

Siedlungsdichte, Habitat und Bestandsentwicklung der Spechte im NSG »Innerer Unterspreewald«

von Thomas Noah

Summary: Breeding density, habitat and population development of Woodpeckers in the nature protection area »Innerer Unterspreewald«

Woodpeckers (Black, Green, Great Spotted, Middle Spotted, Lesser Spotted) were mapped in the Unterspreewald area in 1997 and 1998. The study area (18.3 km²) mainly consists of natural wet deciduous woodland. Mapping took place with the help of playback songs. The Woodpeckers preferences for different forest types were identified by comparing territory distribution and results of a forest type mapping with the help of GIS. The breeding of Middle Spotted Woodpeckers in alder woods is remarkable as such habitat was formerly unknown. The actual results were compared with studies from 1923-29 (SCHIERMANN 1930). An increase in all species, with the exception of the Little Spotted Woodpecker, was registered since the 1920s. The increase of Green, Black and Great Spotted Woodpecker are due to habitat improvement. The recorded increase in the Middle Spotted Woodpeckers is probably mainly due to methodical differences in recording methods, in particular the use of playback calls.

Einleitung

In der Geschichte Berlin-Brandenburgischer Avifaunistik zählten Untersuchungen über das Vorkommen und die Verbreitung der Spechte seit jeher zu den Randerscheinungen. Mit Ausnahme des von MIECH (1979) kontrollierten Spandauer Forstes, fehlen neuere Publikationen, die sich auf größere Probestflächen beziehen, vollständig.

Dieser geringe Kenntnisstand ist aus heutiger Sicht bedauerlich, gehören doch die meisten Spechtarten, insbesondere aber Bunt- und Mittelspecht zu den Vogelarten, deren Verbreitungszentren sich in Deutschland befinden (HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Insofern kommen der genauen Kenntnis der Bestandsgrößen, der Dokumentation langfristiger Bestandsveränderungen und den Habitatansprüchen ganz besondere Bedeutung zu (vgl. auch SCHERZINGER 1982). Da überregionale, langfristige Tendenzen der Bestandsentwicklung schlecht untersucht sind und regionale Daten in vielen Fällen Abnahmen andeuten (BAUER & BERTHOLD 1996, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997), sollte den Spechten vermehrt Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Spechte zählen zweifellos zu den auffälligeren Arten in ihren Lebensräumen, woraus man schließen könnte, dass sie entsprechend problemlos feststellbar sind. Hinsichtlich der akustischen Wahrnehmung bildet hier lediglich der wenig ruffreudige Mittelspecht eine Ausnahme (BÜHLER 1976), was zur Folge hatte, dass er lange Zeit als schwer erfassbare Art galt (OELKE 1975). Erst durch den gezielten Einsatz von Klangattractanten wurden in zuvor offenbar nur spärlich oder lückenhaft besiedelten Regionen Vorkommen »entdeckt«, die sich in kaum für möglich gehaltenen Größenordnungen bewegten (z.B. FLADE & MIECH 1986). Erste detaillierte avifaunistische Untersuchungen im Unterspreewald gehen auf SCHIERMANN (1930) zurück. Treffend schildert er die Beweggründe für die Auswahl seiner Kontrollfläche: »Das geeignete

Gebiet für solche Feststellungen schien mir das Gebiet des Unterspreewaldes zu sein. Nicht allein deshalb, weil dieses Waldgebiet arten- und individuenreich ist wie kaum ein anderes Gebiet in der Mark Brandenburg, sondern auch weil es im Vergleich zu anderen Kulturwäldern ein Gebiet darstellt, in dem Ursprünglichkeit und Natürlichkeit der Lebens- und Brutbedingungen in höchstem Maße vorhanden sind. Zum großen Teil durch Wasserläufe begrenzt, bildet es ein gut geschlossenes Gebiet,«.

Erfreulicherweise blieb nahezu das gesamte Areal bis in die Gegenwart von den allerorts durchgeführten radikalen Landschaftsveränderungen weitgehend verschont und erschien somit für vergleichende Untersuchungen, nunmehr 70 Jahre später, geradezu prädestiniert.

Das Gebiet

Das nördlich der Stadt Lübben gelegene Untersuchungsgebiet (UG) NSG »Innerer Unterspreewald« ist Teil des naturräumlich als eine Einheit zu betrachtenden Biosphärenreservates Spreewald und verwaltungspolitisch dem Landkreis Dahme-Spreewald zugehörig. Mit einer Gesamtfläche von 1.828,8 ha bedeckt das UG den zentralen Bereich der Flussaue des Unterspreewaldes. Die zusammenhängende (und für die Kartierung relevante) Waldfläche hat eine Größe von 1.330,3 ha. Mit Ausnahme von zwei schmalen Kontaktzonen zu benachbarten Kiefernforsten im Süden, ist das UG ganz überwiegend von Grünland umgeben und somit durch eine weitgehend isolierte Lage gekennzeichnet (Abb. 1).

Mehrere Ortschaften (Groß Wasserburg, Leibsch, Neulübbenau, Schlepzig) befinden sich in der Peripherie der Flussniederung, doch bis auf zwei Forstgehöfte ist das UG unbesiedelt. Eine Ortsverbindungsstraße trennt das Territorium in Nord- und Südteil.

Klimatisch unterliegt der Unterspreewald dem Einfluss des kontinental geprägten ostdeutschen Binnenklimas. Neben einer relativ geringen durchschnittlichen Jahresniederschlagsmenge (532 mm, Schlepzig), sind erhöhte Gewitter-, Nebel-, Früh- und Spätfrostbildungen lokalklimatische Besonderheiten (KRAUSCH 1960). Die langjährige mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,5 °C (METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1987).

Das Relief ist als recht homogen einzustufen. Die Höhe über NN liegt an der Südgrenze bei 46,5 m und fällt bis zum 9 km entfernten Nordrand nur um 1,7 m ab (44,8 m bei Groß Wasserburg). Einzelne kleine Dünenreste und Schwemmsandinseln, nur selten größer als 1 ha, erheben sich bis maximal 4 m über das Umland. Das extrem geringe Gefälle führte zu einer Aufspaltung der Spree in eine Vielzahl von Nebenarmen, Altwässern und versumpften Senken, die sich gleichmäßig über das Areal verteilen. Insgesamt werden 107 km Flussläufe I. Ordnung aufgeführt. Zwei Staugürtel mit acht Wehranlagen und diversen kleineren Stauen sorgen für ganzjährig konstante Pegelstände. Seit der Errichtung mehrerer Staubecken am Mittel- und Oberlauf der Spree ab etwa 1970 blieben periodische Hochwasser aus. Lediglich über den alljährlich praktizierten Winterstau (etwa von Januar bis April) werden kleine Bereiche im Norden, insbesondere aber bis zu 50 % des Südteils mehrere Dezimeter unter Wasser gesetzt. Die höher gelegenen Waldpartien (z.B. Eichen-Hainbuchenwälder, Rotbuchenalthölzer s.u.) werden selbst in Extremsituationen (z.B. Sommerhochwasser 1981) nicht überflutet.

Darüber hinaus ist das gesamte UG infolge mehrerer Entwässerungsmaßnahmen im Umland eingedeicht worden und somit einem eigenen Wasserregime unterworfen. Während der Nordteil des Areals eine geschlossene Waldfläche darstellt, weist der Südteil eine durch mehrere eingesprengte Feuchtwiesen unterbrochene Waldstruktur auf (Abb. 1). Nach der aktuellen Biotoptypenkartierung (Pflege- und Entwicklungsplan Spreewald) entfallen 970 ha auf sehr naturnahe Waldgesellschaften und 360,3 ha auf die intensiver beeinflussten Forsten. Aufgrund der zum Teil auf engem Raum variierenden Standortver-

hältnisse eröffnet sich gebietsweise ein abwechslungsreiches Waldbild. Unter Beachtung pflanzensoziologischer Aspekte nehmen die von der Schwarzerle dominierten Waldgesellschaften (Erlenbruch- und Erlenmoorwälder, Erlen-Eschenwälder, Erlenforsten) fast zwei Drittel der Gesamtfläche ein (Abb. 2). Gemeinsam mit den von der Stieleiche dominierten Biotoptypen (Eichen-Hainbuchenwälder, Eichenmischwälder, Eichenforste) machen sie über 85 % der Waldfläche aus (Tab. 1). Die verschiedenen Erlenwaldausprägungen, denen häufig Eschen und einzelne, z.T. sehr alte Stieleichen beigemischt sind, bedecken fast den gesamten Südtel und stocken auch am Nordrand in größeren Beständen. Nahtlos an diese Vegetationsform anschließend tritt der Eichen-Hainbuchenwald (Abb. 3), unterbrochen von Rotbuchenalthölzern (Abb. 4), insbesondere im zentralen und nördlichen Teil deutlich hervor. Kiefernforste sind im wesentlichen auf die Dünenstandorte im Südtel beschränkt.

Tab. 1: Flächenbilanz der Waldgesellschaften im UG (nach Parametern der Brandenburger Biotopkartierung, Quelle: PEP Spreewald) **Tab. 1:** *Composition of the study area (wood communities corresponding to parameters of the Brandenburg biotope mapping).*

Waldtyp	Fläche in ha	Anteil in %
Erlenmoor- und Erlenbruchwälder	112,6	8,5
Erlen-Eschenwälder	531,4	40,0
Eichenmischwälder	27,4	2,1
Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwälder	3,8	0,3
Eichen-Hainbuchenwälder	229,7	17,3
Rotbuchenwälder	65,0	4,9
Erlenforste	234,4	17,6
(davon < 20 jährige Erlenstangenhölzer)	177,0	
Eschenforste	3,7	0,3
Eichenforste	41,4	3,1
Pappelforste	19,0	1,4
Birkenforste	7,1	0,5
Nadelforste	43,3	3,2
sonstige Waldgesellschaften	11,6	0,9
Summe	1330,3	

Während die am stärksten grundwasserbeeinflussten Erlenwaldgesellschaften sowie die Rotbuchenalthölzer naturgemäß keine stark entwickelte Strauchschicht aufweisen, sind insbesondere die nur wenig höher gelegenen Erlen-Eschenwälder, sowie die sich anschließenden Eichen-Hainbuchenwälder zum Teil üppig mit einer Strauchschicht aus Traubenkirsche, gelegentlich auch Haselnuss bzw. reicher Eschen- und Hainbuchenverjüngung ausgestattet. Ebendiese Eschen und/oder Hainbuchen treten auch in der (gebietsweise fehlenden) Mittelschicht bestandsbildend hervor. Die Kronenschicht weist über weite Strecken eine heterogene Struktur auf. Neben einzelnen Altbäumen (vorwiegend Eichen und Eschen), die aus den Beständen etwas herausragen, sorgen vor allem die abgestorbenen bzw. »halbkahlen« Kronenbereiche für eine gute Durchsonnung. Desweiteren führen die überaus zahlreichen Grenzlinieneffekte (Flusslaufschneisen, Windwurfklüften, Übergänge von Erlenjungkulturen zu Althölzern, »echte« Waldrandzonen etc.) ebenfalls zu verstärktem Eindringen des Sonnenlichtes.

Der Totholzanteil in den naturnahen Laubholzbeständen ist als außerordentlich hoch einzuschätzen. Sowohl stehende, als auch liegende Baumfragmente vermitteln lokal einen urwaldähnlichen Eindruck. Verantwortlich für diese Erscheinungen sind neben dem seltenen Erreichen der natürlichen Altersgrenze

(vgl. Tab. 2) vor allem erhebliche langfristige Wasserstandsschwankungen als Folge massiver Eingriffe in die Hydrologie. Von Schädigungen betroffen sind in erster Linie die häufigsten Baumarten (Tab. 2), wobei neben der Schwarzerle offenkundig die Stieleiche am stärksten erkrankt ist.

Tab. 2: Prozentualer Anteil und Alter der häufigsten Baumarten in der Kronenschicht. *Tab. 2: Percentage and age of the most common tree species in the canopy layer.*

	Anteil in %	davon > 80 Jahre in %	davon > 130 Jahre in %
Schwarzerle	51,78	43,0	0,7
Esche	12,10	62,0	2,0
Stieleiche	11,80	73,0	57,4
Kiefer	6,44	30,5	12,0
Rotbuche	3,28	79,3	46,2
Sonstige	14,60		

Außer den erwähnten Baumarten kommen in geringem Maße Moorbirken (prozentualer Anteil im Oberstand: 2,05), Flatterulmen (1,56), Hybridpappeln (2,39) und weitaus seltener Sommerlinden (0,25), Traubeneichen (0,10) und Bergahorn (0,11) vor. Europäische Lärchen (0,45) und Gemeine Fichten (0,30) begleiten oftmals Kiefernforste. Erfreulich selten wurde mit Neophyten wie Roteiche, Weymouthskiefer, Douglasie, Omorikafichte und Scheinzypresse (Summe = 0,72 %) experimentiert. Nach SCHIERMANN (1930), der das UG größtenteils als Hochwald bezeichnete, erfolgte die damalige Holznutzung zumeist in Form von Plenterschlägen. Andere Quellen (z.B. ANONYMUS 1854, 1931) aus dieser Zeit betonen eine großflächige Nieder- und vor allem Mittelwald-Bewirtschaftung mit insgesamt jüngeren Baumbeständen. Im Zeitraum vom Ende der 1970er Jahre bis 1990 änderte sich die bis dahin schonende (traditionelle) Bewirtschaftungsweise grundlegend: Erlenbruch- und Erlen-Eschenwälder wurden unter enormem technischen Aufwand großflächig gerodet und anschließend auf der Basis einer sogenannten Rabattenkultur erneut bestockt. Bei Rabattierungen wurden im Abstand von 6 Metern etwa 1 Meter tiefe Gräben ausgehoben und auf den so entstandenen Substratanhäufungen die Erlen gepflanzt. Diese für Moorböden und Waldstruktur irreparable Schädigungen nach sich ziehenden Rabatten bedecken eine (für Spechte derzeit unbesiedelbare) Forstfläche von 176,96 ha. Die gegenwärtig dominierende Waldnutzungsform des zu etwa 20 % aus Privatwald und zu 80 % aus Ländereigentum bestehenden UG ist der Schirmschlag. Die überregionale ornithologische Bedeutung des Unterspreewaldes wurde früh erkannt und führte bereits 1939 zur Anerkennung als Landschaftsschutzgebiet. Nachdem der im Südteil gelegene Kriegbusch 1938 als Naturschutzgebiet (NSG) deklariert wurde, folgten 1961 die erste Kernzone und 1968 zwei weitere NSG. Insgesamt waren nun etwa 540 ha unter besonderen Schutz gestellt. Ferner befand sich im Nordteil ein Staatsjagdgebiet, das sich ebenfalls durch geringe Nutzungsintensität auszeichnete. Im Zuge der Ausweisung als Biosphärenreservat erhielt das gesamte UG 1990 den Status eines NSG. Drei Kernzonen mit zusammen 365,9 ha sind seither vollständig aus der Nutzung genommen. Touristisch ist das UG, mit Ausnahme eines bei Schlepzig angelegten Naturlehrpfades, lediglich über das Fließgewässernetz erschlossen.

Methode

Die Untersuchung erfolgte in den Jahren 1997 und 1998. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf der Bestandserfassung des Mittelspechts. Der Buntspecht wurde nur 1998 erfasst. Zusätzlich sind in beiden Jahren Hohltauben (*Columba oenas*) mitkartiert worden.

1997 wurde das UG an 15 Tagen zwischen dem 8.3. und 7.4. aufgesucht. Bei einem Zeitbudget von 44,7 Stunden ergibt sich daraus ein durchschnittlicher Aufenthalt von 23 min/10 ha Laubwaldfläche. 1998 begann die Kartierung am 5.3. und endete am 4.4. An 24 Beobachtungstagen wurden dafür insgesamt 78,4 Stunden (37 min/10 ha Waldfläche) verwendet. Während 1997 das UG durchschnittlich zweimal kontrolliert wurde, beging ich 1998 die einzelnen Teilabschnitte im Mittel dreimal. Unbesiedelbar erscheinende Teilflächen (z.B. Kulturen, Jungwüchse) wurden bei der Kontrolle ausgespart.

Darüber hinaus erfolgten in beiden Jahren mehrere Zusatzkontrollen bis Ende April, um fragliche Mittelspechtreviere in Dichtezentren zweifelsfrei trennen zu können. Auf das Ergebnis der anderen Arten hatten sie keinen Einfluss. Um zu »entlegenen« Teilgebieten zu gelangen, wurden bereits kartierte Abschnitte mehrfach durchstreift, und folglich konnten viele Reviere bestätigt werden. Aus verständlichen Gründen dürften die weniger intensiv kontrollierten engeren Brutreviere des Kranichs (bis zu 11 Brutpaare) gewisse Unschärfen aufweisen. Sie waren, wie auch die Präsenz von zwei Brutpaaren des Schwarzstorchs, maßgeblich für die zeitliche Einschränkung des Erfassungsrahmens (vorwiegend im März) verantwortlich. Eine Genehmigung zum Betreten des gesamten UG lag vor.

Tageszeitlich begann die Kartierung ein bis zwei Stunden nach Sonnenaufgang und endete maximal sechs Stunden später. Für die Untersuchung verwendete ich einen Kassettenrecorder mit folgenden Lautäußerungen (verbale Umschreibung nach GLUTZ VON BLITZHEIM & BAUER 1980): Grünspecht - Trommeln und *Klü-Klü* Rufe; Schwarzspecht - Trommeln und *Kwih-Kwih* Rufe; Buntspecht - Trommeln und *Kix* Rufe; Mittelspecht - Quäken und *Gig-gege* Rufe; Kleinspecht - Trommeln und *Ki-Ki* Rufe. Ferner wurden erfolglos die *Kü*-Reihe des Grauspechts (*Picus canus*) und die Trommelwirbel des Weißrückenspechts (*Picoides leucotos*) in geeigneten Lebensräumen abgespielt.

Sämtliche ermittelten Daten wurden mit Hilfe von Luftaufnahmen (Befliegung vom Juni 1995, Landesvermessungsamt Brandenburg 1996) in Karten im Maßstab 1:10.000 eingetragen und bei mindestens einmaliger Bestätigung als Revier gewertet. Die hieraus erstellten »Revier« wurden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) unter Verwendung des Programms ArcView nach unterschiedlichen Parametern für die *Dendrocopos*-Arten ausgewertet (vgl. GOTTSCHALK 1995, PECHACEK 1995, KISSLING 2001). Basisdaten lieferte die detaillierte Biotoptypenkartierung des Pflege- und Entwicklungsplanes Biosphärenreservat Spreewald (LAGS 1996). Der Präferenzindex wurde als Quotient aus dem jeweiligen Anteil der Reviere im entsprechenden Habitattyp und dessen Flächenanteil berechnet. Die Präferenzindizes bei Bunt-, Mittel- und Kleinspecht wurden mittels χ^2 -Test statistisch geprüft.

Zum besseren Verständnis wird im folgenden kurz auf die zwischen 1923-29 durchgeführten Erhebungen SCHIERMANNs (1930) eingegangen (vgl. Kap. 5): Der Autor gab als Flächengröße 28 km² für das UG an, wovon 17 km² auf das Waldgebiet entfielen. Dagegen werden für 1939 nur etwa 13 km² Waldfläche mitgeteilt, und größere Rodungen fanden in den 1930er Jahren nicht statt (KRAUSCH 1955). Dieser Wert wird den vergleichenden Siedlungsdichteangaben, sofern nicht anders angegeben, zugrunde gelegt. Ein kleiner Bereich im Südosten (vorwiegend Kiefernforst) liegt außerhalb des heutigen UG und weitere 20 ha Laubwald (ebenfalls außerhalb des heutigen UG) fielen dem Teichbau 1984 zum Opfer. SCHIERMANN (1930) wählte im Waldgebiet 11 repräsentative Probeflächen von 6,25 ha (n=8) bzw. 3,12 ha (n = 3) aus, die zusammen 59,36 ha bedecken. Durch systematische Nester- und Bruthöhlensuche in diesen Quadraten gelangte er über Hochrechnungen zu seinem Ergebnis.

Dank: S. Weiß hat einen wesentlichen Anteil an dieser Arbeit, indem er die Karten erstellte, die GIS-Bearbeitung und die statistische Prüfung übernahm. C. Hinnerichs half bei der Literaturbeschaffung. E. Nowak und W. Nuglich erteilten bereitwillig Auskunft zu verschiedenen forstlichen Aspekten. Das

Manuskript sahen Dr. M. Flade, H. Haupt und Dr. K. Witt kritisch durch. Allen genannten Herren möchte ich herzlich danken.

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 3 gibt einen Überblick über die ermittelten Paarzahlen und Brutdichten 1997/98 im Vergleich mit den Daten von SCHIERMANN (1930).

Tab. 3: Übersicht über die ermittelten Revierzahlen und Siedlungsdichten (*Rev./10 ha, ** Rev./100 ha) im Vergleich zu SCHIERMANN (1930). **Tab. 3:** Overview of territory numbers and breeding densities of Woodpeckers (* terr./10 ha, ** terr./100 ha) in comparison to SCHIERMANN's data (1930).

Art	diese Arbeit				SCHIERMANN (1930)	
	Reviere		Abundanz		Brutpaare	Abundanz
	1997	1998	1997	1998		
Grünspecht	8	9	0,44**	0,49**	7	0,25**
Schwarzspecht	17	17	1,27**	1,27**	11	0,84**
Buntspecht	?	89	?	0,67-0,77*	55	0,42*
Mittelspecht	107	92	0,8-0,97*	0,69-0,87*	12	0,09*
Kleinspecht	21	21	0,16*	0,16*	35	0,27*

Grünspecht (*Picus viridis*)

1997: 8 Reviere (0,44 Rev./100 ha Gesamtfläche); 1998: 9 Reviere (0,49 Rev./100 ha Gesamtfläche)

Wie aus der Abb. 5 ersichtlich ist, sind die Vorkommen recht gleichmäßig über die Waldrandzonen verteilt. Lediglich 1998 hielt sich ein Grünspechtpaar in den lichten Rotbuchenalthölzern im zentralen Bereich des UG auf. Allerdings betrug die Entfernung zum Offenland nur wenige hundert Meter. Sämtliche Reviere verkörpern mit der Präferenz für Übergänge der Altholzkulissen in die parkartige, von Baumgruppen und -zeilen unterbrochene, extensiv genutzte Wiesenlandschaft den klassischen Grünspecht-Lebensraum (vgl. BLUME 1980). Wesentliche Habitatcharakteristika im UG bilden die trockenwarmen und z.T. nur spärlich bewachsenen (ameisenreichen) Hochwasserschutzdämme in einem ansonsten recht grundwassernahen Milieu. Sie scheinen ganzjährig enorme Bedeutung zu besitzen. So wurden beispielsweise am 10.11.98 auf einer 5 km langen Deichstrecke (hier in beiden Jahren 4 Rev.) 7 nahrungssuchende Grünspechte beobachtet. Auch Gartenanlagen mit gemähten Rasenflächen am westlichen Ortsrand von Schlepzig werden regelmäßig aufgesucht, z.B. 1 ad. + 3 dj. am 14.7.98.

SCHIERMANN (1930) bezeichnete den Grünspecht als »nur vereinzelt an den Waldrändern vorkommend« und gab für das Waldgebiet 5 BP, sowie für die Randzone 2 BP an. Die daraus resultierende Abundanz von 0,25 BP/100 ha für die Gesamtfläche von 2.800 ha liegt deutlich unter den aktuellen Werten. Entgegen den starken Rückgängen in weiten Teilen des Verbreitungsareals (z.B. BAUER & BERTHOLD 1996, DÜRR et al. 1997) stieg der Bestand im UG besonders im Waldgebiet spürbar an. Diese Zunahme lässt sich durch ein verbessertes Angebot der Hauptnahrung, nämlich Wiesenameisen (BLUME 1980, MUSCHKETAT & RAQUÉ 1993) erklären.

Der von SCHIERMANN (1930) behandelte Zeitraum war durch alljährliche, langanhaltende Winterüberflutungen und intakte wasserspeichernde Flachmoorböden geprägt. Mit der Intensivierung der Entwässerungsmaßnahmen, einschließlich der Errichtung von Deichanlagen (auch für den Fischteichbau) sank der Grundwasserspiegel im Umfeld des UG natürlich etwas ab, wodurch sich bei gleichzeitiger Strukturierung der Lebensbedingungen der Nährtierfauna grundlegend verbessert haben dürften. Offensichtlich

profitierte der Grünspecht als eine der wenigen Vogelarten indirekt von diesen Veränderungen. Jedoch scheint das allgemein sehr feuchte UG nur einer begrenzten Anzahl von Paaren ausreichend Nahrung zu bieten, denn gegenüber vergleichbaren Untersuchungen (z.B. MIECH 1979, WITT & NICKEL 1981, FLADE & MIECH 1986) fallen die deutlich geringeren Abundanzen auf. Diese lassen sich ansatzweise auch damit erklären, dass dem Kartierungszeitraum zwei überdurchschnittlich strenge und anhaltende Winter voraus gingen (s. BOA 1997, 1998). Derartige Witterungsverhältnisse haben häufig erhebliche Bestands-einbußen zur Folge, die erst im Laufe mehrere Jahre ausgeglichen werden können (z.B. BLUME 1980, BRENNING in KLAUS & STÜBS 1987). Dies bestätigte sich 2000, als bei einer zusätzlichen Erfassung des Grünspechts im UG 10 Reviere (0,55 Rev./100 ha) kartiert wurden.

Auf Klangattrappen (KA) reagierten alle (!) festgestellten Grünspechte ausgesprochen heftig. Schwierigkeiten während der Kartierung bereitete ein wahrscheinlich unverpaartes Männchen, das zwischen zwei etwa 2 km entfernten Revieren pendelte. Es folgte der KA bis über 1 km und konnte erst durch den »Empfang« der revierbesitzenden Vögel exakt abgegrenzt werden. Nach meinen Erfahrungen genügt in weniger dicht besiedelten Lebensräumen bereits ein kurzes Abspielen der *Klü*-Reihe in Abständen von etwa 300–400 m, um den Bestand bei nur 2 bis 3 Kontrollen nahezu vollständig zu erfassen. Voraussetzung dafür ist die Anwendung der KA-Methodik im Zeitraum der höchsten akustischen Aktivität (März–April, vgl. SPITZNAGEL 1993).

Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

1997: 17 Reviere (1,27 Rev./100 ha Waldfläche); 1998: 17 Reviere (1,27 Rev./100 ha Waldfläche)

Im Ergebnis unberücksichtigt blieben zwei weitere Bereiche im Nordosten des UG (1997), in denen möglicherweise umherstreifende Vögel auftraten und somit Doppelzählungen nicht ausschließen lassen. Darüber hinaus wurde 1997 im Nordwestteil zusätzlich ein balzrufendes Schwarzspechtmännchen festgestellt, dessen Revierzentrum wahrscheinlich in den nur 400 m entfernten Kiefernforsten (außerhalb des UG) lag, worauf ein Überflug in diese Richtung hindeutet. Für 16 Reviere bestand hinsichtlich der räumlichen Verteilung in beiden Jahren eine ausgezeichnete Übereinstimmung (Abb. 6), denn sie konnten in den selben Altholzbeständen bei allen (!) Kontrollgängen bestätigt und zweifelsfrei getrennt werden. Ein 1997 am Nordrand registriertes Revier wurde im Folgejahr nicht wieder festgestellt. Dafür kam es 1998 im Südwestteil offenbar zu einer Neuansiedlung. An einer fast fertiggestellten (Brut-)Höhle zimmerten am 24.3., unterbrochen von mehreren Kopulationen, beide Partner. In diesem Abschnitt wurden keine weiteren Höhlen gefunden.

SCHIERMANN (1930) gibt für das Waldgebiet 11 BP (0,84 BP/100 ha) an. Er charakterisiert den Schwarzspecht als im gesamten Waldgebiet vorkommend und hebt eine geringe Präferenz für Buchenwälder hervor. Das in Abb. 6 dargestellte Verbreitungsmuster bestätigt seine Angabe und unterstreicht die Klumpung der Reviere in den zentralen (rotbuchenreichen) Gebieten. Auf etwa 190 ha konzentrieren sich in den halbenartig ausgeprägten Rotbuchenalthölzern 7 Rev. ! In drei weiteren Revieren befanden sich ebenfalls eingesprenzte Rotbucheninseln. Die feuchteren Erlenwälder wurden von 5 territorialen Schwarzspechtpaaren besetzt, während die Kiefernalthölzer im Südteil 2 Reviere aufwiesen.

Das engere Revierzentrum (wohl häufig die unmittelbare Bruthöhlennähe ?) war stets durch eine fehlende Strauch- und Mittelschicht sowie eine homogene Arten- und Altersstruktur im Oberstand gekennzeichnet. In den mit reicher Verjüngung ausgestatteten, gut durchmischten Eichen-Hainbuchenwäldern, wurden lediglich einzelne Individuen ohne Revierhinweise bemerkt. Mehrere Beobachtungen nahrungssuchender Schwarzspechte lassen den Schluss zu, dass eine (wenn auch unregelmäßige) Nutzung des

gesamten Waldgebietes und teilweise darüber hinaus (z.B. in westlich anliegende Wälder) erfolgt. Von 44 ohne gezielte Suche gefundenen Höhlen (nicht nur Bruthöhlen) waren 32 in Rotbuchen und je 6 in Erlen bzw. Kiefern geschlagen. Sie belegen die eindeutige Bevorzugung der Rotbuche, deren Anteil im Oberstand ja lediglich 3,3 % beträgt. Maximal befanden sich 8 Höhleneingänge in einem Stamm.

Neben Waldkäuzen (*Strix aluco*) nutzen besonders Hohltauben den Höhlenüberschuss im UG. Insgesamt wurden 1997 29 und 1998 31 Hohltaubenreviere kartiert, wovon 41 % bzw. 45 % das etwa 190 ha große Schwarzspechtzentrum besiedeln. Im Winter 1997/98 erfolgte hier eine Entnahme einzelner Altbuchen (darunter auch Höhlenbäume!), die jedoch keine negativen Bestandsänderungen beider Arten auslöste. Die sich gegenüber dem Zeitraum der Untersuchungen SCHIERMANN'S (1930) deutlich erhöhten Abundanzwerte des Schwarzspechtes wurden von einer parallelen Bestandszunahme der Hohltaube begleitet, deren Revierzahl sich von 11 BP in den 1920er Jahren (SCHIERMANN 1930) bis in die Gegenwart nahezu verdreifachte! Möglicherweise führte die im Verlauf dieses Jahrhunderts sehr konträre Nutzungsweise der im Umland stockenden Forstkomplexe zur Ausprägung eines »Inseleffektes«. Während früher die Kiefernforste durch ein allgemein höheres Alter dem Schwarzspecht ausreichend Brutmöglichkeiten boten, schränkte der intensive Holzeinschlag mit der Herabsetzung des Umtriebsalters der Kiefer auf 80 Jahre, einschließlich der Entnahme von Überhältern das Dargebot an potenziell geeigneten Höhlenbäumen stark ein. Hierdurch entstanden für Schwarzspechte zwar keine nennenswerten Einbußen der Nahrungsbasis, doch fehlten zumindest gebietsweise geeignete Höhlenbäume.

Demgegenüber verlief die Entwicklung im UG zeitgleich genau entgegengesetzt. Die schwerpunktmäßig bewohnten Rotbuchenalthölzer weisen heute ein durchschnittliches Alter von 140 Jahren auf. Sie standen vor 70 Jahren erst am Beginn der Besiedlungsphase, worauf die erhebliche Zunahme der Hohltaubenpopulation ebenfalls hindeutet. Zudem sank die Nutzungsintensität spürbar (z.B. Brennholzwerbung) und führte neben den unter Kap. 2 erwähnten antropogenen Einwirkungen zu einer wesentlichen Erhöhung des Totholzanteils.

Vor diesem Hintergrund scheint das UG dem Optimalhabitat des Schwarzspechtes sehr nahe zu kommen. So zeigen die Ergebnisse der wenigen vergleichbaren Untersuchungen zwar sehr einheitliche, aber doch erheblich geringere Abundanzwerte, z.B. MIECH 1979 (0,6 Rev./100 ha), WENDLAND 1979 (0,42 Rev./100 ha), FLADE & MIECH 1986 (0,45 Rev./100 ha). Lediglich auf kleinen Probestflächen in isolierten Altbuchensinseln wurden dem Vorkommenszentrum entsprechende (eher hypothetische) Siedlungsdichten ermittelt (z. B. STRIEGLER et al. 1982: 3 BP/85 ha, DEUTSCHMANN & HAUPT in ABBO 2001: 4 Rev./44 ha).

Nicht ganz unerwartet war der Schwarzspecht die am schwierigsten zu kartierende Art im UG. Zwar reagieren die Vögel ausgezeichnet auf KA-Provokationen, darüber hinaus sind sie auf Grund ihres breiten Stimmenrepertoires (BLUME 1980) und der auffälligen Gestalt selbst aus großer Entfernung in den noch unbelaubten Wäldern gut auszumachen (vgl. SPITZNAGEL 1993), doch bereitete die exakte Trennung isoliert siedelnder Paare sowie die Einschätzung des Status von Einzelvögeln einige Probleme. Beispielsweise können Nahrungsflüge (auch balzrunder Individuen) nach BLUME (1980) mitunter bis in 4 km Entfernung von den Bruthöhlen erfolgen. Hieraus wird ersichtlich, dass Schwarzspechte im UG auftreten können, deren Brutrevier im engeren Sinne weit außerhalb der Probestfläche liegt. Angesichts dieser Problematik wurden im UG Kontakte nur dann als Revier gewertet, wenn sie entweder bei jeder Kontrolle in einem enger begrenzten Areal angetroffen werden konnten oder aber eindeutige Bruthinweise (z.B. paarweises Begutachten von Höhlen, Höhlenbau, Streitigkeiten zwischen benachbarten Paaren) offenbarten. Innerhalb der 17 kartierten Reviere waren 16 Lokalitäten von Paaren besetzt und an einer weiteren Stelle hielt sich ein sehr stationäres (lediges ?) Männchen auf. Die Reviere im Verbreitungsschwerpunkt

ließen sich infolge der allgegenwärtigen Simultanfeststellungen am einfachsten trennen. Stets genügte ein kurzes Abspielen der *Kwih*-Rufe (oder Trommeln) im Bereich der vermeintlichen Reviergrenzen, um Balzrufe oder intraspezifische Aktionen auszulösen. Sofern sich Einzelpaare (-vögel) nicht von selbst bemerkbar machten, wurden sie durch die Wiedergabe in Abständen von etwa 500 m systematisch gesucht. Gute Hinweise bot die Flugrichtung der provozierten Schwarzspechte (»Höhlenzeigen«).

Buntspecht (*Dendrocopos major*)

1998 : 89 Reviere (0,67 Rev./10 ha Waldfläche bzw. 0,77 Rev./10 ha Altholzfläche)

Mit Ausnahme weniger unbesiedelter Teilflächen, die sich vor allem aus Stangenholzbeständen und Anpflanzungen zusammensetzen, kommt der Buntspecht in relativ gleichmäßiger Dichte im gesamten UG vor (Abb. 7). Die zunächst erwarteten lokalen Konzentrationen in besonders alten, höhlen- und totholzreichen Waldbeständen konnten nicht festgestellt werden. Beispielsweise wurden im Ostteil der Kernzone »Groß Wasserburg« (57,5 ha), einem repräsentativen Ausschnitt des gesamten Baumartenspektrums mit hohem Alt- und Totholzanteil (überwiegend Eichen-Hainbuchen- und Erlenbruchwald, ferner Rotbuchen, Birken, kleiner Kiefernforst) nur 6 Reviere (1,04 Rev./10 ha) ermittelt. Ein differenzierteres Bild lässt sich aus der Besiedlungsstärke der Waldtypen ableiten, wenngleich statistisch gesicherte Präferenzen auch aus dieser Analyse nicht hervortreten (Tab. 4). Ferner ist bei der Darstellung zu beachten, dass einzelne Reviere im Grenzbereich mehrerer Waldtypen liegen (vgl. Abb. 7). Insofern können gewisse Unschärfen auftreten, die das Besiedlungsmuster aber nicht wesentlich verschleiern dürften.

Tab. 4: Übersicht über die vom Buntspecht besiedelten Waldtypen (bezogen auf 1153,34 ha Altholzfläche).

Tab. 4: Percentage of Great Spotted Woodpecker territories in different forest types.

Waldtyp	Reviere	Anteil der Rev. am Gesamtbestand (%)	Anteil des Waldtyps (%)	Präferenzindex
Erlen-Eschenwälder	42	47,2	46,1	1,02
Eichen-Hainbuchenwälder	13	14,6	19,9	0,73
Erlenbruchwälder	11	12,4	9,8	1,27
Erlenforste	7	7,9	5,0	1,58
Rotbuchenwälder	7	7,9	5,6	1,40
Kiefernforste	3	3,4	2,9	1,17
sonstige Wälder/Forste	6	6,7	10,8	0,62

Nach SCHIERMANN (1930) kam der Buntspecht »gleichmäßig in allen Bestandsarten« vor. Mit 55 Brutpaaren im Waldgebiet (0,42 BP/10 ha) war er vor 70 Jahren die mit Abstand häufigste Spechtart im Unterspreewald. Der erhebliche Bestandsanstieg im UG verlief offenbar parallel mit einer langfristigen allgemeinen Zunahme der Art in Brandenburg (WITT in ABBO 2001) und auch im gesamten Mitteleuropa, die vor allem auf veränderte Bewirtschaftungsformen und auf Erhöhung des Totholzanteils als Folge des Waldsterbens zurückgeführt wird (BAUER & BERTHOLD 1996).

Andererseits wurden bei ähnlichen Untersuchungen die Abundanzwerte des sehr naturnahen Unterspreewaldes deutlich übertroffen. So stellten FLADE & MIECH (1986) im Wolfsburger Raum mittlere Siedlungsdichten von 1,8-2,4 Rev./10 ha fest. Für Brandenburg wurden auf der Basis neuerer Kartierungen (jedoch auf kleineren Probestflächen) für Feuchtwälder durchschnittliche Werte von 3,2 Rev./10 ha bzw. für Mischwälder 1,5 Rev./10 ha ermittelt (WITT in ABBO 2001).

Als mögliche Ursache für die vergleichsweise geringe Abundanz im UG kann die enorme Flächengröße

und die damit naturgemäß abfallende Dichte aufgrund zunehmender Fehlerquellen (z.B. geringer Zeitaufwand) gelten (s. z.B. FLADE 1994, BIBBY et al. 1996). Ebenso in Betracht zu ziehen ist indirekt auch der geringe Nadelholzanteil im UG. Mitteleuropäische Buntspechte ernähren sich in den Wintermonaten bis zu 98 % von Kiefernnsamen (z.B. PRILL 1992/93). Das zu dieser Zeit stark eingeschränkte Nahrungsangebot im UG zwingt das Gros der Buntspechte zum Abwandern (s. CONRADS 1967, ZANG & HECKENROTH 1986). Vergleichende Untersuchungen zum saisonalen Vorkommen in einem Erlenbruchwald bzw. Kiefernforst liegen von HINNERICHS (1995) vor. Dessen Erhebungen bestätigen, dass Buntspechte den Erlenbruchwald im Winter fast vollständig räumten. Die Individuenzahl im Kiefernforst stieg im selben Zeitraum signifikant an. Im April verringerte sich das Vorkommen im Kiefernforst wieder, während der Erlenbruchwald erst in dieser Phase vollständig besiedelt wurde (HINNERICHS 1995). Überträgt man diese Migrationserscheinungen auf den Unterspreewald, so ergeben sich daraus Konsequenzen hinsichtlich des Erfassungsgrades meiner Kartierung. Die Bestandserhebung wurde am 4.4. abgeschlossen, also zu einem Zeitpunkt, an dem noch nicht alle späteren Reviere vollständig belegt gewesen sein dürften. Gestützt wird diese Vermutung dadurch, dass bei der letzten Begehung 7 »neue Reviere« gefunden wurden (im Gesamtergebnis enthalten). Aufgrund dieses methodischen Defizites wird der Gesamtbestand des UG auf 100-120 Reviere (0,87-1,04 Rev./10 ha Altholzfläche) geschätzt.

Darüber hinaus führte die spontane wie auch gezielte KA-Provokation (selbst in unmittelbarer Höhlen-nähe) nur zu unbefriedigenden Ergebnissen. Nachdem mehrere Versuche an verschiedenen Paaren und Einzelvögeln allenfalls mäßige, häufig jedoch überhaupt keine Reaktionen (sowohl akustisch als auch visuell) hervorriefen, wurde bei dieser Art ohne KA kartiert.

Mittelspecht (*Dendrocopos medius*)

1997: 107 Reviere (0,8 Rev./10 ha Waldfläche bzw. 0,97 Rev./10 ha Laubholz-Altbestand); 1998: 92 Reviere (0,69 Rev./10 ha Waldfläche bzw. 0,84 Rev./10 ha Laubholz-Altbestand)

Bereits 1995 wurde bei unterschiedlich motivierten Exkursionen im UG besonders auf den Mittelspecht geachtet. Im Ergebnis dieser nicht planmäßigen Erhebung ließen sich 17 Reviere trennen (F.Schröder, T.Noah in BRÄUNLICH et al. 1997). Der systematische Einsatz von KA im Kartierungszeitraum machte die methodisch bedingte Fehleinschätzung der Bestandsgröße 1995 deutlich. Es stellte sich heraus, dass der Mittelspecht in ähnlicher Häufigkeit wie der Buntspecht vorkommt und nahezu alle älteren Laubholzbestände besiedelt (Abb. 8). Eine zunächst erwartete, signifikante Bevorzugung alteichenreicher Waldtypen ließ sich nicht feststellen. Vom Mittelspecht wurden nicht nur Waldtypen bewohnt, die besonders viele Alteichen aufweisen, sondern in ähnlich hoher Dichte auch einschichtige homogene Erlen-Bruch- und Erlen-Eschenwälder (Tab. 5). Zwar sind in der Mehrzahl dieser Reviere auch Alteichen eingestreut, doch konnten in beiden Kartierungsjahren insgesamt 9 Reviere ohne Eichenvorkommen ermittelt werden. Die Besiedlung nahezu artreiner Erlenwald-Typen erscheint zunächst ungewöhnlich (s. auch WEISS i. Dr.). Bei genauerer Betrachtung finden sich aber auch in dieser Vegetationsform alle Habitatelemente, die für den Mittelspecht als klassischem Bewohner von Eichenwäldern (z.B. JENNI 1977, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, FLADE 1994, WINKLER et al. 1995) von Bedeutung sind. Ab einem Alter von etwa 60 Jahren weisen die Erlen im UG schuppig-rissige Rindenstrukturen (am Stammbereich) auf, die dem »Sammel- oder Stocherspecht« (s. JENNI 1983) ganzjährig den Nahrungserwerb gestatten. Mehrfach konnte im Winter beobachtet werden, wie Mittelspechte durch Stochern und seitliches Abschlagen der kleinen Rinden-schuppen an Nährtiere gelangten. Der Totholzanteil sowohl stehender Stümpfe als auch stärkerer Äste im Kronenbereich ist in den Erlenwaldtypen besonders hoch. Zudem wird die Kronenschicht durch ver-

schiedene weitere Faktoren (s. Kap. 2) stark gegliedert, wobei derzeit noch nicht klar ist, welchen Einfluß die Besonnung der Kronen auf den Mittelspecht ausübt (s. GÜNTHER 1992). Die Bodenfeuchte spielt offenbar keine Rolle, denn im Frühjahr sind Erlenwälder großflächig überflutet, während insbesondere Eichen-Hainbuchenwälder nur inselartig über staunasse Partien verfügen. Gemieden werden im UG außer Nadelforsten lediglich hallenartige Rotbuchenwälder, mittelalte Baumbestände mit weniger als 20% Altbäumen und Stangenhölzer.

Tab. 5: Übersicht über die vom Mittelspecht besiedelten Waldtypen (bezogen auf 1153,34 ha Altholzfläche). *Tab. 5: Percentage of Middle Spotted Woodpecker territories in different forest types.*

Waldtyp	Revierzahl		Anteil der Rev. (%)		Anteil des Waldtyps (%)	Präferenzindex		
	1997	1998	1997	1998		1997	1998	Mittel
Erlen-Eschenwälder	56	47	52,3	51,1	46,1	1,1	1,1	1,1
Eichen-Hainbuchenwälder	22	26	20,6	28,3	19,9	1,0	1,4	1,2
Erlenbruchwälder	10	5	9,3	5,4	9,8	0,9	0,6	0,75
Erlenforste	7	2	6,5	2,2	5,0	1,3	0,4	0,9
sonstige Wälder/Forste	12	12	11,2	13,0	19,3	0,6	0,7	0,6

Das Vorkommen von Mittelspechten in Erlenwäldern ist bisher nicht beschrieben worden und daher besonders bemerkenswert (z.B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, WINKLER et al. 1995, BLUME & TIEFENBACH 1996). Hinweise zur Besiedlung derartiger Habitate finden sich lediglich bei BRENNING (in KLAFFS & STÜBS 1987) und FLADE (1994). Dass es sich bei meinem UG nicht um einen isolierten Einzelfall handelt, bestätigen aktuelle Untersuchungen im 25 km entfernt gelegenen Oberspreewald. Dort kommen Mittelspechte in ausgedehnten Erlenwäldern mit sehr geringem bzw. fehlendem Eichenanteil ebenfalls in hoher Dichte vor (WEIß i. Dr.). Auch die Bestandsverhältnisse zum Buntspecht sind sehr ausgewogen (S. Weiß, pers. Mitt.). Dennoch werden Erlenwälder als Bruthabitat des Mittelspechts nur punktuell in Frage kommen, allein deshalb, weil großflächige Ausprägungen dieser Vegetationsform auf wenige Gebiete beschränkt sind (außer Spreewald z.B. Pritzerber Laake/Brandenburg, Drömling/Niedersachsen). Insofern wäre es interessant, potenziell geeignete Standorte auf ihre Besiedlung durch den Mittelspecht zu überprüfen.

Im Unterspreewald ermittelte SCHIERMANN (1930) nur 12 BP (0,09 BP/10 ha). Damit hätte sich der Bestand innerhalb von 70 Jahren etwa verachtfacht! Aus heutiger Sicht ist ein derartiger »natürlicher« Bestandsanstieg kaum nachvollziehbar. In erster Linie dürften methodische Gründe (Einsatz von KA im günstigsten Erfassungszeitraum, vgl. z.B. MÜLLER 1982, FLADE & MIECH 1986, CONRADTS & CONRADTS 1992, GÜNTHER 1992, SÜDBECK & GALL 1993) für diese »Zunahme« verantwortlich sein (s. SPITZNAGEL 1993), weshalb beide Erfassungen nicht vergleichbar sind. Andererseits ermöglichte die Verringerung der Nutzungsintensität eine allgemeine Alterung der Baumbestände sowie eine Erhöhung der Totholzmenge. Dies führte sicherlich zur Ausweitung des Lebensraumes im UG. In welcher Weise durch Umgestaltungen der Waldstruktur auch die Habitatqualität nachhaltig verbessert wurde, kann derzeit nicht abschließend beurteilt werden. Bekannt ist jedoch, dass die Kronenschicht im Rahmen der früheren Plenterungen naturgemäß aufgelockert wurden, aber der Anteil alter Baumkörper insgesamt geringer ausfiel. Zudem beschreibt SCHIERMANN (1930) einige Probeflächen als »Erlen-Sumpfwald ... mit buschartigem Charakter ... nicht über 8 m hoch«, »Reiner mittelalter Erlenwald ... frei von Unterholz«, »Krüppelige, licht stehende Erlen bis 8 m hoch, dazwischen einige bis 15 m hohe Eichen«. Hier erhebt sich die Frage, inwieweit diese Kontroll-

flächenauswahl für das Abschätzen des Mittelspechtbestandes überhaupt repräsentativ war (vgl. Kap. 5). Die aktuell im UG ermittelten Siedlungsdichten (0,69-0,96 Rev./10 ha) stehen im Einklang mit vergleichbaren Kartierungen. FLADE & MIECH (1986) stellten im Wolfsburger Raum großflächige Werte von 0,7-1,4 Rev./10 ha fest. Im nördlichen Harz betrug die Abundanz 0,7-0,8 Rev./10 ha (GÜNTHER 1992). Untersuchungen im Düppeler Forst/Berlin ergaben 1,3-1,9 Rev./10 ha, im Gellmersdorfer Forst/UM 0,5-1,6 Rev./10 ha (NOAH in ABBO 2001). S. Weiß fand im Oberspreewald 0,4-0,7 Rev./10 ha (NOAH in ABBO 2001). Im Unterspreewald wurden lokal noch weit höhere Dichten registriert. In der Kernzone »Buchenhain« (17,4 ha, davon 13,5 ha Eichen-Hainbuchenwald, 2,6 ha Erlen-Eschenwald, 1,3 ha Erlenbruchwald) siedelten 1997/98 je 6 Paare (3,4 Rev./10 ha). Ähnlich hohe Werte waren vor dem Einsatz von KA nicht bekannt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980) und wurden erst mit der Anwendung dieser Methode mehrfach bestätigt (z.B. FLADE & MIECH 1986, FLADE 1994, FLADE & JEBRAM 1995).

Das Abspielen der KA orientierte sich zunächst flexibel nach den Geländestrukturen (z.B. Altholzrandlagen, Gewässerränder). Um Reaktionen hervorzurufen, genügte meist das 2-3malige Wiedergeben der wechselweise aufgenommenen Tonelemente. Diese wurden im Abstand von 100-200 Metern (mitunter aber auch nur 50 m) wiederholt. Sehr häufig gelang es, Paare benachbarter Reviere gleichzeitig festzustellen. In solchen Situationen wurde unter Beachtung der Verhaltenweisen und ggf. Flugrichtungen sofort ein anderer Beobachtungsplatz aufgesucht. Alternativ wurden in den Dichtezentren einige Paare absichtlich bis zu ihren Reviergrenzen »gelockt«, um durch das Aufeinandertreffen mit den Inhabern benachbarter Territorien Aufschluss über die Reviergrenzen zu erhalten (Simultanerfassung). Dennoch konnten in Bereichen mit hoher Dichte auch nach mehrere Begehungen nicht alle Kontakte definierten Revieren zugeordnet werden, vor allem, weil die zahlreichen Wasserläufe eine lückenlose Beobachtung sämtlicher Vögel (bis zu deren Reviergrenzen) erschwerte. Daher beschränkte ich mich bei der Interpretation fraglicher Reviere ausschließlich auf Parallelfeststellungen als Kriterium für die Bestandszahl. Aus dieser Problematik erklärt sich wohl teilweise auch die Differenz im Ergebnis beider Kartierungsjahre (15 Rev.). Auf das Tonbandvorspiel reagierten beide Partner in offenbar ähnlicher Intensität. So ließ sich 1998 ermitteln, dass mindestens 93 % der Männchen verpaart waren. Die Bestimmung der Geschlechter wurde anhand der Scheitelfärbung vorgenommen (s. z.B. Fotos bei HEINZE 1994). Unverpaarte Männchen gilt es besonders intensiv zu beobachten, da sie der KA zuweilen über enorm große Distanzen folgen (bis über 1 km im UG).

Kleinspecht (*Dendrocopos minor*)

1997 : 21 Reviere (0,16 Rev./10 ha Waldfläche); 1998 : 21 Reviere (0,16 Rev./10 ha Waldfläche)

Kleinspechte besiedeln im UG in erster Linie feuchte bis nasse Laubholzbestände. Bevorzugt werden alte, totholzreiche Waldpartien mit besonders üppig ausgestatteter Mittelschicht (Erle, Birke, Pappel), in denen die anderen *Dendrocopos*-Arten eher geringe Dichtewerte erreichen. Charakteristisch ist die Nähe zu Waldrändern oder »inneren« Grenzlinien wie Fließgewässern, Lichtungen und Stangenholzbeständen. Obwohl mehrere Reviere durch z.T. auffallende räumliche Verlagerungen im Vergleich beider Jahre geprägt waren, konzentrierten sich etwa 75 % der jährlich ermittelten Territorien auf den stärker gegliederten und insgesamt feuchteren Südteil des UG (Abb. 9). FLADE (1994) bezeichnet den Kleinspecht als Leitart für Waldgesellschaften mit anstehendem Grundwasser, wobei Weichhölzer dominant hervortreten (Weidenwälder, Erlen-Bruchwälder, Birkenbruchwälder, Hartholzauen). Im UG werden Erlen-Eschen- und Erlen-Bruchwälder gegenüber den anderen Waldtypen klar präferiert (Tab. 6), jedoch sind die Unterschiede nicht signifikant.

Tab. 6: Übersicht über die vom Kleinspecht besiedelten Waldtypen (1.287 ha Laubholzfläche). **Tab. 6:** Percentage of Little Spotted Woodpecker territories in different forest types.

Waldtyp	Reviere		Anteil der Rev. (%)		Anteil des Waldtyps (%)	Präferenzindex		
	1997	1998	1997	1998		1997	1998	Mittel
Erlen-Eschenwälder	14	12	66,7	57,2	41,3	1,6	1,4	1,5
Erlen-Bruchwälder	2	3	9,5	14,3	8,7	1,1	1,6	1,35
Eichen-Hainbuchenwälder	2	4	9,5	19,0	17,8	0,5	1,1	0,8
sonstige Wälder/Forste	3	2	14,3	9,5	32,2	0,4	0,3	0,35

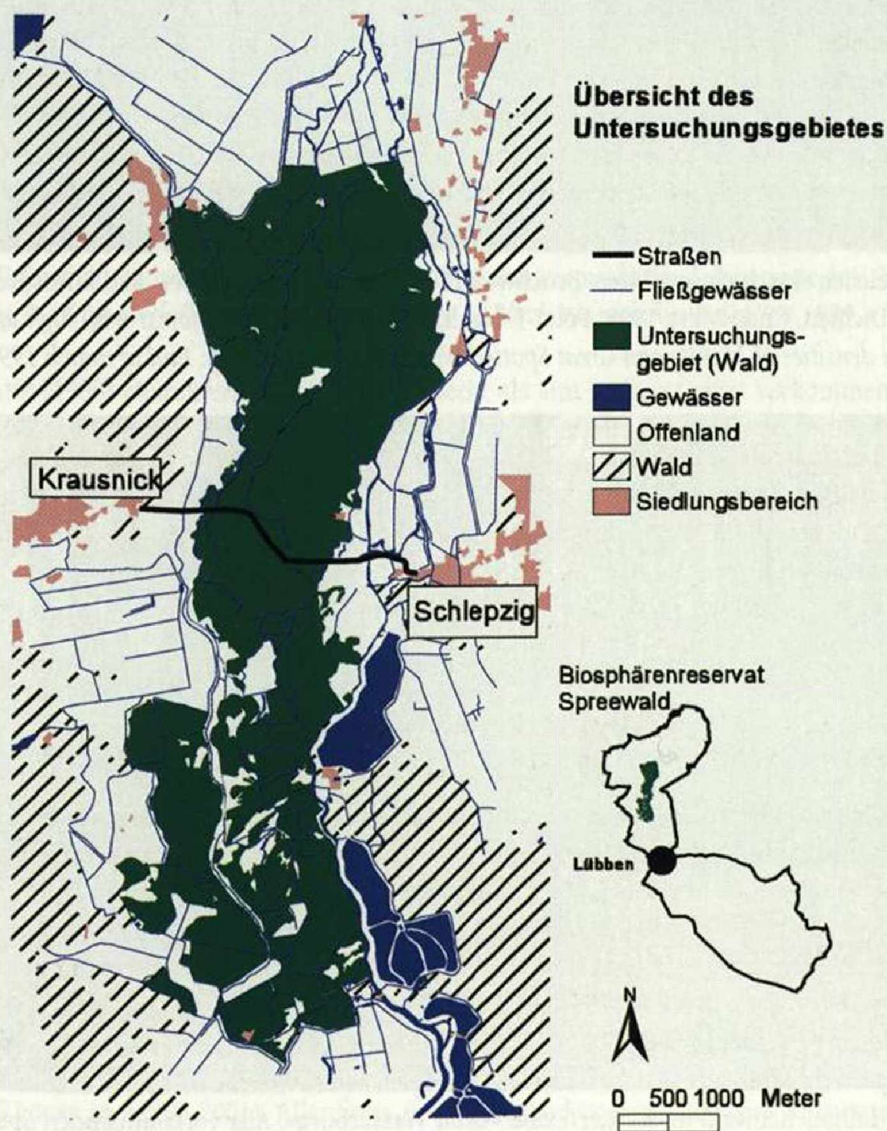


Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet. **Fig. 1:** Overview of the study area.

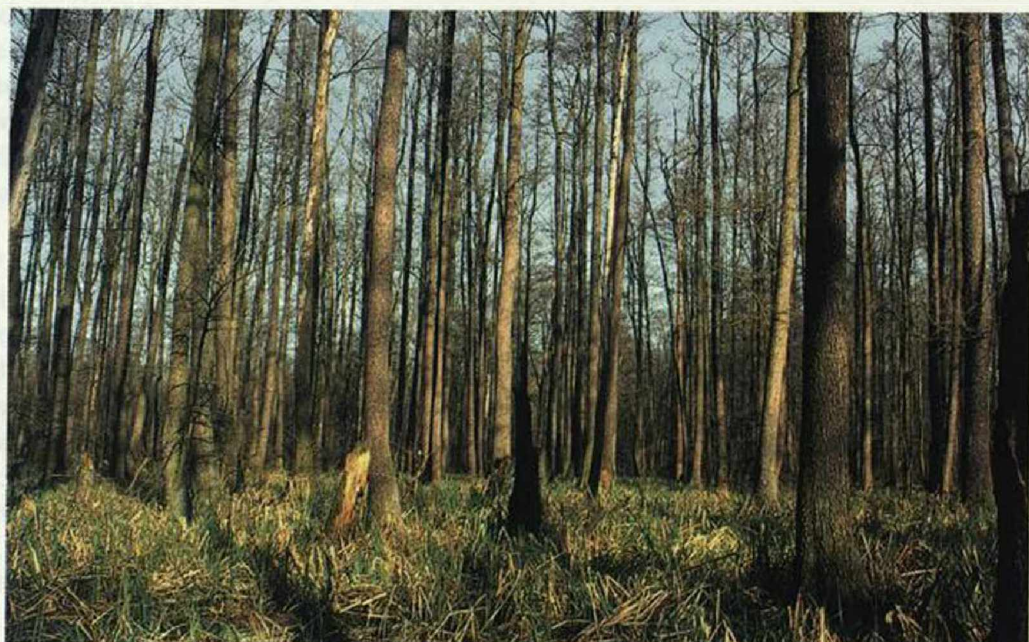


Abb. 2: Totholzreicher, einschichtiger Erlen-Bruchwald, 1 km SW Schlepzig. Mittel- und Buntspecht erreichen hier hohe Dichten. Ende März 1998. Foto: T. Noah. **Fig. 2:** Alder swamp forest with high amount of dead wood. High densities of Middle and Great Spotted Woodpecker respectively. End of march 1998.



Abb. 3: Eichen-Hainbuchenwald in der Kernzone »Groß Wasserburg«. Alle vorkommenden Spechtarten besiedeln diese Waldgesellschaft. 9.4.1999. Foto: T. Noah. **Fig. 3:** Oak-hornbeam wood. All Woodpecker species represented in the study area occur in this habitat. 9.4.1999.

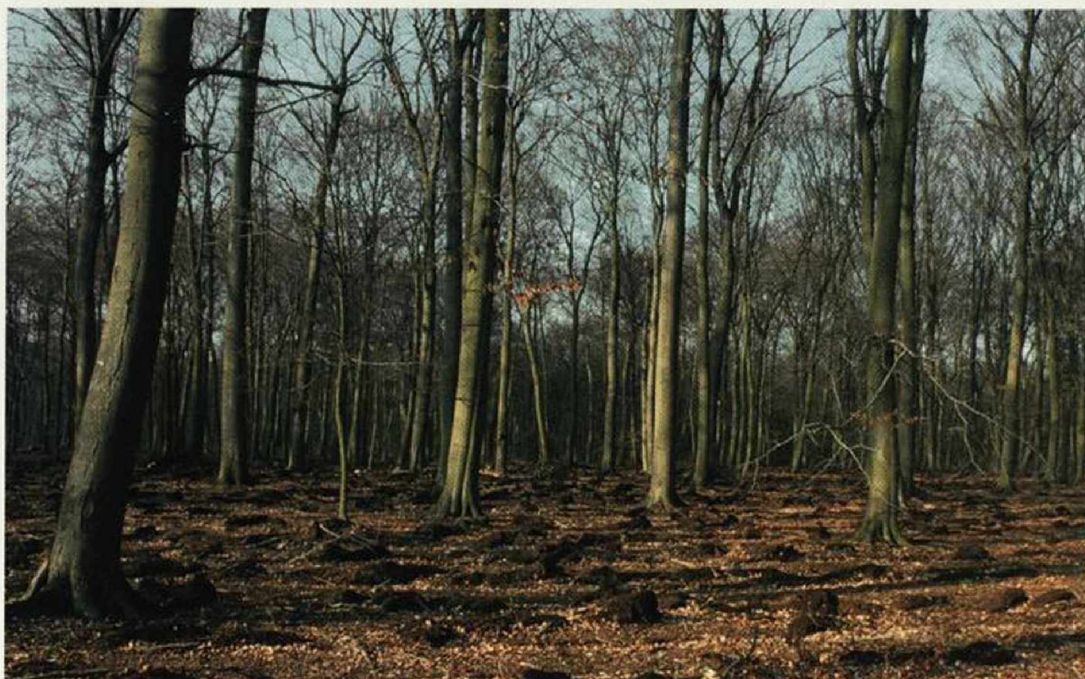


Abb. 4: Rotbuchen-Altholz im »Buchenhain«; Höhlenschwerpunkt des Schwarzspechts. 9.4.1999, Foto: T. Noah. Fig. 4: Old growth Beech wood. High density of Black Woodpecker holes. 9.4.1999.

SCHIERMANN (1930) charakterisierte den Kleinspecht als »im ganzen Gebiet vorkommend« und betonte eine »Häufung der Paare an den Waldrändern«. Er registrierte 35 Brutpaare im Waldgebiet (0,27 BP/10 ha) sowie 3 Brutpaare in der (gegenwärtig unbesiedelten) Randzone. Damit ist der Kleinspecht die einzige Spechtart, deren Bestand im UG (leicht ?) abgenommen hat! Als Ursache des Bestandsrückganges ist vor allem die sukzessive Umgestaltung der Waldstrukturen in Betracht zu ziehen. Sehr wahrscheinlich bot die bis in die 1930er Jahre dominierende Nutzungsform des Mittel- und Niederwaldes (erheblich kürzere Umtriebszeiten, geringerer Altholzanteil) dem Kleinspecht eine bessere Habitatqualität. Demgegenüber waren Bunt- und Mittelspecht mit ihrer Präferenz für ältere (und totholzreiche) Wälder in diesem Zeitraum deutlich benachteiligt. Die Zunahme beider Arten aufgrund günstiger Lebensraumbedingungen könnte sich überdies negativ auf den kleineren Verwandten (Konkurrenzdruck, Verdrängungseffekte ?) ausgewirkt haben (vgl. NILSSON et al. 1992, zit. in BAUER & BERTHOLD 1996). Nicht kalkulierbar ist der Einfluss methodischer Differenzen auf die Ergebnisse beider Kartierungen. Möglicherweise vollzog sich die scheinbar nur leichte Bestandsabnahme sogar in weitaus deutlicherem Umfang, denn in vielen Bereichen Mitteleuropas wurden drastische Rückgänge festgestellt (z.B. BAUER & BERTHOLD 1996). Vor diesem Hintergrund erscheint die registrierte Siedlungsdichte im UG noch relativ hoch. Analoge Dichtewerte auf vergleichbar großen Untersuchungsflächen ermittelten lediglich FLADE & MIECH (1986) bei Wolfsburg, wenn auch dort Anfang der 1990er Jahre eine erhebliche Bestandsverringerung beobachtet wurde (FLADE & JEBRAM 1995). Auf mittelgroßen Probestflächen (100-500 ha) in Brandenburg schwanken die Abundanzen von 0,08-0,56 Reviere/10ha. Großräumig wird gegenwärtig jedoch nur von 50 Revieren/1.000 km² ausgegangen (KRÜGER in ABBO 2001). Allerdings sind insbesondere großflächigere Kartierungen häufig mit Unsicherheiten behaftet, weil der Kleinspecht als schwierig zu erfassende Art gilt (OELKE 1975, SPITZNAGEL 1993), und beide Geschlechter Ruffreihen und Trommelwirbel in ähnlicher Intensität hervorbringen (z.B.

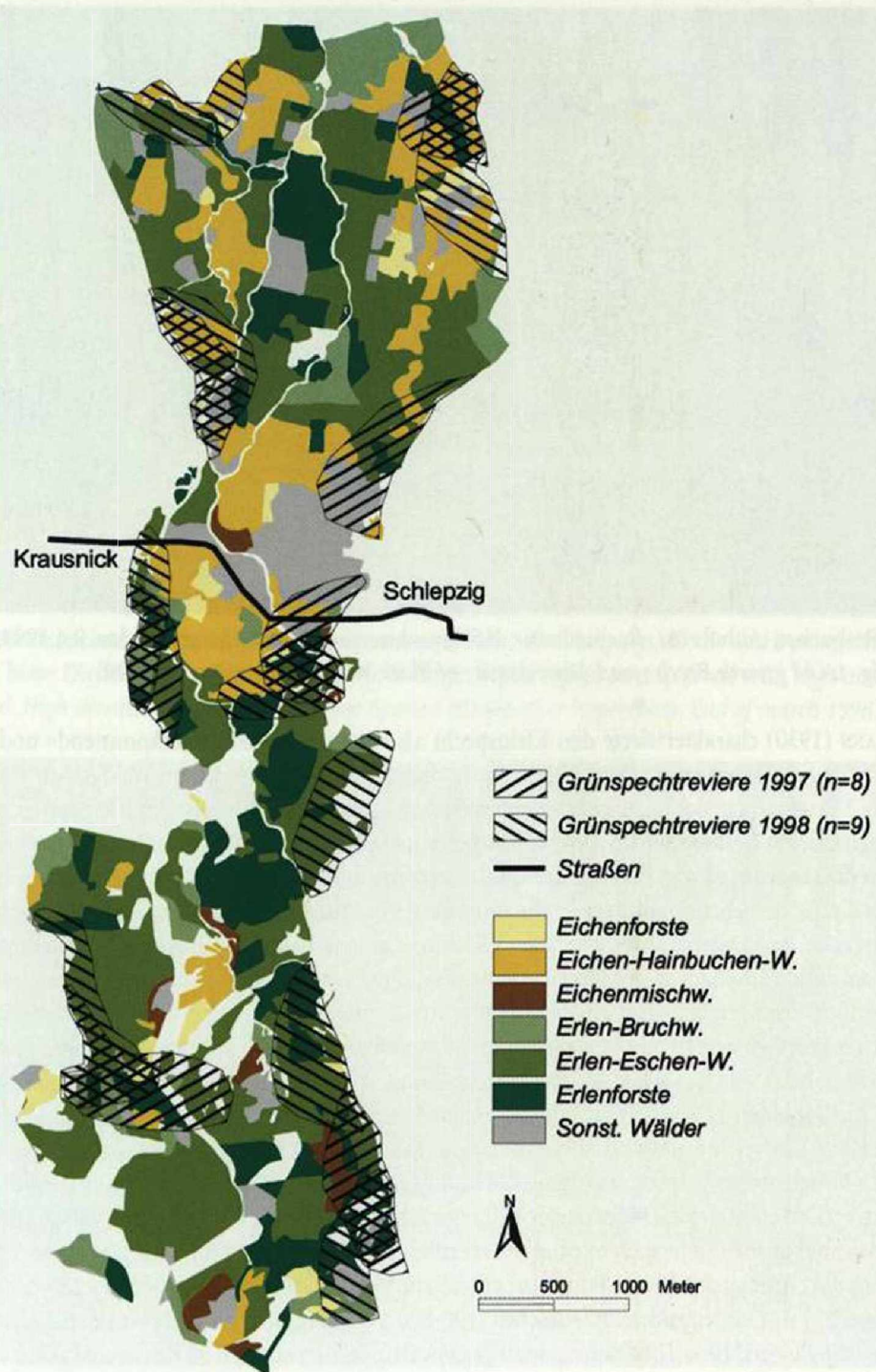


Abb. 5: Lage der Grünspechtreviere 1997 und 1998 im Untersuchungsgebiet. Fig. 5: Territories of Green Woodpecker in the study area in 1997 and 1998 respectively.

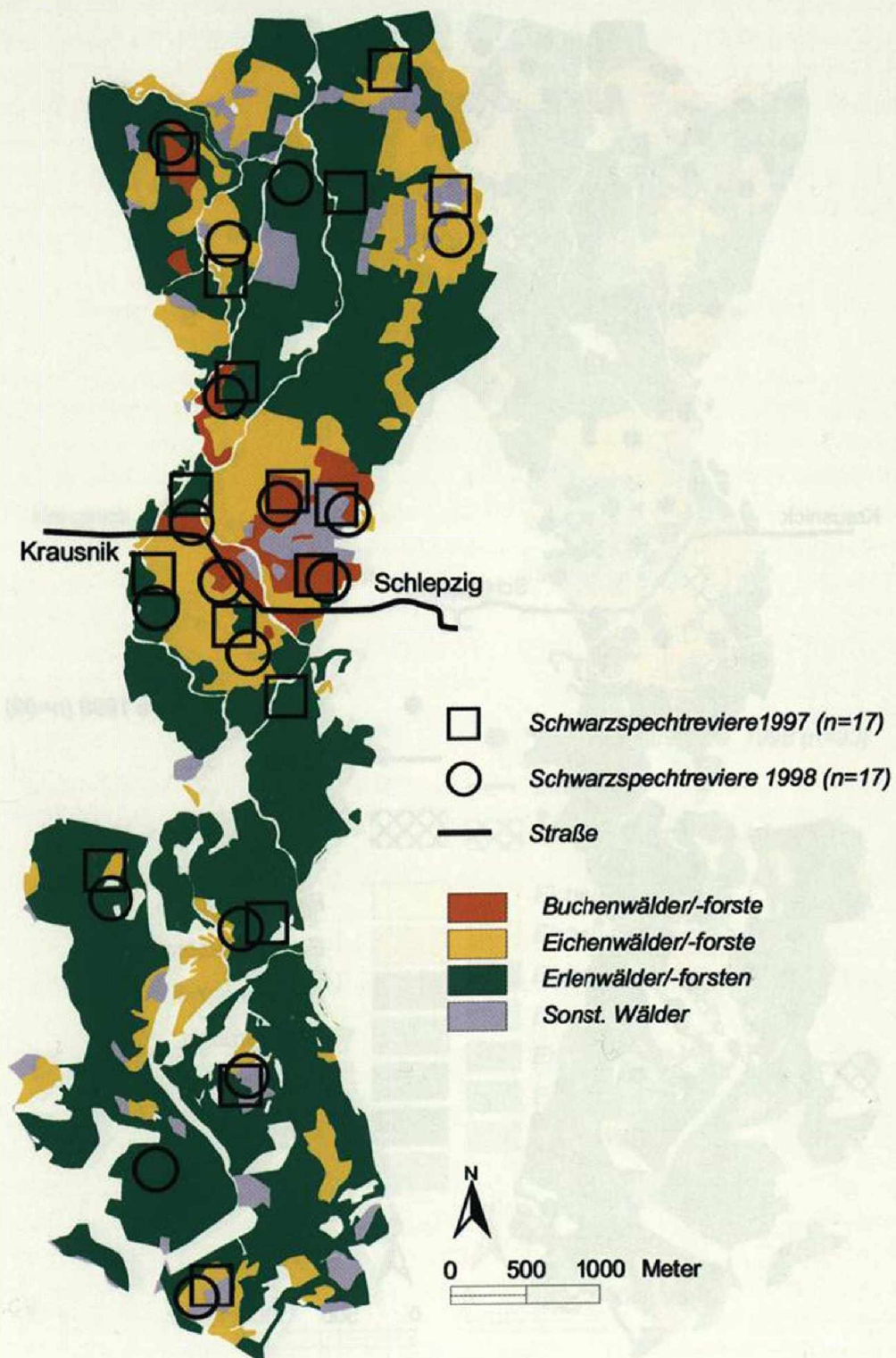


Abb. 6: Lage der Schwarzspechtreviere 1997 und 1998 im Untersuchungsgebiet. Fig. 6: Territories of Black Woodpecker in the study area in 1997 and 1998 respectively.

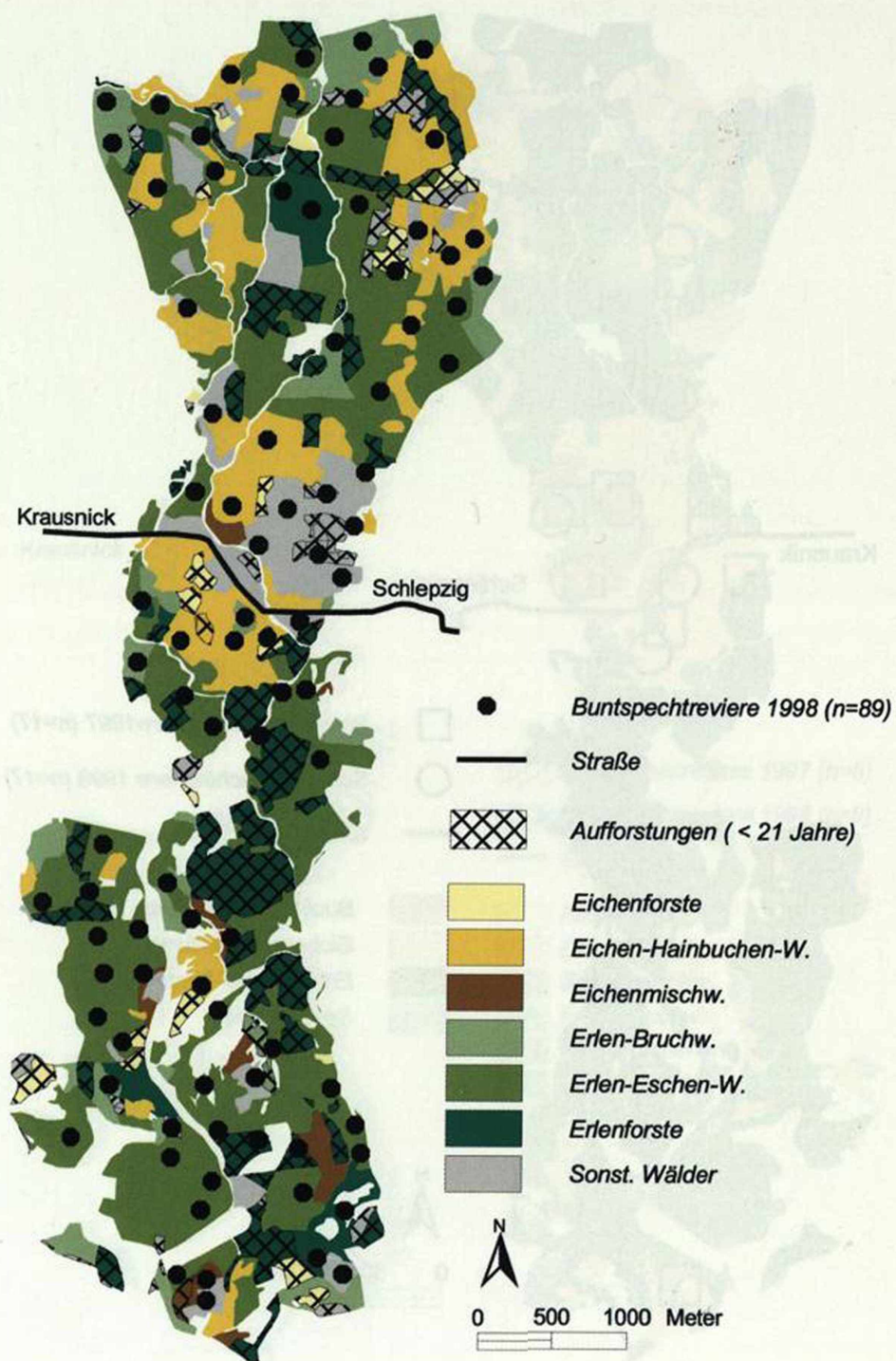


Abb. 7: Lage der Buntspechtreviere 1998 im Untersuchungsgebiet. Fig. 7: Territories of Great Spotted Woodpecker in the study area in 1998.

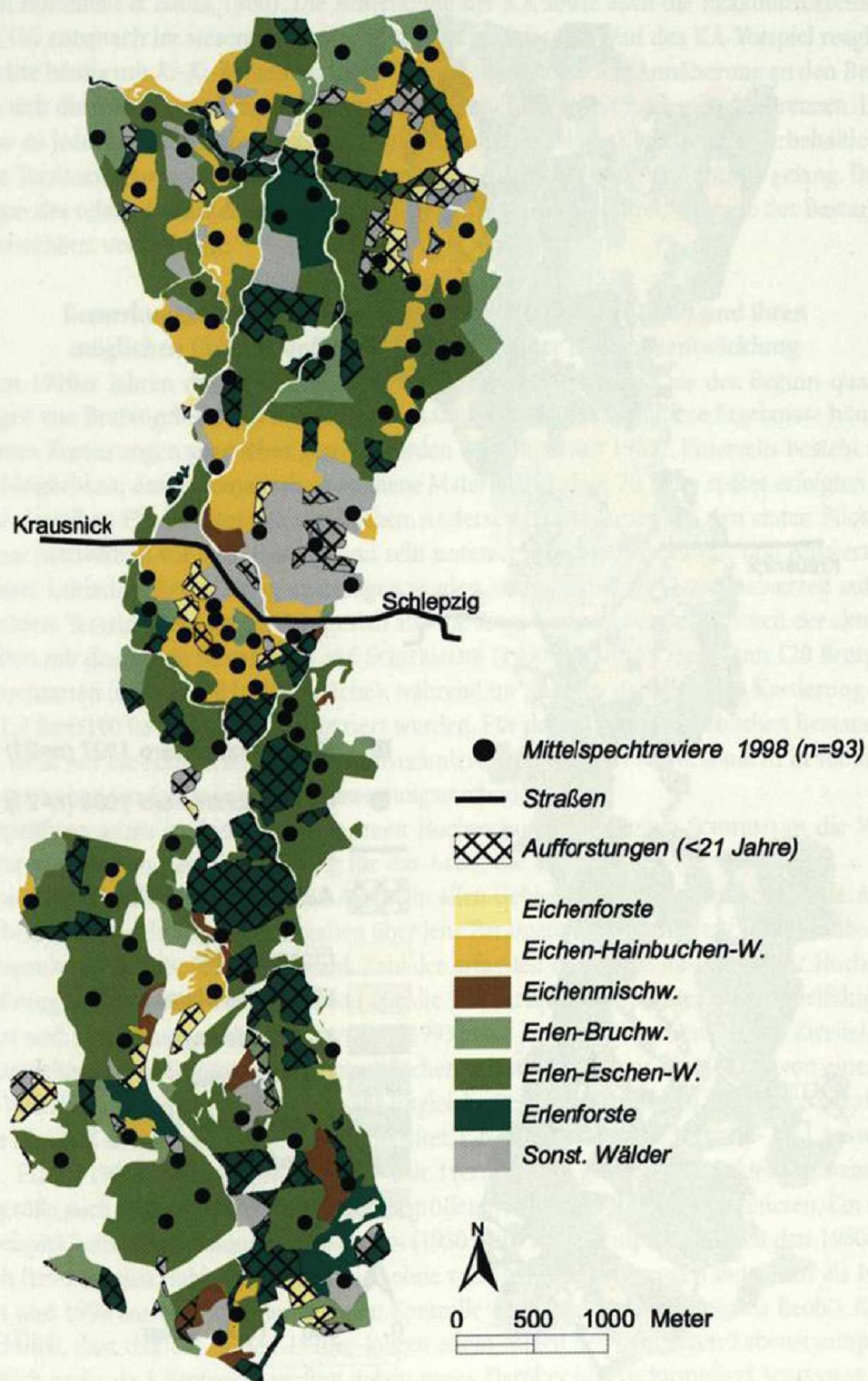


Abb. 8: Lage der Mittelspechtreviere 1998 im Untersuchungsgebiet. Fig. 8: Territories of Middle Spotted Woodpecker in the study area in 1998.

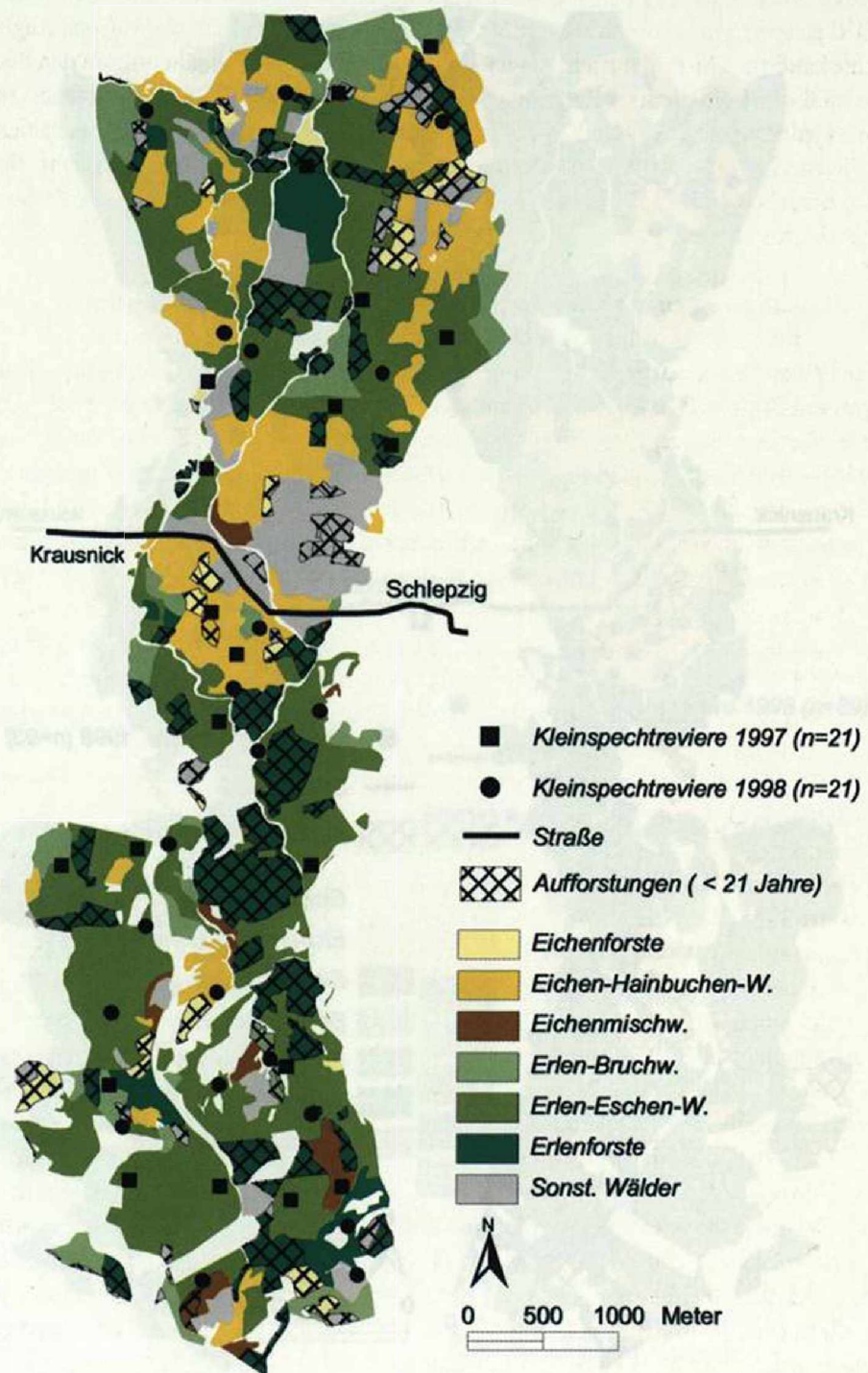


Abb. 9: Lage der Kleinspechtreviere 1997 und 1998 im Untersuchungsgebiet. **Fig. 9:** Territories of Little Spotted Woodpecker in the study area in 1997 and 1998 respectively.

GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980). Die Anwendung der KA sowie auch die Reaktionsbereitschaft der Vögel im UG entsprach im wesentlichen der Mittelspecht-Erfassung. Auf das KA-Vorspiel reagierten die Kleinspechte häufig mit *Ki-Ki*-Reihen und/oder Trommeln, seltener mit Annäherung an den Beobachter. So ließen sich die meist in größerer Entfernung zu einander liegenden Reviere gut abgrenzen. In einigen Fällen war es jedoch nicht möglich, gleichzeitig rufende/trommelnde Kleinspechte vorbehaltlos als verschiedene Territorien zu werten, weil die Bestimmung der Geschlechter nicht immer gelang. Daher, und auch wegen des relativ frühen Abschlusses der Kartierungen (Anfang April) könnte der Bestand im UG leicht unterschätzt worden sein.

Bemerkungen zur Erfassungsmethode SCHIERMANN'S (1930) und ihren möglichen Einfluss auf die Interpretation der Bestandsentwicklung

Die in den 1920er Jahren durchgeführte Untersuchung SCHIERMANN'S gilt als der Beginn quantitativer Erfassungen von Brutvogelbeständen in Europa (FLADE 1994). Daher sind diese Ergebnisse häufig zitiert und anderen Kartierungen gegenüber gestellt worden (z.B. RUTSCHKE 1983). Einerseits besteht nun erstmals die Möglichkeit, das systematisch gewonnene Material mit einer 70 Jahre später erfolgten Untersuchung auf derselben Fläche direkt zu vergleichen. Andererseits muss dieser, auf den ersten Blick überaus interessante Sachverhalt vor dem Hintergrund sehr unterschiedlicher Erfassungs- und Auswertungsmethoden einer kritischen Betrachtung unterzogen werden, zumal sich SCHIERMANN seinerzeit auf bis dato »unbekanntem Terrain« bewegte. Es drängt sich also die Frage nach der Vergleichbarkeit der aktuell erhobenen Daten mit denen von SCHIERMANN auf. SCHIERMANN (1930) ermittelte insgesamt 120 Brutpaare der echten Spechtarten (0,8 BP/100 ha Waldfläche), während im Rahmen der aktuellen Kartierung etwa 228 Reviere (1,7 Rev./100 ha Waldfläche) registriert wurden. Für den scheinbar erheblichen Bestandsanstieg sind m.E. nicht nur die erläuterten Lebensraumveränderungen verantwortlich, sondern in starkem Maße auch die abweichenden Erfassungs- und Bewertungsmethoden.

Zur Überprüfung seiner probeflächenbezogenen Hochrechnungen verglich SCHIERMANN die Werte mit einer zuvor angestellten Gesamtschätzung für das Areal, die anhand von »Aufzeichnungen ... über das Vorkommen und die Dichte der einzelnen Arten« in allen Gebietsteilen vorgenommen wurde. Allerdings fehlen in beiden Fällen detailgenaue Angaben über jene Parameter, die letztlich zur Bestandsabschätzung herangezogen wurden (z.B. Flächenauswahl, Zahl der erfassten Brutpaare, Basisdaten für Hochrechnungen). In Bezug auf relevante Flächengrößen für die Kartierung von Spechten liegen vielfältige Untersuchungen und Empfehlungen vor (s. SPITZNAGEL 1993). Aus heutiger Sicht besteht kein Zweifel, dass die geringe Ausdehnung von SCHIERMANN'S Kontrollflächen mit insgesamt nur 2% des UG von einem ausgewogenen Verhältnis weit entfernt ist! Diese sehr ungleiche Beziehung ist zudem mit einer Vielzahl sowohl objektiver als auch subjektiver Fehlerquellen behaftet, z.B. Flächenauswahl, Freiland- und Auswertungsfehler (s. FLADE 1994). Dahingehend lassen sich (vermutlich) gravierende Fehleinschätzungen der Bestandsgröße auch anderer Arten (mit ebenfalls größeren Aktionsräumen) interpretieren. Ein exemplarisches Beispiel liefert die Bekassine: SCHIERMANN (1930) gibt nur 5 Brutpaare an. Seit den 1980er Jahren ließen sich (trotz lokalen Habitatverlustes) auch ohne vollständige Kartierungen stets mehr als 10 Reviere feststellen und 1998 wurden bei einer genauen Kontrolle 22 Reviere ermittelt (eigene Beob.). Es ist sehr wahrscheinlich, dass das UG in den 1920er Jahren allein wegen des damaligen Lebensraumpotenzials über deutlich mehr als 5 Brutpaare verfügt haben muss. Darüber hinaus formuliert SCHIERMANN (1930): »Bei der Feststellung der Zahl der Brutpaare habe ich mich nicht nach der Zahl der singenden ♂♂ gerichtet ..., sondern habe systematisch die Brutstätten aller Vogelpaare festgestellt ...«. Somit wurden unver-

paarte Vögel im Gesamtergebnis nicht berücksichtigt. Hingegen fließen heute üblicherweise alle revieranzeigenden Individuen in Kartierungen ein. Es muss zudem bezweifelt werden, dass es SCHIERMANN gelang, alle Nester zu finden, und den realen Status sämtlicher auf den Probeflächen vorkommenden Vögel ohne individuelle Markierung mit Sicherheit zu definieren.

Welche Konsequenzen ergeben sich nun aus dieser nach heutigen Maßstäben fehlerhaften und nur wenig vergleichbaren Arbeitsweise? Zweifellos haben Bunt- und Mittelspecht, aber wohl auch Grün- und Schwarzspecht in ihrem Bestand zugenommen, weil in den 1920er Jahren die niederwaldartigen Forstflächen wesentlich weniger Alt- und Totholz aufwiesen. Beim Kleinspecht dürfte es aus diesem Grund zu einer Abnahme gekommen sein. Detailliertere Aussagen ohne Berücksichtigung der Lebensraumveränderungen und Erfassungsmethoden wären nicht von vagen Vermutungen zu trennen.

Schließlich reagieren nicht nur Vogelbestände mit einer, häufig erst in Ansätzen bekannten Dynamik auf veränderte Umweltbedingungen. Auch die Avifaunistik unterliegt mit dem Bestreben nach modifizierten Erfassungsformen einer steten Entwicklung. Dafür liefert diese Arbeit ein wiederholtes Beispiel und zeigt erneut, dass mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen gewonnene Ergebnisse nur mit gebührender Vorsicht vergleichbar sind.

Zusammenfassung

Im 18,3 km² großen inneren Unterspreewald, dessen Waldfläche (13,3 km²) aus überwiegend sehr naturnahen, feuchten Laubwaldgesellschaften besteht, wurden 1997 und 1998 die Vorkommen der echten Spechtarten kartiert. Dabei kamen Klangattrappen zum Einsatz. Neben der möglichst realistischen Bestandsaufnahme stand eine Analyse der besiedelten Waldgesellschaften im Vordergrund der Untersuchung. Präferenzen für die verschiedenen Waldtypen wurden auf der Basis einer genauen Waldtypenkartierung in Verbindung mit der Nutzung eines geographischen Informationssystems ermittelt. Bemerkenswert ist u.a. das Vorkommen des Mittelspechts in Erlenwäldern, weil derartige Habitate bislang nicht beschrieben wurden. Bereits von 1923-29 wurden in sehr aufwendigen Untersuchungen die Bestandsgrößen der Spechte im selben Waldgebiet erhoben (SCHIERMANN 1930). So bot sich die Möglichkeit, beide Erfassungen miteinander zu vergleichen. Es liegt die Vermutung nahe, dass mit Ausnahme des Kleinspechts alle Spechtarten langfristig (z.T. sehr stark) zugenommen haben. Der Bestandsanstieg von Grün-, Schwarz- und Buntspecht wird in erster Linie auf verbesserte Habitatbedingungen zurückgeführt. Die Zunahme des Mittelspechts ist darüber hinaus wohl auch von den unterschiedlichen Erfassungsmethoden erheblich beeinflusst. Ferner werden die Erfahrungen im Umgang mit Klangattrappen mitgeteilt.

Literatur

- ABBO (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Rangsdorf (i. Dr.).
- ANONYMUS (1854): Abschätzwert der Königlichen Oberförsterei Klein Wasserburg.
- ANONYMUS (1931): Oberförsterei Klein Wasserburg, Regierungsbezirk Potsdam. Nach der auf den Waldzustand vom 1. Oktober 1927 berichtigten Spezialkarte ausgegeben in der Forsteinrichtungsanstalt Magdeburg.
- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Neumann-Verlag, Radebeul.

- BLUME, D. (1980): *Picus viridis* Linnaeus 1758 - Grünspecht und *Dryocopus martius* Linnaeus 1758 - Schwarzspecht. In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd.9. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BLUME, D. & J. TIEFENBACH (1996): Die Buntspechte. Neue Brehm-Bücherei 315. Westarp-Verlag, Magdeburg.
- BOA (1997): Berliner Beobachtungsbericht für das 2. Halbjahr 1996. Berl. ornithol. Ber. 7: 209-252.
- BOA (1998): Berliner Beobachtungsbericht für das 1. Halbjahr 1997. Berl. ornithol. Ber. 8: 38-76.
- BRÄUNLICH, A., H. HAUPT & W. MÄDLow (1997): Avifaunistischer Jahresbericht für Brandenburg und Berlin 1995. Otis 5: 1-60.
- BÜHLER, U. (1976): Untersuchung über die Rolle der waldbaulichen Betriebsart und der Waldstruktur für die Verbreitung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius* L.). Diplomarb. ETH Zürich, Inst. f. Waldbau.
- CONRADs, K. (1967): Die Spechte in Westfalen-Lippe. Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld 18: 25-113.
- CONRADs, K. & W. CONRADs (1992): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) im Beller Holz (Kreis Lippe). Ber. Naturwiss. Ver. Bielefeld Umgegend 33: 5-46.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. I.H.W.-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & P. MIECH (1986): Brutbestand und Habitat der Spechte südlich von Wolfsburg unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) und des Grauspechts (*Picus canus*). Vogelkundl. Ber. Niedersachs. 18: 33-56.
- FLADE, M. & J. JEBRAM (1995): Die Vögel des Wolfsburger Raumes im Spannungsfeld zwischen Industriestadt und Natur. NABU, Wolfsburg.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd.9. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GOTTSCALK, T. (1995): Habitatanalyse von Singvogelarten unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems (GIS). Vogelwelt 116: 273-284.
- GÜNTHER, E. (1992): Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandsentwicklung und zum Habitat des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) im nördlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithol. Jahresber. Mus. Heineanum 10: 31-53.
- HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (1997): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance. Poyser-Verlag, London.
- HEINZE, J. (1994): Bemerkungen zu den Lautäußerungen und zum Verhalten des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. Limicola 8: 298-313.
- HINNERICHs, C. (1995): Untersuchungen zur Nahrungsökologie des Buntspechts (*Picoides major*). Diplomarb., Inst. für Ökol. und Natursch., Universität Potsdam.
- JENNI, L. (1977): Zur Bestandsentwicklung und Biotopwahl von Mittelspecht und Buntspecht, *Dendrocopos medius* und *major*, im Allschwiler-Wald bei Basel. Ornithol. Beob. 74: 62-70.
- KISSLING, D. (2001): Siedlungsdichte des Waldwasserläufers *Tringa ochropus* und GIS-gestützte Bestandsabschätzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Vogelwelt 122: 1-14.
- KLAFS, G. & J. STÜBS (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. 3. Aufl. Fischer-Verlag, Jena.
- KRAUSCH, H.-D. (1955): Wälder und Wiesen im Spreewald in geschichtlicher Entwicklung. Wiss. Zeitschr. Päd. Hochschule Potsdam, Math. Naturwiss. Reihe, 1.
- KRAUSCH, H.-D. (1960): Die Pflanzenwelt des Spreewaldes. Wittenberg Lutherstadt.
- LAGS (1996): Pflege- und Entwicklungsplan für das Biosphärenreservat Spreewald. Lübbenau.

- METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR (1987): Klimadaten der DDR - Ein Handbuch für die Praxis - Normalwerte 1951/80. Reihe B, Bd. 14, Potsdam.
- MIECH, P. (1979): Zum Brutbestand einiger Spechtarten im Spandauer Forst 1978. Ornithol. Ber. Berlin (West) 4: 63-86.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. Vogelwelt 118: 277-283.
- MUSCHKETAT, L. F. & K.-F. RAQUE (1997): Nahrungsökologische Untersuchungen am Grünspecht (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 67: 59-70.
- MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Ornithol. Beob. 79: 105-119.
- OELKE, H. (1975): Empfehlung für Siedlungsdichte-Untersuchungen sog. schwieriger Arten. Vogelwelt 96: 148-158.
- PECHACEK, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden - Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Forschungsber. 31, Nationalpark Berchtesgaden.
- PRILL, H. (1992/93): Ernährungsstrategien des Buntspechts (*Dendrocopos major*) unter besonderer Berücksichtigung der Schmiedetätigkeit. Ornithol. Rundbr. Mecklenb.-Vorp. 35: 9-19.
- RUTSCHKE, E. (1983, Hrsg.): Die Vogelwelt Brandenburgs. Fischer-Verlag, Jena.
- SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenr. Bayer. Staatsmin. Ernährung, Landwirtschaft & Forsten 9: Neue Presse Verlag, Passau.
- SCHIERMANN, G. (1930): Studien über Siedlungsdichte im Brutgebiet. J. Ornithol. 78: 137-180.
- SPITZNAGEL, A. (1993): Warum sind Spechte schwierig zu erfassende Arten? Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 67: 59-70.
- STRIEGLER, R., U. STRIEGLER & K.-D. JOST (1982): Große Siedlungsdichte des Schwarzspechtes im Branitzer Park bei Cottbus. Falke 29: 164-170.
- SÜDBECK, P. & T. GALL (1993): Der Mittelspecht (*Picoides medius*) in Schleswig-Holstein - Erfassungsprobleme und ihre Konsequenzen für Bestandsschätzungen. Corax 15: 211-221.
- WEIß, S. (i. Dr.): Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) und die Erle. Diplomarb. FHS Eberswalde, FB Natursch. & Landschaftsnutzung.
- WENDLAND, V. (1979): Bestandsentwicklung des Schwarzspechts im Grunewald. Ornithol. Ber. Berlin (West) 4: 87-88.
- WINKLER, H., D. A. CHRISTIE & D. NURNEY (1995): Woodpeckers. PICA Press, Sussex.
- WITT, K. & B. NICKEL (1981): Die Vogelgemeinschaft des Spandauer Forstes. Ornithol. Ber. Berlin (West) 6: 3-120.
- ZANG, H. & H. HECKENROTH (1986): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen, Bd. 7: Tauben- bis Spechtvögel. Natursch. Landschaftspf. Nieders., Sonderreihe B (Heft 2.3): 1-284.

Anschrift des Verfassers

Thomas Noah, Bergstr. 14, 15910 Schlepzig

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Otis - Zeitschrift für Ornithologie und Avifaunistik in Brandenburg und Berlin](#)

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: [8](#)

Autor(en)/Author(s): Noah Thomas

Artikel/Article: [Siedlungsdichte, Habitat und Bestandsentwicklung der Spechte im NSG »Innerer Unterspreewald« 75-98](#)