und vom Weißrückenspecht bzw. vom Dreizehenspecht häufiger als erwartet genutzt. Lebende Bäume waren neben toten Bäumen die

wichtigsten Kleinstandorte bei der Nahrungssuche für alle Spechte mit Ausnahme des Grünspechts. Die relativ selten vorkommenden Baumarten Bergahorn bzw. Lärche wurden eindeutig präferiert. Der Anteil des Bergahorns betrug im Nationalpark zusammen mit anderen Edellaubhölzern nur 5,4%, der Anteil der meist nur als Nebenbaumart vorkommenden Lärche 26,9% (RALL 1990). Unter den von Spechten aufgesuchten, lebenden Nahrungsbäumen waren der Bergahorn jedoch mit 37,5% beim Buntspecht bzw. mit 20,0% beim Weißrückenspecht und die Lärche mit 26,1% beim Dreizehenspecht bzw. mit 50,0% beim Weißrückenspecht vertreten (Tab. 12). Somit hatten beide Baumarten als Mikrohabitat beim Nahrungserwerb eine besondere Bedeutung. Die Frage nach den Gründen für eine solche Attraktivität lebender Bergahornbäume und Lärchen konnte jedoch noch nicht ausreichend geklärt werden. Die Nahrungsanalysen ließen keine Bevorzugung bestimmter, ausschließlich auf diesen beiden Baumarten vorkommender Beutetiere erkennen.

Es ist fraglich, ob herkömmliche Nahrungsanalysen überhaupt einen Hinweis erbringen können, da die verdaute Nahrung, die von verschiedenen Standorten stammen kann, nicht mehr den Nahrungsquellen zuzuordnen ist. Möglicherweise ist die Anzahl der Insekten auf den beiden Nebenbaumarten im Lebendstadium

<sup>&</sup>lt;sup>2)</sup> Der Anteil in der Kreuztabelle mit E.F. < 5 lag über 20%.</p>

Tab. 12: Baumartenwahl bei der Nahrungssuche stratifiziert nach verschiedenen Lebensphasen der Bäume.

-														
		Weißtanne Abies alba				Lärche Larix sp.			Fichte Picea abies				sonst. Nadelh.	
	ŧ	ot	lel	lebend tot		lebend		tot le		bend	tot			
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	ŋ	%	ń	%
Grünspecht Picus viridis	3	-	1	7,7	-	-	1	7,7	16	100,0	10	76,9	9	~
Schwarzspecht Dryocopus martius	-	-	-	12	-	- 5	-	-	31	91,2	5	100,0	3	8,8
Buntspecht Dendrocopos major	4	4,8	3	9,4		-	4	12,5	77	92,8	13	40,6	2	2,4
Weißrückenspecht Dendrocopos leucoto	- IS	-	-	-	4	23,5	5	50,0	11	64,7	2	20,0	1	5,9
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	3	2,9	5		5	4,9	6	26,1	94	92,2	17	73,9	9	÷

		Roll	buc	he		Ber	gah	orn			Renko-
	F	agus	syl	vatica	Ace	rpse	eudo	platanus	Diversität H' nen		
		tot	le	bend		ot	le	bend	tot	lebend	Index
	n	%	n	%	n	%	n	%			
Grünspecht	-	+	×	-	-	(-	1	7,7	0,00	0,79	77,0
Picus viridis											
Schwarzspecht	-	-	-	- 4	10-	-	-	-	0,30	0,00	91,0
Dryocopus martius											
Buntspecht	+	-	-	-	4	4	12	37,5	0,31	1,22	45,0
Dendrocopos major											
Weißrückenspecht	1	5,9	1	10,0	-	-	2	20,0	0,96	1,22	49,0
Dendrocopos leucoto	S										
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	7	+	7	0.5	-	7	-	-	0,33	0,57	79,0

ganz allgemein höher, als bei der Hauptbaumart Fichte. Vor allem der Bergahorn ist häufig mit Moos überwachsen ("Bemoosung"). Dieser Bewuchs bietet verschiedenen Insekten auf dem Bergahorn gute Unterschlupfmöglichkeiten. Die Lärche ist in den Hochlagen wiederum häufig mit Bartflechten überwuchert. Dieser Sachverhalt könnte möglicherweise durch Filmen oder Fotografieren der nahrungssuchenden Vögel mit anschliesender visueller Auswertung der Beutetiere im Schnabel aufgedeckt werden. Eine andere Möglichkeit wäre die Untersuchung der Entomofauna im genutzten Substrat.

Die Nischenbreite und die Nischenüberlappung wurde für die quantitative Beurteilung der Nahrungsökologie der Spechte bei der Nutzung verschiedener Baumarten in Abhängigkeit von ihrem Lebendstadium nach COLWELL & FUTUYAMA (1971) kalkuliert (Tab. 13).

Die maximale Nischenüberlappung wurde zwischen Schwarzspecht und Dreizehenspecht errechnet. Diese Spechtarten nutzten für die Nahrungssuche die kleinste Vielfalt an ähnlichen Baumarten und hatten somit eine schmale Nischenbreite. Der Buntspecht und der Grünspecht nutzten eine größere Nische mit einer geringeren Überlappung. Der Weißrückenspecht hatte aufgrund der vielfältigen Nutzung verschiedener Baumarten offensichtlich die größte Nischenbreite.

Tab. 13: Nischenbreite (auf der Diagonale – fett) und Nischenüberlappung (unter der Diagonale) bei der Nutzung von Baumarten durch nahrungssuchende Spechte. Die Werte wurden anhand von möglichen Kombinationen der Baumarten und ihrer Lebendstadien kalkuliert.

Bsp	Wsp	Dsp	Ssp	Güsp
1,150	7.7	7.7.7	17.7	
0)0,608	1,713			
0,841	0,569	0,850		
0,800	0,519	0,880	0,643	
0,760	0,550	0,722	0,680	1,044
	1,150 b)0,608 0,841 0,800	1,150 0)0,608 1,713 0,841 0,569 0,800 0,519	1,150 0)0,608 1,713 0,841 0,569 0,850 0,800 0,519 0,880	1,150 0)0,608 1,713 0,841 0,569 0,850 0,800 0,519 0,880 0,643

#### Stammstärke

Die genutzten Stärkeklassen der Bäume sind in der Abb. 45 dargestellt. Schwarzspecht, Buntspecht und Grünspecht bevorzugten Dimensionen zwischen 21 und 30 cm BHD. Der Dreizehenspecht präferierte Stammstärken zwischen 31 und 40 cm und der Weißrückenspecht noch stärkere Bäume zwischen 41 bis 50 cm BHD. Eine eindeutige Bevorzugung bestimmter Stärkenklassen konnte jedoch nur beim Dreizehenspecht und beim Buntspecht statistisch abgesichert werden (Chi²-Test: p<0,0001). Die Häufigkeitsverteilung der genutzten Stärkenklassen streute bei den anderen Spechtarten relativ stark (Chi²-Test: n.s.), was vermutlich auch mit der geringeren Anzahl der Beobachtungen zusammenhing.

Eine Übersicht der genutzten Stammstärken ist in der Tab. 11 zusammengestellt. Der mittlere BHD lag demnach bei allen von Spechten aufgesuchten Bäumen in einer relativ kleinen Spanne zwischen 32,8 cm (Schwarzspecht) und 42,2 cm (Grünspecht). Zwischen diesen Mittelwerten konnte kein Unterschied nachgewiesen werden (Varianzanalyse ONEWAY: n.s.). Im Mittel wurde für alle von Spechten genutzten Bäume ein BHD von 37,8 cm ermittelt. Der Schwarzspecht, aber auch andere Spechtarten nutzten gelegentlich auch sehr kleine Durchmesser. Im Vergleich zum flächengewogenen BHD von 26,5 cm für den Gesamtwald des Nationalparks (RALL 1990) ergab sich jedoch eine Präferenz der stärkeren Durchmesser bei allen Spechtarten.

Ein Vergleich der mittleren Stammstärken der Spechtbäume in verschiedenen Entwicklungsphasen (tot vs. lebend) ist in der Abb. 46 dargestellt. Der BHD der toten Bäume war kleiner als der der lebenden Bäume. Das Ergebnis konnte für den Weißrückenspecht und den Buntspecht statistisch gesichert werden (t-Test: p<0,05 bzw. p<0,0001). Beim Dreizehenspecht wurde kein Unterschied festgestellt. Die Angaben für den Grünspecht und Schwarzspecht haben aufgrund der kleinen Stichprobenanzahl nur einen informativen Charakter.

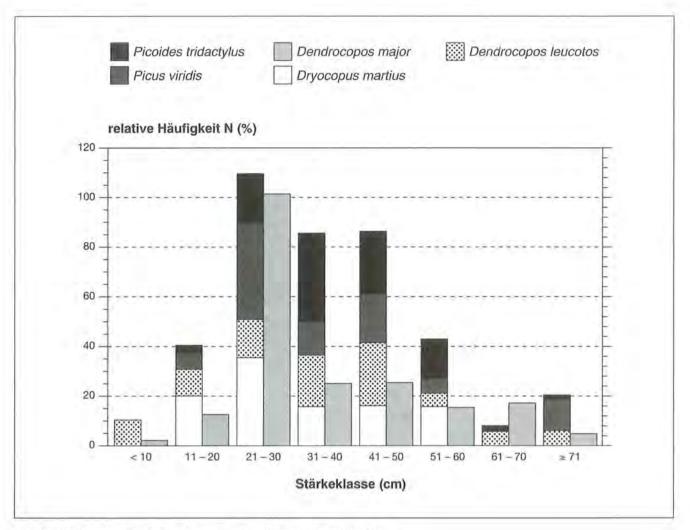


Abb. 45: Stärkeklassen der von nahrungssuchenden Spechten genutzten Bäume.

Tab. 14: Stammdurchmesser der von nahrungssuchenden Spechten genutzten Totholzformen "Stammteile" (Mittendurchmesser) sowie "stehende und liegende Bäume" (BHD).

	Mittendurchmesser Stammteile						Brusthöhendurchmesser tote Bäume				
	Mittel	StdAbw.	Min.	Max.	N	Mittel	StdAbw.	Min.	Max.	N	
Grünspecht Picus viridis	14,7	6,0	9,0	21,0	6	30,8	13,2	21,5	40,1	2	
Schwarzspecht Dryocopus martius	31,0	14,8	11,4	55,0	14	31,3	11,8	16,0	52,7	15	
Buntspecht Dendrocopos major	22,8	4,2	20,7	31,3	6	29,8	7,3	16,2	51,0	65	
Weißrückenspech Dendrocopos leuco	- 11	7,6	11.7	33,3	8	27,0	15,3	8,0	49,8	9	
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	12,8	-	-	-	1	39,0	12,8	12,0	91,8	97	

Bei der Analyse der Strukturparameter wurde bei allen diesen Spechtarten die Nutzung von Waldbeständen mit einem mittleren Totholz-BHD um 20 cm festgestellt (Tab. 5). Die Berechnung von Indizes der relativen Präferenz (IRP) ergab jedoch in bezug auf das Flächenangebot eine eindeutige Bevorzugung von Waldbeständen mit höheren Totholzdurchmessern (vgl. Kap. 4.1.2.3.2). Der Totholz-BHD der für die Nahrungssuche

genutzten Bäume lag dementsprechend beim Weißrückenspecht und beim Schwarzspecht in diesen bzw. beim Dreizehenspecht und beim Buntspecht in nah angrenzenden Stärkeklassen. Die Durchschnittswerte sind in der Tab. 11 zusammengefaßt. Somit bevorzugten Spechte selektiv starkes Totholz.

Der BHD konnte in einigen Fällen beim Totholz nicht mehr gemessen werden. Dies betraf z. B. die relativ selten genutzten Totholzformen "Stubben" oder "Stammteile". Bei den "Stammteilen" konnte statt dessen der mittlere Stammdurchmesser (MD) ermittelt werden. Eine Gegenüberstellung der genutzten MD und BHD beim Totholz wurde in der Tab. 14 zusammengestellt. Aufgrund der geringen Beobachtungsanzahl war hier nur ein orientierender Vergleich in bezug auf den BHD möglich.

Dabei wurde eine interessante Feststellung beim Schwarzspecht gemacht. Da er häufig auf verschiedenen Stammteilen bei der Nahrungssuche beobachtet wurde, konnte der MD der von ihm genutzten Bäume mehrfach ermittelt werden. Für den Schwarzspecht lagen diesbezüglich mehr Beobachtungen vor als bei den übrigen Spechtarten. Der mittlere BHD der toten Bäume lag dabei nur knapp höher als der mittlere MD der Stammteile. Ein signifikanter Unterschied wurde

nicht nachgewiesen (t-Test: n.s.). Der Schwarzspecht suchte auf stehenden Bäumen hauptsächlich im Brusthöhenbereich nach hier vorkommenden Ameisen (z. B. Camponotus sp. – vgl. Kap. 4.2.1) und bevorzugte offenbar auch auf liegenden Stammteilen ähnliche Durchmesserdimensionen. Starke Dimensionen waren dabei naturgemäß seltener vorhanden als schwächere Stammteile, wie es auch die Beobachtungen bei den anderen Spechtarten indirekt bestätigten. Die MD der genutzten, liegenden Stammteile waren nämlich z. T. deutlich geringer als die bevorzugten BHD der ganzen toten Bäume.

### Baumhöhe

Bei lebenden und toten stehenden Bäumen wurde die Baumhöhe der nach Nahrung abgesuchten Stämme ermittelt. Die Beobachtungen lagen in einer Spannweite der Mittelwerte von 30,9 m (Grünspecht) bis zu 17,0 m (Weißrückenspecht) – Tab. 11. Aufgrund der unzureichenden Anzahl der Beobachtungen des Schwarzspechts und des Grünspechts wurde nur für die übri-

gen Arten geprüft, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der bevorzugten Baumhöhen vorlag. Das Ergebnis war negativ (Varianzanalyse ONEWAY: n.s.) – vgl. Tab. 11.

Die vom **Dreizehenspecht** genutzten lebenden Bäume waren im Durchschnitt 24,4 m (n=22) hoch, die bereits abgestorbenen (n=15) nur 16,4 m (t-Test: p<0,01). Die geringere Höhe der abgestorbenen Bäume war u. a. auch dadurch bedingt, daß sie oft Wipfelbrüche aufwiesen.

Bei den lebenden Bäumen wurde ferner darauf geachtet, ob die Spechte bei der Nahrungssuche langschaftige Bäume den tiefbeasteten kurzschaftigen vorzogen. Das Ergebnis war negativ (Chi²-Test: n.s.), jedoch zeichnete sich beim Dreizehenspecht eine Tendenz zur Nutzung der langschaftigen Bäume ab, wogegen der Buntspecht, der Grünspecht und der Schwarzspecht eher kurzschaftige Bäume bevorzugten (Abb. 47). Aufgrund der geringen Nutzungsrate lebender Bäume v. a. beim Schwarzspecht lag der Auswertung nur eine kleine Anzahl an Beobachtungen zugrunde, was bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen ist.

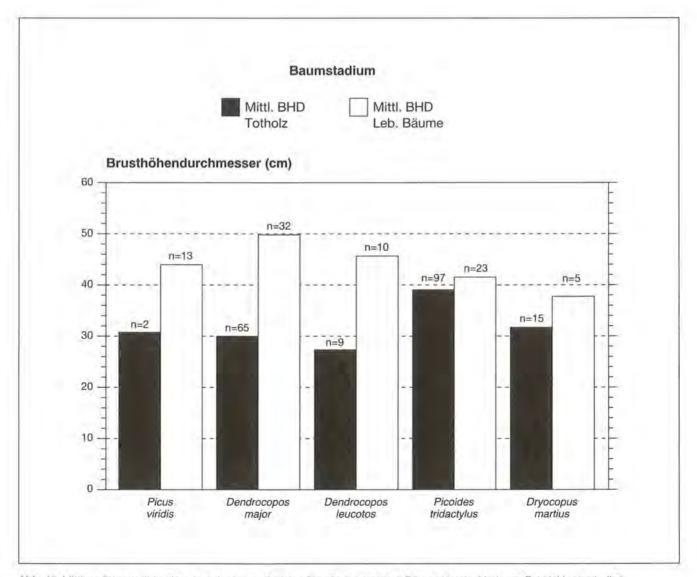


Abb. 46: Mittlere Stammstärke der von nahrungssuchenden Spechten genutzten Bäume in verschiedenen Entwicklungsstadien.

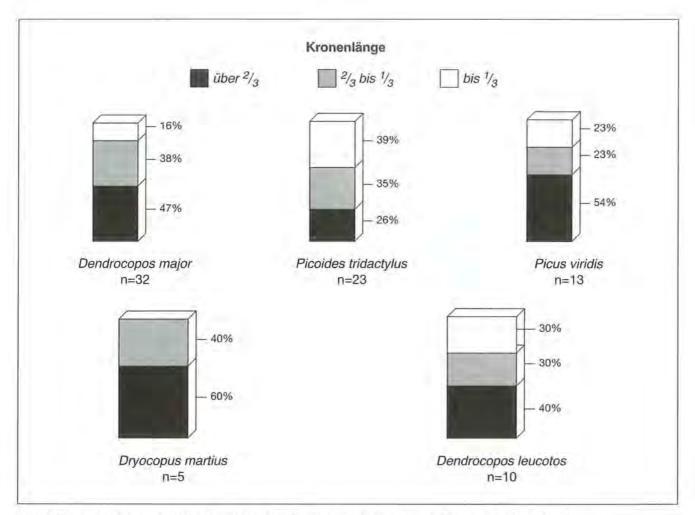


Abb. 47: Anteil der Kronenlänge an der Baumhöhe der von nahrungssuchenden Spechten genutzten stehenden Bäume.

### 4.2.3.2.2 Genutzte Stammbereiche

Die bei der Nahrungssuche an stehenden Bäumen beobachteten Spechte nutzten nicht die gesamte Stammlänge bzw. den gesamten Baum, sondern bevorzugten eine bestimmte Stammhöhe über dem Boden. Sie nutzten in dieser Höhe außerdem auch nur einen Teil der gesamten Stammlänge und flogen anschließend zu einer anderen Nahrungsquelle weiter. Eine entsprechende tabellarische Darstellung der genutzten Stammbereiche ist in der Tab. 11 wiedergegeben.

Im Untersuchungsgebiet wurden Baumkronen offenbar von Spechten äußerst selten als Nahrungsquelle genutzt. Nur der Buntspecht und der Dreizehenspecht wurden bei der Nahrungssuche in Baumkronen mehrmals beobachtet. Da die Dauer dieser Nutzung nur sehr kurz war und somit nicht den methodischen Anforderungen entsprach, wurde sie nicht in die Auswertung aufgenommen. Neben der Nutzung von dickeren Ästen konnte auch eine Nahrungssuche in den äußersten Zweigspitzen nach Art der Meisen beobachtet werden. Die Nahrung des Buntspechts bestand überwiegend aus Zapfensamen, Die Zapfen wurden zwar im Kronenbereich entnommen, jedoch erst am Baumstamm in einer "Schmiede" aufgeschlossen und verzehrt (Abb. 48).

Tab. 15: Vergleich der Mittelwerte einiger Parameter der von nahrungssuchenden Spechten genutzten Bäume mit dem Student-Newmann-Keuls-Test.

	Baum- parameter	Buntspecht Dendrocopos major (n=21) x=15,5 m y=1,4 m	Weißrückenspecht Dendrocopos Jeucotos (n=15) x=10,5 m y=2,2		
Dreizehenspecht (n=37 Picoides tridactylus x=10,1 m y=5,5 m	genutzte Stammhöhe ) (x) genutzte Stammlänge	p<0,05	n.s. p<0.05		
Buntspecht (n=21)	(y) genutzte Stammhöhe (x)	-	p<0,05		
Dendrocopos major x=15,5 m y=1,4 m	genutzte Stammlänge (y)	5	n.s.		

Der **Grünspecht** nutzte die Bäume erst in einer Stammhöhe von durchschnittlich 19,3 m über dem Boden. Dagegen suchte der **Schwarzspecht** meistens im Bodenbereich in einer Höhe von durchschnittlich 2,0 m nach Nahrung (Tab. 11). Dies hing mit dem Vorkommen der wichtigen Beutetiere zusammen, nämlich



Abb. 48: Schmiede des Buntspechts (Dendrocopos major).

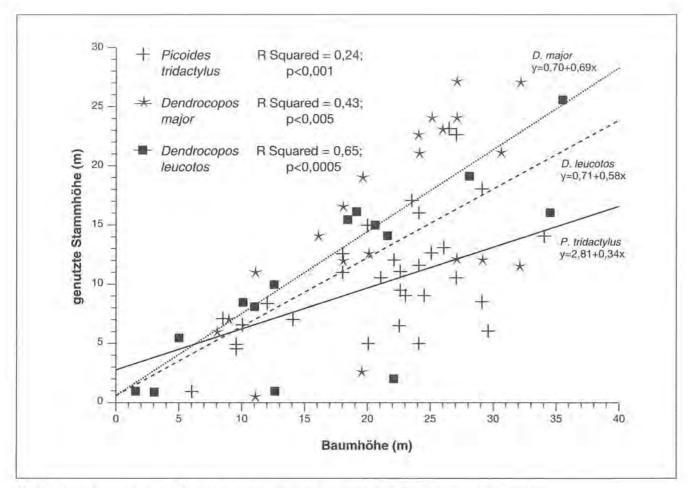


Abb. 49: Beziehung zwischen der Baumhöhe und der genutzten Stammhöhe bei nahrungssuchenden Spechten.

Ameisen der Gattungen Lasius, Formica und Camponotus, die im Stamfußbereich der Bäume zahlreich angetroffen wurden. Während sie vom Schwarzspecht überwiegend dort erbeutet wurden, verzehrte der Grünspecht seine Beutetiere zum größten Teil direkt in ihren Erdnestern. Als Zusatznahrung nahm er an Baumstämmen in größerer Höhe lediglich kletternde Ameisen oder andere Beutetiere an (vgl. Kap. 4.2.1). Eine mögliche Konkurrenz wurde somit weitgehend vermieden. Die beiden Spechtarten nutzten nur einen schmalen Bereich von 0,5 m (Grünspecht) bis 0,7 m (Schwarzspecht) der Stammlänge. Die geringe Anzahl der Beobachtungen ließ hier keine weiteren Rückschlüsse zu.

Die genutzte durchschnittliche Stammhöhe bei den übrigen Spechtarten lag in einer Spanne zwischen 15,5 m (Buntspecht) und 10,1 m (Dreizehenspecht) relativ eng zusammen (Tab. 11). Die Darstellung der Häufigkeitsverteilung über die genutzte Stammhöhe ergab ein Maximum im Bereich von 6 bis 10 m über dem Boden. Es bestand dennoch ein signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der genutzten Stammhöhen (Varianzanalyse ONEWAY: p<0,01) – Tab. 11, nämlich zwischen Buntspecht und Dreizehenspecht sowie zwischen Buntspecht und Weißrückenspecht (ONEWAY: STUDENT-NEWMAN-KEULS-Test: p<0,05) – vgl. Tab. 15.

Buntspecht, Dreizehenspecht und Weißrückenspecht nutzten einen bestimmten Stammbereich in ca. 13 m Höhe gemeinsam. Dies warf auf den ersten Blick die Frage nach einer möglichen gegenseitigen Konkurrenz bei der Nahrungssuche auf. Bei der Berücksichtigung der artspezifischen Nahrungserwerbstechnik und des unterschiedlichen Beutespektrums wurde jedoch deutlich, daß eine solche Konkurrenz nicht bestand. Der Dreizehenspecht suchte hauptsächlich unter der Rinde nach Borkenkäfern, der Weißrückenspecht spezialisierte sich hingegen auf die Erschließung von tiefer im Splint und auf der Oberfläche befindlichen Nahrungsquellen. Der Buntspecht nutzte alle Möglichkeiten, ernährte sich aber hauptsächlich von Zapfensamen. Er zimmerte häufig an den Stämmen "Schmieden". Weitere Hinweise lieferte auch die Analyse der Nischenüberlappung bei der Totholznutzung, auf die ausführlich im Kap. 4.2.3.2.3 eingegangen wird.

Mehrere Untersuchungen amerikanischer Autoren (z. B. JACKSON 1970, RAPHAEL & WHITE 1984, PORTER & LABISKY 1986) belegten einen Zusammenhang zwischen der aktuellen Baumhöhe und der genutzten Stammhöhe u. a. bei den amerikanischen Spechten Picoides alboralvatus, Picoides villosus, Picoides pubescens, Picoides arcticus und Picoides borealis. Demnach sollen mit steigender Baumhöhe auch höher gelegene Stammpartien genutzt werden. Ein ähnliches

Verhalten beobachtete auch HOGSTAD (1971) beim Dreizehenspecht und beim Buntspecht. In den hier untersuchten Flächen konnte eine solche Beziehung nicht deutlich nachgewiesen werden (Abb. 49). Eine Zusammenfassung der Beobachtungen des Dreizehenspechts, des Buntspechts und des Weißrückenspechts ergab lediglich einen schwachen Zusammenhang der Baumhöhe und der genutzten Stammpartien (R2=0,37; p<0,0001). Eine getrennte Auswertung ergab einen guten Zusammenhang beim Weißrückenspecht (n=15; R2=0,65; p<0,0005), eine schwache Beziehung beim Buntspecht (n=21; R2=0,43; p<0,005) und beim Dreizehenspecht konnte praktisch keine Korrelation nachgewiesen werden (n=37; R2=0,24; p<0,005). Diese Ergebnisse werden auch durch die in der Tab. 11 zusammengefaßten Parameter der genutzten stehenden Bäumen bestätigt.

Da der **Dreizehenspecht** relativ häufig sowohl an toten als auch an lebenden Bäumen beobachtet wurde, war es möglich, eine Korrelationsanalyse getrennt für tote und lebende Bäume durchzuführen. Das Ergebnis war überraschend, Während bei den lebenden Bäumen kein Zusammenhang der genutzten Stammhöhe mit der Baumhöhe errechnet wurde (n=22; R²=0,04; n.s.), korrelierten diese Parameter relativ eng bei toten Bäumen (n=15; R²=0,60; p<0,001; vgl. Abb. 50) miteinander. Diese Beziehung hing offenbar mit der unterschiedlichen Ausbreitung des wichtigsten Beutetieres, nämlich des Buchdruckers in lebenden

und in toten Bäumen zusammen. Der Käferbefall bei stehenden und gesunden Bäumen beginnt in der Regel im Bereich des Kronenansatzes, von wo er sich mit einer sehr großen Variabilität nach unten und oben ausbreitet (KÖHLER in litt.). Deshalb wurde beim Anflug an (noch) lebende Bäume offenbar überwiegend der Kronenansatz gepeilt, der die besten Nahrungsquellen bot. Der ganze Baumhabitus bzw. seine gesamte Höhe war hingegen bei toten Bäumen primär für den Anflug ausschlaggebend. Der Dreizehenspecht flog eine Stammhöhe in Abhängigkeit von der Baumhöhe an, weil die Nahrungsquelle nicht voraussagbar an bestimmten Stellen konzentriert, sondern im ganzen Stammbereich vorhanden war. Die in den Arbeiten von JACKSON (1970), RAPHAEL & WHITE (1984) sowie PORTER & LABISKY (1986) bei den nordamerikanischen Vertretern der Gattung Picoides beschriebene Abhängigkeit der genutzten Stammhöhe von der Baumhöhe konnte somit auch bei der europäischen Art Picoides tridactylus nachgewiesen werden. Diese Beziehung hatte jedoch nur für tote Bäume Gültigkeit. Die Ermittlung der Kronenlänge wurde bei der Aufnahme im Gelände auf eine Schätzung der Kronenanteile am Baum beschränkt. Dies erlaubte folglich nur eine grobe Überprüfung dieser Beobachtung. Sie bestätigte jedoch die o. g. Feststellung, weil bei lebenden Bäumen min. 2/3 der Beobachtungen im Bereich des geschätzten Kronenansatzes und die restlichen Beobachtungen überwiegend wenige m darunter oder darüber lagen.

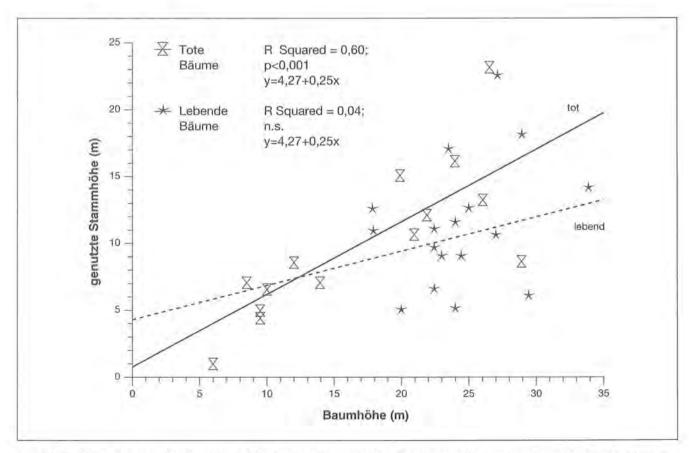


Abb. 50: Beziehung zwischen der Baumhöhe und der genutzten Stammhöhe in verschiedenen Baumentwicklungsstadien beim nahrungssuchenden Dreizehenspecht (Picoides tridactylus).

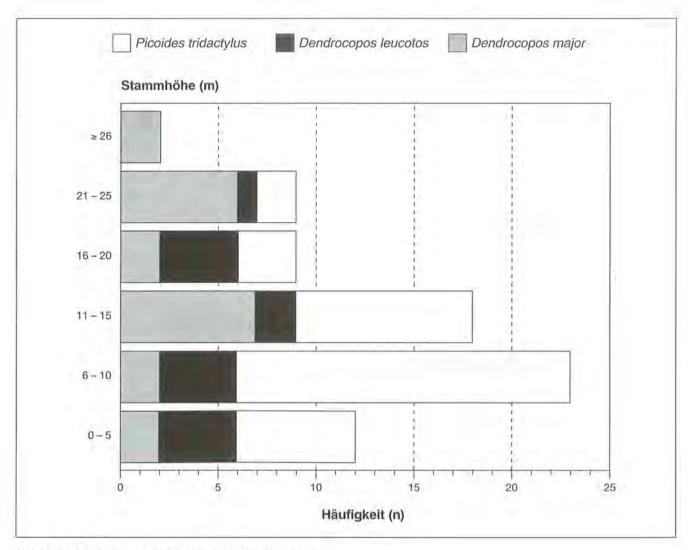


Abb. 51: Genutzte Stammhöhe bei nahrungssuchenden Spechten.

In diesem Sinne wurde auch die Variabilität der genutzten durchschnittlichen Stammlänge erklärt. Während der Dreizehenspecht im Mittel einen Bereich von 5,5 m an einem Stamm nutzte, suchten der Weißrückenspecht und der Buntspecht nur ein schmales Band von 2,2 m bzw. 1,4 m pro Stamm ab. Zwischen diesen Werten konnten signifikante Unterschiede festgestellt werden (Varianzanalyse ONEWAY: p<0,001) – vgl. Tab. 11, nämlich zwischen dem Dreizehenspecht und dem Buntspecht, sowie zwischen dem Dreizehenspecht und dem Weißrückenspecht (ONEWAY: STU-DENT-NEWMAN-KEULS Test: p<0,05) – vgl. Tab. 15.

Der Zusammenhang mit dem Nahrungsspektrum sah folgendermaßen aus: Der schmale vom **Buntspecht** (n=21) genutzte Bereich war auf eine häufige Nutzung der Bäume als "Schmieden" zurückzuführen. Der Vogel saß bei dieser Tätigkeit an einer geeigneten Stelle am Stamm, an der er einen Zapfen befestigen konnte, um hier die darin befindlichen Samen herauszuholen. Anschließend verließ er die "Schmiede" und holte einen neuen Zapfen. Dieses Verhalten beschrieb auch OSIEJUK (1991). Nur in wenigen Fällen wurde der Buntspecht beim Absuchen eines Stammes beobachtet. Die Häufigkeitsverteilung der Spechtbeobach-

tungen bezogen auf die Stammhöhe wies demzufolge zwei Gipfel auf (Chi²-Test: n.s.; vgl. Abb. 51), Außerdem nutzte der Buntspecht dementsprechend maximal nur eine Stammlänge von 1 m Länge (Chi²-Test: p<0,001; vgl. Abb. 52). Sofern der Buntspecht überhaupt größere Stammabschnitte absuchte, bewegte er sich in der Regel von oben nach unten.

Die Methode des Stammabsuchens von unten nach oben war dagegen die meist genutzte Technik des vor allem nach Borkenkäfern suchenden **Dreizehenspechts** (n=37). Er war dabei auf die "Kapazität" der Rinde angewiesen, die pro m² nur einer begrenzten Menge an Käfern Brutraum bieten konnte. Um eine entdeckte Nahrungsquelle effektiv auszunutzen, kletterte er hoch bis sie erschöpft war.

Der Dreizehenspecht suchte schwerpunktmäßig in einer Stammhöhe zwischen 6 und 10 m (Chi²-Test: p<0,001; vgl. Abb. 51) und auf einer Stammlänge von 2 bis 3 m (Chi²-Test: p<0,001; vgl. Abb. 52).

Tote (n=15) und lebende (n=22) Bäume wurden vom Dreizehenspecht in ähnlicher Weise genutzt. Die mittlere genutzte Stammhöhe und ihre Streuung waren in den beiden Stadien "tot" und "lebend" annähernd gleich

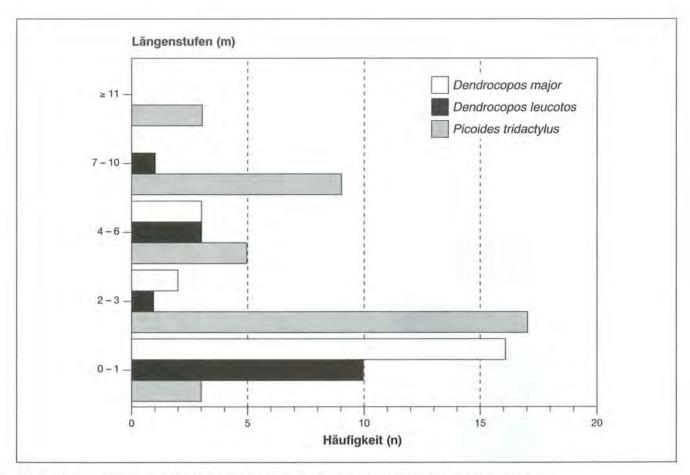


Abb. 52: Abgesuchte Stammlänge während der Verweildauer nahrungssuchender Spechte an stehenden Bäumen.

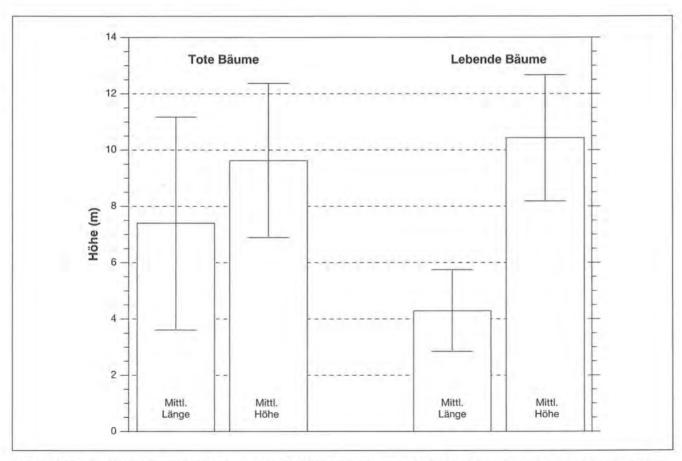


Abb. 53: Vom Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) bei der Nahrungssuche genutzte Bereiche stehender Bäume in verschiedenen Entwicklungsstadien. Mittelwerte und Streuung.

(t-Test: n.s. bzw. F-Test: n.s.; vgl. Abb. 53). Die Häufigkeitsverteilung war ebenfalls ähnlich (Chi²-Test: n.s.; vgl. Abb. 54). Dagegen war die durchschnittliche genutzte Stammlänge während der Verweildauer auf den toten Bäumen länger, als auf den lebenden Bäumen. Dies konnte jedoch statistisch nicht abgesichert werden (t-Test, n.s.; vgl. Abb. 53). Die entsprechende Häufigkeitsverteilung wies ebenfalls nur geringe Differenzen auf (Chi²-Test, n.s.; vgl. Abb. 55). Ein hoch signifikanter Unterschied zwischen lebenden und toten Bäumen konnte allerdings bei der Streuung der genutzten, mittleren Stammlängen (tote Bäume Std-Abw. = +- 7,54 vs. lebende Bäume StdAbw. = +- 2,91) nachgewiesen werden (F-Test: p<0,0001; vgl. Abb. 53).

Dieses unterschiedliche Verhalten hing vermutlich wiederum mit der verschiedenartigen Ausbreitung der Borkenkäfer in den beiden Baumentwicklungsstadien zusammen (s. oben). Der Dreizehenspecht jagte demzufolge auf den frisch befallenen, noch gesund erscheinenden Bäumen konzentriert in einem kleineren

Bereich v. a. um den Kronenansatz herum, wogegen er im fortgeschritteneren Befallstadium ("tote" Bäume) entsprechend der variablen Besiedelung durch Borkenkäfer häufig unterschiedliche Stammlängen und größere Stammbereiche absuchte,

Eine methodische Besonderheit muß in diesem Zusammenhang noch erwähnt werden. Für eine korrekte Ermittlung der genutzten Stammhöhe müßte auch die Zeit, die ein Vogel an verschiedenen Stammstellen verbrachte, berücksichtigt werden. Dann könnte ein mit der Zeitdauer "gewogener Mittelpunkt" innerhalb der genutzten Stammlänge errechnet werden. Nach eigenen Beobachtungen suchte der Dreizehenspecht lebende Bäume langsamer ab als tote Bäume, die er rascher und in gleichmäßigem Tempo "durchkämmte". Auf lebenden Bäumen wurde ein Verweilen an einer Stelle zwecks gründlicher Ausnutzung des Nahrungsangebots mit anschließender Fortbewegung am Stamm häufiger als bei toten Bäumen beobachtet. Dies deutete auf eine gleichmäßigere Verteilung der Borkenkäfer in den befallenen Partien der toten Bäu-

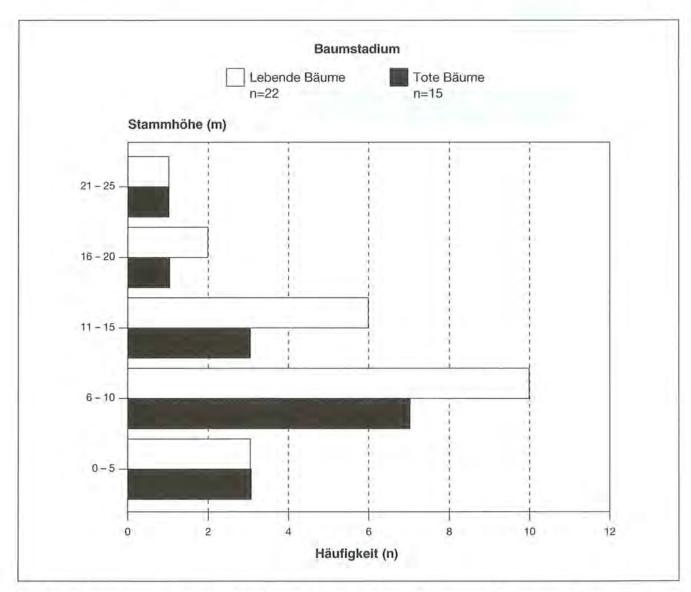


Abb. 54: Vom Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) bei der Nahrungssuche genutzte Stammhöhen in verschiedenen Baumentwicklungsstadien.

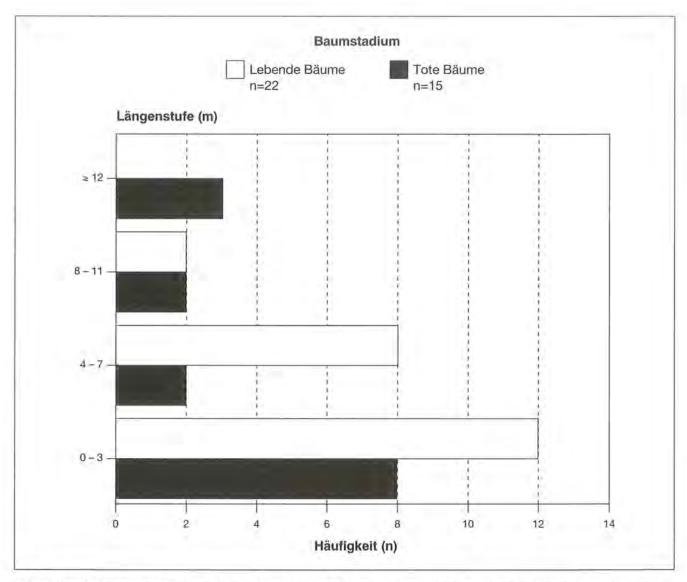


Abb. 55: Vom Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) nach Nahrung abgesuchte Stammlängen an stehenden Bäumen in verschiedenen Entwicklungsstadien.

men hin. Im Gegensatz dazu waren die lebenden Bäume meist nur lokal und konzentriert im Kronenansatzbereich befallen. Noch nicht befallene Stammpartien wurden demzufolge rasch abgesucht bzw. "übersprungen".

Das breite Spektrum der Beutetiere beim Weißrückenspecht (n=15) stand im Zusammenhang mit dem Verhalten dieser Art bei der Nahrungssuche. Viele Beutetiere, wie z. B. Ameisen oder Diptera-Larven kamen konzentriert nur an bestimmten Stellen, wie z. B. an offenen Wunden oder ausgefallenen Ästen vor. Eine solche Nahrungsquelle wurde erkundet und ausgeschöpft. Danach flog der Weißrückenspecht häufig zu einem anderen Standort, um dort die Nahrungssuche fortzusetzen. Ein restloses Absuchen eines Baumes wurde nur sehr selten beobachtet. Die geringe Ergiebigkeit eines armen Nahrungsstandortes wurde offenbar relativ rasch erkannt und die Suche abgebrochen. Dieses Verhalten illustrieren die Abb. 51 und 52: Die Häufigkeitsverteilung der genutzten Höhe am Stamm über dem Boden (Abb. 51) war ohne ein ausgeprägtes Maximum (Chi<sup>2</sup>-Test: n.s.), da keine bestimmte Stammhöhe bevorzugt wurde. Der abgesuchte Stammabschnitt hatte dabei meist nur eine Länge bis zu einem Meter (Abb. 52), obwohl dies statistisch nicht hinreichend gesichert werden konnte (Chi<sup>2</sup>-Test: n.s.).

### 4.2.3.2.3 Totholz

Abgestorbene Bäume wurden von den nahrungssuchenden Spechten bevorzugt aufgesucht. Eine Ausnahme bildete lediglich der myrmecophage Grünspecht. In Anbetracht der großen Bedeutung des Totholzes lag es nahe, die Ansprüche der Spechte an diesen Kleinstandort noch differenzierter zu untersuchen.

Totholz kommt sowohl in Wirtschafts- als auch in Naturwäldern in verschiedenen Formen und Zersetzungsstadien vor. Die gegenwärtige Waldbehandlung im Nationalpark sieht noch gewisse Pflegemaßnah-

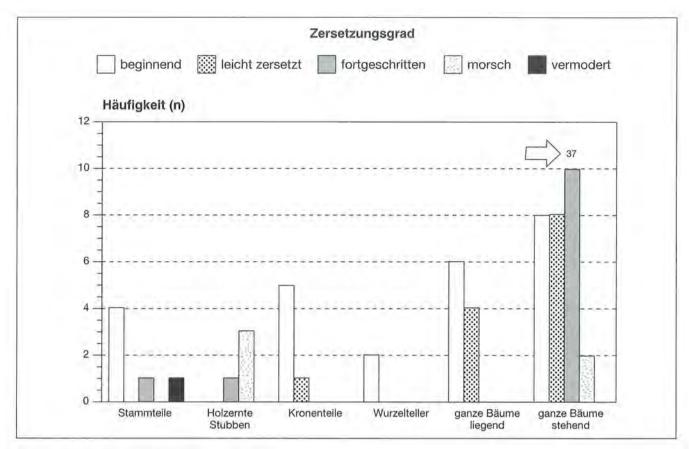


Abb. 56: Nutzung verschiedener Totholzformen durch den Buntspecht (Dendrocopos major) bei der Nahrungssuche.

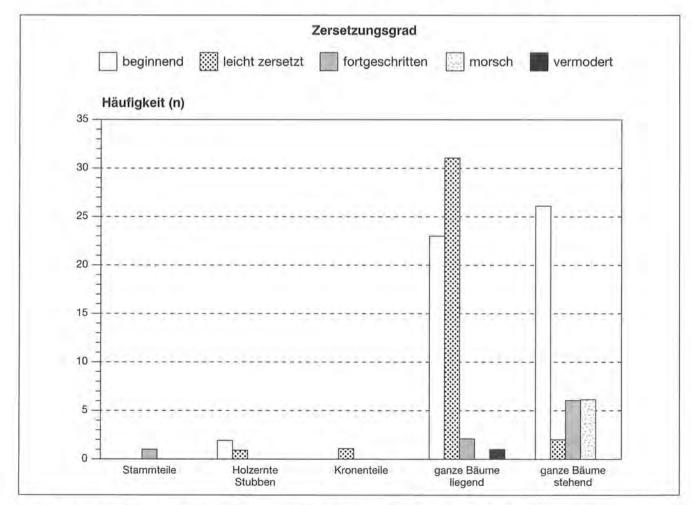


Abb. 57: Nutzung verschiedener Totholzformen durch den Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) bei der Nahrungssuche.

men, wie z. B. Räumen der Wege von geworfenen Bäumen, Beseitigung der Gefahrenstellen im Wegebereich, wald-hygienische Maßnahmen an den Privatwaldgrenzen des Parks, Räumung von Teilflächen für eine Pflanzung von Mischbaumarten bei ungünstiger Ausgangslage und ähnliche Maßnahmen vor. Deshalb sind die dortigen Totholzformen nicht wesentlich anders als in reinen Wirtschaftswäldern. Demzufolge wurde für die weiteren Auswertungen das von PFARR (1991) im Forstamt Seeshaupt im südbayerischen Raum entwickelte Modell der Totholzformen in wesentlichen Punkten übernommen (Abb. 4). Aufgrund eines weitgehenden Verzichtes auf eine Beseitigung des Totholzes gibt es jedoch wesentliche Unterschiede in der Menge der belassenen Totholzmasse im Nationalpark Berchtesgaden gegenüber reinen Wirtschaftswäldern.

Das Modell von PFARR (1991) wurde für den Nationalpark ein wenig modifiziert. Dabei wurde zwischen den
verschiedenen Totholzformen und Zersetzungsstadien
differenziert. Ganze Bäume stehend, ganze Bäumen
liegend, ggf. mit Wurzeltellern, Wurzelteller, Kronenteile, Holzernte-Stubben einschließlich Hochstubben,
Stammteile, Äste und ihre Zersetzungsstadien von beginnend, über leicht zersetzt, fortgeschritten, morsch,
bis zu vermodert wurden getrennt erfaßt. Eine detaillierte Beschreibung wurde bereits im Kap. 3.3. gegeben. Bei der Auswertung der Spechtbeobachtungen
wurde aus technischen oder statistisch-methodischenen Gründen z. T. mit zusammengefaßten Kategorien
gearbeitet.

Der Buntspecht (n=83) nutzte die breiteste Palette der verschiedenen Totholzformen (Abb. 56). Im Unterschied zu den anderen Spechtarten diente ihm das Totholz nicht nur als Substrat für die Nahrungssuche, sondern auch als "Hilfswerkzeug" zum Öffnen der Zapfen. Dies stand im Zusammenhang mit der Zusammensetzung seiner Nahrung, die überwiegend aus Zapfensamen bestand. Zersetzungsgrad und Totholzform spielten für den Buntspecht eine geringere Rolle, wenngleich stehende Bäume im fortgeschrittenen Zersetzungsstadium in der Regel bessere Möglichkeiten für den Halt der Zapfen boten, da hier beispielsweise federnde Holzspäne, federnde Rindenstücke, eine strukturierte Stammoberfläche mit Löchern oder ausgefallene Äste etc. vorhanden waren. Die noch stehenden Bäume wurden deshalb häufiger genutzt als andere Totholzformen (Chi2-Test: p<0,0001). Auch Totholz im fortgeschrittenen Verrottungsstadium wurde vom Buntspecht signifikant häufiger genutzt als in anderen Zersetzungsstadien (Chi2-Test: p<0,0001). "Schmieden" des Buntspechts wurden jedoch bei fast allen Totholzformen gefunden (vgl. Kap. 4.1.2.3.2).

Ein Zusammenhang zwischen der Nutzung verschiedener Totholzformen und bestimmter Zersetzungsstadien konnte nicht nachgewiesen werden (Chi²-Vierfeldertest: n.s.).

Der **Dreizehenspecht** (n=102) war spezialisiert auf die Nutzung der ganzen Bäume (Abb. 57). Er wurde nur sehr selten auf anderen Totholzformen beobachtet (Chi²-Test; p<0,0001). Stehende und liegende Bäume wurden dabei gleichermaßen genutzt (Chi²-Test; n.s.).

Der Zersetzungsgrad spielte beim Dreizehenspecht eine wichtige Rolle. Er nutzte das Totholz absteigend vom beginnenden bis zu einem leicht zersetzten Verrottungsstadium viel häufiger als das Totholz im fortgeschrittenen bis vermoderten Stadium (Chi2-Test: p<0,001). Die ersten beiden Zersetzungsstadien wurden dabei annähernd gleichwertig genutzt (Chi2-Test: n.s.). Dieses Verhalten wurde durch das Vorkommen des wichtigsten Beutetieres, des Buchdruckers bestimmt (Abb. 58). In fortgeschrittenen Zersetzungsstadien konnten nämlich weder Imagines, noch Larven dieser Beuteart gefunden werden, da die baumeigenen, primären Lockstoffe und nach dem Käferausflug auch die sekundären Duftstoffe (Pheromone) der Käfer ausblieben und folglich solche Stämme nicht mehr durch Buchdrucker besiedelt wurden. Ferner wurde der potentielle Brutraum unter der Rinde mit zunehmendem Zersetzungsgrad geringer, was die Attraktivität der Bäume als Nahrungssubstrat zusätzlich minderte.

Abgestorbene liegende und stehende Bäume wurden vom Dreizehenspecht nicht in gleicher Weise aufgesucht. Im fortgeschrittenen bis vermoderten Stadium wurden stehende Bäume den liegenden signifikant vorgezogen (Chi²-Vierfeldertest: p<0,01). Ein Grund für dieses Verhalten ist nicht bekannt.

Die übrigen Spechtarten nutzten im Gegensatz zu den beiden bereits behandelten Arten relativ häufig auch andere Totholzformen.

Der Schwarzspecht (n=34) bevorzugte keine bestimmte Totholzform (Abb. 59). Er wurde bei der Nahrungssuche zwar häufiger auf verschiedenen Stammteilen als auf ganzen Bäumen oder Holzernte-Stubben beobachtet. Dies konnte jedoch statistisch nicht gesichert werden (Chi2-Test; n.s.). Der Schwarzspecht zog Totholz im fortgeschrittenen Verrottungsstadium den weniger weit zersetzten Totholzformen vor (Chi<sup>2</sup>-Test: p<0,05). Im weitgehend zersetzten Holz war der Lebensraum der wichtigen Beutetiere, nämlich Ameisen der Gattung Lasius und Camponotus (Abb. 60). Allerdings suchte der Schwarzspecht in beträchtlichem Umfang auch Nahrung in anderen Totholzstadien. Dabei wurde die Rinde in 20 bis 30 cm langen Streifen vom Stamm gelöst. Die darin brütenden Käfer wurden auch am Boden verzehrt.

Ein Zusammenhang zwischen den genutzten Totholzformen und den verschiedenen Zersetzungsstadien wurde bei ihm nicht beobachtet (Chi²-Vierfeldertest: n.s.).

Der Weißrückenspecht (n=17) flog bei der Nahrungssuche bevorzugt Totholz an, und zwar gleichermaßen Stammteile und ganze Bäume (Chi²-Test: n.s.; Abb. 61). Er bevorzugte dabei morsche und vermoderte Stadien des Totholzes (Abb. 62), nutzte aber in kleinerem Umfang auch frisches Totholz (Chi²-Test: p<0,01).



Abb. 58: Vom Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) abgeschlagene Spiegelrinde an einem von Borkenkäfern befallenen Fichtenstamm.

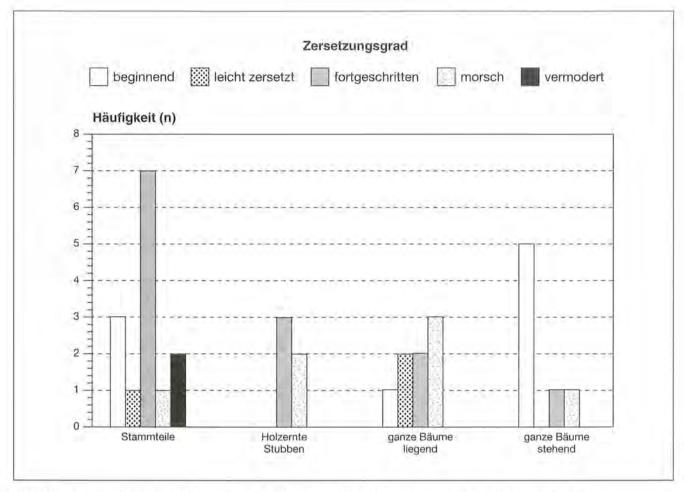


Abb. 59: Nutzung verschiedener Totholzformen durch den Schwarzspecht (Dryocopus martius) bei der Nahrungssuche.

Dies spiegelte sich in seiner vielfältigen Nahrungszusammensetzung wieder. Da der Weißrückenspecht Waldbestände mit geringer Stockanzahl bevorzugte (vgl. Kap. 4.1.2.3.2), wurden vermutlich auch keine Stöcke genutzt. Zumindest wurde er an Stöcken nicht beobachtet.

Zwischen den vom Weißrückenspecht genutzten Totholzformen und ihren Zersetzungsstadien wurde kein Zusammenhang beobachtet (FISHER'S EXACT-Test: n.s.).

Der Grünspecht (n=16) nutzte im Unterschied zu den anderen Spechtarten neben Ameisennestern und lebenden Bäumen gleichermaßen auch Totholz (Abb. 63). Die am häufigsten aufgesuchten Totholzformen waren dabei Stammteile und Holzernte-Stubben (Chi2-Test: p<0,05; Abb. 64) in stockreichen Waldbeständen (vgl. Kap. 4,1.2,3.2). Darüberhinaus wurden nur noch Wurzelteller und ganze tote Bäume angeflogen. Frisches Totholz wurde nur selten genutzt, da der Grünspecht überwiegend an toten Bäumen im fortgeschrittenen bis vermoderten Zersetzungsstadium beobachtet wurde (Chi2-Test: p<0,01). Die gesamte Totholznutzung diente somit der Erbeutung von Ameisenarten, wie Camponotus ligniperda oder Lasius fuliginosus, die ihre Nester mit Vorliebe im morschen Holz anlegen.

Bei der Prüfung von Assoziationen zwischen genutzten Totholzformen und Zersetzungsstadien konnte nachgewiesen werden, daß ganze abgestorbene Bäume bevorzugt angenommen wurden, falls sie sich noch im frischen bzw. im beginnenden bis leicht zersetzten Verrottungsstadium befanden (FISHER'S EXACT-Test: p<0,01). Dies erklärt auch die Beifunde der Borkenkäfer im Kot des Grünspechts.

Eine Kombination der wichtigsten, z. T. zusammengefaßten Totholzformen, nämlich ganze Bäume stehend,
ganze Bäume liegend, Stöcke (Holzernte-Stubben),
Stammteile (Stammteile + Kronenteile und Wurzelteller)
mit ihrer Ausprägung in verschiedenen Zersetzungsgraden (5 Klassen) ergab insgesamt 20 verschiedene
Totholzressourcen, die theoretisch hätten genutzt werden können. Anhand dieser Matrix wurden die Nischenbreite und die Nischenüberlappung der vorkommenden Spechtarten nach COLWELL & FUTUYAMA
(1971) berechnet (Tab. 16) und mit der Clusteranalyse
beschrieben.

Die Nischenbreite war am größten beim Schwarzspecht, am schmalsten beim Weißrückenspecht. Der Schwarzspecht nutzte in vielfältiger Weise nahezu alle Totholzformen und Zersetzungsstadien (Abb. 59). Der Weißrückenspecht beschränkte sich hingegen auf nur wenige Totholzressourcen (Abb. 61). Die Nischenbreite bei den anderen Spechten lag eng beieinander.



Abb. 60: Arbeitsspuren des Schwarzspechts (Dryocopus martius) an einer toten, von der Roßameise befallenen Fichte.

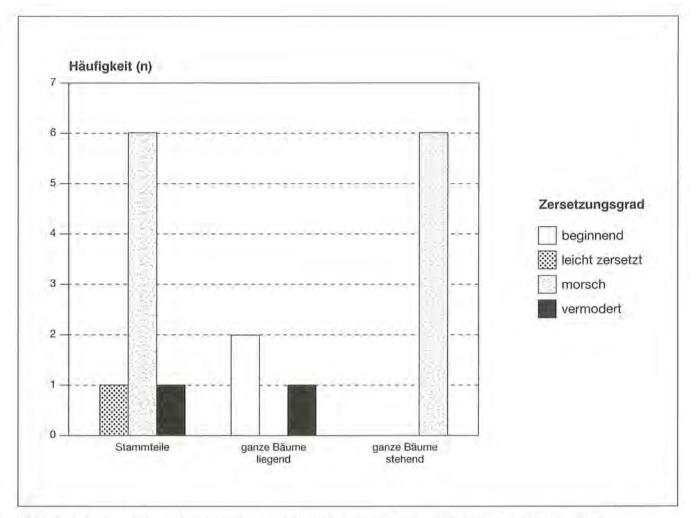


Abb. 61: Nutzung verschiedener Totholzformen durch den Weißrückenspecht (Dendrocopos leucotos) bei der Nahrungssuche.

Tab. 16: Nischenbreite (auf der Diagonale – fett) und Nischenüberlappung (unter der Diagonale) nahrungssuchender Spechte bei der Nutzung von Totholz. Die Werte wurden in bezug auf mögliche Kombinationen verschiedener Totholzformen und Zersetzungsgrade kalkuliert.

	Bsp	Wsp	Dsp	Ssp	Güsp
Buntspecht (Bsp)	1,838	7			
Dendrocopos major					
Weißrückenspecht (Wsp)	0,120	1,487			
Dendrocopos leucotos					
Dreizehenspecht (Dsp)	0,339	0,196	1,792		
Picoides tridactylus					
Schwarzspecht (Ssp)	0,400	0,176	0,333	2,435	
Dryocopus martius					
Grünspecht (Güsp)	0,183	0,184	0,135	0,563	1,836
Picus viridis					

Die Werte der Distanzkoeffizienten der Clusteranalyse wurden in einem Baumdiagramm (Abb. 65) in quantitativen Relationen von 0 bis 25 dargestellt. Die maximale Nischenüberlappung wurde zwischen Schwarzspecht und Grünspecht mit einer sehr kurzen Distanz festgestellt (Tab. 16). Sie war auf die häufige Nutzung der Stöcke und Stammteile im fortgeschrittenen Zersetzungsstadium durch diese beiden Arten zurückzuführen. Die Nutzung von gemeinsamen Ressourcen

wurde auch bei den Kotanalysen durch ein ähnliches Beutetierspektrum dieser beiden Arten (vgl. Kap. 4.2.1), nämlich durch den großen Anteil an Ameisen bestätigt. Dies deutete insgesamt auf eine mögliche Konkurrenz bei der Nahrungsbeschaffung in gemeinsam bewohnten Habitaten. Der Konkurrenzdruck wurde jedoch dadurch entschärft, daß der Grünspecht im Unterschied zum Schwarzspecht sich direkt auf die Ameisennester spezialisierte. Er nutzte demzufolge das Totholz nicht hauptsächlich als Substrat für die Nahrungssuche.

Die relativ großen Distanzen zwischen den Nischenüberlappungen anderer Spechte ließen dagegen eine Inhomogenität der resultierenden Cluster erkennen. Dies war ein Indiz dafür, daß die einzelnen Spechtarten trotz der bestehenden Überlappungen überwiegend "arteigene Nischen" nutzten, um einer möglichen Nahrungskonkurrenz auszuweichen. Der Dreizehenspecht bewahrte dabei die größte Distanz – er wurde erst im letzten Schritt mit den anderen Spechten im Cluster vereinigt. Eine sehr schmale Überlappung der genutzten Totholznischen wurde ferner zwischen dem Buntspecht und dem Weißrückenspecht beobachtet (Tab. 16), was ebenfalls durch das völlig unterschiedliche Nahrungsspektrum dieser Arten belegt wurde (Tab. 8).



Abb. 62: Arbeitsspuren des Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos) an einem morschen Fichten-Stammteil.

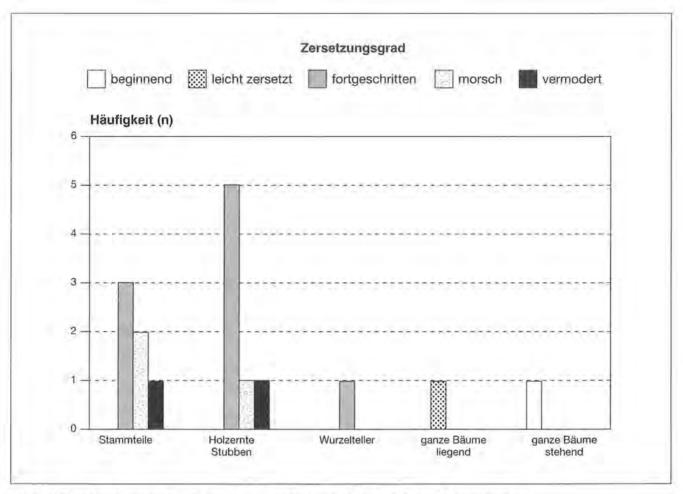


Abb. 63: Nutzung verschiedener Totholzformen durch den Grünspecht (Picus viridis) bei der Nahrungssuche.

Tab. 17: Vergleich einiger Totholzparameter, die Spechte bei der Nahrungssuche beeinflussen können mit den Ergebnissen einer Diskriminanzanalyse.

	Mittel- wert N=236	F-Wert	Wilcs' Lambda
Stöcke	0,05	2,86*	0,96
Stammteile	0,16	17,24***	0,82***
ganze Bäume liegend	0,33	17,62***	0,81**
ganze Bäume stehend	0,45	9,27***	0,89
beginnende Zersetzung	0,52	7,24***	0,91
leicht zersetzt	0,48	7,24***	0,91
fortgeschrittene Zersetzung	0,26	17,44***	0,82***
morsch	0,13	26,87***	0.74***
vermodert	0,03	3,06***	0,96

Da die Clusteranalyse sowie die Berechnung der Nischenbreite bzw. der Nischenüberlappung nach COLWELL & FUTUYAMA (1971) verfahrensgemäß lediglich eine Zustandsbeschreibung zuließen, wurde eine Diskriminanzanalyse zur Erklärung von Wirkungen der einzelnen Totholzformen und deren Zersetzungsgrade auf das Vorkommen der nahrungssuchenden Spechte durchgeführt, um statistische Anhaltspunkte über die Verschiedenheit der einzelnen Nischen bei der Totholznutzung zu gewinnen.

Die Diskriminanzanalyse wurde auf die vier wichtigsten Spechtarten beschränkt, die den Kleinstandort Totholz mit über <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der Beobachtungen am häufigsten nutzten (Abb. 43).

Der Grünspecht wurde wegen seines geringeren Vorkommens an diesem Kleinstandort aus der Analyse ausgeschlossen. Die wichtigsten Toholzformen wurden in folgende vier Klassen zusammenfaßt: Ganze Bäume stehend, ganze Bäume liegend, Stöcke (Holzernte-Stubben) und Stammteile (Stammteile, Kronenteile, Wurzelteller). Zusammen mit ihrer Ausprägung in fünf unterschiedliche Zersetzungsgrade ergaben sich insgesamt neun Variablen, die in die Analyse aufgenommen wurden. Da diese prädikatorischen Variablen nicht intervallskaliert waren, wurden sie als "Dummy-Variablen" eingegeben und mit den Werten 1 für die Präsenz eines Falles bzw. 0 für seine Absenz analysiert. Die Auswahl der erklärenden Variablen bei der Diskriminanzanalyse erfolgte nach der Direkt-Methode durch die gleichzeitige Aufnahme aller Variablen in die Diskriminanzfunktion, sofern sie dem Toleranzkriterium genügten. Eine stufenweise Aufnahme z. B. nach der Methode Wilks'Lambda (BROSIUS 1989) führte dagegen im Endeffekt zu einer etwas schlechteren Klassifizierung, da hierbei die letzten drei Variablen, nämlich die Stöcke und die ersten zwei Zersetzungsstadien ausgeschlossen wurden.



Abb. 64: Arbeitsspuren des Grünspechts (Picus viridis) an einem alten Stock.

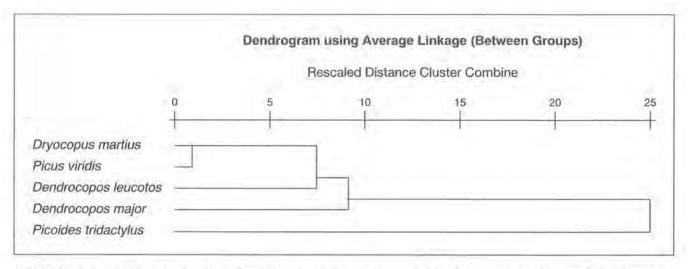


Abb. 65: Ergebnisse der Clusteranalyse für die Beurteilung der Nischenüberlappung bei der Nutzung von verschiedenen Totholzformen in unterschiedlichen Zersetzungstadien.

Tab. 18: Korrelation zwischen den Totholzparametern und den Diskriminantfunktionen (Structure Matrix).

	Diskriminanzfunktion		
	- 1	10.	30
Stöcke	0,07	-1,16	0,51
Stammteile	0,55	-1,18	0,33
ganze Bäume liegend	-0,35	0,60	0,45
ganze Bäume stehend*	-0,10	-0,34	-0,87
beginnende Zersetzung	0,18	0,45	0,02
leicht zersetzt*	-0,18	-0,45	-0,02
fortgeschrittene Zersetzung	0,07	-0,79	-0,04
morsch	0,65	0,40	-0,24
vermodert	0,23	0,09	0,07
erwartete Varianzerklärung	59,78%	31,76%	8,46%
kumulative Gesamtvarianzerklärung	59,78%	91,54%	100,00%

<sup>\*</sup> genügten nicht dem Toleranzniveau

Das Ergebnis der Diskriminanzanalyse resultierte in drei Diskriminanzfunktionen (Tab. 17 und 18). Die erste Diskriminanzfunktion konnte 59,8% der Gesamtvarianz erklären und korrelierte hauptsächlich mit dem Zersetzungsstadium "morsch" und den "Stammteilen". Die zweite Achse der Diskriminanzfunktion korrelierte vor allem mit dem "fortgeschrittenen" Zersetzungstadium und mit den "liegenden, ganzen Bäumen". Die Gesamtvarianz entfiel auf diese zweite Achse mit 31,8%. Die dritte Diskriminanzfunktion trug schließlich nur noch mit 8,5% zur Erklärung der Gesamtvarianz bei und wurde vor allem durch die "Stöcke" beeinflußt. Die "ganzen, stehenden Bäume" und die Variable "leicht zersetzt" genügten nicht dem Toleranzkriterium. Der Zersetzungsgrad "morsch" hatte den besten Erklärungswert, gefolgt von "Stammteilen" und dem Zersetzungsgrad "fortgeschritten". Diese Variablen boten die höchsten F-Werte und wurden deshalb im Falle einer stufenweisen Aufnahme nach Wilks'Lambda auch am frühesten in die schrittweise Selektierung der Diskriminanzanalyse hereingenommen. Die initialen Zersetzungsstadien ("beginnend", "leicht zersetzt") und die "Stöcke" führten hingegen nur zu einer geringen Verbesserung der gewünschten Klassifizierung. Sie wurden deshalb bzw. wegen Unterschreitung der minimalen Toleranz in das stufenweise Modell nach Wilks' Lambda überhaupt nicht aufgenommen.

Gemäß der beiden ersten Diskriminanzfunktionen zeichnete sich eine Nischenverteilung bei der Nutzung von Totholz ab, wie sie in der Abb. 66 graphisch dargestellt ist.

Die Beurteilung der Güte der Diskriminanzschätzung ergab folgendes Ergebnis: Von den insgesamt 236 Beobachtungen der auf verschiedenen Totholzsubstraten nahrungssuchenden Spechte (ausgenommen Grünspecht) wurden mit Hilfe der Diskriminanzanalyse 66,5% korrekt zugeordnet. Die beste "Voraussage" wurde mit 82,4% beim Weißrückenspecht und mit 78,4% beim Dreizehenspecht getroffen, eine schlechtere hingegen beim Schwarzspecht mit 52,9% und beim Buntspecht mit 54,2% erzielt.

### 4.2.4 Diskussion

Über die Ernährungsökologie der Spechte wurden bereits weltweit zahlreiche Forschungsergebnisse veröffentlicht (CRAMP Hrsg. 1985). Sie unterliegt jedoch regional relativ starken Abweichungen. Dies wurde auch im Nationalpark Berchtesgaden bestätigt. Eine Weiterführung der Grundlagenforschung auf diesem Gebiet erscheint deshalb dringend notwendig.

Die ersten Angaben zum Nahrungsspektrum faßte ALTUM (1878) zusammen. Die umfangreichsten Untersuchungen stammen aus Nordamerika. Die Rolle der Spechte als Prädatoren von holz- und rindenbrütenden Insekten sowie von Ameisen wurde in mehreren ernährungsökologischen Studien untersucht. Eine Übersicht stellten GLUTZ & BAUER (1980), CRAMP Hrsg. (1985) und HUDEC Hrsg. (1983) zusammen. Die meisten Arbeiten befaßten sich mit dem qualitativen Nahrungsspektrum. Quantitative Ergebnisse liegen nur vereinzelt in älteren Arbeiten vor, die haptsächlich von

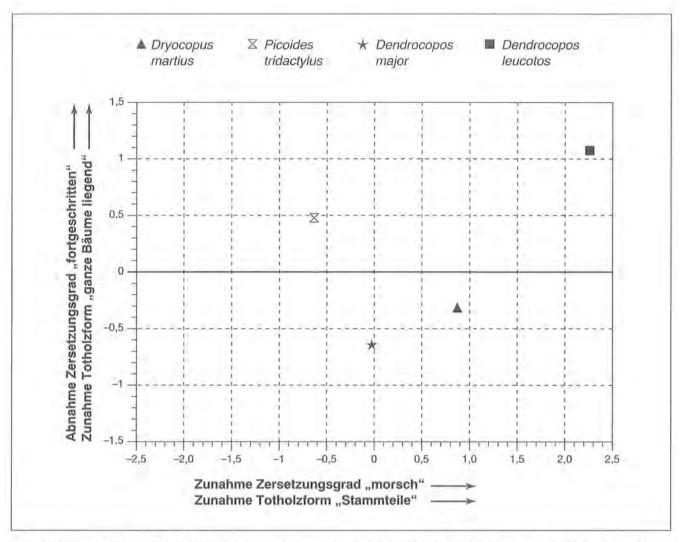


Abb. 66: Mittelwerte der beiden ersten Diskriminanzfunktionswerte (Gruppenzentroide) bei der Beurteilung der Totholznutzung durch nahrungssuchende Spechte. Die erste Diskriminanzfunktion ist auf der Abszisse dargestellt, die zweite auf der Ordinate.

GLUTZ & BAUER (1980) und CRAMP Hrsg. (1985) zusammengefaßt wurden. Erkenntnisse aus den letzten zehn Jahren sind selten (CUISIN 1988, BECKWITH & BULL 1985). NUORTEVA & SAARI (1980) untersuchten Präferenzen bezüglich der Borkenkäfer in Finnland. Vergleichende Studien über die Ernährungsökologie, einschließlich des Nahrungserwerbs und der Nahrungszusammensetzung von mehreren Spechtarten während eines Untersuchungszeitraumes liegen lediglich von TÖRÖK (1990) vor. Teilergebnisse aus dem Nationalpark Berchtesgaden wurden bereits von PECHACEK & KRIŠTÍN (1993) veröffentlicht.

# 4.2.4.1 Zur Kotprobenanalysen

Die Anzahl der Untersuchungen über die Nahrung der Spechte schwankt je nach Art z. T. sehr stark. Über das Nahrungsspektrum der häufigeren Spechtarten liegen mehrere Studien vor. Die Nahrung der selteneren Spechtarten wie beispielsweise des Dreizehenspechts oder des Weißrückenspechts ist dagegen weniger genau untersucht. In der Mehrzahl stammen die quantitativen Angaben, soweit es sich nicht um Jungvögel

handelt, aus Mageninhaltanalysen der zu diesem Zweck getöteten Tiere (CRAMP Hrsg. 1985). Die Nahrung der Nestlinge wird mit der Halsringmethode untersucht. Da eine Weiterführung der Forschung insbesondere Mageninhaltanalysen unter Berücksichtigung des heutigen Kenntnisstandes und der verschäften Tierschutz- und Naturschutzbestimmungen nicht mehr zur Debatte steht, erschien es notwendig, nach anderen Verfahren zu suchen.

In diesem Zusammenhang stellt die Methode der Kotanalysen eine brauchbare Alternative dar (BECKWITH & BULL 1985, KOJIMA & MATSUOKA 1985, MATSUOKA & KOJIMA 1985, KRIŠTÍN 1989, GOEBEL 1989, BITZ & ROHE 1993). Auf die Möglichkeit der Anwendung dieser Methode bei Spechten wies im Zusammenhang mit Kotfunden vom Grünspecht und vom Schwarzspecht bereits RENDLE (1912) hin. Weitere Hinweise enthalten auch ältere Arbeiten von WASMANN (1912) und RENDLE (1917) (beide zit. bei KNEITZ 1965), GÖSSWALD 1958 und KNEITZ 1965). Eine Übersicht alternativer Untersuchungsmethoden der Vogelnahrung stellten FORD et al. (1982), RALPH et al. (1985) und KRIŠTÍN (1989) zusammen.

Der Kot wurde hauptsächlich bei der Nahrungssuche ausgeschieden. Der einen Stamm absuchende Specht pausierte kurz, hob den Schwanz etwas hoch und kotete ab. Danach setzte er die Nahrungssuche fort. Der Kot wurde deshalb überwiegend unter Nahrungsbäumen bzw. auf Nahrungsstandorten und in der unmittelbaren Umgebung, z. B. an Ameisenhaufen oder an liegendem Totholz gefunden. Mitunter blieb er auch im Geäst tiefbeasteter Bäume hängen. Die Kotabgabe konnte durch einen "Überraschungseffekt" provoziert werden. Dies setzte ein leises Heranpirschen an den beobachteten Vogel voraus, ohne daß er dies bemerkte (vgl. Kap. 3.3).

Die Bezeichnung Kot kann insofern irreführend sein, als in den Exkrementen der Vögel, die durch die Kloake transportiert wurden, nicht nur der eigentliche Kot, sondern auch der Harn enthalten ist. Jedoch wird aus den beiden Teilen zum großen Teil das Wasser zurückgewonnen und die entwässerte Harnsäure bildet einen typischen weiß-schleimigen Belag, der den Kot zusammenhält. Über Größe und Aussehen des Kotes verschiedener Spechte berichteten RENDLE (1915), KNEITZ (1965) und GOEBEL (1989).

Ein sonderbares Abkoten konnte bei Beobachtungen eines Dreizehenspechts am Nest registriert werden. Das Weibchen, das vermutlich die ganze Nacht brütete, ließ nach dem ersten Verlassen der Höhle am Morgen eine wässrige Kotform fallen, die sich noch in der Luft in 4 bis 5 Teile trennte. Eine Aufsammlung war deshalb nicht möglich. RUGE (1974, 1981) beobachtete in der Nacht stets das Männchen beim Brüten.

Der Hauptvorteil der Kotprobenanalysen besteht in der Möglichkeit, die Nahrung der Vögel während des ganzen Jahres und ohne jede Einwirkung auf die Tiere selbst zu studieren. Im Unterschied zur Halsringmethode liegt jedoch ein Nachteil darin, daß der Anteil stark verdauter Komponenten, wie z. B. Vegetabilien schwer bzw. nicht quantifizierbar ist. Weichhäutige Kerbtiere, wie beispielsweise Schnaken, Blattläuse oder Mücken können nur im frischen Kot nachgewiesen und vergleichsweise auch unterbewertet werden. Einige Autoren schlugen Korrekturfaktoren vor, um mögliche Unterschiede zwischen der tatsächlich aufgenommenen Nahrung und dem Probeninhalt zu minimieren (JENNI et al. 1990). Jedoch enthalten auch weiche Tierfragmente nach GRAJETZKY (1993) chinongegerbte Proteide bzw. Chitinderivate, die nicht im Verdauungstrakt der Vögel aufgeschlossen und folglich im Kot gefunden werden können. Ein großes Risiko einer Unterbewertung ist somit nicht gegeben. Die Analysenergebnisse gelten jedoch als Mindestwerte.

Nicht alle Insektenteile waren im Kot gleich gut erhalten. Stark sklerotisierte Ameisenköpfe und Ameisenbeine wurden z. B. häufig angetroffen, die Köpfe des Buchdruckers dagegen seltener. Interessant war in diesem Zusammenhang die Tatsache, daß mehrere Beutetiere und Pflanzensamen im Kot komplett erhalten waren. Beispielsweise wurden beim Grünspecht 7 unverdaute Imagines der Gattung Formica gefunden,

beim Schwarzspecht zwei Imagines aus der Gattung Lasius und eine Imago aus dem Genus Epurea sp., beim Weißrückenspecht und Dreizehenspecht 28 bzw. 8 Diptera-Larven sowie 9 Himbeersamen und beim Buntspecht 14 Fichtensamen.

Da die verschiedenen Nahrungskomponenten nicht vollständig gezählt werden konnten, wurde das Nahrungsspektrum hauptsächlich anhand der Volumina verglichen. Ein solcher Vergleich läßt leider die Berechnung verschiedener Bewertungsindices, wie z. B. der Artendiversität oder der Ähnlichkeitsindices (Renkonnen-, Jaccard-Index) des Nahrungsspektrums nicht uneingeschränkt zu.

Für die Beurteilung der Valenz der Beute wäre es sinnvoll, neben dem relativen Volumen und der Frequenz (Häufigkeit des Vorkommens im Kot) auch die relative Anzahl (Dominanz) der Beute zusammenfassend zu beurteilen, da sonst die Bedeutung sehr kleiner Objekte unterbewertet und die Bedeutung sehr großer Objekte wiederum überbewertet wird. Eine entsprechende mathematische Formel wurde von KRIŠTÍN (1988) vorgeschlagen. Die bei den Kotprobenanalysen gegebene "Nicht-quantifizierbarkeit" mancher Nahrungskomponenten läßt jedoch eine solche Beurteilung nicht zu. Ein Bedeutungsindex kann folglich nur auf den Größen relatives Volumen und Frequenz beruhen. Mehrere Autoren, wie z. B. SLÁDEK (1970) und NICOLAI (1992) versuchten eine Bewertungsformel zu entwerfen. Für die Schätzung des Beutewertes wurde in der vorliegenden Arbeit die recht einfache Formel nach OBRTEL & HOLIŠOVÁ (1974) benutzt, die allerdings modifiziert wurde (vgl. Kap. 3.3), um relative Werte zu bekommen. Diese Werte ermöglichten einen übersichtlichen Vergleich der einzelnen Nahrungskomponenten.

Die Vögel gewinnen ganz allgemein alle Energie aus der Nahrung. Der Energiebedarf ist dabei von verschiedenen Faktoren abhängig und schwankt je nach Art der Aktivität sehr stark. Die Messung des Energiebedarfs ist kompliziert. Sie kann am ehesten bei in Gefangenschaft gehaltenen Vögeln durchgeführt werden. Als Vergleichsbasis für die Bestimmung des Energieverbrauchs dient der Grundumsatz, d. h. die Energie, die ein Vogel bei völliger Ruhe in einer temperaturneutralen Umgebung benötigt. Der Grundumsatz ist vor allem von der Körpergröße abhängig. Er liegt genaueren Messungen zufolge bei den Spechten etwas höher als theoretisch zu erwarten ist (PERRINS 1987). Der normale Energieaufwand beträgt ein Mehrfaches des Grundumsatzes. In diesem Zusammenhang wurde von KREBS & DAVIES (1978) ein Modell der optimalen Beutewahl entwickelt. Danach sollten Räuber zwischen Beuteobjekten im Hinblick auf den Nettogewinn unterscheiden und den profitableren Typ auswählen.

Die erzielten Ergebnisse aus den Kotprobenanalysen lassen annäherungsweise auf den Nahrungsbedarf der Spechte vom zeitigen Frühjahr bis zum Herbst schließen. Nach Erfahrung von KRIŠTÍN (in verb.) und

eigenen Beobachtungen koten Spechte im Durchschnitt mindestens 3x pro Stunde. Eine genaue Durchgangszeit der Nahrung ist jedoch noch unbekannt (KNEITZ 1965). Geht man im Untersuchungszeitraum von durchschnittlich 15 Stunden Aktivität am Tag aus, würde dies beispielsweise folgende Größenordnung der Menge der verzehrten Beute pro Tag beim Buntspecht bedeuten: ca. 720 Beutetiere und eine unbestimmte Anzahl von pflanzlichen Resten mit einem Gesamtvolumen von rund 32,8 cm³. Die entsprechenden Werte für die übrigen Spechtarten sind der Tab. 19 zu entnehmen. BLUME (in verb.) schätzte beim Schwarzspecht die Menge der verzehrten Beute pro Tag auf 3.000 Ameisen.

# 4.2.4.2 Vergleich des Nahrungsspektrums mit bisherigen Erkenntnissen

Nahrungsanalysen anhand von Kotproben wurden beim Grünspecht von BRUYN et al. (1972), SPEIGHT et al. (1973) und GOEBEL (1989) durchgeführt. Im Vergleich zu Mageninhaltanalysen konnte dabei kein bedeutender Unterschied im Nahrungsspektrum festgestellt werden. Der Grünspecht ist ein typischer Myrmecophage (KNEITZ 1965, BÄHRMANN 1970, BLUME 1981). Die Artenzusammensetzung innerhalb der Familie Formicidae unterliegt laut GLUTZ & BAUER (1980) saisonalen Veränderungen. Im Winter dominieren Formica-Arten im Sommer hauptsächlich Lasius-Arten. Diese Dynamik konnte in Berchtesgaden ebenfalls beobachtet werden. Während in der außerbrutzeitlichen Periode der Anteil Formica: Lasius in einem Verhältnis von 3.5: 1 ermittelt wurde, betrug er innerhalb der Brutzeit 2,4: 1 zugunsten der Lasius-Arten. Hier muß allerdings die unterschiedliche Anzahl der außerbrutzeitlichen und der brutzeitlichen Kotproben (vgl. Abb. 36) berücksichtigt werden. Nach BRUYN et al. (1972), nahm der Anteil der Waldameisen in milden Wintern zu. Der Grund war offensichtlich eine fehlende Schneedecke, die einen wirksamen Schutz gegen das Auffinden der Ameisennester bietet. Über den Einfluß des Grünspechts auf Populationen seiner Beutetiere berichteten z. B. KNEITZ (1965), WENDLAND (1964 zit, in SCHERZINGER 1982) und GOEBEL (1989). MUSCHKETAT & RAQUE (1993) wiesen nach, daß selektiv nur bestimmte Ameisenarten, wie z. B. Lasius sp. erbeutet wurden. Das gesamte Artenspektrum aus einem Grünspechtrevier war nicht in der Nahrung vertreten. Nach MUSCHKETAT (in verb.) verfütterte der Grünspecht an seine Jungen ausschließlich Ameisen, und zwar 12% im Larvenstadium und 44% im Puppenstadium. Der Rest entfiel auf die Imagines.

Auch vom Schwarzspecht liegen bereits Kotprobenanalysen vor (MATSUOKA & KOJIMA 1979, JAM-NICKÝ 1982, CUISIN 1988). Sie bestätigten ebenfalls die herausragende Rolle der Ameisen in der Nahrungszusammensetzung. Mageninhaltanalysen erbrachten ähnliche Ergebnisse (PYNNÖNEN 1943). Umfangreiche Nahrungsanalysen des Schwarzspechts veröffentlichte KORODI-GÁL (zit. in CUISIN 1988). Eine Über-

Tab. 19: Schätzung der von verschiedenen Spechtarten verzehrten Beutemenge pro Tag.

	Anzahl der Beutetiere N	Gesamt- volumen cm <sup>3</sup>
Grünspecht	4450	66,9
Picus viridis		
Schwarzspecht	5500	99,8
Dryocopus martius		
Buntspecht	720	32,8
Dendrocopos major		
Weißrückenspecht	3550	79,1
Dendrocopos leucotos		
Dreizehenspecht	2100	44,5
Picoides tridactylus		

sicht des bisher bekannten Nahrungsspektrums dieser Spechtart im gesamten eurasischen Verbreitungsareal faßte CUISIN (1988) ausführlich zusammen. Beifunde von Borkenteilen, kleinen Steinen, Nadeln und Blättern erwähnte CRAMP Hrsg. (1985). Das Beutespektrum, das hauptsächlich aus Ameisen bestand, wurde vor allem mit Borkenkäfern und Bockkäfern ergänzt (SEVASTYANOV 1959, CUISIN 1977, JAMNICKÝ 1982). Die Funde der Gattung Myrmica sp. (Tab. 8) bestätigten die Feststellung von BLUME (1981), wonach auch diese Ameisenart vom Schwarzspecht bevorzugt erbeutet wird. Die Kotproben aus Berchtesgaden beinhalteten im Unterschied zu den Ergebnissen der genannten Autoren jedoch hauptsächlich adulte Ameisen. Die Anzahl der Beutetiere in drei Kotproben von jungen Schwarzspechten betrug nach CUISIN (1988) 236, 259 und 42 Stück.

Die Kotanalysen bestätigen die Vielfalt der Nahrung des Buntspechts. Da Dank mehrerer, z. T. umfangreicher Magenaninhaltanalysen das regional und lokal stark differierende Nahrungsspektrum des Buntspechts als weitgehend ausgelotet gelten darf (BLUME 1977, GLUTZ & BAUER 1980, RUGE & HAVELKA 1993), stellen die hier vorliegenden Ergebnisse auch eine Überprüfung der Tauglichkeit von Kotanalysen bei der Ermittlung der Spechtnahrung dar. Der Buntspecht ist ein Generalist mit einer sehr breiten Nahrungspalette aus verschiedensten Insekten, Vegetabilien, Nestlingen und z. T. auch aus menschlichen Abfällen (LÖHRL 1972). Losungen wurden bereits von JAMNICKY (1982) in der Hohen Tatra auf ihren Inhalt untersucht. HIRT (1978) berichtete vom Weizenverzehr. Die Bedeutung der Vegetabilien (in der Regel Zapfensamen) war im Untersuchungsgebiet selbst während der Brutzeit ungewöhnlich hoch. Nach BLUME (1977) ernährten sich vor allem "unverheiratete Männchen" unter Umständen noch im Mai und Juni zum Teil von Zapfensamen.

Vegetabilien spielen in Nordeuropa im Unterschied zu den südlichen Buntspechtpopulationen während <sup>2</sup>/<sub>3</sub> des Jahres die wichtigste Rolle in der Ernährung (PYNNÖNEN 1943, HOGSTADT 1971). Die Buntspechte in Norwegen, Schweden, auf Bornholm, in Finnland und im Nordwesten der ehemaligen UdSSR gehören

allerdings einer anderen Unterart, nämlich Dendrocopos major major an (BLUME 1977). GLUTZ & BAUER (1980) beschrieben in Europa mehrere Rassen, nämlich im Süden lebende, auf Insektennahrung spezialisierte, langschnäblige Rassen und eine auf Kiefernsamen spezialisierte Rasse der nordischen Taiga. Die Beobachtungen aus den Berchtesgadener Alpen lassen eine ähnliche Bedeutung der Zapfensamen im Hochgebirge vermuten, zumal die Klima- und Vegetationsverhältnisse mit zunehmender Meereshöhe auch kleinflächig denen des Nordens ähneln. Die omnivore Nahrungsstrategie des Buntspechts führt im Vergleich mit anderen Spechtarten zu seiner überlegenen Verbreitung in Nordeuropa (SHORT & HORNE 1990). Nach ERIKSSON (1971) hängt in Skandinavien die Abundanz der Spechte im Winter unmittelbar von der Zapfenernte ab. In Schweden wurde in den Jahren mit reichlicher Zapfenernte eine Populationszunahme registriert (NILSSON et al. 1992). OSIEJUK (1991) beobachtetete in Nord-Polen, daß der Buntspecht sowohl bei der Aufnahme der Kiefernsamen als auch beim Verzehr der Insekten die gleiche Zeit verbrachte. Der Buntspecht erreicht hohe Siedlungsdichten in den Waldgesellschaften des Querceto-Carpinetum. Vegetabilien, wie z. B. Samen der Hainbuche (Carpinus betulus) spielen dort in seiner Nahrung nur eine untergeordnete Rolle (JENNI 1989). RADEMACHER (1970) berichtete dagegen von einer Bevorzugung der Hainbuchensamen im Winter. Eine offenkundige Reaktion des Buntspechts auf eine dem Gipfel zustrebende Insektengradation - in diesem Fall von Ips typographus - wie sie z. B. KNEITZ (1960) im Zusammenhang mit einer Vermehrung der Eichennapfschildlaus (Eulecanium rufulum) beschrieb, blieb jedoch aus. Trotz einer Zunahme des Buchdruckers im Untersuchungsgebiet wurden die anderen Nahrungskomponenten weiterhin zahlreich verzehrt.

Bei den restlichen zwei Arten sind Kotprobenanalysen nicht bekannt. Informationen über die quantitative Nahrungszusammensetzung adulter Individuen des Weißrückenspechts und des Dreizehenspechts liegen bisher nur in geringem Umfang vor. Sie wurden überwiegend anhand von Mageninhaltsanalysen im Gebiet der ehemaligen Ud\$SR gewonnen (NEUFELDT 1958, SEVASTYANOV 1959).

Den Mageninhalt des **Dreizehenspechts** analysierten u. a. auch CSIKI (1905), MOLTONI (1954) und STRAUTMANN (1954) – alle zit. in GLUTZ & BAUER (1980) sowie TURČEK (1953), HOGSTADT (1970) und JAMNICKÝ (1982). Weitere Hinweise zu seiner Ernährung in Europa beschrieben SUTTER (1961), RUGE (1968) und SCHERZINGER (1972). GLUTZ & BAUER (1980) faßten die Hauptkomponenten in der Nahrung wie folgt zusammen: Vor allem rindenbrütige Käferlarven, -puppen und -imagines (hauptsächlich Scolytidae) und holzbohrende Formen (z. B. Buprestidae, Cerambycidae). HOGSTAD (1970) bestimmte als Winternahrung zu 90% Larven und Imagines der Borkenkäfer. TURČEK (1953) und JAMNICKÝ (1982) fanden in den Mägen von zwei zur Brutzeit in der Slowa-

kei erlegten Vögeln 90% Imagines und 10% Larven des Buchdruckers. In einem anderen Magen konnten neben 27 Borkenkäfern auch 12 Cerambycidae-Larven und zwei Spinnen nachgewiesen werden (JAMNICKÝ 1982). Männchen konsumierten nach MASSEY & WYGANT (1954 zit. in HOGSTAD 1976b) größere Portionen der Käfer als Weibchen. SEVASTYANOV (1959) wies bei russischen Exemplaren zu 80% Borkenkäfer (Pityogenes sp., Polygraphus sp.) und zu 15% Bockkäferlarven nach. RUGE & HAVELKA (1993) fanden im Engadin in der Nahrung von Jungvögeln vor allem Spinnen, Käferlarven und Tipuliden.

Nach SCHERZINGER (1982) reagiert der Dreizehenspecht rasch auf eine Steigerung der Beutedichte und kann seinerseits das Insektenangebot schnell beeinflussen, SHORT (1974 zit, in SHORT & HORNE 1990) beobachtete bei der nordamerikanischen Art des Dreizehenspechts (Picoides arcticus) eine Verkleinerung und ein Zusammenrücken der Territorien sowie eine Zunahme der Siedlungsdichte in abgebrannten und anschließed von Insekten befallenen Fi-Wäldern. Entsprechende Hinweise auf eine rasche Reaktion des Dreizehenspechts bei Insektenkalamitäten liegen außerdem von LOCHMILLER (1979) vor. Diesbezügliche Berichte aus dem Nationalpark Hohe Tatra veröffentlichten WASILEWSKI (1969) und JAMNICKÝ (1982). Die in Berchtesgaden festgestellten, relativ hohen Anteile an Ameisen (Formicidae) mit einer Frequenz von über 30% (Tab. 8) sind aus der Literatur nicht bekannt. Ameisen werden nur als gelegentliche Beute genannt. Im Engadin wurden sie überhaupt nicht in der Nahrung gefunden (RUGE & HAVELKA 1993), Nach BAUMANN (1905) suchte der Dreizehenspecht jedoch Ameisennester regelmäßig ab. Vegetabilien sind nach HESS (1983) mit Ausnahme von Baumsaft unbedeutend in der Nahrung des Dreizehenspechts. Nachgewiesen wurden beispielsweise Vogelbeeren (HOGSTAD 1970) und Fichtensamen (GLUTZ & BAUER 1980). Eine in der Literatur bisher noch nicht erwähnte Nahrungskomponente waren Himbeeren (Tab. 8), Die Früchte wurden bei einem Volierenversuch dem Dreizehenspecht angeboten, sie wurden jedoch nicht gefressen (RUGE & HAVELKA 1993).

Aufgrund des geringen Datenmaterials beim Weißrückenspecht haben die Ergebnisse bei dieser Art nur einen informativen Charakter. Die in der Literatur (GLUTZ & BAUER 1980, CRAMP Hrsg. 1985, HUDEC Hrsg. 1983) verbreitete Meinung über die Bevorzugung der unter der Rinde und im verrotteten Holz lebenden Käfer (z. B. Elateridae, Buprestidae, Scarabeidae, Cerambycidae, Curculionidae, Scolytidae) und Schmetterlingslarven (Lymantriidae, Geometridae, Cossidae, Plutellidae) konnte nur zum Teil bestätigt werden. Im Nationalpark Berchtesgaden gehörten nämlich zu den Hauptkomponenten in den Kotproben auch Ameisen mit einer Frequenz von über 90%. Der Anteil an Diptera-Larven war ebenfalls hoch (vgl. Tab. 8). Ein hoher Dipterenanteil wurde allerdings von verschiedenen Autoren anhand von Mageninhaltanalysen oder direkten Beobachtungen nicht bestätigt (FRANZ 1937,

PURROY 1972, RUGE & WEBER 1974a, AHLÉN et al. 1978). Er stand offenbar im Zusammenhang mit der häufig beobachteten Nahrungssuche in morschen bis vermoderten Tothölzern, die zunehmend durch Bodenfauna, wie z. B. von Diptera-Larven oder Carabidae (PFARR 1990), aber auch von einigen Vertretern der Familie Formicidae besiedelt wurden. Die Bevorzugung dieses Substrats für die Nahrungssuche ist eine der wichtigsten Ursachen für die europaweite Gefährdung dieser Spechtart (HALAND & UGELVIK 1990), da die ökonomischen Zwänge in der Forstwirtschaft kaum einen angemessenen Anteil an starkem Totholz zulassen. STENBERG (1990) beobachtete in Norwegen abhängig von der Nahrungsbaumart Grauerle oder Moorbirke, vor allem eine Annahme folgender Cerambycidae-Larven: Toxotus cursor, Rhagium mordax und Acanthocinus aedelis. Häufig wurden auch Larven von Vertretern Asilidae, Mycetophilidae, Scolytidae, Curculionidae und Oedemeridae erbeutet. AULÉN (1993) betonte die Bedeutung der holz- und rindenbrütenden Insekten im Nahrungsspektrum des Weißrückenspechts in Schweden: Über 50% in der Nahrung entfielen auf Larven und Puppen dieser Insekten. Weitere 10% entfielen auf Dipteren, Schmetterlingslarven und Hautflügler, die ebenfalls im morschen bis vermoderten Totholz leben.

Bei mehrstündigen Beobachtungen eines Brutpaares des Weißrückenspechtes an einer Bruthöhle im Jahre 1993 im Untersuchungsgebiet "Hirschbichltal" konnte die eingetragene Nahrung mit Hilfe eines Spektives visuell bestimmt werden. Dabei wurden fast ausschließlich Cerambycidae-Larven verfüttert. Sie werden von den meisten Autoren als wichtigste Beuteart gewertet (FRANZ 1937, HALAND & UGELVIK 1990). STENBERG (1990) benutzte das gleiche Verfahren, um die Nahrung der Nestlinge zu studieren. Mehr als die Hälfte der Beute waren Cerambycidae-Larven, gefolgt von Larven der Elateridae, Scarabidae, Cossidae, Geometridae und Flabelliferinae. Ferner wurden Imagines der Tipulidae, Coleoptera, Siricidae und Formicidae ermittelt. Über die Hälfte der Nahrung entfiel somit auf die im toten und morschen Holz lebenden Beutearten. Zu diesem Fazit kamen auch FRANZ (1937) SAR-KANEN (1974) und AULEN (1988) - zit. in STENBERG (1990). Pflanzliche Nahrungsbestandsteile, wie z. B. Vogelbeeren wurden beim Weißrückenspecht ebenfalls gefunden (GLUTZ & BAUER 1980). PURROY (1970) beobachtete den Weißrückenspecht in den Pyrenäen bei der Annahme von Haselnüssen. In Gefangenschaft gehaltene Vögel verzehrten nach RUGE & WEBER (1974a) auch Nüsse und Bucheckern, Feldbeobachtungen über die Aufnahme pflanzlicher Nahrung sind jedoch sehr selten (BLUME 1977).

Ameisen gehörten bei allen Spechtarten zu einer bedeutsamen Nahrungskomponente. Ähnliche Feststellungen machte PYNNÖNEN (1943). KNEITZ (1965) zählte zu den wichtigsten Vertilgern der Waldameisen in Zentraleuropa den Grünspecht, den Schwarzspecht und den Buntspecht. Eine Zunahme der Spechte in Gebieten mit einer hohen Ameisendichte konnte nicht

festastellt werden (GÖSSWALD 1958, KNEITZ 1961). KNEITZ (1965) faßte die Ergebnisse über die Einwirkungen von Spechten auf Ameisenpopulationen zusammen. Er kam zu dem Schluß, daß die auf Ameisen spezialisierte Ernährung der Spechte die Restbestände an Waldameisenkolonien in Zentraleuropa bedrohen. Er sprach sich aus diesem Grunde u. a. für einen mechanischen Schutz der Kolonien aus. Eine Untersuchung in Marburg aus neuerer Zeit zeigte jedoch, daß der Schutz der Ameisenburgen durch Schutzhauben kaum mehr gerechtfertigt werden kann (GOEBEL 1989). In der Vergangenheit spielten vor allem wirtschaftliche Gründe eine Rolle, da beispielsweise Angler sich mit den Ameisenpuppen als Fischfutter und Köder versorgten. Die Messungen von GOEBEL (1989) ergaben, daß das durch Erdspechte ausgeräumte Volumen an Kuppelmaterial lediglich bei 0,84% lag. Große Ameisenhaufen blieben vielfach unter dieser Marke. Der Schaden kletterte bei kleineren Haufen auf Werte zwischen zwei bis drei Prozent, blieb aber immer deutlich unter zehn Prozent. Allerdings wiesen 83% aller Nester Beschädigungen auf. Weiterhin berichtete GOEBEL, daß bereits mehrere Meldungen über Funde von toten Spechten unter den Schutzhauben vorliegen.

Trotz des hohen Anteils an Ameisen in der Spechtnahrung im Nationalpark Berchtesgaden konnte keine übermäßige Zerstörung der Ameisennester registriert werden. In den untersuchten Testgebieten wurde in einer sehr geringen Anzahl lediglich eine leichte Beschädigung der Nester und nur in einem Fall eine Totalzerstörung des Nestes der Art Formica rufa beobachtet. Im Nationalpark Krkonoše (Riesengebirge) wird nach Auskunft von dortigen Forschern (MILES in verb.) "fast jeder Ameisenhügel" durch Spechte, vor allem durch den Grünspecht zerstört. Dies deutet auf eine vergleichsweise sehr naturnahe Landschaft in Berchtesgaden, denn nach KNEITZ (1965) können Spechte unter von Menschen nur wenig veränderten Bedingungen dem Angebot an Ameisen kaum Abbruch tun.

CEUGNIET (1989) untersuchte in diesem Zusammenhang die Wirkung des Schwarzspechts auf Ameisenpopulationen in den Pyrenäen. Das untersuchte Waldgebiet mit Spirke lag 1.700 m ü.NN hoch und war stark von Borkenkäfern (Ips acuminatus, Ips sexdentatus) befallen. Diese Käferarten gehörten dort auch zu den wichtigsten Beutetieren des Schwarzspechts. Ihr reichliches Vorkommen verhinderte den Verzehr von Ameisen. Im Gesamtgebiet von 340 ha wurden lediglich drei zerstörte Ameisenhaufen registriert. Nach CEUGNIET (1989) werden bei einem ausreichenden Angebot holz- und rindebewohnende Käfer den Ameisen vorgezogen. Dies entsprach auch der sich abzeichnenden Entwicklung im Nationalpark Berchtesgaden (vgl. Kap. 4.2.2 und Abb. 42). Eine bedrohliche Beeinflussung der Ameisenpopulationen durch den Schwarzspecht konnte GOEBEL (1989) im Testgebiet Marburg-Lahnberge nicht nachweisen.

TÖRÖK (1990) untersuchte in ungarischen Eichenwäldern die Beutegröße beim Buntspecht, Mittelspecht

(Dendrocopos medius) und Kleinspecht. Eine Beziehung zwischen der Spechtgröße und der Beutegröße wurde zur Brutzeit nicht beobachtet. Im Nationalpark Berchtesgaden war dagegen die Beutegröße der meisten Spechtarten signifikant verschieden (vgl. Kap. 4.2.1). Lediglich der Schwarzspecht und der Buntspecht erbeuteten Insekten mit annährend gleicher Größe.

Über die Reaktion von Spechten auf die durch Katastrophen verursachte Massenvermehrungen von Insekten liegen einige Arbeiten aus Nordamerika vor (YEAGER 1955, BLACKFORD 1955, MacLELLANN 1958 und MASSEY & WYGANT 1954, BALDWIN 1960 beide zit. in KOPLIN 1969 und STAIRS 1985). SCHER-ZINGER (1993) befaßte sich mit dieser Fragestellung im Nationalpark Bayerischer Wald, KOPLIN (1972) versuchte den prädatorischen Einfluß der amerikanischen Arten Picoides tridactylus und Dendrocopos (Syn. Picoides) pubescens auf den Fichtenkäfer Dendroctonus obesus über die energetische Bilanz bzw. über die metabolische Rate zu quantifizieren. Die Anzahl der Spechte nimmt in Gradationsgebieten allgemein zu (AMMAN & BALDWIN 1960, OTVOS 1965, SCHERZIN-GER 1982). Verschiedene Spechtarten reagieren jedoch auf das veränderte Nahrungsangebot unterschiedlich.

KOPLIN (1969) untersuchte die Entwicklung einer Spechtpopulation in einem subalpinen Nadelwald in Colorado auf einer abgebrannten Waldfläche mit anschließender Gradation der Borkenkäfer (Ips pilifrons, Pityophthorous sp.). Während auf der umliegenden Fläche nur eine geringe Zunahme festzustellen war, stieg die Anzahl der auf der Brandfläche beobachteten Spechte durch Zuwanderung um ein Mehrfaches an. Der Dreizehenspecht reagierte dabei mit Abstand am stärksten, gefolgt vom Picoides (Syn. Dendrocopos) villosus und Picoides pubescens. Dies hing mit der unterschiedlichen Verhaltensweise bei der Nahrungssuche zusammen. Der eurvöke Picoides villosus suchte nämlich auch in anderen Substraten nach Nahrung, während der auf die Rinde der kleinen Tannenzweige spezialisierte Picoides pubescens wegen des selteneren Vorkommens solcher Substrate nur beschränkte Nahrungsmöglichkeiten fand.

Im Bayerischen Wald reagierten besonders der Dreizehenspecht, der Schwarzspecht und der Buntspecht auf eine Zunahme der Buchdruckergradation. SCHER-ZINGER (1993) registrierte dort eine mittelfristige Zunahme der Siedlungsdichte beim Dreizehenspecht um das 17,4-fache und beim Schwarzspecht um das 17,8-fache, sowie beim Buntspecht um das 4,8-fache. Nach Abklingen des Befalls nahm die Spechtdichte wieder ab.

Ein anderes Verhalten der Spechte registrierte JAM-NICKÝ (1982) im Nationalpark Hohe Tatra (Slowakei). Die befallenen Käfernester wurden dort gezielt vom Dreizehenspecht und Buntspecht aufgesucht. Der Schwarzspecht dagegen wurde dort bei der Nahrungssuche nur zufällig beobachtet.

CUISIN (1986) berichtete über die Reaktion des Schwarzspechts auf die Sukzession der Käfer auf liegenden Waldkiefern und Eichen (Quercus sessiliflora). Die Bäume lagen mehr als ein Jahr lang am Fällungsort und wurden zunehmend durch Borkenkäfer und andere Käferarten besiedelt. Dieses Substrat wurde vom Schwarzspecht bevorzugt für die Nahrungssuche aufgesucht. Das Erbeuten der Insekten erfolgte durch Abstemmen der Rinde bei der Kiefer und durch Einschläge in die harte Eichenrinde. Größere Beutetiere wurden präferiert. Das Abstemmen der Rinde wurde auch im Nationalpark Berchtesgaden beobachtet (vgl. Kap. 4.2.3.2.3).

PETIT et al. (1988) untersuchten die Predatorrate durch Spechte bei einer überwinternden Population der nordamerikanischen Käferart Enaphalodes rufulus, die sich tief ins Xylem lebender Bäume einbohrt und dadurch in den USA hohe wirtschaftliche Verluste verursacht. Lediglich 9,4% der Käfer wurden durch Spechte Picoides villosus und Picoides pubescens erbeutet. Studien anderer Autoren ergaben Predatorraten zwischen 13 bis 81% (HAY 1968, SOLOMON 1969, 1975 alle zit. in PETIT et al. 1988).

Nach SCHERZINGER (1993) kann die Tätigkeit der Spechte bei einer Gradation des Borkenkäfers keine regulativen Ausmaße erreichen. Ein weitaus größerer Anteil an rindenbrütigen Insekten wird durch das Abstemmen der Rinde zerstört als direkt verzehrt. Dies kann nach einer Schätzung zu einer Zerstörung bis zu 70% der Käferbrut führen. Bei der hohen Stammzahl der befallenen Fichten reicht jedoch dieses Potential nicht aus, um ein Fortbestehen einer Kalamität zu verhindern. MENDEL (1985) beobachtete in Israel die Reaktion des Blutspechts (Dendrocopos syriacus) auf einen Borkenkäferbefall durch Orthotomicus erosus. Dabei wurden 60% der vom Käfer besiedelten Rinde vom Stamm abgeschält.

Die forstliche Bedeutung der Spechte wurde in dieser Hinsicht bereits im vergangenen Jahrhundert zwischen Ornithologen und Forstleuten heftig diskutiert (ALTUM 1878, BREHM 1878). Die Diskussion setzte sich auch später noch fort (FUCHS 1905, SCHWERDTFEGER 1954, SLÁDEK 1967, GAYLER 1976). Allerding wurde damals der heute nur noch vereinzelt betrachtete Aspekt der Organismentrennung auf "Nützlinge" und "Schädlinge" sehr stark in Vordegrund gestellt. Der Forstzoologe ALTUM (1878) berichtete über die Prädatorrolle der Spechte: "Die weitaus meiste Arbeit der Spechte ist wirtschaftlich gänzlich unnütz; ihre nützliche Arbeit ist fast unmerklich gering; gegen die meisten und gewichtigsten Forstfeinde aus der Insectenwelt leisten sie absolut gar nichts, gegen wenige andere etwas und diese meist noch zu spät, einem Uebel im Keime treten sie nie entgegen; ihre wirthschaftlich schädlichen Arbeiten überwiegen bei weitem die nützlichen.". Er ergänzte jedoch: "... so kann uns denn der ästhetische hohe Wert der Spechte fast aussöhnen mit ihrer wirthschaftlich überwiegend negativen Bedeutung, jedoch diese nie in Tugend verwandeln und vorstehendes "Resultat" auslöschen". Dem ist nichts hinzuzufügen.

### 4.2.4.3 Zum Nahrungserwerb

Untersuchungen über Kleinstandorte (Mikrohabitate) im Zusammenhang mit der typischen Ernährungsweise der Spechte wurden von mehreren Autoren durchgeführt. Verschiedene Schwerpunkte bildeten dabei beispielsweise Fragen des Sexualdimorphismus bzw. der intersexuellen Konkurrenz (LIGON 1971, PETERS & GRUBB 1983 alle zit. in ISHIDA 1990b, LIGON 1968. JACKSON 1970, KISIEL 1972, HOGSTAD 1978, HOO-PER & LENNARTZ 1981, WILLIAMSON 1980, PORTER et al. 1985, MORRISON & WITH 1987, HOGSTAD 1991) und der ökologischen Stellung der auf die Rinde angewiesenen Nahrungsgilde (STALLCUP 1968, MAT-SUOKA 1977, WILLIAMS & BATZLI 1979, alle zit. in ISHIDA 1990b, KOJIMA & ARISAWA 1983, ASKINS 1983). Die Rolle der gegenseitigen interspezifischen Konkurrenz wurde dabei ebenfalls behandelt (YEAGER 1955, KOPLIN 1969, HOGSTAD 1971, ALATALO 1978, TÖRÖK 1990). Mehrere Arbeiten befaßten sich auch mit dem saisonalen Wechsel der Nahrungssubstrate (z. B. TRAVIS 1977, CONNERS 1981, MORRISON et al. 1985).

Die Untersuchungen über den Nahrungserwerb im Nationalpark Berchtesgaden konnten einige Fragen zur Ernährungsökologie der Spechte klären. Dabei wurde besonders eingehend auf die Standorte (Mikrohabitate) bei der Nahrungssuche eingegangen. Die Fragen nach verschiedenen Verhaltensweisen bei der Nahrungssuche wurden dagegen noch nicht bearbeitet. Die Vielfalt der für die Nahrungssuche genutzten Waldbestände, Kleinstandorte und Baumarten mit ihren Parametern (BHD, Baumhöhe, genutzte Bereiche usw.) wurde durch die methodische Vorgabe (z. B. Beobachtungssequenz von mindestens 30 Sekunden) sowohl qualitativ, als auch quantitativ etwas eingeschränkt.

Die in der letzten Zeit in der ethologischen Forschung bevorzugte Methode der "Erstbeobachtung", bei der ohne eine vorher festgelegten minimalen Zeitdauer beobachtet wird, führt folglich zwar zu einer umfangreicheren Datenbasis, kann jedoch eine Beeinflussung durch den Beobachter nicht ausschließen. Der aufgeschreckte Specht "flüchtet" nämlich vor dem Beobachter und erst dann, wenn er sich sicher fühlt, setzt er seine Tätigkeit fort. Dabei spielt die Fluchtdistanz eine große Rolle, da bei einer Unterschreitung des Sicherheitsabstandes die vorhandenen Nutzungsmöglichkeiten nicht ausgeschöpft werden. Das Verhalten eines gestörten Vogels weicht in der Regel vom "Normalverhalten" ab.

Im Rahmen der nahrungsökologischen Fragestellungen wurde der Sammlung von Kotresten für die Analyse des Nahrungsspektrums die höchste Priorität eingeräumt. Es war deshalb wichtig, einem nahrungssuchenden Specht möglichst nahe zu kommen, um

den Überraschungseffekt für die Stimulierung der Kotabgabe optimal auszunutzen. Hilfreich war es auch, den fallenden Kot zu sehen, um die anschließende Aufsammlung zu erleichtern. Dieses Vorgehen lenkte jedoch durch verschiedene Hindernisse im Nationalpark (querliegenden Bäume, trockene Äste etc.) oft vorzeitig die Aufmerksamkeit des beobachteten Vogels auf den Beobachter, wobei der betreffende Specht zumindest mit einer kurzen Flucht reagierte. Um solche Fälle von der Auswertung auszuschließen, wurde die Methode einer 30 Sekunden-Beobachtungssequenz angewendet.

Spechte kletterten beispielsweise bei Störungen durch den Beobachter in größere Höhen, während sie ungestört niedrigere Stammabschnitte bevorzugten. Dies war die Reaktion auf eine drohende Gefahr, die ursprünglich von Bodenprädatoren ausgelöst wurde (PETIT et al. 1988). Die Höhenmessungen am Stamm wurden deshalb nur in solchen Fällen durchgeführt, die auf ein ungestörtes Verhalten schließen ließen. SCHERZINGER (1982) warnte in diesem Zusammenhang vor einer durch den Beobachter beeinflußten Fehlerquelle bei nahrungsökologischen Erhebungen.

ISHIDA (1990b) führte einen eingehenden Vergleich beider Methoden durch. Er verglich die Methode der "Erstbeobachtung" ("one-tree-one-record 1T1R") mit der "15 Sekunden-Beobachtungssequenz" ("fifteensecond-unit-time 15SUT") an drei Spechtarten in Japan durch. Die Erstbeobachtungsmethode erwies sich einfacher, jedoch waren die Ergebnisse weniger realistisch. Dagegen lieferte die Methode "15SUT" exaktere Daten für die Analyse der Mikrohabitatpräferenzen oder für Verhaltensanalysen in verschiedenen Vegetationstypen. JENNI (1983) führte mit der 15-Sekunden Sequenz beispielsweise eine Untersuchung zum Nahrungserwerb des Buntspechts durch.

Nach SCHERZINGER (in verb.) reagieren hauptsächlich Buntspechte in verlichteten Nadelholzbeständen im Bayerischen Wald auf Störungen mit zunehmender Fluchtdistanz bzw. mit Verlagerung ihrer Nahrungsnische in die Baumkronen, da sie offensichtlich durch fehlende Deckungsmöglichkeiten häufiger den Prädatoren, wie z. B. dem Sperber (Accipiter nisus) zum Opfer fallen. In deckungsreichen Laubholzbeständen ist dies hingegen nicht der Fall. Eine solche Tendenz wurde im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet. Ergebnisse über den Einfluß einiger Raubsäuger und des Waldkauzes (Strix aluco) auf die Mortalität der Spechte im Urwald von Bialowieza (Polen) während des Winters liegen von JEDRZEJEWSKI et al. (1989) vor.

Auf die Nutzung verschiedener Baumbereiche durch die beiden Geschlechter des Dreizehenspechts (RUGE 1968, HOGSTAD 1976a, 1976b, 1977, 1991, 1993) wurde in dieser Untersuchung nicht näher eingegangen, da sie nicht vollständig notiert wurden. Die Nutzung der Bäume bezog sich einheitlich auf beide Geschlechter.

Auf eine Differenzierung der jahreszeitlichen Dynamik beim Nahrungserwerb wurde ebenfalls verzichtet, da die meisten Beobachtungen aus der Brutzeit und aus dem zeitigen Frühjahr stammten. Für eine monatliche Differenzierung war die Datenbasis nicht ausreichend. Im Winter wurden keine Aufnahmen durchgeführt.

Die Vegetationsstruktur spielt vor allem bei der Nahrungssuche der Spechte eine bedeutende Rolle. Nach ISHIDA (1990b) werden leicht zugängliche Substrate bevorzugt aufgesucht. Dies ist auf das lokomotorische Bewegungsmuster der Spechte zurückzuführen. Sie klettern überwiegend am Stamm nach oben und fliegen nach unten ab. Eine dichte und hohe Strauchvegetation hindert sie am Gleitflug nach unten und somit werden derartige Vegetationsstrukturen eher gemieden. Am Beispiel der japanischen Spechtart Dendrocopos kizuki wies ISHIDA (1990b) nach, daß in Wäldern mit dichter Vegetation höher gelegene Stammpartien häufiger genutzt werden als in "hallenartigen" Beständen.

Die zur weiten Verbreitung des Buntspechts führende Anpassungsfähigkeit wird auch bei der Nutzung verschiedener Substrate und Nahrungsquellen deutlich. Abgesehen von der typischen "spechtartigen" Technik des Nahrungserwerbs, wie z. B. Hacken oder Klopfen sind in der Literatur häufig Beschreibungen anderer Nahrungstechniken und Nahrungssubstrate zu finden. Das Aufschließen der im Nationalpark Berchtesgaden häufig konsumierten Zapfensamen erfolgte in "Schmieden". Die Samenausbeute kann mit Hilfe dieser Technik bis zu 98% betragen (MOSLER-BERGER 1993). Im Vergleich dazu kommt z. B. der Fichtenkreuzschnabel (Loxia curvirostra) bei einer Ernte am hängenden Zapfen nur auf eine Samenausbeute von etwa 20% (MOS-LER-BERGER 1993). JAMNICKÝ (1982) berichtete ausführlich über dieses Verhalten des Buntspechts im Nationalpark Hohe Tatra in der Slowakei. Die geschätzte Anzahl der aufgeschlossenen Zapfen in einer Wintersaison betrug bei den Kiefernzapfen 9.000 bis 11.000 Stück und bei den Fichtenzapfen 2.500 bis 3.000 Stück. Dabei wurden pro Kiefernzapfen im Durchschnitt 4 Minuten verwendet und pro Fichtenzapfen 20 Minuten. Die Ausbeute der Kiefernzapfen betrug 95%, bei den Fichtenzapfen lag sie etwas darunter. SLADEK (1958) zählte in einer Parkanlage in der Slowakei insgesamt 1.093 bearbeiteten Zapfen der Schwarzkiefer (Pinus nigra) pro Winter. Nahrungssuche in der Laubstreu auf dem Waldboden oder Absuchen von Geäst wurde z. B. von SCHERZINGER (1982) und JENNI (1983) beschrieben. Diese Arten des Nahrungserwerbs wurden im Nationalpark Berchtesgaden nur selten beobachtet. Ameisen gehörten in der Nahrung des Buntspechts zwar zu wichtigen Beutetieren, jedoch wurde diese Spechtart nie auf Ameisenhaufen beobachtet. Daraus folgt, daß lediglich freilaufende Ameisen erbeutet wurden. RADEMACHER (1963, 1965) beobachtete den Buntspecht bei der Nahrungssuche direkt auf Ameisennestern. JENNI (1983) registrierte im Allschwiler Wald bei Basel (Querceto-Carpinetum) unterschiedliche Nahrungserwerbtechniken im Jahresverlauf. Im Winter überwog das Hacken, während zur Brutzeit die Nahrung v. a. durch Klauben an der Oberfläche des Nahrungssubstrats erbeutet wurde. Zwischen den beiden Geschlechtern bestanden dabei keine ökologischen Differenzen (HOGSTAD 1978, JENNI 1983).

Der Grünspecht ist in besonderem Maße auf Ameisen spezialisiert. Er nutzt verschiedene Substrate, um Nahrung zu erwerben. SCHERZINGER (1982) beschrieb die Nutzung folgender Substrate im Bayerischen Wald: Ameisennester, Hausdächer, Obstbäume, Wild- und Vogelfütterungen. Die beiden Erdspechtarten wurden auch bei der Nahrungssuche an Felsen und Gebäuden beobachtet (HAURI 1961, KANIA 1967). Absuchen von Hausfassaden der Plattenbauweise in Böhmen notierte HŘÍBEK (1984/1985), Im Nationalpark Berchtesgaden nutzte der Grünspecht auch zur Brutzeit oft Ameisenhaufen. Nach den Beobachtungen anderer Autoren (BRUYN et al. 1972, LÖHRL 1977), wurden Ameisenhaufen hauptsächlich zur Winterzeit genutzt. ALTUM (1878) und GÖSSWALD (1958) beobachten eine Nutzung der Ameisennester während des ganzen Jahres.

Der Dreizehenspecht sucht nach GLUTZ & BAUER (1980) und HOGSTAD (1977) nur selten den Waldboden auf. Die beiden in Nordamerika lebenden Geschwisterarten des Dreizehenspechts, nämlich Picoides tridactylus und Picoides arcticus unterscheiden sich in dieser Hinsicht wesentlich. Während der amerikanische Dreizehenspecht auf höheren Stämmen nach Nahrung sucht, bevorzugt Picoides arcticus eine geringe Stammhöhe oder den Walboden für die Nahrungssuche (HOGSTAD 1977). SCHERZINGER (1982, in verb.) beobachtete den heimischen Dreizehenspecht dagegen häufig beim Absuchen von abgefallenen Blättern und an Stämmen nahe am Waldboden. Das Zertrümmern von morschen Baumstrünken und liegendem Astholz beschrieben SCHERZINGER (1972) und RUGE (1968). LANZ (1950) beobachtete den Dreizehenspecht bei der Nahrungssuche im Mulm einer toten Fichte. Im Geäst der Bäume wurde der Dreizehenspecht nur selten ausgemacht. In diesen wenigen Fällen war die Beobachtungsdauer nur sehr kurz. Solche methodisch unvollständigen Aufnahmen wurden folglich von der Auswertung ausgeschlossen. Eine Nahrungssuche in den Baumkronen wurde hingegen im Bayerischen Wald vor allem beim Weibchen häufig beobachtet (SCHERZINGER 1982, in verb.). In den West-Karpaten wurde die Fichte für den Nahrungserwerb stets bevorzugt, auch dann, wenn beispielsweise die Tanne im Aktionsraum des Dreizehenspechts zahlreich vorhanden war PAVELKA (in litt.). Im Bayerischen Wald rangierten dürre Fichten mit 66% an erster Stelle der präferierten Baumarten, jedoch war auch die Tanne mit 25% relativ häufig vertreten (SCHERZINGER 1982). Lediglich 20% der genutzten Bäume konnten als "grün" bezeichnet werden, der Rest war tot oder absterbend. HOGSTAD (1976b) beobachtete den Dreizehenspecht im Winter fast ausschließlich auf toten Fichten.

Die zahlreich gefundenen Ringelspuren an den Baumstämmen konnten bisher keiner anderen Spechtart als dem Dreizehenspecht zugeordet werden3). Das Ringeln untersuchten mehrere Autoren (TURČEK 1949a, 1949b, 1954, KLÍMA 1959, RUGE 1970, 1973. KUČERA 1972, GATTER 1972, MIECH 1986), jedoch konnte der Zweck dieses Phänomens bisher nicht vollständig geklärt werden. Erste Berichte über das Ringeln wurden im Zusammenhang mit der forstlichen Bedeutung der Spechte von ALTUM (1878) und FUCHS (1905) verfaßt. Obwohl die Ringeltätigkeit allgemein überwiegend im Frühjahr ihren Höhepunkt erreicht (GÜNTHER 1992), konnte noch im Spätherbst (Oktober) eine frisch geringelte Zirbe gefunden werden (Abb. 67). Die Zirbelkiefer wurde im Nationalpark Hohe Tatra bevorzugt vom Dreizehenspecht geringelt (JAM-NICKÝ 1979). Im Nationalpark Berchtesgaden wurden bisher folgende, geringelte Baumarten registriert: Fichte, Lärche, Tanne und Zirbe. Nach SCHERZINGER (1982) wurde im Bayerischen Wald vor allem die lichtzugekehrte Fläche des Stammes geringelt.

Der Weißrückenspecht präferierte nach PAVELKA (1983) in den West-Karpaten für die Nahrungssuche hauptsächlich Tanne und Buche, nur ausnahmsweise wurde auch die Fichte genutzt. Alte Laubbäume werden nach RUGE (1993b) und ZUNA-KRATKY (in verb.) in Brutrevieren für den Höhlenbau und die Nahrungssuche benötigt. Dies steht im Widerspruch zu den im Nationalpark Berchtesgaden beobachteten Präferenzen. Während für die Anlage der Bruthöhle und für die Habitatwahl die Buche bevorzugt wurde, nutzte der Weißrückenspecht als Nahrungsbaum überwiegend die Fichte und den Bergahorn. Nach RUGE & WEBER (1974a) wurden als Brutbäume in den Alpen nur Bergahornbäume und Buchen genutzt. Interessante Beobachtungen aus dem westlichen Norwegen veröffentlichte STENBERG (1990). In dieser Region wurden gemäß der Baumartenzusammensetzung vor allem die Grauerle mit 37% und die Moorbirke mit 33% als Nahrungsbäume genutzt, gefolgt von der Waldkiefer sowie vereinzelt von der Salweide, der Vogelbeere und der Hasel (Coryllus avellana). Die Fichte wurde nur ausnahmsweise genutzt. In Schweden zählte die Moorbirke ebenfalls zu den wichtigsten Nahrungsbaumarten. wogegen die Kiefer viel seltener genutzt wurde (AULÉN 1988 zít. in STENBERG 1990). Nahrungssuchende Weißrückenspechte wurden dort zu 96% an Laubbäumen (Populus tremula, Betula alba, Salix caprea, Alnus glutinosa, Alnus incana) beobachtet (AULÉN 1993). Nach PYNNÖNEN (1939) wurden in Ostfinnland vor allem Laubbäume bei der Nahrungssuche bevorzugt. Die meisten vom Weißrückenspecht genutzten Bäume im Nationalpark Bayerischer Wald waren dürre Buchen (SCHERZINGER 1982). Dabei wurden auch die charakteristischen Arbeitsspuren des Weißrückenspechts an Laubbäumen untersucht. Die Buche (85%) wurde dem Bergahorn (15%) vorgezogen. Alle Bäume waren dabei ganz oder teilweise dürr und häufig abgebrochen (53%).

Die meisten bzw. 71% Nahrungsbäume des Weißrückenspechts in Norwegen und Schweden befanden sich im verrotteten Zustand. Lebende Bäume wurden jedoch ebenfalls abgesucht (STENBERG 1990). RUGE & WEBER (1974a) beobachteten den Weißrückenspecht beim Absuchen von dünnen Zweigen, die häufig mit Flechten bewachsen waren und sogar bei der Flugjagd nach einer Fliegenschnäpper-Art. SCHER-ZINGER (1982) beschrieb das Absuchen von Moosund Flechtenbewuchs auf alten Baumstämmen. Der Weißrückenspecht wurde ähnlich wie der Buntspecht im Nationalpark Berchtesgaden nie auf oberirdischen Ameisenhaufen beobachtet. Ameisen gehörten in seiner Nahrung jedoch zu den wichtigen Beutetieren. Vermutlich wurden deshalb vor allem freilaufende Tiere bzw. holzbewohnende Ameisen erbeutet.

Die wichtigste Nahrungsbaumart für den Schwarzspecht in den West-Karpaten und in der Hohen Tatra war nach PAVELKA (in litt.) bzw. JAMNICKÝ (1982) die häufig von Camponotus-Ameisen befallene Fichte. Dies entspricht den Beobachtungen aus dem Nationalpark Berchtesgaden. Im Bayerischen Wald wurde der Schwarzspecht an Fichte, Tanne, Bergahorn und Buche bei der Nahrungssuche beobachtet. Die durch Schälschäden geschwächten und anschließend von Roßameisen befallenen Fichten wurden dort bevorzugt im Spätwinter aufgesucht (SCHERZINGER 1982).

Nur wenige Untersuchungen liegen zur ökologisch interessanten Problematik des Konkurrenzdrucks bzw. des Konkurrenzausschlusses zwischen den verschiedenen Spechtarten vor (VIRKKUNEN 1967, HOGSTAD 1971, SCHERZINGER 1990, TÖRÖK 1990, STEN-BERG & HOGSTAD 1992). Eine Analyse der Nahrungsnischen verschiedener Spechtarten im Nationalpark Berchtesgaden ergab im Durchschnitt eine überwiegend konkurrenzfreie Nutzung der verschiedenen Substrate. Dies war vor allem angesichts der bekannten Territorialität bzw. Aggressivität der Spechte (SCHER-ZINGER 1993) sowohl gegen die Artgenossen als auch gegen die anderen Spechtarten von Bedeutung. Nach WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ (1986) wurde der Konkurrenzdruck zwischen den verschiedenen Spechtarten im Nationalpark Bialowieza (Polen) offensichtlich durch Nutzung von unterschiedlichen Nahrungsressourcen entschärft. Eine erhebliche Nischenüberlappung wurde dagegen bei allen sechs dort vorkommenden Arten bei der Wahl des Brutbaumes (Alnus glutinosa) beobachtet. Alle Spechtarten nisteten außerdem bevorzugt in Bruchwäldern.

Trotz des im Nationalpark Berchtesgaden beobachteten, konkurrenzfreien Zusammenlebens mehrerer Spechtarten, konnte jedoch neben einer häufigen Revierverteidigung zwischen Angehörigen derselben Art auch

<sup>&</sup>lt;sup>31</sup> Einige Spechtarten, insbesondere der Buntspecht (PRILL in verb.) punktieren die Rinde der Waldbäume, um den austretenden Baumsaft als Nahrung aufzunehmen. Die punktierten Stellen werden ringsförmig am Stamm angelegt, Demzufolge wird diese Tätigkeit der Spechte als Ringeln bezeichnet.



Abb. 67: Frisch vom Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) geringelter Zirbenstamm.

eine aggressive Begegnung verschiedener Spechtarten, nämlich des Buntspechts und des Weißrückenspechts wahrgenommen werden. Dabei wurde folgendes beobachtet:

Beide Spechtarten wurden Anfang Mai 1993 an einem Ort bei der Nahrungssuche gesichtet. Sie suchten dabei verschiedene Bäume ab. Schließlich trafen sie gemeinsam auf einem lebenden Fichtenstamm zusammen. Während sich der Buntspecht im oberen Drittel befand, suchte der Weißrückenspecht in der Stammitte nach Insekten. Nachdem beide Vögel ca. 30 Sekunden an demselben Baum beschäftigt waren, ohne sich zu behindern oder sich laut zu äußern, unterbrach der Buntspecht die Nahrungssuche und "kixte" mehrmals aufgeregt. Er flog anschließend unmittelbar in die Nähe seines Rivalen und setzte mit einigen Schnabelhieben die Nahrungssuche für kurze Zeit fort. Möglicherweise handelte es sich jedoch dabei nur um ein Abreagieren. Der Weißrückenspecht ließ sich dadurch nicht abschrecken und für ein Paar Sekunden konnten beide Spechte nahrungssuchend nahe beieinander beobachtet werden. Der Angriff des Buntspechts folgte dann unmittelbar danach in Form eines direkten Gegneranflugs. Infolgedessen verließ der Weißrückenspecht noch vor einem Körperkontakt sofort seinen Standort und ließ sich erst in einer Entfernung von ca. 15 m an einem anderen Stamm nieder, den er nach ein Paar Sekunden ungestörter Nahrungssuche, so als ob nichts gewesen wäre, verließ. Während dessen "kixte" der Buntspecht mehrmals aufgeregt, bis er schließlich ebenfalls seinen Standort verließ. Eine weitere Begegnung fand nicht statt. Der Vorfall ereignete sich im Revierzentrum des Weißrückenspechts, nämlich ca. 80 m Luftlinie von seiner Bruthöhle entfernt. Die Bruthöhle des Buntspechts wurde nicht gefunden.

Diese Einzelbeobachtung bestätigte zum einen das bereits von anderen Beobachtern beschriebene, aggressive Verhalten des Buntspechts gegenüber anderen Vogelarten (BREHM 1878, PYNNÖNEN 1939, HURME & SARKANEN 1975, BLUME 1977, SCHERZINGER 1982, HUDEC Hrsg. 1983, CRAMP Hrsg. 1985), zum anderen warf dieser Vorfall die Frage auf, inwieweit eine Überlappung der Reviere beider Spechtarten überhaupt möglich ist. Im Nationalpark Bayerischer Wald konnte nachgewiesen werden, daß auch bei einem gemeinsamen Vorkommen dieser beiden Spechtarten der Konkurrenzdruck kaum eine Rolle spielt, zumal die Nahrungsökologie beider Arten deutlich verschieden ist (SCHERZINGER 1990).

VIRKKUNEN (1967) berichtete über Auseinandersetzungen dieser beiden Spechtarten außerhalb der Brutzeit in Finnland. Der kleinere Buntspecht vertrieb dabei stets den größeren Weißrückenspecht. Der Autor vermutete, daß diese Spannungen vor allem durch die äußere Ähnlichkeit und durch Rufe zustande kamen, da keine sichtbare Nahrungskonkurrenz bestand. Im gleichen Gebiet konnten nämlich keine Auseinandersetzungen des Buntspechts mit dem ebenfalls häufigen Grauspecht beobachtet werden. Der Buntspecht

ernährte sich dort im Unterschied zu den anderen beiden Spechtarten fast ausschließlich von Samereien. GLUTZ & BAUER (1980) wiesen auf interspezifische Auseinandersetzungen des Weißrückenspechts vor allem mit dem Buntspecht hin. Nach SCHERZINGER (1990) dominierte in derartigen Auseinandersetzungen der größere Weißrückenspecht. Es liegen jedoch auch Beobachtungen mit umgekehrtem Ausgang vor (SCHERZINGER 1982).

Eine gegenseitige Begegnung kann dabei auch friedlich verlaufen. FRANCK (1981) berichtete über eine Brut des Weißrückenspechts und des Buntspechts im selben Baum im Murnauer Moos. Ein Konkurrenzdruck zwischen dem Weißrückenspecht und dem Buntspecht wird in Schweden durch die Nutzung unterschiedlicher Brutbaumarten sowie einer breiteren Palette der Nisthabitate des Buntspechts entschärft (AULÉN 1993).

Nach einer Untersuchung im Nationalpark Bialowieza (Polen) bestand bei Höhlenbrütern allgemein eine interspezifische Konkurrenz im Hinblick auf die Höhlenbesetzung (WESOLOWSKI 1989). Sie war in Primärwäldern im dortigen Naturschutzgebiet jedoch weniger ausgeprägt, als in intensiv bewirtschafteten Sekundärwäldern. STENBER & HOGSTAD (1992) studierten das Konkurrenzverhalten der Spechte in einem westnorwegischen Untersuchungsgebiet mit sieben Spechtarten. Sie bezifferten die durchschnittliche Entfernung der Bruthöhlen derselben Spechtart voneinander auf 2.400 m. Die Entfernung der Bruthöhlen verschiedener Spechtarten voneinander betrug dagegen durchschnittlich nur 403 m. Demzufolge schätzten die Autoren die interspezifische Konkurrenz viel geringer ein, als die intraspezifische Konkurrenz.

In diesem Zusammenhang wird häufig auch die Frage der Scheu des Weißrückenspechts gegenüber Menschen diskutiert. Im Bayerischen Wald wurden Fluchtdistanzen von 30 bis 80 (120) m beobachtet. Demnach ist diese Spechtart sehr empfindlich gegenüber Störungen. Störungen in Nestnähe führten häufig zu stundenlangen Fütterungspausen (SCHERZINGER 1982). Dieses Verhalten konnte im Nationalpark Berchtesgaden nicht bestätigt werden. Weder nahrungssuchende Vögel, noch Altvögel an Bruthöhlen ließen sich durch die Anwesenheit eines Beobachters mehr stören als alle anderen Spechtarten. Ohne ein Versteck zu bauen, war es beispielsweise möglich, im Jahr 1993 die Nahrungszusammensetzung der in eine Bruthöhle eingetragenen Futtermengen mit einem Spektiv aus einer Entfernung von rund 20 m zu bestimmen. Ein individuell sehr unterschiedliches Verhalten des Weißrückenspechts wurde aus den Chiemgauer Alpen beschrieben (KAISER 1990). Neben ausgesprochen scheuen Individuen kamen dort auf menschliche Anwesenheit relativ unempfindlich reagierende Individuen

Eine unmittelbare Begegnung der übrigen Spechtarten wurde nicht registriert. Beim Dreizehenspecht wurde jedoch mehrmals erhöhte Vorsicht mit Verweilen in

"Hab acht Stellung" beobachtet, wenn sich ein Buntspecht in der Nähe laut äußerte. Umgekehrt wurden auch Buntspechte aufmerksam und unterbrachen ihre Nahrungsaufnahme, falls sich in der Nähe ein Dreizehenspecht laut bemerkbar machte. Diese Beobachtungen stammen aus einem Waldbestand mit angrenzender Sukzessionsfläche, in dem ca. 100 m Luftlinie voneinander getrennt beide Arten brüteten. Die Nahrungssuche konzentrierte sich dabei häufig auf die dazwischen liegende Sukzessionsfläche. Eine echte Konkurrenzbeziehung kann aufgrund des unterschiedlichen Nahrungsspektrums im Untersuchungsgebiet nicht erwartet werden, SCHERZINGER (1982) beschrieb seltene zwischenartliche Auseinandersetzungen des Dreizehenspechts nur gegenüber dem Buntspecht. Dabei verdrängte häufiger der Buntspecht den Dreizehenspecht als umgekehrt. Weitere Berichte liegen bei SCHIFFERLI & ZIEGLER (1956) vor. Einen friedlichen Ablauf derartiger Begegnungen beschrieb HOGSTAD (1970).

Aggressive Interaktionen zwischen den Partnern eines Brutpaares wurden beim Dreizehenspecht nicht registriert. Gegenteilige Beobachtungen beschrieben LANZ (1950) und SCHERZINGER (1982).

Das Zusammenleben des Buntspechts mit dem Schwarzspecht auf engstem Lebensraum war hingegen im Untersuchungsgebiet weitgehend unproblematisch. Beide Arten brüteten in einem Fall in unmittelbarer Nachbarschaft von ca. 70 m, ohne daß dabei interspezifische Konflikte registriert wurden. Dies hing vermutlich zusammen mit dem großen Aktionsraum des Schwarzspechtpaares, das für die Nahrungssuche regelmäßig Entfernungen bis zu 1,5 km Luftlinie zurücklegte. Das Brutpaar wurde jedoch auch bei der Nahrungssuche in unmittelbarer Nachbarschaft zur Bruthöhle beobachtet. Auf die Anwesenheit des Buntspechts reagierten die beiden Schwarzspechte nicht.

Eine weitere Beobachtung betrifft eine Begegnung eines brütenden Weißrückenspechts mit einem Eichhörnchen am Bruthöhlenbaum. Entgegen den Berichten z. B, von VERTHEIN (1935) - zit. in GLUTZ & BAU-ER (1980) und FRANZ (1937) verhielt sich der Weißrückenspecht sehr ruhig, ohne auf den Räuber zu hassen. Erst nachdem das Eichhörnchen die Bruthöhlenähe verlassen und sich ca. 10 m entfernt hatte, griff er es ohne Körperkontakt an, ohne dabei jedoch zu rufen. Anschließend folgten drei kurze, leise Trommelserien. Dasselbe Brutpaar verhielt sich auch bei der Anwesenheit eines Beobachters sehr ruhig und meist lautlos. Ein anderes Paar reagierte dagegen auf menschliche Anwesenheit sehr aggressiv mit Warnrufen. Rufe und aggressives Verhalten bei Beunruhigung am Nest wurden auch von SCHERZINGER (in verb.) beobachtet. Ein kurzes "Drohtrommeln" erwähnten GLUTZ & BAUER (1980).

Nach SCHERZINGER (1993, in verb.) wurden auf den von Borkenkäfern besiedelten Sukzessionsflächen im Bayerischen Wald von allen Spechtarten hauptsächlich frisch befallene, stehende Bäume, die noch nicht entrindet waren, für die Nahrungssuche genutzt. Dies
wurde im Nationalpark Berchtesgaden nicht beobachtet, Nur der Dreizehenspecht nutzte solche Bäume
bevorzugt (Abb. 57). Die übrigen Arten wählten auch
andere Substrate bzw. andere Zersetzungsstadien.
Der Weißrückenspecht nutzte vor allem sehr fortgeschrittene Totholzstadien. Dies erwähnten auch
GLUTZ & BAUER (1980).

Die Bedeutung des Totholzes als Nahrungssubstrat für Spechte ist allgemein bekannt. Dies liegt vor allem daran, daß tote Bäume für die meisten Beutetiere ein optimales Entwicklungsmilieu darstellen. Die Bindung der Spechte an Totholz wurde auch im Nationalpark Berchtesgaden durch das festgestellte Nahrungsspektrum bestätigt. Die meisten nachgewiesenen Beutetiere bewohnen das Holz während bestimmter Zersetzungsphasen, wo sie sich entsprechend ernähren können (SCHIMITSCHEK 1952). In der Tab. 20 ist die Befallsfolge der Sukzession von Organismen in verschiedenen Zersetzungsphasen zusammensgestellt. Ein Vergleich der durch Spechte genutzten Totholzformen und Zersetzungsgrade mit dieser Abfolge rundete die Ergebnisse zur Nahrungsökologie der Spechte ab. Die Beziehung zwischen dem Nahrungssubstrat und entsprechenden Beutetieren war eindeutig. Der Weißrückenspecht, der Grünspecht und der Schwarzspecht wurden überwiegend in stark zersetzten Phasen der Bäume beobachtet. Die meisten ihrer Beutetiere fanden gerade dort optimale Entwicklungsmöglichkeiten. Der Dreizehenspecht fand dagegen seine Nahrung fast ausschließlich in frisch abgestorbenen Fichten, die wiederum bevorzugt durch Borkenkäfer genutzt wurden. Borkenkäfer zählen nach vielen Autoren (YEAGER 1955, HOGSTAD 1970, 1971 und KOPLIN 1972) zu den wichtigsten Beutetieren des Dreizehenspechts, der sie in befallenen Fichten erbeutet. Die trockenen, nicht mehr belaubten oder benadelten Bäume, die später sogar ganz ausfallen, bilden weiterhin einen "Lichtschacht" (UTSCHICK 1991), der zahlreiche Wirbellose anlockt, die wiederum als Nahrung der Vögel dienen.

Selbst absterbende Überhälter in verschiedenen Jungbeständen wurden von Spechten als Nahrungssubstrat genutzt (Abb. 24). Dies deckt sich mit den Beobachtungen mehrerer amerikanischen Autoren (SCOTT 1979, THOMAS 1979 und DICKSON et al. 1983, MANNAN et al. 1980), wiederspricht aber den Beobachtungen von SCHERZINGER (1982).

Bei einer Untersuchung im Staat New York wurden 60% aller Baumleichen als Nahrungssubstrat von Spechten genutzt (SWALLOW et al. 1988). RAPHAEL & WHITE (1984) kamen im Westen der USA zu ähnlichen Ergebnissen, Stehendes Totholz wurde vor allem in älteren Waldbeständen aufgesucht (MANNANN et al. 1980). Bei einer Untersuchung in Oregon befanden sich nur 17% der genutzten, toten Bäume in jüngeren Beständen unter 100 Jahren. Stärkeres Totholz wurde

dabei aufgrund des besseren Insektenangebots unabhängig vom Zersetzungsgrad von allen drei vorkommenden Spechtarten (Dryocopus pileatus, Picoides villosus, Colaptes auratus) selektiv häufiger genutzt. RAPHAEL & WHITE (1984) und SWALLOW et al. (1988) kamen zu ähnlichen Ergebnissen.

Der Schwarzspecht nutzte im Nationalpark Berchtesgaden auch Nahrungsbäume mit relativ kleinem Durchmesser, Dies war im Hinblick auf seine Körpergröße ein überraschendes Ergebnis. Die Präferenz bei der Nutzung von Nahrungsbäumen wurde nämlich offensichtlich primär vom Angebot an geeigneten Nahrungsquellen, wie z. B. Nester von Camponotus-Ameisen bestimmt. Im Nationalpark Berchtesgaden wurden auch schwache Dimensionen von Ameisen besiedelt, da infolge vom Steinschlag, Bruch oder alten Schälschäden viele junge Bäume bereits vorgeschädigt und somit befallsdisponiert waren. Nach KRIŠTÍN (in litt.) nutzt der Schwarzspecht im Polana-Gebirge (Mittelslowakei) stärkere Durchmesser als im Nationalpark Berchtesgaden. In der Hohen Tatra wurden hauptsächlich weit fortgesrittene Zerfallsstadien der toten Fichten für die Nahrungssuche genutzt (JAMNICKÝ 1982). ISHIDA (1990b) stellte bei drei Spechtarten in Japan, darunter auch beim Buntspecht und beim japanischen Grünspecht (Picus awokera) fest, daß der genutzte Baumdurchmesser mit der Körpergröße korrelierte und weniger als die genutzte Baumhöhe variierte.

Der Weißrückenspecht nutzte im Bayerischen Wald hauptsächlich Stämme mit einem BHD zwischen 5 und 20 cm (66%) und bevorzugte die Höhenstufe zwischen 1 und 4 m (70%). Dies konnte anhand von untersuchten Arbeitsspuren an Laubbäumen rekonstruiert werden (SCHERZINGER 1982). Nach RUGE & WEBER (1974a) wurden in den Alpen vor allem morsche Stümpfe und Fallholz für die Nahrungssuche genutzt. Der Weißrückenspecht suchte dabei bis zu einer halben Stunde an derselben Stelle, Vermoderte und am Boden liegende Stämme waren auch nach SCHUBERT (1969) ein wichtiges Requisit in Revieren des Weißrückenspechts, FRANZ (1937) beobachtete diese Spechtart häufig beim Einwühlen bis zur Schulterhöhe im weichen, vermoderten Holz.

Der Buntspecht nutzte in Japan vom April bis September die Bäume vor allem im Stammbereich zwischen 10 und 15 m Höhe. Im Unterschied zum Nationalpark Berchtesgaden erwarb der Buntspecht dort seine Nahrung vorwiegend durch Hacken. Pflanzliche Nahrung wurde nur in einem sehr geringen Umfang verzehrt (ISHIDA 1990b). OSIEJUK (1991) studierte die Nahrungsökologie des Buntspechts in gemischten Kie-Ei Beständen in Nord-Polen. Die Eichen wurden zwischen 6 und 8 m über dem Boden hauptsächlich als "Schmieden" genutzt, um dort die Kiefernzapfen aufzuschließen. Der Astdurchmesser der "Schmieden" lag im Mittel bei 5 cm. HOGSTAD (1971) untersuchte das Konkurrenzverhalten zwischen dem Buntspecht und

dem Dreizehenspecht in Norwegen. Beide Arten nutzten im Winter unterschiedliche Stammbereiche. Der Buntspecht war überwiegend im oberen Stammviertel anzutreffen, der Dreizehenspecht suchte vor allem in der Mitte der Stammlänge nach Nahrung.

Tab. 20: Sukzession der Befallsfolge im toten Holz durch die in der Spechtnahrung gefundenen Beutetiere. Der Zersetzungsgrad I und II wurde zusammengefaßt. (Quelle: SCHIMITSCHEK 1952, 1953, JACOBS & RENNER 1988, BUSCHINGER 1991).

			E	ichte,									che				
		rse		zone ngs-		erse		rper ings-		se		zone ngs-		rse		pe ng:	
	1	- 1		IV	1			IV	1			JV.	I	- 10		IV	
Gastropoda				X			X	X			X	X			X	X	
Araneidae				X				X				X				X	
Lycosidae																	
Chilopoda																	
Chilobius sp.			X	X				X			X	X			X	X	
Dermaptera			7					-			ï	-					
Forficula auric.																	
Homoptera																	
Aphidoidea																	
Raphidioptera	(X)																
Raphidia sp.	(X)																
Coleoptera	1.4																
Carabidae		X	X	X			X	X			X	X			X	X	
Carabus sp.			X					X				X				X	
Pterostichus sp.				X				X				X				X	
Staphylinidae	V		X			×		X		V		X		v	X		
Elateridae	A	n		X			X					X				X	
Cleridae	v	X	^	,		^	^	^		Λ.	^	^		10	^	Δ.	
Nitidulidae	, A	'n								X							
Epurea sp.										X							
Cerambycidae	v	X	Y		V	v	X				X			v	X		
Rhagium inquisitor		X				X				^	^			^	7		
Rhagium sp.	^	^		Х	^		X			v	X			V	X		
Tetropium sp.	X		^	٨	X	0	N			9	N				^		
Monochamus sp.	0	v	X			X											
Lucanidae		^	٨		^	A											
Sinodendron cylin.														¥			
Bostrychidae														C	v		
Otiorrhynchus sp.														^	^		
Byrrhidae																	
Byrrhus sp.																	
Scolytidae	v	X															
and the second second	X																
lps typographus lps sp.		X															
Polygraphus sp.	X																
		X															
Hylurgops sp. Hylurgus sp.																	
C. C	X	Λ															
Hymenoptera Formicidae							M	W							v	X	
Myrmica sp.								(X)								X	
								(X)								X	
Formica sp.								(X) (X)								X	
Lasius sp.							0.1	100							٨	٨	
Camponotus sp.							٨	X									
Lepidoptera																	
Tortricidae			v	V			v	V.							v	v.	
Diptera			٨	X			X	٨							٨	X	
Nematocera																	

Die beiden Geschlechter des Dreizehenspechts nutzten im Winter verschieden hohe Bäume bei der Nahrungssuche (HOGSTAD 1976b). Die Männchen bevorzugten mit 18,6 m höhere Bäume als die Weibchen mit 15,2 m. Auch die genutzten Baumdurchmesser waren bei den Männchen größer als bei den Weibchen. Die Männchen waren dementsprechend häufiger in unteren, nahrungsreicheren Stammbereichen anzutreffen, während die Weibchen höher gelegene und weniger ergiebige Stammpartien nutzten. Im Vergleich zu ihrem solitären Auftreten wurden Weibchen bei der Anwesenheit eines Männchens höher am Stamm beobachtet (HOGSTAD 1991). Dies deutete eher auf eine Prägung als auf eine genetische Fixierung des Sozialverhaltens hin. Der von beiden Geschlechtern am häufigsten genutzte Stammbereich lag in 1 bis 3 m Höhe und somit tiefer als im Nationalpark Berchtesgaden (HOG-STAD 1991). SCHERZINGER (1982) beobachtete den Dreizehenspecht im Durchschnitt in 7,6 m Höhe, jedoch war er auch auffallend häufig in Bodennähe oder direkt am Boden anzutreffen. Die Nischenaufteilung nach Geschlechtern konnte auch im Bayerischen Wald nachgewiesen werden. Während die Männchen überwiegend Stammbereiche nutzten, wurden die Weibchen hauptsächlich im Kronenbereich beobachtet (SCHERZINGER 1993). Dabei wurden entsprechend der Befallsabfolge durch Borkenkäfer zunächst die oberen Stammteile, bzw. der untere Kronenbereich der Fichten abgesucht. Die Stammbasis wurden erst mehrere Wochen später genutzt. Dies entsprach dem im Kap. 4.2.3.2.2 beschriebenen Verhalten des Dreizehenspechts im Nationalpark Berchtesgaden.

# 4.3 Spechte in der Vogelgemeinschaft eines Hochgebirges

In den Jahren 1987-1990 wurden auf drei ausgewählten Flächen des Nationalparks quantitative Bestandsaufnahmen der Vogelfauna durchgeführt. Die Brutpopulationen und die Winterpopulationen wurden getrennt erfaßt (PECHACEK 1991). Beide Untersuchungen hatten zum Ziel, die soziologische Stellung der Spechte innerhalb eines Vogelbestandes zu erforschen und Informationen über die Siedlungsdichte der Vogelgemeinschaften im Hochgebirge des Nationalparks Berchtesgaden zu gewinnen. Von großem Interesse waren vor allem die Aufnahmen außerhalb der Brutzeit, die wegen der besonderen Schwierigkeiten im Hochgebirge (Wetter, Begehung im Schnee, Erreichbarkeit der Hochlagen) bislang noch nicht vorliegen. Dabei wurde das quantitative Vorkommen der Spechte möglichst genau erfaßt, um diese Daten ggf. in die Verbreitungsmodelle zu integrieren. Die natürlichen Schwankungen der Vogelbestände konnten durch Verwendung von Mittelwerten über einen relativ langen Zeitraum von drei Winter- und zwei Brutperioden hinweg reduziert werden. Die Ergebnisse können somit vorsichtig als Durchschnittswerte interpretiert werden.

Die Untersuchungen wurden in drei Testflächen durchgeführt, die sich in ihrer Ausstattung und Lage unterschieden. Die Flächen "Kühroint" und "Jenner" waren hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung und der Bestandesstruktur gleichwertig, jedoch unterschiedlich exponiert. Es handelte sich um subalpine Fichtenwälder mit geringer Beimischung der Lärche. Die Fläche "Eckau" lag in der montanen bis hochmontanen Stufe und war zum Zeitpunkt der Untersuchung mit einem Bergmischwald aus Fichte und Buche, sowie einem kleinen Anteil der Tanne und des Bergahorns bestockt. Alle Flächen wiesen ein mäßiges bis gutes Totholzangebot und eine gegliederte, lückige Struktur auf. Sie repräsentierten besonders weit verbreitete Waldhabitate im Nationalpark. Eine detaillierte Beschreibung der Probeflächen beinhaltet das Kap. 2.1.1.

## 4.3.1 Winterperiode

Die Untersuchungen erfolgten in den Winterperioden 1987/88, 1988/89 und 1989/90. Die Ergebnisse der Vogelzählungen sind in den Tab. 21 bis 24 dargestellt.

Auf der Fläche "Eckau" (5,75 ha) betrug die durchschnittliche Artenzahl bzw. die Abundanz im Winter pro Aufnahme 4,4 Arten mit 16,8 Individuen. Die Diversität bzw. "species eveness" lag bei 1,71 bzw. 0,48. Pro Aufnahme wurden durchschnittlich 0,9 Schwärme erfaßt. Auf der Fläche "Kühroint" (6,25 ha) wurde pro Aufnahme eine durchschnittliche Artenzahl von 4,1 Arten und eine mittlere Abundanz von 18,1 Individuen beobachtet. Die Diversität bzw. "species eveness" lag bei 1,53 bzw. 0,41. Pro Aufnahme wurden durchschnittlich 1,1 Schwärme erfaßt. Auf der Fläche "Jenner" (7,50 ha) wurden im Winter pro Aufnahme durchschnittlich 5,8 Arten mit 35,5 Individuen gezählt. Die Diversität bzw. "species eveness" lag bei 1,88 bzw. 0,41. Pro Aufnahme wurden durchschnittlich 1,6 Schwärme erfaßt.

Tab. 21: Mittlere Kenngrößen der Vogelbestände pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1987/88.

			V	Vinter 1987/8	8		
		Arten- zahl	Indiv zahl	Schwarm- zahl	H'	e	INDIV./ /10 ha
	Mittel	2,9	10,0	1,0	1,21	0,39	17,4
Eckau (n=10)	Median	2,0	5,5	1.0	1,13	0,45	9,6
5,75 ha	StdAbw.	2,4	11,5	1,1	1,01	0,31	20,1
	Mittel	2,5	7,6	1,4	0,91	0,28	12,6
Kühroint (n=10)	Median	2,5	7.0	1,0	0,91	0,29	11,2
6,25 ha	StdAbw.	1,6	6,0	1,3	0,76	0,23	9,6
	Mittel	3,9	16,2	1,3	1,43	0,37	21,6
Jenner (n=9)	Median	4,0	15,0	1,0	1,64	0,41	20,0
7,50 ha	StdAbw.	1,6	9,8	0,9	0,68	0,18	13,1
	Mittel	3,1	11,1	1,2	1,18	0,34	5,7
Gesamt (n=29)	Median	3,0	8,0	1,0	1.17	0,39	4,0
19,50 ha	StdAbw.	1.9	9,8	1.1	0,83	0,24	5,0

Auffällig waren die großen Schwankungen, die auf allen Flächen zwischen den wöchentlichen Aufnahmeintervallen festgestellt wurden. In der tabellarischen Darstellung sind deshalb außer Mittelwerten auch Median und Standardabweichung als statistische Parameter angegeben. Die saisonalen Schwankungen der Diversität der Vogelbestände sind in den Abb. 68 bis 70 graphisch dargestellt. In diesen Abbildungen wurden somit die Relationen Artenzahl/Individuenzahl bei den einzelnen Aufnahmen wiedergegeben.

Tab 22: Mittlere Kenngrößen der Vogelbestände pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1988/89.

			٧	Vinter 1988/8	9		
		Arten- zahl	Indiv zahl	Schwarm- zahl	H	е	Indiv./ /10 ha
	Mittel	5,3	19,6	1,0	1,96	0,54	34,1
Eckau (n=12)	Median	6,0	17,5	0,5	2,24	0,51	30,4
5,75 ha	StdAbw.	2,3	14,8	1,2	0,59	0,16	25,8
	Mittel	4.7	20,0	0,8	1,69	0,45	32,0
Kühroint (n=12)	Median	5,0	19,5	1,0	1,84	0,44	31,2
6,25 ha	StdAbw.	2,1	16,0	8,0	0,69	0,22	25,6
	Mittel	6,2	28,1	1,3	2,01	0,46	37,4
Jenner (n=12)	Median	7,0	26,5	1,0	2,18	0,46	35,3
7,50 ha	StdAbw.	2,4	18,5	1,3	0,61	0,07	24,7
	Mittel	5,4	22,6	1.0	1,89	0,48	12,0
Gesamt (n=36)	Median	6,0	22,5	1,0	2,14	0,48	11,5
19,50 ha	StdAbw.	2,3	16,5	1,1	0,63	0,16	8,5

Die Ergebnisse der Zählung nahmen in den aufeinanderfolgenden Winterperioden von 1987/88 bis 1989/90 zu. Aufgrund der geringen Anzahl der Beobachtungsjahre kann hieraus jedoch noch nicht auf eine Populationszunahme geschlossen werden.

Die unterschiedlich hohen Mittelwerte deuteten zunächst auf Differenzen zwischen den Vogelpopulationen auf den verschiedenen Probeflächen hin. Infolge der unterschiedlichen Flächengröße von 5,75 bis 7,5 ha wurde das Ergebnis jedoch verzerrt. Die Kenngrößen Artenzahl, Individuenzahl und Schwarmzahl hängen sehr von der erfaßten Fläche ab. Diese Verzerrungen wurden durch die relativen Werte der Parameter Diversität bzw. "species eveness" etwas abgeschwächt. Aus diesem Grund wurden nur die Werte der Diversität mit dem KRUSKAL-WALLIS-Test, bzw. mit dem U-Test geprüft und getestet, ob zwischen den Probeflächen signifikante Unterschiede vorlagen. Bei einer Auswertung der Summe der Ergebnisse aus 104 Aufnahmen über drei Winter hinweg konnten lediglich mit dem U-Test signifikante Unterschiede zwischen den Flächen "Eckau" bzw. "Kühroint" und "Jenner" auf dem 0,05% Niveau aufgedeckt werden. Somit bot das Gebiet "Jenner" im längerfristigen Durchschnitt etwas bessere Voraussetzungen für den Aufenthalt der Vögel im Winter als die übrigen Gebiete. Ausschlaggebend waren auf dieser Fläche die großen Schwärme der Zeisige, der Fichtenkreuzschnäbel und der Meisen. Als Ursache kam die sonnseitige Lage dieses Gebiets in Betracht.

Tab. 23: Mittlere Kenngrößen der Vogelbestände pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1989/90.

			V	Vinter 1989/9	0		
		Arten- zahl	Indiv zahl	Schwarm- zahl	Н	е	Indiv./ /10 ha
	Mittel	4,8	19,5	0,8	1,87	0,49	33,8
Eckau (n=13)	Median	6,0	24,0	1,0	2,19	0,48	41,7
5,75 Ha	StdAbw.	2,0	10,2	0,6	0,70	0,21	17,8
	Mittel	4,7	24,5	1,2	1,85	0,47	39,3
Kühroint (n=13)	Median	4,0	15,0	1,0	1,78	0,45	24,0
6,25 ha	StdAbw.	2,0	22,2	1,3	0,64	0,13	35,6
	Mittel	6,8	55,6	2,2	2,06	0,40	74,2
Jenner (n=13)	Median	6,0	44,0	2,0	2,17	0,40	58,7
7,50 ha	StdAbw.	2,1	38,3	1,5	0,41	0,11	51,1
	Mittel	5,4	33,2	1,4	1,93	0,45	17,0
Gesamt (n=39)	Median	6,0	26,0	1,0	2,17	0,45	13,3
19,50 ha	StdAbw.	2,2	30,3	1.3	0,59	0,16	15,5

Ein Vergleich der Verteilungen wurde für jede Winterperiode gesondert durchgeführt, wobei die geringe Anzahl der Aufnahmen pro Saison (9 bis 13) das Testergebnis etwas relativierte. Gebietsspezifische Unterschiede zwischen den Medianwerten konnten hierbei nicht fesgestellt werden.

Tab. 24: Mittlere Kenngrößen der Vogelbestände pro Aufnahme auf den Probeflächen in einem durchschnittlichen Winter.

			Durch	schnittlicher V	Vinter		
		ARTEN- ZAHL	INDIV ZAHL	SCHWARM- ZAHL	H'	e	INDIV.
	Mittel	4,4	16,8	0,9	1,71	0,48	29,2
Eckau (n=35)	Median	5,0	17,0	1,0	2,12	0,49	29,6
5,75 ha	StdAbw.	2,4	12,7	1,0	0,81	0,23	22,2
	Mittel	4,1	18,1	1,1	1,53	0,41	29,0
Kühroint (n=35)	Median	4,0	13,0	1,0	1,75	0,44	20,8
6,25 ha	StdAbw.	2,1	17,8	1,1	0,78	0,20	28,5
	Mittel	5,8	35,5	1,6	1,88	0,41	47,3
Jenner (n=34)	Median	6,0	27.0	1,0	2,07	0,41	36,0
7,50 ha	StdAbw.	2,4	30,9	1,3	0,61	0,12	41,2
	Mittel	4,8	23,4	1,2	1,70	0,43	12,0
Gesamt (n=104)	Median	5,0	20,0	1,0	1,92	0,44	10,3
19,50 ha	StdAbw.	2,4	23,1	1,2	0,75	0,19	11,9

Auf allen drei Untersuchungsflächen kamen in den Wintermonaten im Mittel 4,8 Vogelarten mit 23,4 Individuen pro Aufnahme vor. Dieses Gebiet war typisch für den Nationalpark Berchtesgaden und umfaßte insgesamt knapp 20 ha Wald. Die Diversität erreichte einen Wert von 1,70, die "species evennes" lag bei 0,43. Während einer Aufnahme konnten im Schnitt 1,2 Schwärme erfaßt werden. Umgerechnet auf eine Fläche von 10 ha konnte somit eine Siedlungsdichte von 12 Individuen pro Aufnahme festgestellt werden.

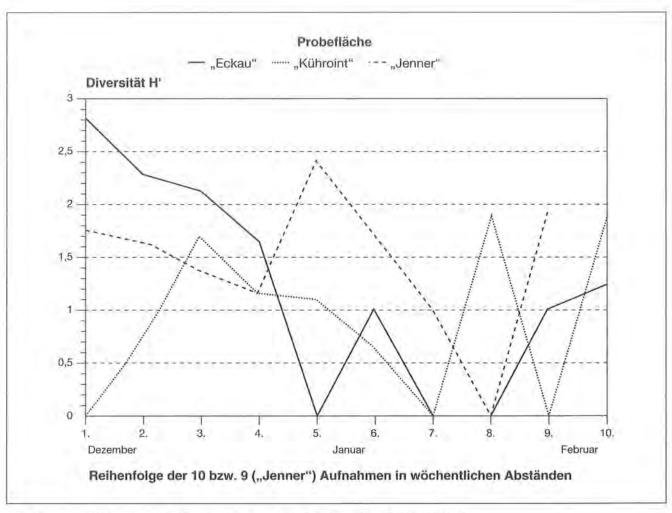


Abb. 68: Diversitätsschwankungen der Vogelpopulation auf den Probeflächen im Winter 1987/88.

# 4.3.1.1 Entwicklung der Siedlungsdichte einer Vogelgemeinschaft im Winterverlauf

Eine in der Ornithologie seit langer Zeit diskutierte Frage betrifft die Populationsschwankungen im Winterverlauf. Es ist bislang nicht geklärt, inwieweit durch ungünstige Witterungseinflüsse ein allgemeiner Trend ausgelöst werden kann, der letztlich die Vögel zum Abwandern zwingt. Im Rahmen der Untersuchung wurde deshalb geprüft, ob und inwieweit die Vogelpopulation im Winterverlauf einem Trend unterlag und ob dieser ggf. für alle Flächen gleichsinnig verlief. Geprüft wurde die Diversität der Arten/Individuen Relation und die Schwarmanzahl. In Anlehnung an BERTHÖLD et al. (1986) wurden zwei Begriffe definiert, nämlich

- Trend die Entwicklung läßt eine bedeutsame Zuoder Abnahme erkennen, wobei eine Signifikanz von mindestens 5% erreicht wird.
- Tendenz eine Entwicklung kann nicht statistisch gesichert werden, es liegt lediglich ein positives oder negatives Vorzeichen vor.

Als statistischer Test wurde der SPEARMANN'sche Korrelationskoeffizient verwendet.

Im Winter 1987/88 konnte auf allen Flächen eine abnehmende Tendenz der Schwarmanzahl und hin-

sichtlich der Diversität ebenfalls eine abnehmende Tendenz mit Ausnahme von "Kühroint" festgestellt werden. Lediglich auf der Fläche "Eckau" konnte ein statistisch gesicherter, abnehmender Trend bei der Diversität beobachtet werden.

Im darauffolgenden Winter 1988/89 wurde für die beiden Variablen "Schwarmanzahl" und "Diversität" eine tendenzielle Zunahme errechnet, auf der Fläche "Eckau" handelte es sich bei der Schwarmanzahl sogar um einen zunehmenden Trend.

Im Winter 1989/90 wurde auf der Fläche "Eckau" eine Zunahme der Schwarmanzahl und der Diversität, bei den anderen Flächen eine abnehmende Tendenz beobachtet bzw. in "Kühroint" sogar ein abnehmender Trend.

Zusammenfassend konnte festgestellt werden, daß Zu- oder Abnahmen überwiegend nur als Tendenz, also statistisch nicht gesichert vorlagen. Mit Ausnahme des Winters 1988/89, in dem eine einheitliche Abnahme der Vögel beobachtet wurde, waren die Tendenzen auf den verschiedenen Flächen häufig gegenläufig.

Zum Vergleich wurde der Temperaturverlauf im Raum Nationalpark Berchtesgaden (Meßstation "Jenner-Mittelstation" – nicht identisch mit der Probefläche "Jenner") in den Abb. 71 bis 73 dargestellt. Im Winter

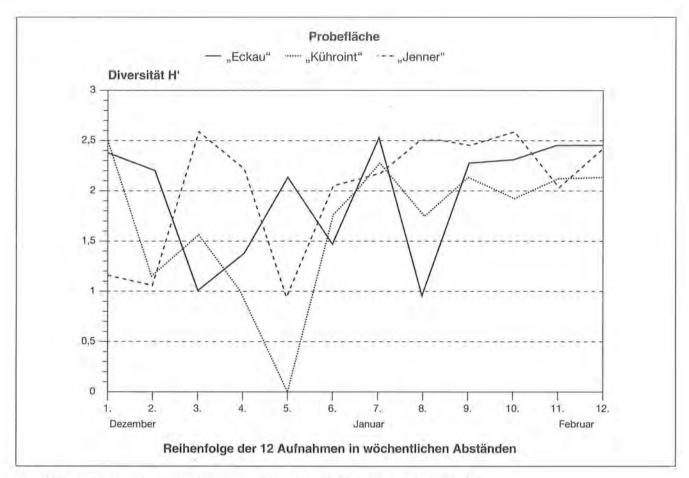


Abb. 69: Diversitätsschwankungen der Vogelpopulation auf den Probeflächen im Winter 1988/89.

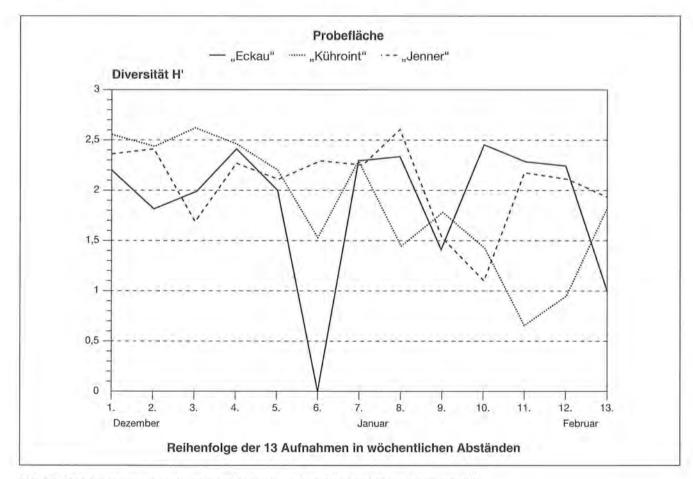


Abb. 70: Diversitätsschwankungen der Vogelpopulation auf den Probeflächen im Winter 1989/90.

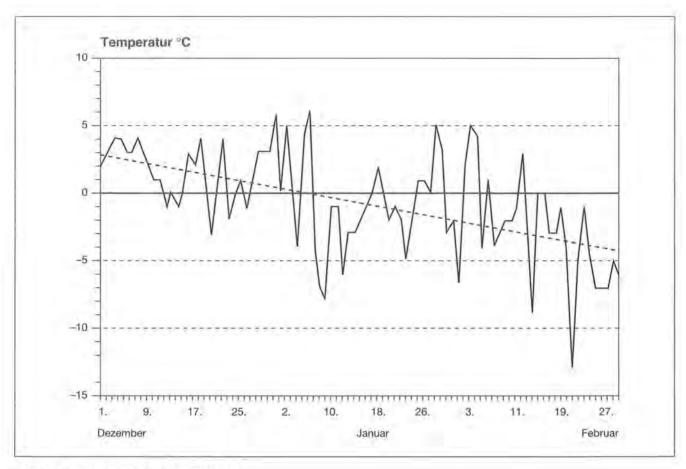


Abb. 71: Temperaturverlauf im Winter 1987/88.

1987/88 wurde eine abnehmende Temperaturentwicklung, in den Winterperioden 1988/89 und 1989/90 dagegen ein zunehmender Temperaturverlauf beobachtet. Die Entwicklung der Vogelgemeinschaften war in den Wintern 1987/88 und 1988/89 mit dem Temperaturverlauf überwiegend positiv korreliert, im Winter 1989/90 dagegen völlig verschieden.

Die Witterung, insbesondere die Temperatur muß wahrscheinlich kleinflächig betrachtet werden. Das Mikroklima einzelner Täler und Hänge kann vermutlich die Vogelwelt entscheidender beeinflussen als die überregionale Temperatur. Die aktuelle Wetterlage war von Aufnahme zu Aufnahme unterschiedlich. Dadurch wurde die Diversität der Vögel wahrscheinlich unmittelbar beeinflußt. Die meisten Vögel kamen während der Aufnahmen in nur ein bis zwei unterschiedlich großen Trupps oder Schwärmen pro Fläche vor (Tab. 21 bis 24). Die aktuelle Wetterlage konnte sich sehr drastisch auf Verbleib oder Abwanderung der Individuen vom Schwarm auswirken. Die dadurch verursachte Anoder Abwesenheit der Schwärme (Abb. 74 bis 76) führte zu den bereits erwähnten großen Schwankungen der Vogelzahl bzw. der Diversität bei den einzelnen Aufnahmen (Abb. 68 bis 70). Diese Annahme wurde auch durch die Tatsache untermauert, daß der SPEAR-MANN'sche Korrelationstest in der Mehrzahl keine signifikanten Trends aufdeckte. Somit konnte keine eindeutige Populationsentwicklung im Winterverlauf nachgewiesen werden. Die schwankenden Diversitätswerte

deuteten vielmehr auf ein spontanes Umherstreifen der überwiegend zu Schwärmen vereinten Vögel. Dieses Umherstreifen stand kaum im Zusammenhang mit dem Temperaturverlauf einer regionalen Klimastation.

# 4.3.1.2 Soziologische Aspekte einer Vogelgemeinschaft

Im Unterschied zur Brutzeit, während der die Vögel nur paarweise oder einzeln (unverpaart) vorkommen, bilden sie im Winter mehr oder weniger große Trupps (Schwärme). Eine genaue Größe der Trupps wurde in dieser Untersuchung nicht ermittelt, da die Untersuchungen primär auf eine Erfassung der Siedlungsdichte mit Hilfe von Zähllinien ausgerichtet waren. Eine Aufnahme der Schwärme, die sehr oft auch über die Linienbreite hinaus verstreut waren, wäre sehr aufwendig gewesen und hätte die Genauigkeit der Zählungen auf der Linie beträchtlich beeinflußt.

Bei den erfaßten Individuen wurde lediglich entschieden, ob sie einem Schwarm angehörten oder nicht. Es wurden also Truppzugehörigkeit (Truppvögel) und Einzelvorkommen (Einzelvögel) unterschieden. In der Abb. 77 sind die Ergebnisse graphisch dargestellt. Es wurde getestet, ob die Truppvögel häufiger als die Einzelvögel vorkamen. Die Verteilung dieser beiden Kategorien wurde mit dem WILCOXON-Test geprüft.

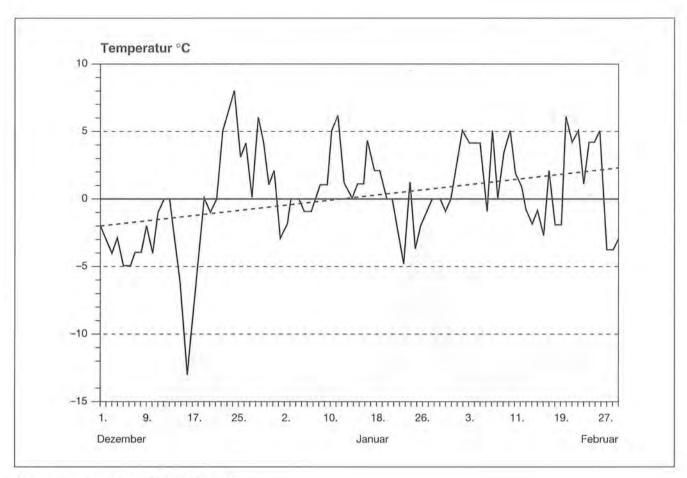


Abb. 72: Temperaturverlauf im Winter 1988/89.

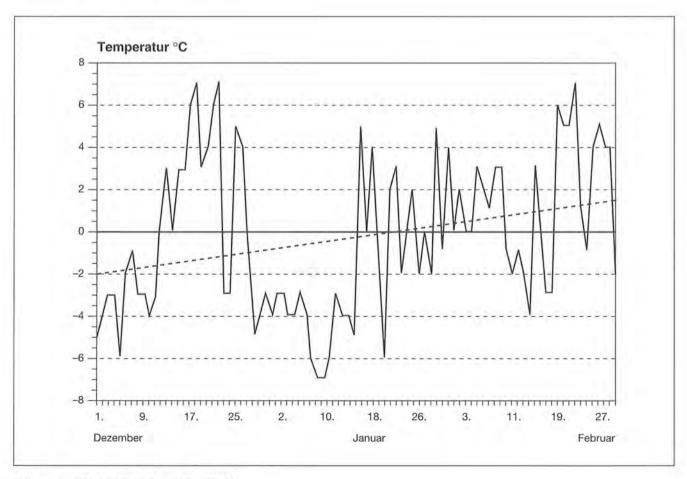


Abb. 73: Temperaturverlauf im Winter 1989/90.

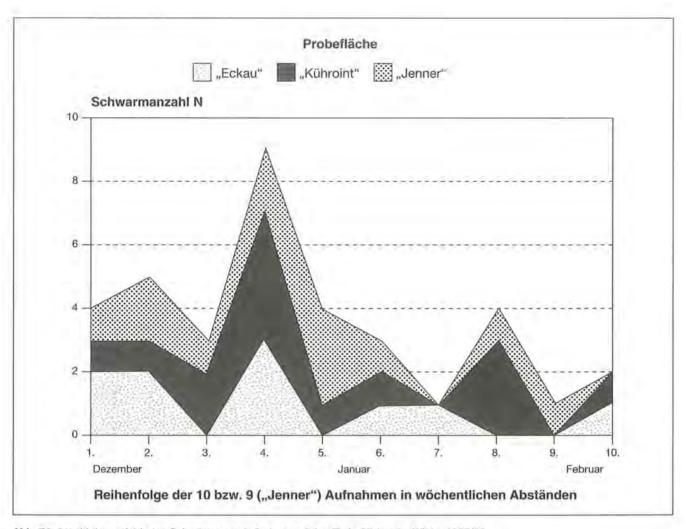


Abb. 74: Anzahl der registrierten Schwärme pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1987/88.

Mit diesem Test konnten mit wenigen Ausnahmen keine Unterschiede auf den einzelnen Flächen und in den verschiedenen Winterperioden aufgedeckt werden, nicht zuletzt wegen der großen Streuung und der geringeren Anzahl der Beobachtungen. Auch bei einem Vergleich innerhalb einer Winterperiode über alle Probeflächen hinweg bzw. innerhalb einer Fläche über alle Winterperioden ergab der Test aus diesen Gründen nur wenige signifikante Ergebnisse.

Erst beim Vergleich der Beobachtungen über drei Jahre hinweg auf drei Flächen mit insgesamt 19,5 ha (n=104 Aufnahmen) konnte sowohl für die Arten- als auch für die Individuenzahl ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden paarigen Variablen, "Truppvögel" und "Einzelvögel" ermittelt werden.

Die Medianwerte der Arten- (2,5 +- 2,7) und der Individuenzahl (8,5 +- 21,7) lagen für die Schwarmvögel signifikant höher als für die einzeln vorkommenden Vögel (1,0 +- 1,9 bzw. 5,0 +- 8,8; WILCOXON-Test: p<0,05).

Aus den Tab. 21 bis 24 geht hervor, daß die Anzahl der erfaßten Schwärme pro Aufnahme im Durchschnitt bei ein bis zwei Trupps lag. Dies zeigt in Verbindung mit der Unterscheidung der Vögel in Trupp- und Einzelindividuen eine typische Erscheinung der Vogelwelt im

Winter, nämlich eine Vergesellschaftung der meisten Vögel in nur wenigen Trupps, die sich in der Landschaft auf der Nahrungssuche langsam bewegen. Die Landschaftsabschnitte zwischen den einzelnen Schwärmen werden selten mit einzeln vorkommenden Vögeln "überbrückt".

#### 4.3.1.3 Artenzusammensetzung

Die Zusammensetzung der Vogelbestände im Winter wurde in den Tab. 25 bis 28 zusammengefaßt. Im Bereich der Probeflächen wurden in den drei Winterperioden 24 Vogelarten festgestellt. Mit Abstand die häufigsten Arten waren auf allen Flächen die Tannenmeise und das Wintergoldhähnchen, deren Individuenzahl mehr als zwei- bzw. dreifach höher lag als die der nächst folgenden Arten. Die dominante Stellung beider Vogelarten war mitunter auch eine Folge ihrer hohen Stetigkeit (Frequenz), da sie nicht nur überdurchschnittlich zahlreich, sondern auch überdurchschnittlich regelmäßig vorkamen. Bei den beiden Arten lag der Anteil der Truppindividuen pro Aufnahme signifikant höher als der der Einzelindividuen (WILCOXON-Test: Wintergoldhähnchen p<0,01, Tannenmeise p< 0.05).

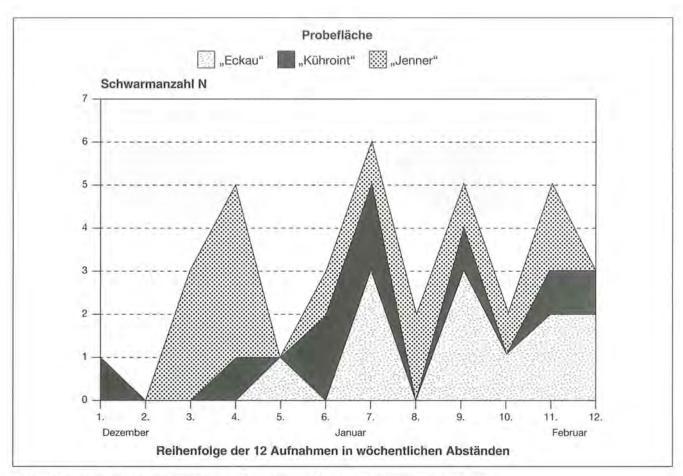


Abb. 75: Anzahl der registrierten Schwärme pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1988/89.

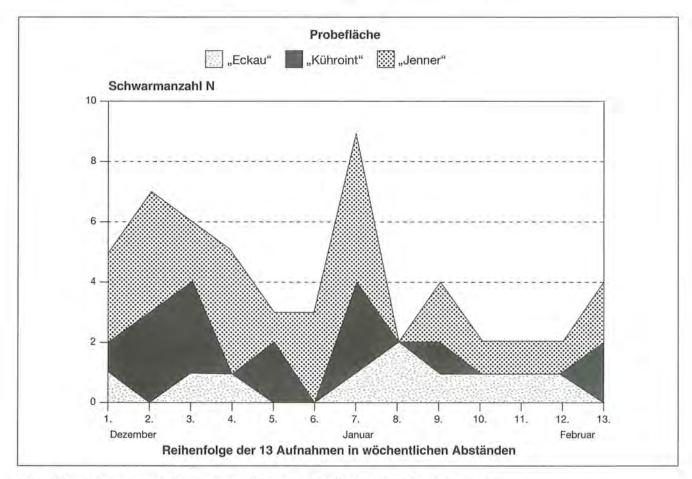


Abb. 76: Anzahl der registrierten Schwärme pro Aufnahme auf den Probeflächen im Winter 1989/90.

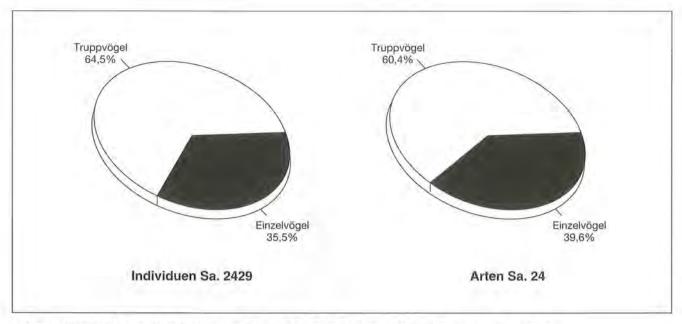


Abb. 77: Soziologische Aufteilung der Vogelpopulation auf den Probeflächen im Winter in Trupp- und Einzelvögel.

Tab. 25: Die Zusammensetzung der Vogelbestände im Winter in den Jahren 1987 bis 1990 auf der Probefläche "Eckau" (35 Aufnahmen; 5,75 ha).

Tab. 26: Die Zusammensetzung der Vogelbestände im Winter in den Jahren 1987 bis 1990 auf der Probefläche "Kühroint" (35 Aufnahmen; 6,25 ha).

	Indivi- duen- zahl	Indiv./ 10 ha	Trupp- vögel	Einzel- vögel	Domi- nanz %	Fre- quenz %		Indivi- duen- zahl	Indiv./ 10 ha	Trupp- vögel	Einzel- vögel	Domi- nanz %	Fre- quenz %
Dreizehenspecht Picoides tridactylus	2	0,10	0	2	0,34	5,71	Auerhuhn Tetrao urogallus	1	0,05	0	1	0,16	2,86
Zaunkönig Troglodytes troglodytes	1	0,05	0	1	0,17	2,86	Buntspecht Dendrocopos major	4	0,18	1	3	0,63	8,57
Wintergoldhähnchen Regulus regulus	141	7,01	101	40	23,98	74,29	Dreizehenspecht Picoides tridactylus	5	0,23	1	4	0,79	14,29
Schwanzmeise Aegithalos caudatus	5	0,25	5	0	0,85	2,86	Wintergoldhähnchen Regulus regulus	165	7,54	98	67	25,98	91,43
Sumpfmeise Parus palustris	96	4,77	59	37	16,33	54,29	Sumpfmeise Parus palustris	5	0,23	5	0	0,79	2,86
Weidenmeise Parus montanus	40	1,99	33	7	6,80	34,29	Weidenmeise Parus montanus	53	2,42	37	16	8,35	37,14
Haubenmeise Parus cristatus	18	0,89	12	6	3,06	34,29	Haubenmeise Parus cristatus	31	1,42	16	15	4,88	31,43
Tannenmeise Parus ater	145 -	7,20	97	48	24,66	74,29	Tannenmeise Parus ater	165	7,54	77	88	25,98	74,29
Blaumeise Parus caeruleus	11	0,55	10	1	1,87	14,29	Blaumeise Parus caeruleus	26	1,19	24	2	4,09	20,00
Kohlmeise Parus major	1	0,05	1	0	0,17	2,86	Kleiber Sitta europaea	1.	0,05	1	0	0 16	2,86
Kleiber Sitta europaea	37	1,84	28	9	6,29	54,29	Waldbaumläufer Certhia familiaris	71	3,25	32	39	11,18	71,43
Waldbaumläufer Certhia familiaris	37	1,84	27	10	6,29	51,43	Kolkrabe Corvus corax	2	0,09	0	2	0,31	2,86
Zeisig Carduelis spinus	42	2,09	31	11	7,14	22,86	Zeisig Carduelis spinus	60	2,74	50	10	9,45	14,29
Fichtenkreuzschnabel Loxia curvirostra	12	0,60	8	4	2,04	11,43	Fichtenkreuzschnabel Loxia curvirostra	46	2,10	29	17	7,24	31,43
Gesamt	588	29,22	411	176	99,99		Gesamt	635	29,03	371	264	99,99	

Die Häufigkeitsverteilung (Dominanz) der Vögel im Winter zeichnete sich aus durch eine sehr steile, fast exponentiell verlaufende Abnahme der Individuen von den häufigen bis zu den seltenen Arten. Dies dürfte ein

Ausdruck der "einseitig" werdenden Bedingungen in den winterlichen Hochlagen sein, die die Vogelpopulation auf der Nahrungssuche zu großer Mobilität veranlaßte. Zum einen schrumpfte das Artenspektrum, zum

Tab. 27: Die Zusammensetzung der Vogelbestände im Winter in den Jahren 1987 bis 1990 auf der Probefläche "Jenner" (34 Aufnahmen; 7,5 ha).

	Indivi- duen- zahl	Indiv./ 10 ha	Trupp- vögel	Einzel- vögel	Domi- nanz %	Fre- quenz %
Birkhuhn	5	0,20	.0	5	0,41	5,88
Lyrurus tetrix						
Grünspecht	1	0,04	.1	0	0,08	2,94
Picus viridis						
Schwarzspecht	1	0.04	0	1	80,0	2,94
Dryocopus martius						
Buntspecht	14	0,55	7	7	1,16	23,53
Dendrocopos major						
Dreizehenspecht	16	0,63	3	13	1,33	38,24
Picoides tridactylus						
Wintergoldhähnchen	228	8,94	147	81	18,91	88,24
Regulus regulus						
Wacholderdrossel	1	0,04	.0	1	0,08	2,94
Turdus pilaris						
Weidenmeise	100	3,92	64	36	8,29	73,53
Parus montanus						
Haubenmeise	56	2,20	32	24	4,64	70,59
Parus cristatus						
Tannenmeise	481	18,86	324	157	39,88	85,29
Parus ater						
Blaumeise	8	0,31	6	2	0,66	14,71
Parus caeruleus						
Waldbaumläufer	78	3,06	45	33	6,47	73,53
Certhia familiaris						
Tannenhäher	1	0,04	0	1	0,08	2,94
Nucifraga caryocatactes						
Eichelhäher	2	0,08	0	2	0,17	5,88
Garrulus glandarius						
Kolkrabe	4	0,16	0	4	0,33	8,82
Corvus corax						
Zeisig	104	4,08	82	22	8,62	32,35
Carduelis spinus						
Fichtenkreuzschnabel	98	3.84	72	26	8,13	41,18
Loxia curvirostra						
Gimpel	8	0,31	5	3	0,66	8,82
Pyrrhula pyrrhula						
Gesamt	1206	47,29	788	418	99,98	

anderen erreichten die wenigen anpassungsfähigen Vögel sprunghaft sehr hohe Abundanzen. Zwischen den Probeflächen bestanden nur geringfügige Unterschiede im Vorkommen der einzelnen Arten.

Auf der Fläche "Eckau" wurden als dominante Arten die Tannenmeise, das Wintergoldhähnchen und die Sumpfmeise ermittelt (Tab. 25). Die Zahlenverhältnisse schwankten jedoch unregelmäßig von Aufnahme zu Aufnahme. Abwechselnd traten Zeisig und Weidenmeise als dominante Arten auf. Bei den übrigen Arten ließen sich keine größeren Verschiebungen erkennen. Insgesamt konnten auf der Fläche "Eckau" 14 Arten nachgewiesen werden. Auf der Fläche "Kühroint" (Tab. 26) waren Tannenmeise und Wintergoldhähnchen die beiden dominanten Arten. Mit Abstand folgte der Waldbaumläufer. Bei den einzelnen Aufnahmen gehörten abwechselnd auch der Zeisig, die Weidenmeise und der Fichtenkreuzschnabel zu den dominanten Arten. Insgesamt konnten auf der Fläche "Kühroint"

wie auf der Fläche "Eckau" 14 Arten nachgewiesen werden. Auf der Probefläche "Jenner" (Tab. 27) war die Tannenmeise gefolgt vom Wintergoldhähnchen die häufigste Art. Zeisig und Weidenmeise traten bei den einzelnen Aufnahmen unregelmäßig als dominante Arten auf. Nennenswerte Verschiebungen der Dominanzwerte bei den anderen Arten waren nicht deutlich erkennbar. Insgesamt konnten 18 Vogelarten nachgewiesen werden.

Tab. 28: Die Zusammensetzung der Vogelbestände im Winter in den Jahren 1987 bis 1990 auf allen drei Probeflächen (104 Aufnahmen; 19,5 ha).

	Indivi- duen- zahl	Indiv./ 10 ha	Trupp- vögel	Einzel- vögel	Domi- nanz %	Fre- quenz %
Birkhuhn	5	0,025	0	5	0,21	1,92
Lyrurus tetrix						
Auerhuhn	1	0,005	1	0	0,04	1,00
Tetrao urogallus						
Grünspecht	1	0,005	1	0	0,04	1,00
Picus viridis						
Schwarzspecht	1	0,005	0	1	0,04	1,00
Dryocopus martius						
Buntspecht	18	0,089	8	10	0,74	10,58
Dendrocopos major						
Dreizehenspecht	23	0,113	4	19	0,95	19,23
Picoides tridactylus						
Zaunkönig	1	0,005	0	1	0,04	1,00
Troglodytes troglodytes				100		
Wintergoldhähnchen	534	2,633	346	188	21,98	84,61
Regulus regulus						
Wacholderdrossel	4	0,005	0	1	0,04	1,00
Turdus pilaris						
Schwanzmeise	5	0,025	5	0	0,21	1,00
Aegithalos caudatus						
Sumpfmeise	101	0,498	64	37	4,16	19,23
Parus palustris						
Weidenmeise	193	0,952	134	59	7,95	48,08
Parus montanus						
Haubenmeise	105	0,518	60	45	4,32	45,19
Parus cristatus						
Tannenmeise	791	3,900	498	293	32,56	77,88
Parus ater						
Blaumeise	45	0,222	40	5	1,85	16,35
Parus caeruleus						
Kohlmeise	1	0,005	1	0	0,04	1,00
Parus major						
Kleiber	38	0,187	29	9	1,56	19,23
Sitta europaea						
Waldbaumläufer	186	0,917	104	82	7,66	65,39
Certhia familiaris						
Tannenhäher	1	0,005	0	1	0,04	1,00
Nucifraga caryocatactes						
Eichelhäher	2	0,010	0	2	0,08	1,92
Garrulus glandarius						
Kolkrabe	6	0,030	0	6	0,25	3,85
Corvus corax						
Zeisig	206	1,016	163	43	8,48	23,08
Carduelis spinus	3.4	2500	2.7		4 40	1520 111
Fichtenkreuzschnabel	156	0,769	109	47	6,42	27,88
Loxia curvirostra		W. 300			-3.00	100
Gimpel	8	0,039	5	3	0,33	2,88
Pyrrhula pyrrhula						
Gesamt	2429	11,977	1571	858	99,99	

In der Regel kam es zu den beobachteten Verschiebungen in der durchschnittlichen Dominanzverteilung infolge von invasionsartig eingewanderten Großschwärmen mit mehreren Dutzend Individuen des Zeisigs und des Fichtenkreuzschnabels. Dies war besonders deutlich im Winter 1988/89, der auf ein Samenjahr folgte. Die starke Zunahme dieser Arten beeinflußte die gesamte Winterpopulation in ihrer Dynamik.

Die beiden häufigsten Arten, die Tannenmeise und das Wintergoldhähnchen traten im Gebiet "Jenner" zahlreicher auf, als in den restlichen Flächen (KRUSKAL-WALLIS-Test: Tannenmeise p<0,001; Wintergoldhähnchen p<0,05; vgl. Tab. 29). Dieser Unterschied ist jedoch nicht unbedingt als ein Zeichen der größeren Anziehungskraft der Fläche "Jenner" zu werten, sondern bringt auch die unterschiedliche Flächengröße zum Ausdruck. Dagegen konnten zwei regelmäßig vorkommende Arten, nämlich Sumpfmeise und Kleiber fast ausnahmslos nur in "Eckau" beobachtet werden. Die auf dieser Fläche ermittelten Dominanzwerte lagen relativ hoch, sodaß man Sumpfmeise und Kleiber als typische Vertreter eines (Berg-)Mischwaldes im Winter bezeichnen kann. Da sie in Laubholzgebieten viel häufiger als in Nadelwäldern brüten, kann vermutet werden, daß sich ihr Aktionsradius auch außerhalb der Brutzeit auf die Mischwälder beschränkte. Dies traf für die anderen, ebenfalls nur in "Eckau" beobachteten Vogelarten, wie z. B. die Schwanzmeise oder die Kohlmeise, die nur bei einem der insgesamt 35 Besuche zufällig vorkamen, nicht zu.

### 4.3.1.4 Spechte in der Vogelgemeinschaft im Winter

Im Laufe der drei Winterperioden konnten vier der sechs vorkommenden Spechtarten, nämlich Dreizehenspecht, Buntspecht, Schwarzspecht und Grünspecht nachgewiesen werden. Ihre Stellung innerhalb der gesamten Vogelgemeinschaft ist aus der Tab. 28 ersichtlich. Daraus resultiert, daß die Spechte im Vergleich zu den anderen Arten etwa in den unteren 2/2 der Häufigkeitspyramide rangierten. Ihre Dominanzwerte lagen überwiegend unter 1%. Nur auf der Fläche "Jenner" erreichten sie eine höhere Dominanz (Tab. 25 bis 27). Ihre Bedeutung für die Abundanzschwankungen war demzufolge gering. Sie trugen jedoch zur Erweiterung des Artenspektrums bzw. zu einer höheren Diversität der Vogelgemeinschaft bei. Schwarzspecht und Grünspecht wurden nur einmal in den drei Winterperioden auf der Fläche "Jenner" beobachtet. Demnach kamen diese beiden Arten im Winter im Nationalpark kaum vor. Dasselbe gilt für den Weißrückenspecht und den Grauspecht, die im Winter überhaupt nicht beobachtet wurden. Da der Grünspecht während der Brutzeit vor allem die Bereiche einer klein strukturierten Kulturlandschaft mit einem Wechsel zwischen Wald, Feldgehölzen und Wiesen bis zu einer Meereshöhe von ca. 900 m an der Grenze des Nationalparks nutzte, ist seine Absenz im Winter oberhalb von 900 m ü.NN tief im Waldgebiet des Nationalparks einfach zu erklären.

Tab. 29: Häufigkeit des Wintergoldhähnchens und der Tannenmeise auf den untersuchten Probeflächen im Winter und Ergebnisse des Medianvergleiches mit dem Mann-Whitney-U-Test.

	Probe-	U-7	Test	Indiv./
	fläche	"Eckau"	"Kühroint"	10 ha
	"Eckau"	1,8	-	7,20
Tannenmeise	"Kühroint"	n.s.	140	7,54
Parus ater	"Jenner"	p<0,0001	p<0,001	18,86
	"Eckau"	-	14	7.01
Wintergoldhähnchen	"Kühroint"	n.s.	140	7,54
Regulus regulus	"Jenner"	p<0,05	p<0,01	8,94

Etwas anders verhielt sich der Schwarzspecht, der während der Brutzeit und auch in den Sommer- und Herbstmonaten im Bereich der Probeflächen regelmäßig nachgewiesen werden konnte. Seine fast völlige Absenz im Winter ließ auf eine ausgeprägte Abwanderungstendenz in der kalten Jahreszeit schließen. Wegen seiner auffälligen Lautäußerungen und seiner Körpergröße ist er leicht nachzuweisen. Demzufolge war der Übersehfehler sehr gering.

Das Risiko eines fehlerhaften Übersehens war beim Grauspecht und vor allem beim Weißrückenspecht infolge der versteckten Lebensweise dieser beiden Spechtarten hingegen größer. Sie waren auch besonders selten im Nationalpark verbreitet. In drei Winteperioden mit 104 Vogelaufnahmen4) vor Ort wurden diese beiden Arten nicht nachgewiesen. Offensichtlich wanderten sie wie der Schwarzspecht aus den Hochlagen des Nationalparks im Winter ab. Die Ursachen dieser Abwanderung wurden bislang nicht geklärt. Zahlreiche Nahrungsguellen, nämlich stehende und liegende, abgestorbene Bäume aller Dimensionen und Alterstadien blieben selbst im Winter zugänglich. In den unmittelbar benachbarten Waldgebieten waren sie in der großen Menge wie im Nationalpark nicht zu finden. Die Untersuchungen aus der Brutzeit ließen dabei vermuten, daß die relativ hohe Siedlungsdichte der Spechte im Nationalpark direkt mit dem reichlichen Nahrungsangebot zusammenhing.

Die große Bedeutung der Schwärme für die Vogelpopulationen im Winter wurde bereits im Kap. 4.3.1.2 dargelegt. Über das Schwarmverhalten der Spechte geben die Abb. 78 bis 79 Auskunft. Aus diesen Darstellungen ist ersichtlich, daß die Spechte im Winter vorwiegend einzeln und nicht vergesellschaftet in Trupps mit anderen Vögeln vorkamen. Schwarzspecht und Grünspecht wurden nur sehr selten bzw. eher zufällig beobachtet. Deshalb wurde nur das Vorkommen des Buntspechts und des Dreizehenspechts statistisch ausgewertet. Während der Buntspecht in beiden Gruppen etwa gleichmäßig verteilt vorkam, wurde der

<sup>&</sup>lt;sup>4)</sup> Hier ist jedoch zu bedenken, daß selbst häufige Arten, wie z. B. der Fichtenkreuzschnabel oder der Zeisig infolge ihrer großen Mobilität und ihrer starken Bindung an "ihre" Schwärme auch nur in 29, bzw. 24 Außenaufnahmen erfaßt werden konnten.

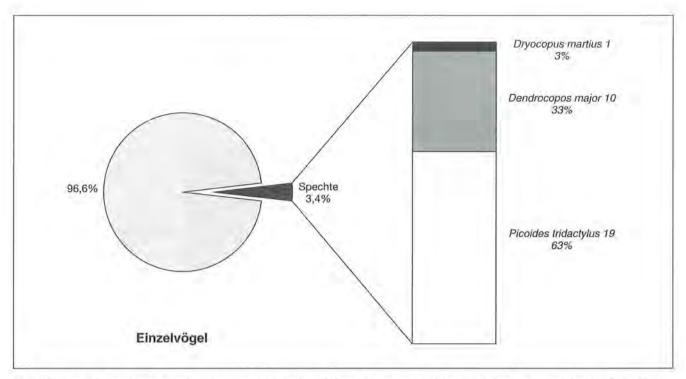


Abb. 78: Anteil der Spechte an einzeln vorkommenden Vögeln im Winter. Die Gesamtzahl der Einzelvögel betrug auf den drei Probeflächen in drei Winterperioden 858 Individuen.

Tab. 30: Vorkommen des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus) auf den Probeflächen im Winter.

		1987/88	3		1988/8	9		989/90		Durch	schn. V	Winter
						quenz		Domi- nanz %		Indivi- duen- zahl	A-124.10	1000
"Eckau"	4.0	4	5	1	0,4	8,3	1	0,4	7,7	2	0,3	5,7
"Kühroint		Ψ.	-	2	0,8	16,7	3	0,9	23,1	5	0,8	14,3
"Jenner"	5	3,4	33,3	7	2,1	50,0	4	0,6	30,8	16	1,3	38,2
Gesamt	5	1,6	10,3	10	1,2	25,0	8	0,6	20,5	23	1,0	19,2

Dreizehenspecht deutlich häufiger als Einzelvogel aufgenommen. Eine Auswertung der insgesamt 20 Beobachtungen mit 23 Individuen des Dreizehenspechts bestätigte, daß der Anteil an Einzelindividuen signifikant höher lag als der Anteil an Trupps (WILCOXONTest: p<0,05).

Diese ausgeprägte solitäre Lebensweise außerhalb der Brutzeit konnte auch in bezug zu den eigenen Artgenossen beobachtet werden. In der Regel wurde nur ein Exemplar des Dreizehenspechts pro Aufnahme gesehen. Nur selten waren mehrere Individuen dieser Art vergesellschaftet. In der Mehrzahl lagen dann die Beobachtungspunkte weit auseinander bzw. am Anfang und am Ende einer Zähllinie. Weniger deutlich war das Resultat beim Buntspecht. Von dieser Art wurden häufig mehrere Individuen in einer Aufnahme beobachtet. Das Maximum der beobachteten Exemplare pro Aufnahme lag für beide Arten bei drei Individuen.

Eine Übersicht des Vorkommens des **Dreizehenspechts** und des **Buntspechts** enthalten die Tab. 30 bis 31. In den verschiedenen Winterperioden konnten bei den beiden Arten Frequenzwerte von 0 bis zu 50%

Tab. 31: Vorkommen des Buntspechts (Dendrocopos major) auf den Probeflächen im Winter.

		1987/88	3		1988/89	9		989/90		Durch	schn. V	Vinter
	Indivi- duen- zahl	Domi- nanz %	4.55	Indivi- duen- zahl	Domi- nanz %		Indivi- duen- zahl	Domi- nanz %		Indivi- duen- zahl	Domi- nanz %	
"Eckau"	-	4		i ë	÷	-	-	-	-		-	_
,Kühroint	1	1,3	10,0	-	14	~	3	0,9	15,4	4	0,6	8,6
"Jenner"	1	0,7	11,1	1	0,3	8,3	12	1,7	46,2	14	1,2	23,5
Gesamt	2	0,6	6,9	1	0,1	2,8	15	1,2	20,5	18	0,7	10,6

ermittelt werden, wobei auf der Fläche "Jenner" eindeutig eine höhere Stetigkeit als in den restlichen Gebieten beobachtet wurde. Der Dreizehenspecht wurde in "Eckau" nur zweimal festgestellt. Somit war das Vorkommen des Dreizehenspechts auch außerhalb der Brutzeit auf die nadelholzreichen Gebiete beschränkt. Ein Bedarf an gemischter Baumartenzusammensetzung bestand offenbar auch im Winter nicht. Der Buntspecht fehlte in "Eckau" vollständig, obwohl diese Fläche ein geeignetes Biotop war. Vermutlich war die Nahrungsgrundlage der ausschlaggebende Faktor. Es ist bekannt, daß sich der Buntspecht im Winter auf pflanzliche Nahrung umstellt, die bis zu 100% seines Bedarfs decken kann. Im Nationalpark Berchtesgaden hatte pflanzliche Nahrung auch während der Brutzeit einen sehr hohen Stellenwert (vgl. Kap. 4.2.1). Die größte Rolle spielten dabei Koniferensamen, die er geschickt aus den Zapfen herausholen kann, z. B. in sogenannten "Schmieden". Das bessere und ausgiebigere Angebot an Zapfen in den subalpinen Fi-Wälder könnte seine Absenz in einem weniger zapfenreichen Bergmischwald verursacht haben.

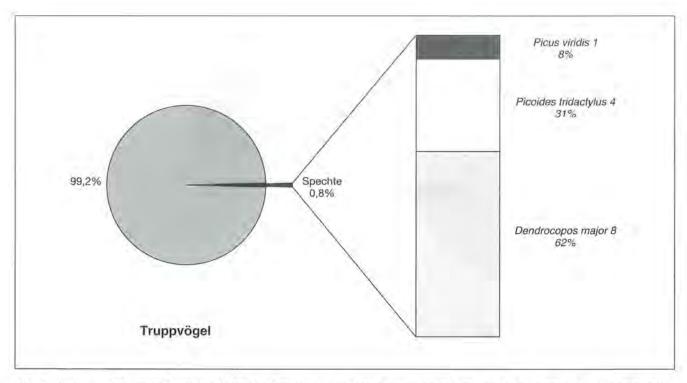


Abb. 79: Anteil der Spechte an Trupps im Winter. Die Gesamtzahl der Truppvögel betrug auf den drei Probeflächen in drei Winterperioden 1571 Individuen.

Die Dominanzwerte in den einzelnen Außenaufnahmen lagen relativ weit verstreut. Dies entsprach dem bereits erläuterten Phänomen der großen Schwankungen des gesamten Vogelbestandes von Aufnahme zu Aufnahme. Somit konnten in einigen Aufnahmen mit wenigen Vögeln die Dominanzwerte der Spechte höher liegen, hingegen sanken sie mit zunehmendem Vogelbestand. Ein außergewöhnlich hoher Dominanzwert des Dreizehenspechts von 50% im Winter 1987/88 auf der Fläche "Jenner" war eine Folge der fast "leblosen" Waldlandschaft während einer Außenaufnahme. Zu diesem Zeitpunkt wurden lediglich zwei Vögel nachgewiesen.

In der Abb. 80 sind die Abundanzanteile auf den Probeflächen graphisch dargestellt. Auch hier spiegelt sich die Präferenz der subalpinen Wälder, insbesondere der südwestlich exponierten Fläche "Jenner" durch Spechte wieder. Auf dieser Probefläche erreichte der Dreizehenspecht die höchste Abundanz. Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß die Zähllinie auf der Fläche "Jenner" im Vergleich zu den restlichen Gebieten etwas länger war.

Ein interessantes Phänomen war die plötzliche Zunahme des Buntspechts im Winter 1989/90. Angesichts der kurzen Dauer der Beobachtungszeitreihe darf dieses Ergebnis jedoch nicht überbewertet werden.

Die Angaben über die Siedlungsdichten der im Winter festgestellten Spechtarten sind getrennt für die Probeflächen und für das Gesamtgebiet in den Tab. 25 bis 28 zusammengestellt. Aufgrund der geringen Größe der Probeflächen bzw. der kurzen Zähllinie, müssen sie vorsichtig interpretiert werden. Die Siedlungsdichte des Dreizehenspechts lag im Bereich von 0,10 Individuen pro 10 ha in einem selten genutzten Gebiet (Bergmischwald "Eckau") bis 0,63 Individuen pro 10 ha in einem bevorzugt genutzten Gebiet (subalpiner Fi-Wald "Jenner"). Die Abundanz im Gesamtgebiet betrug 0,11 Individuen pro 10 ha. Der Buntspecht war im Gesamtgebiet mit einer Siedlungsdichte von 0,09 Individuen pro 10 ha vertreten. Er kam in einer Probefläche überhaupt nicht vor (Bergmischwald "Eckau") und bevorzugte den subalpinen Fi-Wald "Jenner", wo eine Dichte von 0,55 Individuen pro 10 ha ermittelt wurde. Der Grünspecht und der Schwarzspecht kamen nur sehr selten vor. Beide Spechtarten erreichten im Gesamtgebiet nur eine Dichte von 0,005 Individuen pro 10 ha. In günstigeren Teilbereichen, z. B. im südlich exponierten Fi-Wald "Jenner" wurde eine rechnerische Siedlungsdichte von 0,04 Individuen pro 10 ha ermittelt.

Bei rund 8.100 ha Waldfläche des Nationalparks kann somit von rund 90 Dreizehenspechten, 70 Buntspechten, 5 Schwarzspechten und 5 Grünspechten, sowie von einer (fast) völligen Absenz des Weißrückenspechts und des Grauspechts in einer durchschnittlichen Winterperiode ausgegangen werden.

### 4.3.2 Brutperiode

Die Daten über die Brutpopulationen in den untersuchten Probeflächen im Nationalpark Berchtesgaden wurden in den Monaten Mai und Juni 1988 und 1989 gewonnen.

Tab. 32: Der Brutvogelbestand auf der Probefläche "Eckau".

	Abundanz 1988	Abundanz 1989	Abundanz Gesamt	BP/ 10 ha	Dom
Birkhuhn	0,5	-	0,5	0,15	0,3
Lyrurus tetrix					
Kuckuck	0,5	1,0	1,5	0,44	0,9
Cuculus canorus					
Grauspecht	1,0	.40	1,0	0,29	0,66
Picus canus					
Schwarzspecht		0,5	0,5	0,15	0,3
Dryocopus martius		9.5	e.e.		
Buntspecht	1,0	~	1,0	0,29	0,6
Dendrocopos major	- 1		17,150	7,055	013
Zaunkönig	11,5	8,0	19,5	5,74	12,8
Troglodytes troglodytes	,,-			-,, ,	1-1-
Heckenbraunelle	6,0	3,0	9,0	2,65	5,9
Prunella modularis	0,0	0,0	210	2,00	0,0
Mönchsgrasmücke	3,5	5,0	8,5	2,50	5,6
Sylvia atricapilla	0,0	5,0	0,0	2,00	0,0
	8,0	4,5	12,5	3,68	8,2
Zilpzalp	0,0	4,5	(2,5)	5,00	0,2
Phylloscopus collybita	20	0.0	F 0	4.17	0.0
Waldlaubsänger	3,0	2,0	5,0	1,47	3,3
Phylloscopus sybilatrix				4.00	40.0
Wintergoldhähnchen	8,5	7,0	15,5	4,56	10,2
Regulus regulus	1,000	ac.	220	Code la	
Sommergoldhähnchen	1,0	1,0	2,0	0,59	1,3
Regulus ignicapillus					
Rotkehlchen	8,0	5,0	13,0	3,82	8,5
Erithacus rubecula					
Misteldrossel	1,5	1,0	2,5	0,74	1,6
Turdus viscivorus					
Ringdrossel	4,0	3,0	7,0	2,06	4,6
Turdus torquatus					
Amsel	3,5	2,0	5,5	1,62	3,6
Turdus merula					
Singdrossel	1,5	2,0	3,5	1,03	2,3
Turdus philomelos			.,,,		
Schwanzmeise	-24	1,0	1,0	0,29	0,6
Aegithalos caudatus		108	1,10	4,123	7,50
Weidenmeise	4.0	3,0	7,0	2,06	4,6
Parus montanus	104	216	1,100	2,00	1,0
Tannenmeise	7,0	4.0	11,0	3,24	7,2
Parus ater	1,0	719	11,0	2,41	1,12
Kleiber	1,0	1,0	2,0	0,59	1,3
	1,0	110.	2,0	0,00	1,0
Sitta europaea Waldbaumläufer	2.0	2,0	4,0	1,18	2,6
	2,0	2,0	4,0	1,10	2,0
Certhia familiaris	0.0	7.5	40.5	Ann	10.0
Buchfink	9,0	7,5	16,5	4,85	10,8
Fringilla coelebs				0.00	24
Fichtenkreuzschnabel	-	1,0	1,0	0,29	0,6
Loxia curvirostra		2.2	44	0.50	215
Gimpel	151	1,0	1,0	0,29	0,6
Pyrrhula pyrrhula					
Gesamt	86,0	65,5	151,5	44,60	100,0
Diversität H'	2,72	2,83	2,81		2010
"species eveness" e	0,89	0,91	0,87		

#### 4.3.2.1 Artenzahl und Abundanz

Die im Zuge der Revierkartierung ermittelten Brutvogelbestände beziehen sich nur auf die Untersuchungsflächen. Für die Vögel dieser Populationen wurden Brutnachweise erbracht oder sie wurden regelmäßig während der Brutzeit beobachtet.

Nicht erfaßt wurden die Brutvögel der Umgebung, die zwar gelegentlich im Bereich der Flächen oder im Luftraum über den Gebieten gesichtet wurden, jedoch außerhalb brüteten (z. B. Alpendohle *Pyrrhocorax graculus*). Beim gelegentlichen Aufenthalt im Bereich der Probeflächen wurde anhand der Beobachtungen im Verhältnis zu der Gesamtanzahl der Aufnahmen darüber entschieden, ob das Paar ggf. als Grenzpaar mit 0,5 BP gelten kann. Eine solche Entscheidung setzte

Tab. 33; Der Brutvogelbestand auf der Probefläche "Kühroint".

	Abundanz 1988	Abundanz 1989	Abundanz Gesamt	BP/ 10 ha	Domi- nanz
Birkhuhn	2,0	-	2,0	0,87	1,69
Lyrurus tetrix					
Kuckuck	0,5	-	0,5	0,22	0,42
Cuculus canorus					
Buntspecht	1,0	-	1,0	0,43	0,84
Dendrocopos major					
Dreizehenspecht	1.0	i i	1,0	0,43	0,84
Picoides tridactylus					
Zaunkönig	4,0	5,5	9,5	4,13	8,02
Troglodytes troglodytes					
Heckenbraunelle	4,0	3,0	7,0	3,04	5,91
Prunella modularis					
Zilpzalp	2,5	1,0	3,5	1,52	2,95
Phylloscopus collybita					
Wintergoldhähnchen	7,0	9,0	16,0	6,96	13,50
Regulus regulus	2.50				
Sommergoldhähnchen	-	1.0	1,0	0,43	0,84
Regulus ignicapillus		-40-		- 44	
Rotkehlchen	8,0	5,0	13,0	5,65	10,97
Erithacus rubecula	0,0	9,0	10,0	0,00	10,01
Misteldrossel	2,0	-	2,0	0,87	1,69
Turdus viscivorus	2,0		4,0	0101	1,00
Ringdrossel	7.0	3,5	10,5	4,57	8,86
Turdus torquatus	3.04	0,0	10,0	4,07	0,00
Amsel	1.0	100	1,0	0,43	0,84
Turdus merula	1,0		1,0	0,40	0,09
Weidenmeise	1,5	2,0	3,5	1,52	2,95
Parus montanus	1,0	2,0	0,0	1,02	2,00
Haubenmeise	1,0	2.0	3,0	1,30	2,53
Parus cristatus	1,0	2.0	0,0	1,00	2,00
Tannenmeise	8,0	8,0	16,0	6,96	13,50
Parus ater	0,0	0,0	1010	0,00	10,00
Waldbaumläufer	6,0	2,0	8,0	3,48	6,75
Certhia familiaris	Olo.	-10	0,0	3,10	3,7,5
Buchfink	11,0	8,0	19,0	8,26	16,03
Fringilla coelebs	1110	ola	1910	0,20	,
Zeisiq	-	1,0	1,0	0,43	0,84
Carduelis spinus		134	110	0,10	9,0
	1	400	LANCE CO.	1. Ca (CD)	Cation
Gesamt	67,5	51.0	118,5	51,52	100,00
Diversität H'	2,52	2,32	2,51		
"species eveness" e	0,89	0,90	0,85		

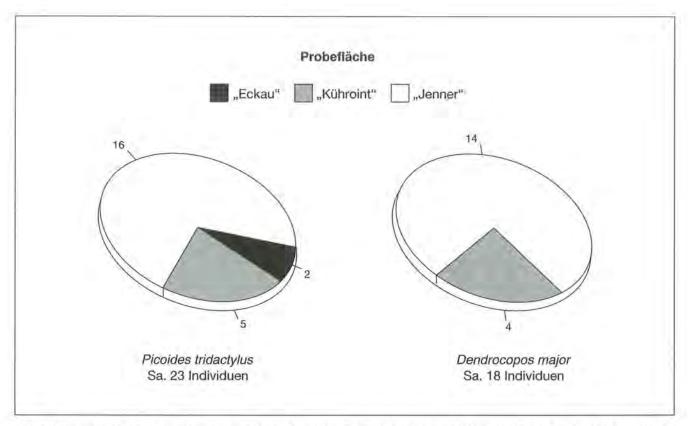


Abb. 80: Beobachtungen des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus) und des Buntspechts (Dendrocopos major) auf den Probeflächen im Winter.

voraus, daß zumindest die Hälfte aller Beobachtungen, bei denen das Paar als brütend eingestuft wurde, innerhalb der Testflächen lag. Hierbei handelte es sich um Vogelarten mit größeren Flächenansprüchen und um Kleinvögel, die ihr Revier im Grenzbereich hatten. Die Grenzpaare der Spechte wurden im Unterschied dazu auch außerhalb der Probeflächen kartiert, um die annähernde Reviergröße zu ermitteln. Bei der Auswertung der Bestandsaufnahmen wurden sie anteilmäßig den Probeflächen zugerechnet.

In der Tab. 32 sind die Ergebnisse aus zwei Beobachtungsperioden auf der Fläche "Eckau" zusammenfgefaßt. Bei den quantitativen Bestandsaufnahmen wurden insgesamt 25 brütende Vogelarten mit 44,60 BP pro 10 ha festgestellt. Auf der Fläche "Kühroint" (Tab. 33) wurden 19 Brutvogelarten mit 51,52 BP pro 10 ha nachgewiesen. Die Fläche "Jenner" (Tab. 34) beherbergte 21 Arten mit 45,50 BP pro 10 ha. Die Angaben über die Abundanz stellen Mittelwerte aus zwei Brutperioden dar.

Somit wurde auf allen Flächen trotz einer unterschiedlich ausgeprägten Habitatausstattung eine ähnliche Artendichte bzw. nur ein geringer Unterschied der Abundanz festgestellt. Dieses Resultat war unerwartet, da der strukturierte Lebensraum im Bergmischwald "Eckau" etwas differenziertere Ergebnisse erwarten ließ. Die weitgehende Übereinstimmung wurde vermutlich durch eine Kombination von mehreren Faktoren beeinflußt. Das Hauptkriterium für das Vorkommen der

Arten war offensichtlich das Nistplatzangebot und die Möglichkeit zur Bildung von ausreichend ausgestatteten Revieren. In Betracht kamen v. a. folgende drei Ursachen:

- 1) Der "Insel-Charakter" der Probefläche "Eckau". Eine Verbindung zu ähnlichen Biotopen war nicht gegeben. Deshalb war die Fläche weniger attraktiv. Ferner war die Gesamtgröße von rund 20 ha inmitten weitgehend standortsfremder Fi-Wälder offenbar zu klein und für eine stärkere Besiedelung durch Vögel deshalb nicht gut geeignet.
- In der Baumschicht dominierte eindeutig die Fichte. Strukturierte, lückige Teilbereiche mit Laubholz, die bekanntlich die Ansiedelung der Vögel fördern, waren nicht häufig vorhanden.
- Der Unter- und Zwischenstand war ebenfalls von der Fichte geprägt. Wegen des sehr hohen Verbißgrades kam das Laubholz, wenn überhaupt, nur in einer "Bonsai-Form" ca. kniehoch vor.

Eine grobe Analyse der Artenzusammensetzung der Vogelgemeinschaften in "Eckau" ergab folgendes Ergebnis: Neben relativ unspezialisierten Arten, wie Buchfink, Zaunkönig oder Rotkehlchen kamen häufig typische Nadelwaldbewohner vor z. B. Wintergolghähnchen und Tannenmeise. Der Anteil der Arten, die an Laubholz gebunden sind, wie z. B. das Vorkommen des Zilpzalps, war verhältnismäßig gering und nur etwas größer als in den beiden subalpinen Fi-Wäldern.

Ein deutlicher Unterschied in der Artenzusammensetzung auf der Probefläche "Eckau" im Vergleich zu den beiden anderen subalpinen Wäldern ließ sich nur an einigen wenigen Arten, nämlich dem Waldlaubsänger und dem Kleiber erkennen, die regelmäßig im Bergmischwald brüteten, jedoch nicht in den beiden Probeflächen "Kühroint" und "Jenner". Ein stetiger Brutvogel war auch die Sumpfmeise, deren Reviere jedoch stets im Grenzbereich bzw. außerhalb der Probefläche lagen. Ferner zählten zu den an Laubholz gebundenen Arten der Grauspecht und die Schwanzmeise, die aber nicht zur regelmäßigen Brutavifauna der Testfläche gehörten.

Tab. 34: Der Brutvogelbestand auf der Probefläche "Jenner".

	Abundanz 1988	Abundanz 1989	Abundanz Gesamt	BP/ 10 ha	Domi
Birkhuhn	1,0	- 1	1,0	0,33	0,73
Lyrurus tetrix					
Dreizehenspecht	1,0	1.40	1,0	0,33	0,73
Picoides tridactylus					
Zaunkönig	4,5	4.0	8,5	2,83	6,23
Troglodytes troglodytes					
Heckenbraunelle	6,0	4,0	10,0	3,33	7,33
Prunella modularis					
Klappergrasmücke	-	1,0	1,0	0,33	0,73
Sylvia curruca					
Mönchsgrasmücke	1,0	1,5	2,5	0,83	1,83
Sylvia atricapilla					
Zilpzalp	7,0	4,0	11,0	3,67	8,06
Phylloscopus collybita					
Wintergoldhähnchen	8,0	12,0	20,0	6,67	14,65
Regulus regulus					
Sommergoldhähnchen	1,0	-	1,0	0,33	0,73
Regulus ignicapillus					
Rotkehlchen	10,5	5,0	15,5	5,17	11,36
Erithacus rubecula		7.0			
Ringdrossel	8,5	3,0	11,5	3,83	8,42
Turdus torquatus	20	SAL-	L.C.	A A	
Amsel	1,0	1,0	2,0	0,67	1,47
Turdus merula		17.2	122	W. C.	1.22
Singdrossel	2,0	1,0	3,0	1,00	2,20
Turdus philomelos		ala!		140	20.
Weidenmeise	6,0	2,0	8,0	2,67	5,86
Parus montanus			0.0	0.07	4.15
Haubenmeise	1,0	1,0	2,0	0,67	1,47
Parus cristatus	44.0	20	40.0	0.00	40.00
Tannenmeise	11,5	7,5	19,0	6,33	13,92
Parus ater Waldbaumläufer	3,0	2,0	5,0	1,67	2.00
Certhia familiaris	3,0	2,0	5,0	1,07	3,66
Eichelhäher		1,0	1,0	0,33	0,73
Garrulus glandarius	_	1,0	1,0	0,33	0,70
Buchfink	5,5	6,0	11,5	3,83	8,42
Fringilla coelebs	0,0	0,0	11,0	5,05	0,42
Zeisig	-	1,0	1,0	0,33	0,73
Carduelis spinus		1,0	1,0	0,00	0,70
Gimpel		1,0	1,0	0,33	0,73
Pyrrhula pyrrhula		1,0	110	0,00	0,10
Gesamt	78,5	58,0	136,5	45,50	100,00
Diversität H'	2,72	2,83	2,61	2-10-6	-9,00
"species eveness" e	0,89	0,91	0,87		

Tab. 35: Der Brutvogelbestand der drei untersuchten Probeflächen.

	Abundanz 1988	Abundanz 1989	Abundanz Gesamt	BP/ 10 ha	Domi
Birkhuhn	3,5	-	3,5	0,40	0,86
Lyrurus tetrix					
Kuckuck	1,0	1,0	2,0	0,23	0,49
Cuculus canorus					
Grauspecht	1,0	-	1,0	0,11	0,25
Picus canus		25	0.5	0.00	0.40
Schwarzspecht	-	0,5	0,5	0,06	0,12
Dryocopus martius Buntspecht	2,0		2,0	0,23	0,49
Dendrocopos major	2,0		2,0	0,20	0,40
Dreizehenspecht	2,0		2,0	0,23	0,49
Picoides tridactylus	-10		2,0	0,20	4,10
Zaunkönig	20,0	17,5	37,5	4,31	9,23
Troglodytes troglodytes			9.04-5		310.0
Heckenbraunelle	16,0	10,0	26,0	2,99	6,40
Prunella modularis					
Klappergrasmücke	-	1,0	1,0	0,11	0,25
Sylvia curruca					
Mönchsgrasmücke	4,5	6,5	11,0	1,26	2,71
Sylvia atricapilla	v.le				
Zilpzalp	17,5	9,5	27,0	3,10	6,64
Phylloscopus collybita		6.0			7.00
Waldlaubsänger	3,0	2,0	5,0	0,57	1,23
Phylloscopus sybilatrix	00.5	00.0		F 00	40.07
Wintergoldhähnchen	23,5	28,0	51,5	5,92	12,67
Regulus regulus	2.0	20	4,0	0.46	0.00
Sommergoldhähnchen Regulus ignicapillus	2,0	2,0	4,0	0,46	0,98
Rotkehlchen	26,5	15,0	41,5	4,77	10,21
Erithacus rubecula	20,0	10,0	41,5	4,11	IV,EI
Misteldrossel	3,5	1.0	4,5	0,52	1.11
Turdus viscivorus	0,0	110	496	0,02	1713
Ringdrossel	19,5	9,5	29,0	3,33	7,13
Turdus torquatus	1919	010	20,0	9,00	1110
Amsel	5,5	3,0	8,5	0,98	2,09
Turdus merula	319	916	10	0,00	9169
Singdrossel	3,5	3,0	6,5	0.75	1,60
Turdus philomelos	144	140	4,6		.,,,,
Schwanzmeise	-	1,0	1,0	0,11	0,25
Aegithalos caudatus			010	200	200
Weidenmeise	11,5	7,0	18,5	2,13	4,55
Parus montanus			7.4	28.77	1.7
Haubenmeise	2,0	3,0	5,0	0,57	1,23
Parus cristatus					
Tannenmeise	26,5	19,5	46,0	5,29	11,32
Parus ater					
Kleiber	1,0	1,0	2,0	0,23	0,49
Sitta europaea					
Waldbaumläufer	11,0	6,0	17,0	1,95	4,18
Certhia familiaris					
Elchelhäher	+	1,0	1,0	0,11	0,25
Garrulus glandarius					
Buchfink	25,5	21,5	47,0	5,40	11,56
Fringilla coelebs					
Zeisig	-	2,0	2,0	0,23	0,49
Carduelis spinus					
Fichtenkreuzschnabel	~	1,0	1,0	0,11	0,25
Loxia curvirostra					
Gimpel	1.	2,0	2,0	0,23	0,49
Pyrrhula pyrrhula					
Gesamt	232,0	174,5	406,5	46,72	100,0
Diversität H'	2,71	2,72	2,76		,0010
"species eveness" e	0,86	0,84	0,81		

Umgekehrt kamen in den subalpinen Fi-Wäldern "Kühroint" und "Jenner" einige typische Nadelwaldvertreter, wie das Wintergoldhähnchen, die Tannenmeise oder die Ringdrossel mit hohen Dominanzwerten vor. Darüberhinaus wurde hier eine Reihe von relativ unspezialisierten Arten, die auch den Bergmischwald bewohnten, wie z. B. Buchfink, Rotkehlchen, und Zaunkönig nachgewiesen. Die wenigen Vogelarten, die zumindest gewisse Laubholzanteile benötigen, waren auf diesen beiden subalpinen Probeflächen nicht deutlich weniger vertreten als im Bergmischwald "Eckau" (z. B. Zilpzalp), Der geringe Unterschied im Artenspektrum zwischen den untersuchten Flächen wurde außerdem durch die Tatsache untermauert, daß mit Ausnahme der Haubenmeise nahezu alle Vogelarten der subalpinen Waldstufe auch auf der Probefläche "Eckau" oder in ihrer unmittelbaren Umgebung brüteten. Dies war offensichtlich auf das ähnliche Baumartenspektrum zurückzuführen.

Die spärliche Beimischung von Sträuchern auf der Fläche "Jenner" förderte im Unterschied zu "Kühroint" das Vorkommen einiger Arten, die eine solche Beimischung benötigen, wie beispielsweise die Mönchsgrasmücke und die Klappergrasmücke.

Die Ergebnisse können für die Brutperiode stellvertretend für typische Waldbiotope des Nationalparks gewertet werden. Auf einer kartierten Gesamtfläche von 43,5 ha wurden in zwei Brutperioden somit 30 Arten mit 46,72 BP pro 10 ha festgestellt (Tab. 35).

Dabei wurden folgende Dominanzwerte errechnet: Im Bergmischwald "Eckau" (Tab. 32) waren die häufigsten Arten der Zaunkönig (12,87%), der Buchfink (10,89%) und das Wintergoldhähnchen (10,23%). Im subalpinen Fi-Wald "Kühroint" (Tab. 33) waren Buchfink (16,03%), Tannenmeise (13,50%) sowie Wintergoldhähnchen (13,50%) und im subalpinen Fi-Wald "Jenner" (Tab. 34) Wintergoldhähnchen (14,65%), Tannenmeise (13,92%) und Rotkehlchen (11,36%) besonders häufig. Eine Zusammenfassung aller drei Testflächen ergab für die Waldbiotope des Nationalparks folgendende Reihenfolge der dominantesten Arten: Wintergoldhähnchen (12,67%), Buchfink (11,56%) und Tannenmeise (11,32%) – vgl. Tab. 35.

### 4.3.2.2 Diversität

Beim Vergleich der Diversität wurde ebenfalls kein deutlicher Unterschied zwischen den einzelnen Probeflächen beobachtet. Die mittlere Diversität im Bergmischwald "Eckau" betrug 2,81, der Wert der mittleren "species eveness" lag bei 0,87. In den zwei subalpinen Nadelwaldbeständen betrug die Diversität 2,51 auf der Fläche "Kühroint" und 2,61 auf der Fläche "Jenner". Der Wert der "species eveness" lag bei 0,85 auf der Fläche "Kühroint" und bei 0,87 auf der Fläche "Jenner". Im Mittel wurde eine Diversität von 2,76 und eine "species eveness" von 0,81 auf dem Gesamtgebiet der drei Probeflächen errechnet.

## 4.3.2.3 Nestgilden

Eine ökologische Gilde ist eine Gruppe von Arten, die ähnliche Ressourcen auf ähnliche Weise nutzt. Durch eine detaillierte Analyse der Gildenstruktur kann somit eine quantitative Aufgliederung der Artengemeinschaft nach ökologischen Ansprüchen vorgenommen werden. Da die Gildenstruktur weiterhin als ein Abbild bestimmter ökologischer Grundvoraussetzungen angesehen werden kann, sind dadurch zu einem gewissen Grad auch Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand eines Gebiets und bei wiederholter Untersuchung auch auf dessen Veränderungen möglich (WINDING 1990).

Im vorliegenden Fall wurde eine Aufgliederung der Brutvögel nach Nestgilden (Gruppierung nach im Nationalpark überwiegend gewählten Nistplätzen) vorgenommen:

- Bodenbrüter: Nistplatz am oder sehr nahe am Boden (Birkhuhn, Zaunkönig, Zilpzalp, Waldlaubsänger und Rotkehlchen).
- Buschbrüter: Nest in der Strauchschicht (Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke und Klappergrasmücke).
- Höhlenbrüter: Nest in Baumhöhlen, Erdlöchern oder Nischen (Spechte, Meisen und Waldbaumläufer).
- Baumbrüter: Nest im Geäst der Bäume (Drosseln, Goldhähnchen, Schwanzmeise, Buchfink, Gimpel, Fichtenkreuzschnabel, Zeisig, und Eichelhäher.

Der Kuckuck wurde keiner der Gruppen zugeordnet. Bei dieser Verteilung überwogen in allen Flächen sowohl nach der Artenzahl, als auch nach der Abundanz die Baumbrüter (Abb. 81). Artenmäßig folgten ebenfalls in allen Flächen die Höhlenbrüter. Da sie jedoch nur mit wenigen Brutpaaren vertreten waren, teilten sie bzw. verloren sie ihre Stellung zugunsten von Bodenbrütern. Dieses Resultat ist auf die hohen Abundanzwerte der Bodenbrüter, wie Zaunkönig, Rotkehlchen oder Zilpzalp zurückzuführen, die in allen Probeflächen eine dominante Rolle spielten. Die relativ hohen Dichtewerte bei dieser Vogelgruppe hingen eng mit der Ausstattung der Probeflächen mit liegendem Totholz zusammen, Insbesondere für den Zaunkönig und für das Rotkehlchen boten die liegenden entwurzelten Stämme mit so geschaffenen Bodennischen geradezu optimale Nistmöglichkeiten.

Die Gruppe der Buschbrüter war am wenigsten vertreten. Dies kann mit dem Fehlen höherer buschartiger Strukturen in allen Flächen begründet werden. In subalpinen Nadelwäldern ist dies ein normaler Zustand. In einem Bergmischwald mit unterschiedlichen Wuchsrelationen der Baumarten fehlen buschartige Strukturen dagegen nur selten. Der Mangel an Unter- und Zwischenstand aus Laubholz im Bergmischwald "Eckau" ließ somit den Unterschied im Vogelbestand zu den beiden subalpinen Fi-Walbeständen verschwinden.

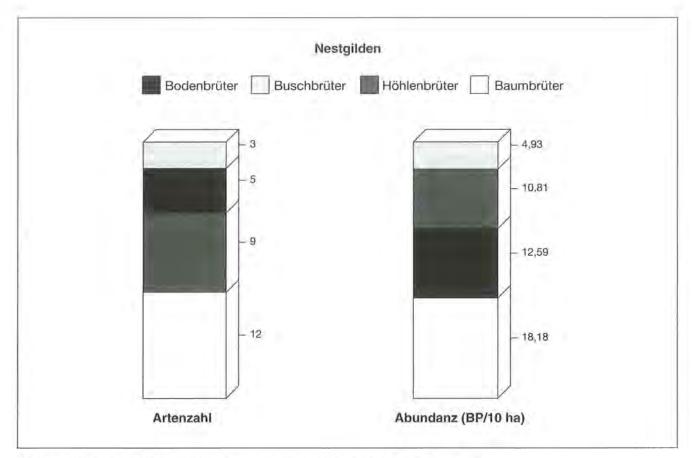


Abb. 81: Nestgilden der Vogelgemeinschaft nach bevorzugten Nistplätzen auf den Probeflächen.

#### 4.3.2.4 Phänologische Veränderungen

Im Rahmen der durchgeführten Siedlungsdichteuntersuchung lassen sich auch Unterschiede zwischen den Populationen zur Brutzeit und im Winter beschreiben. Im Rahmen einer solchen Beschreibung kann allerdings nur die Artenzusammensetzung und die Dominanz näher analysiert werden, da die Dichtewerte in den beiden Jahreshälften mit unterschiedlichen Methoden erarbeitet wurden. Ein direkter Vergleich ist somit nicht möglich. Die unterschiedlichen Methoden wurden mit der Zielsetzung gewählt, die jeweilige Population möglichst genau zu erfassen. Eine Kartierung der Reviere läßt sich im Winter nicht durchführen, da das Territorialverhalten in dieser Jahreszeit nicht ausgeprägt ist. Umgekehrt wäre eine Linientaxierung zur Brutzeit besonders im Hinblick auf Spechte ungenauer, als die verwendete Kartierungsmethode.

Im Bergmischwald "Eckau" wurden in den drei Winterperioden insgesamt 14 Vogelarten festgestellt. Zur Brutzeit wurden in zwei aufeinanderfolgenden Jahren 25 brütende Vogelarten beobachtet. Diese Zunahme war zum Teil auf die Rückkehr der Zugvögel aus den Überwinterungsgebieten zurückzuführen. Dazu zählten folgende 11 Vogelarten: Kuckuck, Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke, Zilpzalp, Waldlaubsänger, Sommergoldhähnchen, Ringdrossel, Singdrossel, Misteldrossel, Rotkehlchen und Buchfink. Zum Teil war die Zunahme der Vogelarten im Frühling auch auf die Besiedlung durch einige Standvogelarten zurückzuführen, die bei ihrem Umherstreifen im Winter die

Fläche mieden. Dies galt für folgende sechs Arten: Birkhuhn, Grauspecht, Buntspecht, Schwarzspecht, Amsel und Gimpel. Es wurden aber auch Abwanderungen zur Brutzeit festgestellt. Für folgende sechs nur im Winter vorkommende Arten konnte kein Brutnachweis in der Untersuchungsfläche erbracht werden: Dreizehenspecht, Haubenmeise, Sumpfmeise, Blaumeise, Kohlmeise und Zeisig. Von diesen sechs Arten hielt sich jedoch regelmäßig ein Brutpaar der Sumpfmeise unmittelbar in der Nähe der Probefläche auf.

Im subalpinen Fi-Wald "Kühroint" wurden zur Winterzeit über drei Jahre hinweg 14 Vogelarten, zur Brutzeit in zwei Jahren 19 brütende Vogelarten beobachtet. Die Zunahme war zum großen Teil auf die Rückkehr der Zugvogelarten, wie Kuckuck, Zaunkönig, Heckenbraunelle, Zilpzalp, Sommergoldhähnchen, Rotkehlchen, Misteldrossel, Ringdrossel und Buchfink zurückzuführen. Zusätzlich besiedelten nur zwei Standvogelarten diese Probefläche, in deren Umgebung sie vermutlich überwinterten, nämlich Birkhuhn und Amsel. Fünf Arten wanderten zur Brutzeit in andere Gebiete ab, nämlich Auerhuhn, Sumpfmeise, Blaumeise, Kleiber und Fichtenkreuzschnabel.

Im subalpinen Fi-Wald "Jenner" wurden in drei Winterperioden 18 Vogelarten beobachtet. Über zwei Brutperioden hinweg wurden 21 Brutvogelarten festgestellt. Zu dieser Zunahme trugen 10 Zugvogelarten, nämlich Zaunkönig, Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke, Klappergrasmücke, Zilpzalp, Sommergoldhähnchen, Rotkehlchen, Ringdrossel, Singdrossel und Buchfink,

sowie als einziger Standvogel die Amsel bei. Folgende 8 Arten wanderten im Sommer ab: Grünspecht, Schwarzspecht, Buntspecht, Wacholderdrossel, Blaumeise, Fichtenkreuzschnabel, Tannenhäher und Kolkrabe.

Die Fluktuationen im Jahresverlauf waren keineswegs nur durch Zugvögel oder Strichvögel bzw. Teilzieher beeinflußt. Auch die Zu- und Abwanderungen der Standvögel spielten dabei eine wichtige Rolle. Die Ansprüche der Standvögel wechselten offenbar im Jahresverlauf. Im Winter bestimmte primär das verfügbare Nahrungsangebot in Verbindung mit dem soziologischen Verhalten der Vögel die Mobilität der Ornithozönosen. Zur Brutzeit regelte hauptsächlich das Vorhandensein von geeigneten vertikal und horizontal strukturierten Biotopen in ausreichender Größe bzw. das Angebot an Nistmöglichkeiten die Zusammensetzung der Vogelbestände. Dies belegte beispielsweise das Vorkommen der Rauhfußhühner und der Spechte. deren Reviergrößen über die Probeflächen hinausreichten. Sie waren somit eine sehr mobile Gruppe. Außerdem bevorzugten kleinere Singvögel, wie z. B. der Kleiber unabhängig vom Wintervorkommen zur Brutzeit nur bestimmte Habitate. Einige Hinweise lieferte auch die durchgeführte Nestgildenanalyse. Die Ergebnisse ließen direkte Rückschlüsse auf die Ausstattung der Probeflächen zu. Beispielsweise kamen Bodenbrüter auf den Probeflächen mit Bodennischen relativ häufig vor.

In dieser Hinsicht bot auch ein Vergleich der jahreszeitlichen Veränderungen in der Dominanz interessante Ergebnisse (vgl. Tab. 28 und Tab. 35), Im Winter wies die Häufigkeitsverteilung bzw. die Dominanzverteilung sehr große Unterschiede zwischen den häufigsten Arten, nämlich der Tannenmeise, dem Wintergoldhähnchen und den restlichen Mitgliedern der Vogelgemeinschaft auf, bedingt durch die Artenarmut im Winter. Dies änderte sich zur Brutzeit. Nun bildete sich eine absteigende Dominanzreihe mit gleitenden Übergängen. Die im Winter in den Hochlagen herrschenden "einseitigen" Bedingungen ließen das Artenspektrum schrumpfen, sie begünstigten jedoch die Abundanz anpassungsfähiger Arten. Zur Brutzeit waren differenziertere Bedingungen vorhanden, sodaß sich eine verhältnismäßig vielseitige Vogelgemeinschaft etablieren konnte und extrem unterschiedliche Abundanzen ausgeglichen wurden.

Der Abundanzausgleich und das Hinzukommen der Zugvögel beeinflußten die Diversitätswerte. Während im Winter im Gesamtgebiet nur eine Diversität von 1,70 und "species eveness" von 0,43 ermittelt wurde, konnte zur Brutzeit eine Diversität von 2,76 und eine "species eveness" von 0,81 festgestellt werden.

Die Tannenmeise und das Wintergoldhähnchen waren auch in der Brutzeit die häufigsten Vogelarten, gefolgt vom Buchfink und vom Rotkehlchen. Dagegen war der Anteil des Fichtenkreuzschnabels und des Zeisigs nach der Auflösung der Winterschwärme in der Brutzeit wesentlich geringer.

Eine Gegenüberstellung der Abundanzen in den beiden Jahresaspekten hat wegen der unterschiedlichen Kartierungsmethoden nur einen orientierenden Charakter. Während im Winter eine Besiedlung von 12,0 Individuen pro 10 ha festgestellt wurde, lag die Abundanz zur Brutzeit bei 46,7 BP pro 10 ha. Der 3,9-fache Unterschied ergibt sich aus der Mobiltät der Vogelwelt bzw. den unterschiedlichen Lebensbedingungen im

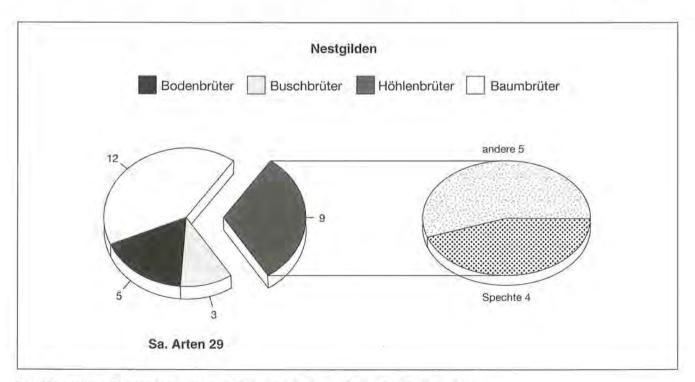


Abb. 82: Anteil der Spechte an der Artenzusammensetzung der Nestgilden auf den Probeflächen.

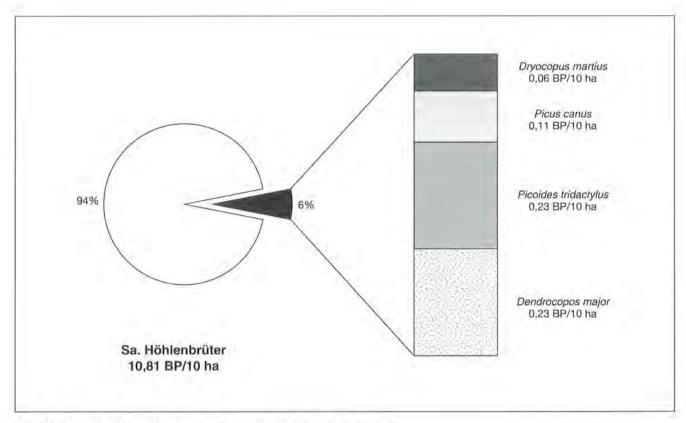


Abb. 83: Abundanz der Spechte unter den Höhlenbrütern auf den Probeflächen.

Gebirge in verschiedenen Jahreszeiten. Dabei spielten die durch Zugvögel bedingte Fluktuationen eine wichtige Rolle.

## 4.3.2.5 Spechte in der Vogelgemeinschaft zur Brutzeit

Während der zweijährigen Untersuchungen zur Brutzeit wurden in den Testflächen vier brütende Spechtarten, nämlich der Schwarzspecht, der Grauspecht, der Dreizehenspecht und der Buntspecht nachgewiesen, Der Grünspecht war im Bereich der Probeflächen überhaupt nicht nachzuweisen. Der Weißrückenspecht wurde iedoch in der Umgebung von "Eckau" beobachtet, wo er möglicherweise auch 1988 brütete. Alle Spechtarten hatten sehr große Reviere, die über die Testflächengrenzen hinausgingen. Deshalb können keine genauen Aussagen über die Ausstattung der Reviere einzelner Spechtarten zur Brutzeit gemacht werden. Im Unterschied dazu lieferten die Aufnahmen im Winter eine Information über die Frequenz, mit der ein Gebiet aufgesucht wurde. Während der Brutzeit konnte jedoch auf Kleinflächen festgestellt werden, wie hoch die Siedlungsdichte der Spechte vergleichsweise zu den anderen Vogelarten war.

Die soziologische Stellung der Spechte innerhalb der Vogelgemeinschaft blieb im gesamten Jahresablauf weitgehend konstant. Die Spechte waren in den unteren zwei Dritteln der Häufigkeitpyramide vertreten. Ihre Dominanzwerte lagen unter 1% (vgl. Tab. 32 bis 35). Bemerkenswert war der differenzierte Anteil der Spechte am Artenspektrum und an der Abundanz. Während die Spechte fast die Hälfte der in Baum-

höhlen brütenden Vogelarten stellten (Abb. 82), lag deren Abundanz nur bei 6% der Höhlenbrüterdichte (Abb. 83). Somit konnte die Bedeutung der Spechte als Wegebereiter für höhlenbewohnende Tierarten eindrucksvoll bestätigt werden.

Die Revierkartierung erbrachte folgende Ergebnisse: Es wurde eine mittlere Aktionsraumgröße von 43 bis 44 ha (0,23 BP pro 10 ha) beim **Dreizehenspecht** (n=2) und **Buntspecht** (n=2), von 91 ha (0,11 BP pro 10 ha) beim **Grauspecht** (n=1) und von 167 ha (0,06 BP pro 10 ha) beim **Schwarzspecht** (n=1) festgestellt.

Diese Angaben besitzen aufgrund der minimalen Anzahl der Höhlenfunde bzw. der kartierten Reviere nur einen Orientierungswert, um auf die Gesamtpopulation im Nationalpark schließen zu können. Die Variabilität der Aktionsraumgröße beim Dreizehenspecht und beim Buntspecht lag überraschend in einer sehr engen Spannweite. Bei ca. 8.100 ha Waldfläche im Nationalpark Berchtesgaden kann in diesem Gebiet mit rund 180 Brutpaaren des Dreizehenspechts und des Buntspechts, sowie mit rund 50 Brutpaaren des Schwarzspechts gerechnet werden. Unter Berücksichtigung der Habitateignung bzw. der unbesiedelten Waldflächen, auf die im Kap. 4.4.2 bzw. in der Tab. 44 ausführlich eingegangen wird, würde sich jedoch diese Schätzung auf rund 75 Brutpaare des Dreizehenspechts (0,93 BP pro km2), rund 60 Brutpaare des Buntspechts (0,74 BP pro km²) und rund 20 Brutpaare des Schwarzspechts (0,25 BP pro km²) verringern. Aufgrund der vorliegenden Kenntnisse über die Verbreitung von Spechten im Nationalpark (Abb. 7 bis 12)

sind auch einige Brutpaare des Weißrückenspechts und des Grünspechts in geeigneten Habitaten zu erwarten. Beim Grauspecht handelte es sich dagegen um eine zufällige Erfassung einer seltenen Art. Die für diese Art ermittelte Siedlungsdichte entspricht somit nicht den tatsächlichen Verhältnissen und kann nicht auf die Gesamtfläche des Nationalparks übertragen werden.

Die Abundanzwerte in der Brutzeit lagen nach einem überschlägigen Vergleich höher als die ermittelten Siedlungsdichten im Winter. Das beschriebene Verhalten der Spechte, die Hochlagen im Winter trotz eines reichlichen Nahrungsangebots zu verlassen und sie erst zur Brutzeit wieder zu besiedeln, konnte hiermit bestätigt werden.

### 4.3.3 Diskussion

## 4.3.3.1 Zur Winterperiode

Eine Übersicht über die Wintervogelzählungen in Europa und Nordamerika haben KÖHLER & SCHNEBEL (1975) und OELKE (1977) zusammengefaßt. Untersuchungen aus europäischen Gebieten liegen derzeit von folgenden Autoren vor, wobei verschiedener Erfassungsmethoden verwendet wurden:

- Bayerische Alpen BEZZEL (1990): In Planquadraten von München bis zur Bundesgrenze wurde die Anzahl und die Anwesenheit von Vogelarten registriert. Die Daten wurden für eine Indexkalkulation benutzt. In die Indexberechnung gingen also nur Arten, jedoch keine Individuenzahlen ein. Die Abundanz wurde geschätzt.
- Bayerischer Wald SCHUSTER (1984): Erfaßt wurden sechs Probeflächen im Nationalpark (4,5 bis 9,2 ha), darunter Fi-Hochlagen, Bergmischwald und Aufichtenwald. Die Flächen wurden vom November 1981 bis Juli 1983 drei- bis viermal pro Monat begangen. Die vorkommenden Individuen und Arten wurden flächenweise gezählt.
- Beskiden (Tschechien) PAVELKA (1987, 1988): In einem Urwaldreservat mit 23,2 ha wurden auf einer Zähllinie mit einer Breite von 50 m nach der Methode der Linientaxierung 10 ha erfaßt. Es handelte sich dabei um ein Abieto-Fagetum in 660 bis 812 m ü.NN. Die Untersuchungen wurden vom Winter 1978/79 bis 1982/83, 1 bis 5x monatlich, von Oktober bis Februar durchgeführt. Die Auswertung erfolgte monatsweise getrennt für Herbst (Oktober bis November) und Winter (Dezember bis Februar).
- Riesengebirge (Polen) DYRCZ (1973): Auf zwei Flächen mit je 5 km Länge und einer Breite von 100 m, wurden zwischen 5. Dezember und 17. Februar fünf Aufnahmen nach dem Streifenlinienverfahren durchgeführt. Die Fläche "lower mountain forest" lag zwischen 600 und 700 m ü.NN. Es handelte sich hauptsächlich um Fi-Monokulturen, teilweise Reste eines Bu-Fi-Waldes sowie jüngere Fi-Bestände. Die

Fläche "upper mountain Forest" lag zwischen 1150 und 1250 m ü.NN und war hauptsächlich mit älteren, z. T. auch jüngeren Fi-Beständen bestockt.

 Skandinavien (Finnland) – PALMGREN (1943): In den "höheren Waldstufen" der Pallastunturigruppe wurden fünf Aufnahmen durchgeführt. Es wurden nur sehr wenige Vogelarten festgestellt, nämlich nur drei Unglückshäher (Perisoreus infaustus) in einem 40 m breiten Taxierungsstreifen.

Für einen Vergleich wurden zunächst nur Ergebnisse herangezogen, die mit einem gleichartigen Verfahren gewonnen wurden. Auf diese Weise sollten mögliche Fehlinterpretationen vermieden werden. Die in der vorliegenden Arbeit ermittelten Daten wurden direkt lediglich mit den Angaben von PAVELKA (1987,1988) verglichen. Die von ihm veröffentlichten Ergebnisse stammen aus einem Abieto-Fagetum Urwald der Beskiden (Tab. 36). Die Diversität und "species eveness" konnten nicht direkt verglichen werden, da sie mit unterschiedlichen Logarithmenbasen berechnet wurden. Demzufolge wurde lediglich ein Vergleich mit der Bergmischwald-Fläche "Eckau" durchgeführt. Aus der Tab. 36 geht hervor, daß die Probefläche "Eckau" eine höhere Abundanz aufwies. Die absolute Anzahl der Arten war in "Eckau" dagegen etwas geringer. Die von PAVELKA (1988) untersuchte Fläche war fast doppelt so groß wie die Probefläche "Eckau". Demnach war der Bergmischwald "Eckau" artenreicher, wenn man berücksichtigt, daß die Artenzahl allgemein stark vor allem von der Flächengröße abhängig ist.

Interessante Ergebnisse bietet auch die Arbeit von DYRCZ (1973) aus dem Riesengebirge (Tab. 37). Beim Vergleich mit den im Nationalpark Berchtesgaden gewonnenen Ergebnissen muß die wesentlich längere Zähllinie sowie die doppelte Zählstreifenbreite von 100 m berücksichtigt werden. Darüberhinaus stammen die Ergebnisse nur aus einer Winterperiode. Im Winter 1962/63 wurden in der Fläche "lower mountain forest" pro Aufnahme lediglich 4,5 Indiv./10 ha, in der Fläche "upper mountain forest" 7,2 Indiv./10 ha festgestellt. Diese Werte liegen unter den Individuenanzahlen aus dem Nationalpark Berchtesgaden. Im gesamten Winter wurden in der Fläche "lower mountain forest" insgesamt 18 Arten nachgewiesen. Diese Zahl entspricht in ihrer Größenordnung den Ergebnissen aus dem Nationalpark Berchtesgaden. Dagegen wurden in der Fläche "upper mountain forest" nur 7 Vogelarten beobachtet - etwa nur die Hälfte des Artenreichtums im Nationalpark. Überraschend ist dabei das absolute Dominieren des Fichtenkreuzschnabels (84%). Auch in der Fläche "lower mountain forest" beteiligten sich hauptsächlich nur zwei Arten, nämlich der Fichtenkreuzschnabel (44%) und der Buntspecht (28%) mit insgesamt 73% der gezählten Individuen. Die Winteravifauna im Riesengebirge unterschied sich somit wesentlich von der Winteravifauna im Nationalpark Berchtesgaden. Eine mögliche Ursache war der vom Autor beschriebene, sehr strenge Winter 1962/63.

Tab. 36: Vergleich der Avifauna im Bergmischwald "Eckau" im Winter mit einem Abieto-Fagetum-Urwaldreservat ("Prales Razula") in den Beskiden (Mähren) – PAVELKA (1988). N = Anzahl der Aufnahmen.

	Winter	N	Arten/ N	Sa. Arten	Indiv./ 10 ha	H	е
	1978/79	11	5,1	11	14,3	2,57	0,74
	1979/80	10	4,6	11	22,3	2,05	0,59
	1980/81	6	7.3	14	22,3	3,10	0,82
PAVELKA (1988)	1981/82	9	5,0	9	17,7	2,27	0,72
	1982/83	7	6,9	14	20,7	2,73	0,72
	Mittel		5,6		19,1	2,54	0,72
	Gesamt	43		18			
	1987/88	10	2,9	10	17,4	1,21	0,39
	1988/89	12	5,3	10	34,1	1,96	0,54
PECHACEK ("Eckau")	1989/90	13	4,8	11	33,8	1,87	0,49
337 327 3800	Mittel		4,4		29,2	1,71	0,48
	Gesamt	35		14			10.0

Ein Vergleich mit den Ergebnissen von SCHUSTER (1984) in einem Mittelgebirge bzw. im Bayerischen Wald kann lediglich zur Orientierung dienen, da bei dieser Untersuchung eine andere Aufnahmemethode angewandt wurde. Außerdem wurden die Resultate der Zählungen nicht als Durchschnittswerte präsentiert, sondern nur als absolute, in zwei aufeinander folgenden Winterperioden ermittelte Monatsergebnisse zusammengestellt. Die Durchschnittswerte der Abundanz im Winter wurden anhand der Angaben von SCHUSTER nachträglich berechnet. Die Angaben über die Artenzahl beinhalten die höchste monatliche Artenzahl im Winter, da in der Originalarbeit eine Zusammenstellung der Gesamtzahl der Arten pro Winter nicht vorhanden und deshalb nicht rekonstruierbar war. Die Ergebnisse von SCHUSTER (1984) - Tab. 37 - lagen sowohl im Bergmischwald, als auch in den Fi-Hochlagen unter der Abundanz und unter der Artenzahl im Nationalpark Berchtesgaden.

Es fällt auf, daß die Bearbeitung der winterlichen Ornithozönosen im Gebirge bis jetzt wesentliche Lücken aufweist. Dies ist vor allem auf die Schwierigkeiten bei der Geländebegehung bei meist hoher Schneelage zurückzuführen. Desweiteren spielen die geringe Aktivität der Vögel sowie die unbeständige Witterung eine Rolle. Diese Lücke zu schließen, könnte deshalb als eine wichtige Aufgabe zukünftiger Siedlungsdichteuntersuchungen angesehen werden. Gerade im Hochgebirge haben sich noch vielerorts mannigfaltige, stufige Bergwälder erhalten, die noch weitgehend intakte, natürliche Vogelgemeinschaften beherbergen. Die Erforschung der Zusammenhänge und der Funktionen dieser Gemeinschaften gehört zu den elementarsten Voraussetzungen des ökologisch orientierten Naturschutzes und bildet mithin eine Grundlage für eine naturnahe Bewirtschaftung der Hochgebirgsökosysteme. Die Untersuchungen über die Brutavifauna haben hinsichtlich der Beurteilung der Lebensraumqualität für Vögel allgemein eine bessere Aussagekraft als Aufnahmen im Winter. Für Standvögel, die auch in der kalten Jahreszeit ihre Brutgebiete nicht verlassen

Tab. 37: Wintervogelzählungen in einigen mitteleuropäischen Lebensräumen.

Autor	Lebensraum, Ort	Arten	Indiv./ 10 ha
PECHACEK	Bergmischwald "Eckau"	14	29,2
PECHACEK	subalp. Fi-Wald "Kühroint"	13	29,0
PECHACEK	subalp. Fi-Wald "Jenner"	18	47,3
DYRCZ (1973)	submont.Fi-Wald, Riesengebirge, PL	18	4,5
DYRCZ (1973)	subalp. Fi-Wald, Riesengebirge, PL	7	7,2
KÖHLER (1971)	Mischwald, Kreis Uelzen, D	18	25,0
OELKE (1968)	Ackerfläche, Peine, D	?	5,0
OELKE (1968)	Eichenwald, Peine, D	?	79,0
OELKE (1968)	Eichenwald, Peine, D	?	210,0
PAILER & SCHNEBEL (1971)	Parklandschaft, Lüneburger Heide, D	?	197,8
PAILER & SCHNEBEL (1971)	Feldlandschaft, Lüneburger Heide, D	15	6,7
PAVELKA J.(1990)	Gebirgsdorf, Beskiden, CZ	25	28,9
PAVELKA J.(1990)	Gebirgssiedlung, Beskiden, CZ	20	18,3
PIKULA (1963)	Querceto-Carpinetum, Kreis Brünn, CZ	20	30,7
PIKULA (1963)	Piceetum, Kreis Brünn, CZ	18	105,1
PIKULA (1967)	sekundärer Fi-Wald, Kreis Brünn, CZ	22	78,1
PIKULA (1967)	Querceto-Carpinetum, Kreis Brünn, CZ	7	30,3
PIKULA (1967)	Fagetum, Kreis Brünn, CZ	?	5,3
SCHNEBEL (1969)	Parkanlage, Uelzen, D	24	?
SCHNEBEL (1972)	Flußniederung, Bergen (Nieders.), D	27	23,4
SCHNEBEL & PAILER (1973)	Flußniederung, Lüneburger Heide, D	44	?
SCHUSTER (1984)	Fi-Hochlagenwald, NP Bay. Wald, D	4	16,8
SCHUSTER (1984)	Fi-Hochlagenwald, NP Bay. Wald, D	9	14,2
SCHUSTER (1984)	Bergmischwald, NP Bay. Wald, D	13	26,3
SCHUSTER (1984)	Bergmischwald, NP Bay. Wald, D	11.	15,8
TOMIALOJĆ (1974)	Querceto-Carpinetum, Niederschl., PL	19	31,9
TOMIALOJĆ (1974)	Pineetum, Niederschlesien, PL	18	20,3
WIEHE (1971)	Erlen-Bruchwald, Braunschweig, D	26	92,7

ist jedoch die Lebensraumqualität auch im Winter von entscheidender Bedeutung. Wälder bieten beispielsweise je nach ihrem Alter unterschiedliche Ressourcen. Dies kann zur differenzierten Anziehungskraft für Vögel führen und folglich auch die Besiedelung dieser Flächen zur Brutzeit beeinflussen (MANUWAL & HUFF 1987).

Eine abschließende Zusammenstellung der Ergebnisse aus dem Nationalpark Berchtesgaden und aus anderen ausgewählten Biotopen (Tab. 37) gibt einen Aufschluß über den relativen Vogelreichtum bzw. über die Vogelarmut dieses Hochgebirgsökosystems im Vergleich zu anderen Gebieten. Die in der Tab. 37 zusammengefaßten Ergebnisse beinhalten mit wenigen Ausnahmen (Hinweis jeweils im Text) Daten, die mit Hilfe der Linientaxierung gewonnen wurden. Insofern sind sie im wesentlichen vergleichbar. Differenzen bestehen hauptsächlich in den unterschiedlichen Zählstreifenbreiten, die in der Regel 100 oder 50 m betrugen und in den unterschiedlichen Transektlängen. Außerdem wird ein eingehender Vergleich der quantitativen Werte durch die Unterschiede in der geographischen Lage erschwert.

Zu einem wesentlichen Merkmal der Vogelgemeinschaften im Winter gehört nach PAVELKA (1987) eine durch folgende Ursachen beeinflußte Abnahme der Artenzahl und der Abundanz zum Winterende:

- Die natürliche Mortalität nimmt mit fortschreitendem Winter zu. Es wird zunehmend schwieriger, die bei der Nahrungssuche verbrauchte Energie wieder zu ersetzen, da die Nahrungsquellen allmählich versiegen. Dies gilt vor allem für wenig erfahrene Jungvögel aus dem Vorjahr.
- 2) Im Laufe des Winters steigt infolge dessen bei den Populationen die Abwanderungstendenz in Gebiete, in denen Nahrung leichter zu finden ist. Bevorzugt werden vermutlich die in Talnähe gelegenen, klimatisch günstigeren Waldungen.

Im Nationalpark Berchtesgaden konnte jedoch dieses Phänomen nicht ausreichend nachgewiesen werden. Eine Abnahme der Diversität im Winterverlauf wurde lediglich als statistisch nicht gesicherte Tendenz registriert.

Das sonnseitig gelegene Gebiet des subalpinen Fichtenwaldes "Jenner" bot mit seinem günstigen Mikroklima längerfristig etwas bessere Bedingungen für den Aufenthalt der Vögel im Winter als die schattseitig gelegenen Gebiete "Kühroint" und "Eckau". Dazu meint PIKULA (1967), die dichten Fichtenkronen eines Nadelwaldes würden die Frosteinwirkung mildern. Sie böten somit auch den überwinternden Insekten einen besseren Schutz und den Vögeln folglich eine ausgiebige Nahrungsquelle. Ferner sollten die in hohen Lagen üblichen, langandauernden Vereisungen der Zweige an beschatteten Stellen den Zutritt der Vögel zur Nahrung vereiteln, sodaß über mehrere Tage hinweg bestehende Eiskrustenbildung die überwinternden Vögel zur Migration zwänge. Nach KOCH (1976) wird das Nahrungsangebot bei hoher Schneelage hauptsächlich durch Nadelbäume sowie durch Samen und Knospen der Laubgehölze bestimmt.

Die beim Kleiber und bei der Sumpfmeise beobachtete Treue zum Brutort auf der Fläche "Eckau" wurde auch durch Beringungen auf dem Gebiet der ehemaligen Tschechoslowakei (ŠŤASTNÝ et al. 1987, HUDEC Hrsg. 1983) nachgewiesen.

Die Frage der Schwarmbildung im Winter wurde im Unterschied zur Bildung der Schwärme bei Zugvögeln noch nicht ausreichend erforscht. Die Untersuchungen über die Zusammensetzung der Wanderschwärme wurden beispielsweise von folgenden Autoren bearbeitet: PALMGREN (1932), PAECHNATZ (1936), KRÄTZIG (1938), PŘÍHODA (1954), ZEMAN (1955), FELIX (1958) und PIKULA (1963). Sie beschränkten sich im wesentlichen auf die Beschreibung der Artenzusammensetzungen. KOCH (1976) erwähnt, daß in der kalten Jahreszeit die in Schwärmen lebenden Individuen zahlreicher als einzeln lebende Vögel vorkommen. UTSCHICK (1993) untersuchte außer Größe und Zusammensetzung der Vogelschwärme auch mögliche Habitatpräferenzen.

Ganz allgemein ist eine Schwarmzugehörigkeit von Vorteil, wenn es sich um den Schutz vor Prädatoren oder um das Entdecken einer Nahrungsquelle handelt.

Die Nachteile einer Nahrungskonkurrenz, wie sie häuflg zwischen verschiedenen Meisenarten zu beobachten sind, werden dadurch wettgemacht. HOGSTAD (1989) führte in diesem Zusammenhang eine eingehende Untersuchung zum Schwarmverhalten bei der Weidenmeise durch. Die geringere Überlebensrate der jungen Meisen im Vergleich zu den alten führte er auf die Beanspruchung der besten Nahrungsplätze durch die Altmeisen zurück. Die Überlebensrate der Jungen sank nach einer experimentellen Entfernung der Altmeisen jedoch noch tiefer. Die allgemein besseren Erfahrungen der Altvögel bei der Suche nach Nahrungsplätzen bzw. beim Schutz vor Prädatoren im Vergleich zu den Jungvögeln glichen auch in diesem Fall andere Konkurrenznachteile aus. Die Jungmeisen profitieren somit im Normalfall trotz der Verdrängung von den besten Nahrungsplätzen von der Anwesenheit der Altmeisen.

Im Untersuchungsgebiet wurde beobachtet, daß mittelgroße Trupps bevorzugt wurden anstelle einer Zerstreuung der Vögel in mehrere kleine Trupps oder in Einzelvorkommen. Einer der Gründe für dieses Verhalten war vermutlich die Tatsache, daß reduzierte Familienverbände aus dem Vorjahr bis zur nächsten Brutsaison zusammenhielten. Bei einem Zusammenkommen von mehreren Meisenfamilien ergab sich somit bei der Unterstellung einer durchschnittlichen Anzahl von 3 bis 4 Familienmitgliedern bereits eine relativ große Gruppe. Ein weiterer Grund für die Schwarmbildung lag darin, daß die Vögel ihr ausgeprägtes Territorialverhalten nach der Auflösung der Brutreviere bis zum nächsten Brutgeschäft verlieren und bis dahin in größeren Gemeinschaften zusammenleben. Nach eigenen Beobachtungen war eine "Symbiose" bzw. ein gegenseitiger Nutzen bei der Nahrungssuche für das Zusammenkommen von geringerer Bedeutung, als dies von PIKULA (1963) vermutet wird. Danach sollen beispielsweise Meisen oder andere Vogelarten im Schwarm nicht an Stellen vorkommen, an denen bereits ein anderer Vogel, z. B. ein Specht auf der Nahrungssuche war, da die Beutemöglichkeit dort weitgehend erschöpft ist.

Über 70% der Vogelarten beteiligten sich an den Schwärmen. Die übrigen Vogelarten traten als Einzelvögel auf. Die meisten in den Probeflächen vorkommenden Arten können somit im Winter als typische Schwarmvögel bezeichnet werden. Umgekehrt wurde nur eine geringe Anzahl von "solitären" Arten im winterlichen Hochgebirge festgestellt. Der Buntspecht kam dabei teils vergesellschaftet und teils als Einzelvogel vor. SCHERZINGER (1982) beobachtete im Nationalpark Bayerischer Wald auch im Winter Männchen und Weibchen dieser Spechtart vergesellschaftet.

PIKULA (1963) stellte im Flachland mit Hilfe der Linientaxierung in Laubwäldern (Querceto-Carpinetum caricetosum pilosae und Querceto-Potentilletum albae), sowie in Nadelwäldern (Picetum nudum und Abieto-Picetum) um Brünn in Mähren (350 bis 450 m ü,NN) zwei bis fünf Vogelarten pro Schwarm fest. In den Laubwäldern beobachtete er die Blaumeise und die Kohlmeise als dominante Arten, in den Nadelwäldern

die Tannenmeise, das Wintergoldhähnchen und den Kleiber. Seine in Nadelwäldern gewonnenen Ergebnisse entsprechen somit den Beobachtungen im Nationalpark Berchtesgaden. Davon ausgenommen ist der Kleiber, der nur sehr selten in den subalpinen Fi-Wäldern des Nationalparks vorkam. Die Tannenmeise und das Wintergoldhähnchen, sowie seltener auch der Waldbaumläufer zählten in den Hochlagen zu den häufigsten Schwarmvögeln.

Die Anzahl der Individuen pro Aufnahme bzw. pro Schwarm unterlag sehr großen Schwankungen. Die Gründe für dieses Phänomen sind nicht geklärt. In diesem Zusammenhang wurde der Witterungseinfluß von mehreren Autoren, wie beispielsweise von LOCKLEY (1935), LEHTONEN (1948) und KRICHER (1975) untersucht. GRUBB (1975, 1978) stellte bei verschiedenen Meisen- und Spechtarten eine Zunahme der Passivität sowie eine Verkürzung der zurückgelegten Distanzen während einer Zeitspanne mit zunehmender Windstärke und sinkenden Temperaturen fest. Auch OELKE (1977) stimmt der allgemein verbreiteten Meinung, die Wintervogelbestände seien wetterabhängig (sgn. "Kälteflüchter") zu. KOCH (1976) beobachtete sehr kurzfristige und von der Schneehöhe abhängige Schwankungen, die mit dem Nahrungsangebot zusammenhingen. Im Gegensatz dazu schrieb SCHNEBEL (1969) zu diesem Thema: "Außer dem plötzlichen Tauwetter beeinflussen die klimatischen Faktoren das Vogelleben weniger als erwartet.". Eine Beeinflussung der Abundanz durch den Witterungsverlauf konnte im Nationalpark Berchtesgaden anhand eines Vergleichs mit der Temperaturkurve in diesem Gebiet nicht nachgewiesen werden.

Dieses Problem ist vor allem für die Methodik der Dichtebestimmung von Bedeutung. Anwesenheit oder Absenz eines Schwarmes können nämlich die Zählergebnisse entscheidend beeinflussen und erhebliche Schwankungen der Individuenzahl bedingen (NILS-SON 1975). Die Kritik verweist deshalb vor allem darauf, daß die Vogelwelt im Winter durch die Witterung quantitativen Schwankungen unterworfen ist und daher keine zuverlässige Aussagen für diese Jahreszeit möglich sind, KÖHLER & SCHNEBEL (1975) fordern deshalb eine Unterscheidung zwischen kurz- und langfristigen Einflüssen durch das Wetter. Eine Wintervogelbestandsaufnahme muß sich in bezug auf die Aufnahmeanzahl den kurzfristigen, plötzlichen Wetterumschwüngen anpassen. Langfristige, klimatische Veränderungen, die durch den Witterungsverlauf des jeweiligen Winters verursacht werden, und die entsprechenden Reaktionen der Vogelwelt verzerren dagegen die Ergebnisse nicht. Im Gegenteil, die aufgenommenen Fluktuationen, die anhand einer ausreichenden Aufnahmeanzahl unter Berücksichtigung der kurzfristigen, momentanen Wetterlage ermittelt wurden, lassen auf die natürliche Entwicklung der Avifauna im Winter schließen.

Im Nationalpark Berchtesgaden bewährte sich als geeignete Bezugseinheit der Monatsmittelwert. Das Umherstreifen der Vögel in Trupps und deren mehr oder weniger zufälliges Auftauchen in den Probeflächen kann zu erheblichen Fehlern führen. Dieser zufallsbedingte Fehler kann jedoch durch eine Erhöhung der Aufnahmezahl reduziert werden. Die Genauigkeit der Bestandserfassung wird somit durch eine Erhöhung der Anzahl der Kontrollen verbessert. Die Individuenzahl im Winter kann dann als Mittelwert, ggf. Monatsmittelwert bei ausreichender Aufnahmeanzahl unter Berücksichtigung der Varianz bzw. der Standardabweichung, sowie der gesamten Spannweite interpretiert werden. Die Frequenz des Vorkommens wird ebenfalls berücksichtigt. Ein aussagekräftiger Mittelwert sollte wegen der zu erwartenden großen Schwankungen aus mindestens 10 Aufnahmen gebildet sein.

Eine möglichst große Anzahl an Kontrollen empfehlen auch OELKE (1970), wobei 10 bis 15 morgendlichen Kontrollen in wöchentlichen Abständen empfohlen werden (OELKE 1968), BERTHOLD (1976) lehnte dies mit der Begründung ab, daß vermehrte Kontrollgänge selbst bei stationären Brutpopulationen zu fehlerhaften Revierabgrenzungen führen können, vor allem wegen der Zunahme an registrierten Bewegungen in den Revieren der Vögel. Im Winter wird die Auswertung aufgrund beträchtlicher Bestandsbewegungen infolge der Winterflucht, der Bestandsverlagerungen an zeitweilige Futterguellen usw. bei wiederholten Kontrollen zusätzlich erschwert. Hinsichtlich der hier vorgenommenen Bildung von Monatsmittelwerten als Bezugseinheit erscheint diese Kritik jedoch wenig berechtigt, zumal die Erfassung einer stationären Brutpopulation der Zählung einer unbeständigen Winterpopulation nicht gleichzustellen ist. Die Interpretationsmöglichkeiten der Ergebnisse bleiben dabei jedoch eingeschränkt.

Angaben über Spechte in den winterlichen Ornithozönosen sind selten. BLUME (1961) ermittelte für mehrere Spechtarten die Größe der Aktionsgebiete in einer waldreichen Mittelgebirgslandschaft in Hessen. Ein Buntspecht benötigte im Winter im Durchschnitt 30 bis 80 ha große Aktionsräume. Die maximal kartierte Siedlungsdichte lag bei 0,34 Individuen pro 10 ha, die minimale Siedlungsdichte betrug 0,31 Individuen pro 10 ha. Das Aktionsgebiet des Grünspechts war über das ganze Jahr zwischen 120 und 250 ha groß. Der Schwarzspecht nutzte einen Aktionsraum von 250 bis 600 ha.

In einer Studie von PAVELKA (1988) im Naturwaldreservat "Razula" (West-Karpaten) des Vegetationstyps Abieto-Fagetum wurde lediglich der Weißrückenspecht in allen fünf untersuchten Winterperioden beobachtet. Dagegen kamen der Schwarzspecht, der Buntspecht und der Dreizehenspecht nur
in einigen Wintern vor, obwohl sie im Reservat oder in
seiner unmittelbaren Nähe regelmäßig brüteten. Die
durchschnittliche Abundanz bezogen auf 10 ha lag
dabei beim Schwarzspecht zwischen 0,14 bis 0,18
Individuen, beim Buntspecht zwischen 0,09 bis 2,50
Individuen, beim Weißrückenspecht zwischen 0,10

bis 0,57 Individuen und beim **Dreizehenspecht** bei 0,10 Individuen. Die Frequenz schwankte in den Wintern, in denen einzelne Spechtarten vorkamen, ebenfalls stark und lag bei allen Spechtarten unter 50%. Die einzige Ausnahme war der Buntspecht, der in einer Winterperiode regelmäßig mit 100% angetroffen wurde. Ähnlich wie im Nationalpark Berchtesgaden rangierten die Spechte in diesem Naturwaldreservat in den unteren <sup>2</sup>/<sub>3</sub> der Häufigkeitspyramide. Die solitäre Lebensweise kann im Winter bei extrem günstigen Nahrungsbedingungen entfallen. SCHERZINGER (1993) beobachtete beispielsweise auf den von Borkenkäfern befallenen Flächen im Bayerischen Wald Gemeinschaften von 10 bis 15 Individuen verschiedener Spechtarten.

Die Populationsdichte des **Buntspechts** im Winter lag im ostdeutschen Naturschutzgebiet Serrahn bei 0,3 Individuen pro 10 ha PRILL (in litt.). SIMON (1985) ermittelte in einem mährischen Auwald 2,5 bzw. 7 Individuen pro 100 ha. Diese Dichte stieg im Sommer um das 3 bis 8-fache an. JAMNICKÝ (1982) schätzte den Winterbestand des Buntspechts im Nationalpark Hohe Tatra auf 400 Individuen pro 380 km² Waldfläche.

Der Dreizehenspecht wurde von MURR (1975/1977) in den Alpen als ein ausgeprägter Standvogel eingestuft, der auch in strengen Wintern sein Wohngebiet nicht verläßt. Dies konnte jedoch im Nationalpark Berchtesgaden nicht bestätigt werden. Die Siedlungsdichte aller Spechte nahm im Nationalpark im Winter ab und stieg zur Brutzeit wieder an, was auf ausgeprägte Wanderbewegungen im Winter schließen läßt. Diese Feststellung wurde durch die Frequenzwerte unter 50% auf den Zähllinien zusätzlich untermauert (vgl. Tab. 30 und 31), HOGSTAD (1970) berichtete über Wanderbewegungen in der kalten Jahreszeit bei der nordeuropäischen Rasse des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus tridactylus) in Skandinavien.

Der Schwarzspecht gilt ebenfalls als Standvogel (GLUTZ & BAUER 1980). Im Bayerischen Wald konnten jedoch saisonal bedingte Verschiebungen der Präferenzen bei der Nutzung unterschiedlicher Höhenstufen beobachtet werden (SCHERZINGER 1982).

Widersprüchliche Informationen liegen für den Grauspecht vor. Während er nach GLUTZ & BAUER (1980) im Alpenraum im Winter in tiefere Lagen ausweicht, verbleibt ein erheblicher Teil der Population im Bayerischen Wald in den angestammten Brutgebieten (SCHERZINGER 1982).

Der Weißrückenspecht hält nach PYNNÖNEN (zit. in BLUME 1977) auch nach der Brutperiode allgemein an seinem Revier fest. Dies konnte im Nationalpark Berchtesgaden nicht bestätigt werden. Die Spechte verschwanden regelmäßig nach Verlassen der Bruthöhle aus ihrem Revier. Im Winter konnte der Weißrückenspecht trotz intensiver Suche überhaupt nicht nachgewiesen werden.

## 4.3.3.2 Zur Brutperiode

Über die Siedlungsdichten im alpinen Raum liegen einige Studien vor (Tab. 38). Viele wurden mit der Kartierungsmethode ermittelt und können deshalb mit den Untersuchungen in Berchtesgaden verglichen werden. Die Besiedelung der beiden subalpinen Fi-Wälder "Kühroint" und "Jenner" durch Vögel lag im Streuungsbereich ähnlich ausgestatteter Flächen in anderen Gebieten. Zum Vergleich wurden Untersuchungen von WINDING (1990) in einem subalpinen Nadelwald im Raum Salzburg herangezogen, wo 15 Arten mit 62 BP pro 10 ha festgestellt wurden.

In einem subalpinen Nadelwald des Großglocknergebiets ermittelte WINDING (1985) 15 Arten mit 26,1 BP pro 10 ha. LUDER (1981) zählte in drei subalpinen Nadelwäldern im Berner Oberland 22 Arten mit 97,0 BP pro 10 ha bzw. 17 Arten mit 59,0 BP pro 10 ha und 15 Arten in 24,0 BP pro 10 ha.

Mehrere Untersuchungen aus vergleichbaren naturnahen, hochmontanen und subalpinen Fi-Wäldern liegen auch aus verschiedenen Mittelgebirgen vor. PAVELKA K. (1990) beobachtete in einem Fi-Bestand in 1.200 m ü.NN in den mährisch-schlesischen Beskiden (Moravsko-slezské Beskydy) 10 bis 13 Vogelarten mit 40,0 bis 51,5 BP pro 10 ha. In einem naturnahen Fi-Wald um

Tab. 38: Siedlungsdichteuntersuchungen in naturnahen Bergwäldern.

Autor	Biotop, Ort	Arten	BP/10 ha
PECHACEK	Bergmischwald "Eckau"	25	44,6
PECHACEK	subalpiner Fi-Wald "Jenner"	21	45,5
PECHACEK	subalpiner Fi-Wald "Kühroint"	19	51,5
HOFFMANN (1990)	Fi-Reinbestand, Nationalpark Berchtesgaden	18	84,1
HOFFMANN (1990)	Spirken-Wald, Nationalpark Berchtesgaden	18	42,2
KOCH (1976)	Hohe Rone, Schweiz	26	36,4
KRIŠTÍN (1990)	Fi-Bestand, Polana, Slowakei	43	74,4
KROPIL (in litt.)	Abieto-Fagetum Urwaldreservat "Dobroc", Slowakei	44	62,6
KROPIL (in litt.)	Fagetum typicum Urwaldreservat "Badin", Slowakei	42	71,0
LUDER (1981)	subalpiner Nadelwald, Berner Oberland	15	24,0
LUDER (1981)	subalpiner Nadelwald, Berner Oberland	17	59,0
LUDER (1981)	subalpiner Nadelwald, Berner- Oberland	22	97,0
PALIČKA & KOPEC (1993)	Abieto-Fagetum, Beskiden, Mähre	n 22	46,5
PAVELKA & PAVELKA (1990)	Abieto-Fagetum Urwaldreservat "Kutany", Mähren	29	45,5
PAVELKA & PAVELKA (1990)	Abieto-Fagetum Urwaldreservat "Razula", Mähren	32	51,6
PAVELKA & PAVELKA (1990)	Abieto-Fagetum Urwaldreservat "Salajka", Mähren	33	51,5
PAVELKA K. (1990)	Fi-Bestand, Beskiden, Mähren	10-13	40,0-51,5
PAVELKA K. (1990)	Fi-Bu Wald, Beskiden, Mähren	14-17	49,0-56,5
PAVELKA K. (1990)	Ta-Bu Wald, Beskiden, Mähren	22-25	48,0-55,0
STADLER & WINDING (1990)	Bergmischwald, Salzburg	35	90,0
WINDING (1985)	subalpiner Nadelwald, Großglocknergebiet	15	26,1
WINDING (1990)	subalpiner Nadelwald, Salzburg	15	62.0

1.300 m ü.NN im Polana-Gebirge (Mittelslowakei) ermittelte KRIŠTÍN (1990) 43 Arten mit 74,4 BP pro 10 ha. Umfangreiche Untersuchungen aus dem Bayerischen Wald (SCHERZINGER 1985) konnten wegen der unterschiedlichen Aufnahmemethode nicht direkt verglichen werden.

Die Daten aus dem Bergmischwald "Eckau" weisen im Vergleich dazu auf eine eher arme Ornithozönose hin. Mischwälder, einschließlich der Bergmischwälder zählen nach Auwäldern und parkartigen Habitaten zu den artenreichsten Vogelbiotopen Mitteleuropas. BEZZEL (1982) gibt für eine Fläche von rund 20 ha 28 bis 30 Arten an. Die Gesamtabundanzen in montanen Mischwaldgebieten dürften sich im Alpenraum in einer Grö-Benordnung von ca. 70 bis 140 BP pro 10 ha bewegen (WINDING 1990). In einem als Naturwaldreservat ausgeschiedenen montanen Bergmischwald im Raum Salzburg zählten STADLER & WINDING (1990) 35 Arten mit knapp 90 BP pro 10 ha. KOCH (1976) kartierte hingegen in einem Ta-Bu-Fi-Wald der hochmontanen Stufe in der Hohen Rone (Schweiz) nur 26 Arten mit 36,4 Revieren pro 10 ha.

Waldbestände mit ähnlicher Baumartenzusammensetzung wie auf der Fläche "Eckau" weisen in verschiedenen Mittelgebirgen etwas geringere Abundanzen auf, die der Siedlungsdichte in dieser Probefläche mehr ähneln. In einigen Untersuchungen in den Waldtypen des Abieto-Fagetum in den mährischen West-Karpaten (Moravsko-slezské Beskydy, Vsetinske vrchy, Javorníky) wurden beispielsweise folgende Ergebnisse ermittelt: PALIČKA & KOPEC (1993) beobachteten 22 Arten mit 46,5 BP pro 10 ha und PAVELKA K. (1990) registrierte auf zwei Flächen 22 bis 25 Arten mit 48,0 bis 55,0 BP pro 10 ha bzw. 14 bis 17 Arten mit 49,0 bis 56,5 BP pro 10 ha. PAVELKA & PAVELKA (1990) zählten dort in drei naturnahen Waldreservaten dieses Waldtyps in einer mehrjährigen Untersuchung 29 Arten mit 45,5 BP pro 10 ha bzw. 33 Arten mit 51,5 BP pro 10 ha und 32 Arten mit 51,6 BP pro 10 ha. Qualitativ und quantitativ reichere Ornithozönosen wurden wiederum in den slowakischen Mittelgebirgen gefunden. Im Kremnitzer Gebirge (Kremnické hory) in der Mittelslowakei ermittelte KROPIL (in litt.) im zum Waldtyp Fagetum typicum gehörenden Urwaldreservat "Badinsky prales" 42 Vogelarten mit 71,0 BP pro 10 ha. Im Waldtyp Abieto-Fagetum, zu dem das Urwaldreservat "Dobrocsky prales" im Slowakischen Erzgebirge (Slovenské rudohorie) zählt, beobachtete KRO-PIL (in litt.) 44 Vogelarten mit 62,6 BP pro 10 ha.

Im Nationalpark Berchtesgaden wurden Sommervogelbestände quantitativ von HOFFMANN (1990) untersucht. In einem 140-jährigen, standortsfremden Fi-Reinbestand wurden 18 Vogelarten mit 84,1 BP pro 10 ha kartiert und in einem 160-jährigen Spirkenwald mit Lä und Fi ebenfalls 18 Vogelarten mit 42,2 BP pro 10 ha. Andere Ornithologen im Nationalpark, wie beispielsweise MURR (1975/1977), BANSE (1988) und SCHUSTER (1990) befaßten sich lediglich mit der qualitativen Verbreitung der Vögel.

Die Siedlungsdichte der Spechte im Nationalpark war vergleichsweise hoch. Eine nachhaltig überlebensfähige Spechtpopulation muß je nach Art aus mindestens 300 bis 1.000 Individuen bestehen (SHORT & HORNE 1990). Eine solche Populationsgröße wird bei den häufigeren Spechtarten unter Berücksichtigung des Anschlusses der Verbreitung im Nationalpark an weitere Waldgebiete im Vorfeld zweifellos erreicht. Die Situation beim anspruchsvollen Weißrückenspecht ist aufgrund der "Verinselung" des Lebensraumes, auf die im Kap, 4.4.1 und 4.4.2 ausführlich eingegangen wird, jedoch kritischer, zumal auch im Nationalpark nur eine geringe Populationsgröße zu erwarten ist. Eine zunehmende Fragmentierung und ein Verlust geeigneter Habitate kann ganz allgemein zur rapiden Populationsabnahme bzw. im Extremfall bis zum Aussterben einer Art führen. REED (1990) zeigte dies am Beispiel von Picoides borealis, einer einst sehr häufigen Spechtart im Südosten der USA. Habitatverlust und Habitatverinselung führten zur Populationsabnahme und zunehmender Isolation, die den Verlust der genetischen Vielfalt und im Anschluß daran die Abnahme des Gesundheitszustandes dieser Spechtpopulation nach sich zog (HAIG et al. 1993, REED et al. 1993). Heute zählt Picoides borealis zu einer höchst gefährdeten, vielerorts bereits verschwundenen Vogelart.

Der Raumbedarf eines Spechtpaares hängt erheblich von der Qualität des Lebensraums ab. Die Angaben über die Siedlungsdichte aus der Literatur streuen dementsprechend stark. CONRADS (1968) und SPITZ-NAGEL (1993) faßten verschiedene methodische Ansätze für die Dichteerfassung der Spechte zusammen.

Beim **Dreizehenspecht** (Tab. 39) nennt HESS (1983) allgemein einen Aktionsraum von 0,94 km². In einem Untersuchungsgebiet im Kanton Schwyz schätzte er die Dichte auf 6 bis 13 BP pro 100 km². RUGE & WEBER (1974b) bezifferten den Brutbestand in einem montanen Fi-Wirtschaftswald der Eisenerzer Alpen auf 0,4 BP pro 100 ha. SCHERZINGER (1990) fand im 130 km² großen Nationalpark Bayerischer Wald 0,38 bis 0,54 BP pro km², rechnet dort jedoch mit einer potenti-

Tab. 39: Dichteangaben beim Dreizehenspecht (Picoides tridactylus).

Autor	Ort	ha pro BP
BÜRKLI et al. (1975)	Engadin, CH	100
GLUTZ & BAUER (1980)	Schweiz allgemein, CH	584-778
HESS (1983)	Schwyz, CH	94
HESS (1983)	Schwyz, CH	770-1670
KOCH (1976)	Hohe Rone, CH	100
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservat "Dobroc", SK	100
KROPIL & KORŇAN (1991)	Javorniky, Nízké Tatry, Kysuce, SK	50
LUDER (1981)	Berner Oberland, CH	13-20
RUGE & WEBER (1974b)	Eisenerzer Alpen, A	228
RUGE (1974)	Enagadin, CH	100-200
SCHERZINGER (1982)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	68-104
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	185-263
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	15000

ellen Abundanz von 0,58 BP pro km2. Die Dichtewerte in einigen Optimalgebieten lagen hier jedoch mit 68 bis 104 ha pro BP beträchtlich höher (SCHERZINGER 1982). In Waldprobeflächen im Berner Oberland fand LUDER (1981) 0,5 bis 0,8 BP pro 10 ha. Die Abundanz des Dreizehenspechts in einem Bergmischwald in der Schweiz (KOCH 1976) betrug 0,1 Reviere pro 10 ha. RUGE (1974) bezifferte die Lebensraumgröße auf einer Untersuchungsfläche in den Schweizer Alpen mit 100 bis 200 ha. Nach BÜRKLI et al. (1975) lag die Aktionsraumgröße im Engadin bei 100 ha. Nistorte wurden jedes Jahr um 300 bis 500 m verlegt. BEZZEL & LECHNER (1978 zit, in SCHERZINGER 1982) ermittelten für das Werdenfelser Land sehr große Aktionsradien von 960 bis 1.440 ha pro BP, was jedoch auf die Einbeziehung umfangreicher, waldfreier Areale im dortigen Gebiet zurückzuführen war (SCHERZINGER 1982). Im Urwaldreservat "Dobrocsky prales" in der Mittelslowakei schätzte KROPIL (in litt.) den Brutbestand des Dreizehenspechts auf 0.1 BP pro 10 ha. KROPIL & KORNAN (1991) veranschlagten in den Mittelgebirgen Javorníky, Kysuce und Nízké Tatry in der Slowakei die Größe des Brutterritoriums auf 50 ha. GLUTZ & BAUER (1980) geben für die Schweiz allgemein 584 bis 778 ha pro BP an. In einem 3.000 km² großen Untersuchungsgebiet in Norwegen wurden lediglich 20 Territorien festgestellt (STENBERG & HOGSTAD 1992).

Die Im Nationalpark Berchtesgaden geschätzte Siedlungsdichte des Dreizehenspechts war aufgrund des hohen Totholzvorrats relativ hoch. Unter Berücksichtigung der Reaktion dieser Spechtart auf die zunehmende Verbreitung des Borkenkäfers kann jedoch noch mit einem Anstieg der Dichte gerechnet werden, wie dies z. B, von KOPLIN (1969, 1972), SHORT (1974 zit. in SHORT & HORNE 1990) und SCHERZINGER (1993) in anderen Gebieten beobachtet wurde.

Beim Buntspecht (Tab. 40) ermittelten PALIČKA & KOPEC (1993) in den West-Karpaten eine Dichte von

Tab. 40: Dichteangaben beim Buntspecht (Dendrocopos major).

Autor	Ort	ha pro BP
BLUME (1961)	Hessen, D	30-80
JAMNICKÝ (1982)	Nationalpark Hohe Tatra, SK	170-190
JENNI (1977)	Allschwiler Wald, CH	5-6
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservate, SK	17
LUDER (1981)	Berner Oberland, CH	8-14
LUDER (1981)	Berner Oberland, CH	7-20
MATTHAS & SCHRÖDER (1972)	Auwald, D	5
PALIČKA & KOPEC (1993)	Westkarpaten, CZ	14
PAVELKA (in litt.)	Westkarpaten, CZ	91
PECHACEK (1980)	Südost Mähren, CZ	7
PYNNÖNEN (1939)	Finnland, SF	120
RUGE (1981)	Mittlerer Neckar, D	5
SCHERZINGER (1982)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	16
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	73-91
SPITZNAGEL (1990)	Oberrhein, D	10
STENBERG (1990)	Norwegen, N	10000
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	3333
WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ (1986)	Nationalpark Bialowieza, PL	11-25

0.7 BP pro 10 ha. PAVELKA (in litt.) gab die Siedlungsdichte des Buntspechts in dortigen naturnahen Ta-Bu Wäldern mit durchschnittlich 0,11 BP pro 10 ha an. In den mittelslowakischen Mittelgebirgen fand KROPIL (in litt.) in verschiedenen Urwaldreservaten 0,6 BP des Buntspechts pro 10 ha. JAMNICKÝ (1982) bezifferte die Population des Buntspechts im Nationalpark Hohe Tatra mit 200 bis 220 BP auf 380 km² Waldfläche. WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ (1976) kartierten im Nationalpark Bialowieza (Polen) bezogen auf 10 ha in Nadelwäldern 0,4 BP, in Bruchwäldern 0,9 BP und in den Waldgesellschaften Tilio-Carpinetum 0,7 BP. Viel seltener ist der Buntspecht dagegen an seiner nördlichen Arealgrenze in Norwegen. STENBERG (1990) schätzte in einem überwiegend mit Moorbirke und Grauerle bestockten Untersuchungsgebiet von 500 km² lediglich 5 Brutpaare, PYNNÖNEN (1939) bezifferte die durchschnittliche Reviergröße des Buntspechts in ostfinnischen Kiefernwäldern auf 120 ha. Nach STENBERG & HOGSTAD (1992) lag die Lebensraumgröße in Norwegen sowohl in Laubwäldern als auch in Nadelwäldern bei 33 km². Im Nationalpark Bayerischer Wald ermittelte SCHERZINGER (1990) eine Abundanz von 1,11 bis 1,37 BP pro km2. Die potentielle Abundanz des Buntspechts lag in diesem Gebiet bei 1.79 BP pro km2. Die höchstmögliche Dichte erreichte der Buntspecht in den besten Habitaten des Bayerischen Waldes, wie z. B. im Urwaldreservat am Rachelsee mit 16 ha pro BP (SCHERZINGER 1982). Bei einem Vergleich der Siedlungsdichte des Buntspechts in einem Naturwald und in einem Wirtschaftswald wurde im gleichen Gebiet trotz der bekannten Anpassungsfähigkeit des eurvöken Buntspechts ein Verhältnis von 1:10 zugunsten des Naturwaldes ermittelt. SPITZNAGEL (1990) fand in einem Auwaldgebiet am Oberrhein 1,04 BP pro 10 ha. Aus dem Alpen- und Voralpenraum liegen Ergebnisse von BEZZEL & LECHNER (1978 zit. in SCHERZINGER 1982) vor. Im Werdenfelser Land lag die Buntspechtdichte bei 200 bis 320 ha pro BP und im Murnauer Moos bei 290 ha pro BP, LUDER (1981) zählte in teilweise offenen Probeflächen im Berner Oberland bezogen auf 10 ha 0,5 bis 1,5 BP des Buntspechts und in Waldprobeflächen 0,7 bis 1,2 BP. Die Siedlungsdichte im Engadin betrug nach RUGE (1993a) 2 bis 5 BP pro 100 ha. BLUME (1961) kartierte in Hessen maximal 9 BP auf 450 ha Wald und minimal 2 BP pro 350 ha Wald. Der Aktionsraum lag im Durchschnitt bei 30 bis 80 ha pro BP. Die höchsten Dichtewerte erreichte der Buntspecht mit 5 bis 10 ha pro BP in klimatisch begünstigten Laubmischwäldern der kollinen Stufe, wie beispielsweise in Waldgesellschaften Querceto-Carpinetum (BLUME 1968, GATTER 1970 beide zit. in JENNI 1977, MATTHÄS & SCHRÖDER 1972, JENNI 1977, JENNI 1983). KRAFT (1983 zit. in GOEBEL 1989) ermittelte in der Umgebung von Marburg 0.2 bis 0.7 BP/10 ha. In veschiedenen Parkanlagen lag die Dichte des Buntspechts mit 6 bis 10 ha pro BP ebenfalls hoch (BLUME 1977). In einem durch eine Insellage charakterisierten Stadtpark in Vizovice (Mähren) wurde beispielsweise eine Siedlungsdichte von 1,4 BP pro 10 ha ermittelt (PECHACEK 1980).

RUGE (1981, 1993a) bezifferte die Population des Buntspechts im 72 ha großen Ludwigsburger Favoritepark auf 15 BP.

RUGE & HAVELKA (1993) verglichen die Siedlungsdichte des Dreizehenspechts und des Buntspechts im Engadin. Das Verhältnis der beiden Spechtarten zueinander war 1:2 bis 1:6 zugunsten des Buntspechts. Die Autoren führten dies auf das relativ schmale Nahrungsspektrum des Dreizehenspechts im Unterschied zum Buntspecht zurück. Im Nationalpark Berchtesgaden konnte eine solche Diskrepanz nicht bestätigt werden. Hier war der Dreizehenspecht sogar etwas häufiger als der Buntspecht (vgl. Kap. 4.3.2.5). Möglicherweise hing dies mit dem unterschiedlichen Nahrungsspektrum in den beiden alpinen Gebieten zusammen. Während im Engadin verschiedene Spinnen dominierten, wurden in Berchtesgaden fast ausschließlich Borkenkäfer verzehrt. Sie waren allerdings aufgrund des umfangreichen Totolzvorrats und der aktuellen Gradation sehr reichlich vorhanden. Die hohe Dichte des Dreizehenspechts entsprach somit der im Kap. 4.2.4.2 diskutierten Reaktion dieser Spechtart auf Insektenkalamitäten.

Die örtliche Siedlungsdichte des Schwarzspechts ist aufgrund seiner plastischen Verbreitung allgemein als Funktion der jeweiligen Biotopqualität zu interpretieren (SCHERZINGER 1982). Die vergleichbaren Dichteangaben variieren stark aufgrund der unterschiedlich zusammengesetzten Untersuchungsgebiete. Der Waldanteil spielt dabei die größte Rolle. Im Werdenfelser Land, einem Gebiet, das durch hohe waldfreie Anteile charakterisiert ist, ermittelten BEZZEL & LECHNER (1978 zit. in SCHERZINGER 1982) eine Lebensraumgröße von 411 bis 476 ha pro BP. LUDER (1981) fand im Berner Oberland 600 bis 750 ha pro BP. Der Schwarzspecht kam nach KROPIL (in litt.) in Urwaldreservaten der Mittelslowakei in einer Dichte von 0.1 BP pro 10 ha vor. KOCH (1976) kartierte in einem Ta-Bu-Fi-Wald in der Schweiz 0,4 Reviere pro 10 ha. Die geschätzte Abundanz im Nationalpark Bayerischer Wald lag zwischen 0,18 und 0,27 BP pro km2, die potentielle Abundanz dürfte 17% mehr betragen (SCHERZINGER 1990), Die Dichtewerte in einigen Optimalgebieten lagen hier jedoch mit 150 bis 183 ha pro BP vielfach höher (SCHERZINGER 1982). HORST (1950) zählte in einem Gebiet von 40 km² im Odenwald bei Heidelberg 8 BP. KÜHLKE (1985) bezifferte die Siedlungsdichte des Schwarzspechts in einem Untersuchungsgebiet in Thüringen mit 3,2 BP pro 10 km2. Der geschätzte Durchschnittswert für Südfinnland betrug 10 km² pro BP mit einem Mindestwert von 1 km² pro BP (HAILA & JÄRVINEN 1977), während in Ostfinnland 18 bis 30 km<sup>2</sup> pro BP geschätzt wurden (PYNNÖNEN 1939). In Norwegen ermittelten (STEN-BERG & HOGSTAD 1992) sogar 600 km2 pro BP, Nach einer Untersuchung von TJERNBERG et al. (1993) lag die Siedlungsdichte des Schwarzspechts in Schweden bei 0,15 BP pro km2. Der Waldanteil nahm dabei in zwei Untersuchungsgebieten mit je rund 130 km² ins-

Tab. 41: Dichteangaben beim Schwarzspecht (Dryocopus martius).

Autor	Ort	ha pro BP
BLUME (1961)	Hessen, D	1000-2000
BLUME (1981)	Hessen, D	250-588
HAILA & JÄRVINEN (1977)	Südfinnland, SF	1000
HORST (1950)	Odenwald, D	500
KOCH (1976)	Hohe Rone, CH	25
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservate, SK	100
KÜHLKE (1985)	Mitteldeutschland, D	315
LUDER (1981)	Berner Oberland, CH	600-750
LANG & ROST (1990)	Schwäbische Alb, D	740-770
MIECH (1979)	Spandauer Forst, D	169
PYNNÖNEN (1939)	Ostfinnland, SF	1800-3000
RUGE (1993a)	Stromberg, BadWürtt., D	250
RUGE (1993a)	Tettnag, BadWürtt., D	550-700
SCHERZINGER (1982)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	150-183
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	370-556
SPITZNAGEL (1990)	Oberrhein, D	476
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	60000
TJERNBERG et al. (1993)	Sweden, S	666

gesamt 26% ein. BLUME (1981) fand in Hessen 0,17 BP bis 0,40 BP pro km². Nach älteren Angaben kamen in einem 2.000 ha großen Untersuchungsgebiet in Hessen mit 800 ha Wald lediglich 1 bis 2 BP vor (BLU-ME 1961). LANG & ROST (1990) untersuchten 11 Jahre lang ein 200 km² großes Gebiet auf der Schwäbischen Alb. Sie konnten jedes Jahr 26 bis 27 Reviere des Schwarzspechts feststellen. Im Spandauer Forst lag die Dichte des Schwarzspechts bei durchschnittlich 0,59 BP pro km² (MIECH 1979). SPITZNAGEL (1990) fand in einem Auwaldgebiet am Oberrhein 0,021 BP pro 10 ha. Nach RUGE (1993a) nutzte ein Brutpaar des Schwarzspechts in zwei Gebieten in Südwestdeutschland 250 ha bzw. 550 bis 700 ha.

Die Reviergröße des Weißrückenspechts (Tab. 42) konnte aufgrund seines seltenen Vorkommens im Nationalpark Berchtesgaden nicht ermittelt werden. PAVELKA (in litt.) fand in ausgedehnten Bu-Wäldern mit Ta in den mährischen West-Karpaten mindestens vier Paare auf einer Gesamtfläche von rund 600 ha. In der Mittelslowakei ermittelte KROPIL (in litt.) im Urwaldreservat "Badínsky prales", das zum Waldtyp Fageto-typicum gehört, 0,3 BP pro 10 ha und im Urwaldreservat "Dobrocsky prales" des Waldtyps Abieto-Fagetum 0,4 BP pro 10 ha. STENBERG (1990) schätzte in einer gänzlich anderen, 500 km² großen, mit Moorbirke und Grauerle bestockten Waldlandschaft in Norwegen die Population des Weißrückenspechts auf 21 Brutpaare. In einem 50 km² großen Gebiet mit ausgedehnten Kie-Wäldern zählte er lediglich zwei Paare und in einem aus gemischten Laubund Nadelwäldern bestehenden, 35 km² großen Untersuchungsgebiet 4 bis 5 Brutpaare. Der Weißrückenspecht gehörte somit in manchen norwegischen Bezirken zur häufigsten Spechtart. Die geschätzte Territoriumsgröße schwankte von 0,7 bis 1,5 km², wobei Bewegungen bis zu einer Entfernung von 2 bis 4 km von der Bruthöhle normal waren (STENBERG 1990). Nach neueren Berichten lag die Siedlungsdichte in

Tab. 42: Dichteangaben beim Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos).

Autor	Ort	ha pro BP
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservat "Badin", SK	33
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservat "Dobroc", SK	25
PAVELKA (in litt.)	West-Karpaten, CZ	150
PYNNÖNEN (1939)	Finnland, SF	200
RUGE (1981)	Eisenerzer Alpen, A	100
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	1667-2500
STENBERG (1990)	Norwegen, N	2380
STENBERG (1990)	Norwegen, N	2500
STENBERG (1990)	Norwegen, N	700-1500
STENBERG (1990)	Norwegen, N	700-875
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	923

Laubholzbeständen bei 0,11 BP pro km2. In Nadelholzbeständen wurden umgerechnet auf 1 km² lediglich 0,06 Reviere ermittelt (STENBERG & HOGSTAD 1992). Nach PYNNÖNEN (1939) betrug die Aktionsraumgröße in Finnland rund 2 km2. Innerhalb dieser Fläche benötigte jedes Paar des Weißrückenspechts 50 bis 100 ha totholzreicher Laubholzbestände (TIAINEN 1990). SCHERZINGER (1990) fand im 130 km² großen Nationalpark Bayerischer Wald 0,04 bis 0,06 BP pro km<sup>2</sup>, rechnet dort jedoch mit einer potentiellen Abundanz von 0,21 BP pro km2. Im Voralpenraum schätzten BEZZEL & LECHNER (1978 zit. in SCHERZINGER 1982) eine Dichte von 1.800 bis 2.880 ha pro BP. RUGE (1981) bezifferte in den Eisenerzer Alpen die Größe einer vom Weißrückenspecht genutzten Fläche auf rund 100 ha.

Verschiedene Angaben über die Dichte der Erdspechte wurden in der Tab. 43 zusammengefaßt. Die Siedlungsdichte des Grauspechts gab KROPIL (in litt.) im Urwaldreservat "Badinsky prales" in der Mittelslowakei mit 0,1 BP pro 10 ha an. STENBERG (1990) schätzte im oben genannten, 500 km² großen Gebiet in Norwegen die Brutpopulation des Grauspechts auf 3 Paare und die des Grünspechts auf 11 Paare, Neuere Untersuchungen ergaben für einen 3.000 km² großen, norwegischen Raum 140 Reviere des Grünspechts und 125 Reviere des Grauspechts (STENBERG & HOG-STAD 1992), Die Dichte beim Grünspecht lag in Nadelholzgebieten bei 0,03 BP pro km² und in Laubholzgebieten bei 0,06 BP pro km2. Der Grauspecht benötigte in Nadelholzgebieten eine Fläche von 50 km² und in laubholzreichen Gebieten rund 17 km² Flächengröße. Für den Gebirgsbiotop im Werdenfelser Land gaben BEZZEL & LECHNER (1978 zit. in SCHERZINGER 1982) die Dichte des Grauspechts mit 480 bis 576 ha pro BP an und für den Grünspecht mit 411 bis 576 ha pro BP. Im Nationalpark Bayerischer Wald ermittelte SCHERZINGER (1990) eine Abundanz von 0,11 bis 0,15 BP pro km2 beim Grauspecht und 0,02 bis 0,05 BP pro km² beim Grünspecht. Die geschätzte potentielle Abundanz des Grauspechts lag in diesem Gebiet jedoch um 51% höher und in den günstigsten Habitaten wurden beispielsweise 167 ha pro BP ermittelt. REICHHOLF & UTSCHICK (1972) kartierten in den Auwäldern am Unteren Inn zusammen 0,16 Männchen der Gattung *Picus sp.* pro 10 ha. Nach GLUTZ & BAU-ER (1980) beträgt allgemein die durchschnittliche Dichte des Grauspechts bei großflächigen Erhebungen 500 ha pro BP. SPITZNAGEL (1990) fand in einem Auwaldgebiet am Oberrhein 0,035 BP pro 10 ha beim **Grau**specht und 0,051 BP pro 10 ha beim **Grünspecht**.

In teilweise offenen Probeflächen im Berner Oberland zählte LUDER (1981) 0,5 bis 0,7 BP des **Grünspechts** pro 10 ha. Nach BLUME (1961) brüteten in einem 16 km² großen Gebiet in Hessen maximal 5 und minimal 2 BP des Grünspechts. GLUTZ & BAUER (1980) nennen als einen allgemeinen Durchschnittswert 400 ha pro BP, wobei in den besten Gebieten, wie in Auwäldern oder in Parkanlagen bereits auf 8 ha Lebensraum Brutpaare eigene Reviere anlegten. In einer Siedlungsdichteuntersuchung eines Stadtparks in Vsetin (Mähren) wurde beispielsweise eine Besiedelung von 0,6 BP pro 10 ha ermittelt (PECHACEK 1980). Telemetrische Untersuchungen in Baden-Württemberg ergaben eine Aktionsraumgröße des **Grünspechts** und des **Grauspechts** von 20 bis 30 ha (MUSCHKETAT in verb.).

Im folgenden wird die soziologische Stellung der Spechte in verschiedenen Vogelgemeinschaften im Gebirge behandelt. Einige Ergebnisse liegen aus den mährischen West-Karpaten vor. PAVELKA K. (1990) ermittelte beim Dreizehenspecht in einem Ta-Bu Reservat eine Dominanz von 0,5%, beim Schwarzspecht und beim Weißrückenspecht von 1,0%. Der Weißrückenspecht hatte in einem Fi-Bu Wald einen Anteil von 0,5%. Ergebnisse aus einer mehrjährigen. Untersuchung in drei Waldbeständen des Typs Abieto-Fagetum (PAVELKA & PAVELKA 1990) erbrachten beim Weißrückenspecht eine Dominanz von 0,7 bis 1,5%. Der Buntspecht hatte in diesen Wäldern einen Anteil von 1,1 bis 1,8% und der Schwarzspecht von 0,4 bis 0,9%. Der Grauspecht und der Dreizehenspecht brüteten nicht regelmäßig. Sie erreichten in Brutjahren eine Dominanz bis 0,1% bzw 0,3%.

Tab. 43: Dichteangaben beim Grauspechts (Picus canus) – obere Tabellenhälfte und beim Grünspechts (Picus viridis) – untere Tabellenhälfte.

Autor	Ort	ha pro BP
GLUTZ & BAUER (1980)	Mitteleuropa allgemein	500
KROPIL (in litt.)	Urwaldreservat "Badin", SK	100
MUSCHKETAT (in verb.)	BadWürtt., D	20-30
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	667-909
SPITZNAGEL (1990)	Oberrhein, D	286
STENBERG (1990)	Norwegen, N	167
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	2400
BLUME (1961)	Hessen, D	320-800
GLUTZ & BAUER (1980)	Mitteleuropa allgemein	400
LUDER (1981)	Berner Oberland, CH	14-20
MUSCHKETAT (in verb.)	BadWürtt., D	20-30
PECHACEK (1980)	Südost Mähren, CZ	17
SCHERZINGER (1990)	Nationalpark Bayerischer Wald, D	2000-5000
SPITZNAGEL (1990)	Oberrhein, D	196
STENBERG (1990)	Norwegen, N	45
STENBERG & HOGSTAD (1992)	Norwegen, N	2100

PALIČKA & KOPEC (1993) fanden in einer Vogelgemeinschaft des gleichen Waldtyps beim Buntspecht und beim Schwarzspecht eine Dominanz bis zu 1,5%. In der Mittelslowakei (KROPIL in litt.) lag die Dominanz der Spechte unter einem Prozent. In der Hohen Rone (Schweiz) hatte der Dreizehenspecht einen Anteil von 0,3% an der Gesamtabundanz einer Vogelgemeinschaft (KOCH 1976). Zusammenfassend konnte somit festgestellt werden, daß im Nationalpark Berchtesgaden wie auch in anderen Gebieten die Gruppe der Spechte in den unteren zwei Dritteln der Häufigkeitspyramide vertreten war.

Der Anteil der Höhlenbrüter ist in Hochlagen im Vergleich zu tiefer gelegenen Gebieten allgemein gering. Nach KOCH (1976) zählten beispielsweise 20% der gesamten Sommerpopulation im hochmontanen Bergmischwald in der Schweiz zu den Höhlenbrütern. DIERSCHKE (1973) ermittelte in den Nadelwäldern der Hochlagen im Harz einen Höhlenbrüteranteil von 4,2 bis 17,1%. Ein ähnlich geringer Anteil wurde auch im Nationalpark Berchtesgaden beobachtet. Die Höhlenbrüter machten dort 23,3% der Gesamtpopulation aus (Abb. 83). KOCH (1976) erklärt dieses Phänomen vor allem durch ein seltenes Vorkommen oder sogar Fehlen einiger Vogelarten, wie beispielsweise der Blaumeise und des Trauerschnäppers, die in den Tieflagen häufiger vorkommen.

## 4.4 Bewertung der Spechthabitate

Dle Ergebnisse der im Testgebiet durchgeführten Analyse der Habitatansprüche (Kap. 4.1.2) bildeten die Grundlage für eine Bewertung der Spechthabitate im Nationalpark und im Biosphärenreservat Berchtesgaden. Die Analyse war hauptsächlich darauf ausgerichtet, die potentielle Spechtverbreitung anhand der vorhandenen Requisiten darzustellen. Die Angaben über die räumliche Verteilung verschiedener Habitatparameter im Nationalpark wurden der Arbeit von RALL (1990) und der GIS-Datenbank der Nationalparkverwaltung entnommen. Für das Gebiet des Biosphärenreservats standen lediglich die Daten des geographischen Informationssystems (GIS) zur Verfügung.

Die von den Spechten nicht besiedelbare alpine Zone nahm rund 52% der Fläche des Nationalparks und rund 29% der Fläche des Biosphärenreservats ein. Die Bewertung bezog sich deshalb nur auf eine Fläche von 10.071 ha außerhalb des alpinen Bereichs im Nationalpark sowie auf eine Fläche von 32.584 ha im Biosphärenreservat.

# 4.4.1 Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate und ihre Bewertung

Eine modellhafte Darstellung der optimalen Habitate wurde getrennt für die einzelnen Spechtarten vorgenommen. Die Daten bezüglich des Grauspechts wurden aufgrund der unzureichenden Anzahl an Beobachtungen lediglich informativ ausgewertet. Das Modell charakterisiert den Komplex der Bruthabitate und betont entsprechend dem Projektschwerpunkt den nahrungsökologischen Aspekt der Spechtverbreitung.

Nur die von der Flächenverteilung im Testgebiet signifikant verschiedenen und damit für die Spechtverbreitung maßgebenden Parameter wurden für jede Spechtart in das Modell aufgenommen. Die Rolle der anderen, nicht signifikanten Parameter wurde im Kap. 4.1.2 bereits ausführlich behandelt. Bei den einzelnen Parametern wurden lediglich Kategorien mit dem größten Indexwert der relativen Präferenz (IRP) berücksichtigt, die ggf. um niedrigere Kategorien ergänzt wurden, falls nur ein knapper Unterschied zwischen dem größten und dem nachfolgenden IRP vorlag. Die Hanglage wurde im Modell nicht berücksichtigt, da aufgrund der unbekannten Flächengröße in den verschiedenen Hangstufen keine relative Präferenz ermittelt werden konnte. Die Eignung des Nationalparks hinsichtlich einiger Variablen aus der Forsteinrichtung, wie beispielsweise der Verbreitung der verschieden geschlossenen Waldbestände oder des flächengewogenen Totholz-BHD konnte nicht näher diskutiert werden, da diese Parameter noch nicht flächendeckend erfaßt und ausgewertet wurden. Die Auswertung der Grundfläche erfolgte im Nationalpark ohne Klassenbildung lediglich anhand der Mittelwerte (RALL 1990). Diese Angaben konnten deshalb nur zum Vergleich herangezogen werden.

Eine modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Grünspechts wurde in der Abb. 84 zusammengefaßt. Der Flächenanteil der geeigneten Gebiete war im Nationalpark nur sehr eingeschränkt vorhanden. Die bevorzugte Jugend- bzw. Verjüngungsphase war mit 17% bzw. 14% am Gesamtwald beteiligt. Die bevorzugte Waldbestandsform Fi-Lbh(Bu) war sogar nur mit 6% vertreten. Rund 8% der Fläche wurden der ersten Altersklasse zugeordnet, die bevorzugt vom Grünspecht genutzt wurde. In der präferierten Bestandsform Fi-Lbh(Bu) war die erste Altersklasse jedoch nur mit 0,8% der Fläche vertreten. Rund 68% der Waldfläche im Nationalpark waren stockfrei. Der Grünspecht bevorzugte dagegen Waldbestände mit über 10 Stöcken/ha. Zu den am meisten präferierten Habitaten zählten die Kulturlandschaft mit menschlichen Siedlungen und landwirtschaftliche Flächen (Almen) außerhalb des geschlossenen Waldes, die im Nationalpark nur mit insgesamt 681,4 ha (rund 6,8% der Fläche) relativ selten vorkamen. Häufig aufgesucht wurden auch lichte Mischwälder mit einem Flächenanteil von 6,2%. Die vom Grünspecht bevorzugte Meereshöhenstufe von 700 bis 800 m ü.NN hatte einen Anteil von rund 4,5% an der Gesamtfläche des Nationalparks. Diese Höhenstufe war überwiegend am nördlichen Nationalparkrand vorhanden. Die Flächenanteile mit einer südwestlichen Exposition umfaßten rund 2,4% der Nationalparkfläche.

Das dem Nationalpark vorgelagerte Biosphärenreservat bot dem Grünspecht insgesamt bessere Lebensräume als der Nationalpark aufgrund des günstigeren, vertikalen Reliefs und der strukturreicheren Landschaft. Die bevorzugten Habitate, wie menschliche Siedlungen und landwirtschaftliche Flächen hatten dort einen Flächenanteil von 17,8%, lichte Mischwälder dagegen nur 1,6%. Die bevorzugte Meereshöhenstufe zwischen 700 und 800 m ü.NN war mit einem Flächenanteil von 11.3% vertreten. Die südwestlich exponierten Flächen hatten einen Anteil von rund 4%. Die zahlreichen Siedlungen und landwirtschaftlichen Flächen trugen im Nationalpark-Vorfeld zu einer strukturreichen, durch viele Grenzlinien gekennzeichneten Kulturlandschaft bei, die vom Grünspecht bevorzugt wurde.

Ein Modell der optimalen Habitate des Buntspechts ist in der Abb. 85 dargestellt. Der Nationalpark bot dieser Spechtart gute Verbreitungsmöglichkeiten. Die präferierten Waldentwicklungsphasen, wie beispielsweise die Terminal- und die Verjüngungsphase waren mit einem Flächenanteil von 20% bzw. 14% vertreten und die bevorzugten Fi- und Fi-Lä-Bestände hatten einen Flächenanteil von 17,6% bzw. 38,3%. Etwas weniger geeignete Bedingungen boten dagegen die stocklosen Waldbestandsflächen mit rund 68%, da der Buntspecht Bestände mit über 10 Stöcken/ha bevorzugte. Er präferierte als Habitate lichte Nadelwälder und Bergmischwälder mit überwiegend Nadelholz, die mit einem Flächenanteil von 4,6% bzw. 15,8% vertre-

ten waren. Die bevorzugte Meereshöhe zwischen 1.200 und 1.300 m ü.NN hatte einen Anteil von 12,4%.

Ähnliche Bedingungen wie im Nationalpark waren dem Buntspecht im Biosphärenreservat geboten. Lichte Nadelwälder und Bergmischwälder mit überwiegend Nadelholz waren mit 4,5% und 16,2% vertreten, die bevorzugte Meereshöhenstufe von 1.200 bis 1.300 m ü.NN hatte einen Flächenanteil von 8,8%.

Ein Modell der optimalen Habitate für den Weißrückenspecht ist in der Abb. 86 erstellt. Die sehr differenzierten Ansprüche des Weißrückenspechts auf seine Umgebung sind aus dieser Abbildung ersichtlich. Der Nationalpark Berchtesgaden bot nur auf Teilflächen optimale Voraussetzungen für diese Spechtart. Obwohl die Gebietsausstattung dem Weißrückenspecht insgesamt etwas bessere Möglichkeiten als beispielsweise dem ähnlich spezialisierten Schwarzspecht bot, konnten die günstigen Teilbereiche infolge der kleineren Aktionsraumgröße des Weißrückenspechts kaum erreicht werden, da die dazwischen liegenden, ungünstigen Strukturen ein unüberwindbares Hinderniss darstellten. Die bevorzugten Plenterwälder waren auf 20% der Gesamtfläche vorhanden und der häufig aufgesuchte Fi-Lbh(Bu)-Wald war nur mit 6% vertreten. Die präferierte Altersklasse zwischen 160 und 180 Jahren nahm zwar 51,3% der Fläche ein, der Flächenanteil in der Bestandsform Fi-Lbh(Bu) betrug jedoch nur 2,8%. Der Weißrückenspecht bevorzugte mehrschichtige Bestände, die in der Bestandsform Fi-

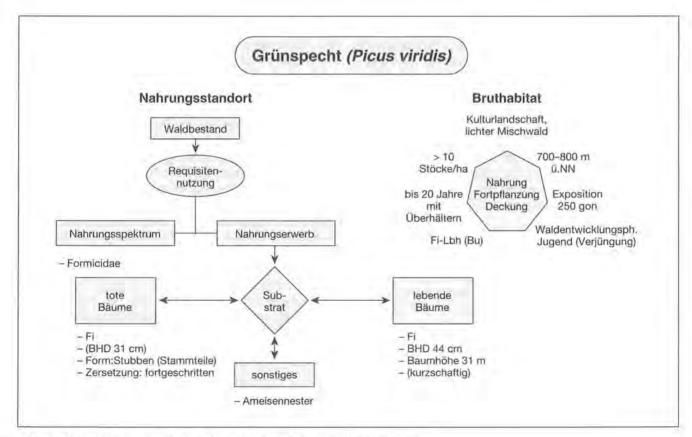


Abb. 84: Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Grünspechts (Picus viridis).

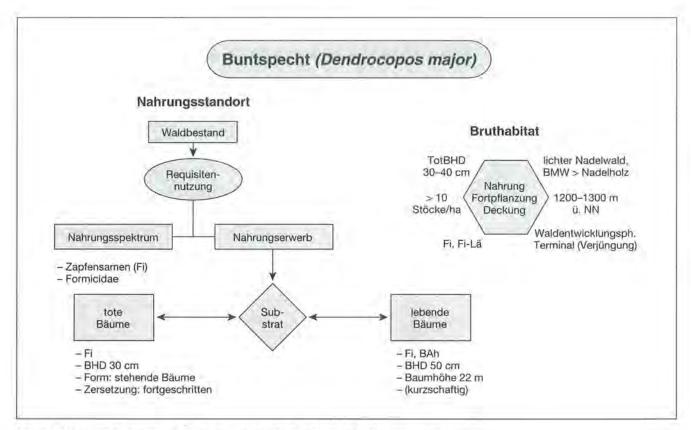


Abb. 85: Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Buntspechts (Dendrocopos major).

Lbh(Bu) auf 51% der Fläche vertreten waren. Die bevorzugte Grundfläche der genutzten Bestände lag zwischen 10 und 40 qm/ha, im Mittel bei 23,6 qm/ha, während die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark nur durchschnittlich 19,2 qm/ha betrug. Die mittlere Totholzgrundfläche der genutzten Bestände lag dagegen zwischen 4 und 6 qm/ha, im Mittel bei 5,1 gm/ha, während die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark nur 2,4 gm/ha betrug. Die bevorzugten Waldbestände wiesen bis zu drei Stöcken/ ha auf, wogegen 68% des Nationalparks stockfrei waren. Der Weißrückenspecht bevorzugte hauptsächlich Bergmischwälder mit Laubholz, die im Nationalpark einen Flächenanteil von 5,9% hatten. Die präferierte Meereshöhenstufe lag zwischen 1.300 und 1.400 m ü.NN, die eine Fläche von 13,6% einnahm. Die bevorzugten Nordosthänge bis Nordnordosthänge hatten einen Flächenanteil von 4,2% bzw. 3,6%.

Die präferierten laubholzreichen Bergmischwälder nahmen im Biosphärenreservat 8,2% der Fläche ein. Die Meereshöhe von 1.300 bis 1.400 m ü.NN war auf 7,5% der Fläche vorhanden, die Nordosthänge und Nordnordosthänge waren mit 5,7% bzw. 4,3% vertreten. Der Weißrückenspecht fand im Biosphärenreservat somit ein ähnliches Habitatangebot vor, wie im Nationalpark. Das durch die Waldbewirtschaftung bedingte, geringere Angebot an Totholz im Vorfeld stellte jedoch einen begrenzenden Faktor der tatsächlichen Verbreitung dar, da der Weißrückenspecht auf der Testfläche hoch signifikant totholzfreie Gebiete mied. Im Vergleich zu allen anderen Spechtarten benötigte er ein

besonders hohes Angebot an Totholz mit einer durchschnittlichen Grundfläche von 5,1 qm/ha (vgl. Kap. 4.1.2.3.2).

Eine modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Dreizehenspechts wurde in der Abb. 87 zusammengefaßt. Die Wälder des Nationalparks boten dieser Art mit spezifischen Ansprüchen recht gute Verbreitungsmöglichkeiten. Die bevorzugten Waldentwicklungsphasen, nämlich die Plenter- und die Terminalphase hatten einen Anteil von jeweils 20%. Der Dreizehenspecht kam relativ gleichmäßig in Bergmischwäldern, Fi-Wäldern und Fi-Lä Wäldern vor, die mit 0,9%, 17,6% und 38,3% vertreten waren. Diese Bestandsformen waren in der bevorzugten 8. Altersklasse mit einem Flächenanteil von 16,4% insgesamt mit 8,9% vertreten. Mehrschichtige Bestände wurden dabei bevorzugt genutzt, wobei sie in den präferierten Waldbestandsformen unterschiedlich häufig vorkamen. Während die Bergmischwälder zu 86% mehrschichtig waren, wurde nur bei 3% der Fi-Wälder und 36% der Fi-Lä-Wälder ein mehrschichtiger Aufbau festgestellt, was die Verbreitung des Dreizehenspechts einschränkte. Die bevorzugte Grundfläche der genutzten Bestände lag zwischen 20 und 40 gm/ha, im Mittel bei 24,9 gm/ha, während die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark nur 19,2 gm/ha betrug. Die bevorzugte Totholzgrundfläche der genutzten Bestände lag dagegen bei 2 bis 4 gm/ha, im Mittel bei 3,4 gm/ha, während die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark nur 2,4 qm/ha betrug. Die bevorzugten Waldbestände hatten bis zu 10 Stöcken/ha, wogegen

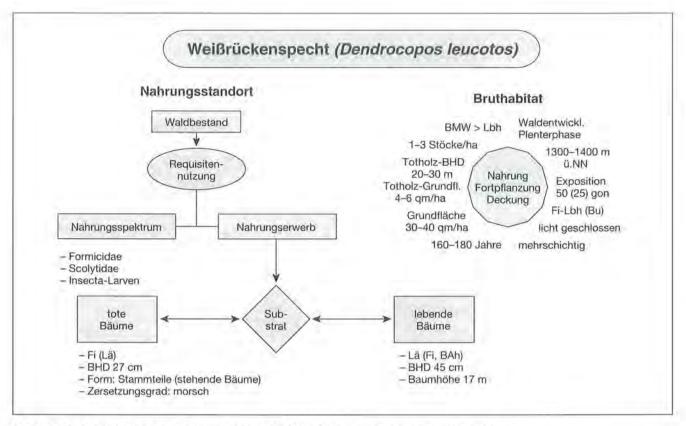


Abb. 86: Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos).

68% des Nationalparks stockfrei waren. Zu den bevorzugten Habitaten gehörten Fi-Nadelwälder und Sukzessionsflächen mit einem Flächenanteil im Nationalpark von 6,5% und 5,7%. Lichter Nadelwald mit rund 4,6% der Fläche wurde ebenfalls häufig genutzt. Die bevorzugte Meereshöhenstufe lag zwischen 1.200 und 1.400 m ü.NN und war mit einem Flächenanteil von 26% vertreten.

Das Biosphärenreservat bot dem Dreizehenspecht weniger günstige Lebensräume als der Nationalpark. Die bevorzugten Habitate, wie die Fi-Nadelwälder und die Sukzessionsflächen hatten dort einen geringeren Flächenanteil von 4,6% bzw. 3,7%. Die bevorzugte Meereshöhenstufe zwischen 1.200 und 1.400 m ü.NN nahm einen Flächenanteil von 16,8% ein.

Ein Modell der optimalen Habitatwahl des Schwarzspechts ist der Abb. 88 zu entnehmen. Der Flächenanteil der gut geeigneten Gebiete war im Nationalpark nur sehr eingeschränkt vorhanden. Aufgrund der ausgedehnten Aktionsraumgröße war es für den Schwarzspecht jedoch offensichtlich möglich, die günstigen Bereiche relativ leicht zu erreichen und dazwischen auch die weniger geeigneten Strukturen zu nutzen. Das weitreichende Flugvermögen täuschte dabei auf den ersten Blick eine vergleichsweise häufige Verbreitung des Schwarzspechts im Nationalpark vor. Die präferierte Plenterphase hatte im Nationalpark einen Flächenanteil von 20%. Der Schwarzspecht bevorzugte vor allem Fi-Lbh(Bu) Bestände, die nur einen kleinen Anteil von 6% an der Gesamtfläche bildeten. In der bevorzugten Altersklasse zwischen 100 bis 120 Jahren schrumpfte der Anteil dieser Bestandsform sogar auf 0,2%! Die gesamte 6. Altersklasse wies dabei nur einen Flächenanteil von 2,8% auf. Der Schwarzspecht bevorzugte mehrschichtige Bestände, die in der präferierten Bestandsform Fi-Lbh(Bu) auf 51% der Fläche vertreten waren. Die Grundfläche in den genutzten Waldbeständen lag in einer Spanne zwischen 20 und 40 gm/ha bzw. mehr als 40 gm/ha, im Mittel bei 23,8 gm/ha, wogegen die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark nur 19,2 gm/ha betrug. Die Totholzgrundfläche der bevorzugt genutzten Bestände lag häufig über 6 qm/ha. Im Mittel wurden 4,2 qm/ha Totholzgrundfläche errechnet, während die stichprobenbezogene Grundfläche im Nationalpark im Durchschnitt nur 2,4 gm/ha betrug. Der Schwarzspecht präferierte Waldbestände mit bis zu drei Stöcken/ha, wogegen rund 68% der Waldfläche des Nationalparks keine Stöcke aufwies. Die bevorzugten Habitate, nämlich Schluchtwälder und Bergmischwälder mit Laubholz waren mit einem Flächenanteil von 5,9% vertreten. Die präferierte Meereshöhenstufe lag zwischen 1.100 und 1.200 m ü.NN, die 11,2% der Gesamtfläche einnahm. Die bevorzugten Osthänge und Ostostnordhänge hatten einen Flächenanteil von 2,6% bzw. 2,5%.

Im Biosphärenreservat waren die Bedingungen für den Schwarzspecht insgesamt etwas besser als im Nationalpark. Die Schluchtwälder und die Bergmischwälder mit Laubholz waren häufiger, nämlich mit 9,4% der Gesamtfläche vertreten. Die Meereshöhenstufe von 1.100 bis 1.200 m ü.NN hatte einen Flächenanteil von 9,5%. Der Flächenanteil der Osthänge und nach Ost-

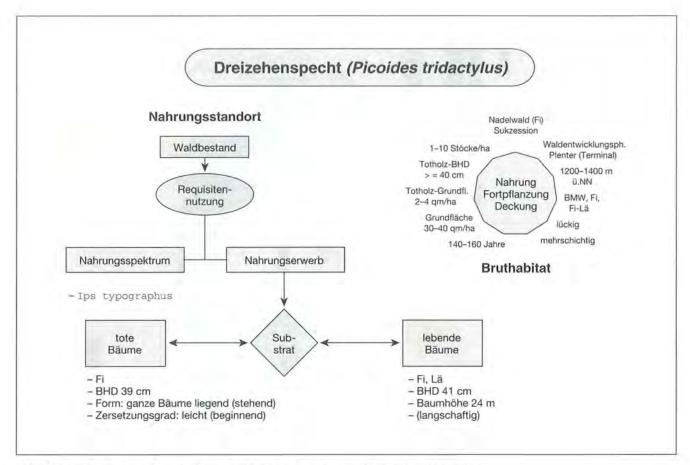


Abb. 87: Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus).

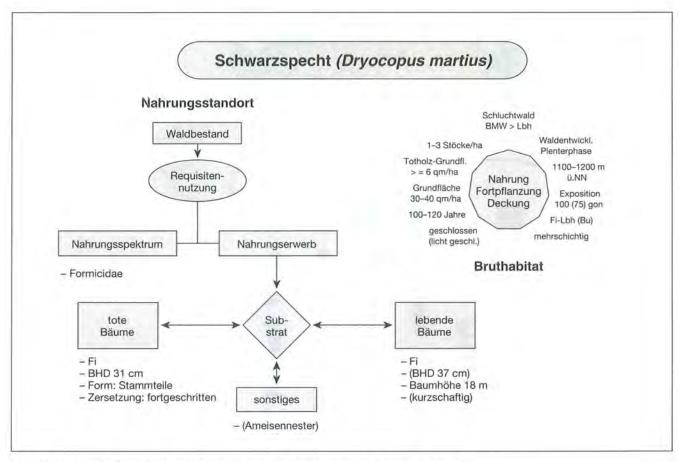
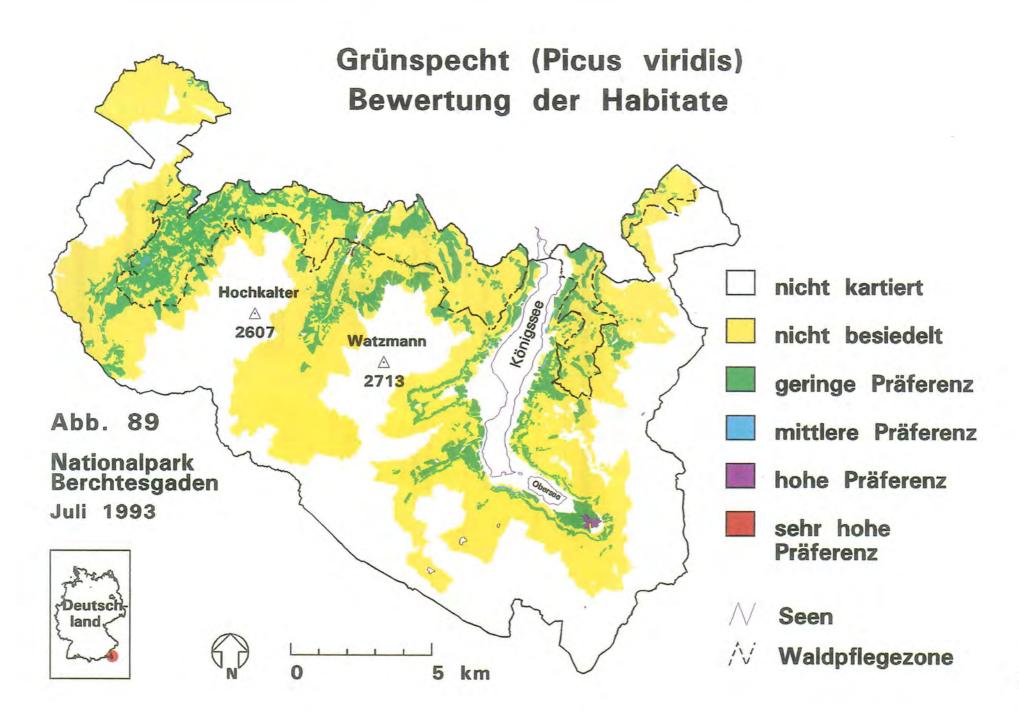
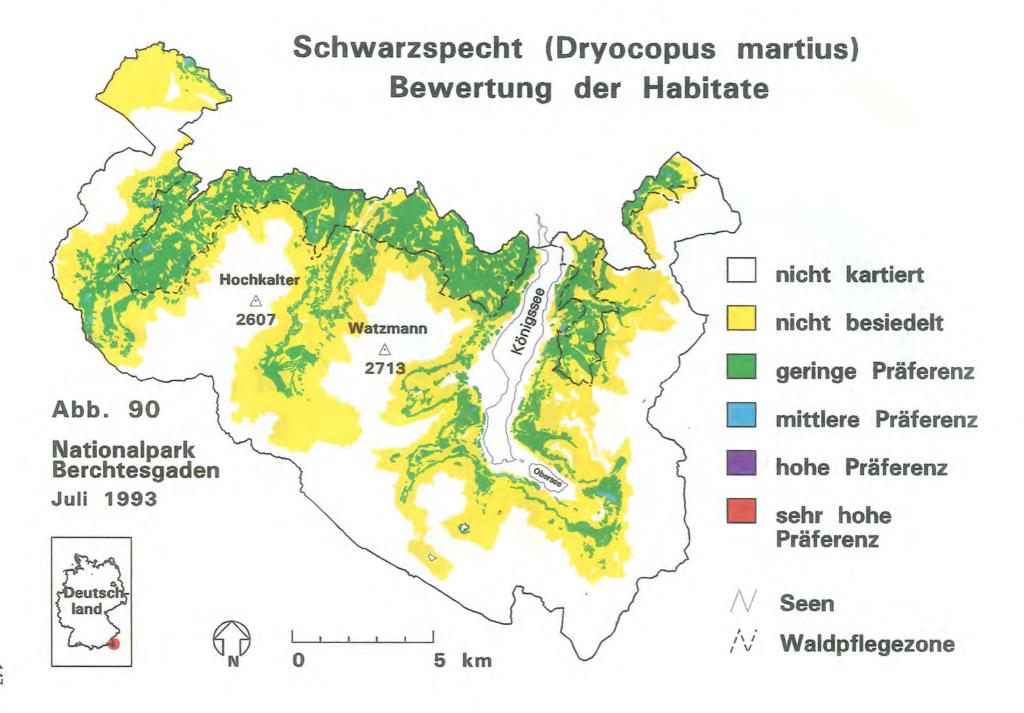
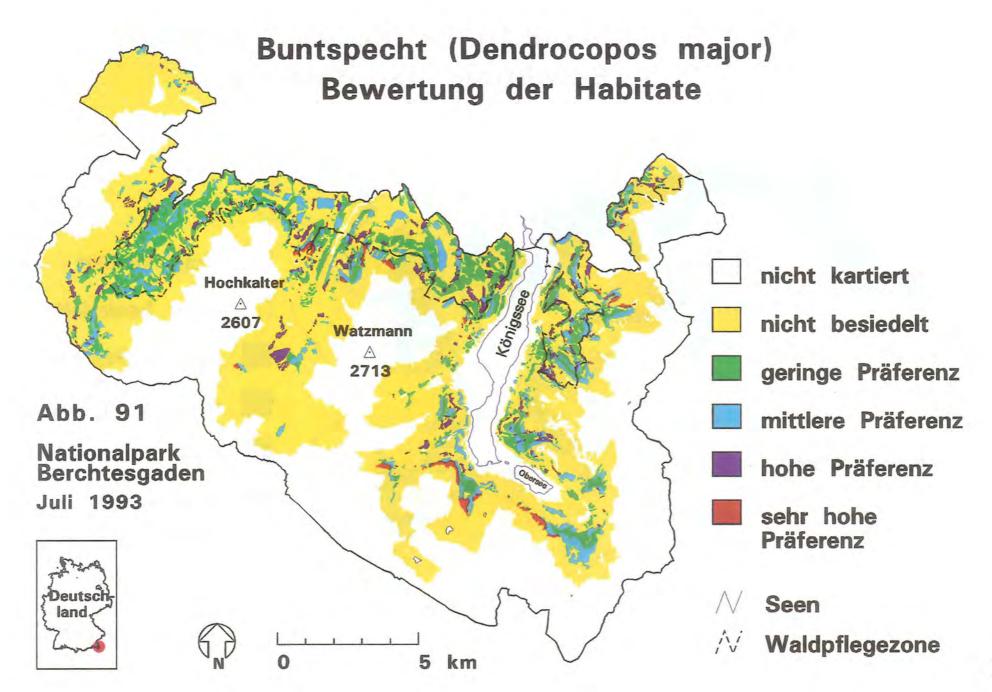


Abb. 88: Modellhafte Darstellung der Optimalhabitate des Schwarzspechts (Dryocopus martius).







ostnord exponierten Hänge betrug jeweils rund 4%. Das geringe Totholzangebot war jedoch ähnlich wie für den Weißrückenspecht auch für das Vorkommen des Schwarzspechts in diesem Gebiet ein limitierender Faktor. Ganz allgemein nutzte der Schwarzspecht im Testgebiet totholzarme Waldbestände signifikant weniger als totholzreiche Bestände. Er bevorzugte dabei mit Abstand Bestände mit der größten Totholzgrundfläche (vgl. Kap. 4.1.2.3.2).

# 4.4.2 Bewertung der Spechthabitate mit einem geographischen Informationssystem (GIS)

Die Ergebnisse der im Testgebiet durchgeführten Analyse der Habitatansprüche (Kap. 4.1.2) bildeten die Bewertungsgrundlage für die Beurteilung der Eignung des Nationalparks bzw. des Biosphärenreservats für die Spechtbesiedelung. Für die modellhafte Darstellung der Spechthabitate wurden bis zu 13 Parameter ausgewählt. Davon sind zur Zeit lediglich drei komplett für die Gesamtfläche des Nationalparks bzw. des Biosphärenreservats in der GIS-Datenbank der Nationalparkverwaltung erfaßt. Es handelt sich dabei um Habitate (SPAG), Meereshöhenstufen (MHOE) und Expositionsstufen (EXPOS). Die Möglichkeiten für eine Auswertungen mit dem GIS blieben deshalb vorläufig eingeschränkt und besaßen nur einen Orientierungswert. Die hypothetisch günstigen bzw. ungünstigen Bereiche für die Spechtverbreitung konnten unter Verwendung dieser Parameter mit Hilfe des GIS räumlich aussortiert und kartographisch dargestellt werden. Diese Grundlage soll für verschiedene Managementaufgaben des Nationalparks, wie z. B. Besucherlenkung oder Biotopgestaltung im Hinblick auf Spechte verwendet werden.

Für jede Kombination aus den im Testgebiet vorhandenen Meereshöhenstufen und Habitattypen wurde ein Index der relativen Präferenz nach PUCHSTEIN (1980) kalkuliert. Dabei wurden die Beobachtungshäufigkeit und die entsprechende Flächengröße berücksichtigt. Die Daten wurden während einiger wiederholten flächendeckenden Aufnahmebegänge in allen Testgebieten gewonnen (vgl. Kap. 3.1). Auf die Einbeziehung von Expositionsstufen wurde aus Vereinfachungsgründen vorerst verzichtet, selbst wenn dieser Parameter signifikant die Verbreitung des Schwarzspechts und des Weißrückenspechts bestimmte, da die Bedeutung dieses Einflusses nicht hinreichend geklärt werden konnte (vgl. Kap. 4.1.2.1). Die errechneten IRP-Werte wurden in sechs im Kap. 3.1 beschriebene Kategorien. zusammengefaßt.

Anschließend wurde das im Nationalpark vorhandene Flächenangebot in den möglichen Kombinationen aus Meereshöhenstufen und Habitattypen ermittelt und bezüglich der verschiedenen Präferenzen für die einzelnen Spechtarten bewertet (Tab. 44). Dabei wurde die Übertragbarkeit der Habitatansprüche in den Testgebieten auf das Gesamtgebiet unterstellt. Die räumliche Verteilung der Spechthabitate mit unterschiedli-

Tab. 44: Bewertung der Eignung des Nationalparks Berchtesgaden für die Spechtbesiedelung. Die nicht kartierte Fläche betrug 9.303 ha (44,7 %).

	keine Besiedelung		geringe Präferenz		mittlere Präferenz		hohe Präferenz		sehr hohe Präferenz	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Grünspecht n=44 Picus viridis	9282	44,6	2174	10,4	32	0,2	17	0,1	0	0,0
Schwarzspecht n=84 Dryocopus martius	7927	38,1	3503	16,8	93	0,4	2	0,0	0	0,0
Buntspecht n=48 Dendrocopos major	8840	42,5	1295	6,2	951	4,6	333	1,6	86	0,4
Weißrückenspecht n=32 Dendrocopos leucotos	9766	46,9	1150	5,5	301	1,4	161	0,8	127	0,6
Dreizehenspecht n=90 Picoides tridactylus	8279	39,8	2394	11,5	657	3,2	59	0,3	116	0,6

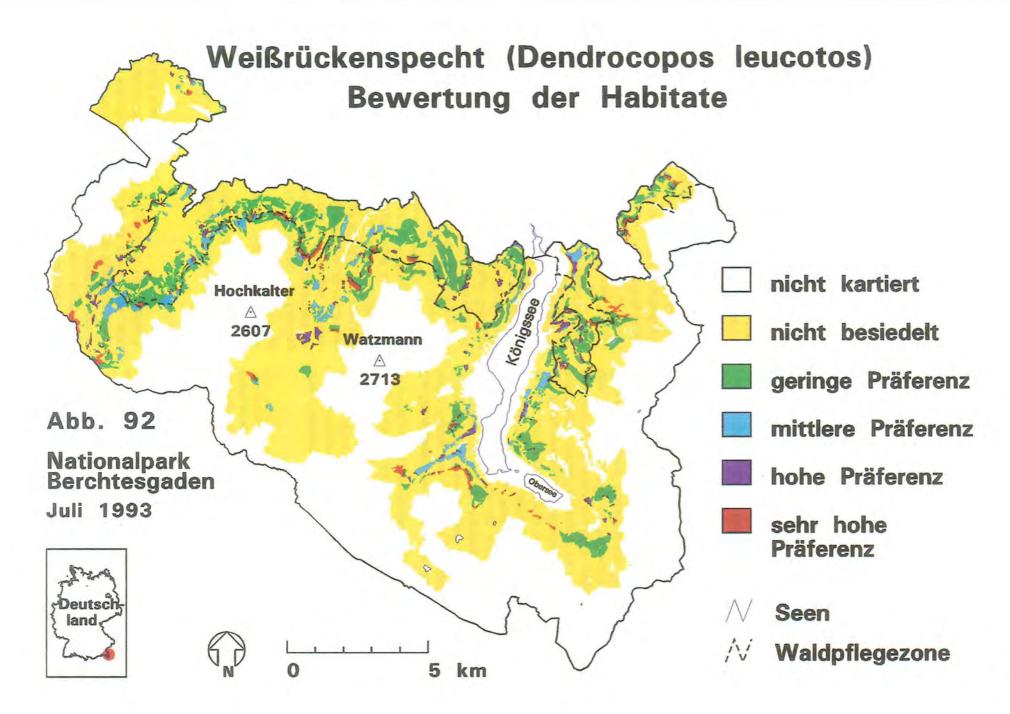
cher Präferenz wurde kartographisch in der Abb. 89 bis 93 dargestellt. Das gesamte Ablaufschema ist aus der Abb. 94 ersichtlich.

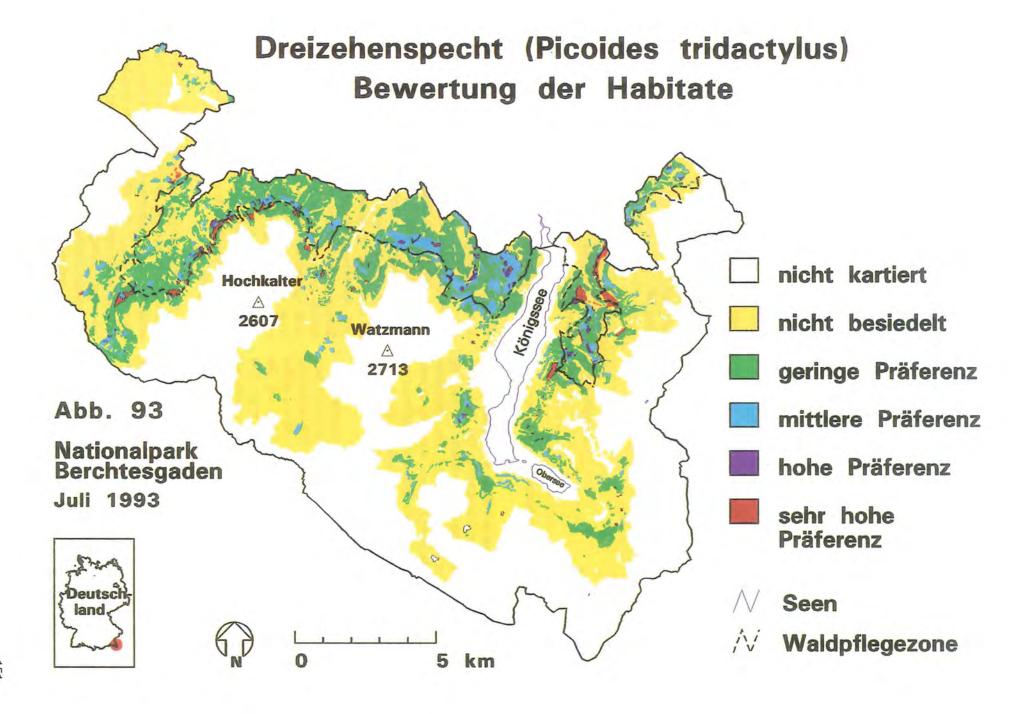
Die größte, nicht kartierte Fläche von rund 9.303 ha (44,7%) befand sich dabei in der von Spechten ohnehin nicht besiedelten alpinen Zone.

Der Grünspecht (n=44) konnte potentiell lediglich eine kleine Fläche von 2.223 ha besiedeln, die sich überwiegend zusammenhängend in Talbereichen an der nördlichen Grenze des Nationalparks erstreckte (Abb. 89). Der größte Anteil von 2.174 ha entfiel dabei auf Flächen mit geringer Präferenz (Tab. 44). Auf kleinen, isolierten Teilflächen beispielsweise im nördlichen Talbereich vom Hirschbichltal oder im Kessel am Ostufer des Königssees lagen Gebiete mit mittlerer Präferenz. Ihre Fläche betrug insgesamt 32 ha. Südöstlich vom Obersee auf der Fischunkel Alm und auf einigen wenigen, anderen Stellen im Nationalpark kamen sogar Flächen mit hoher Präferenz vor. Sie waren aufgrund ihrer isolierten Lage für den Grünspecht jedoch kaum von Bedeutung.

Der Schwarzspecht (n=84) besiedelte potentiell die größte zusammenhängende Fläche (Abb. 90), Lediglich 7.927 ha wurden von ihm nicht besiedelt (Tab. 44). Der größte Anteil entfiel auf Flächen mit geringer Präferenz (3.503 ha). Die potentiell besseren Teilbereiche mit mittlerer Präferenz waren jedoch nur vereinzelt vorhanden und Flächen mit hoher und sehr hoher Präferenz kamen praktisch nicht vor. Eine Zunahme solcher Flächen könnte den Lebensraum für den Schwarzspecht deutlich verbessern. Dabei wäre zunächst auch eine inselartige Mehrung von Vorteil, da sich der Schwarzspecht schon zum gegenwärtigen Zeitpunkt in großen, zusammenhängenden Bereichen des Nationalparks zurechtfindet. Aufgrund seines guten Flugvermögens kann er im Unterschied zum Weißrückenspecht auch sehr verstreut liegende Altholzinsel in seinem Aktionsraum nutzen.

Die vom **Buntspecht** (n=48) mit sehr hoher und hoher Präferenz genutzten Flächen hatten einen Anteil von 86 ha bzw. 333 ha (Tab. 44). Sie waren kleinräumig im





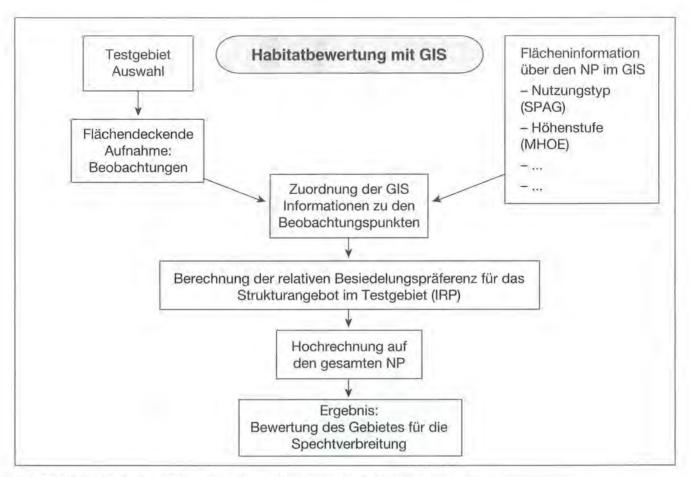


Abb. 94: Ablaufschema bei der Habitatbewertung mit einem geographischen Informationssytem (GIS).

ganzen Nationalpark verteilt (Abb. 91). Auffallend war dabei im Vergleich zum Vorkommen der Dreizehenspecht-Habitate das Fehlen von größeren Flächen, die zusammenhängend besiedelt wurden. Die besiedelten Flächen mit einer Gesamtgröße von 8.840 ha wurden häufig durch nicht besiedelte Bereiche unterbrochen. Die gesamte vom Buntspecht besiedelte Fläche umfaßte 2.665 ha, wobei Gebiete mit geringer Präferenz (1.295 ha) den größten Anteil hatten.

Der Weißrückenspecht (n=32) konnte potentiell ähnlich wie der Grünspecht insgesamt nur in einem sehr kleinen Areal vorkommen. Lediglich 1.739 ha wurden von ihm besiedelt. Der größte Anteil (1.150 ha) entfiel dabei auf Flächen mit geringer Präferenz (Tab. 44). Die besiedelten Gebiete hingen kaum zusammen. Die Flächen mit hoher und sehr hoher Präferenz waren nur verstreut vorhanden (Abb. 92). Mit einer Fläche von insgesamt 288 ha (1,4%) hatten sie jedoch im Vergleich mit entsprechenden Flächen bei den anderen Spechtarten den größten Umfang. Aufgrund ihrer inselartigen und kleinflächigen Lage konnten sie jedoch nur selten genutzt werden. Dies erklärt das rare Vorkommen des Weißrückenspechts im Nationalpark Berchtesgaden (vgl. Abb. 12), der aufgrund seines beschränkten Flugvermögens nicht imstande war, diese verstreut vorhandenen Komplexe zu nutzen. Erst nach Überbrückung der nicht besiedelten, dazwischen liegenden Teilflächen durch Korridore zu zusammenhängenden Gebieten mit zumindest geringer Präferenz könnte mit einem Anstieg der Population des Weißrückenspechts gerechnet werden (Abb. 95).

Das Angebot an Flächen mit sehr hohen und hohen Präferenzen für den Dreizehenspecht (n=90) war gering. Insgesamt fielen lediglich 175 ha (0,9%) in diese beiden Kategorien (Tab. 44). Die entsprechnenden Flächen verteilten sich mosaikartig vor allem entlang der Grenze der Waldpflegezone an den nordwestlichen und nördlichen Hängen im Hirschbichltal und am Steinberg, sowie im Bereich der Waldpflegezone nordöstlich vom Königssee (Abb. 93). Zusätzlich zu der nicht kartierten Fläche waren rund 8.279 ha (39,8%) ohne Besiedelung. Insgesamt waren 3.226 ha des Nationalparks vom Dreizehenspecht besiedelt. Davon nahmen die Flächen mit einer geringen Präferenz 2.394 ha ein. Im Waldgebiet an der Watzmann-Nordseite waren die Flächen mit einer mittleren Präferenz konzentriert.

Die durch das geographische Informationssytem (GIS) unterstüzte Bewertung der Habitateignung für Spechte entsprach im wesentlichen ihrer tatsächlichen Verbreitung (vgl. Abb. 7 bis 12). Zusätzlich konnten auch Gebiete erfaßt werden, aus denen bislang keine Beobachtungen vorlagen. Dies lag zum einen an der beschränkten Größe des Untersuchungsgebietes, zum anderen hat der Nationalpark auch große Anteile von nicht begehbaren Flächen, wie beispielsweise die Steilhänge über dem Königssee oder sehr abgelegene Ge-



Abb. 95: Mit Laubholz gemischte Wälder kommen im Nationalpark Berchtesgaden gegenwärtig nur kleinflächig und inselartig vor.



Abb. 96: Von Borkenkäfern befallene Waldbestände können sich zu Sukzessionsflächen entwickeln.

biete. Das GIS eignet sich deshalb sehr gut als Hilfsinstrument, um auch in solchen Fällen auf potentielle Verbreitungsmöglichkeiten der Spechte im Gesamtgebiet zu schließen.

Für die Interpretation einer derartigen Habitatbewertung sind Kenntnisse über die mögliche Fehlergröße wichtig. Die Treffsicherheit konnte nur "nach außen" überprüft werden. Dabei wurde der Anteil an Beobachtungen, die in "nicht besiedelt" ausgewiesenen Gebieten lagen, begutachtet. Eine Beurteilung der Treffgenauigkeit "nach innen" war dagegen nicht möglich. Eine solche Überprüfung würde voraussetzen, daß die meisten Beobachtungen konzentriert in und um Gebiete mit "sehr hoher Präferenz" angefallen waren. Da es sich lediglich um eine Habitatbewertung handelte, konnten aufgrund der gegenwärtigen Populationsgröße die als günstig eingestuften Gebiete auch unbesiedelt bleiben. Sie würden mit einer Zunahme der Populationsdichte beispielsweise aufgrund einer Verbesserung des Nahrungsangebots jedoch primär besiedelt.

Die Beurteilung der Güte der Flächenbewertung ergab folgendes Ergebnis: Von den insgesamt 739 Spechtbeobachtungen im Nationalpark Berchtesgaden wurden mit Hilfe der GIS-Hochrechnung 84,2% korrekt zugeordnet. Lediglich 15,8% der Beobachtungen lagen in Flächen, die im GIS als "nicht besiedelt" bewertet wurden. Die beste "Voraussage" wurde mit 93,5% beim Weißrückenspecht (n=46) und mit 91,7% beim Dreizehenspecht (n=265) getroffen, eine schlechtere Zuordnung hingegen wurde beim Schwarzspecht (n=146) mit 82,2%, beim Buntspecht (n=217) mit 77,4% und beim Grünspecht (n=65) mit 73,8 % erzielt.

Die Flächen mit geringer Präferenz bildeten bei allen Spechtarten den weitaus größten Anteil. Die beobachtete, isolierte Verteilung der günstigen Gebiete, die oft weit voneinander entfernt lagen, wirkte sich dabei beispielsweise beim Weißrückenspecht und beim Grünspecht negativ auf die Verbreitung dieser Arten aus. Ein mosaikartiger Wechsel von Flächen mit verschiedener Präferenz innerhalb eines zusammenhängend besiedelten Gebietes war hingegen für die Verbreitung der Spechte günstig, wie am Beispiel des Buntspechts und des Dreizehenspechts aufgezeigt werden konnte. Die Aktionsräume ("home ranges") dieser beiden Arten waren sehr inhomogen und erstreckten sich auf Teilflächen mit verschiedener Wertigkeit. Diese Erkenntnisse können bei der Planung der Waldbehandlung im Nationalpark von Bedeutung sein.

## 4.4.3 Prognose der langfristigen Spechtverbreitung im Nationalpark Berchtesgaden

Der Nationalpark Berchtesgaden verfolgt langfristig drei Hauptziele, nämlich die Förderung des Naturschutzes, der Forschung und der Bildung der Bevölkerung (Öffentlichkeitsarbeit) in einem sich selbst überlassenen Ökosystem. Das Erreichen dieser Ziele erfordert verschiedene Management-Maßnahmen, die sich auf möglichst vielfältige Grundlagen stützen sollen. Das Zonierungskonzept ist dabei eine wichtige Voraussetzung zur Verwirklichung der Nationalparkziele

Verschiedene Flächen im Nationalpark haben unterschiedliche Wertigkeiten, die sich in der Schutzstrenge der jeweiligen Zone niederschlagen. Während in der Zone 1 (Kernzone) grundsätzlich alle Eingriffe unterbleiben, sollen in der Zone 2 (Übergangszone, Pflegezone) zeitlich begrenzte Maßnahmen der "Renaturierung", wie beispielsweise der Umwandlung einer standortsfremden Fichtenbestockung in einen naturnahen Bergmischwald, dienen. Im Zusammenhang mit den häufigen Windwürfen und dem anschließenden, großflächigen Borkenkäferbefall stellt sich nun die Frage, ob irgendwelche Maßnahmen nach solchen Ereignissen durchgeführt werden sollen, und welche Maßnahmen gegebenfalls empfehlenswert wären (Abb. 96). Die betroffenen Flächen könnten einerseits auch in der Übergangszone der natürlichen Sukzession mit allen unübersehbaren Folgen, wie großflächige Entwaldung, Erosion etc. überlassen werden, da die Natur auf den entstandenen Sukzessionsflächen in irgendeiner Weise selbst bestimmte Prozesse einleiten würde. Der "Renaturierungsprozess" kann andererseits mit klassischen forstwirtschaftlichen Maßnahmen, wie Waldhygiene, Räumung, Pflanzung etc. gesteuert werden. Eine wichtige Entscheidungshilfe können dabei die mit Hilfe eines GIS erstellten, auf stark vereinfachten Modellvorstellungen basierenden Szenarien liefern, die auf eine mögliche Reaktion von Organismen in den einzelnen Lösungsvarianten hindeuten.

#### 4.4.3.1 Hypothetische Entwicklung

Eine Analyse der Habitatansprüche verschiedener Spechtarten (vgl. Kap. 4.1.2) zeigte, daß diese Vogelgruppe allgemein positiv auf Ereignisse reagiert, die eine Totholzzunahme nach sich ziehen. Alle Spechtarten nuzten beispielsweise häufiger sich selbst überlassene Sukzessionsflächen, die meistens durch Windwurf entstanden waren, als Dickungen in etwa gleichem Alter. Dabei wurden in beiden Habitaten die Reste des Altbestandes genutzt, Während auf den Sukzessionsflächen überwiegend tote Altbäume vor allem für die Nahrungssuche genutzt wurden, waren es in Dickungen neben den toten Bäumen häufig auch (noch) lebende Überhälter. Die beiden häufigsten Spechtarten, nämlich der Dreizehenspecht und der Buntspecht nutzten die Sukzessionsflächen sogar mit einer relativ großen Präferenz (IRP) von über 10%. Die Sukzessionsflächen nahmen bei diesen Arten von den vorhandenen 20 Habitattypen im Untersuchungsgebiet jeweils die vierte Position in der Präferenzreihenfolge ein. Der Schwarzspecht wurde zwar nicht so häufig auf diesen Flächen beobachtet, jedoch deuteten die Ergebnisse der Nahrungsanalysen im Zusammenhang mit einer Buchdruckergradation ebenfalls auf eine positive Reaktion dieser Spechtart hin (vgl. Kap. 4.2,2).

Entstandene Lücken in geschlossenen Beständen und die dadurch bedingte Auflockerung des Schlußgrades förderten darüberhinaus das Vorkommen aller Spechtarten.

Davon ausgehend konnten zwei Szenarien über mögliche langfristige Reaktionen von Spechten auf eine Zunahme von Windwürfen erstellt werden. Der Dreizehenspecht wurde dabei wegen seiner dominierenden Rolle in nadelholzreichen Hochgebirgswäldern als Modellart ausgewählt. Die Daten über die Ausstattung des Nationalparks im GIS wurden modifiziert. Es wurde unterstellt, Fi-Wälder und lichte Nadelwälder seien in den nächsten 40 bis 50 Jahren potentiell windwurfgefährdet, da sie standortsfremd, z. T. durch Schälschäden vorgeschädigt und vom Wind häufig bereits aufgerissen sind. Die ältesten Waldbestände würden sich, soweit es sich um stabile Bestände handelt, in dieser Zeit nicht zu einem anderen Habitattyp wandeln. Die jüngsten "Dickungen" würden sich in "Bergmischwald mit überwiegend Nadelholz" entwickeln, da sie zum großen Teil gemäß der Vorgabe mit Laubholz angereichert sind. Die bis 1989 entstandenen "Sukzessionsflächen" würden sich durch Naturverjüngung und z. T. unterstützende Laubholzpflanzung ebenfalls zum "Bergmischwald mit überwiegend Nadelholz" verwandeln. Die südlich bis nordwestlich exponierten Habitate "Fi-Nadelholz" und "lichter Nadelwald" zählen als labil, da sie durch die vorherrschende Windrichtung und häufig auftretende, südliche Fönstürme den Windböen ungeschützt ausgeliefert sind.

## Szenario I - mit Pflegemaßnahmen

Im Szenario I wird angenommen, daß der ganze Nationalpark von einer Windwurfkatastrophe betroffen ist. Die ungestörte Entwicklung in einer natürlichen Sukzession spielt sich jedoch nur in der Kernzone ab. In der Pflegezone wird das Sturmholz aufgearbeitet, um die umliegenden Waldbestände vor einem Stehendbefall durch Borkenkäfer zu schützen. Ein großer Anteil an Biomasse wird im Zuge dieser Maßnahmen entfernt, nur einzelne Überhälter, Baumstümpfe und entrindete Stämme bleiben zurück. Der ungeschützte Standort bietet durch die extremen mikroklimatischen Bedingungen überwiegend Sträuchern und Gräsern Entwicklungsmöglichkeiten, die den Wuchs der Mischbaumarten hemmen. Das Schalenwild kann durch leichte Zugänglichkeit dieser Gebiete evtl. aufkommende Baumarten verbeissen. Die Flächen werden deshalb künstlich mit Bäumen bepflanzt und ggf. gezäunt. Es entstehen "Dickungen". Die nach den Orkanstürmen "Vivian" und "Wiebke" im zeitigen Frühjahr 1990 zahlreich entstandenen Sukzessionsflächen werden sich in der Pflegezone ebenfalls zu "Dickungen" entwickeln.

## Szenario II - ohne Pflegemaßnahmen

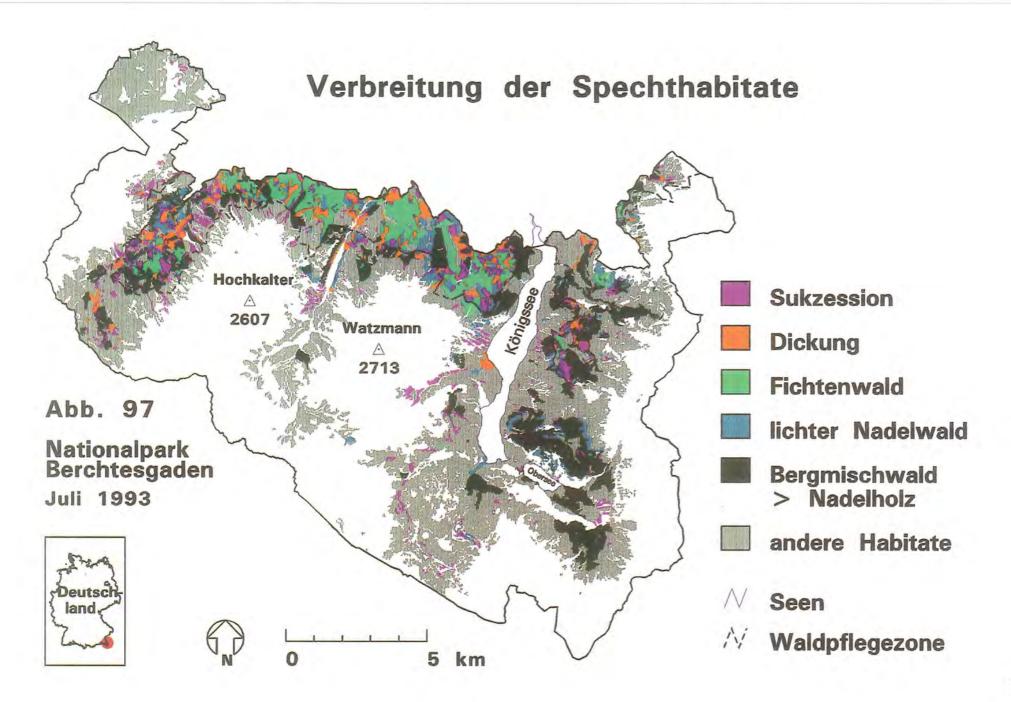
Im Unterschied zum Szenario I würde nach einem verheerenden Windwurf die ganze Fläche des Nationalparks sich selbst überlassen. Alle labil eingestuften Waldbestände werden zuerst vom Sturm und später vom Borkenkäfer vernichtet. Sie entwickeln sich zu "Sukzessionsflächen" mit querliegenden toten Bäumen, einzelnen stehenden Baumleichen und lebenden Bäumen, sowie einer gestuften Naturverjüngung, die vorwiegend aus Vogelbeere, Birke, Fichte, Lärche und Bergahorn besteht. Das Schalenwild kann diese Entwicklung nicht verhindern, da die gestürzten Bäume die Zugänglichkeit dieser Flächen erschweren. Die gesamte, angefallene Biomasse bleibt am Entstehungsort bis zum Verrotten liegen. Die nach den Orkanstürmen "Vivian" und "Wiebke" im zeitigen Frühjahr 1990 entstandenen Sukzessionsflächen bleiben noch "Sukzessionsflächen".

## 4.4.3.2 Folgerungen

Die labilen, nadelholzreichen Fi-Bestände und lichte Nadelholzbestände nehmen im Nationalpark insgesamt eine Fläche von 1.120 ha ein, davon liegen 68,6% in der Pflegezone. Rund  $\frac{1}{3}$  dieser Waldbestände, nämlich 366 ha sind nach der Modellvorstellung labil und windwurfgefährdet. Die heutigen Sukzessionsflächen nehmen eine Fläche von 573 ha ein mit 52,9% in der Pflegezone. Sie liegen verstreut über das ganze Gebiet des Nationalparks (Abb. 97). Dickungen sind mit 379 ha vor allem in der Pflegezone (73%) vorhanden (Abb. 98).

Die Entwicklung nach Szenario I (mit Pflegemaßnahmen) brächte eine Verringerung der Sukzessionsflächen um insgesamt 73,2% auf 154 ha, da neben dem natürlichen Hineinwachsen der jetzigen Flächen in einen Bergmischwald ein großer, in der Pflegezone liegender Teil der "sukzessionswürdigen" Flächen sich durch forstliche Pflegemaßnahmen zu Dickungen entwickeln würde (Abb. 98). Der gesamte Anteil an Dickungen würde sich somit trotz Verwandlung der jetzigen Flächen in einen Bergmischwald lediglich um 27,2% verringern. Die standortsfremden Nadelforste würden sich wie im Szenario II um 32,6% verringern und der Anteil des Bergmischwaldes würde um 55,9% zunehmen (Abb. 99).

Aufgrund der im Szenario II (ohne Pflegemaßnahmen) beschriebenen Entwicklung würde sich der jetzige Anteil an Sukzessionsflächen um insgesamt 25,0% auf 430 ha und der Anteil an standortsfremden Nadelforsten um 32,6% auf 755 ha verringern (Abb. 98). Die Fläche des Bergmischwaldes würde sich um 55,9% auf 2.476 ha erhöhen. Dickungen würde es nicht mehr geben (Abb. 100).



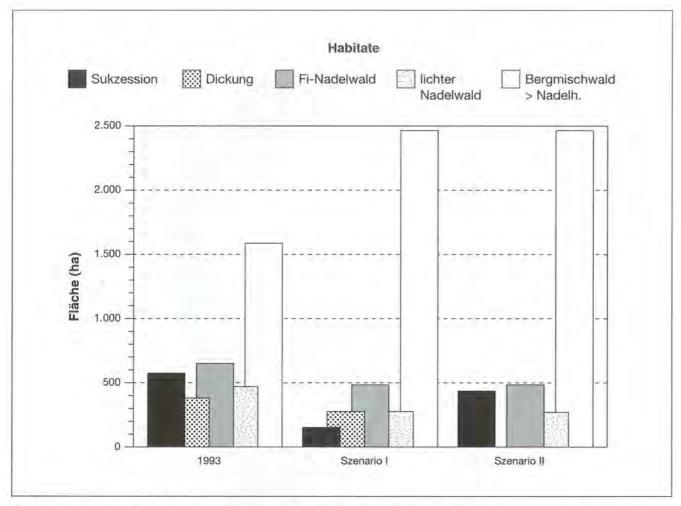


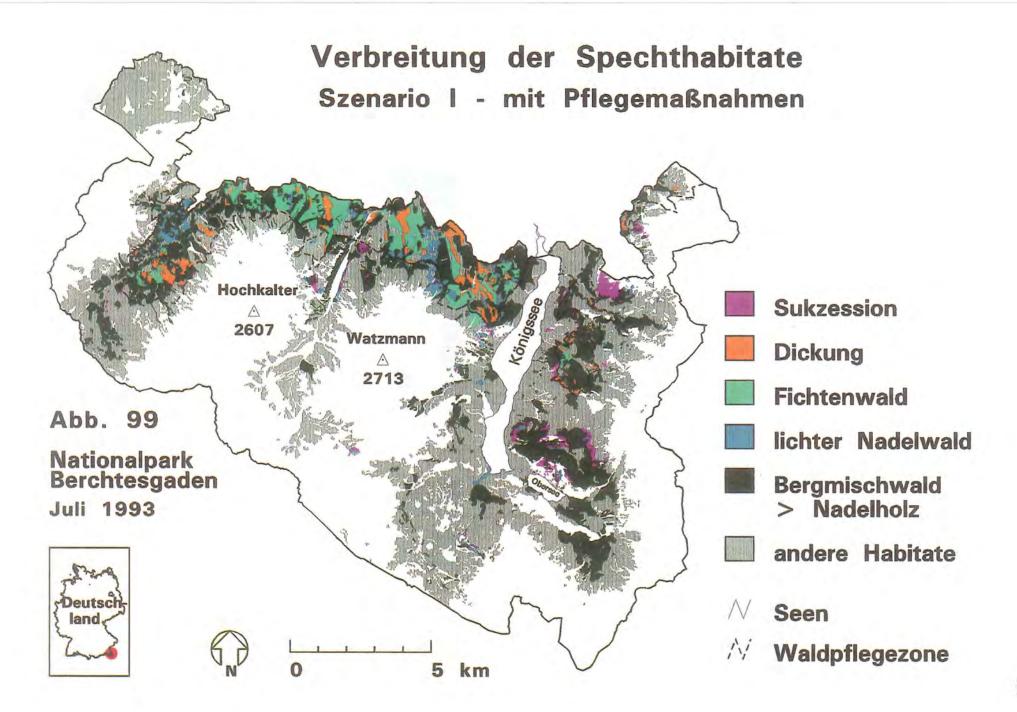
Abb. 98: Verbreitung der Spechthabitate im Nationalpark Berchtesgaden nach verschiedenen Szenarien. Szenarie I – mit Pflegemaßnahmen, Szenarie II – ohne Pflegemaßnahmen. Die nicht kartierte Fläche betrug 9.303 ha (44,7 %).

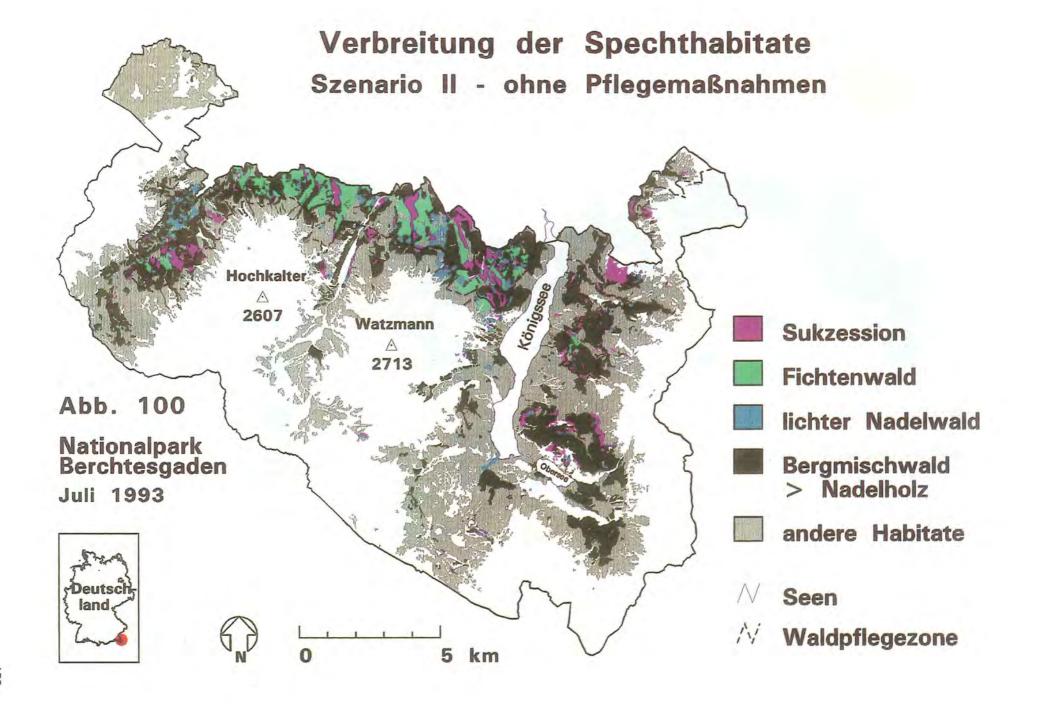
Tab. 45: Bewertung der Eignung des Nationalparks Berchtesgaden für den Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) nach verschiedenen Szenarien. Szenario I – mit Pflegemaßnahmen, Szenario II – ohne Pflegemaßnahmen. Die nicht kartierte Fläche betrug 9.303 ha (44,7 %).

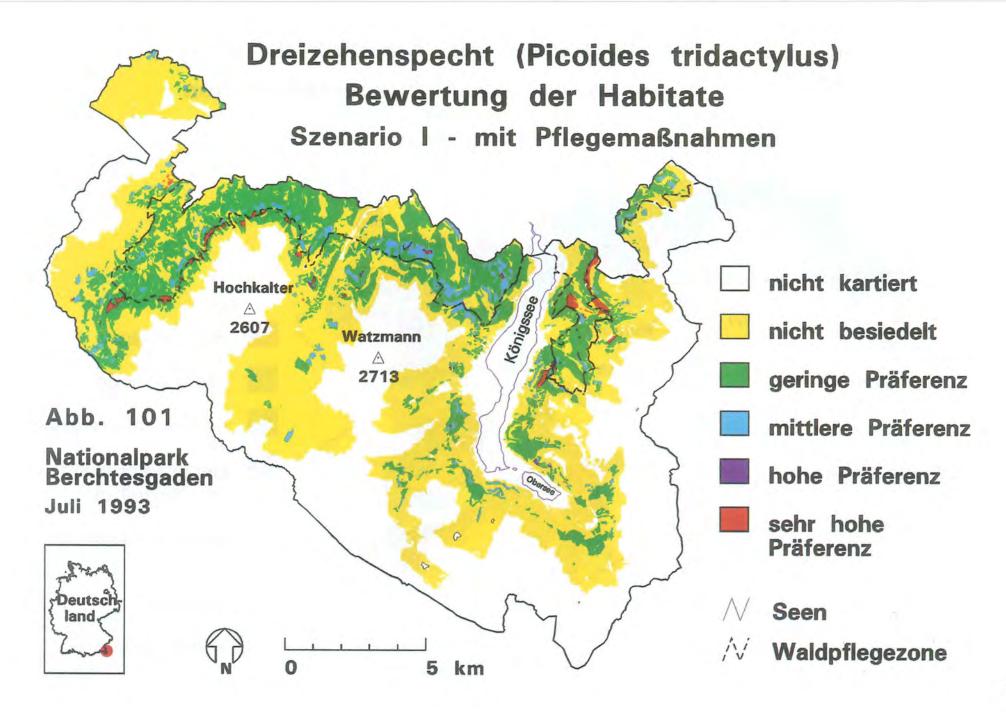
		keine Besiedelung		geringe Präferenz		mittlere Präferenz				sehr hohe Präferenz	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
Zustand 1993	8279	39,8	2394	+11,5	657	3,2	59	0,3	116	0,6	
Szenario I	8047	-2,8	2825	+18,0	509	-22,6	9	-84,5	116	0,0	
Szenario II	7985	-3,6	2840	+18,6	513	-21,8	51	-13,3	116	0,0	

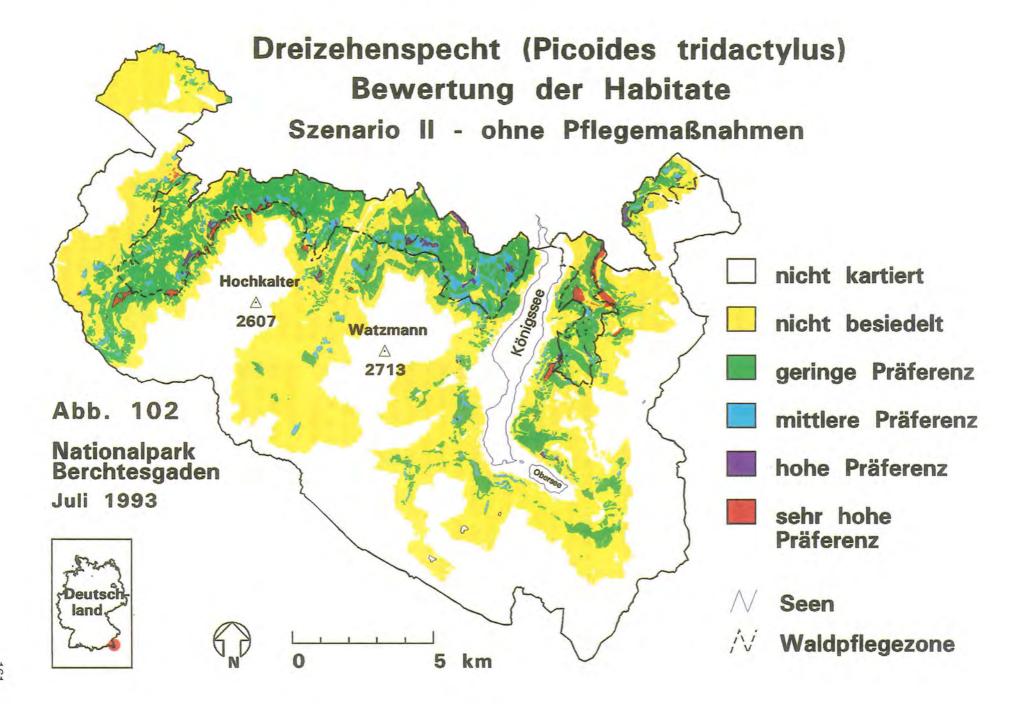
Aus der Sicht des **Dreizehenspechts** würden sich jedoch nur geringe Unterschiede zwischen dem jetzigen Zustand und den beiden Szenarien ergeben (Tab, 45). Der Flächenanteil mit sehr hoher Präferenz würde unverändert gering bleiben. Die relativ starke Abnahme der Flächen mit hoher Präferenz beim Szenario I (-84,5%) würde wegen der geringen Flächengröße in dieser Kategorie kaum ins Gewicht fallen. Die Flächen mit hoher und mittlerer Präferenz würden nach den beiden Szenarien insgesamt etwas abnehmen, wogegen die heute gering präferierten Flächenanteile zunehmen könnten. Die Verbreitung des Dreizehenspechts

würde sich somit in beiden Fällen insgesamt ausdehnen, denn die nicht besiedelte Fläche würde auf 8.047 ha (Szenario I) bzw. 7.985 ha (Szenario II) abnehmen. Damit stünden dem Dreizehenspecht insgesamt 3.458 ha (Szenario I) bzw. 3.520 ha (Szenario II) besiedelbarer Fläche zur Verfügung im Vergleich zur heutigen Größe von 3.226 ha. Die meisten Änderungen wären im Westen des Nationalparks zu erwarten, nämlich in den tieferen und mittleren Lagen im Hirschbichltal sowie an den Nordhängen des Steinbergs (Abb. 101 und 102). Eine solche Entwicklung brächte insbesondere eine Überbrückung der bisher nicht besiedelten Bereiche und somit die Entstehung von großflächigeren und zusammenhängenden Lebensräumen mit sich. Eine wesentliche Verbesserung des Lebensraumes des Dreizehenspechts im Vergleich zum jetzigen Zustand könnte jedoch nicht erwartet werden, zumal sich gleichzeitig eine Abnahme bzw. Stagnation der Habitatanteile mit mittlerer bis sehr hoher Präferenz abzeichnet. Eine unterschiedliche Reaktion des Dreizehenspechts in den beiden Szenarien würde somit kaum stattfinden. Dagegen wäre eine Zunahme der Siedlungsdichte trotzdem möglich, da der Dreizehenspecht bekanntlich sein Territorium verkleinert, wenn das Nahrungsangebot zunimmt (KOPLIN 1969, 1972, SHORT 1974 zit. in SHORT & HORNE 1990).









Die bioindikatorische Rolle der Spechte wird in verschiedenen Arbeiten herausgestellt (SCHERZINGER 1982, VOSER et al. 1992). Dabei wird insbesondere die Tatsache hervorgehoben, daß Spechte als primäre Höhlenbrüter (CONNERS 1978) einen Lebensraum für andere Tiere, wie z. B. Singvögel, Eulen, Schläfer, Fledermäuse oder Baummarder schaffen. Die wichtigste Rolle entfällt hierbei auf die relativ häufigen Generalisten, wie beispielsweise den Buntspecht oder den Schwarzspecht (ANGELSTAM 1990). Im eurasiatischen Verbreitungsareal nutzen 49 verschiedene Tierarten als Nachfolgernutzer Schwarzspechthöhlen (CUI-SIN 1988). Die Bindung der Spechte an altes Totholz im gemischten Wald mit lückiger Struktur wird häufig betont. Sie haben somit einen Zeigerwert für einen naturnahen Waldaufbau. Die hohe Qualität der Spechthabitate indiziert nämlich gleichzeitig eine große Artenvielfalt der Flora und der Fauna (ANGELSTAM 1990). Einige Spechtarten, wie beispielsweise der Mittelspecht oder der Weißrückenspecht werden aufgrund zunehmender Lebensraumzerstörung immer seltener (SHARROCK 1977, WESOLOWSKI & TOMIALOJĆ 1986).

Die Analyse der Habitatansprüche verschiedener Spechtarten erbrachte im Nationalpark Berchtesgaden differenzierte Ergebnisse (vgl. Kap. 4.1.2). Die besondere Bedeutung von gemischten stufigen Waldstrukturen mit alten und starkholzreichen Bereichen mit hohem Totholzvorrat wurde jedoch in bezug auf alle Spechtarten bestätigt. Somit können die von Spechten besiedelten Bereiche des Nationalparks einen sehr hohen, ökologischen Stellenwert einnehmen. Ein Vorkommen von mehreren Spechtarten im gleichen Gebiet deutet wegen der unterschiedlichen Ansprüche der einzelnen Arten auf besonders mannigfaltige Lebensräume hin. Diese Diversität nimmt mit steigender Anzahl der Spechtarten zu. Von Interesse war es nun zu prüfen, ob die besonders naturnahen Waldbereiche des Nationalparks, wie beispielsweise Reste der ursprünglichen, alpinen Bergmischwälder in entsprechender Weise von Spechten besiedelt werden.

In der Abb. 103 wurden die häufigsten Habitattypen zusammengefaßt und mit der Artendiversität der Spechte in einem Rasternetz von 400 x 400 m (16 ha) verglichen. Die geringe Rastergröße wurde verwendet, um den aktuellen Bezug zur Qualität der jeweiligen Habitate zu erhalten. Dieser Auswertung lagen alle verfügbaren Beobachtungen aus dem Nationalpark zugrunde. Östlich gelegene Gebiete rund um den Königssee und das Wimbachtal boten potentiell recht günstige Voraussetzungen für Spechtvorkommen. Dort lagen derzeit aufgrund der geringen Begehungsintensität iedoch nur wenige Beobachtungen vor (vgl. Kap. 4.1.1). Dies mußte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Die in bezug auf das Spechtvorkommen wertvollsten Bereiche des Nationalparks erstreckten sich in den tieferen bis mittleren Lagen im Hirschbichltal, sowie in den mittleren Lagen am Steinberg und an der Watzmann-Nordseite. In den sechs betreffenden Quadraten wurden mindestens vier Spechtarten beobachtet. Spechtvorkommen wurde im Nationalpark insgesamt in 167 Quadraten nachgewiesen. In 1.304 Rasterflächen wurden keine Spechte beobachtet. Die meisten Grids, nämlich 87 beherbergten nur eine Art, in 41 Grids wurden zwei Arten gefunden und in 33 Rasterflächen konnten drei Spechtarten nachgewiesen werden. Daraus resultierten durchschnittlich 1,8 Arten pro besetztes Rasterquadrat. Ein gemeinsames Vorkommen aller sechs im Nationalpark bis zum Jahr 1992 nachgewiesenen Spechtarten lag allerdings in keinem Grid vor. Interessant war dabei die Feststellung, daß Spechte relativ gleichmäßig alle Habitate besiedelten, vorausgesezt die gleichen Habitate kamen nicht großflächig vor, sondern wurden durch andere Habitattypen unterbrochen. Dies betraf auch die eintönigen Fi-Wälder und Fi-Lä- bzw. Lä-Wälder. Die flächige Verbreitung dieser Habitate im Süden der Testgebiete "Steinberg" und "Watzmann-Nordseite" sowie im Südosten im Hirschbichltal wurde dagegen nur von wenigen Spechtarten besiedelt. Die vier Quadrate im Hirschbichltal mit 4 bis 5 Arten lagen zum Teil in Waldbeständen, die als Waldweide genutzt wurden. Im Jahr 1993 konnte hier zur Brutzeit zusätzlich der Weißrückenspecht nachgewiesen werden. Somit wurden in mindestens einem Rasterguadrat alle sechs im Nationalpark vorkommenden Spechtarten beobachtet (Abb. 104). Das anthropogen beeinflußte Hirschbichltal gehörte zum spechtreichsten Bereich im Nationalpark Berchtesgaden. Es bot besonders mannigfaltige Lebensräume, die von allen Spechtarten genutzt wurden.

Die Beobachtungen in der Brutzeit besitzen höhere Aussagekraft als die außerbrutzeitlichen Beobachtungen. Dies ist auf die Bindung der Vögel an ihre Reviere zurückzuführen. Die Bewertung der Artenvielfalt wurde deshalb auch getrennt nur für die Brutzeit vorgenommen (Abb. 105). Die Anzahl der Rasterflächen mit Spechtbeobachtungen betrug dann lediglich 116. In den restlichen 1.355 Quadraten wurden zur Brutzeit keine Spechte beobachtet. Das Maximum an Spechtarten in einer Rasterfläche lag dabei in 15 Grids bei drei Arten. In 36 Grids wurden zwei Arten und in 65 Grids nur eine Art festgestellt. Daraus resultierten durchschnittlich 1,6 Arten pro besetztes Rasterquadrat. Die geographische Lage der wertvollsten Gebiete zur Brutzeit stimmte mit der Lage der o. g. Rasterauswertung aller verfügbarer Beobachtungen aus dem Nationalpark überein (vgl. Abb. 103 vs. Abb. 105).

Bei der Beurteilung der bioindikatorischen Rolle der Spechte mußte zusätzlich berücksichtigt werden, daß einzelne Spechtarten verschiedene Habitatelemente indizierten. Der euryöke Buntspecht wies z. B. eine sehr hohe Plastizität auf. Seine Bedeutung war folglich insbesondere darin zu sehen, daß er durch den Höhlenbau für Folgenutzer von großer Bedeutung ist. Das Vorkommen des Weißrückenspechts indizierte dagegen ein Angebot an laubholzreichen Mischwäldern mit hohem Totholzanteil. Da die Beurteilung der

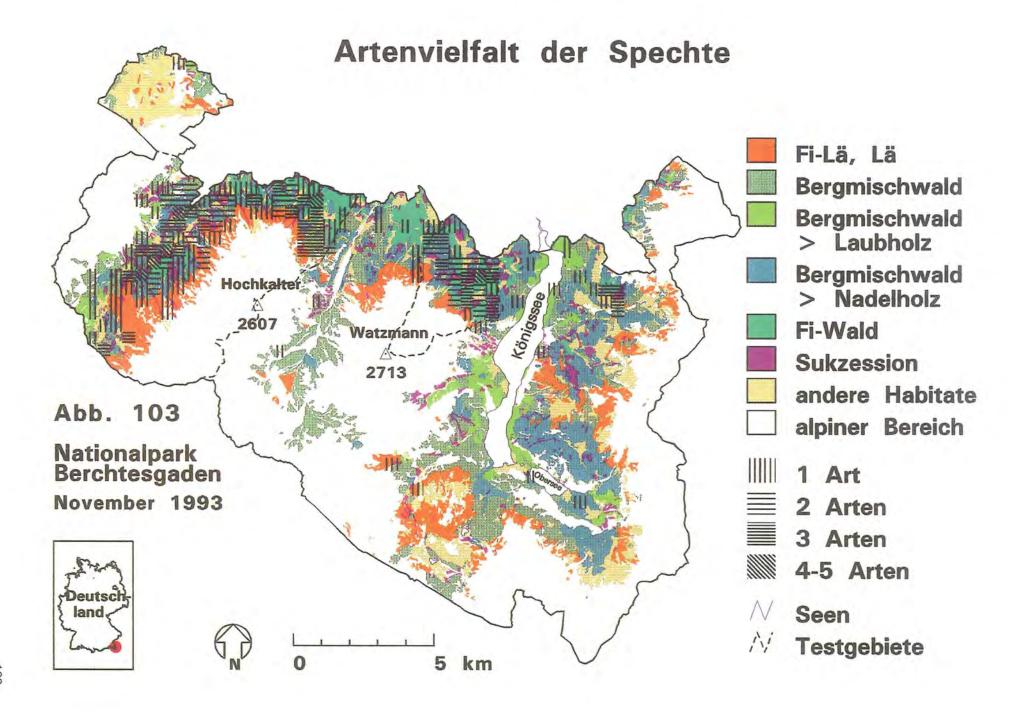
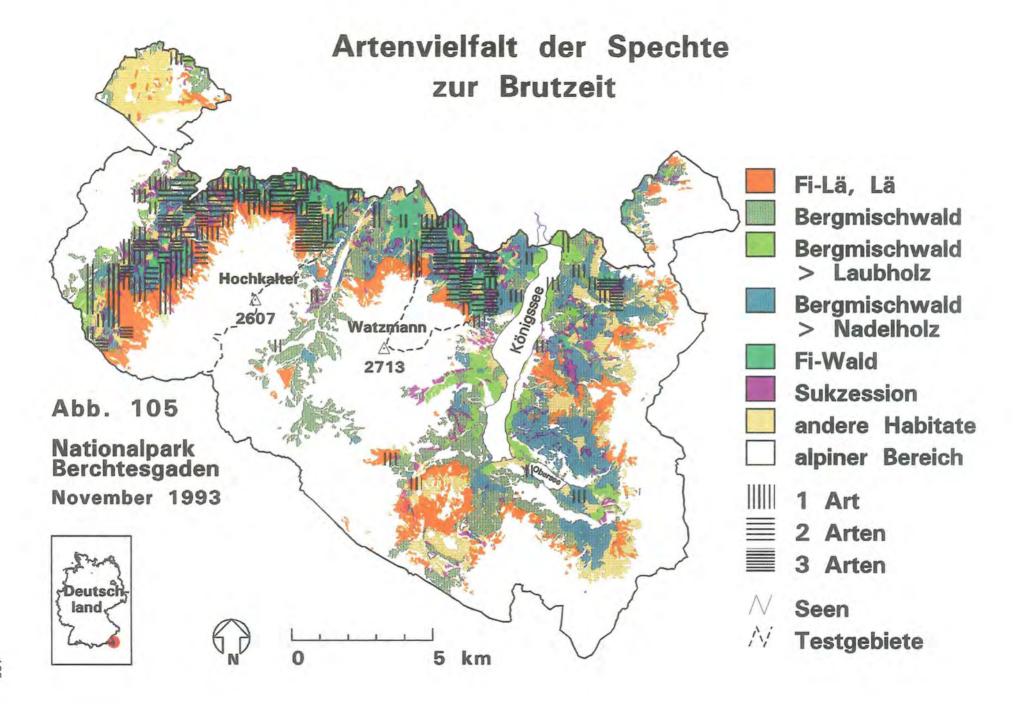




Abb. 104: Dieser lichte Bergmischwald mit Laubholz war zur Brutzeit für Spechte sehr gut geeignet. In der Fläche brüteten nebeneinander Dendrocopos leucotos, Dendrocopos major und Picus viridis.



bioindikatorischen Rolle für einen Nationalpark konzipiert war, wurde die Zielsetzung des Nationalparks Berchtesgaden in besonderer Weise berücksichtigt. Der Indikatorwert wurde aufgrund der vorliegenden Forschungsergebnisse gutachtlich mit einem Punktesystem von 1 bis 10 getrennt für jede Spechtart geschätzt. Diese Information entsprach dann einer gewogenen Artendiversität pro Rasterguadrat.

Die Vertreter der strukturreichen Kulturlandschaft, der Grünspecht und der Grauspecht müßten anhand der vorliegenden Beobachtungen einen hohen Stellenwert besitzen, da sie recht selten vorkamen. Dies wäre jedoch nicht richtig, weil im Nationalpark die Natur sich selbst überlassen werden soll. Der Schutz der Kulturlandschaft ist im Unterschied zur Planung in den angrenzenden Zonen des Biosphärenreservats kein erklärtes Ziel. Beide Spechtarten galten deshalb als gebietsuntypisch und wurden lediglich mit je 2 Punkten bewertet. Ein hoher Stellenwert wurde dagegen dem relativ häufigen Dreizehenspecht zugesprochen. Er ist ein Kettenglied im Kreislauf zwischen dem Totholz und dem Borkenkäfer, Aufgrund der erklärten Nationalparkzielsetzung sollte konsequenterweise auf waldhygienische Maßnahmen verzichtet werden. Ein zeitweilig begrenztes Überangebot an Borkenkäfern, das den Dreizehenspecht fördert, muß als natürliche Entwicklung akzeptiert werden. Der Dreizehenspecht erhielt somit 8 Punkte. Der an Reste der ursprünglichen und potentiellen Waldvegetation mit hohem Totholzanteil gebundene Weißrückenspecht genoß mit 10 Punkten den höchsten Stellenwert. Der indikatorische Wert des Schwarzspechts wurde mit 6 Punkten und der des Buntspechts mit 4 Punkten bewertet. Die Bewertung des gesamten Gebietes anhand der Verbreitung der verschiedenen Spechtarten wurde nach der erreichten Punktanzahl in vier Kategorien einge-

14 Rasterquadrate gehörten mit mehr als 18 Punkten zu den wertvollsten Gebieten. 28 Quadrate erreichten mit 13 bis 18 Punkten ebenfalls eine hohe Bewertung. Die Anzahl der mit 7 bis 12 Punkten bewerteten Quadrate war mit 67 Rastern am höchsten. 58 Grids erreichten lediglich bis zu 6 Punkte. Der durchschnittliche gewogene Wert pro Rasterquadrat lag bei 10,3 Punkten. Die geographische Lage der wertvollsten Gebiete deckte sich zwar grob mit der Auswertung der Artenvielfalt, jedoch konnten - bedingt durch die unterschiedliche Bewertung der Spechtarten - in den einzelnen Rasterflächen Abweichungen entdeckt werden. Die wertvollsten Bereiche des Nationalparks lagen in bezug auf das Spechtvorkommen in den talnahen bis mittleren Lagen im Hirschbichltal, sowie in den mittleren und höheren Lagen am Steinberg (Abb. 106). An der Watzmann-Nordseite gehörten die besten Gebiete zu den mittleren Lagen. Wertvolle Bereiche wurden aufgrund der mit Siedlungsdichteuntersuchungen verbundenen Begehungsintensität auch an den Westhängen vom Jennergipfel ausgemacht (Abb. 107). Die getrennte Auswertung der brutzeitlichen Beobach-

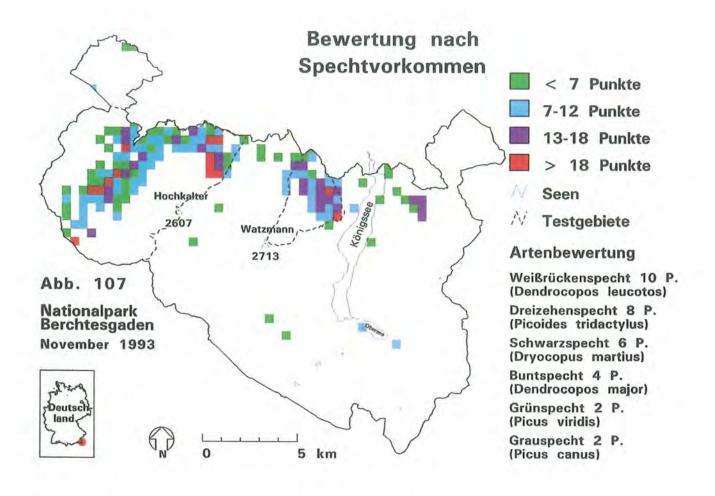
tungen erbrachte noch genauere Differenzierungen.

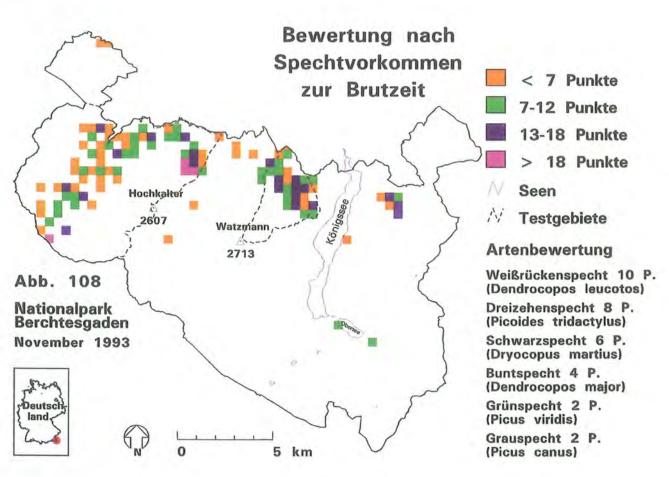
Die wertvollsten Gebiete lagen in nur vier Quadraten (Abb. 108). Die beste Fläche im Hinblick auf Spechte war der im Testgebiet "Steinberg" gelegene Bergmischwald Eckau. 21 Quadrate erreichten zur Brutzeit mit 13 bis 18 Punkten ebenfalls eine hohe Bewertung. 40 Grids erreichten 7 bis 12 Punkte. Die Anzahl der mit bis zu 6 Punkten bewerteteten Quadrate war mit 51 Rastern am höchsten. Der durchschnittliche gewogene Wert pro Rasterguadrat lag zur Brutzeit mit 9,2 Punkten etwas unter dem Wert der Auswertung aller verfügbaren Beobachtungen.

Die Koexistenz von mehreren Spechtarten nebeneinander warf die Frage nach einer möglichen gegenseitigen Konkurrenz und der Einnischung der verschiedenen Spechtarten auf. Ein Vergleich der Höhenverbreitung der Spechte zeigte bereits deutliche Präferenzunterschiede (vgl. Kap. 4.1.2.1). Während der Grünspecht die Tallagen bevorzugte, besiedelten der Weißrückenspecht und der Dreizehenspecht die Wälder der Hochlagen. Die beiden weniger anspruchsvollen Arten, der Schwarzspecht und der Buntspecht füllten die dazwischen liegende Lücke aus. Eine weitere Differenzierung ergab sich aus der Analyse der genutzten Habitate und der Waldbestände. Der Dreizehenspecht bevorzugte die mit Fichte bestockten Gebiete. Andere Spechtarten präferierten häufig gemischte Strukturen, wie z. B. Fi-Lbh(Bu)-Bestände und verschieden ausgeprägte Mischwälder (vgl. Kap. 4.1.2.3). Innerhalb dieser gemeinsam genutzten Gebiete mit alten, lichten Waldbeständen konnten jedoch große Unterschiede in der Ausstattung mit verschiedenen Requisiten festgestellt werden (vgl. Kap. 4.1.2.3.2). Der Grünspecht nutzte aufgrund seiner spezialisierten Ernährung beispielsweise häufig Bestände mit vielen verbliebenen Holzstubben. Die Flächenausstattung mit Totholz spielte im Unterschied zu den Ansprüchen anderer Spechtarten eine geringere Rolle. Die Menge und die Dimension des vorhandenen Totholzes wurden dabei getrennt berücksicht. Bestände ohne Totholz wurden dagegen von den anderen Spechtarten kaum besucht. Da der Schwarzspecht außer dem Totholz auch andere Nahrungssubstrate nutzte, kam er in Beständen mit relativ geringen Totholzdimensionen ebenfalls vor. Die anderen, auf Totholznutzung spezialisierten Spechtarten suchten hingegen bevorzugt Bestände mit starken Totholzdimension auf. Die tatsächlich genutzten Totholzdurchmesser lagen dabei um einiges höher als die mittleren Totholzdurchmesser der genutzten Bestände. Die feinste Differenzierung konnte schließlich bei der Wahl und bei der Nutzung verschiedener Nahrungssubstrate beobachtet werden. Je nach Beuteart wurden unterschiedliche Stammbereiche der stehenden, toten Bäume abgesucht (vgl. Kap. 4.2.3.2.2). Der Dreizehenspecht nutzte z. B. relativ lange Stammabschnitte nach Borkenkäfern ab, während der Schwarzspecht unten am Erdstammstück nach Roßameisen suchte. Der Buntspecht nutzte die Bäume oft als "Schmieden". Dies spiegelte sich in einer zweigipfeligen Häufigkeitsverteilung der genutzten Stammhöhen wieder (vgl. Abb. 51). Eine zusätzliche Differen-



Abb. 106: Das Hirschbichltal war allgemein für Spechte sehr gut geeignet. Auf einer relativ kleinen Fläche wurden dort zur Brutzeit sechs verschiedene Spechtarten nachgewiesen.





zierung erbrachte die Analyse der genutzten Totholzformen und Zersetzungsstadien (vgl. Kap. 4.2.3.2.3).
Frisch abgestorbene Bäume nutzte vor allem der Dreizehenspecht. Totholz im fortgeschrittenen Stadium
wurde z. B. vom Weißrückenspecht, Schwarzspecht
und Grünspecht bevorzugt aufgesucht, jedoch waren
die Präferenzen hinsichtlich der Form verschieden.
Das differenzierte Nahrungsspektrum rundete die Fragen über die Koexistenz der Spechte in einem Gebiet
eindrucksvoll ab (vgl. Kap. 4.2.1).

Für das Gebiet des Nationalparks Berchtesgaden konnte belegt werden, daß sechs Spechtarten nahe nebeneinander vorkommen können. Ein Nebeneinander dieser ähnlichen Lebensformen wurde durch eine weitgehend konkurrenzfreie Einnischung der verschiedenen Arten ermöglicht. Sie wurde auch durch zwischenartliches Meide- bzw. Aggressionsverhalten möglich (SCHERZINGER 1982). Die Artenvielfalt der Spechtfauna war im Nationalpark Berchtesgaden in erster Linie eine Funktion der Angebotsvielfalt. Das Nebeneinander von verschiedenen Baumarten des Bergwaldes, von lebendem und totem Holz aller Entwicklungsstufen, von lichten und geschlossenen, durch Sukzessionsflächen unterbrochenen Waldbeständen und anderen Requisiten des natürlichen Waldes ermöglichte nämlich die Befriedigung verschiedenster Ansprüche. Das Spechtvorkommen wies auf ein reichlich verfügbares Nahrungsangebot hin. Die Artenvielfalt der Spechte entwickelte sich zur optimalen Nutzung der Ressourcen im Wald. Die Spezialisierung einzelner Arten zielte dabei eindeutig auf das Angebot in reifen Altersphasen ab.

## 4.4.5 Diskussion

Die Bewertung der Habitate verschiedener Tierarten ist eine häufige Fragestellung in der ökologischen Freilandforschung. Eine Standardisierung solcher Modelle empfahl beispielsweise der U.S. Fish and Wildlife Service mit einem sogenannten HSI - Habitat Suitability Index (zit. in DONOVAN et al. 1987). Der HSI beschreibt quantitativ die Beziehung zwischen der Populationsdichte und Habitatfaktoren (MÜHLENBERG 1993). Ein anderer Ansatzpunkt für geeignete Habitatmodelle geht von der Anwendung statistischer Verfahren aus, wie der erweiterten Varianzanalyse (ANOVA), der Diskriminanzanalyse (CONNERS 1981, SWALLOW et al. 1986, LIVINGSTON et al. 1990, SEDGWICK & KNOPF 1990, PETTERSSON 1993) oder der linearen Regression (MORRISON et al. 1987). Die Bewertung der Spechthabitate anhand der Diskriminanzanalyse wurde beispielsweise von CONNERS & ADKISSON (1976, 1977) durchgeführt. Die Verwendung von geographischen Informationssystemen für die Habitatbewertung in Verbindung mit einem HSI untersuchte DONOVAN et al. (1987). Eine weitere Möglichkeit der Untersuchung von Habitatatnutzung bietet die Telemetrie bzw. die Markierung der Tiere. Entsprechende Studien an Spechten liegen bereits vor (MELLEN et al. 1992, PORTER & LABISKY 1986, MAJEWSKI & ROL-

STAD 1993). In Baden-Württenberg wird die Habitatnutzung der Erdspechte mittels Telemetrie untersucht (RUGE & HAVELKA, MUSCHKETAT in verb.). PASI-NELLI (in verb.) führt eine telemetrische Studie zur Habitatnutzung beim Mittelspecht in der Umgebung von Zürich durch.

Die nach dem Index der relativen Präferenz (IRP) -PUCHSTEIN (1980) durchgeführte Habitatanalyse und Habitatbewertung stellt eine einfache Bewertungsmethode dar. Die Voraussetzung ist allerdings ein gleichmäßiger und flächendeckender Begang aller vorkommenden Habitate im Untersuchungsgebiet. Die Flächenanteile einzelner Habitate müssen bekannt sein. Ein Nachteil liegt darin, daß die entsprechenden Landschaftsstrukturen völlig unterschiedlich aufgeteilt und genutzt werden können. Eine laufende Beobachtung der Individuen und ein Protokoll ihrer Aufenthaltsorte, wie z. B. bei den Untersuchungen zum Nahrungserwerb, halfen in der vorliegenden Arbeit, diesen Nachteil abzumlidern. Einige Teilergebnisse über die Bewertung der Spechthabitate im Nationalpark Berchtesgaden mit Hilfe eines geographischen Informationssytems wurden bereits veröffentlicht (PECHACEK 1992, 1994).

PORTER & LABISKY (1986) führten eine Habitatnutzungsanalyse anhand der tatsächlichen und der erwarteteten Nutzungshäufigkeit verschiedener Habitate in Aktionsräumen der nordamerikanischen Art *Picoides borealis* durch. Dabei wurden die Flächenanteile dieser Habitate berücksichtigt. Die potentielle Verbreitung verschiedener Vogelarten, darunter auch mehrerer Spechtarten konnte erfolgreich mit einem auf der Basis der linearen Regression entwickelten Habitatmodell in Kalifornien vorhergesagt werden. Eine Abundanzzuordnung war aufgrund der zugrundegelegten Variablen aus einer Forstinventur jedoch nicht möglich (MORRISON et al. 1987).

Die Auswahl der zu analysierenden Strukturparameter erfolgte im Nationalpark Berchtesgaden unter der Prämisse einer möglichst effektiven Ausnutzung der vorliegenden Daten der Waldpflegeplanung, der Waldinventur und des GIS. Somit können die Ergebnisse der vorliegenden Studie unmlttelbar vor Ort für verschiedenen Managementmaßnahmen der Nationalparkverwaltung verwendet werden. Gleichzeitig muß jedoch betont werden, daß die analysierten Parameter nur einen Teil der von Spechten benötigten Requisiten repräsentierten und eine Ergänzung bzw. Verfeinerung des vogestellten Modells jederzeit möglich ist. Insbesondere nach einer kompletten Übernahme der Waldpflegeplanung in das GIS wird es möglich sein, die Bewertung der Spechthabitate auch kartographisch noch differenzierter darzustellen. Zur Zeit sind nämlich nur drei Parameter für eine modellhafte Darstellung der Spechthabitate in der GIS-Datenbank für die Gesamtfläche des Nationalparks bzw. des Biosphärenreservats komplett erfaßt. Insgesamt sind jedoch 13 Parameter vorgesehen, die eine wesentlich feinere und genauere Differenzierung ermöglichen werden.

Die Bewertung der Eignung des Nationalparks für die verschiedenen Spechtarten ergab ein buntes Mosaik aus inhomogenen Kleinlächen unterschiedlicher Wertigkeit. Die Ausstattung der relativ großen Aktionsräume der Spechte bestand keineswegs aus einem einheitlichen Lebensraum. Vielmehr waren dort verschiedene Habitate vertreten. Nach ANGELSTAM (1990) nutzen Spechte aufgrund ihrer Körpergröße eher ganze Landschaftsteile als nur einen Habitattyp. Daraus ergibt sich eine wichtige Erkenntnis für ein Monitoring der Spechtpopulation. Das Ziel muß darin liegen. ganze Landschaftsteile zu begehen. Ein Monitoring in abgegrenzten Habitattypen, wie das z. B. beim Monitoring-Programm der DDA (Dachverband Deutscher Avifaunisten) in bezug auf Singvögel der Fall ist, liefert nämlich keine verläßlichen Hinweise auf die Abundanzschwankungen einer Spechtpopulation. Einige Hinweise zur Methodik der Bestandserfassung bei Spechten faßten CONRADS (1968), KUHN (1993) und SPITZNA-GEL (1993) zusammen.

Im Nationalpark Berchtesgaden wurden mit der verwendeten Bewertungsmethode relativ kleine und nur wenige zusammenhängende Flächen gefunden, die für den Weißrückenspecht geeignet wären. Die "Verinselung" des Lebensraumes wird gerade bei dieser Art allgemein kritisch betrachtet, da die Möglichkeiten für die Bildung einer ausreichend großen, überlebensfähigen Population somit entsprechend gering sind (SHORT & HORNE 1990). Die Schaffung von Korridoren, die günstige Verbreitungsgebiete miteinander verbinden, ist somit für den Erhalt bzw. die Erweiterung des Bestandes des Weißrückenspechts unbedingt erforderlich (CARLSON & AULÉN 1992). AULÉN (1991) diskutierte in diesem Zusammenhang Möglichkeiten einer gezielten "Totholzproduktion" durch Ringeln.

Im Gegensatz dazu gilt der Schwarzspecht in dieser Hinsicht als relativ unempfindlich. Allerdings müssen ein entsprechendes Nahrugsgangebot und Möglichkeiten für die Anlage von Nisthöhlen vorliegen. In Schweden konnte beispielsweise nachgewiesen werden, daß die Abundanz des Schwarzspechts in einem zusammenhängenden Waldgebiet und in einer zergliederten Landschaft gleich groß war (TJERNBERG et al. 1993). Dies bestätigten indirekt auch Beobachtungen aus Berchtesgaden. Die relativ weit auseinander liegenden Bereiche mit besserer Wertigkeit ermöglichten trotz ihrer geringeren Flächengröße eine vergleichsweise hohe Siedlungsdichte des Schwarzspechts (vgl. Kap. 4,3.2.5). Nach SCHERZINGER (1982) können Schwarzspecht-Wohngebiete sehr inhomogen sein: "Als Brutbezirk genügt im Extremfall eine kleine Altholzinsel; als Nahrungsbezirk können Waldränder, Straßenschneisen, Waldwiesen, Lichtungen ebenso wie Altersklassen- oder Naturwälder genutzt werden, doch werden Altbestände stets bevorzugt. Brut- und Nahrungsbiotop können über mehrere Kilometer getrennt sein". Die untere Grenze eines möglichen "Fragmentierungsgrades" ist allerdings noch nicht bekannt (TJERNBERG et al. 1993). In Finnland nimmt z. B. der Bestand des Schwarzspechts infolge rücksichtsloser Forstwirtschaft seit 1945 kontinuierlich ab (MAJEWSKI & ROL-STAD 1993).

Die Disposition der Waldbestände gegen Sturmwirkungen hängt von vielen Faktoren ab. Eine exakte "Vorhersage" ist fast unmöglich. Es gibt jedoch mehrere, bereits bekannte Faktoren, die potentiell gefährdete Waldbestände charakterisieren. Dazu gehören neben der Baumartenmischung und der Exposition der Standorte, der geologische Untergrund, die Bodenfeuchte, das Bestandsgefüge und andere Faktoren. Nach SCHERRER (1993) werden im Schweizer Bergland eher Bestände auf Steilhängen als in ebenen Lagen geworfen. Die vermuteten "Global Changes" sollen mit einer Temperaturerhöhung unter anderem ein vermehrtes Auftreten von gefährlichen Stürmen mit sich bringen. Die durch die UN geförderte INTERGOVERN-MENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) prognostiziert eine Erwärmung um 0,3 Grad Celsius pro Jahrzehnt (ANONYMUS 1993).

In den Szenarien wurde unterstellt, daß Sukzessionsflächen generell eine hohe Anziehungskraft für den Dreizehenspecht besitzen. Die Zeitkomponente wurde dabei nicht berücksichtigt, da sie im GIS der Nationalparkverwaltung derzeit noch nicht integriert ist. Nach Beobachtungen von SCHERZINGER (1993, in verb.) aus dem Nationalpark Bayerischer Wald werden dort sekundär die durch Borkenkäfer befallenen Windwurfflächen zunächst sehr häufig von Spechten genutzt, später jedoch weniger, da die Nahrungsquellen (Borkenkäfer) allmählich ausgeschöpft werden. Weiterhin fehlt auf derartig offenen Flächen ein Mindestmaß an Deckung. Somit ist mittelfristig mit einer Verschlechterung des Lebensraums zu rechnen, erst langfristig erfolgt wieder eine positive Entwicklung. Im Nationalpark Berchtesgaden konnte erst seit 1978 unaufgearbeitetes Sturmholz liegen bleiben. Die labilen Fi-Bestände wurden bisher weniger großflächig geworfen. Die auf den Windwurfflächen gelegenen Borkenkäfernester breiteten sich hauptsächlich kreisförmig um die Flächen herum aus. Die Attraktivität dieser Sukzessionsflächen hält somit unvermindert an, zumal auch im Zentrum der Windwurfflächen noch absterbende Einzelbäume stehen (überwiegend Lä), die dem Käferbefall bisher standhalten konnten (vgl. Kap. 4.1.2.3.1). In den entwickelten Szenarien wurde eine große Bedeutung der Sukzessionsflächen für den Zeitraum von 40 bis 50 Jahren unterstellt. Dabei sind bei der Entwicklung der Borkenkäfer periodische Zusammenbrüche der Käferpopulation und eine stetige Zunahme der Windwürfe mitberücksichtigt. Um die potentiell gefährdeten Waldbestände wurde ein Puffer von rund einer Baumlänge (30 m Breite) gelegt. Er soll den kontinuierlich fortschreitenden Stehendbefall und somit die fortdauernde Eignung der betroffenen Flächen für Spechte repräsentieren. Die Austrocknung der toten Bäume in Verbindung mit einem Verlust der Attraktivität der Sukzessionsflächen für Borkenkäfer wurde nicht gesondert berücksichtigt (PECHACEK 1994).

Der Versuch, die Borkenkäferentwicklung zu skizzieren, konnte analog zu den Schwierigkeiten einer Vorhersage der Sturmentwicklung nur sehr vereinfacht durchgeführt werden. Problematisch war insbesondere die Tatsache, daß mit einer Borkenkäferentwicklung lediglich auf den Windwurfflächen und mit einem Stehendbefall nur in den Randzonen dieser Flächen gerechnet wurde. Jedoch zeichnet sich bereits heute ein anderes Muster ab. Die Ausbreitung der Borkenkäfer durch Stehendbefall findet zum großen Teil auch sternförmig im gesamten Waldökosystem ohne Rücksicht auf die Windwurfflächen statt.

Die Diskussion über künftige Maßnahmen bei der Behandlung von Windwurfflächen bzw. über geeignete Gegenmaßnahmen bei einer Borkenkäferkalamität wird im Nationalpark sehr heftig geführt. Denn selbst innerhalb der Nationalparkverwaltung herrscht Uneinigkeit über das weitere Vorgehen. Eine sachliche Diskussion wird durch politischen Druck von außen, wie beispielsweise seitens der privaten Waldbauern oder der Fremdenverkehrsgruppen erschwert. Reaktionen verschiedener Organismen dienen als Maßstab für menschliche Eingriffe in die Natur. Eine Zunahme nützlicher oder indifferenter Arten wird i. d. R. positiv angesehen, wogegen ein Schwund dieser Arten negativ beurteilt wird. Spechte gelten als eine Tiergruppe, der ein besonderer bioindikatorischer Wert zugeschrieben wird. Im Nationalpark Berchtesgaden konnte am Beispiel des Dreizehenspechts gezeigt werden, daß selbst sehr unterschiedliche und flächenmäßig bedeutende änderungen in der Landschaft eine Veränderung des Lebensraumes dieser Art kaum bewirken werden. Eine flächige Borkenkäferbekämpfung im gesamten Nationalpark würde sich allerdings negativ auf den Bestand des Dreizehenspechts auswirken. Dies belegen z. B. Untersuchungen aus dem Nationalpark Hohe Tatra. Gegen den Borkenkäfer wird dort selbst im Schutzgebiet nach allen Prinzipien der "Waldhygiene" vorgegangen. Die dadurch entzogene Nahrugsgrundlage führte bereits zur Abnahme der Population dieser Spechtart (JAMNICKÝ 1982).

Die Entscheidungsträger können mit Hilfe eines GIS zusätzliche Informationen gewinnen. Solche Entscheidungshilfen können das Handeln angesichts einer verwirrenden Fülle unterschiedlicher Gesichtspunkte beim Problem "Borkenkäfer" erleichtern.

Eine befürchtete, unabsehbare Entwicklung der sich selbst überlassenen Flächen nach Kalamitäten z. B. mit Erosionsfolgen wird von einigen Autoren nicht geteilt. BURSCHEL & BINDER (1993) untersuchten in diesem Zusammenhang die Wechselwirkung zwischen Biomasse der Bodenvegetation und Blattmasse des Altbestands. Nach einem Ausfall der assimilierenden Oberfläche im Kronenbereich des Altholzes wird dieses Defizit durch eine quantitativ entsprechende Bildung der Bodenvegetation rasch kompensiert. Dabei ist eine geschlossene Bodenvegetationsdecke in der Lage, bodensichernde Schutzwirkungen der teilweise oder auch ganz ausfallenden Kronenschicht zu über-

nehmen. Auch auf steilen Kahlschlägen gibt es nur dort einen gesteigerten Oberflächenabfluß mit entsprechender Erosion, wo der Mineralboden als Folge von Hiebs- und Rückemaßnahmen freigelegt wurde. Eine dichte Bodenvegetation kann diese Erosionsprozesse so weit verhindern, wie es ein geschlossener Wald tut. Dieser Befund macht klar, daß es unter den gegenwärtigen Bedingungen beim Ausfall von Wald auch in steilen und hohen Lagen nur ausnahmsweise zu landschafts-hydrologisch bedeutsamen Konsequenzen kommen wird. Das gilt besonders für die Fälle, in denen die Auflichtung des Kronendaches allmählich vonstatten geht und keine Hiebsmaßnahmen vorgenommen werden, also der Baumbestand - wenn auch abgestorben. zunächst stehend und später liegend erhalten bleibt. Allerdings würde mit dem Verschwinden des Waldes sämtlichen Spechtarten der Lebensraum entzogen.

Ein Vorkommen von mehreren Spechtarten in gleichen Gebieten wird aufgrund ihrer bioindikatorischen Rolle von vielen Autoren hoch geschätzt (SPITZNAGEL 1990, ANGELSTAM 1990, BRÜNNER-GARTEN 1992). SCHERZINGER (1982) wertete die bioindikatorische Rolle der Spechte außerdem nach den Kriterien Vorkommen und Abundanz. In Schweden beeinflußt die Habitatqualität, wie beispielsweise Baumartendiversität, Laubholzanteil (Populus tremula, Betula pubescens) und das Angebot an stehendem Totholz die Artenvielfalt der Spechte (ANGELSTAM 1990). Die Spechtdiversität in Norwegen wird positiv durch die küstennahen, südlich exponierten Waldbestände mit Aspen beeinflußt (STENBERG & HOGSTAD 1992). Im Nationalpark Bayerischer Wald bzw. in einigen mittelfränkischen Forstämtern wurde die Artenvielfalt der Spechte mit einem Rasternetz von 25 ha bzw. 100 ha untersucht (SCHERZINGER 1982, BRÜNNER-GAR-TEN 1992). Die meisten Rasterflächen waren mit 1 bis 2 Spechtarten besiedelt. Die Rasteranzahl mit 5 bis 6 Spechtarten war in Mittelfranken höher als die Rasteranzahl ohne Spechtvorkommen, was jedoch z. T. auf die zu großen Aufnahmeguadrate zurückzuführen ist.

Nach der internationalen Definition von Neu Dehli (Indien) aus dem Jahre 1969 sind Nationalparke relativ große Gebiete, die durch menschliche Nutzung oder Inanspruchnahme in der Substanz nicht verändert werden (ZIERL 1981). Dies bedeutet im Umkehrschluß, die Natur sich selbst zu überlassen. In der Begründung zur Verordnung über den Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden vom 8. Juli 1978 heißt es zu Paragraph 6 Abs. 1 Nr. 2: "Aus den besonderen standörtlichen Gegebenheiten heraus kann die Pflanzen- und Tierwelt sich selbst überlassen werden ...". Die Bewertung der bioindikatorischen Bedeutung der Spechte orientierte sich deshalb primär an diesem Grundsatz. Die auf eine natürliche Entwicklung besonders empfindlich reagierenden Spechtarten, wie beispielsweise der Weißrückenspecht und der Dreizehenspecht erhielten mehr Punkte, als der Grünspecht und der Grauspecht, obwohl diese beiden Geschwisterarten ausgesprochen selten vorkamen. Die Verbreitung des relativ häufigen Dreizehenspechts wird vielmehr durch einen naturnahen Waldaufbau bestimmt, als die der beiden als Kulturfolger geltenden Erdspechte. Der seltene Weißrückenspecht kann aufgrund seiner Habitat- und Nahrungspräferenzen hingegen direkt als Bioindikator der besonders schützenswerten Waldbestände interpretiert werden. Er begleitet die Zielvorstellung über die Rückführung derzeit noch vielerorts stockenden, standortsfremden Fi-Bestockungen in einen naturnahen Bergmischwald.

## 5 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden Ergebnisse der Untersuchungen an Spechten im Nationalpark Berchtesgaden dargelegt. Es wurden Fragen zur Habitatwahl, Ernährungsökologie und Populationsdichte der vorkommenden Spechte behandelt. Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1987 bis 1993 in ausgewählten, totholzreichen Testgebieten des Nationalparks mit einer Gesamtgröße von rund 4.400 ha durchgeführt.

## 1. Grünspecht (Picus viridis)

Die Verbreitung war vor allem auf die Tallagen an der nördlichen Parkrandgrenze beschränkt. Der Grünspecht bevorzugte außerhalb des geschlossenen Waldes liegende Wiesen und alte lichte Mischwälder. Er nutzte häufig auch die jüngsten Altersstadien mit Überhältern. Die Stammstärke des Totholzes und die Totholz-Grundfläche spielten im Vergleich zu den anderen Spechtarten eine geringere Rolle, Dagegen wurden häufig stockreiche Wälder genutzt. Im schmalen Nahrungsspektrum wurden 4.050 Beutetiere aus 13 Arten festgestellt. Die wichtigste Rolle spielten verschiedene Ameisenarten überwiegend aus der Gattung Formica mit einem Anteil von 61,8%. Als Nahrungssubstrat dienten anteilig Ameisennester sowie tote und lebende Bäume. Die am häufigsten genutzten Totholzformen waren Stammteile und Stöcke im fortgeschrittenen bis vermoderten Zersetzungsstadium. Der Flächenanteil geeigneter Habitate war im Nationalpark gering. Die potentiell günstigen Gebiete waren an der nördlichen Parkgrenze konzentriert.

#### 2. Schwarzspecht (Dryocopus martius)

Der Verbreitungsschwerpunkt lag in Hanglagen zwischen 1.100 und 1.200 m ü.NN. Die mehrschichtigen Bergmischwälder aus Fi mit Lbh zwischen 100 und 120 Jahren wurden bevorzugt genutzt. Die Grundfläche dieser Waldbestände lag zwischen 30 und 40 qm/ha. Der Schwarzspecht bevorzugte Wälder mit einer Totholzgrundfläche über 6 qm/ha. Im Nahrungsspektrum überwogen mit 61,5% der Beutetiere die Ameisen Formica sp. Insgesamt wurden 4.291 Beuteobjekte aus 20 Arten nachgewiesen. Das wichtigste

Nahrungssubstrat war Totholz im fortgeschrittenen Zersetzungsstadium. Stehendes Totholz wurde vor allem in Bodennähe genutzt. Die Hochlagen wurden im Winter vom Schwarzspecht verlassen. Zur Brutzeit wurde für das Gesamtgebiet eine Siedlungsdichte von 0,25 BP/km² ermittelt. Geeignete Habitate waren im Nationalpark selten. Es handelte sich überwiegend um Flächen mit geringer Präferenz.

## 3. Buntspecht (Dendrocopos major)

Die bevorzugten Gebiete waren lichte alte Nadelwälder mit Fi und Lä, sowie mit zahlreichen Stöcken. In diesen Beständen war Totholz in Stammstärken zwischen 30 und 40 cm vorhanden. Das Nahrungsspektrum war mit 973 Beutetieren aus 35 Arten sehr vielseitig. Zapfensamen bildeten während des ganzen Jahres mit einem Volumenanteil von 60,3% die wichtigste Nahrungsgrundlage. Das wichtigste Nahrungssubstrat waren stehende tote Bäume im fortgeschrittenen Verrottungssatdium, die dem Buntspecht als "Schmieden" dienten. Im Winter war der Buntspecht mit einer Dichte von 0.09 Individuen/10 ha und einer schwankenden Frequenz vertreten. Zur Brutzeit wurde im Nationalpark eine Siedlungsdichte von 0.74 BP/km² ermittelt. Das Gebiet bot gute Verbreitungsmöglichkeiten. Dabei waren potentiell besonders präferierte Flächen im ganzen Nationalpark mosaikartig verbreitet.

#### 4. Weißrückenspecht (Dendrocopos leucotos)

Die Verbreitug war auf einige wenige, hoch gelegene Hangbereiche mit verlichteten Bergmischwäldern aus Fi-Lbh(Bu) beschränkt. Diese mehrschichtigen Waldbestände waren 160 bis 180 Jahre alt. Sie hatten eine Grundfläche von 30 bis 40 qm/ha und eine Totholzgrundfläche von 4 bis 6 qm/ha. Der größte Anteil im vielfältigen Nahrungsspektrum mit 787 Objekten aus 17 Arten entfiel auf Ameisen und Borkenkäfer, sowie auf verschiedene Insektenlarven. Mittelstarke tote Fichten im morschen Zersetzungsstadium waren das wichtigste Nahrungssubstrat. Im Winter wurde der Weißrückenspecht nicht beobachtet. Der Nationalpark bot nur auf kleinen Teilflächen optimale Voraussetzungen für diese Art, die aufgrund ihrer verstreuten Lage kaum genutzt werden konnten.

## 5. Dreizehenspecht (Picoides tridactylus)

Die bevorzugten Gebiete waren hochgelegene Hanglagen mit einer alten und mehrschichtigen, lückigen Fi-Bestockung, mit einer Grundfläche von 20 bis 40 qm/ha und mit starken Totholzdimensionen. Die Totholzgrundfläche lag in derartigen Beständen zwischen 2 und 4 qm/ha. Nach Windwürfen entstandene Sukzessionsflächen wurden bevorzugt für die Nahrungssuche genutzt. Im Nahrungsspektrum, das aus 3.677 Beutetieren bzw. 30 Arten bestand, überwog der Buchdrucker mit 88,5%. Das wichtigste Nahrungssubstrat waren frisch abgestorbene starke Fichten. Beim

Anflug an lebende Bäume wurde vor allem der Kronenansatz aufgesucht, während bei abgestorbenen Bäumen die Baumhöhe für die angeflogene Stammpartie ausschlaggebend war. Im Winter lebte der Dreizehenspecht solitär in einer Dichte von 0,11 Individuen/10 ha. Die Siedlungsdichte zur Brutzeit betrug im Nationalpark 0,93 BP/km². Das Gebiet bot gute Verbreitungsmöglichkeiten. Eine Zunahme an Windwürfen würde das Habitatangebot für den Dreizehenspecht im Nationalpark unabhängig von den eventuell durchgeführten Managementmaßnahmen nur unwesentlich verändern.

- AHLÉN, I., N.A. ANDERSON, G. AULÉN & B. PETTERSON, 1978: Vitryggig hackspett och mellanspett tva hotade arters ekologi. [White backed-Woodpecker and Middle Spotted Woodpecker – the ecology of two endangered bird species in Sweden]. Anser Suppl. 3: 5–11.
- ALBRECHT, L., 1991: Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstw. Cbl. 110: 106-113,
- ALTUM, B., 1878: Unsere Spechte und ihre forstliche Bedeutung, Berlin.
- ALATALO, R.H., 1978: Resource partitioning in Finnish woodpeckers. Ornis Fennica 55; 49–59.
- AMMAN, G.D. & P.H. BALDWIN, 1960: A comparison of methods for censusing woodpeckers in spruce-fir forests of Colorado, Ecology 41: 699–706.
- AMMER, U., 1991: Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. Forstw. Cbl. 110: 149–157.
- ANGELSTAM, P., 1990: Factors determining the composition and persistence of local woodpecker assemblages in taiga forest in Sweden a case for landscape ecological studies. Pages 147–163 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- ANONYMUS, 1993: Schutzgebietsstrategien vor dem Hintergrund der Erderwärmung. Nationalpark 80 (3): 33.
- ASKINS, R.A., 1983: Foraging ecology of temporate zone and tropical Woodpeckers. Ecology 64: 945–956.
- AULÉN, G., 1991: Increasing insect abundance by killing deciduous trees: a method of improving the food situation for endangered woodpeckers. Holarct. Ecol. 14: 68–80.
- AULÉN, G., 1993: Research and conservation aims of the White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos) in Sweden 1975–1990: Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 119–125.
- BÄHRMANN, V., 1970: Zur Ernährungsweise des Grünspechts (Picus viridis viridis L.). Beitr. Vogelkde. 15: 203–204.
- BANSE, G., 1988: Bewertung der Realnutzungstypen über Singvögel. Unveröff. Forschungsbericht NPV Berchtesgaden.
- BAUMANN, E., 1905: Ein seltener Fang. Gefiederte Welt 34: 124–125.
- BECKWITH, R.C. & E.L. BULL, 1985: Scat analysis of the arthropod component of pileated woodpecker diet. Murrelet 66: 90–92.
- BERTHOLD, P., 1976: Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1–69.
- BERTHOLD, P., G. FLIEGE, U. QUERNER & H. WINKLER, 1986: Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. J. Orn. 127: 397–437.
- BEZZEL, E., 1990: Saisonale Verbreitungsmuster von Vögeln am Nordalpenrand: Faunistische Erhebungen mit einfacher Methodik. Acta Ornithoecol. 2: 107–132.
- BEZZEL, E., 1982: Vögel in der Kulturlandschaft: Stuttgart.
- BITZ, A. & W. ROHE, 1993: Nahrungsökologische Untersuchungen am Wendehals (Jynx torquilla) in Rheinland-

- Pfalz, Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 83–100.
- BLACKFORD, J.L., 1955. Woodpecker concentration in a burned forest. Condor 57: 28–30.
- BLUME, D., 1961: Über die Lebensweise einiger Spechtarten (Dendrocopos major, Picus viridis, Dryocopus martius). J. Orn. 102 (Sonderheft): 7–115.
- BLUME, D., 1977: Die Buntspechte. Wittenberg-Lutherstadt.
- BLUME, D., 1981: Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. Wittenberg-Lutherstadt.
- BLUME, D., 1991: Die Bedeutung des Alt- und Totholzes für heimische Spechte Folgerungen für die Forstwirtschaft. NZ NRW Seminarberichte 10: 48–50.
- BLUME, D., 1993: Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. Beih. Veröff, Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 157–162.
- BÖGEL, R., W. D'OLEIRE-OLTMANNS & H.P. FRANZ, 1993: An integrated system for resource inventory, wildlife monitoring and management using GIS, GPS and ADS – telemetry techniques. J. Wildl. Manage.: im Druck.
- BREHM, A.E, 1878: Brehms Tierleben IV. Vögel Bd.1 (Papageien, Leichtschnäbler, Schwirrvögel, Spechte und Raubvögel). Leipzig.
- BROSIUS, G., 1988: SPSS, PC+ basics und graphics. Hamburg; New York [u.a.].
- BROSIUS, G., 1989: SPSS, PC+ advanced statistics und tables, Hamburg; New York [u.a.].
- BRÜNNER-GARTEN, K., 1992: Zur Baumartenwahl und zur Problematik von Siedlungsdichteangaben bei Spechten. Tagungsbericht Waldkleineulen-Gruppe Nordbayern (Linden): 33–56.
- BRUYN DE, G.J., L. DE ROO-GOOSEN, A.I.M. VAN DEN BERG- HUBREGTSE & M.R. FEIJEN, 1972: Predation of ants by woodpeckers. Ekologia Polska 20 (9): 83–91.
- BULL, E.L., 1987: Ecology of the Pileated Woodpecker in northeastern Oregon. J. Wildl. Manage. 51 (2): 472–481.
- BÜRKLI, W., M. JUON & K. RUGE, 1975: Zur Biologie des Dreizehenspechts. Orn. Beob. 72: 23–28.
- BURSCHEL, P., 1992: Totholz und Forstwirtschaft. AFZ 21: 1143–1146.
- BURSCHEL, P. & F. BINDER, 1993: Bodenvegetation-Verjüngung-Waldschäden. AFZ 5: 216–223.
- BUSCHINGER, A., 1991: Lebensweise, Bestandssituation und Konsequenzen für den Schutz holzbewohnender Ameisen in Mitteleuropa. NZ NRW Seminarberichte 10: 36–38.
- CARLSON A. & G. AULÉN, 1992: Territorial dynamics in an isolated White-Backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos) population. Conservation Biology 6 (3): 450–454.
- CEUGNIET, F., 1989: Etude de l'impact du Pic noir *Dryoco*pus martius sur les arbres en moyenne montagne (Pineraie a crochets, forêt de Bolquère, Pyrénéss – Orientales). l'Oiseaux 59: 281–289.
- CHINERY, M., 1987: Pareys Buch der Insekten. Hamburg & Berlin.
- CLINE, S.P., A.B. BERG & H.M. WIGHT, 1980: Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, western Oregon. J. Wildl. Manage. 44 (4): 773–786.

- COLWELL, R.K. & D.J. FUTUYAMA, 1971: On the measurement of niche breadth and overlap. Ecology 52: 567–576.
- CONNERS, R.N. & C.S. ADKISSON, 1976: Discriminant Function Analysis: A possible aid in determing the impact of forest management on woodpecker nesting habitat. Forest Science 22 (2): 122–127.
- CONNERS, R.N. & C.S. ADKISSON, 1977: Principal component analysis of woodpecker nesting habitat. Wilson Bull. 89: 122–129.
- CONNERS, R.N., 1978: Snag management for cavity nesting birds. U.S. Dep. Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE 14: 120–128.
- CONNERS, R.N., 1981: Seasonal changes in woodpecker foraging patterns. The Auk 98: 562–570.
- CONNERS, R.N., O.K. MILLER, & C.S. ADKISSON, 1976: Woodpecker dependence on trees infected by fungal heart rots. Wilson Bull, 88: 575–581.
- CONRADS, K., 1962: Zur Ausbreitung des Schwarzspechtes (Dryocopus martius) in Westfalen um die Jahrhundertwende. Ber. Naturw. Ver. Bielefeld 18: 25–115.
- CONRADS, K., 1968: Siedlungsdichte-Untersuchungen an Baumläufern und Spechten. Orn. Mitt. 20: 153–158.
- CRAMP, S. (Hrsg.), 1985: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol IV, Oxford & New-York,
- CUISIN, M., 1977: Le Pic noir, (*Dryocopus martius* (L.)) en foret. Bilan des observations sur son regime alimentaire et nouvelles donnees sur son activite de charpentier. l'Oiseaux 47: 159–165.
- CUISIN, M., 1986: Le Pic noir (*Dryocopus martius* (L.)) et les insectes des écores. l'Oiseaux 56: 341–347.
- CUISIN, M., 1988: Le Pic noir (*Dryocopus martius* (L.)) dans les biocénoses forestiéres. l'Oiseaux 58: 174–274.
- DICKSON, J.G., R.N. CONNER & J.H. WILLIAMSON, 1983: Snag retention increases bird use of a clear cut. J. Wildl. Manage. 47 (3): 799 – 804.
- DIERSCHKE, F., 1973: Die Vogelbestände einiger Fichtenforsten und Fichtenwälder im Oberharz. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 15/16: 170–182.
- DONOVAN, M.L., D.L. RABE & C.E. OLSON, 1987: Use of geographic information systems to develop habitat suitability models. Wildl. Soc. Bull. 15: 574–579.
- DYRCZ, A., 1973: The birds of the Polish part of the Krkonosze Mountains. Ochrona Przyrody 38: 213–284.
- ENDRES, G., 1979: Topoklimatologie "Alpenpark Königssee" – Modell einer theoretischen Standortuntersuchung. Unveröff. Dissertation Universität München.
- ERIKSSON, K., 1971: Irruption and wintering ecology of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*. Ornis Fennica 48: 69–76.
- FELIX, J., 1958: Prispevek k poznání denní aktivity sykorovitych rodu Parus a Aegithalos. [Beitrag zur Kenntnis der Tagesaktivität von Meisen], Sylvia 15: 10–20.
- FORD, H. A., N. FORDE & S. HARRINGTON, 1982: Nondestructive methods to determine the diets of birds, Corella 6: 6–10.
- FRANCK, E., 1981: Weißrückenspecht Dendrocopos leucotos und Buntspecht Denrocopos major in selbem Brutbaum. Anz. orn. Ges. Bayern 20: 86–87.
- FRANZ, J., 1937: Beobachtungen über das Brutleben des Weißrückenspechts. Beitr. Fortpfl. Biol. Vögel 13: 165–174.

- FUCHS, G., 1905: Über das Ringeln der Spechte und ihr Verhalten gegen die kleineren Forstschädlinge. Naturwiss. Zeitschr. Land- und Forstwirtschaft 3; 317–341.
- GATTER, W., 1972: Das Ringeln der Spechte. J.Orn. 113: 207-213.
- GAYLER, W., 1976: Zum Forstschutz-Hilfe durch Spechte, AFZ 31: 399-400
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K. BAUER, 1980: Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9. Wiesbaden.
- GOEBEL, A., 1989: Wechselwirkungen zwischen Spechten (Picidae) und hügelbauenden Ameisen (Formicidae) während des Winters auf den Lahnbergen. Unveröff. Dipl. Arbeit Universität Marburg.
- GÖßWALD, K., 1958: Über die Auswirkungen von Spechten auf die Rote Waldameise. Waldhygiene 2: 234–251.
- GRAJETZKY, B., 1993: Nahrungsökologie adulter Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) einer schleswig-holsteinischen Knicklandschaft, J. Orn. 134: 13–22.
- GRUBB, T.C., 1975: Weather dependent foraging behaviour of some birds wintering in a deciduous woodland. Condor 77: 370–376.
- GRUBB, T.C., 1978: Weather dependent foraging rates of wintering woodland birds. The Auk 95: 370–376.
- GÜNTHER, E., 1992: Zum Ringeln der Spechte im Nordharzgebiet (Sachsen-Anhalt). Orn. Jber. Heineaneum 10: 55–62.
- HAGVAR, S., G. HAGVAR & E. MONNES, 1990: Nest site selection in Norwegian woodpeckers. Holarct. Ecol. 13: 156–165.
- HAIG, S.M., J.R. BELTHOFF & D.H. ALLEN, 1993: Population of viability analysis for a small population of Red-Cockaded Woodpecker and an evaluation of enhancement strategies. Conservation Biology 7 (2): 289–301.
- HAILA, Y. & O. JÄRVINEN, 1977: Competition and habitat selection of two large woodpeckers. Ornis Fennica 54: 73–78.
- HALAND, A. & M. UGELVIK, 1990: The status and management of the White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos) in Norway. Pages 29–35 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- HANSSON, L., 1992: Requirements by the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* for a suburban life. Ornis Svecica 2: 1–6.
- HAURI, R., 1961: Der Grauspecht als Felsenkletterer. Orn. Beob. 58: 198–199.
- HESS, R., 1983: Verbreitung, Siedlungsdichte und Habitat des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus alpinus* im Kanton Schwyz, Orn. Beob. 80: 153–182.
- HIRT, M., 1978: Obilí jako potrava strakapúda velkého (Dendrocopos major). [Getreide in der Nahrung des Buntspechts]. Pages 69–70 ln D. Bohác and J. Zeman, eds. Sborník ornitologickych praci z jizních Cech, Jihocesky ornitologicky klub Domu kultury ROH Ceske Budejovice. 169 pp.
- HOFFMANN, A., 1990: Die Sommervogelbestände zweier Waldgebiete des Nationalparks Berchtesgaden im Jahr 1989. Unveröff. Diplomarbeit L-M-Universität München.
- HOGSTADT, O., 1970: On the ecology of the Three-toed Woodpecker outside the breeding season. Nytt Mag. Zool. 18: 221–227.

- HOGSTADT, O., 1971: Stratification in winter feeding of the Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major* and the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. Ornis Scand, 2: 143–146.
- HOGSTADT, O., 1976a: Intersexual partitioning of the breeding territory of the Three-toed Woodpecker. Sterna 15: 5–10.
- HOGSTADT, O., 1976b: Sexual dimorphism and divergence in winter foraging behaviour of Three-toed Woodpeckers Picoides tridactylus. Ibis 118: 41–49.
- HOGSTADT, O., 1977: Seasonal change in intersexual niche differentiation of the Three-toed Woodpecker. Ornis Scand, 8: 101–111.
- HOGSTADT, O., 1978: Sexual dimorphism in relation to winter foraging and territorial behaviour of the Threetoed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) and the Dendrocopos species. Ibis 120: 198–203.
- HOGSTADT, O., 1989: Subordination in mixed-age bird flocks a removal study. Ibis 131: 128–134.
- HOGSTADT, O., 1991: The effect of social dominance of foraging by the Three-toed Woodpecker *Picoides tridac*tylus. Ibis 133: 271–276.
- HOGSTADT, O., 1993: Why is the Three-toed Woodpecker (Picoides tridactylus) more sexually dimorphic than other European woodpeckers? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 109–118.
- HOOPER, R.G & M.R. LENNARTZ, 1981: Foraging behaviour of the Red-cockaded Woodpecker in South Carolina. The Auk 98: 321–334.
- HOOPER, R.G, M.R. LENNARTZ & H.D. MUSE, 1991: Heart Rot and cavity tree selection by Red-cockaded Woodpeckers. J. Wildl. Manage. 55 (2): 323–327.
- HORST, F., 1950: Über die Siedlungsdichte des Schwarzspechts. Die Vogelwelt 71: 202–205.
- HŘÍBEK, M., 1984/1985: Hledání potravy zlunou (Picus sp.) na stene domu. [Nahrungssuche durch Erdspechte auf Hauswänden]. Sylvia 23/24: 122–123.
- HUDEC, K. Hrsg., 1983: Fauna CSSR, Ptáci-Aves, Díl III/1. [Fauna der CSSR, Vögel, Teil III/1]. Praha.
- HURME, T. & S. SARKANEN, 1975: Observations on interrelations between woodpeckers and between woodpeckers and other birds. Lintumies 10: 95–99.
- ISHIDA, K., 1990: The status of woodpeckers in Japan. Pages 13–20 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- ISHIDA, K., 1990: Woodpecker activities and forest structure, with regard to recording techniques for conservational research. Pages 103–115 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agriculural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- JACKSON, J.A., 1970: A quantitative study of the foraging ecology of Downy Woodpeckers. Ecology 51 (2): 318–323.
- JACOBS, W. & M. RENNER, 1988; Biologie und Ökologie der Insekten. Stuttgart & New York.
- JAMNICKÝ, J., 1979: Vtáky (Aves) skodcovia borovice limby (*Pinus cembra L.*), [Vögel als Schädlinge der Zirbelkiefer]. Zbornik TANAP 21: 77–101.
- JAMNICKÝ, J., 1982: Datlovité (Picidae) lesov Tatranského Národného Parku. [Spechte der Wälder im Nationalpark Hohe Tatra]. Zborník TANAP 23: 123–152.

- JEDRZEJEWSKI, W., B. JEDRZEJEWSKA & A. SZYMURA, 1989: Food niche overlaps in a winter community of predators in the Bialowieza primaeval forest. Acta Theriol. 34: 487–496.
- JENNI, L., 1977: Zur Bestandsentwicklung und Biotopwahl von Mittelspecht und Buntspecht im Allschwiler-Wald bei Basel, Orn. Beob. 74: 62–70.
- JENNI, L., 1983; Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (Dendrocopos medius und D. major) sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechts. Orn. Beob. 80: 29–57.
- JENNI, L, P. REUTIMANN & S. JENNI-EIERMANN, 1990; Recognizability of different food types in faeces and in alimentary flushes of Sylvia warblers. Ibis 132: 445–453.
- JOHNSSON, K, S.G. NILSSON & M. TJERNBERG, 1993: Characteristics and utilisation of old Black Woodpecker Dryocopus martius holes by hole-nesting species. Ibis 135: 410–416.
- KAISER, B., 1990: Lebensraumansprüche der Spechte: Qualitätsbestimmende Habitatsvariablen für sechs Spechtarten in den Chiemgauer Alpen. Unveröff. Diplomarbeit Universität Regensburg.
- KANIA, W., 1967: Zerowanie dzieciolow z rodz. *Picus L.* na murach budynkow. Not. Orn. 8 (2–3): 60.
- KISIEL, D.S., 1972: Foraging behaviour of *Dendrocopos villosus* and. *D. pubescens* in eastern New York State. Condor 74: 393–398.
- KLÍMA, M., 1959: Nekteré poznatky o krouzkování stromu datlovitymí ptáky. [Einige Erkenntnisse zum Ringeln der Spechte]. Zool. listy 8 (1): 33–36.
- KNEITZ, G. 1960 Der Buntspecht (Dendrocopos major) als Vertilger der Eichennapfschildlaus (Eulecanium rufulum Ckll., Homoptera, Coccoidea). Waldhygiene 8: 240–245.
- KNEITZ, G., 1961: Zur Frage der Verteilung von Spechthöhlen und der Ausrichtung des Flugloches. Waldhygiene 4; 80–120.
- KNEITZ, G., 1965: Zum Verlauf der Einwirkung von Spechten auf ungeschützte Waldameisen-Populationen. Collana Verde (Min. Agric. For. Roma) 16: 187–218.
- KOCH, N., 1976: Die Vogelwelt eines montanen Tannen-Buchen-Fichten-Waldes, dargestellt am Beispiel der Hohen Rone. Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 12 (7): 558–577.
- KÖHLER, F., 1991: Anmerkungen zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes in Naturwaldzellen. NZ NRW Seminarberichte 10: 14–18.
- KÖHLER, K.-H. & G. SCHNEBEL, 1975: Zur Methodik und Problematik von Wintervogelbestandsaufnahmen. Angew. Ornith. 4: 177–186.
- KÖHLER, K.-H., 1971: Die Vogelwelt eines Mischwaldes bei Veerßen (Kreis Uelzen) im Winter und Sommer. Angew. Orn. 3: 154–163.
- KOJIMA, K. & H. ARISAWA, 1983; Habitat and food habitat of the Black Woodpecker *Dryocopos martius* in Hokkaido. Tori 32: 109–111.
- KOJIMA, K. & S. MATSUOKA, 1985: Studies on the food habits of four sympatric species of woodpeckers. II. Black Woodpecker (*Dryocopus martius*) from winter to early spring. Tori 34: 1–6.
- KOPLIN, J.A., 1969: The numerical response of woodpeckers to insect prey in a subalpine forest in Colorado. Condor 71: 436–438.

- KOPLIN, J.A., 1972: Measuring predator impact of woodpeckers on spruce beetles. J. Wildl. Manage. 36 (2): 308–320.
- KORPEL, S., 1992: Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchen-Ökosystem. AFZ 21; 1148– 1152.
- KRÄTZIG, M. 1939: Untersuchungen zur Siedlungsbiologie waldbewohnender Höhlenbrüter. Ornith. Abh. 3: 23–40.
- KREBS, J.R. & N.B. DAVIES, 1978: Behavioural Ecology An Evolutionary Approach. Oxford & London.
- KRICHER, J.C., 1975: Diversity in two wintering bird communities: possible weather effects. The Auk 92: 766–777.
- KRIŠTÍN, A., 1988; Modifikation des Bedeutungsindexes von Nahrungskomponenten und seine Verwendung. Biológia (Bratislava) 43 (10): 935–939.
- KRIŠTÍN, A., 1989: Vyhody a nevyhody jednotlivych metod vyzkumu potravy vtákov. [Vorteile und Nachteile verschiedener Methoden bei Nahrungsuntersuchungen der Vögel]. Tichodroma 2: 64–72.
- KRIŠTÍN, A., 1990: Breeding bird communities in natural and cultivated spruce forests in the Polana Mountains. Pages 299–302 in K. Šťastný & V. Bejček (eds.): Bird census and atlas studies. Proc. XI-th Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work. Prague. 492 pp.
- KROPIL, J. & J. KORŇAN, 1991: Príspevok k hniezdnej biológii a ekológii dubníka trojprstého (*Picoides tridacty-lus* (L.)) na Slovensku. [Beitrag zur Brutbiologie und Ökologie des Dreizehenspechts in der Slowakei]. Zprávy MOS 49: 7–12.
- KUČERA, L., 1972: Durch Spechte (Picidae) verursachte Baumschäden mit besonderer Berücksichtigung des Ringelns. Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 2 (123): 107–116.
- KÜHLKE, D., 1985: Höhlenangebot und Siedlungsdichte von Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) und Hohltaube (*Columba oeans*). Die Vogelwelt 106: 81–93.
- KUHN, K., 1993: Zur Methodik einer großflächigen Bestandsaufnahme bei Spechten auf dem Dinkelberg (Kreis Lörrach). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 51–58.
- LANG, E., 1990: Brutaktivität, Bruterfolg und Schutz des Schwarzspechtes (*Dryocopus martius*). Die Vogelwelt 111: 28–38.
- LANG, E. & R. ROST, 1990: Höhlenökologie und Schutz des Schwarzspechtes (*Dryocopus martius*). Die Vogelwarte 35: 177–185.
- LANZ, H., 1950: Vom Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus alpinus* Brehm) und seinem Brutleben. Orn. Beob. 47: 137–141.
- LEHTONEN, L., 1948: Über die Wintervogelfauna von Groß-Helsinki, Ornis Fennica 25: 1–18.
- LIGON, J.D., 1968: Sexual differences in foraging behavior in two species of *Dendrocopos* woodpeckers. The Auk 85: 203–215.
- LIVINGSTON, S.A., C.S. TODD, W.B. KROHN & R.B. OWEN, 1990: Habitat models for nesting Bald Eagles in Main. J. Wildl. Manage. 54 (4): 644–653.
- LOCHMILLER, R., 1979: Use of beaver ponds by southeastern woodpeckers in winter. J. Wildl. Manage. 43 (2): 263–266.
- LOCKLEY, R.M., 1935: Appendix A census over seven years on Stockholm, Permbrokshire, J. Anim. Ecol. 4: 52–57.

- LÖHRL, H. 1972: Zum Nahrungserwerb beim Buntspecht (Dendrocopos major). Anz. orn. Ges. Bayern 11: 248– 253.
- LÖHRL, H. 1977: Zur Nahrungssuche von Grau- und Grünspecht (*Picus canus*, *P. viridis*) im Winterhalbjahr. Vogelwelt 98: 15–22.
- LUDER, R., 1981: Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Orn. Beob. 78: 137–192.
- MACLELLAN, C.R., 1958: Role of woodpeckers in control of the Codling Moth in Nova Sotia. Can. Entomol. 90: 18–22.
- MAJEWSKI, P. & J. ROLSTAD, 1993: The detectability of Black Woodpecker; implications for forest bird censuses. Ornis Fennica 70: 213–214.
- MANNAN, R.W., E.C. MESLOW & H.M. WIGHT, 1980: Use of snags by birds in Douglas-fir forests, western Oregon. J. Wildl. Manage. 44 (4): 787–797.
- MANUWAL, D.A. & M.H. HUFF, 1987: Spring and winter bird populations in a douglas-fir forest sere. J. Wildl. Manage, 51 (3): 586-595.
- MATTHÄS, W. & H. SCHRÖDER, 1972: Ungewöhnliche Brutdichte des Buntspechts in einem Berliner Park. Die Vogelwelt 93: 72–73.
- MATSUOKA, S. & KOJIMA K., 1985: Studies on the food habits of four sympatric species of woodpeckers. I. Grey headed Green Woodpecker (*Picus canus*) in winter. Tori 33:103–111.
- MATSUOKA, S. & KOJIMA, K., 1979: Contents of feacal droppings collected in a nest of the Black Woodpecker (Dryocopus martius). Tori 28: 97–98.
- MAYER, H., 1976: Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege. Stuttgart.
- MCCLELLAND, B.R., S.S. FRISSELL, W.C. FISCHER & C.H. HALVORSON, 1979: Habitat management for holenesting birds in forest of western larch and douglas-fir. Journal of Forestry 8: 480–483.
- MENDEL, Z., 1985: Prediction of Orthotomicus erosus (Col., Scolytidae) by the Syrian Woodpecker (Picoides syriacus, Aves, Picidae). Z. ang. Ent. 100: 355–360.
- MELLEN, T.K., E.C. MESLOW & R.W. MANNAN, 1992: Summertime home range and habitat use of Pileated Woodpeckers in Western Oregon. J. Wildl. Manage. 56 (1): 96–103.
- MIECH, P., 1979: Zum Brutbestand einiger Spechtarten im Spandauer Forst. Orn. Ber. Berlin (West) 4: 63–86.
- MIECH, P., 1986: Zum Ringeln einiger Spechtarten (Picidae) im Flachland. Orn. Ber. Berlin (West) 11: 39–76.
- MORRISON, M.L., I.C. TIMOSSI & K.A. WITH, 1985: Development and testing of linear regression models predicting bird-habitat relationships. J. Wildl. Manage. 51 (1): 247–253.
- MORRISON, M.L., I.C. TIMOSSI, K.A. WITH & P.N. MAN-LEY, 1985: Use of tree species by forest birds during winter and summer. J. Wildl. Manage. 49 (4): 1098–1102.
- MORRISON, M.L. & K.A. WITH, 1987: Interseasonal and intersexual resource partitioning in Hairy and White-headed Woodpeckers. The Auk 104: 225–233.
- MOSLER-BERGER, CH., 1993: Spechte. Teil 1: Lebensweise. Wildbiologie 1/42: 1–10.
- MÜHLENBERG M., 1993: Freilandökologie. Heidelberg & Wiesbaden.

- MÜLLER, W., 1977: Zur Brutverbreitung des Schwarzspechtes (Dryocopus martius) am unteren Niederrhein. Charadrius 13: 71–74.
- MUSCHKETAT, L.F. & K.-F. RAQUÉ, 1993: Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspecht (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 71–81.
- MURR, F., 1975/1977: Die Vögel der Berchtesgadener und Reichenhaller Gebirgsgruppen. Monticola 4 (Sonderheft): 1–184.
- NEUFELDT, I.A., 1958: [On feeding habits of certain forest birds of southern Karelia]. (Russ. mit engl Zusamm.). Zool. Zh. 37: 257–270.
- NILSSON, S.G., 1975: Methods of estimating bird population densities during the winter. Ornis Scand. 5: 37-46.
- NILSSON, S.G., O. OLSSON, S. SVENSSON & U. WIKTAN-DER, 1992: Population trends and fluctuation in Swedish woodpeckers. Ornis Svecica 2: 13–21.
- NUORTEVA, M. & L. SAARI, 1980: Larvae of Acanthocinus, Pissodes and Tomicus (Coleoptera) and the foraging behaviour of woodpeckers (Picidae). Ann. Ent. Fenn. 46 (4): 107–110.
- OBRTEL, R. & V. HOLIŠOVÁ, 1974: Trophic niches of Apodemus flavicollis and Clethrionomys glareolus in a envolved forests. Acta Sci. natur. ecol. Sci. Bohemoslov. Brno 8: 1–37.
- ODUM, E.P., 1977: Základy ekologie. [Grundlagen der Ökologie]. Praha.
- OELKE, H., 1968: Ökologisch-siedlungsbiologische Untersuchungen der Vogelwelt einer nordwestdeutschen Kulturlandschaft (Peiner Moränen und Lößgebiete, mittleresöstliches Niedersachsen). Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 13: 126–171.
- OELKE, H., 1970; Siedlungsdichte Tagung in Peine vom 21. bis 22. März 1970. Orn. Mitt. 22: 121–124.
- OELKE, H., 1977: Bisher angewandte Methoden der Wintervogelbestandsaufnahmen, ein Überblick. Die Vogelwelt 98: 66–75.
- OSIEJUK, T., 1991: Behawior zerowiskowy mlodych dzieciolow duzych (*Dendrocopos major*) w lecie. Not. Orn. 32 (3–4): 27–36.
- OTVOS, I.S., 1965: Studies on avian predators of *Dendroctonus brevicomis* Le Conte (Coleoptera: Scolytidae) with special reference to Picidae. Can. Entomol. 97: 1184–1199.
- PAECHNATZ, H., 1936: Aus dem Tageslauf überwinternder Schwanzmeisen (Aegithalos c. caudatus). Vogelzug 7: 175–179.
- PAILER, K., SCHNEBEL, G., 1971: Der Wintervogelbestand einer Feldlandschaft der Lüneburger Heide. Angew. Orn. 3: 164–166.
- PALIČKA, K. & Z. KOPEC, 1993: Ptací slozka v prirozené jedlobucine Smradlavy u Karolinky. [Vögel eines naturnahen Tannen-Buchen Bestandes "Smradlavy" bei Karolinka]. Zpravodaj Okr. vlastivedneho mus. Vsetín: 53–55.
- PALMGREN, P., 1932: Zur Biologie von Regulus r. regulus und Parus atricapilla borealis. Acta zool. Fennica 14: 1–120.
- PALMGREN, P., 1943: Vogelbestandsaufnahmen im Winter. Ornis Fennica 13: 94–98.
- PAVELKA, J., 1983: Príspevek k rozsírení strakapúda belohrbetého, Dendrocopos leucotos (Bechst.) a datlíka tríprstého, Picoides tridactylus (L.) na Vsetínsku. [Beitrag

- zur Verbreitung des Weißrückenspechts und des Dreizehenspechts in der Umgebung von Vsetin]. Sylvia 22: 61–68.
- PAVELKA, J., 1987: Ptací spolecenstva jedlobukového pralesa Razula v mimohnízdním období. [Vogelgemeinschaften im Tannen-Buchen-Urwald Razula außerhalb der Brutzeit], Cas. Slez. Muz. Opava (A) 36: 159–168.
- PAVELKA, J., 1988: Podzimní a zimní ornítocenózy v karpatském jedlobukovém pralese. [Herbstliche und winterliche Ornithozönosen in einem Tannen-Buchen Urwald in den Karpaten], Cas. Slez. Muz. Opava (A) 37: 147–159.
- PAVELKA, J., 1990: Srovnání zimní avifauny na dvou biotopech v podhorské obcí. [Vergleich der Winteravifauna in zwei Biotopen in einem Bergdorf]. Ptáci v kulturní krajine. Sborník prednásek z II. Jihoceské ornitolog, konference: 253–263.
- PAVELKA, K., 1990: Breeding bird communities in three types of primeval forest (western Carpathians). Pages 287–290 in K. Šťastný & V. Bejček (eds.): Bird census and atlas studies. Proc. XI-th Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work. Prague. 492 pp.
- PAVELKA, J. & K. PAVELKA, 1990: The bird communities in Abieto-Fagetum virgin forests (western Carpathians). Pages 291–293 in K. Šťastný & V. Bejček (eds.): Bird census and atlas studies. Proc. XI-th Int. Conf. on Bird Census and Atlas Work. Prague. 492 pp.
- PECHACEK, P., 1980: Analyza hnízdící populace ptáku vsetínského a vizovického parku. [Analyse der Brutpopulation der Vögel in den Stadtparks von Vsetín und Vizovice]. Unveröff. Facharbeit Gymnasium Vsetín (CZ).
- PECHACEK, P., 1991: Vogelbestandsaufnahmen in den naturnahen Waldparzellen des Nationalparks Berchtesgaden. Unveröff. Abschlußbericht Nationalpark Berchtesgaden.
- PECHACEK, P., 1992: Habitatbewertungen der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. AFZ 15: 828–831.
- PECHACEK, P., 1994: Habitat use and influence of forest management on the distribution of woodpeckers investigated by a GIS. J. Wildl. Manage.: im Druck.
- PECHACEK, P. & A. KRIŠTÍN, 1993: Nahrung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. Die Vogelwelt 114: 165–177.
- PERRINS, C. 1987 Vögel: Biologie + Bestimmen + Ökologie. Hamburg & Berlin.
- PETIT, D.R., T.C. GRUBB, K.E. PETIT & L.J. PETIT, 1988: Predation on overwintering wood borers by woodpeckers in clear-cut forests. Wilson Bull. 100: 306–309.
- PETTERSSON, B., 1993: Breeding habitat of Lesser Spotted Woodpecker (*Dendrocopos minor*) in South Sweden. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 127–132.
- PFARR, U., 1990: Fichten-Totholz im Spannungsfeld von Natur- und Forstschutz. Unveröff. Dissertation L-M-Universität München.
- PFARR, U., 1991: Fichten-Totholz im Wirtschaftswald Sukzession der Entomofauna und Probleme des Forstschutzes, NZ NRW Seminarberichte 10: 39–42.
- PFARR, U. & J. SCHRAMMEL, 1991: Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. Forstw. Cbl. 110: 128–134.
- PIKULA, J., 1963: Pocetnost ptáku v listnatych a jehlicnatych lesích v okolí Brna v zimne. [Abundanz der Vögel in Laub- und Nadelwäldern in der Umgebung von Brünn im Winter]. Zool. listy 12 (2): 107–114.

- PIKULA, J., 1967: Die Artenzusammensetzung der Vogelpopulationen in den Entwicklungsphasen sekundärer und natürlicher Fichtenwald-Gesellschaften. Zool. listy 16 (3): 279–292.
- PIKULA, J., 1976: Metodika vyzkumu hnízdní bionomie ptactva. [Methoden der Untersuchungen von Brutbiologie der Vögel]. MOS Prerov.
- POPP, D., 1989: Ansprüche an die Waldwirtschaft aus der Sicht des Naturschutzes. Forstw. Cbl. 108: 319–326.
- PORTER, M.L. & R.F. LABISKY, 1986: Home range and foraging habitat of Red-Cockaded Woodpeckers in Northern Florida. J. Wildl. Manage. 50 (2): 239–247.
- PORTER, M.L., M.W. CALLOPY, R.F. LABISKY & R.C. LIT-TELL, 1985: Foraging behavior of Red-Cockaded Woodpeckers: An evaluation of research methodologies. J. Wildl. Manage. 49 (2): 505–507.
- PŘÍHODA, A., 1954: Datel a sykorky. [Specht und Meisen]. Zíva 2: 117.
- PUCHSTEIN, K., 1980: Ökologische Bewertung von Landschaftsteilen nach neuen siedlungsbiologischen Kriterien. Pages 77–81 in H. Oelke, ed. Bird Census Work and Nat. Cons. Göttingen. 300 pp.
- PURROY, F.J., 1972: El Pico dorsiblanco (Dendrocopos leucotos) del Pireneo. Ardeola 16: 145–158.
- PYNNÖNEN, A., 1939: Beiträge zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte I. Ann. Zool. Soc. Zool-Bot. Fennicae Vanamo 7 (2): 1–172.
- PYNNÖNEN, A., 1943: Beitrag zur Kenntnis der Biologie finnischer Spechte II. Die Nahrung. Ann. Zool. Soc. Zool-Bot. Fennicae Vanamo 9 (4): 1–59.
- RADEMACHER, W., 1963: Buntspecht als Ameisenfresser. Orn. Mitt. 15: 205.
- RADEMACHER, W., 1965: Buntspecht als Ameisenfresser. Orn. Mitt. 17: 87.
- RADEMACHER, W., 1970: Beobachtungen an Spechten. Orn. Mitt. 22: 179–183.
- RALL, H., 1990: Waldinventur und Waldpflegeplanung im Nationalpark Berchtesgaden 1983 – 1986. NP Berchtesgaden, Forschungsbericht 20: 21–107.
- RALPH, C.P., S.E. NAGATA & C.J. RALPH, 1985: Analysis of droppings to describe diets of small birds. J. Field Orn. 56: 165–174.
- RAPHAEL, M.G. & M. WHITE, 1984: Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. Wildl. Monogr. 86: 1–66
- REED, J.M., 1990: The dynamics of Red-cockaded woodpecker rarity and conservation. Pages 37–58 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- REED, J.M., J.R. WALTERS, T.E. EMIGH & D.E. SEAMAN, 1993: Effective population size in Red-Cockaded Woodpeckers: Population and model differences. Conservation Biology 7 (2): 302–308.
- REICHHOLF, J. & H. UTSCHICK, 1972: Vorkommen und relative Häufigkeit der Spechte (Picidae) in den Auwäldern am Unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 254–262.
- REINDL, J., W. BÄUMLER, M. FEEMERS & E. MASCH-NING, 1992: Situation und Prognose des Forstschädlingsbefalls in Bayern 1991/92. AFZ 7: 332–338.

- REINDL, J., W. BÄUMLER, M. FEEMERS & E. MASCH-NING, 1993: Situation und Prognose des Schädlingsbefalls in Bayern 1992/93. AFZ 7: 327–333.
- RENDLE, M., 1912: Über Nahrung und Nutzung des Schwarzspechts. Gefiederte Welt 41: 244–246; 251–253.
- RUGE, K., 1968: Zur Biologie des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus), 1. Orn. Beob. 65: 109-124.
- RUGE, K., 1970: Zum Ringeln der Spechte. J. Orn. 111: 496.
- RUGE, K., 1973: Über das Ringeln der Spechte außerhalb der subalpinen Nadelwälder. Orn. Beob. 70: 173–179.
- RUGE, K., 1974: Zur Biologie des Dreizehenspechts (Picoides tridactylus), 4. Orn. Beob. 71: 303–311.
- RUGE, K., 1981: Der Schwarzspecht und seine Verwandten. Kornwestheim.
- RUGE, K., 1993a: Europäische Spechte Ökologie, Verhalten, Bedrohung, Hilfe. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 13–25.
- RUGE, K., 1993b: Schutz für einheimische Spechte. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 199–202.
- RUGE, K. & W. WEBER, 1974a: Biotopwahl und Nahrungserwerb beim Weißrückenspecht (Dendrocopos leucotos) in den Alpen. Die Vogelwelt 95: 138–147.
- RUGE, K. & W. WEBER, 1974b: Brutgebiet des Dreizehenspechts (*Picoides tridactylus*) im Eisenerzer Raum, Steiermark. Anz. orn. Ges. Bayern 13; 300–304.
- RUGE, K. & P. HAVELKA, 1993: Vergleichende Untersuchungen an Buntspecht (Dendrocopos major) und Dreizehenspecht (Picoides tridactylus) Engadin/Neckarland. Nahrungsanalysen während der Brutperiode. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 101–107.
- SACHS, L., 1979: Statistische Methoden. Berlin, Heidelberg, New York.
- SACHS, L., 1984: Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- SARKANEN, S., 1974: Notes on the breeding biology of the White-backed woodpecker (Summary). Lintumines 9: 77–84.
- SCHERRER, H. U., 1993: Projekt zur flächenhaften Erfassung und Auswertung von Sturmschäden. AFZ 14: 712–714.
- SCHERZINGER, W., 1972: Beobachtungen am Dreizehenspecht im Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Orn. Mitt. 24: 207–210.
- SCHERZINGER, W., 1982: Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenr. BayStMinELF Nr. 9: 1–119.
- SCHERZINGER, W., 1985: Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Schriftenr. BayStMinELF Nr. 12: 1–188.
- SCHERZINGER, W., 1990: Is competition by the Great Spotted Woodpecker the cause for White-backed Woodpeckers rarity in Bavarian Forest National Park? Pages 81–91 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- SCHERZINGER, W., 1993: Reaktion der Spechte (Picidae) auf eine Borkenkäfer-Kalamität im Nationalpark Bayerischer Wald (BR-Deutschland). Pages 77–85 in M. Saniga

- & S. Korpel', eds. Symposium über die Urwälder. Forstliche Fakultät der TU, Zvolen, Slowakei. 103 pp.
- SCHIFFERLI, A. & R. ZIEGLER, 1956: Begegnung mit dem Dreizehenspecht im Engadin, Orn. Beob. 53: 1–5.
- SCHIMITSCHEK, E., 1952: Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Teil I und II. Z. ang. Ent. 34: 178–215; 513–542.
- SCHIMITSCHEK, E., 1953: Forstentomologische Studien im Urwald Rotwald. Teil III. Z. ang. Ent. 35: 1–54.
- SCHMID, L., 1988: Der Einfluß charakteristischer Eigenschaften von Naturwaldreservaten auf die Vogelwelt unter besonderer Berücksichtigung der höhlenbrütenden Vogelarten: dargestellt am Beispiel der Naturwaldreservate "Neugeschüttwörth" und "Karolinenwörth". Unveröff. Dipl, Arbeit L-M-Universität München.
- SCHMID, H., 1993: Grün-, Grau- und Kleinspecht (Picus viridis, P. canus, Dendrocopos major) in der Schweiz: aktuelle Verbreitung und Bestandssituation. Orn. Beob. 90: 201–212.
- SCHNEBEL, G., 1969: Die Vogelwelt einer Parklandschaft im Winter. Orn. Mitt. 21: 245–251.
- SCHNEBEL, G., 1972: Ergebnisse einer Wintervogelz\u00e4hlung in der Dumme-Niederung bei Bergen (Ost-Niedersachsen). Orn. Mitt. 24: 48–50.
- SCHNEBEL, G., PAILER, K., 1973: Über die Vogelwelt in Flußniederungen der Lüneburger Heide in den Monaten November und Dezember. Orn. Mitt. 25: 9–12.
- SCHUBERT, W., 1969: Neue Beobachtungen zum Vorkommen des Weißrückenspechts (Dendrocopos leucotos) in den bayerischen Alpen. Anz. Orn. Ges. in Bay 8: 515–517,
- SCHUSTER, A., 1984: Die Nutzung der Bäume durch Vögel in Altholzbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes. Unveröff, Dissertation Universität Bonn.
- SCHUSTER, A., 1990: Ornithologische Forschung unter Anwendung eines geographischen Informationssytem. Salzburger Geograph. Materialien 15; 115–123.
- SCHWERDTFEGER, F., 1954: Über Spechtschäden. AFZ 9: 287.
- SCOTT, V.E., 1979: Bird response to snag removal in ponderosa pine. Journal of Forestry 77: 26–28.
- SEDGWICK, J.A. & F.L. KNOPF, 1990: Habitat relationships and nest site characteristics of cavity-nesting birds in cottonwood floodplains. J. Wildl. Manage. 54 (1): 112–124.
- SEVASTYANOV, G.N., 1959: [Silvicultural importance of the woodpeckers under the conditions of the Archangelsk Region]. (Russ. mit engl. Zusamm.). Zool. Zh. 38: 589–595.
- SHARROCK, J.T.R., 1977: The european atlas: Woodpeckers. Br. Birds 70: 476–488.
- SHORT, L.L. & J.F.M. HORNE, 1990: The Ivory-billed Woodpecker – the cost of spezialization. Pages 93–98 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- SHORT, L.L. & J.F.M. HORNE, 1990: Woodpeckers a world perspective and conservation concerns. Pages 5–12 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish Uni-

- versity of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- SIMON, J., 1985: Velikost populace a vyziva strakapouda velkého (*Dendrocopos major* L.) v luzním lese v zimne. [Populationsgröße und Ernährung des Buntspechts in einem Auwald im Winter]. Zprávy MOS 43: 19–24.
- SLÁDEK, J., 1958: Ornitofauna arboréta Mlynany. Biol. práce SAV IV/12: 111–151.
- SLÁDEK, J., 1967: Príspevok k poznaniu destruktívnej cinnosti datla cierneho *Dryocopus martius* na lesnych drevinách. [Beitrag zur Kenntnis der destruktiven Tätigkeit des Schwarzspechts auf Forstgehölzen]. Acta Fac. forest. Zvol. 9 (1): 123–138.
- SLÁDEK, J., 1970: Poznámky k metodike kvantitatívneho vyhodnocovania rozborov zalúdkov u polyfágnych mäsozravcov. [Anmerkungen zu quantitatíven Auswertungsmethoden bei Mageninhaltanalysen der Fleischfresser]. Lynx 11: 109–112.
- SPANDAU, L. & C. SIUDA, 1985: MAB-Projekt 6: Das geographische Informationssystem im MAB-Projekt 6. Unveröff. Forschungsbericht Lehrstuhl für Landschaftsökologie TU München/Weihenstephan.
- SPEIGHT, M.C.D., B. KING & M. KING, 1973: Winter food of Green Woodpecker and anociation with Starling. Br. Birds 66: 33–34.
- SPITZNAGEL, A., 1990: The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper Rhine valley. Pages 117–145 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- SPITZNAGEL, A., 1993: Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 59–70.
- STADLER, S. & N. WINDING, 1990: Die Brutvogelfauna des Naturwaldreservat "Rosswald" – qualitative und quantitative Bestandsaufnahme im subalpinen Nadelwald. Salzb. Vogelkundl. Berichte 2(1): 9–13.
- STAIRS, G.R., 1985: Predation on overwintering codling moths populations by birds. Ornis Scand. 16: 323–324.
- ŠŤASTNÝ, K., 1974: Návrh jednotné metodíky kvantitatívního vyzkumu ptáku. [Entwurf einer einheitlichen Methodík für die quantitativen Untersuchungen der Vögel]. Zprávy MOS: 13–21.
- ŠŤASTNÝ, K., A. RANDÍK & K. HUDEC 1987: Atlas hnízdního rozsírení ptáku v ČSSR 1973/77. [Atlas des Brutvogelvorkommens der Vögel in der CSSR in 1973 bis 1977]. Praha.
- STENBERG, I. & O. HOGSTAD, 1992: Habitat use and density of breeding woodpeckers in the 1990's in More og Romsdal county, western Norway. Fauna norv. Ser. C, Cinclus 15: 49-61.
- STENBERG, I., 1990: Preliminary results of a study on woodpeckers in More and Romsdal county, western Norway. Pages 67–79 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- SUTTER, E., 1961: Vom Nahrungserwerb des Dreizehenspechts. Orn. Beob. 58: 201–203.

- SVENSSON, S. & K. WILLIAMSON, 1970; Recommendations for an international standard for a mapping method in bird census work environmental monitoring. Bull. Ecol. Res. Comm. 9; 49–52.
- SWALLOW, S.K., R.A. HOWARD & R.J. GUTIÉRREZ, 1988;
  Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forest. Wilson Bull. 100: 236–246;
- SWALLOW, S.K., R.J. GUTIÉRREZ & R.A. HOWARD, 1986: Primary cavity-site selection by birds. J. Wildl. Manage. 50 (4): 576–583:
- THOMAS, J.W., 1979: Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington. USDA For, Serv. Agric. Handb, 533, Washington D.C.
- TIAINEN, J., 1990: Distribution changes and present status of *Dendrocopos leucotos* in Finland. Pages 21–27 in A. Carlson & G. Aulén, eds. Conservation and Management of Woodpecker Populations. Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology, Report 17. Uppsala, Sweden. 163 pp.
- TIAINEN, J. & T. ALANKO, 1989: Valkoselkätikan esiintyminen ja pesimistulos Suomessa 1989. [Verbreitung und Bruterfolg beim Weißrückenspecht in Finnland in 1989]. Lintumies 24: 268–272.
- TJERNBERG, M., K. JOHNSSON & S.G. NILSSON, 1993: Density variation and breeding succes of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. Ornis Fennica 70: 155–162.
- TOMIALOJĆ, L., 1974: The quantitative analysis of the breeding and winter avifauna of the forest in the vicinity of Legnica. Acta Orn. 14: 61–97.
- TÖRÖK, J., 1990: Resource partitioning among three woodpecker species, *Dendrocopos ssp.*, during the breeding season. Holarct. Ecol. 13: 257–264.
- TRAVIS, J., 1977: Seasonal foraging in a Downy woodpecker population. Condor 79: 371–375.
- TURČEK, F.J., 1949a: Krúzkovanie stromov datlamí I. [Ringeln der Bäume durch Spechte I]. Lesn. práce 28 (6–7): 245–248.
- TURČEK, F.J., 1949b: Krúzkovanie stromov datlami II. [Ringeln der Bäume durch Spechte II]. Lesn. práce 28 (8–10): 394–398.
- TURČEK, F.J., 1953: Ekologická analyza vtákov a cicavcov prirodzeného lesa na Poláne (Slovensko). [Ökologische Analyse der Vögel und Säuger eines natürlichen Waldes in Polana, Slowakei]. Rozpravy II. tr. Ceské akademie, 62 (3): 1–51.
- TURČEK, F.J., 1954: The ringing of trees by some european woodpeckers. Ornis Fennica 31: 33–41.
- UTSCHICK, H., 1991: Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstw. Cbl. 110: 135–148.
- UTSCHICK, H., 1993: Größe, Verteilung und Zusammensetzung von Vogeltrupps in Auwäldern am Unteren Inn. Orn. Anz. 32: 117–128.
- VIRKKUNEN, J., 1967: Ethological observations on wintering woodpeckers, with special reference on the interaction between different species. Ornis Fennica 44: 73–77.
- VOSER, P., A. BUCHLI & CH. MOSLER-BERGER, 1992: Waldbau, Fauna und neuartige Waldschäden. Schriftenr. Umwelt Schweizer. BUWAL.

- WASILEWSKI, J., 1969: Dziecioly na wiatrolamach Tatrzanskiego Parku Narodovego, [Woodpeckers in the wind-blown woodlands of the Tatra National Park]. Chronmy przyr, ojcz. 25: 18–23.
- WEISS, J., 1991: Schwarzspechthöhlen als Indikatoren für Altholz-Bewertung und -Erhaltung? NZ NRW Seminarberichte 10: 59–61.
- WESOLOWSKI, T., 1989: Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). Acta orn. 25: 321–351.
- WESOLOWSKI, T. & L. TOMIALOJĆ, 1986: The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest preliminary data. Acta orn. 22: 1–21.
- WIEHE, H., 1971: Linientaxierung zur Ermittlung des Wintervogelbestandes eines Bruchwaldes bei Braunschweig (Winter 1969/70). Die Vogelwelt 1: 1–8.
- WILLIAMSON, J.B., 1980: Intersexual niche partitioning in Downy Woodpeckers. Wilson Bull. 92: 439–451.
- WINDING, N., 1985: Gemeinschaftsstruktur, Territorialität und anthropogene Beeinflussung der Kleinvögel im Glocknergebiet (Hohe Tauern, Österreichische Zentralalpen). Veröff. österr. MAB-Progr. 9: 133–173.
- WINDING, N., 1990: Die Brutvogelfauna des Naturwaldreservats "Gaisberg". Quantitative Bestandsaufnahme im montanen Mischwald. Salzb. Vogelkundl. Berichte 2 (2): 15–24.
- YEAGER, L.E., 1955: Two woodpecker population studies in relation to environmental change. Condor 57: 148–153.
- ZAHNER, V., 1993: Höhlenbäume und Forstwirtschaft. AFZ 11: 538–540.
- ZARNOWITZ, J.E. & D.A. MANUWAL, 1985: The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington. J. Wildl. Manage, 49 (1): 255–263.
- ZEMAN, J., 1955: Strakapoudi a sykory. Ziva 3: 77-78.
- ZERLE, A., 1989: Forstwirtschaft und Naturschutz aus der Sicht der Staatsforstverwaltung. Forstw. Cbl. 108: 334–342.
- ZERLE, A., 1992: Anspruch und Wirklichkeit. Waldbiotopkartierung. AFZ 10: 517–521.
- ZIERL, H., 1981: Geschichte eines Schutzgebiets. Berchtesgaden.

#### Allgemeine Werke

- Forsteinrichtung (Waldpflegeplanung) für den Nationalpark Berchtesgaden, Bayerischen Staatsforstverwaltung, Stand 1.1.1987.
- Forsteinrichtungsrichtlinien (FER) der Bayerischen Staatsforstverwaltung. Stand 1982.
- Topographische Karte 1:25.000 "Nationalpark Berchtesgaden". Bayerisches Landesvermessungsamt. Ausgabe 1987.
- Verordnung über den Alpen- und den Nationalpark Berchtesgaden vom 8. Juli 1978 mit der Begründung zur Verordnung über den Alpen- und den Nationalpark Berchtesgaden.

# In der Reihe der Forschungsberichte sind erschienen:

Nr.	1	G. Enders	
		Theoretische Topoklimatologie	

- Nr. 2 R. Bochter, W. Neuerburg, W. Zech Humus und Humusschwund im Gebirge
- Nr. 3 Herausgeber Nationalparkverwaltung

  Zur Situation der Greifvögel in den Alpen
- Nr. 4 G. Enders
  Kartenteil: Theoretische Topoklimatologie
- Nr. 5 O. Siebeck

  Der Königssee

  Eine limnologische Projektstudie
- Nr. 6 R. Bochter

  Böden naturnaher Bergwaldstandorte
  auf carbonatreichen Substraten
- Nr. 7 Herausgeber Nationalparkverwaltung Der Funtensee
- Nr. 8 H. Schmid-Heckel

  Zur Kenntnis der Pilze in den Nördlichen

  Kalkalpen
- Nr. 9 R. Boller
  Diplopoden als Streuzersetzer in einem
  Lärchenwald
- Nr. 10 E. Langenscheidt Höhlen und ihre Sedimente in den Berchtesgadener Alpen
- Nr. 11 Herausgeber Nationalparkverwaltung

  Das Bärenseminar
- Nr. 12 H. Knott Geschichte der Salinenwälder von Berchtesgaden
- Nr. 13 A. Manghabati
  Einfluß des Tourismus auf die
  Hochgebirgslandschaft
- Nr. 14 A. Spiegel-Schmidt
  Alte Forschungs- und Reiseberichte
  aus dem Berchtesgadener Land
- Nr. 15 H. Schmid-Heckel Pilze in den Berchtesgadener Alpen
- Nr. 16 L. Spandau
  Angewandte Ökosystemforschung im
  Nationalpark Berchtesgaden
- Nr. 17 W. Berberich

  Das Raum-Zeit-System des Rotfuchses

- Nr. 18 U. Mäck, R. Bögel Untersuchungen zur Ethologie und Raumnutzung von Gänse- und Bartgeier
- Nr. 19 B. Dittrich, U. Hermsdorf Biomonitoring in Waldökosystemen
- Nr. 20 F. Kral, H. Rall Wälder – Geschichte, Zustand, Planung
- Nr. 21 M. Klein, R.-D. Negele, E. Leuner, E. Bohl, R. Leyerer Fischbiologie des Königssees: Fischereibiologie und Parasitologie
- Nr. 22 W. Traunspurger
  Fischbiologie des Königssees:
  Nahrungsangebot und Nahrungswahl
  Bd. I
- Nr. 23 R. Gerstmeier
  Fischbiologie des Königssees:
  Nahrungsangebot und Nahrungswahl
  Bd. II
- Nr. 24 W. Hecht, M. Förster, F. Pirchner R. Hoffmann, P. Scheinert, H. Rettenbeck Fischbiologie des Königssees: Ökologisch-genetische Untersuchungen am Seesaibling und Gesundheitsstatus der Fische
- Nr. 25 G. Hofmann Klimatologie des Alpenparks
- Nr. 26 K. Rösch
  Einfluß der Beweidung auf die Vegetation
  des Bergwaldes
- Nr. 27 H. Remmert, P. G. Rey, W. R. Siegfried, W. Scherzinger, S. Klaus Kleinstmögliche Populationen bei Tieren
- Nr. 28 B. Müller, W. Berberich, A. David Schalenwild
- Nr. 29 J. Köppel

  Beitrag der Vegetation zum Wasserhaushalt
- Nr. 30 H. Zierl et al.

  Die Wallfahrt über das Steinerne Meer
- Nr. 31 Peter Pechacek
  Spechte im Nationalpark Berchtesgaden

