

Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald

Influences of habitat, weather and forest management on breeding density of Great Spotted Woodpeckers and Middle Spotted Woodpeckers (*Picoides major* and *P. medius*) in the Vienna Woods („Wienerwald“)

Von **Klaus G. Michalek, Jürgen A. Auer, Hermann Großberger, Alois Schmalzer und
Hans Winkler**

Summary: Over the last 14 years we have studied the breeding density of Great Spotted Woodpeckers (*Picoides major*) and Middle Spotted Woodpeckers (*P. medius*) in the Vienna Woods ('Wienerwald'), with special regard to forest management and varying weather conditions. The study was carried out in three broad leaved mixed stands, each with different shares of tree species.

Both Woodpecker species reached their highest breeding density in mixed oak stands of *Quercus petraea* and *Quercus cerris*. Here the Great Spotted Woodpecker density ranged from 5.5 to 7.8 breeding pairs (BP) per 10 ha, and the Middle Spotted Woodpecker density ranged from 2.3 to 3.9 BP/10 ha. The high share of old oak stands with their favourable structural characteristics is assumed to be the main reason for the uniquely high breeding densities of both species. Lower densities were found in mixed beech and oak stands of *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* (*P. major*: 3,7 – 6,2 BP/10 ha; *P. medius*: 0 – 2,5 BP/10 ha) as well as in oak dominated broad leaved mixed stands (*P. major*: 3,3 – 6,6 BP/10 ha; *P. medius*: 2,2 – 3,3 BP/10 ha).

Middle Spotted Woodpecker populations in Europe are endangered by habitat loss. A strong decline in Middle Spotted Woodpecker breeding density was found in mixed beech and oak stands, a decline that may mainly be attributed to the loss of old oaks here. In mixed oak stands, where the volume of oak was much higher than in the mixed beech and oak stands, oak harvesting hardly affected the breeding density of Middle Spotted Woodpeckers.

Both species preferred oak *Quercus* spp. as a foraging substrate both in winter and in the breeding time. The Middle Spotted Woodpecker showed the highest preference for oaks in mixed beech and oak stands during the winter.

In the case of the Great Spotted Woodpecker rainfall during the breeding period (May, June, July) was discovered to have a negative influence on breeding density the following year.

The study showed that both forest management and the weather influence the breeding density of Great Spotted and Middle Spotted Woodpeckers. Since the population of the endangered Middle Spotted Woodpecker depends to a great extent on forests with old oak stands, forest management steps aimed at long-term oak conservation have become a central point of discussion.

1. Einleitung

Natürliche Vogelpopulationen sind dynamisch und ändern ihre Dichten innerhalb und zwischen Jahren aufgrund der Faktoren Geburt, Mortalität, Immigration und Emigration (BAIRLEIN 1996, BEZZEL & PRINZINGER 1990, GILL 1990). Diese Parameter werden stark durch ökologische Faktoren wie Habitatbeschaffenheit, Klima, Seuchen (inklusive Parasiten) und Nahrungsverfügbarkeit beeinflusst, wobei die Nahrungsverfügbarkeit sehr häufig von der Witterung abhängig ist (GILL 1990, BROOKE & BIRKHEAD 1991, BAIRLEIN 1996). In den letzten Jahrzehnten wurden bei den meisten europäischen Spechtarten Rückgänge festgestellt (HAVEKKA & RUGE 1993, TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Viele Spechtarten sind sehr stark durch Habitatveränderungen besonders in Wirtschaftswäldern bedroht (WINKLER et al. 1995, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Die meisten Spechtarten, darunter auch der Mittelspecht, gelten als besonders gefährdete und schutzwürdige Arten im Anhang I der EU-Vogelschutz-Richtlinie. Der Mittelspecht (*Picoides medius*) ist beispielsweise in Schweden und Dänemark bereits ausgestorben (DYBBRO 1978, PETERSSON 1985 a,b). Der Bestand des Buntspechts (*Picoides major*) ist dagegen nicht gefährdet und wird in Europa als gleichbleibend bis zunehmend beschrieben (HAVEKKA & RUGE 1993).

Um Schutzmaßnahmen für eine Tierart treffen zu können, muß man vor allem die Habitatsprüche und die Populationsdynamik einer Art kennen (BROOKE & BIRKHEAD 1991, BAIRLEIN 1996). Bunt- und Mittelspecht zeigen durch ihre Nahrungsökologie eine enge Beziehung zur Waldstruktur. Als Grundlage für diese Untersuchung konnten detaillierte Darstellungen über Habitatnutzung und Nahrungserwerbsverhalten verwendet werden (z.B. JENNI 1983, PETERSSON 1983, RUGE 1986, SCHMALZER 1990, PASINELLI & HEGELBACH 1997). Der Mittelspecht ist eine Art mit engen Habitatsprüchen. Er besiedelt Laubwälder, in Mitteleuropa meist eichendominierte Wälder, in denen er außerhalb der Brutzeit durch Stochern und Klauben nach Nahrung sucht („Suchspecht“; JENNI 1983, PETERSSON 1983). Der Buntspecht dagegen ist ein Habitatgeneralist, der in Europa in allen Laub- und Nadelwäldern, aber auch in Feldgehölzen, Parks und Gärten in unterschiedlichen Siedlungsdichten vorkommt (GLUTZ & BAUER 1980, BLUME & TIEFENBACH 1997). Er durchsucht außerhalb der Brutzeit meist hackend absterbendes Substrat („Hackspecht“) bzw. stellt im Winter auf vegetarische Nahrung um. Zur Brutzeit suchen beide Arten fast ausschließlich nach an der Baumoberfläche vorkommenden Arthropoden und deren Larven (bes. Raupen), welche sie von der Oberfläche der Bäume und deren Blätter ablesen (JENNI 1983, MICHALEK 1992). In dieser Arbeit wurden diese Studien durch eigene Daten zur Habitatnutzung geringfügig ergänzt.

Verschiedene Aspekte der Populationsdynamik aller europäischen Spechtarten sind noch außerordentlich schlecht untersucht (JEDICKE 1997a). Für Bunt- und Mittelspecht liegen bereits einige Populationsdichtearbeiten über längere Zeiträume in größeren Gebieten vor (JENNI 1977, PETERSSON 1985a, b, WESOLOWSKI & TOMIALOJC 1986, MARCHANT et al. 1990, GÜNTHER 1992, BÜHLMANN & PASINELLI 1996, SAARI & MIKUSINSKI 1996). Das Hauptziel der vorliegenden Untersuchung war, die Brutdichteentwicklung von Buntspecht und Mittelspecht längerfristig zu beobachten. Wir untersuchten die beiden Arten in den letzten 14 Jahren in drei Laubmischbeständen des Wienerwaldes mit unterschiedlichen Baumartenanteilen hinsichtlich der forstlichen Bewirtschaftung und den Witterungsverhältnissen. Daten zum Bruterfolg, Mortalität, Immigration und Emigration stehen nur von den Jahren 1994, 1995 und 1996 zur Verfügung und können in dieser Arbeit nur diskutiert werden.

In einigen Studien an Kleibern, welche eine ähnliche Ökologie wie Spechte aufweisen, wurde gezeigt, dass Fluktuationen in der Brutpopulationsgröße hauptsächlich durch die Nahrung im Herbst und Winter sowie durch die Strenge der Winter festgelegt sind (MATTHYSEN 1998). Bei einigen Untersuchungen an Spechten fand man keine Zusammenhänge zwischen Witterung und Siedlungsdichte (WESOŁOWSKI & TOMIALOJC 1986, GÜNTHER 1992, BÜHLMANN & PASINELLI 1996). Andere Studien hingegen zeigten einen Zusammenhang zwischen Wintertemperatur und Bestandesdichte von Spechten (PETTERSSON 1985a, WESOŁOWSKI 1992, SAARI & MIKUSINSKI 1996).

Der Mittelspecht ist in Mitteleuropa sehr stark an die Eiche als Hauptbaumart gebunden und daher durch Habitatverluste gefährdet (TUCKER & HEATH 1994, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Vor allem alte Eichen sind für sein Überleben besonders wichtig (z.B. JENNI 1983, PETTERSSON 1985b, SCHMALZER 1990, PASINELLI & HEGELBACH 1997, RICHTER 1997, PASINELLI 1999). BÜHLMANN & PASINELLI (1996) fanden für den Mittelspecht in der Schweiz, dass die Abnahme des Eichenvolumens einen signifikanten Einfluss auf die Siedlungsdichteentwicklung hatte. PETTERSSON (1985b) dokumentierte das Aussterben des Mittelspechts und stellte einen Zusammenhang mit der Zerstörung und Aufsplitterung der Eichenwälder in Schweden her.

Bunt- und Mittelspecht eignen sich aufgrund ihrer engen Beziehung zur Waldstruktur auch hervorragend als Bioindikatoren für den Naturschutz im Wald (SCHERZINGER 1982, 1998, STENBERG & HOGSTAD 1992, RUGE 1993, ANGELSTAM & MIKUSINSKI 1994; MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Ihre Funktion als Leit- oder Zielarten für den Naturschutz soll deshalb in dieser Arbeit diskutiert werden (FLADE 1994, VOGEL et al. 1996, JEDICKE 1997a).

Da die Habitatstruktur in Wirtschaftswäldern sehr stark von waldbaulichen Zielen und Methoden sowie von Waldpflegemaßnahmen abhängig ist, werden abschließend die ornithologisch-forstökologische Situation im Untersuchungsgebiet diskutiert und forstwirtschaftliche Empfehlungen zum Schutz des Mittelspechts abgegeben.

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Das Gebiet des Wienerwaldes erstreckt sich über rund 135000 ha, wovon rund 70000 ha (52 %) Wald sind (LANDSTEINER 1990). Die Charakteristik des Wienerwaldes wird von zwei Faktoren entscheidend geprägt: 1) Was das Grundgestein betrifft, unterscheidet man im Wienerwald zwischen der Flyschzone (Mergel und Tonschiefer mit Sandsteineinlagerungen) im Norden und Westen und der Kalk- und Dolomitgesteinszone im Süden. 2) Das Klima wird von einem West-Ost-Gradient mit nach Westen abnehmender Durchschnittstemperatur und steigender Niederschlagsmenge bestimmt. Der Wienerwald als montane Waldgesellschaft setzt sich zum überwiegenden Teil aus Buchenwäldern (vielfach aus reinen Beständen) und Eichen-Hainbuchenwäldern zusammen und ist von zum Teil großen Wiesenflächen durchzogen. Im südöstlichen Teil dominiert auf kalkigem Untergrund (Kalkwienerwald) in einigen Bereichen die Schwarzkiefer *Pinus nigra*. Nach Westen steigt, besonders gefördert durch forstliche Eingriffe, der Fichten- und Lärchenanteil an, während die natürlich vorkommende Tanne bedingt durch das Waldsterben nur noch untergeordnet auftritt. Die Baumartenverteilung des Wienerwaldes sah im Jahre 1989 folgendermaßen aus: 54,7 % Rotbuche *Fagus sylvatica*, 5,7 %

Hainbuche *Carpinus betulus*, 5,5 % Eiche *Quercus* spp., 2,2 % Esche *Fraxinus excelsior*, 2,2 % sonstiges Laubholz, 11,2 % Fichte *Picea abies*, 2,1 % Tanne *Abies alba* 5,8 % Lärche *Larix decidua*, 10,1 % Kiefer *Pinus* spp., 0,4 % sonstiges Nadelholz (LANDSTEINER 1990). In Stadtnähe (Untersuchungsgebiet) wird der Wienerwald vorwiegend als Erholungswald bewirtschaftet und genutzt.

Der Verbreitungsschwerpunkt des gefährdeten Mittelspechtes liegt im eichenreichen Ostteil des nördlichen Flyschwienerwaldes (BERG & ZUNA-KRATKY 1992). Unsere Untersuchung wurde am Ostrand des Flyschwienerwaldes am Südhang des Gallitzinberges in einer Seehöhe von 320 bis 420 m (ÖK 1 : 50000 58 (Baden), 48° 13', 16° 16-17') durchgeführt. Die mittlere Jahrestemperatur betrug im Untersuchungszeitraum von 14 Jahren 10,3 °C (Standardabweichung der Einzelwerte vom langjährigen Mittel = 0,7). Im Mittel fielen jährlich 659,6 mm Niederschlag (Standardabweichung der Einzelwerte vom langjährigen Mittel = 71,3).

Das Untersuchungsgebiet war ein ca. 50 ha großes mehr oder weniger geschlossenes Hochwaldgebiet und umfasste laut Forstkarte der Stadt Wien sieben Unterabteilungen von Wirtschaftswäldern sowie eine angrenzende parkartige Teiluntersuchungsfläche (6,19 ha), die nicht als Unterabteilung in der Forstkarte ausgewiesen ist. Die Daten der Wald- bzw. Baumbestände unseres Untersuchungsgebietes wurden nach Methoden von BITTERLICH und STERBA erhoben (FORSTAMT DER STADT WIEN 1997). Die Vorratsfestmeter (vfm) sind jene Festmeter, die sich aus dem Derbholz eines stehenden Baumes ergeben. Das Derbholz ist die oberirdische Holzmasse des Baumschaftes und der Äste über 7 cm Durchmesser (inklusive Rinde) unter Ausschluß des bei der Fällung am Stock bleibenden Schafftholzes sowie des Reisholzes (Baumschaft bzw. Äste kleiner 7 cm Durchmesser). Der Erntefestmeter (efm) ist das geerntete Holz abzüglich Rinde, Schnittfugen, Übermaß (Längenzugabe) u.s.w., welche nicht mitgemessen werden (Sandler 1994). Um diesen Ernteverlust auszugleichen rechneten wir 18 % zu den Erntefestmetern dazu.

Die Wälder im Untersuchungsgebiet setzten sich aus durchwegs sehr alten Bäumen mit relativ hoher Dichte (siehe Tab. 1, 2 und 3) zusammen.

Es wurden von uns wegen der zu geringen Flächengröße der Unterabteilungen zweimal drei und einmal zwei aneinandergrenzende Flächen zu jeweils einem Laubmischbestand mit unterschiedlichen Baumartenanteilen zusammengefasst:

- Buchen-Eichenmischbestand (16,01 ha; Tab. 1): Auf zwei Teilflächen waren dem schwachen bis mittelstarken Buchenbaumholz die Eiche teilweise vereinzelt oder horstweise beigemischt. In der dritten eichendominierten Teilfläche mit mittelstarkem Eichenbaumholz war in ungleichmäßiger Mischung die Rotbuche beigemischt.
- Traubeneichen-Zerreichenmischbestand (12,80 ha; Tab. 2): Dieser Bestand wies bei schwach-mittlerem Eichenbaumholz teilweise bereits abgestorbene Kronen, viele Wasserreiser sowie viele absterbende kurze und schmale Kronen auf. Gute Kronen konnten nur bei niedrigeren Bäumen festgestellt werden.
- Eichendominierter Laubmischbestand (18,0 ha; Tab. 3): Dieser setzte sich aus einem nicht bewirtschafteten Eichenaltholzbestand zusammen, dem verschiedene Laubbaumarten beigemischt waren. Die zweite parkähnliche Teilfläche bestand aus ungleichmäßig gemischten Laubbaumarten.

In den ersten zwei Waldbeständen mit den drei unterschiedlichen Habitattypen wurden bisher in fast allen Jahren Einzelstammentnahmen durchgeführt. Vereinzelt wurde Lichtwuchsdurchforstung und teilweise Femelschlag betrieben. Im eichendominierten Laubmischbestand wurde im Untersuchungszeitraum kein Holz geerntet.

2.2. Vegetationsstruktur und Habitatnutzung

Die Vegetationsstruktur der zwei ausgewählten Flächen Buchen-Eichenmischbestand und Traubeneichen-Zerreichenmischbestand wurde im August und September 1987 aufgenommen. Wir hielten uns an die „point centered quarter“-Methode nach COTTAM & CURTIS (1956). Auf den Bestandskarten ermittelten wir in einem Koordinatensystem Zufallspunkte, die wir dann im Gelände mit Kompaß und Messleine aufsuchten. An jedem Probepunkt wiesen wir 4 Quadranten in NW, NE, SW und SE aus, in denen die Vegetationsstruktur erfasst wurde (s. SCHMALZER 1990). Pro Hektar Untersuchungsfläche wählten wir ca. 6 Probepunkte aus. Das ergab 77 Probepunkte im Buchen-Eichenmischbestand und 76 Probepunkte im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand. In dieser Arbeit wurden Daten von der Baumart, des dem Probepunkt am nächsten gelegenen Baumes mit einem Durchmesser = 5 cm verwendet. Weiters wurden Buchen mit Eichen von einem Brusthöhendurchmesser größer/gleich 20 cm bezüglich ihres Dürrastangebotes verglichen. Dafür wurden sämtliche Dürräste in der Krone, die teilweise ohne Rinde (absterbend) oder komplett ohne Rinde (tot) waren, abgezählt.

Für das Angebot an Baumarten fassten wir die Baumarten aller Zufallspunkte eines Bestandes zusammen und errechneten jeweils den Prozentsatz an Baumarten in den Beständen. Die Baumarten, die zu einem geringeren Prozentsatz neben den Hauptbaumarten Eiche *Quercus* spp. und Rotbuche *Fagus sylvatica* vorkamen, wurden unter andere Baumarten zusammengefasst (Bergahorn *Acer pseudoplatanus*, Bergulme *Ulmus glabra*, Feldahorn *Acer campestre*, Feldulme *Ulmus minor*, Hainbuche *Carpinus betulus*, Holunder *Sambucus nigra*, Kreuzdorn *Rhamnus cathartica*, Rosskastanie *Aesculus hippocastanum*, Weißdorn *Crataegus monogyna*, Kiefer *Pinus silvestris*, Winterlinde *Tilia cordata*, Vogelkirsche *Prunus avium*). Als Kriterium für die Habitatnutzung wurde hier die Baumartennutzung angegeben. Dem Angebot an Baumarten in den zwei ausgewählten Beständen stellten wir die Baumartennutzungsdaten gegenüber. Als Maß für die Baumartenwahl wurde der Chesson's Index (CHESSON 1983, MANLY et al. 1993) als Differenz zwischen Baumartenangebot im Bestand und Nutzung durch

Tab.1. Bestandesdaten vom Buchen-Eichenmischbestand.

Fläche [ha]	Baumart	Bestockungsgrad/ Baumartenanteil (%)	Vorratsfestmeter [vfm]	Alter/Qualität
6,79	Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	0.7/82	2933	149/gut
	Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	0.2/18	645	149/gut
	Zerreiche <i>Q. cerris</i> , Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	Vereinzelt	-	-/gut
5,58	Rotbuche <i>F. sylvatica</i>	0.1/18	323	124/durchschn.
	Traubeneiche <i>Q. petraea</i>	0.6/78	1272	124/gut
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	0.0/4	150	124/gut
	Hainbuche <i>C. betulus</i>	Vereinzelt	-	-/-
3,64	Rotbuche <i>F. sylvatica</i>	0.6/69	1157	119/durch.-gut
	Traubeneiche <i>Q. petraea</i>	0.1/17	289	119/durch.-gut
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	0.1/14	241	119/durch.-gut
	Hainbuche <i>C. betulus</i>	Vereinzelt	-	-/-

Tab. 2. Bestandesdaten vom Traubeneichen-Zerreichenmischbestand.

Fläche [ha]	Baumart	Bestockungsgrad/ Baumartenanteil (%)	Vorrats- festmeter [vfm]	Alter/Qualität
2,52	Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	0.8/100	718	129/-
	Zerreiche <i>Q. cerris</i> , Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i> , Hainbuche <i>Carpinus betulus</i> , Kiefer <i>Pinus sylvestris</i> , Linde <i>Tilia cordata</i>	vereinzelt	-	
4,23	Traubeneiche <i>Q. petraea</i>	0.6/72	1264	144/gut
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	0.2/28	494	144/gut
	Rotbuche <i>F. sylvatica</i> , Hainbuche <i>C. betulus</i> , Kiefer <i>P. sylvestris</i> , Linde <i>Tilia cordata</i>	vereinzelt	-	-/-
6,05	Traubeneiche <i>Q. petraea</i>	0.4/37	728	160/-
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	0.6/63	1242	160/-
	Rotbuche <i>F. sylvatica</i> , Hainbuche <i>C. betulus</i> , Kiefer <i>P. sylvestris</i> , Linde <i>Tilia cordata</i>	vereinzelt	-	-/-

Tab. 3. Bestandesdaten vom eichendominierten Laubmischbestand.

Fläche [ha]	Baumart	Bestockungsgrad/ Baumartenanteil (%)	Vorrats- festmeter [vfm]	Alter/Qualität
11,81	Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	0.7/88	5834	160/-
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	0.1/12	767	160/-
	Diverse Laub- baumarten	Vereinzelt	-	-/-
6,19	Traubeneiche <i>Q. petraea</i>	-/31	k.A.	120/-
	Linde <i>Tilia cordata</i>	-/23	k.A.	120/-
	Roßkastanie <i>Aesculus hippocastanum</i>	-/19	k.A.	120/-
	Spitzahorn <i>Acer platanoides</i>	-/15	k.A.	120/-
	Kiefer <i>Pinus sylvestris</i>	-/6	k.A.	120/-
	Zerreiche <i>Q. cerris</i>	-/6	k.A.	120/-
	Schwarzerle <i>Alnus glutinosa</i> Weide <i>Salix sp.</i> Weißdorn <i>Crataegus sp.</i> Robinie <i>Robinia pseudacacia</i> , Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	Vereinzelt	k.A.	120/-

die Art berechnet. Die Signifikanz wurde mittels eines bootstrap-Verfahrens ermittelt.

Die Habitatnutzungsdaten wurden von April 1987 bis Juni 1988 durchgeführt. Wir teilten den Untersuchungszeitraum in Winter (Januar, Februar, März) und Brutzeit (April, Mai, Juni) ein. Im April findet im Untersuchungsgebiet die Anlage der Bruthöhlen, die Eiablage und das Bebrüten der Eier statt. Die Nestlinge werden im Mai gefüttert und die flüggen Jungvögel im Juni geführt. Die beiden Bestände mit unterschiedlichen Baumarten wurden entlang festgelegter Linien (Wege, Markierungen) systematisch abgegangen. Die Beobachtungen wurden zu jeder Tageszeit, hauptsächlich von 6-11 Uhr und von 14-18 Uhr, durchgeführt. Um unabhängige Daten von möglichst vielen Individuen zu erhalten wurde die Methode der Erstbeobachtung gewählt (s. WINKLER 1973).

2.3. Waldnutzung und Witterung

Das Forstamt der Stadt Wien stellte uns die Bestandsblätter und -karten (1 : 5000) des Reviers Ottakringerwald (Stand 1997) zur Verfügung. Angaben über das Ausmaß der Holznutzung (in efm) von 1987 bis 2000 bekamen wir von der Forstverwaltung Lainz. Um die Bestandesveränderungen von 1987 bis 2000 zu bekommen, addierten wir die jährlichen Erntefestmeter (plus des Ernteverlustes) zu den Vorratsfestmetern der Bestandsblätter vom Jahr 1997 hinzu bzw. subtrahierten sie von diesen, so dass für jede Brutsaison von 1987 bis 2000 Angaben über das jährliche Holzvolumen aller untersuchten Bestände zur Verfügung standen (s. auch BÜHLMANN & PASINELLI 1996). Bei den Berechnungen beschränkten wir uns auf den Holzvorrat und die Holzentnahme, da der natürliche Holzzuwachs in unserer Analyse als vernachlässigbar zu bewerten ist (WEIDINGER pers. Mitt.; BÜHLMANN & PASINELLI 1996). Diese Annahmen über die Vernachlässigbarkeit des Zuwachses sind aber nicht im Sinne von Nachhaltigkeit (MAYER & BRÜNIG 1980) bei der Waldbewirtschaftung zu verstehen, wo angenommen wird, dass in einem festgelegten Zeitraum innerhalb einer größeren Fläche (z.B. Wienerwald) nicht mehr geerntet (Erntevolumen + Ernteverlust) werden soll, als nachwächst.

Angaben über Temperatur und Niederschlag während der Untersuchungsperiode stellte uns die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in Wien (Hohe Warte 38, 1190 Wien) zur Verfügung. Wir verwendeten Daten direkt von der Zentralanstalt „Hohe Warte“, da sich im Wienerwald in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes keine Messstation befindet. Wir nahmen wie BÜHLMANN & PASINELLI (1996) für die beiden Zeitabschnitte Winter (Dezember bis Februar) und Frühling (März und April) die durchschnittliche Temperatur (°C) und Niederschlagsmenge (in mm). Als weitere Variable fügten wir noch Witterungsdaten für die Brutzeit (Mai, Juni und Juli) ein Jahr vor der Brutdichteerhebung hinzu. Daraus ergaben sich insgesamt sechs Witterungsvariablen.

2.4. Brutdichteerfassung

Die lokale Bestandesentwicklung von Vogelarten kann am besten durch eine Brutvogel-Bestandeserfassung und durch Fang/Wiederfang Analysen festgestellt werden (BAIERLEIN 1996). Die Brutdichte deckt sich allerdings nicht mit der tatsächlichen Bestandesdichte, da sich ein großer Teil von Individuen beider Arten im Untersuchungsgebiet aufhielten, aber nicht brüteten (s. MICHALEK et al. 1999). Für Brutdichteuntersuchungen an Spechten war nach unserer Ansicht die Kartierung der Nesthöhlen während der Brutzeit die genaueste Methode, um mit relativ geringem Aufwand Bestandesdichten von Bunt- und Mittelspechten über mehrere Jahre

hindurch festzustellen. Dazu wurde im Mai und Juni während der Phase, in der die Nestlinge gefüttert wurden, gezielt nach besetzten Bruthöhlen gesucht. Diese Methode dürfte überhaupt die genaueste Methode sein, um Spechtsiedlungsdichten festzustellen. Während der Brutzeit beträgt bei Spechten der Totalverlust an Bruten 0-30 % (WINKLER et al. 1995; PASINELLI 1999). 1995 war der Bruterfolg der Mittelspechtpopulation von PASINELLI in der Schweiz signifikant niedriger als in den anderen Jahren und betrug sogar nur 40 %. Die Ursache dafür lag wahrscheinlich in den niedrigen Temperaturen zur Nestlingszeit (PASINELLI 2001). In unserem Untersuchungsgebiet gingen in den Jahren 1994 bis 1996 beim Mittelspecht im Buchen-Eichenmischbestand 40 % der Bruten, in den anderen beiden Beständen dagegen keine Bruten, verloren (siehe 3.8.). Zum Buntspecht liegen diesbezüglich keine Daten vor. Dies führte dazu, dass bei den von uns untersuchten Spechtarten die ermittelten Brutdichten nicht mit den tatsächlichen Brutdichten übereinstimmen, sondern darunter liegen.

2.5. Einfluss der Witterung und der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Brutdichte

Um den Einfluss der forstwirtschaftlichen Nutzung und der Witterung auf die Brutdichte (abhängige Variable) von Buntspecht und Mittelspecht zu untersuchen, verwendeten wir eine multiple Regressionsanalyse (BORTZ 1979). Wir bedienten uns des Verfahrens der besten Prädiktoren-Untermengen, das darin besteht, alle möglichen Kombinationen der Prädiktoren auf ihre Relevanz zu testen. Aufgrund der Zahl der Daten wurden maximal fünf Prädiktoren zugelassen. Diese Zahl wurde solange verringert, bis nach konventionellen Tests der Signifikanz von partiellen Regressionskoeffizienten nur mehr signifikante Prädiktoren im Modell inkludiert waren. Die globale Signifikanz der Ergebnisse wurde mit Hilfe eines Permutationstests ermittelt (GOOD 1994). Dadurch wurde sichergestellt, dass eventuelle Verletzungen der Voraussetzungen für parametrische Tests die Ergebnisse beeinflussten. Dies war offensichtlich nicht der Fall, da alle Testverfahren zum gleichen Ergebnis führten.

Brutdichtedaten lagen von den Jahren 1987 und 1988 und vom Zeitraum 1994 bis 2000 vor. Als unabhängige Variablen verwendeten wir die 3 Habitattypen (Buchen-Eichenmischbestand, Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und eichendominierter Laubmischbestand), die pro Brutzeit vorhandenen Vorratsfestmeter an Eiche und Rotbuche, die durchschnittliche Temperatur und den durchschnittlichen Niederschlag der vorjährigen Brutperiode bzw. vom Winter und Frühling der untersuchten Brutsaison. Zusätzlich verwendet wird das Jahr noch als übergeordnete Variable.

Wir gingen davon aus, dass Brutdichten und forstliche Daten erschöpfend und genau erhoben wurden. Daher wurden keine statistischen Tests zum Vergleich der Brutdichten und der forstlichen Nutzung in den unterschiedlichen Beständen durchgeführt.

2.6. Bruterfolg

Der Bruterfolg von einem Teil der Bruten in den beiden Spechtpopulationen wurde in den Jahren 1994, 1995 und 1996 festgestellt. Die Anzahl der Nestlinge wurde beim Mittelspecht vom Tag 5 bis zum Tag 16 und beim Buntspecht vom Tag 5 bis zum Tag 22 nach dem Schlüpfen, als die Jungen zum Beringen und Bluten aus der Bruthöhle genommen wurden (MICHALEK 1998), gezählt.

Die ausgeflogenen Jungen wurden in den zwei bis drei Wochen, in denen sie von den Eltern

geführt wurden, gezählt. Diese Mittelwerte dürften etwas zu niedrig sein, da einige Jungtiere mit den Eltern das Untersuchungsgebiet verlassen haben und deshalb in den Daten nicht aufscheinen.

3. Ergebnisse

3.1. Habitatnutzung: Baumartenangebot im Vergleich mit der Nutzung durch die Spechte

Ein Vergleich zwischen dem Angebot an Eichen und Buchen und der Nutzung durch die Spechte (gemessen in der Anzahl aufgesuchter Bäume) im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und im Buchen-Eichenmischbestand zeigte, dass beide Arten sowohl im Winter als auch zur Brutzeit eine Präferenz für Eichen zeigten, welche beim Mittelspecht im Winter im Buchen-Eichenmischbestand stärker war als beim Buntspecht (Tab. 4). Zur Brutzeit war die

Tab. 4. Angebot an Baumarten verglichen mit der Nutzung im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und im Buchen-Eichenmischbestand. Angegeben ist das Angebot an Eiche *Quercus* spp., Buche *Fagus sylvatica* und anderen Baumarten (Bergahorn *Acer pseudoplatanus*, Bergulme *Ulmus glabra*, Feldahorn *Acer campestre*, Feldulme *Ulmus minor*, Hainbuche *Carpinus betulus*, Holunder *Sambucus nigra*, Kreuzdorn *Rhamnus cathartica*, Rosskastanie *Aesculus hippocastanum*, Weißdorn *Crataegus monogyna*, Kiefer *Pinus sylvestris*, Winterlinde *Tilia cordata*, Vogelkirsche *Prunus avium*) und die Nutzung durch die beiden Spechtarten in Prozent und die Differenz zwischen Angebot und Nutzung durch den Chesson's Index. Mit einem Stern ist die signifikante Bevorzugung bestimmter Baumarten angegeben.

	Traubeneichen-Zerreichen-Mischbestand		Buchen-Eichen-Mischbestand	
	<i>P. medius</i> Nutzung in % (n); Chesson's Index	<i>P. major</i> Nutzung in % (n); Chesson's Index	<i>P. medius</i> Nutzung in % (n); Chesson's Index	<i>P. major</i> Nutzung in % (n); Chesson's Index
Habitatnutzung im Winter				
Eiche	85,7 (90); 0,598	96,0 (143); 0,720	88,9 (80); 0,755*	78,1 (160); 0,639*
Buche	1,0 (1); 0,163	1,3 (2); 0,227	7,8 (7); 0,091	18,5 (38); 0,207
Andere	13,3 (14); 0,239	2,7 (4); 0,052	3,3 (3); 0,154	3,4 (7); 0,153
Habitatnutzung zur Brutzeit				
Eiche	94,5 (223); 0,657*	91,2 (268); 0,612*	72,6 (143); 0,521*	65,4 (153); 0,483*
Buche	1,7 (4); 0,275	1,7 (5); 0,266	20,3 (40); 0,199	29,1 (68); 0,294
Andere	3,8 (9); 0,068	7,1 (21); 0,123	7,1 (14); 0,280	5,5 (13); 0,223
Baumarten-Angebot				
	Angebot in % (n)		Angebot in % (n)	
Eiche	69,9 % (211)		52,3 % (160)	
Buche	3,0 % (9)		38,2 % (117)	
Andere	27,1 % (82)		9,5 % (29)	

Bevorzugung der Eichen im eichenärmeren Buchen-Eichenmischbestand geringer als im Winter. Zur Brutzeit wurden etwas stärker die Buche, die Hainbuche und der Feldahorn (die beiden letzteren scheinen in Tab. 4 unter andere Baumarten auf) genutzt als im Winter. Im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand war die Präferenz für die Eiche im Winter beim Buntspecht etwas stärker ausgeprägt als beim Mittelspecht. Vom Mittelspecht wurde vor allem der Feldahorn mit 11,4 % im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand im Spätwinter relativ häufig zum Safflecken genutzt. Zur Brutzeit sank die Präferenz für die Eiche nicht wie im Buchen-Eichenmischbestand ab und war jetzt beim Mittelspecht etwas höher als beim Buntspecht. Die Buche wurde in beiden Beständen in beiden Saisonen weniger als angeboten genutzt.

3.2. Vergleich des Dürrastangebotes von Eiche gegen Buche (angegeben sind Mittelwert und Standardfehler des Mittelwertes)

Die Vegetationsstrukturerhebungen haben gezeigt, dass Eichen signifikant mehr dürre Äste mit Rinde (Eiche = $3,4 \pm 0,29$, $n = 44$, Buche = $1,9 \pm 0,36$, $n = 22$, MANN & WHITNEY-U-Test: $z = 2,8$, $P = 0,046$) und dürre Äste ohne Rinde (Eiche = $3,9 \pm 0,34$, $n = 44$, Buche = $2,1 \pm 0,44$, $n = 22$, MANN & WHITNEY-U-Test: $z = 3,1$, $P = 0,001$) pro Baum besitzen als Buchen.

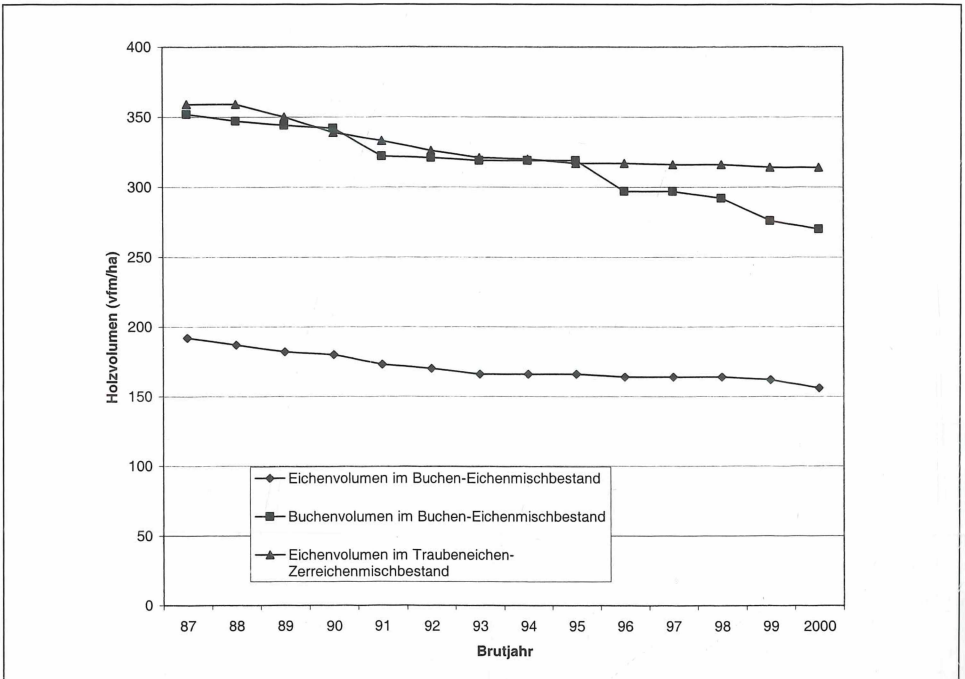


Abb. 1. Abnahme von Eichenvolumen und Buchenvolumen in den beiden Untersuchungsgebieten Buchen-Eichenmischbestand und Traubeneichen-Zerreichenmischbestand.

3.3. Forstwirtschaftliche Nutzung in den einzelnen Beständen

Buchen-Eichenmischbestand: Das Buchenvolumen nahm von 1987 bis 2000 etwas stärker ab als das Eichenvolumen (Abb. 1). Das Eichenvolumen wurde von 192 vfm/ha auf 156 vfm/ha reduziert. Dies ist eine Abnahme um 15,0 % vom gesamten Eichenvolumen dieser Untersuchungsfläche und entspricht 5,5 % des gesamten Holzvolumens (544 vfm/ha) dieses Bestandes. Die volumenmäßig größten Eichenentnahmen zwischen zwei Brutjahren erfolgten in den Wintern 1989/90, 1991/92 und 1999/2000 mit jeweils ca. 6 efm/ha.

Das Buchenvolumen nahm von 352 vfm/ha auf 270 vfm/ha ab. Dies ist eine Abnahme um 23,3 % und entspricht 15,1 % des gesamten Holzvolumens (544 vfm/ha) dieses Bestandes. Die volumenmäßig größten Buchenentnahmen erfolgten in den Wintern 1990/91 mit 20 efm/ha, 1996/97 mit 21 efm/ha und 1998/99 mit 16 efm/ha. Pro Jahr wurden im Buchen-Eichenmischbestand durchschnittlich gleich viele Erntefestmeter Eiche (Mittelwert = 3, Min. = 0, Max. = 6, n = 14) wie Buche (Mittelwert = 6, Min. = 0, Max. = 21, n = 14) pro Hektar entnommen.

Traubeneichen-Zerreichenmischbestand: Das Eichenvolumen nahm von 1987 bis 2000 von 359 vfm/ha auf 314 vfm/ha ab. Dies ist eine Abnahme um 12,5 % vom gesamten Eichenvolumen. Die volumenmäßig größten Eichenentnahmen zwischen zwei Brutjahren erfolgten in den Wintern 1989/90 mit 6 efm/ha, 1990/91 mit 8 efm/ha und 1995/96 mit 6 efm/ha. Da es sich bei dieser Untersuchungsfläche um einen reinen Eichenbestand handelt, entspricht das auch der Abnahme des gesamten Holzvolumens dieses Bestandes.

Pro Jahr wurden im Buchen-Eichenmischbestand (Mittelwert = 3, Min. = 0, Max. = 6, n = 14) durchschnittlich gleich viele efm Eichenholz wie im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand (Mittelwert = 3, Min. = 0, Max. = 8, n = 14) pro Hektar entnommen.

Eichendominierter Laubmischbestand: Dieser Bestand wurde im Untersuchungszeitraum forstwirtschaftlich nicht genutzt.

3.4. Brutdichten in den einzelnen Beständen (angegeben sind Mittelwert und Standardabweichung)

Im Untersuchungsgebiet wurden trotz forstwirtschaftlicher Nutzung zum Teil extrem hohe Bunt- und Mittelspechtbrutdichten festgestellt (s. a. SCHMALZER 1990, MICHALEK 1998, MICHALEK et al. 1999). Das gesamte Untersuchungsgebiet, welches von Wiesen, Kahl-schlägen, Pioniergehölzen, Schneisen, Gärten, Siedlungsflächen, Gehegeflächen und Straßen durchzogen und begrenzt war, umfasste ca. 50 ha reine Waldfläche. Die Brutdichte auf dieser Waldfläche betrug im Zeitraum von 1994 bis 2000 beim Buntspecht $5,1 \pm 0,94$ BP/10 ha (Min. = 3,8, Max. = 6,4, n = 7) und beim Mittelspecht $2,1 \pm 0,32$ BP/10 ha (Min. = 1,8, Max. = 2,6, n = 7). In einer anderen Arbeit bezogen MICHALEK et al. (1999) kleinere Wiesen und Obstgärten auf der selben Untersuchungsfläche mit in die Brutdichteberechnung mit ein und kamen bei 60 ha Gesamtfläche im Jahr 1996 beim Buntspecht auf durchschnittlich 5,0 BP/10 ha und beim Mittelspecht auf 1,8 BP/10 ha.

Die Brutdichten unterschieden sich sowohl beim Buntspecht als auch beim Mittelspecht zwischen den unterschiedlichen Habitaten (siehe Abb. 2 und 3):

Buchen-Eichenmischbestand:

Buntspechtdichte = $5,3 \pm 0,93$ BP/10 ha (Min. = 3,7, Max. = 6,2, n = 9),

Mittelspechtdichte = $1,5 \pm 0,95$ BP/10 ha (Min. = 0, Max. = 2,5, n = 9).

Traubeneichen-Zerreichenmischbestand:

Buntspechtdichte = $6,7 \pm 1,01$ BP/10 ha (Min. = 5,5, Max. = 7,8, n = 9),

Mittelspechtdichte = $3,0 \pm 0,48$ BP/10 ha (Min. = 2,3, Max. = 3,9, n = 9).

Eichendominierter Laubmischbestand:

Buntspechtdichte = $4,8 \pm 1,22$ BP/10 ha (Min. = 3,3, Max. = 6,6, n = 7),

Mittelspechtdichte = $2,7 \pm 0,32$ BP/10 ha (Min. = 2,2, Max. = 3,3, n = 7).

3.5. Brutdichteänderungen in den einzelnen Beständen

Aus den in Abb. 2 und 3 dargestellten Brutdichtedaten geht hervor, dass der Brutbestand des Buntspechts im Untersuchungszeitraum in allen drei Untersuchungsflächen abnahm. Beim Mittelspecht kam es auf den zwei bewirtschafteten Flächen zu Abnahmen, im eichendominierten Laubmischbestand, in dem keine forstliche Nutzung stattfand, stieg die Brutdichte sogar leicht an. Im Vergleich zum Buntspecht fluktuierten die Brutdichten des Mittelspechts etwas weniger.

Buchen-Eichenmischbestand: Beim Buntspecht schwankten die Brutdichten zwischen 6 und 10 BP (Min., 1998; Max., 1988, 94, 95), beim Mittelspecht zwischen 0 und 4 (Min., 2000; Max., 1987, 88, 94). Dies entspricht Brutdichten von 3,7 bis 6,2/10 ha beim Buntspecht (Abb. 2) und 0 bis 2,5/10 ha beim Mittelspecht (Abb.3). Die Brutdichte nahm bei beiden Arten ab, wobei die des Mittelspechts von 4 auf 0 BP sank, was einer hochsignifikanten Abnahme entspricht (Buntspecht: $r = -0,63$, $P = 0,067$; Mittelspecht: $r = -0,85$, $P = 0,003$, Pearson-Korrelation).

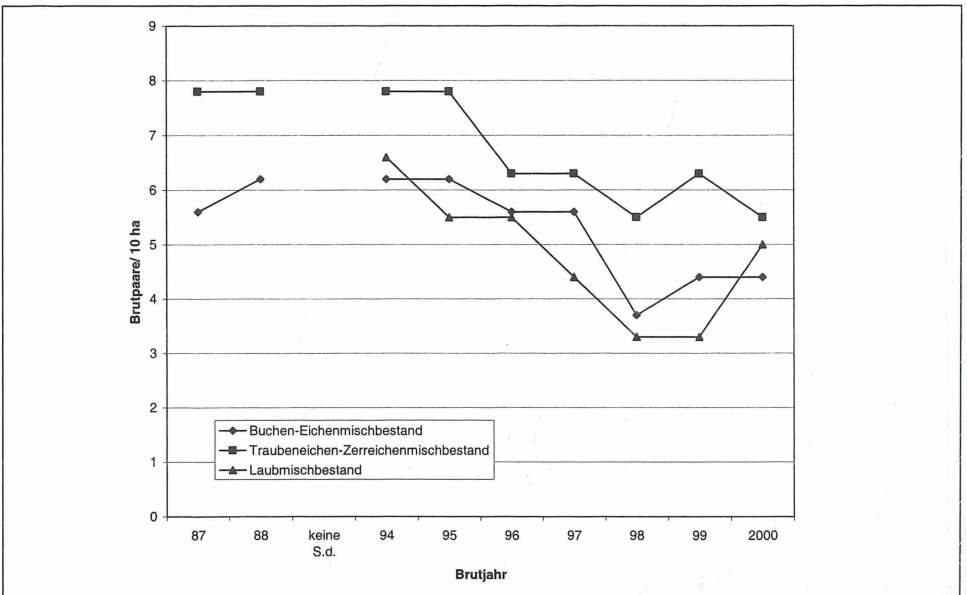


Abb. 2. Brutdichte des Buntspechts in den Untersuchungsflächen Buchen-Eichenmischbestand, Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und eichendominierter Laubmischbestand von 1987 bis 2000. Keine Kartierungen im Zeitraum von 1989 bis 1993.

Traubeneichen-Zerreichenmischbestand: Beim Buntspecht schwankten die Brutdichten zwischen 7 und 10 BP (Min., 1998, 2000; Max., 1987, 88, 94, 95), beim Mittelspecht zwischen 3 und 5 (Min., 1999, 2000; Max., 1988). Dies entspricht Brutdichten von 5,5 bis 7,8/10 ha beim Buntspecht (Abb. 2) und 2,3 bis 3,9/10 ha beim Mittelspecht (Abb.3). Auch hier nahmen die Brutdichten beider Arten signifikant ab, wobei die Abnahme beim Buntspecht stärker war als beim Mittelspecht (Buntspecht: $r = -0,81$, $P = 0,009$; Mittelspecht: $r = -0,73$, $P = 0,026$).

Eichendominierter Laubmischbestand: Beim Buntspecht schwankten die Brutdichten zwischen 6 und 12 BP (Min., 1998, 99; Max., 1994), beim Mittelspecht zwischen 4 und 6 (Min., 1997; Max., 2000). Dies entspricht Brutdichten von 3,3 bis 6,6/10 ha beim Buntspecht (Abb. 2) und 2,2 bis 2,7/10 ha beim Mittelspecht (Abb.3). Die Brutdichte des Buntspechts nahm leicht ab, stieg aber im Jahr 2000 wieder an ($r = -0,72$, $P = 0,067$). Die Brutdichte des Mittelspechts stieg leicht an ($r = 0,43$, $P = 0,328$).

3.6. Einfluss der Witterung und der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Brutdichte

Beim Buntspecht ergab die multiple Regressionsanalyse (Methode der besten Prädiktoren-Untermengen) einen signifikanten positiven Einfluss des Eichenvolumens und einen signifikant negativen Einfluss des Niederschlages zur Brutzeit des Vorjahres auf die Dichte der besetzten Bruthöhlen (Tab. 5).

Beim Mittelspecht ergab die multiple Regressionsanalyse einen signifikant negativen Einfluss der Temperatur im Frühling (Witterungsvariable) und der Habitatvariable Buchen-Eichenmischbestand auf die Brutdichte (Tab. 6). Da der Einfluss des Habitats mit dem

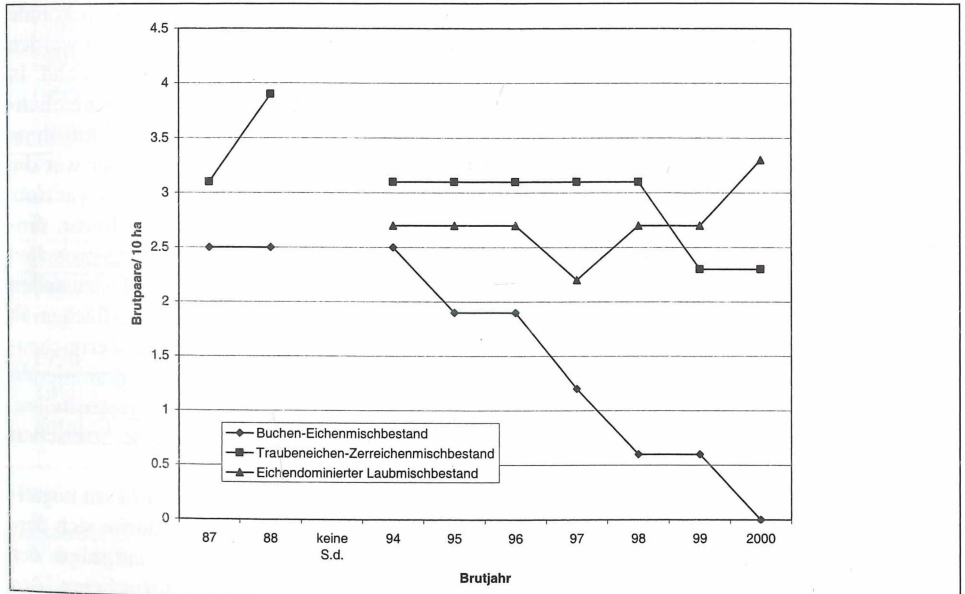


Abb. 3. Brutdichte des Mittelspechts in den Untersuchungsflächen Buchen-Eichenmischbestand, Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und eichendominierter Laubmischbestand von 1987 bis 2000. Keine Kartierungen im Zeitraum von 1989 bis 1993.

Tab. 5. Resultate der multiplen Regressionsanalyse (Methode der besten Prädiktoren-Untermengen) zwischen der Brutdichte des Buntspechts (abhängige Variable), dem Habitat (repräsentiert durch 4 unabhängige Variablen), der Witterung (repräsentiert durch 6 unabhängige Variablen) und dem Jahr als übergeordnete unabhängige Variable. EIVOL = Eichenvolumen; NSBRUT = durchschnittlicher Niederschlag zur Brutzeit des Vorjahres.

Predictor	beta-weight	b	t	P
EIVOL	0,651648	0,645774E-02	4,984	0,00005
NSBRUT	-0,445046	-0,272313E-01	-3,404	0,00255

Tab. 6. Resultate der multiplen Regressionsanalyse (Methode der besten Prädiktoren-Untermengen) zwischen der Brutdichte des Mittelspechts (abhängige Variable), dem Habitat (repräsentiert durch 4 unabhängige Variablen), der Witterung (repräsentiert durch 6 unabhängige Variablen) und dem Jahr als übergeordnete unabhängige Variable. BUEICH = Buchen-Eichenmischbestand; TFRUEHL = durchschnittliche Temperatur im Frühling.

Predictor	beta-weight	b	t	P
BUEICH	-0,733856	-1,39180	-5,386	0,00002
TFRUEHL	-0,282586	-0,170998	-2,074	0,05001

Eichenvolumen zusammenhängt, prüften wir noch zusätzlich den Einfluss der Eichenvolumenabnahme auf die Brutdichte des Mittelspechts für die beiden Bestände in denen Eichen entnommen wurden getrennt mit einer linearen Regressionsanalyse. Dadurch konnte die Bedeutung der Eichenentnahmintensität pro Gebiet für den Mittelspecht beurteilt werden (vgl. BÜHLMANN & PASINELLI 1996). Daraus ergab sich im Buchen-Eichenmischbestand, in welchem in etwa gleich viele Eichen entnommen wurden als im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand (siehe Abb. 1), ein signifikant negativer Einfluss der Eichenentnahme auf die Brutdichte des Mittelspechts. Je größer das Eichenvolumen war, desto höher war die Brutdichte des Mittelspechts ($R^2 = 0,52$, $P = 0,027$, $n = 9$, siehe Abb. 4). Das Ergebnis war trotz der geringen Datenmenge signifikant. Der Verlauf der Kurve war allerdings nicht linear, sondern sigmoid. Im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand war kein Zusammenhang zwischen Brutdichte des Mittelspechts und Eichenvolumen (entspricht Eichenentnahme) festzustellen ($R^2 = 0,38$, $P = 0,070$, $n = 9$). Der Buntspecht zeigte in allen drei Untersuchungsflächen ab 1995 und 1996 eine Abnahme. Die Abnahme war nur im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand signifikant (Abb. 2). Eine leichte Abnahme war auch im eichendominierten Laubmischbestand, in welchem keine forstwirtschaftliche Nutzung stattfand, festzustellen. Deshalb wurde beim Buntspecht von einer linearen Regressionsanalyse zwischen Holzentnahme und Brutdichte abgesehen.

Die multiple Regressionsanalyse ergab beim Mittelspecht weiters einen signifikant negativen Einfluss der Temperatur im Frühling auf die Brutdichte. Dieses Ergebnis dürfte sich daraus ergeben haben, dass die durchschnittliche Temperatur im Frühling aufgrund der Klimaänderung im Untersuchungsgebiet angestiegen ist. Die Gesamtbrutdichte des Mittelspechts hat aber aufgrund der Eichenentnahme und nicht infolge der Temperaturzunahme im Frühling abgenommen. Deshalb wurde dieser Zusammenhang in der Arbeit nicht weiter diskutiert.

3.7. Bruterfolg

In den Jahren 1994, 1995 und 1996, in denen die Populationen der beiden Arten bezüglich ihrer Brutbiologie genauer untersucht wurden (MICHALEK 1998), zeigte sich weder beim Mittelspecht noch beim Buntspecht ein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren in der Anzahl der Nestlinge pro Brutpaar (Tab. 7). Die mittlere Anzahl der Nestlinge (\pm Standardabweichung) pro Brut betrug vom Tag 5 bis zum Tag 16 nach dem Schlüpfen beim Mittelspecht $5,1 \pm 1,15$ ($n = 16$, s. Tab. 7) und beim Buntspecht $4,8 \pm 1,15$ ($n = 53$). Vom Mittelspecht lagen nur Daten von diesem Zeitraum vor. Vom Buntspecht lagen auch Daten vom Tag 17 bis zum Tag 22 nach dem Schlüpfen der Nestlinge vor (Mittelwert = $3,9 \pm 0,90$, $n = 7$).

Tab. 7. Bruterfolg pro erfolgreichem Brutpaar von Buntspecht und Mittelspecht in den Jahren 1994, 1995 und 1996. Auf Unterschiede zwischen den Jahren wurde mit dem Kruskal-Wallis-Test geprüft, auf Unterschiede zwischen den Arten wurde mit dem MANN & WHITNEY-U-Test geprüft.

Jahr	N	Anzahl der Nestlinge/Brut Mittelwert \pm Standardabw. (Min.; Max.)	N	Anzahl der ausgeflogenen Jungen/Brut Mittelwert \pm Standardabw. (Min.; Max.)
Mittelspecht				
1994	5	$5,8 \pm 0,84$ (5;7)		
1995	8	$4,9 \pm 1,36$ (2;6)		
1996	3	$4,7 \pm 0,57$ (4;5)		
Total (T5-16)	16	$5,1 \pm 1,15$ (2;7)	12	$1,6 \pm 0,67$ (1;3)
T		2,91		
d.f.		2		
P		0,233 (n.s.)		
Buntspecht				
1994	18	$4,4 \pm 1,20$ (2;7)	9	$1,6 \pm 1,01$ (1;4)
1995	21	$4,9 \pm 1,32$ (1;7)	17	$1,6 \pm 0,61$ (1;3)
1996	14	$5,0 \pm 0,68$ (4;6)	19	$1,8 \pm 0,71$ (1;3)
Total (T5-16)	53	$4,8 \pm 1,15$ (1;7)	45	$1,7 \pm 0,73$ (1;4)
Total (T17-22)	7	$3,9 \pm 0,90$ (2;5)		
T		3,46		1,38
d.f.		2		2
P		0,178 (n.s.)		0,501 (n.s.)
Vergleich Mittelspecht-Buntspecht				
Z		1,22		-0,25
P		0,224 (n.s.)		0,799 (n.s.)

Ebenfalls kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren zeigte sich in der Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreichem Brutpaar beim Buntspecht. Vom Mittelspecht lagen zu wenig Daten vor um einen Vergleich zwischen den Jahren anzustellen. Die mittlere Anzahl ausgeflogener Jungvögel betrug beim Mittelspecht $1,6 \pm 0,67$ ($n = 12$) und beim Buntspecht $1,7 \pm 0,73$ ($n = 45$). Zwischen den Arten war kein Unterschied im Bruterfolg festzustellen (Tab. 7). In der Anzahl der Eier ergab sich ebenfalls kein signifikanter Unterschied zwischen den Arten (MICHALEK 1998). Die mittlere Anzahl der Eier (\pm Standardfehler) betrug beim Mittelspecht $6,5 \pm 0,27$ ($n = 8$) und $5,8 \pm 0,19$ ($n = 23$) beim Buntspecht (MANN & WHITNEY-U-Test: $z = -1,7$, $P = 0,09$) (s. a. MICHALEK & WINKLER i. Dr.).

Totalverluste an Bruten beim Mittelspecht von 1994 bis 1996: Im Buchen-Eichenmischbestand sind 40 % (4 von 10) aller Bruten des Mittelspechts ausgefallen. Im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und im eichendominierten Laubmischbestand waren dagegen alle Mittelspechtbruten bis zum Ausfliegen der Nestlinge erfolgreich. Bezieht man die 4 ausgefallenen Bruten auf den Gesamtbestand, so waren 10,53 % (4 von 38) aller Bruten des Mittelspechts im gesamten Untersuchungsgebiet von 1994 bis 1996 nicht erfolgreich. Die Buntspechtbruten wurden hinsichtlich Totalverlusten nicht ausgewertet. Der Wert dürfte aber niedriger sein als beim Mittelspecht.

4. Diskussion

4.1. Brutdichte und Habitatnutzung

Im Ottakringer Wirtschaftswald wurden bei sanfter forstwirtschaftlicher Nutzung zum Teil extrem hohe Brutdichten (für Europa einzigartig) für Bunt- und Mittelspecht festgestellt (s. a. SCHMALZER 1990, MICHALEK 1998, MICHALEK et al. 1999). Beide Arten erreichten im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand, wo das Eichenvolumen am größten war, ihre höchsten Dichten. Im Buchen-Eichenmischbestand und im eichendominierten Laubmischbestand, wo es weniger Alteichen (geringeres Eichenvolumen) gab als im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand, waren die Brutdichten geringer. Unsere Untersuchung zeigte, wie der Literaturvergleich von GLUTZ & BAUER (1980) und BLUME & TIEFENBACH (1997), dass die Dichte des Mittelspechts, außer in optimalen Mittelspechtbiotopen, meist hinter der des Buntspechts zurückbleibt. SACHSLEHNER (1992) fand bei vergleichbarer forstwirtschaftlicher Nutzung ähnlich hohe Brutdichten von Buntspecht und Mittelspecht in eichendominierten Laubwäldern im Lainzer Tiergarten, einem anderen Teil des östlichen Wienerwaldes.

Ein Vergleich von Siedlungsdichten aus der Literatur ist aufgrund von Unterschieden in den Erfassungsmethoden und in der Vegetationszusammensetzung oft nicht leicht zu führen. In GLUTZ & BAUER (1980) und BLUME & TIEFENBACH (1997) sind Siedlungsdichteuntersuchungen mit ähnlich hohen Bunt- und Mittelspechtdichten aus Alteichenmischbeständen und Parks zusammengestellt (z.B. FLADE & MIECH 1986, SPITZNAGEL 1990). RICHTER (1998) fand eine Zunahme der Buntspechtsiedlungsdichte mit zunehmendem Eichenanteil. Der hohe Alteichenanteil mit seinen günstigen Strukturverhältnisse war der Hauptgrund für die hohen Brutdichten beider Arten im Untersuchungsgebiet. Alteichen zeichnen sich durch Struktureigenschaften aus, die von Buntspecht und Mittelspecht beim Nahrungserwerb bevorzugt werden (Tab. 4). Dies sind grobrissige Borke an Stamm und dicken Ästen, hohes Dürrast- und Blattangebot mit vielen Arthropoden und deren Larven (JAKUCS 1985, SCHMALZER 1990).

Wir konnten zeigen, dass die Eichen im Untersuchungsgebiet signifikant mehr Totäste sowohl mit (absterbend) als auch ohne Rinde (tot) hatten als Buchen (Kap. 3.2.). Beide Spechtarten bevorzugten die Eiche in der Habitatnutzung sowohl im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand als auch im Buchen-Eichenmischbestand (Tab. 4). Für den Mittelspecht war die Bevorzugung der Eiche am stärksten im Winter in eichenärmeren Buchen-Eichenmischbestand. Zur Brutzeit ging diese starke Präferenz für die Eiche in diesem Bestand etwas zurück, was auf die Wichtigkeit der Eiche in eichenärmeren Beständen für das Überleben des Mittelspechts im Winter hinweist. Zu ähnlichen Ergebnissen kam JENNI (1983) im Allschwiler Wald in der Schweiz. Im Gegensatz dazu wurde die Buche in beiden Beständen unter dem Angebot genutzt. Die Strukturverhältnisse gesunder Buchen mit glatter Borke, geringem Totastangebot, dünnen Ästen und peripherer Blattanordnung waren offensichtlich für beide Arten weniger attraktiv.

Zusätzlich zum hohen Anteil an Alt- und Totholz könnte für die hohen Brutdichten im Untersuchungsgebiet der große Anteil an äußeren Grenzlinien (Gärten, Siedlungsflächen, Straßen, Schneisen, Kahlschläge, Pioniergehölze, Wiesen) verantwortlich gewesen sein (SCHMALZER 1990). Dieser hohe Grenzlinienanteil kann aber auch eine Unsicherheit in die Zuordnung von Revieranteilen ergeben (BERTHOLD 1976, OELKE 1980), da nicht auszuschließen ist, dass die angrenzenden Gärten und Siedlungsflächen außerhalb des Untersuchungsgebietes auch zur Nahrungssuche aufgesucht wurden und deshalb die Spechtdichten im Vergleich mit anderen Siedlungsdichteuntersuchungen etwas über ihrem tatsächlichen Wert liegen. Eine weitere Ursache für die hohen Brutdichten könnte der geringe Isolationsgrad der untersuchten Population gewesen sein (vgl. MÜLLER 1982, PETERSSON 1985b, GÜNTHER 1992, PASINELLI 1999). Die Population des Mittelspechts in unserem Untersuchungsgebiet ist nicht als isoliert zu betrachten, da der Mittelspecht sowohl im Wienerwald, als auch in den Donau-Auen bei Wien und im Weinviertel nördlich von Wien verbreitet als Brutvogel vorkommt (DVORAK et al. 1993, BERG 1997). Weiters dürfte das Waldsterben (v. a. Eichensterben), von welchem der Wienerwald aufgrund der Abgase aus Industrie, Haushalten und Verkehr sehr stark betroffen ist (ALBERT et al. 1991, SACHSLEHNER 1992), zumindest kurzzeitig positive Auswirkungen auf das Totholzangebot (HÖLZINGER & KROYMANN 1984, HÖLZINGER 1987) und damit die Brutdichte beider Spechtarten haben. Im Untersuchungsgebiet war kaum eine völlig gesunde und vitale Eiche anzutreffen. Längerfristig kann sich das Waldsterben auch negativ auf die Spechtbestände auswirken, da abgestorbene Eichen für die beiden Spechtarten als Nahrungsressource nicht mehr nutzbar sind. Außerdem nimmt das Blattvolumen in den Kronen, welches zur Brutzeit als Lebensraum für Insekten und deren Larven dient, welche von den Spechten an die Jungen verfüttert werden, ebenfalls ab (HÖLZINGER 1987, FLOUSEK et al. 1993). FLADE & MIECH (1986) führten die Zunahme des Mittelspechts und die sehr hohen Dichten bei Wolfsburg auf verbesserte Erfassungsmethoden zurück, schlossen aber nicht aus, dass Auswirkungen des Waldsterbens ebenfalls eine Rolle spielten. Ein Einfluss der im Untersuchungsgebiet zahlreich brütenden Stare auf das Brutverhalten der Spechte durch Höhlenkonkurrenz konnte nicht festgestellt werden (MICHALEK unpublizierte Daten, s. a. MAZGAJSKI 2000). Es wurde nie ein Bunt- oder Mittelspecht von einem Star aus seiner Bruthöhle verdrängt. Der limitierende Faktor Höhlenbäume (s. FLADE & MIECH 1986) dürfte in unserem Untersuchungsgebiet mit den zahlreichen absterbenden Bäumen eine Bruthöhlenkonkurrenz zwischen Spechten und Staren verhindert haben.

4.2. Bestandesentwicklung im Hinblick auf die Waldbewirtschaftung und die Witterung

Vogelpopulationen können sowohl über einen relativ kurzen Zeitraum von wenigen Jahren als auch im Verlauf von Jahrzehnten erheblich schwanken (BROOKE & BIRKHEAD 1991). Es gibt Vogelarten, deren Populationen über kurze Zeiträume stärker schwanken, und solche, die weniger stark schwanken. Die Population des Buntspechts als Habitatgeneralist und euryöke Art schwankte etwas stärker zwischen den einzelnen Brutsaisons (Abb. 2) als die des Mittelspechts (Abb. 3). Der Buntspecht ist in seinem Bestand europaweit nicht gefährdet. Diese stärkere Neigung zu Fluktuationen beim Buntspecht ist möglicherweise neben dem Nahrungsmangel im Winter eine weitere Ursache für die Eruptionen Nordischer Buntspechte (*Picoides major major*), welche an manchen Jahren in Mitteleuropa zu Invasionen führen können (GLUTZ & BAUER 1980). Die Population des Mittelspechts als Habitatspezialist und stenöke Art schwankte weniger zwischen den Saisons als die des Buntspechts. Seine Populationen nehmen aber über längere Zeiträume in manchen Gebieten aufgrund von Lebensraumzerstörung ab (z.B. PETERSSON 1985a,b) und er ist europaweit gefährdet. WESOŁOWSKI & TOMIALOJC (1986), GÜNTHER (1992) und SACHSLEHNER (1992) fanden ebenfalls, dass Buntspechtpopulationen in kurzen Zeiträumen stärker schwanken als Mittelspechtpopulationen. Weiters zeigte GÜNTHER (1992), dass die Dichten der Mittelspechte in kleinen isolierten Populationen stärker schwankten, als in großen nicht isolierten Eichenbeständen.

In der Natur sind kurzfristige Schwankungen von Vogelpopulationen, welche durch die Witterung und das Nahrungsangebot bedingt sind, die Regel. Viele Jungvögel sterben, bevor sie das Brutalter erreicht haben (PERRINS 1987). Da die Witterung zur Brutzeit Einfluss auf das Nahrungsangebot und damit auf den Fortpflanzungserfolg und das Überleben der Jungvögel in einer Population hat, wurden die Brutzeitwitterungsdaten des Vorjahres in die Analyse der Brutdichte miteinbezogen. Beim Buntspecht zeigte sich ein negativer Einfluss des Niederschlags zur Brutzeit auf die Brutdichte im darauffolgenden Jahr (Tab. 5). PASINELLI (1999, 2001) fand, dass bei kalter Witterung in der Nestlingszeit der Bruterfolg bei Mittelspechten geringer war als bei günstigen Witterungsbedingungen. In unserer Untersuchung unterschied sich in den Jahren 1994, 1995 und 1996 die durchschnittliche Anzahl der Nestlinge und ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreicher Brut beim Buntspecht zwischen den Jahren nicht signifikant (Tab. 7). Eine Untersuchung zur Jungenddispersion von Buntspecht und Mittelspecht im selben Gebiet aber zeigte eine Abnahme in der Rückkehr von Buntspechtjungen in das Untersuchungsgebiet in den Jahren 1995 bis 1997. In der Brutsaison 1995 kehrten 7 Junge, in der Brutsaison 1996 kehrten 4 Junge und in der Brutsaison 1997 kehrte kein Junges von der vorhergehenden Brutsaison in das Untersuchungsgebiet zurück (MICHALEK et al. 1999). Bei der Brutdichte des Buntspechts war ebenfalls eine Abnahme in diesem Zeitraum festzustellen (Abb. 2). Dies deutet auf eine unterschiedliche Mortalität der Jungvögel, welche sich auf den Brutbestand der Folgejahre auswirkte, hin. Vielleicht starben viele Jungvögel erst nach dem Verlassen der elterlichen Territorien ca. 2 bis 3 Wochen nach dem Verlassen der Bruthöhle. Die überlebenden Jungvögel bilden die Populationsreserve und sichern den Brutbestand der Folgejahre. MICHALEK et al. (1999) haben gezeigt, dass im Jahr 1996 ca. 50 % neue Vögel in die untersuchte Population einwanderten (Buntspecht: 43,0 %; Mittelspecht: 55,5 %). Dies entspricht in etwa der Mortalität der Brutvögel von einem Jahr zum anderen (Mittelwert für 1994, 1995 und 1996 zusammen: Buntspecht: 42,6 %; Mittelspecht: 33,4 %; MICHALEK & WINKLER i.Dr.).

Die Mortalität der Altvögel kann großen Einfluss auf die Entwicklung einer Population haben. Dabei spielt die Witterung im Winter und Frühling eine wichtige Rolle für das Überleben der Adulttiere. Die Witterung im Winter wirkte sich in unseren Populationen nicht signifikant negativ aus. Zum selben Ergebnis kamen BÜHLMANN & PASINELLI (1996) in der Schweiz beim Mittelspecht. Bei den langjährigen Untersuchungen der britischen Brutvogelpopulationen konnte ebenfalls kein Einfluss kalter Winter auf die Brutvogelbestände des Buntspechts gefunden werden (MARCHANT et al. 1990). Bei einer stark isolierten aussterbenden Mittelspechtpopulation in Schweden wirkte sich die Wintertemperatur negativ auf die Mittelspechtsiedlungsdichte aus (PETTERSSON 1985a). Wahrscheinlich war bei dieser isolierten und stark abnehmenden Population die Populationsreserve nicht mehr vorhanden, um die Mortalität im Winter auszugleichen. Auf der Baltischen Insel Aasla in Finland fand man bei Schwarz-, Bunt- und Kleinspecht und im Urwald von Bialowieza in Polen beim Mittelspecht ebenfalls einen Zusammenhang zwischen Wintertemperatur und Brutdichte (WESOŁOWSKI 1992, SAARI & MIKUSINSKI 1996). Wir untersuchten eine nicht isolierte Population, bei der der Populationsüberschuss groß und die turn over-Rate ebenfalls sehr hoch war. Falls es im Winter zu Ausfällen bei den Altvögeln kommt, sind viele Nichtbrüter als Populationsreserve vorhanden (s. MICHALEK et al. 1999). Weiters dürften die Witterungsverhältnisse in Österreich wie in der Schweiz und in England milder sein als in Polen und in Skandinavien. Weitere Untersuchungen zu dieser Fragestellung wären von großem Interesse.

Ursachen für langfristige Populationsveränderungen können natürlich (z.B. Sukzession des Waldes, Mosaik-Zyklus, Walddynamik, Waldwachstum nach SCHERZINGER 1996; langfristige

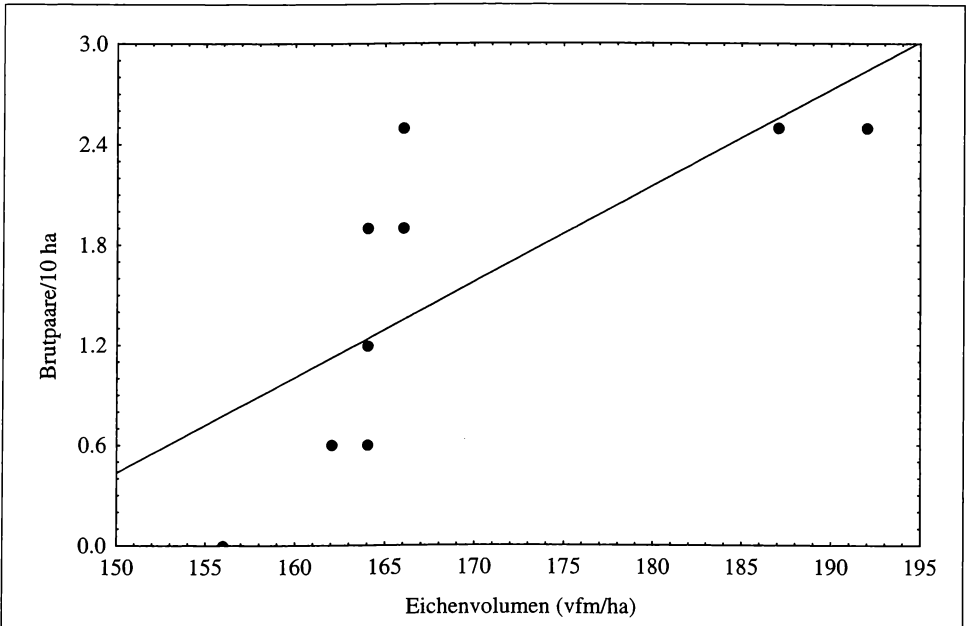


Abb. 4. Zusammenhang zwischen Eichenvolumen (vfm) und Brutdichte des Mittelspechts im Buchen-Eichenmischbestand ($R^2 = 0,52$, $P = 0,027$, $n = 9$).

Klimaänderungen nach PERRINS (1987) oder durch den Menschen (z.B. Habitatzerstörung, Klimaänderung) bedingt sein. Der Buntspecht zeigte in allen drei Untersuchungsflächen ab 1995 und 1996 eine Abnahme. Die Abnahme war nur im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand signifikant (Abb. 2). Eine leichte Abnahme war auch im eichendominierten Laubmischbestand, in welchem keine forstwirtschaftliche Nutzung stattfand, festzustellen. Der Rückgang beim Buntspecht dürfte deshalb primär auf die Witterung (signifikanter Einfluss des Niederschlags zur Brutzeit, siehe oben) und weniger auf die Holzentnahme zurückzuführen sein. Beim Mittelspecht wirkte sich die Eichenentnahme im Buchen-Eichenmischbestand langfristig negativ auf die Brutdichte aus, im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand fast gar nicht. Im Eichenbestand dürfte sich die Eichenentnahme aufgrund des viel größeren Eichenvolumens als im Eichen-Buchenmischbestand nicht signifikant negativ auswirken, da auch nach der Entnahme einer relativ kleinen Anzahl von Eichen noch immer genügend Alteichen im Bestand vorhanden waren. Dies ist vergleichbar mit den Ergebnissen von GÜNTHER (1992), wo in einem naturnahen Eichenbestand trotz forstlicher Nutzung die Mittelspechtdichte konstant blieb. Es dürfte eine bestimmte Schwelle für das Volumen an Alteichen (ca. 155 vfm/ha, siehe Abb. 4) erforderlich sein, welche noch ein Brutpaar/10 ha ermöglicht. Bei BÜHLMANN & PASINELLI (1996) in einem Mittelwald in der Schweiz war dieser Schwellenwert niedriger (110 vfm/ha) als in unserem Eichen-Buchenmischbestand. Sie erhoben allerdings die Siedlungsdichte nicht anhand der besetzten Bruthöhlen, sondern mit einer herkömmlichen Revierkartierung mit Hilfe einer Tonband-Klangattrappe. In ihrem Fall könnten die Mittelspechte die Fläche unter 155 vfm/ha zwar für die Nahrungssuche, Balz und Territorialverhalten genutzt haben, was in unserem Untersuchungsgebiet auch der Fall war, sie müssen dort aber nicht gebrütet haben. SCHMALZER (1990) fand im selben Waldgebiet in einem Buchenbestand mit ungefähr 10,0 % Eichenanteil (Rotbuche *Fagus sylvatica* 86,2 %; Zerreiche *Quercus cerris* 6,7 %; Traubeneiche *Q. petraea* 5,0 %) eine Siedlungsdichte von 0,23 Revieren/10 ha. Die Individuen von zwei Paaren aus benachbarten Mischbeständen nutzten diesen Buchenbestand zwar regelmäßig, Bruthöhlen gab es jedoch keine. Es ist anzunehmen, dass sich die Bruthöhlen nach dem Modell der idealen freien Verteilung (MILINSKI & PARKER 1995) beim Mittelspecht leicht in Richtung eichendominierten Laubmischbestand verschoben haben. GÜNTHER (1992) fand in Wäldern, in denen keine forstliche Nutzung stattfand, mehr Mittelspechtbruthöhlen als im bewirtschafteten Bestand. Im Buchen-Eichenmischbestand unseres Untersuchungsgebietes reagierte der Buntspecht als Habitatgeneralist auf die Eichenentnahme bei weitem nicht so extrem wie der Mittelspecht und ist in diesem Bestand nach wie vor als Brutvogel mit 4,4 BP/10 ha anzutreffen. Der Buntspecht ist in seiner Nahrungsökologie nicht so stark an die Eiche gebunden und auf diese spezialisiert wie der Mittelspecht und nutzte im Buchen-Eichenmischbestand die Buche stärker als der Mittelspecht (Tab. 4). Im Hinblick auf den Bruterfolg fanden wir, dass beim Mittelspecht 10,53 % von allen Bruten im gesamten Untersuchungsgebiet nicht erfolgreich waren, wobei diese Totalverluste von einzelnen Bruten nur im Buchen-Eichenmischbestand festzustellen waren, wo 40 % der Bruten ausgefallen sind. Im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand und im eichendominierten Laubmischbestand waren dagegen alle Mittelspechtbruten bis zum Ausfliegen der Nestlinge erfolgreich. Dies spricht ebenfalls für die Wichtigkeit der Eiche für den Mittelspecht nicht nur im Winter, sondern auch zur Brutzeit. Die Witterung dürfte für die langfristige Abnahme des Mittelspechts in den zwei bewirtschafteten Beständen kaum eine Rolle gespielt haben, da im eichendominierten Laubmischbestand, in dem keine forstwirtschaftliche Nutzung betrieben wurde, sogar ein leichter Anstieg in der Brutdichte festzustellen war (Abb. 3). Die

Untersuchung zeigt wie viele andere, dass die Veränderung und der Verlust des Lebensraumes (Eiche) entscheidenden Einfluss auf das Überleben einer Tierart hat.

4.3. Buntspecht- und Mittelspechtbrutdichten als Bioindikatoren für den Waldzustand

Da Spechte in Europa großteils in bewirtschafteten Wäldern brüten, hat die Forstwirtschaft entscheidenden Einfluss sowohl auf die Diversität der Spechtarten als auch auf deren Bestandesdichten (z.B. SPITZNAGEL 1990, BLUME & TIEFENBACH 1997, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997). Spechte können daher als Leitarten (FLADE 1994) bzw. Indikatoren für ihre Lebensräume und damit für Lebensgemeinschaften verstanden werden (SCHERZINGER 1982, STENBERG & HOGSTAD 1992, RUGE 1993, ANGELSTAM & MIKUSINSKI 1994, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997, SCHERZINGER 1998, LIESEN 1999). Der Schutz der Eichenwälder hilft nicht nur dem Mittelspecht sondern auch vielen anderen Eichen- und Totholzbewohnern des Waldes. Der Mittelspecht gilt daher als Leitart für totholzreiche Eichen-Wälder wie z.B. Hartholz-Auen oder Eichen-Hainbuchenwälder (FLADE 1994).

In den eichendominierten Laubmischbeständen unseres Untersuchungsgebietes mit viel Alt- und Totholz war sowohl eine hohe Diversität an Spechtarten, als auch eine hohe Brutdichte (s. oben) an Bunt- und Mittelspechten festzustellen. Neben Bunt- und Mittelspecht wurden noch 5 andere Spechtarten (Grauspecht *Picus viridis*, Grünspecht *P. canus*, Schwarzspecht *Dryocopus martius*, Blutspecht *Picoides syriacus*, Kleinspecht *P. minor*) regelmäßig im Untersuchungsgebiet festgestellt. Je höher der Altholz- und Totholzanteil, desto mehr Spechtarten treten in der Regel auf und um so höher ist ihre Dichte (BLUME & TIEFENBACH 1997), wobei das Totholzangebot mit dem Alter der Bäume korreliert (JEDICKE 1997b). UTSCHICK (1991) und HOHLFELD (1997) konnten einen engen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Vogelarten und dem Vorhandensein von Totholzstrukturen zeigen. Weiters sind Spechte auch wichtige Höhlenlieferanten für Sekundärhöhlennutzer (GÜNTHER & HELLMANN 1995, 1997, BLUME & TIEFENBACH 1997). In den eichendominierten Waldbeständen des Untersuchungsgebietes traten neben den Spechten auch viele andere laubholzbewohnende höhlenbrütende Vogelarten wie Hohлтаube *Columba oenas*, Sumpfmiese *Parus palustris*, Blaumiese *P. caeruleus*, Kohlmeise *P. major*, Kleiber *Sitta europaea*, Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla*, Waldbaumläufer *Certhia familiaris*, Halsbandschnäpper *Ficedula albicollis* und Star *Sturnus vulgaris* in hohen Siedlungsdichten auf. Spechte, darunter auch der Mittelspecht, eignen sich daher gut als Zielarten des Naturschutzes (JEDICKE 1997a). Dies sind ausgewählte Arten, die der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzmaßnahmen dienen (VOGEL et al. 1996).

4.4. Empfehlungen an die Forstwirtschaft

Um die Waldbestände des gefährdeten Mittelspechts auch längerfristig (für die nächsten hundert Jahre) zu sichern, ist es nicht nur notwendig, Alteichen (über achtzig Jahre für den Mittelspecht relevant, PASINELLI & HEGELBACH 1997) zu erhalten, sondern auch junge Eichen durch natürliche Verjüngung nachzuziehen. Dadurch kann längerfristig verhindert werden, dass es durch Habitatzerstörung zur Isolation und schließlich zum Verschwinden von Mittelspechtpopulationen in einem bestimmten Gebiet kommt (DYBBRO 1978, MÜLLER 1982, PETTERSSON 1985b, GÜNTHER 1992, BRULAND 1993, PASINELLI 1999), denn fragmentierte Populationen sind in besonderem Maße durch demographische Instabilität bedroht (BEGON et al. 1998). Die Untersuchung von

PETTERSSON (1985b) zeigte deutlich, dass die Empfindlichkeit einer Mittelspechtpopulation von der Höhe des Isolationsgrades abhängig ist. Deshalb ist zur Erhaltung einer stabilen Mittelspechtmetapopulation die Erhaltung eines größeren mehr oder weniger zusammenhängenden Eichenwaldgebietes nötig (z.B. BRULAND 1993). Einzelne Waldflächen dürfen nicht kleiner als 10 ha sein und möglichst nicht weiter als 3 km voneinander entfernt sein (BÜHLMANN 1993).

Da man in Wirtschaftswäldern den Baumbestand nicht in einer Zerfallsphase wie in Naturwäldern belassen kann, ist es wichtig, dass eine Dynamik zwischen Entnahme von Altholz und gleichzeitiger Verjüngung der Eiche derartig in Gang kommt, dass langfristig Eichen in allen Altersklassen vorhanden sind (s. auch PASINELLI 2000). BÜHLMANN & PASINELLI (1996) geben einen Mindestbestand an Alteichen von ca. 26 Eichen/ha (110 m³/ha) an, um eine Siedlungsdichte von 1,0 BP/10 ha längerfristig zu sichern. Unsere Untersuchung ergab einen vorläufigen Schwellenwert von ca. 155 vfm/ha Eiche, der als Richtwert für Buchen-Eichenmischbestände im Wienerwald gelten kann, um eine besetzte Bruthöhle/10 ha zu erzielen. Dies entspricht ungefähr einer Dichte von 80 Eichen/ha mit einem durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser von 43 cm und einer durchschnittlichen Höhe von 25 m. Dieser Wert sollte nicht unterschritten werden, wenn man den Mittelspecht in Buchen-Eichenmischbeständen als Brutvogel erhalten will. Weiters kann in diesem Zusammenhang gesagt werden, dass grundsätzlich die Nachhaltigkeit (MAYER & BRÜNIG 1980) des Alteichenvorrates gesichert sein muss. Darunter verstehen wir das Streben nach dauernden Alteichenvorräten, welche innerhalb einer Fläche möglichst gleichmäßig verteilt sein sollten.

Für die Sicherung der für den Mittelspecht relevanten Eichenbestände werden verschiedene forstwirtschaftliche Betriebsarten (MAYER 1992) diskutiert. BÜHLMANN (1993) nennt die Mittelwaldbewirtschaftung als günstigste und den Schirmschlag als mögliche Bewirtschaftungsform. Die Mittelwälder weisen in der Schweiz die höchsten Mittelspechtdichten auf. In Österreich kann man diese Bewirtschaftungsform vor allem im Weinviertel noch antreffen (ZUKRIEGEL 1977, STRAKA 2000). Im Wienerwald ist die Mittelwaldbewirtschaftung nicht gebräuchlich und aus heutiger waldbaulicher Sicht auch als ungeeignet einzustufen (REIMOSER pers. Mitt.). Beim Schirmschlag, wo durch Einschlag von Altbäumen das Kronendach an verschiedenen Stellen geöffnet wird, um die Naturverjüngung zu fördern, ist es nach BÜHLMANN (1993) wichtig, dass genügend Alteichen als Überhälter im Bestand bleiben.

Für die eichenreichen Waldbestände des Wienerwaldes ist nach Meinung ortskundiger Forstökologen der Femelschlag die geeignetste und naturnächste Betriebsart um den Eichenbestand und damit auch den Mittelspecht mittel- und langfristig zu sichern. Der Femelschlag ist nach MAYER (1992) eine Verjüngungsform, bei der nach ungleichmäßigem Aushieb von Bäumen (Femellöcher) die Jungwuchsgruppen vorübergehend allseitig geschützt werden. Dabei können die Schlagflächengrößen und Dichten der Femellöcher sowie das Tempo der Hiebsführung und der Holzentnahme variieren. Im Wienerwald müssen, um dem Schutz des Mittelspechtes zu entsprechen, diese Techniken derart kombiniert werden, dass auf der gesamten Fläche dauerhaft Alteichen in der von uns diskutierten Dichte vorhanden sind. Für Schlagflächengrößen empfiehlt LEHNEMANN (1993) zum Schutz des Mittelspechts 0,2–0,3 ha zur langfristigen Erhaltung von Eichenbeständen in bestimmten Gebieten Deutschlands.

An Orten, wo der Femelschlag für die Naturverjüngung der Eiche aufgrund der Dominanz der Buche im Wienerwald nicht erfolgreich ist, sollte der Saumfemelschlag (MAYER 1992) angewendet werden. Die vielfach als naturnah diskutierte Plenterung dürfte sich aufgrund des zu hohen Beschattungsgrades des Waldbodens für die Naturverjüngung der Eiche nicht eignen (MAYER 1992, SCHERZINGER 1996, REININGER 2000).

PASINELLI (2000) fand neben dem Einfluss der Alteichendichte auf die Streifgebiet - Größe der Mittelspechte auch noch einen positiven Einfluss der Anzahl potenzieller Höhlenbäume. Bruthöhlen sind nicht nur für die Jungenaufzucht wichtig, sondern sie stellen das ganze Jahr über eine wichtige Ressource als sicherer Ort zur Übernachtung dar. Deshalb ist neben der gezielten Förderung der Eiche auch die Erhaltung von potenziellen Höhlenbäumen entscheidend für den Schutz des Mittelspechts (PASINELLI 2000).

Weiters sollten in jedem Wirtschaftswald mindestens 5 % absterbendes und totes Altholz im Bestand stehen gelassen und dauerhaft aus der Nutzung genommen werden, sofern es der Forstschutzverordnung in Hinblick auf Käferbefall nicht widerspricht. Nach KLEINEVOSS et al. (1996) und HAASE et al. (1998) ist bei Eiche und Buche das Totholz hinsichtlich Käferkalamitäten ohnehin als unproblematisch anzusehen. BURSCHEL & HUSS (1987) schreiben in diesem Zusammenhang sogar, dass abgestorbene trockene Bäume kein Forstschutzproblem darstellen. Tote Bäume sollten aber nur abseits der Wege stehen bleiben, da sie sonst den Menschen vor allem durch herabfallende Äste gefährden können. Weiters sollte man auch Totholz am Boden liegen lassen. Stehendes und am Boden liegendes Totholz begünstigt nicht nur Spechte (BLUME 1993) und zahlreiche andere Vogelarten (UTSCHICK 1991, KLAUS 1996 HOHLFELD 1997), sondern ist auch Lebensbasis für viele andere Organismengruppen (z.B. Flechten, Pilze, Moose, Pflanzen, Schnecken, Insekten wie xylobionte Käfer oder Hautflügler, Säuger etc.). Absterbende und tote Bäume werden von den Spechten auch als Höhlenbäume bevorzugt. Da Spechte eine wichtige Rolle als Höhlenlieferanten für Sekundärhöhlenbrüter und viele andere Tierarten spielen, müssen auch sämtliche Bäume mit Großhöhlen sowie zumindest solche Stämme, die mehrere Kleinhöhlen enthalten, erhalten werden (JEDICKE 1997b).

Dank

Wir danken Forstdirektor BALLIK, Oberforstrat JANDA, Forstrat WEIDINGER, Oberförster MINICH und Revierförster MAYERHOFER für die umfassenden Angaben aus der Forsteinrichtung bzw. dem Operat des Forstamtes der Stadt Wien sowie für ihre Diskussionsbereitschaft. Wertvolle Anregungen zum Manuskript lieferten Gilberto PASINELLI, Peter PECHACEK, Fritz REIMOSER, Leo M. SACHSLEHNER, Dolores SCHÜTZ sowie zur englischen Zusammenfassung Richard H. WAGNER. Für seine Literaturhinweise danken wir Hans-Martin BERG. Dem Magistrat der Stadt Wien danken wir für seine finanzielle Unterstützung.

Zusammenfassung

Wir untersuchten in den letzten 14 Jahren die Brutdichte von Buntspechten (*Picoides major*) und Mittelspechten (*P. medius*) in drei Laubmischbeständen des „Wienerwaldes“ mit unterschiedlichen Baumartenanteilen hinsichtlich der Waldbewirtschaftung und den unterschiedlichen Witterungsverhältnissen. Beide Spechtarten erreichten im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand ihre höchsten Brutdichten. Die Siedlungsdichte des Buntspechts lag hier zwischen 5,5 und 7,8 Brutpaaren (BP) pro 10 ha, die des Mittelspechts zwischen 2,3 und 3,9 BP/10 ha. Diese extrem hohen Brutdichten sind für Europa einzigartig. Der hohe Alteichenanteil mit seinen günstigen Struktureigenschaften dürfte der Hauptgrund für die sehr hohen Brutdichten beider Arten sein. Im Buchen-Eichenmischbestand (*P. major*: 3,7 – 6,2 BP/10 ha; *P. medius*: 0 – 2,5 BP/ 10 ha) und im eichendominierten Laubmischbestand (*P. major*: 3,3 – 6,6 BP/10 ha; *P. medius*: 2,2 – 3,3 BP/ 10 ha) waren die Dichten geringer.

Der Mittelspecht ist europaweit durch Habitatverlust in seinem Bestand gefährdet. Beim Mittelspecht wurde im Buchen-Eichenmischbestand eine starke Abnahme der Brutdichte festgestellt, welche auf die Abnahme

der Alteichen in diesem Bestand zurückgeführt werden kann. Im Traubeneichen-Zerreichenmischbestand, in welchem das Eichenvolumen viel höher war als im Buchen-Eichenmischbestand, wirkte sich die Eichenentnahme fast gar nicht auf die Brutdichte des Mittelspechts aus.

Beide Arten bevorzugten Eichen *Quercus* spp. als Nahrungssubstrat sowohl im Winter, als auch zur Brutzeit. Die Präferenz für Eichen war beim Mittelspecht im Buchen-Eichenmischbestand im Winter am größten.

Beim Buntspecht fanden wir einen negativen Einfluss des Niederschlags zur Brutzeit (Mai, Juni, Juli) auf die Brutdichte des darauffolgenden Jahres.

Diese Untersuchung hat gezeigt, dass sowohl die forstliche Nutzung als auch die Witterung Einfluss auf die Brutdichte von Buntspecht und Mittelspecht haben. Da die Bestände des gefährdeten Mittelspechtes an das Vorkommen von Wäldern und Beständen mit alten Eichen gebunden ist, werden forstwirtschaftliche Maßnahmen zur langfristigen Erhaltung der Eiche diskutiert.

Literatur

- ALBERT, R., K. BURIAN & H. KINTZEL (1991): Zustandserhebung Wienerwald. Pflanzenphysiologische und bodenökologische Untersuchung zur Bioindikation. (Verl. d. Österr. Akad. Wiss.) Wien.
- ANGELSTAM, P., & G. MIKUSINSKI (1994): Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Ann. Zool. Fenn.* **31**: 157-172.
- BAIRLEIN, F. (1996): Ökologie der Vögel. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- BAUER, H.-G., & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Wiesbaden.
- BEGON, M., J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND (1998): Ökologie. Hrsg. von Klaus Peter Sauer, Heidelberg und Berlin.
- BERG, H.-M. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Vögel (Aves). Niederösterr. Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien.
- & T. ZUNA-KRATKY (1992): Die Brutvögel des Wienerwaldes. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). *Vogelkundl. Nachr. Ostösterr.* **3**, 1: 1-11.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* **117**: 1-69.
- BEZZEL, E., & R. PRINZINGER (1990): Ornithologie. Stuttgart.
- BLUME, D. (1993): Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **67**: 157-162.
- & J. TIEFENBACH (1997): Die Buntspechte. *Die Neue Brehm-Bücherei* ; 315. Magdeburg.
- BORTZ, J. (1979): *Lehrbuch der Statistik*. Berlin.
- BRULAND, W. (1993): Über Lebensräume und Verbreitung des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ.* **67**: 33-38.
- BROOKE, M., & T.R. BIRKHEAD (1991): *Ornithology*. (University Press) Cambridge.
- BÜHLMANN, J. (1993) Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den Schutz des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*). *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **67**: 163-169.
- & G. PASINELLI (1996): Beeinflussen kleinflächige Waldnutzung und Wetter die Siedlungsdichte des Mittelspechts *Dendrocopos medius*? *Ornithol. Beob.* **93**: 267-276.
- BURSCHEL, P., & J. HUSS (1987): *Grundriß des Waldbaus*. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Pareys Studententexte ; 49., Hamburg u. Berlin.
- CHESSON, J. (1983): The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. *Ecology* **64**: 1297-1304.
- CYR, A., & H. OELKE (1976): Vorschläge zur Standardisierung von Vogelbestandsaufnahmen im Waldland. *Vogelwelt* **97**: 161-175.
- DVORAK, M., A. RANNER & H.-M. BERG (1993): *Atlas der Brutvögel Österreichs : Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde*. Umweltbundesamt und Österr. Ges. f. Vogelkd. Wien.

- DYBBRO, T. (1978): Oversigt over Danmarks Fugle 1978. (Dansk Ornithol. Forening) Kobenhavn.
- EHRENDORFER, F. (1972): Sommergrüne Laubmischwälder. In: STARMÜHLNER & F. EHRENDORFER (Hrsg.): Naturgeschichte Wiens. Bd 2.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. (IHW-Verlag) Eching.
- & P. MIECH (1986): Brutbestand und Habitat der Spechte südlich von Wolfsburg unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts und des Grauspechts. Vogelkd. Ber. Niedersachs. **18**: 33-56.
- FLOUSEK, J., K. HUDEC & U.N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (1993): Immissionsbedingte Waldschäden und ihr Einfluß auf die Vogelwelt Mitteleuropas. S. 11-30 In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (Hrsg): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 13/I. Wiesbaden.
- FORSTAMT DER STADT WIEN (1997): FV Lainz – Operat Revier Neuwaldegg. MA 49 – Forstamt der Stadt Wien.
- GILL, F.G. (1990): Ornithology. (W.H. Freeman). New York.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., & K.M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 9: Columbiformes bis Piciformes. Wiesbaden.
- GOOD, P. (1994): Permutation Tests. (Springer) New York.
- GÜNTHER, E. (1992): Untersuchung zum Brutbestand, zur Bestandesentwicklung und zum Habitat des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) im nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt). Ornithol. Jber. Mus. Heineanum **10**: 31-53.
- & M. Hellmann (1995): Die Entwicklung von Höhlen der Buntspechte (*Picoides*) in naturnahen Laubwäldern des nordöstlichen Harzes (Sachsen-Anhalt). Ornithol. Jber. Mus. Heineanum **13**: 27-52.
- & - (1997): Wohnungsbau im Laubwald: Buntspechthöhlen - ihr Schicksal und ihre „Nachmieter“. Falke **44**: 366-369.
- HAASE, V., W. TOPP & P. ZACH (1998): Eichenholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. Z. Ökol. Naturschutz **7**: 137-143.
- HAVELKA, P., & K. RUGE (1993): Trends der Populationsentwicklung bei Spechten (*Picidae*) in der Bundesrepublik Deutschland. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. **67**: 33-38.
- HOHLFELD, F. (1997): Vergleichende ornithologische Untersuchungen in je sechs Bann- und Wirtschaftswäldern im Hinblick auf die Bedeutung des Totholzes für Vögel. Ornithol. Jh. Baden-Württ. **13**: 1-127.
- HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Bd.1: Gefährdung und Schutz. Stuttgart.
- & B. KROYMANN (1984): Auswirkungen des Waldsterbens in Südwestdeutschland auf die Vogelwelt. Ökol. Vögel **10**: 79-83.
- JAKÜCS, P. (ed; 1985): Ecology of an oak forest in Hungary – Results of „Sikföket Project“ 1. (Akademia) Budapest.
- JEDICKE, E. (1997a): Spechte als Zielarten des Naturschutzes. Ökologie und Verbreitung, Eignung als Indikatoren, Methoden der Gefährdungsanalyse. Vogelkd. H. Edertal **23**: 5-43.
- (1997b): Buchen-Altholzinseln als Naturschutz-Instrument im Wald. Avifauna und Habitatstruktur im Vergleich mit Wirtschaftswäldern – Erfolgskontrolle eines Schutzprogramms an Beispielen aus Nordwesthessen. Vogel u. Umwelt **9**: 93-117.
- JENNI, L. (1977): Zur Bestandesentwicklung und Biotopwahl von Mittelspecht und Buntspecht, *Dendrocopos medius* und *major*, im Alschwilerwald bei Basel. Ornithol. Beob. **74**: 62-70.
- (1983): Habitatnutzung, Nahrungserwerb und Nahrung von Mittel- und Buntspecht (*Dendrocopos medius* und *D. major*) sowie Bemerkungen zur Verbreitungsgeschichte des Mittelspechts. Ornithol. Beob. **80**: 29-57.
- KLAUS, S. (1996): Totes Holz bringt Vogelleben in den Wald. Falke **43**: 100-105.
- KLEINEVOSS, K., W. TOPP & J. BOHAC (1996): Buchentholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. Z. Ökol. Naturschutz **5**: 85-95.
- LANDSTEINER, V. (1990): Wienerwald. Österreichische Bundesforste. (Ueberreuter) Korneuburg.
- LEHNEMANN, R. (1993): Die Bewirtschaftung von Eichenwäldern unter Berücksichtigung des Artenschutzes. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. **67**: 171-176.
- LIESEN, J. (1999): Habitatwahl des Mittelspechtes (*Picoides medius*) in ehemaligen Mittelwäldern des Freiburger Mooswalds. Tichodroma **12**, Suppl. 1: 51-62.

- MANLY, B.F.J., L.L. McDONALD & D.L. THOMAS (1993): Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies. (Chapman & Hall) London.
- MARCHANT, J.H., HUDSON, R., S.P. CARTER & P. WHITTINGTON (1990): Population trends in British breeding birds. Tring (BTO). Nature Conservancy council.
- MATTHYSEN, E. (1998): The Nuthatches. London.
- MAYER, H. (1992): Waldbau auf sozioökologischer Grundlage. (4., neu bearb. Aufl.) (Gustav Fischer) Stuttgart, Jena, New York.
- & E. BRÜNIG (1980): Waldbauliche Terminologie. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur. Wien.
- MAZGAJSKI, T.D. (2000): Competition for nest sites between Starling *Sturnus vulgaris* and other cavity nesters – study in forest park. Acta orn. **35**: 103-107.
- MICHALEK, K.G. (1992): Lokomotion und Nahrungserwerb bei Buntspecht (*Picoides major*) und Mittelspecht (*Picoides medius*). Diplomarbeit, Wien.
- (1998): Sex roles in Great Spotted Woodpeckers *Picoides major* and Middle Spotted Woodpeckers *Picoides medius*. Dissertation, Wien.
 - , J.A. AUER & H. WINKLER (1999): Natal dispersal and returning of former nestlings in monogamous Great Spotted Woodpeckers (*Picoides major*) and Middle Spotted Woodpeckers (*Picoides medius*). Tichodroma **12**, Suppl. 1: 122-137.
 - & H. WINKLER (im Druck): Parental care and parentage in monogamous great spotted woodpeckers (*Picoides major*) and Middle Spotted Woodpeckers (*Picoides medius*). Behaviour.
- MIKUSIŃSKI, G., & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. Vogelwelt **118**: 277-283.
- MILINSKI, M., & G. A. PARKER (1995): Competition for Resources. In: KREBS J.R., & N.B. DAVIES: Behavioural Ecology: An Evolutionary Approach. (Third ed.) (Blackwell).
- MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Ornithol. Beob. **79**: 105-119.
- OELKE, H. (1980): Siedlungsdichte. S. 34-45 in: BERTHOLD, P., E. BEZZEL & G. THIELCKE (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. Greven.
- PASINELLI, G. (1999): Relations between Habitat Structure, Space Use and Breeding Success of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius*. Dissertation, Zürich.
- (2000): Oak (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biol. Conservation **93**: 227-235.
 - (2001): Breeding performance of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in relation to weather and territory quality. Ardea **89**.
 - & J. HEGELBACH (1997): Characteristics of trees preferred by foraging Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in northern Switzerland. Ardea **85**: 203-209.
- PERRINS, C. (1987): Vögel: Biologie + Bestimmen + Ökologie. Hamburg u. Berlin.
- PETERSSON, B. (1983): Foraging behaviour of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. Holarct. Ecol. **6**: 263-269.
- (1985a): Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relation to general theories on extinction. Biol. Conservation **32**: 335-353.
 - (1985b): Relative importance of habitat area, isolation and quality for the occurrence of the Middle spotted woodpecker, *Dendrocopos medius* (L.), in Sweden. Holarct. Ecol. **8**: 53-58.
- REININGER, H. (2000): Plenterprinzip. (Leopold Stocker) Graz.
- RICHTER, E. (1997): Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) im Landkreis Waldeck-Frankenberg. Verbreitung, Siedlungsdichte und Habitatwahl in einem eichenarmen Mittelgebirgsraum. Vogelkdl. H. Edertal **23**: 44-82.
- (1998): Buntspechtkartierung 1997 im Landkreis Waldeck-Frankenberg (Nordwesthessen). Vogelkdl. H. Edertal **24**: 45-55.
- RUGE, K. (1986): Untersuchungen zur Nahrungswahl und Nahrungssuche beim Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. **61**: 197-205.
- (1993): Schutz für einheimische Spechtarten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württ. **67**: 199-202.

- SAARI, L., & G. MIKUSINSKI (1996): Population fluctuations of woodpecker species on the Baltic island of Aasla, SW Finland. *Ornis Fennica* **73**: 168-178.
- SACHSLEHNER, L.M. (1992): Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (*Muscicapinae s. str.*) auf stadtnahen Wienerwald-Flächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. *Egretta* **35**: 121-153.
- SANDLER, J. (1994): Holz richtig ausgeformt. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- SCHERZINGER, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenr. Bayer. Staatsmin. Ernährung, Landwirtschaft Forsten **9**.
- (1996): Naturschutz im Wald. (Ulmer) Stuttgart.
 - (1998): Sind Spechte „gute“ Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? *Vogelwelt* **119**: 1-6.
- SCHMALZER, A. (1990): Siedlungsdichte, Habitatnutzung und Nahrungserwerbsverhalten von Buntspecht (*Picoides major*), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Kleiber (*Sitta europaea*) in Beziehung zur Vegetationsstruktur. Diplomarbeit, Wien.
- SPITZNAGEL, A. (1990): The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in food-plain forests of the Upper Rhine Valley. In: CARLSON, A., & G. AULEN: Conservation and management of woodpecker populations. Uppsala.
- STENBERG, I., & O. HOGSTAD (1992): Habitat use and density of breeding woodpeckers in the 1990's in Moreog Romsdal county, western Norway. *Fauna norvegica*. : Ser. C, *Cinclus* **15**: 49-61.
- STERBA, H. (1984): Holzmeßlehre nach der Vorlesung von H. Sterba. (Eigenverl. des Instituts für forstliche Ertragslehre) Universität für Bodenkultur Wien, Heft 3.
- STRAKA, U. (2000): Brutzeitbeobachtungen im Rohrwald bei Stockerau – ein Beitrag zur Avifauna der Eichen-Mittelwälder im Weinviertel (NÖ). *Vogelkundl. Nachr. Ostösterr.* **11**: 41-44.
- TUCKER, G.M., & M.F. HEATH (1994): Birds in Europe: their Conservation Status. BirdLife Conservation Series : No.3. (BirdLife International) Cambridge.
- UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwiss. Centralbl.* **110**: 135-148.
- VOGEL, K., B. VOGEL, G. ROTHHAUPT & E. GOTTSCHALK (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz – Auswahl der Arten, Methode der Populationsgefährdungsanalyse und Schnellprognose, Umsetzung in der Praxis. *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **28**: 179-184.
- WESOLOWSKI, T. (1992): Variation in the numbers of resident birds in a primaeval temperate forest: are winter weather, seedcrop, caterpillars and interspecific competition involved? pp. 203-211 in: HAGEMEIJER, E.J.M., & T.J. VERSTRAEL: *Bird numbers 1992*.
- & L. TOMIALOJĆ (1986): The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest - preliminary data. *Acta ornithol.* **22**: 1-21.
- WINKLER, H. (1973): Nahrungserwerb und Konkurrenz des Blutspechtes, *Picoides (Dendrocopos) syriacus*. *Oecologia (Berlin)* **12**, 193-208.
- & D.A. CHRISTIE (1995): Woodpeckers – A Guide to the Woodpeckers, Piculets and Wrynecks of the World. Mountfield.
- ZUKRIGL, K. (1977) Eichenwälder im niederösterreichischen Weinviertel. *Studia Phytologica in Honorem Jubilantis A.O. Horvat 1977*. S. 161-164.

Dr. Klaus G. Michalek
Wagramer Straße 23/1/77
A-1220 Wien
e-mail: klausmichalek@hotmail.com

Jürgen A. Auer
Konrad Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung der Österreichischen Akademie
der Wissenschaften
Savoyenstraße 1a
A-1160 Wien

Prof. D.I. Hermann Großberger
Bundesfachschole für Forstwirtschaft
Priv.: Dr. F. Schmeidelstraße 4a
A-3335 Weyer

Mag. Alois Schmalzer
Otto König Institut für angewandte Öko-Ethologie
Altenburg 47
A-3573 Rosenberg

Univ.-Prof. Dr. Hans Winkler
Konrad Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung der Österreichischen Akademie
der Wissenschaften
Savoyenstraße 1a
A-1160 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen und Berichte aus dem Museum Heineanum](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [SH_5](#)

Autor(en)/Author(s): Michalek Klaus, Auer Jürgen A., Großberger Hermann, Schmalzer Alois, Winkler Hans

Artikel/Article: [Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht \(*Picoides major* und *P. medius*\) im Wienerwald 31-58](#)