

Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Vögeln in Windwurfflächen im Nationalpark Bayerischer Wald

Von **Franz Leibl***

1. Einleitung

Im August 1983 wurden im Nationalpark Bayerischer Wald durch Sturmböen ca. 80 Hektar Wald geworfen. Vom Windwurf betroffen waren dabei insbesondere zwei verschiedene Waldtypen auf zwei unterschiedlichen Standorten. Zum einen waren es die auf feuchten, anmoorigen Böden stockenden Aufichtenwälder der kalten Talmulden, zum anderen die auf tiefgründigeren Böden der klimatisch mildereren Hanglagen wachsenden Fichten-Tannen-Buchen-Mischwälder.

Neben der Erarbeitung allgemeiner ökologischer Kenngrößen zur Avifauna des Nationalparks war es Ziel der Untersuchung, zu prüfen, welche Vogelarten auf derart große Windwurfereignisse reagieren.

2. Auswahl des Untersuchungsgebietes

Für die ornithologische Rasterkartierung wurde im westlichen Nationalparkteil eine 775 ha große Fläche ausgewählt (Höhenlage zwischen 750 m und 890 m NN) (vgl. Abb. 1). Für die ornithologische Feinanalyse wurden zudem noch eigens 4 Probeflächen von 2,5 bis 7 ha Größe in den vom Windwurf betroffenen Bereichen abgesteckt. Weitere Aussagen zur Lage, zu den klimatischen Gegebenheiten sowie zur Vegetation des Untersuchungsgebietes sind u. a. den Arbeiten von LEIBL (1988), NOACK (1979) oder PETERMANN & SEIBERT (1979) zu entnehmen.

* Ornithologischer Teil einer Dissertation in Zoologie an der Universität Regensburg (gekürzt).

3. Ökologisch-Faunistische Untersuchungen an Vögeln

3.1 Methodik

3.1.1 Planquadratbestandsaufnahme von Sommervögeln

Grundlage für die Planquadratbestandsaufnahme war die von BEZZEL & RANFTL (1974) in die bayerische Ornithologie eingeführte Rasterkartierung. Mit Hilfe der Rasterkartierung ist es zum einen möglich, Rückschlüsse auf die Verteilung der Arten (Dispersion) zu ziehen, zum anderen können daneben auch ökologische Aussagen zu den einzelnen Arten erarbeitet oder flächenbezogene Bestandstrends von Vogelarten abgeschätzt werden (UTSCHICK 1984, WINK 1980).

3.1.1.1 Rastergröße

Das 775 Hektar große Untersuchungsgebiet wurde in Rastereinheiten von je 6,25 Hektar eingeteilt, woraus sich 124 zu bearbeitende Raster ergaben.

Bei der Methode der Planquadratbestandsaufnahme sind zwei Aspekte von besonderer Bedeutung. Präzision und Umfang der aus Rasterkartierungen zu entnehmenden Informationen hängen von der gewählten Rastergröße ab. Grobmaschige Raster geben bestenfalls Auskunft über die Verbreitungsmuster der Arten oder lassen nur Bilanzierungen von seltenen Arten zu.

Kleine Rastereinheiten hingegen erhöhen die Aussagekraft der Kartierung und erlauben es, Kenngrößen auch für häufigere und mit hoher Abundanz siedelnde Arten zu erarbeiten.

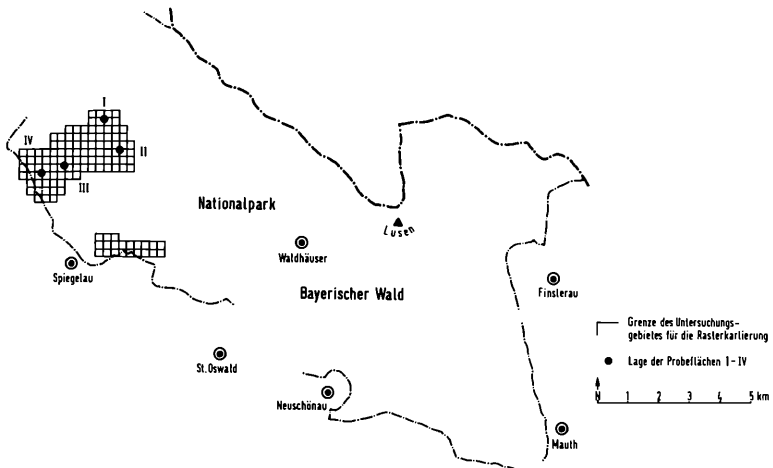


Abb. 1:

Lage des Untersuchungsgebietes. – *Location of the Study site.*

BEZZEL et al. (1983) sowie UTSCHICK (1984) schlagen für die Feinkartierung Rastergrößen von 6,25 Hektar vor. Rasterfrequenz und Abundanz der Vogelarten sind bei dieser Maschenweite häufig miteinander korreliert (BEZZEL 1983 b).

Der Quotient aus Rasterzahl zu Rastergröße, er liegt in der vorliegenden Untersuchung bei 19,8, ist ein weiterer mit zu berücksichtigender Aspekt. BEZZEL (1979) und BEZZEL & UTSCHICK (1979) halten aus Gründen der Statistik, aber auch zur Vermeidung von Frequenzwerten von 100, einen Quotienten von $>2,5$ sowie eine Rasterzahl von >100 für erforderlich, um zu aussagekräftigen Ergebnissen zu gelangen.

Die von BEZZEL (1979) erhobene Forderung kann jedoch nur für ornithologische Erhebungen gelten, die in der reich strukturierten Kulturlandschaft durchgeführt werden. Bei einheitlich gestalteten Lebensraumtypen, wie es beispielsweise geschlossene Waldgebiete sind, muß dieser Forderung nicht entsprochen werden. Verbreitete Waldvogelarten wie Tannenmeise und Buchfink sind auf allen mit Wald bestandenen Rastereinheiten zu erwarten, woraus auch deren hohe Frequenzwerte resultieren. Innerhalb eines geschlossenen Waldgebietes würde daran selbst die Vergrößerung der Untersuchungsfläche nichts ändern. Ein zuverlässiges Bild ergibt sich in diesen Fällen schon nach Auswertung weniger Rastereinheiten.

3.1.1.2 Zeitpunkt und Häufigkeit der Kontrollen

Die Aufnahme der Sommervogelbestände erfolgte in den Jahren 1984 und 1986 jeweils in den Monaten März bis Juni.

Da nicht alle Brutvogelarten ihrer saisonalen Dynamik wegen (Staffelung der Gesangs- und Brutperiode) zu jeder Zeit gleich gut erfaßbar sind, wurden zwei Kontrollgänge jährlich durchgeführt. Die erste Begehung erfolgte in den Monaten März und April. Sie diente vornehmlich der Erfassung der Standvogelarten (z. B. Spechte, Meisen, Rauhfußhühner). Die zweite Kontrolle erfolgte in den Monaten Mai und Juni und war auf die Kartierung der Sommervogelarten ausgerichtet.

Die Erhebungen richteten sich tageszeitlich nach den Maxima der Gesangsaktivität. Sie wurden zur Vermeidung größerer Fehlerquoten und um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen – soweit möglich – unter günstigen Wetterbedingungen durchgeführt (vgl. BLICKE 1982).

Der durchschnittliche Zeitaufwand pro Rastereinheit lag bei 20 Minuten für eine Einzelbegehung. Die Aufenthaltsdauer war hierbei dem Strukturreichtum der Fläche und dem Waldtyp angepaßt (z. B. monotoner Fichtenauwald 10 bis 15 Minuten, naturnaher Bergmischwald bis 60 Minuten).

3.1.1.3 Methodenkritik

Grundsätzlich wird die Aussagemöglichkeit einer Rasterkartierung stark von der Größe des Rasters beeinflusst. Die Flächengröße des Einzelrasters ist daher themenspezifisch anzupassen, wobei einige Schwachpunkte in Kauf genommen werden müssen.

So müssen bei einer Rastergröße von 6,25 ha zwangsläufig Arten mit größeren Revieren bei der Auswertung unberücksichtigt bleiben. Bei der vorliegenden Untersuchung gehören hierzu einige für die Waldavizönose hochbedeutsame Vogelarten, so z. B. einige hochspezialisierte Spechtarten (Weißrückenspecht, Grauspecht,

Schwarzspecht), daneben alle Greifvogelarten, der Schwarzstorch, das Auerhuhn oder die den Waldrand bewohnende Rabenkrähe.

Als weiteres erlauben Rasterkartierungen nur Aussagen darüber, ob eine Art in einem Raster vorkommt oder nicht. Auch bei kleiner Maschenweite des Rasters bleiben quantitative Aspekte weitgehend unberücksichtigt. Zur Klärung detaillierter Fragenkomplexe (z. B. Habitatpräferenzen, Abundanzverschiebungen) können Rasterkartierungen allenfalls grobe Andeutungen liefern. Diese sind dann mit Hilfe anderer Erhebungsmethoden (z. B. Siedlungsdichteuntersuchungen) zu präzisieren.

3.1.2 Feinanalyse

Auf vier Probeflächen unterschiedlicher Höhenlage (vgl. Abb. 1) wurden sämtliche Vögel registriert, soweit sie über Sichtbeobachtung, Ruf, Gesänge, Trommeln, Spuren oder Nestfunde zweifelsfrei bestimmbar waren.

Zur Erlangung hoher Trennschärfen wird in der ornithologischen Feldarbeit häufig die Methode der Punktkartierung verwendet (vgl. BERTHOLD et al. 1974). Wegen der äußerst schwierigen Standortbestimmung in unübersichtlichen Windwurf-flächen oder in größeren geschlossenen Waldbereichen wurde auf diese Methode verzichtet. Stattdessen wurden die Probeflächen in Kleinstquadrate von 50×50 m Kantenlänge unterteilt (vgl. SCHERZINGER 1985), denen die registrierten Vogelindividuen relativ einfach zuzuordnen waren.

Alle diese Flächen wurden einmal monatlich von Januar bis Dezember kontrolliert. Die Begehungen richteten sich wie üblich nach den Aktivitätsmaxima der Vögel. In den Herbst- und Wintermonaten wurde zwischen 8.00 Uhr und 11.00 Uhr kartiert, im Frühjahr und Sommer von 4.00 Uhr bis 9.00 Uhr.

Für die Gesamterhebung wurden 80 Stunden aufgewendet. Das sind im Mittel 4,1 Stunden pro Hektar.

Diese von SCHERZINGER (1985) empfohlene Art der quantitativen Erhebung erfaßt ausschließlich das Vorhandensein von Vogelindividuen. Sie unterscheidet nicht zwischen Brutvögeln, Durchzüglern, Nahrungsgästen oder standorttreuen Nichtbrütern. Die angewendete Methode gibt nur Auskunft darüber, welche Vogelarten in welcher Zahl und zu welcher Zeit die Probeflächen nutzen.

Mit Hilfe dieser Erfassungsmethode können zwar keine Aussagen über den Brutbestand getroffen werden, dafür aber erhält man brauchbare Angaben zu wichtigen Kenngrößen des Vogelbestandes (z. B. zur saisonalen Dynamik, zur Bevorzugung bestimmter Strukturparameter usw.).

3.1.2.1 Erfassungsgenauigkeit und Methodenkritik

Mit der hier vorgenommenen Feinanalyse gibt es bislang keine verwertbaren Erfahrungen. Grundsätzlich ist davon auszugehen, daß alle sich durch Lautäußerung bemerkbar machenden Vogelindividuen, aber auch alle größeren, die Fläche nutzenden Vogeltrupps erfaßt wurden. Mit größeren Zählfehlern behaftet sind Sichtbeobachtungen von Einzelindividuen.

Als Beispiel sei die Erfassung des Buchfinken angeführt, eine Art, deren Männchen im Frühjahr durch ihre Gesangsaktivität auffallen und leicht kartierbar sind. Die unscheinbaren Weibchen hingegen wurden nur in Ausnahmefällen erfaßt, blie-

ben also bei den Zählungen unterrepräsentiert, eine Fehlerquelle, die insbesondere außerhalb der Brutperiode zum Tragen kommt, da hier die Entdeckungswahrscheinlichkeit noch geringer wird.

Für viele in der Ornithologie verwendeten Methoden treffen ähnliche Fehlerquellen in der Zählgenauigkeit zu. Diese gilt es bei der Interpretation des gewonnenen Datenmaterials stets zu berücksichtigen.

Bei den im Ergebnisteil angegebenen Individuenzahlen handelt es sich somit um Mindestbestände.

3.2 Ergebnisse der Planquadratbestandsaufnahme

3.2.1 Artenbestand

Mit insgesamt 63 Vogelarten wurden auf der untersuchten Fläche ca. 77% der von SCHERZINGER (1985) für den Inneren Bayerischen Wald genannten potentiellen, an Wald gebundenen Brutvogelarten festgestellt. 19 der nachgewiesenen Vogelspecies gehören den Nonpasseriformes (NP), 44 den Passeriformes (P) an.

Der NP/P-Index liegt für beide Jahre berechnet bei 0,43, weist aber für die Einzeljahre erhebliche Schwankungen auf (1984: 0,40; 1986: 0,31). Ähnlich wie in dem von BEZZEL et al. (1983) untersuchten Areal machen auch hier die Singvögel mehr als zwei Drittel des nachgewiesenen Artenbestandes aus.

Bei 5 Nonpasseriformes liegen nur aus dem Kontrolljahr 1984 Brutzeitbeobachtungen vor (Waldschnepfe, Hohltaube, Weißrückenspecht, Raufußkauz, Sperlingskauz) (vgl. Tab. 1). Bis auf den Sperlingskauz waren es ausnahmslos Einzelvorkommen.

1986 konnten 7 Arten registriert werden, die 1984 fehlten. Davon zählen 3 zu der Gruppe der Nonpasseriformes (Schwarzstorch, Auerhuhn, Kleinspecht) und 4 zu den Passeriformes (Klappergrasmücke, Fichtenkreuzschnabel, Goldammer, Pirol). Auch bei diesen Arten konnten mit Ausnahme des Fichtenkreuzschnabels nur Einzelvorkommen bestätigt werden.

In der Gesamtbilanzierung ergibt sich innerhalb einer Zeitspanne von 3 Jahren ein Defizit von 2 Nichtsingvogelarten. Diesen steht eine Zunahme bei der Gruppe der Singvögel von 5 Arten gegenüber. Der nach DIAMOND (1969) berechnete Artenumsatz liegt bei 0,28, eine Austauschrate, die die Größenordnung flächig-kontinentaler Artenumsätze weit übertrifft (vgl. REICHHOLF 1986) und womöglich auf schnell ablaufende Sukzessionen im Anfangsstadium hinweist.

Hinsichtlich der Nahrungsgilden besitzen die Arten der carnivoren Baumvögel innerhalb der Waldavizönose eine dominierende Stellung

(18 Arten). Es folgen die carnivoren Erdvögel (12 Arten). Die Stammabsucher, herbivoren Erdvögel und Vertebratenjäger nehmen eine Mittelposition ein. Mit jeweils 5 Artvertretern reihen sich die herbivoren Baumvögel und Insektenjäger als Letzte ein.

Innerhalb der Nestgilden befinden sich die Höhlenbrüter an erster Stelle (25 Arten). Es folgen die Kronenbrüter mit 21 Arten. Erdbrüter (11) und Buschbrüter (5) spielen eine untergeordnete Rolle.

Der, bezogen auf die Waldavizönose des Inneren Bayerischen Waldes, hohe Artenbestand der Untersuchungsfläche erklärt sich u. a. damit, daß ein Großteil der vorgefundenen Arten im Untersuchungsgebiet nur vereinzelt oder in wenigen Paaren festgestellt wurde.

Der Umstand, daß von einzelnen hochspezialisierten Arten nur Einzelnachweise vorliegen, bedingt letztendlich die ungewöhnlich hohe Artenaustauschrate. Es kann davon ausgegangen werden, daß einige dieser Arten die Kontrollfläche nicht regelmäßig besiedeln bzw. im Untersuchungsareal keine stabilen Populationen ausbilden, sondern nur dann nachzuweisen sind, wenn bestimmte Habitatstrukturen oder Nahrungsressourcen in ausreichendem Umfang vorhanden sind (z. B. Weißrückenspecht, Hohltaube, Fichtenkreuzschnabel).

Auch Species, die schwerpunktmäßig offene, unbewaldete Flächen oder Pionierstadien des Waldes nutzen (z. B. Schwarzstorch, Klappergrasmücke) oder solche, die im Nationalparkbereich Randvorkommen aufweisen (Kleinspecht, Goldammer, Pirol) tragen zu dem hohen Wechsel im Artenspektrum bei.

Sperlings- und Raufußkauz wiederum sind Standvögel. Ihre Dichte ist nicht zuletzt von den Witterungsbedingungen und der davon ableitbaren Erreichbarkeit der Nahrung abhängig. Auch strenge, lang andauernde Winter können deren Bestände drastisch beeinflussen (SCHERZINGER 1974).

Die innerhalb eines Zeitraums von nur 3 Jahren getroffene Bilanzierung der Artenbestände darf nicht als langfristige, reale Zu- oder Abnahmetendenz gewertet werden. Sie ist vielmehr Ausdruck einer sich ständig im Wandel befindlichen Waldavizönose. Diese reagiert rasch und gezielt auf Sukzessionsabläufe oder gerade vorhandenes Nahrungsangebot.

3.2.2 Rasterhäufigkeit

Neben der Ermittlung des Artenbestandes bietet die feinmaschige Rasterkartierung die Möglichkeit, Größe und Umfang des von einer Art besiedelten Gebietes genau zu erfassen und das Verteilungsmuster zu dokumentieren (BEZZEL et al. 1983).

Tab. 1: Rasterfrequenzen (nicht ausgewertet: Auerhuhn, Greifvögel, Grau-, Schwarz- und Weißrückenspecht, Rabenkrähe, Schwarzstorch). Artbezeichnung nach PETERSON, R. T., G. MONTFORD & R. HOLLOM (1986) Die Vögel Europas, Parey, Hamburg.

Art	1984	1986
Buchfink	100,0	97,6
Tannenmeise	96,7	95,2
Wintergoldhähnchen	91,9	75,8
Rotkehlchen	87,9	79,8
Amsel	85,4	54,0
Zaunkönig	78,2	50,0
Sommergoldhähnchen	74,1	60,5
Mönchsgrasmücke	72,5	66,1
Heckenbraunelle	68,5	67,7
Singdrossel	64,5	37,1
Kohlmeise	62,9	29,0
Waldbaumläufer	62,0	70,9
Gimpel	62,0	37,1
Haubenmeise	50,0	52,4
Fitis	31,4	32,2
Misteldrossel	30,6	25,8
Kleiber	28,2	21,0
Zilpzalp	27,4	36,3
Grünling	23,3	10,5
Haselhuhn	22,5	12,1
Zeisig	21,7	9,7
Waldlaubsänger	19,3	18,5
Ringeltaube	19,3	12,9
Eichelhäher	15,3	8,1
Sumpfmeise	13,7	5,6
Gebirgsstelze	9,6	4,0
Buntspecht	8,8	28,2
Blaumeise	8,0	8,0
Sperlingskauz	6,4	0,0
Tannenhäher	5,6	14,5
Kuckuck	5,6	9,7
Wacholderdrossel	4,8	9,7
Zwergschnäpper	4,8	4,8
Gartengrasmücke	4,8	5,6
Kernbeißer	4,8	1,6
Trauerschnäpper	3,2	2,4
Weidenmeise	3,2	3,2
Dreizehenspecht	2,4	6,4
Schwanzmeise	2,4	4,0
Waldschnepfe	1,6	0,0

Art	1984	1986
Hausrotschwanz	1,6	1,6
Bachstelze	1,6	2,4
Hohltaube	0,8	0,0
Rauhfußkauz	0,8	0,0
Waldkauz	0,8	1,6
Baumpieper	0,8	0,8
Star	0,8	0,8
Braunkehlchen	0,8	0,0
Gartenrotschwanz	0,8	1,6
Fichtenkreuzschnabel	0,0	6,4
Kleinspecht	0,0	1,6
Goldammer	0,0	0,8
Klappergrasmücke	0,0	0,8
Pirol	0,0	0,8

Die für die einzelnen Arten ermittelten Rasterfrequenzen ergeben sich aus Tab. 1. Nur 14 Arten erreichen in einem der beiden Kontrolljahre Frequenzwerte von mind. 50. D. h., nur ein Viertel des Gesamtartenbestandes besiedelt während einer Brutperiode mehr als die Hälfte der Untersuchungsfläche und nur weitere 5 Arten weisen Frequenzwerte zwischen 25 und 50 auf, besiedeln also mehr als ein Viertel des Waldgebietes.

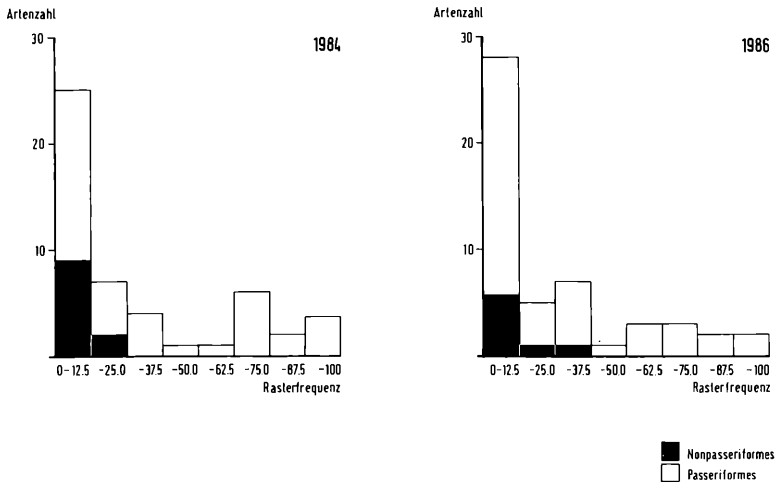


Abb. 2:

Verteilung der Rasterfrequenzen. – *Distribution of grid square frequencies.*

Aus Abb. 2 geht ferner hervor, daß die Verteilung der Rasterfrequenzen über die Arten in Richtung höherer Frequenzwerte abfällt. Das bedeutet, daß der Hauptteil der nachgewiesenen Arten die Untersuchungsfläche nur dort besiedeln kann, wo Waldtyp oder Waldstruktur ihren Habitatansprüchen am ehesten entsprechen. Diese scheinen auf der Untersuchungsfläche für einige Arten nur an sehr wenigen Stellen realisiert zu sein.

Dem Gros des Artenbestandes stehen wenige häufige und weit verbreitete Vogelarten gegenüber. Es sind dies ausnahmslos an Wald gebundene Singvogelarten, die innerhalb der Waldbestände keine besonderen Habitatpräferenzen oder Spezialisierungen im Hinblick auf Brutplatzwahl, Nahrungsangebot etc. erkennen lassen. Zu ihnen zählen erwartungsgemäß Buchfink, Tannenmeise, Wintergoldhähnchen, Rotkehlchen und Amsel. Damit ergeben sich für das Untersuchungsgebiet vergleichbare Häufigkeitsverteilungen, wie sie für andere zusammenhängende Waldgebiete Mitteleuropas nachgewiesen wurden (z. B. SCHERNER 1977).

Wie SCHERZINGER (1985) anhand ausgewählter Probeflächen nachweist, sind die obengenannten häufigen Arten innerhalb der Waldgebiete des Inneren Bayerischen Waldes nicht nur weit verbreitet, sie stellen auch in der Dominanzreihung die vorderen Glieder. Den Erwartungen entspricht auch die Tatsache, daß keine der nachgewiesenen Nichtsingvogelarten als häufig zu bezeichnen ist. Nur Ringeltaube, Buntspecht und interessanterweise auch das Haselhuhn erreichen Frequenzen, die über die erste Häufigkeitsklasse hinausgehen.

3.2.3 Veränderungen in den Rasterhäufigkeiten/ Vergleich der beiden Kontrolljahre

Anhand von Abb. 3 sind deutliche Schwankungen in den Rasterhäufigkeiten der beiden Kontrolljahre erkennbar. 18 Arten zeigen gegenüber 1984 Abnahmetendenzen von mehr als 5%. Einbußen über dem 20%-Niveau verzeichneten Kohlmeise (-33,5%), Amsel (-31,4%), Zaunkönig (-28,2%), Singdrossel (-27,4%) und Gimpel (-24,9%). Es sind dies ausschließlich Singvogelarten mit durchwegs hohen Frequenzwerten.

Weitere 4 Passeriformes, nämlich Wintergoldhähnchen, Sommergoldhähnchen, Grünling und Zeisig weisen Einbußen zwischen 10 und 20% auf. Als einzige Nichtsingvogelart liegt das Haselhuhn mit einer Abnahme um 10,4% in der gleichen Größenordnung.

Bei weiteren 8 Arten liegt die Abnahme zwischen 5 und 10%. Darunter befinden sich Sperlingskauz und Ringeltaube als Vertreter der Nichtsingvögel. Weitgehend unverändert ist die Rasterhäufigkeit bei 23 Arten geblieben (+/-5%).

Eine deutlich positive Bilanz gegenüber 1984 verbuchten 1986 Buntspecht (+19,4%), Zilpzalp (+8,9%), Tannenhäher (+8,9%), Waldbaumläufer (+8,0%). Bemerkenswert ist auch die Zunahme von im Gebiet seltenen Arten wie z. B. des Dreizehenspechtes (+4,2%) oder der Wacholderdrossel (+4,9%).

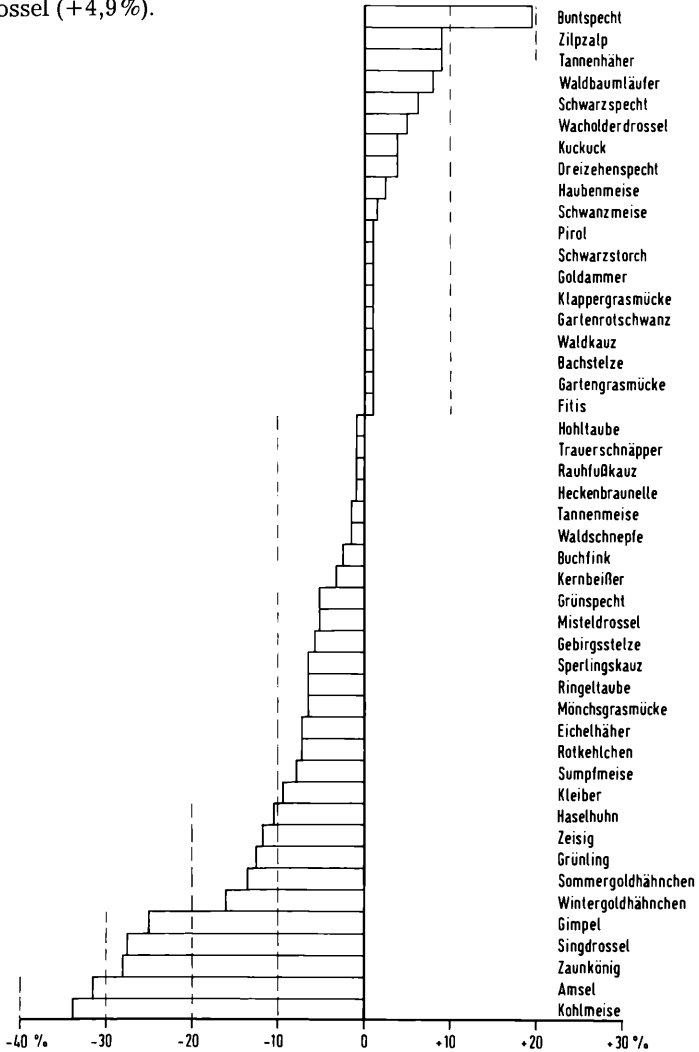


Abb. 3:

Relative Änderung der Rasterhäufigkeit 1986 gegenüber dem Bezugsjahr 1984 (Differenz ausgedrückt in Prozent). – *Relative changes of grid square frequencies in 1986 compared to the master year 1984 (difference in per cent).*

3.3 Ursachendiskussion

3.3.1 Ermittlungsfehler

Ermittlungsfehler spielen bei jeder Freilandhebung eine nicht unerhebliche Rolle. Sie ergeben sich zwangsläufig durch ungleiche Witterungsbedingungen oder durch die unterschiedliche Wahl des Begehungszeitpunktes.

Während der beiden Kontrolljahre wurde besonders auf vergleichbare Kartierungsvoraussetzungen geachtet. Um die Ermittlungsfehler möglichst gering zu halten, wurde ausschließlich bei gutem Wetter und zu Zeitpunkten größter Gesangsaktivität kartiert. Daß dennoch gewisse Ermittlungsfehler nicht zu vermeiden sind, zeigen die beiden häufigsten Arten Buchfink und Tannenmeise.

Beides sind wenig spezialisierte, euryöke Waldvogelarten. Sie wären in beiden Kontrolljahren auf allen Rastereinheiten zu erwarten gewesen. Die aus den Frequenzwerten (Tab. 1) ersichtlichen Abweichungen können ein erster Anhaltspunkt dafür sein, in welcher Größenordnung sich Ermittlungsfehler, die sich z. B. durch Überhören ergeben, bewegen. Sie liegen hier bei mind. 3% und sind bei der Diskussion der Rasterhäufigkeiten bei den verbreiteten Arten als konstante Fehlerquelle mit zu berücksichtigen. Bei weniger leicht zu erfassenden Arten (z. B. Haselhuhn, Waldschnepfe) ist mit größeren Abweichungen zu rechnen, wobei Frequenzunterschiede von schätzungsweise 10 bis 15% zu tolerieren sind.

3.3.2 Natürliche Fluktuation

BERTHOLD & QUERNER (1979) schätzen für Kleinvögel die mittlere Fluktuationsrate bei weitgehend stabilen Populationsverhältnissen auf ca. 20 bis 30%. Nach BEZZEL (1982) sind v. a. bei Samen- und Pflanzenfressern höhere Bestandsfluktuationen zu erwarten, da diese häufig in starker Abhängigkeit zur Samenproduktion ihrer Nahrungspflanzen stehen (z. B. Erlenzeisig). Auch fallen Verluste durch eine verregnete Brutsaison oder einen Frostwinter bei kurzlebigen Arten stärker ins Gewicht (z. B. Finken, Meisen).

Das ermittelte Untersuchungsergebnis ist damit im Rahmen einer natürlichen Populationsdynamik zu sehen. Diese wird bekanntermaßen von periodischen und aperiodischen Faktoren beeinflusst. Von dieser Dynamik sind, wie auch BEZZEL et al. (1983) festgestellt haben, nicht nur die Abundanzen sondern auch die Dispersionsmuster der einzelnen Arten betroffen. Die während des Kontrollzeitraumes festgestellten Schwankungen der meisten Singvogelarten (z. B. Kohlmeise, Mönchsgrasmücke, Sommer- und Wintergoldhähnchen) lassen sich auf diese Weise erklären.

Fluktuationsraten werden bei einigen Arten durch das Nahrungsangebot bestimmt. Mit wechselndem Nahrungsangebot lassen sich beispielsweise Verschiebungen beim Fichtenkreuzschnabel, Zeisig oder Gimpel interpretieren.

Auch Räuberdruck könnte ein, die Populationsdichte bestimmender Faktor sein. Hohe Baum- und Steinmarderbestände können beispielsweise die Dichte höhlenbrütender Vogelarten beeinflussen.

Nachdem während des Untersuchungszeitraumes Zu- bzw. Abnahmen bei Vertretern unterschiedlicher nistökologischer Gilden zu verzeichnen waren, ist davon auszugehen, daß der Einfluß von Prädatoren in den Kartierungsergebnissen keinen erkennbaren Niederschlag findet.

Witterungsbedingte Parameter beeinflussen ebenfalls das Populationsgeschehen. Von zahlreichen Arten ist bekannt, daß verregnete, naßkalte Sommer zu vermindertem Bruterfolg führen. Strenge Winter wiederum können den Bestand an Standvögeln drastisch reduzieren. Davon sind insbesondere kleine insektenfressende Arten wie z. B. das Wintergoldhähnchen betroffen. Nach UTSCHICK (1984) weisen gerade bei dieser Species deutliche Abnahmen auf eine hohe Wintermortalität hin.

Empfindlich auf schlechte Witterungseinflüsse reagieren von den nachgewiesenen Arten insbesondere Kleineulen wie der Sperlings- und der Rauhußkauz. Beide Arten konnten nach den strengen Winterperioden 1984/85 und 1985/86 nicht mehr auf der Untersuchungsfläche registriert werden.

Zu- bzw. Abnahmen können, müssen somit nicht immer auf Veränderungen im Lebensraum hinweisen.

3.3.3 Veränderungen im Winterquartier

Treten Bestandsveränderungen bei Zugvogelpopulationen auf, so werden häufig Veränderungen oder Schäden in den Überwinterungsquartieren dafür verantwortlich gemacht (BAUER & THIELCKE 1982). Wie der Vergleich der Rasterfrequenzen deutlich zum Ausdruck bringt, ist ein derartiger Effekt in der vorliegenden Untersuchung nicht ohne weiteres erkennbar. Die einzelnen im Untersuchungsgebiet registrierten Zugvogelarten liefern ein heterogenes Bild.

Größere Abweichungen ergeben sich bei Zaunkönig, Sommergoldhähnchen und Singdrossel. Bei weitaus den meisten Zugvögeln sind deren Frequenzschwankungen zu vernachlässigen (z. B. Heckenbraunelle, Fitis, Mönchsgrasmücke). Bei selteneren bzw. spezialisierten Zugvogelarten werden annähernd konstante Frequenzwerte erzielt (z. B. Zwergschnäpper, Waldlaubsänger, Gartengrasmücke). Zilpzalp und Kuckuck haben gegenüber 1984 sogar zugenommen.

Trotz dieses zunächst recht uneinheitlichen Bildes läßt sich zeigen, daß negative Bilanzen v. a. bei Kurz- bzw. Teilstreckenziehern auftreten (z. B. Zaunkönig, Singdrossel, Sommergoldhähnchen).

Tab. 2: Veränderungen der Antreffhäufigkeiten ökologischer Gilden.

Nahrungsgilde	Antreff- häufigkeit		Artenzahl		Bilanz		χ^2 - Test
	1984	1986	1984	1986	n	%	
Carnivore Bodenvögel	452	328	10	10	- 124	- 15,9	9,9 p < 0,01
Herbivore Bodenvögel	202	164	6	6	- 38	- 10,4	n. s.
Stammkletterer	139	165	5	6	+ 26	+ 8,6	n. s.
Carnivore Baumvögel	785	709	16	18	- 76	- 5,1	n. s.
Herbivore Baumvögel	140	97	4	5	- 43	- 18,1	7,8 p < 0,05
Insektenjäger	14	13	5	4	- 1	- 3,7	n. s.

Tab. 3: Bilanzen unterschiedlicher systematischer Gruppen.

Systematische Gruppe	Zahl besetzter Raster (Antreffhäufigkeit)		Bilanz in % (1984 gegen- über 1986)	χ^2 - Test
	1984	1986		
Hühner	28	17	- 24,4	n. s.
Spechte (ohne Schwarz- und Weißrückenspecht)	26	51	+ 32,4	9,1
Eulen	10	2	- 66,6	n. s.
Grasmücken				
- Sylvia	96	90	- 3,2	n. s.
- Phylloscopus inkl. Regulus	303	277	- 4,5	n. s.
Sänger				
- Turdus	230	157	- 18,8	13,7
- Muscicapa	10	9	- 5,2	n. s.
Meisen	291	240	- 9,6	n. s.
Finken	263	202	- 13,1	8,0
Rabenvögel (ohne Rabenkrähe)	28	28	+ / - 0	n. s.

Dies legt die Vermutung nahe, daß Witterungseinflüsse (z. B. strenger, schneereicher Winter 1984/85) nicht ohne Auswirkungen auf die in Europa überwinterten Kurzstreckenzieher geblieben sind (vgl. SCHUSTER 1986). REICHHOLF (1985) beispielsweise ermittelte in Südostbayern für den Zaunkönig im Kältewinter 1984/85 einen Rückgang von 71 %, eine Abnahme, die erheblich über der Größe normaler Fluktuationen liegt.

3.3.4 Veränderungen im Untersuchungsgebiet

Innerhalb des Kontrollzeitraumes von 3 Jahren haben sich auf der Untersuchungsfläche augenscheinlich nur wenige Veränderungen in der Waldstruktur ergeben.

Dennoch lassen sich anhand der Daten Sukzessionserscheinungen erkennen. Diese betreffen die Windwurfflächen und deren unmittelbare Umgebung.

Verwendet man als grobes Maß für Veränderungstendenzen die Antriffhäufigkeit, so ergeben sich für ökologische Gilden oder bestimmte systematische Gruppen deutlich faßbare Entwicklungsmuster (s. auch BEZZEL 1979). In Tab. 2 und 3 sind sie überblicksmäßig dargestellt.

Bei den carnivoren Bodenvögeln (z. B. Drosseln) und den herbivoren Baumvögeln (z. B. Zeisig) kristallisieren sich die höchsten Abnahmen heraus (s. Tab. 6). Diese sind statistisch gesichert ($p < 0,01$, $\chi^2 = 9,8$ bei carnivoren Bodenvögeln bzw. $p < 0,05$, $\chi^2 = 7,8$ bei herbivoren Baumvögeln).

Statistisch nicht absichern läßt sich die Negativbilanz bei den herbivoren Bodenvögeln. Die Entwicklung für die carnivoren Baumvögel und die Insektenjäger ist annähernd ausgeglichen.

Aus dem Rahmen fällt die Gilde der Stammkletterer, zu der auch die Spechte zählen. Sie weist als einzige eine deutlich erkennbare Positivbilanz auf. Diese ist allerdings statistisch nicht abzusichern, da der Kleiber als einzige stammkletternde Art mit einer Frequenzabnahme die Deutlichkeit der Aussage abschwächt.

Ein Vergleich der systematischen Gruppen bringt entsprechendes. Eine signifikante Abnahme gegenüber 1984 weisen Drosseln ($p < 0,001$, $\chi^2 = 13,7$) und Finken ($p < 0,05$, $\chi^2 = 8,0$) auf, die ausschließlich zur nistökologischen Gilde der Kronenbrüter zählen.

Den Ergebnissen von UTSCHICK (1984) zufolge kann beispielsweise Holzeinschlag Rückgangerscheinungen bei der Singdrossel auslösen, eine Feststellung, die den Schluß nahe legt, daß die im Untersuchungsgebiet entstandenen und forstwirtschaftlich aufgearbeiteten Windwurfflächen den gleichen Effekt haben.

Eine kaum merkliche Negativbilanz weisen Grasmücken, Laubsänger,

Schnäpper und Meisen auf. Die Abnahme bei den Tetraoniden und Strigiden kann wegen des geringen Zahlenmaterials gleichfalls statistisch nicht gesichert werden.

Einzig die Familie der Spechte verzeichnet eine gegenüber 1984 signifikante Zunahme ($p < 0,05$, $\chi^2 = 9,1$).

Aus diesen Ergebnissen ist zu folgern, daß sich innerhalb eines Zeitraumes von 3 Jahren die Lebensbedingungen für die Gilde der Stammkletterer allgemein, für die der Spechte im besonderen, verbessert haben könnten. Gleichzeitig wird der Schluß nahegelegt, daß die in 72 Rastereinheiten vorhandenen Windwurfflächen mit ihren Totholzmassen für diesen Trend verantwortlich sind.

3.4 Auswirkungen von Windwurfflächen auf die Waldavizönose – Analyse mit Hilfe der Rasterkartierung

Die Analyse der bei der Planquadratbestandsaufnahme ermittelten Antreffhäufigkeit kann Auskunft darüber geben, welche Arten in ihrer Dispersion von Windwurfstrukturen beeinflußt werden.

Tab. 4 gibt die absolute und prozentuale Antreffhäufigkeit von Arten im mittleren und unteren Gesamtfrequenzbereich, getrennt nach reinen Waldquadraten und nach Quadraten mit Windwurfflächen, wieder. Die Gesamtzahl der Raster mit Windwurfflächen liegt bei 72, die der reinen Waldflächen bei 52.

Bei der Analyse ausgeklammert bleiben Arten mit weitgehend flächendeckendem Dispersionsmuster. Hier werden Strukturpräferenzen, die sich normalerweise in den Dispersionsmustern niederschlagen, nicht sichtbar.

Wie anhand Tab. 4 ersichtlich, läßt eine Analyse der Antreffhäufigkeiten vier Aussagen zu:

1. Ein Großteil der Waldavizönose bleibt hinsichtlich ihres Dispersionsmusters vom Auftreten von Windwurfflächen unbeeinflußt. Hierzu gehören weitverbreitete, euryöke Waldvogelarten wie z. B. Haubenmeise, Rotkehlchen, Sommergoldhähnchen, Gimpel u. a. Ihnen ist gemeinsam, daß sie sowohl kleine Reviergrößen als auch geringe Ansprüche an die Waldstruktur und die Wahl ihrer Habitate stellen.

2. Die zweite sich abzeichnende Gruppe umfaßt Arten, deren Schwerpunkt vorkommen in Quadraten ohne Windwurfflächen liegen. Es sind dies Species, die nur bestimmte Waldtypen, ausgewählte Entwicklungsstadien des Waldes oder Sonderstandorte innerhalb des Untersuchungsgebietes besiedeln. Hierzu zählen beispielsweise Zwergschnäpper oder

Tab. 4: Antreffhäufigkeit ausgewählter Vogelarten auf Rastereinheiten mit und ohne Windwurffläche.

Art	1984				1985			
	Raster				Raster			
	ohne		mit		ohne		mit	
	Windwurf		Windwurf		Windwurf		Windwurf	
n = 52		n = 72		n = 52		n = 72		
absol.	%	absol.	%	absol.	%	absol.	%	
1. Arten ohne erkennbare Schwerpunkte								
Mönchsgrasmücke	34	65,4	56	77,7	37	71,1	45	62,5
Grünling	11	21,1	18	25,0	5	9,6	8	11,1
Gimpel	28	53,8	49	68,0	19	36,5	27	37,5
Haubenmeise	26	50,0	36	50,0	25	48,0	40	55,5
Sommergoldhähnchen	41	80,4	51	70,8	35	67,3	40	55,5
Rotkehlchen	49	94,2	60	83,3	42	80,7	57	79,2
2. Arten mit erkennbarer Präferenz für Waldquadrate								
Gartengrasmücke	4	7,7	2	2,7	5	9,6	2	2,7
Zilpzalp	19	36,5	15	20,8	25	48,1	20	27,7
Waldlaubsänger	13	25,0	11	15,3	16	30,7	7	9,7
Blaumeise	9	17,3	1	1,3	7	13,5	3	4,1
Zwergschnäpper	4	7,7	2	2,7	5	9,6	1	1,4
3. Arten mit erkennbarer Präferenz für Quadrate mit Windwurfflächen								
Gebirgsstelze	3	5,7	9	12,5	0	0,0	5	6,9
Wacholderdrossel	2	3,8	3	4,1	4	7,7	8	11,1
Zaunkönig	31	59,6	66	91,6	13	25,0	49	68,0
Zeisig	6	11,5	21	29,1	2	3,8	10	13,9
4. Arten mit deutlicher Zunahme auf Windwurfflächen während des Untersuchungszeitraumes								
Buntspecht	9	17,3	2	2,7	15	28,8	20	27,7
Dreizehenspecht	2	3,8	1	1,3	1	1,9	7	12,5
Fitis	19	36,5	15	20,8	13	25,0	27	37,5
Kohlmeise	33	63,4	45	62,5	19	36,5	49	68,0

Waldlaubsänger. Beide sind an Buchenhochwald bzw. an naturnahen Buchenmischwald gebunden.

Zilpzalp und Gartengrasmücke bevorzugen gebüschreiche Waldränder oder lichte Hochwaldbestände, die Blaumeise sonnenexponierte Mischwaldflächen.

3. Eine dritte Gruppe umfaßt jene Arten, für die sich eine deutliche Präferenz für Windwurfquadrate abzeichnet. Gebirgsstelze, Zaunkönig und

Wacholderdrossel gehören hierzu. Sie zählen, die Wacholderdrossel ausgenommen, zur Nestgilde der Erdbrüter, woraus zu schließen ist, daß Windwurfflächen die Brutmöglichkeiten für diese Arten verbessern. Dies gilt für forstwirtschaftlich aufgearbeitete Windwürfe ebenso, wie für solche mit belassenem Totholz. Erstere waren beispielsweise Vorzugshabitat der Gebirgsstelze.

Auch bei der Wacholderdrossel war die Zunahme auf Windwurfquadraten größer als auf anderen. Diese Art, die nach SCHERZINGER (1985) im Bayerischen Wald zu den typischen Vogelarten der ortsnahen Fichtenauwälder gehört und dort meist in unmittelbarer Nähe zu Waldrand und Wiese brütet, hat durch Öffnung geschlossener Fichtenauwaldbereiche zumindest vorübergehend neuen Brutraum gefunden.

Beim Zeisig als kronenbrütende Art könnte der erhöhte Randlinienseffekt ebenfalls ausschlaggebend für eine Bevorzugung von Rastereinheiten mit Windwurfanteilen gewesen sein.

4. Gleichfalls positiv auf Windwurfflächen haben Buntspecht und Dreizehenspecht reagiert. Beide Arten zeigen 1986 gegenüber 1984 Zunahmen, die schwerpunktmäßig in Quadraten mit Windwurfflächen festzustellen sind. Anfallendes Totholz und absterbende, vom Borkenkäfer befallene Bäume im Randbereich der Windwurfflächen bieten ihnen ideale Nahrungsvoraussetzungen. Besetzte Bruthöhlen wurden für beide Arten nur wenige Meter von Windwurfflächen entfernt im angrenzenden Wald gefunden.

3.5 Artendichte und Bewertung von Rastereinheiten

Rasterkartierungen über größere Gebiete geben zum einen die Artenzahl in repräsentativen, gezielt ausgewählten Landschaftsausschnitten wieder, zum anderen erlauben sie vergleichende Angaben über die Artenzahl von gleich großen Flächen.

Der Einfluß verschiedener, für die Zusammensetzung der Avizönose wichtiger Parameter (z. B. Biotopstruktur, Waldtyp, Waldalter usw.) auf den als Bewertungskriterium dienenden Artenreichtum kann daraus ableitbar sein. Gleichzeitig ermöglichen Rasterkartierungen über die Ermittlung der Artendichte ökologisch wertvolle Bereiche auf einer größeren Untersuchungsfläche herauszuarbeiten.

3.5.1 Artenzahl

In der vorliegenden Untersuchung wurde für 124 Quadrate der jeweilige Artenbestand ermittelt. Abb. 4 gibt die in den Kontrolljahren 1984

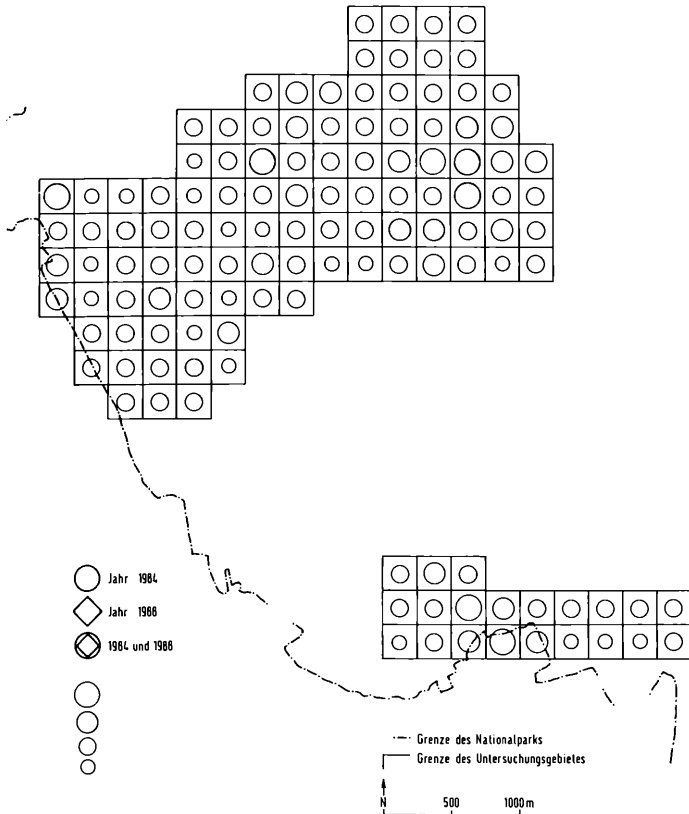


Abb. 4:

Maximale Artendichte pro Rastereinheit. – *Maximal Species density per square unit.*

und 1986 ermittelte maximale Artendichte wieder. Hierbei zeichnet sich eine große Variationsbreite hinsichtlich der Artenzahl der einzelnen Rastereinheiten ab. Sie reicht von minimal 5 bis maximal 28 Arten pro Quadrat.

Der Mittelwert für alle bearbeiteten Raster lag 1984 bei 14,3 (Minimalwert 5, Maximalwert 28), 1986 bei 11,8 Arten (Minimalwert 5, Maximalwert 20), womit das zweite Kontrolljahr deutlich gegenüber dem ersten abfällt.

Nach der von REICHHOLF (1980) für Mitteleuropa erstellten und von BANSE & BEZZEL (1984) erneut diskutierten Arten-Areal-Beziehung würde sich für die bei der Untersuchung gewählte Rastergröße ein Erwartungswert von 17 bis 18 Arten ergeben.

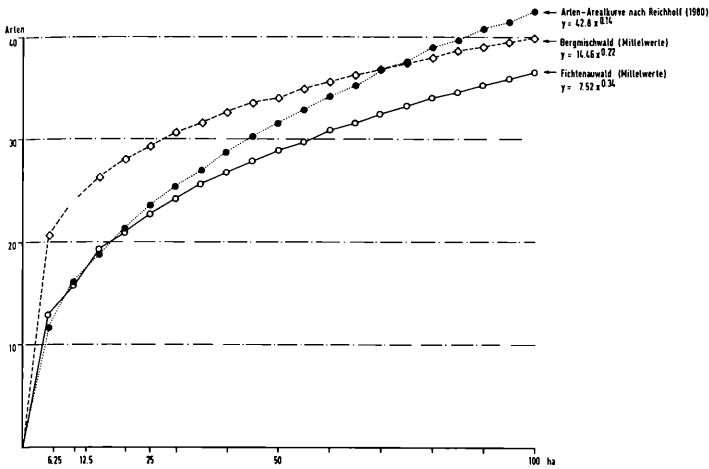


Abb. 5:

Arten-Areal-Beziehung (Region des Bergmischwaldes und des Fichtenauwaldes im Vergleich mit der Arten-Areal-Kurve Mitteleuropas). – *Species-area-relationship (montane mixed forest and riverine spruce forest compared to the general relation for Central Europe).*

Nur 29 Quadrate, das sind 23,3 % des gesamten Begehungsareals, erreichen diesen Erwartungswert oder liegen darüber. 95 Quadrate, das entspricht 76,7 % der Gesamtfläche, weisen Artenwerte auf, die zum Teil erheblich unter dem für die mitteleuropäische Kulturlandschaft errechneten Mittel liegen.

Stellt man eine vergleichende Betrachtung der Artenzahlen für die Region des Bergmischwaldes sowie des Fichtenauwaldes mit den für die mitteleuropäische Durchschnittslandschaft gültigen Erwartungswerten bei steigender Flächengröße an, so ergeben sich Abweichungen (s. Abb. 5).

Die für den Bergmischwald ermittelte Arten-Areal-Kurve besitzt, verglichen mit der Erwartungskurve, bei kleineren Flächengrößen einen steileren Anfangsverlauf. Erst ab einer Flächengröße von ca. 70 ha kommt die in diesem Waldtyp nachgewiesene Artenzahl dem mitteleuropäischen Erwartungswert gleich. Bei weiterer Flächenvergrößerung liegt der Artenzuwachs im Bergmischwald unter der von REICHHOLF (1980) ermittelten Arten-Areal-Beziehung.

Hieraus ist zu folgern, daß der reich strukturierte Bergmischwald ein reichhaltiges Nischen- und Ressourcenangebot auf engstem Raum besitzt, wovon eine überdurchschnittlich hohe Artenzahl profitiert (Indexwert >1).

Die Artenzahl des Bergmischwaldes bleibt bei steigender Fläche unter der der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Dies erklärt sich darin, daß bei den Bergmischwaldquadraten ausschließlich waldbewohnende Vogelarten am Aufbau des Artenspektrums beteiligt sind, woraus sich eine flächenunabhängige, natürliche Limitierung des zu erwartenden Artenbestandes ergibt. Die von REICHHOLF (1980) in die Diskussion gebrachte Arten-Areal-Beziehung erfaßt hingegen alle in Mitteleuropa vorkommenden Brutvogelarten (ausgenommen Wasservögel) und bezieht sich auf unterschiedliche Lebensraumtypen.

Auch stellt sich hier die Frage, ob die von REICHHOLF (s. O.) bzw. BEZZEL (1980) in die Ornithologie eingeführten, auf der Arten-Areal-Kurve Mitteleuropas aufbauenden Bewertungssysteme eine vernünftige Bezugsbasis für eine allgemeine, vergleichende Gebietsbewertung darstellen.

Die für den Fichtenuwald ermittelte Arten-Areal-Beziehung ergibt einen insgesamt flacheren Kurvenverlauf. Für jede der gewählten Flächengrößen wurden, bezogen auf mitteleuropäische Durchschnittsverhältnisse, unterdurchschnittliche Artenzahlen registriert. In diesem monostrukturierten Waldtyp verzeichnen die Artenzahlen allgemein geringere Werte (vgl. BEZZEL 1982). Mit einem Indexwert von < 1 erweist sich der Fichtenuwald als besonders artenarm.

3.5.2 Abhängigkeit der Artenzahl

Die Methode der Rasterkartierung arbeitet mit gleichgroßen Flächeneinheiten. Mit diesen lassen sich nicht nur Vergleiche hinsichtlich der Artenzahl treffen, gleichzeitig kann damit auch die Abhängigkeit der Artenzahlen von bestimmten Parametern (z. B. Waldtyp, Höhenlage, Strukturangebot etc.) dokumentiert werden. Zwischen Artenzahl und Flächengröße besteht über die Arten-Areal-Kurve eine deutliche Beziehung. Die Artenvielfalt ist jedoch nicht ausschließlich eine Funktion der Flächengröße; von erheblicher Bedeutung ist die Strukturvielfalt der gewählten Probestfläche.

3.5.2.1 Abhängigkeit der Artenzahl von Grobstruktur und Waldtyp

Anhand von Abb. 6 kommt klar die Abhängigkeit der Artenzahl vom jeweiligen Waldtyp und vom Typ vorhandener Grobstrukturen zum Ausdruck.

Die höchsten Artenzahlen erreichen Raster, die mit Mischwald bestockt sind bzw. solche, die eine Kombination der Grobstrukturen Wiese und Mischwald aufweisen (17 bis 18 Arten pro Raster). Ihnen steht der Fichtenuwald als artenärmster Waldtyp gegenüber. Mit durchschnittlich 11 Arten weisen seine Rastereinheiten den geringsten Artenbestand

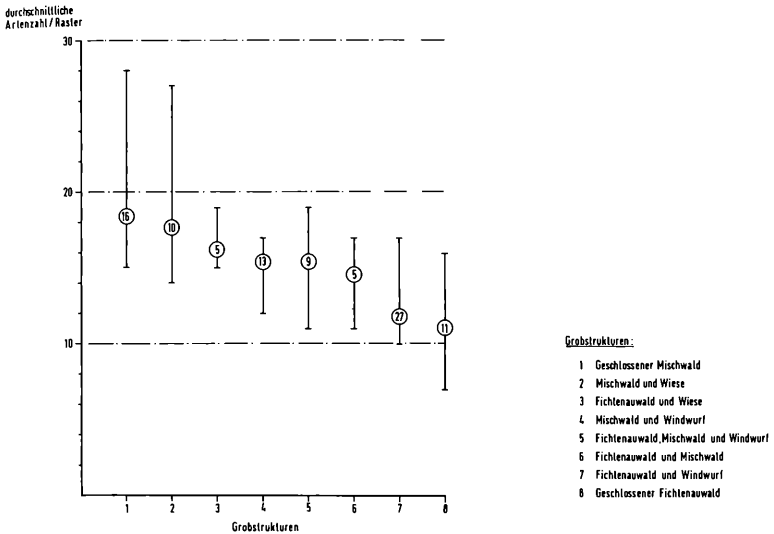


Abb. 6:

Abhängigkeit der Artenzahl vom Waldtyp und der Zahl vorhandener Grobstrukturen (Zahl in den Kreisen entspricht Anzahl bewerteter Raster). – *Dependence of Species number from forest type and number of habitat structures (Figures in the circles equals number of evaluated gridsquares).*

auf. Auf diesen Waldtyp treffen auch jene Rasterflächen, die mit insgesamt nur 5 nachgewiesenen Vogelarten die niedrigsten Werte überhaupt besitzen.

Sind Windwurfflächen in Fichtenaualdbestände eingestreut, erhöht sich die Artenzahl geringfügig, während in Mischwaldbereichen die durch Sturmschäden entstandenen Freiflächen zu einer merklichen Verminderung der Artenzahl führen (durchschnittlich 15 gegenüber 17 bis 18 Arten im geschlossenen Mischwald).

Durch die Beseitigung der oberen Vegetationsschichten (z. B. Baumkronen) entfallen beispielsweise die von Kronenbrütern genutzten Strukturen. Gleichzeitig vermindert sich bei forstwirtschaftlich aufgearbeiteten Flächen die Deckungsmöglichkeit für brütende Vogelarten.

Bei Belassen des Totholzes oder bei Ausbildung einer dichten Schlagflur verliert die Windwurffläche ihre Übersichtlichkeit in bodennahen Schichten, was möglicherweise zur Beeinträchtigung carnivorner Bodenvögel führt (z. B. Singdrossel) (ALPERS et al. 1976). Das sich hieraus ergebende Artendefizit wird durch das Auftreten neuer Strukturen in der Bergmischwaldregion anscheinend nicht aufgehoben, während sich im Fichtenauald ein Ausgleich durch die Artenverschiebung andeutet

(z. B. Tannenmeise wird verdrängt, Zaunkönig findet in Windwurfbereichen attraktive Habitatstrukturen).

Sind beide Waldtypen gleichzeitig vorhanden, oder aber ergibt sich eine Kombination von freien Wiesenflächen und Fichtenauald in ein und demselben Raster, so erhöht sich die Zahl der Arten, bleibt aber deutlich unter den Werten des reinen Bergmischwaldes (durchschnittlich 13 bzw. 16 Arten).

Neben dem Hinzukommen von Offenlandsarten (z. B. Braunkehlchen) bzw. Arten der halboffenen Landschaft (z. B. Baumpieper, Klappergrasmücke), trägt sicherlich auch der Randlinieneffekt entscheidend zur Aufwertung mit bei (vgl. SCHÄCK 1981).

Auch BEZZEL (1980) konnte anhand ausgewählter Grobraster für die bayerische Kulturlandschaft bestätigen, daß mit Zunahme der Grobstrukturen innerhalb einer Probefläche die Zahl der Arten wächst. SCHERNER (1982) und BLANA (1978) kommen anhand ihrer Untersuchungsergebnisse zu gleichen Schlüssen.

Des weiteren ist festzuhalten, daß Windwurfstrukturen in einer Raster-einheit nicht immer zu einer Erhöhung der Artenzahlen führen.

Diese Aussage steht im Widerspruch zu den von DIERSCHKE (1976) ermittelten Ergebnissen. Auf von Sturmwurfereignissen heimgesuchten Flächen in der Lüneburger Heide registrierte dieser einen Anstieg der Artenzahlen, soweit es sich um monotone Kiefernkulturen auf armen Standorten gehandelt hatte.

Wie aber bereits SCHERZINGER (1985) betont, kann der Rückschluß, Holzeinschlag oder Sturmwurf seien letztendlich gleichbedeutend mit Diversitätsanhebung und faunistischer Bereicherung, nur für sehr naturferne bzw. monostrukturierte Bestände gelten. Bei den vom Sturmwurf betroffenen Waldflächen des Untersuchungsgebietes handelt es sich größtenteils um naturnahe Altbestände, die von vorneherein eine hohe Artenvielfalt besitzen. Nutzungsbedingte Eingriffe oder Kalamitäten fördern in diesem Fall das Eindringen neuer Vogelarten meist auf Kosten der ursprünglichen Artenvielfalt.

3.5.2.2 Abhängigkeit der Artenzahl vom Waldalter

Neben der Strukturdiversität der Rasterfläche kann auch das Waldalter ein wesentlicher, den Artenreichtum beeinflussender Faktor sein.

ERDELEN (1977) beispielsweise konnte eine enge Korrelation zwischen Waldalter und Artenvielfalt nachweisen. Mit zunehmender Altersklasse steigt die Strukturdiversität der Fläche. Das Angebot an natürlichen Höhlen, an Totholz oder an Bruch- und Faulstellen wird erhöht. Gleichzeitig verstärkt sich auf kleinstem Raum die horizontale und vertikale Differenzierung.

Als Folge dieser Entwicklung ist in der Regel eine Erhöhung des Artenreichtums zu verzeichnen (HAAPANEN 1965, SCHERZINGER 1982, 1983). Stenotope Waldvogelarten erreichen, wie EIBERLE (1979) nachgewiesen hat, in Altbeständen ihre höchste Vielfalt.

Um vergleichbare Aussagen über den Einfluß des Waldalters auf die Artenvielfalt für das Untersuchungsgebiet zu bekommen, wurde der

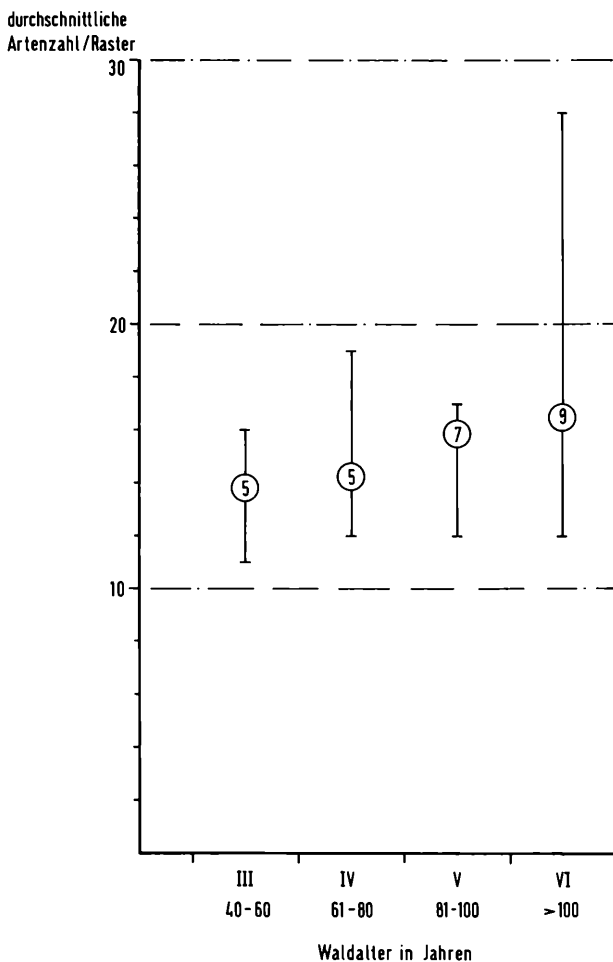


Abb. 7:

Vergleich der Artenzahlen unterschiedlicher Waldaltersklassen (Zahl in den Kreisen entspricht Anzahl ausgewerteter Raster). – *Comparison of species number for different age classes (of fig. 6).*

durchschnittliche Artenbestand ausgewählter Rastereinheiten unterschiedlicher Waldaltersklassen miteinander verglichen (Abb. 34). Die geringe Zahl ausgewerteter Stichproben ergibt sich aus dem Umstand, daß Rastereinheiten, die eine enge Verzahnung unterschiedlich alter Waldbestände aufweisen, aufgrund ihrer inneren Randlinien eine Interpretation erschweren und somit von der Betrachtung ausgeklammert werden mußten (vgl. ZENKER 1982).

Anhand von Abb. 7 wird ersichtlich, daß Waldflächen mit einem Alter von 80 und mehr Jahren die größte Artendichte besitzen (durchschnittlich 15,8 bzw. 16,0 Arten). Geringere Artendichten besitzen Altersklassenbestände zwischen 40 und 80 Jahren. Ihr durchschnittliches Arteninventar umfaßt weniger als 14 Arten pro Quadrat. Die Unterschiede sind allerdings nicht signifikant (t-Test; n. s.). Waldflächen unter 40 Jahren kommen im Untersuchungsareal großflächig nicht vor.

Diese Befunde stehen in Einklang mit den in der Literatur (s. o.) getroffenen Aussagen. Allerdings sind sie nicht zu verallgemeinern, da bei derartigen Interpretationsversuchen die für das „Aussehen“ des Waldes wichtige Wuchsleistung vollkommen unberücksichtigt bleibt. Ein hundertjähriger Fichtenauwald beispielsweise gleicht hinsichtlich seiner Holzmasse und seines Strukturangebotes in den höher gelegenen Straten (z. B. Stamm- und Kronenbereich) mehr einer vierzigjährigen Fichtenaufforstung als einem Hanglagenmischwald gleichen Alters, woraus sich zwingenderweise erhebliche Unterschiede in der Strukturdiversität und im Nischenangebot trotz gleichen Baumalters ergeben.

3.6 Feinanalyse

Das in Kap. 3.2 gewonnene Ergebnis kann allenfalls erste grobe Andeutungen über die Auswirkung von Windwürfen auf die Avizönose eines Waldgebietes liefern, da die mit Hilfe der Rasterkartierung ermittelten Ergebnisse auf einer einfachen Ja/Nein-Entscheidung basieren. Dichteverhältnisse, Habitatpräferenzen oder kleinräumige Revierschiebungen bleiben bei dieser Methode unberücksichtigt.

Wie DIERSCHKE (1976) nachweisen konnte, sind als Auswirkung von Windwurfflächen auch Ausweich- und Konzentrationseffekte, die vor allem bei Kleinvögeln auftreten, zu diskutieren.

Geknickte bzw. liegende Baumstämme, aufgeworfene Stubben etc. bilden im ursprünglich geschlossenen Hochwald Strukturen aus, die mit denen einer dicht geschlossenen Strauchschicht vergleichbar sind. Für in Busch- oder Bodennähe brütende Arten (z. B. Zaunkönig, Heckenbraunelle) ergeben sich auf diese Weise neue, attraktive Bruthabitate.

Revierverschiebungen, die wegen der Konzentrierung zahlreicher Individuen auf wenigen attraktiven Rastereinheiten zu lokalen Dichtezunahmen führen können, kommen demnach in den bei der Rasterkartierung ermittelten Verbreitungsmustern als vermeintliche Frequenzabnahme zum Ausdruck. Daneben geht aus den Ergebnissen der Rasterkartierung nicht hervor, ob eine auf einer Rastereinheit registrierte Art den Wald oder aber die im gleichen Quadrat befindliche Wurffläche besiedelt.

Der Methodik der Rasterkartierung werden in diesen Fällen deutliche Grenzen gesetzt.

Mit Hilfe der in Kap. 4.1.2 beschriebenen Methodik sollen o. g. Fragestellungen einer Lösung zugeführt, die festgestellten Ergebnisse präzisiert und weitere Kenngrößen vor allem für häufigere Arten ermittelt werden.

3.6.1 Artenzahl

Auf den 4 genauer untersuchten Probeflächen wurden insgesamt 35 Vogelarten registriert (vgl. Tab. 5).

14 Arten (= 40,0%) wurden ausschließlich in geschlossenen Waldbeständen beobachtet, für eine weitere Art (Wacholderdrossel, = 2,8%) liegen nur Waldrandbeobachtungen vor.

5 Arten (= 14,3%) wurden während des Untersuchungszeitraumes nur in Windwurfbereichen nachgewiesen. Bei Blaumeise und Hausrotschwanz dürfte es sich um Zufallsbeobachtungen herumstreifender Individuen handeln ($n = 1$). Für Waldschnepfe ($n = 2$), Schwarzstorch ($n = 2$) und Gebirgsstelze ($n = 5$) liegen hingegen Mehrfachbeobachtungen vor.

Weitere 15 Species konnten sowohl für geschlossene Wald- als auch für Windwurfbereiche notiert werden.

Tab. 5: Übersicht über die auf den vier Probeflächen registrierten Arten.

Art	Probefläche				auf Windwurf- fläche	in Wald- u. Waldrand- bereichen
	I	II	III	IV		
Schwarzstorch	–	–	x	–	x	–
Waldschnepfe	–	x	–	x	x	–
Ringeltaube	–	x	x	–	x	x
Buntspecht	x	x	x	x	x	x
Dreizehenspecht	x	–	–	x	x	x
Weißrückenspecht	–	x	–	–	x	x
Schwarzspecht	x	x	–	x	x	x

Art	Probefläche				auf Windwurf- fläche	in Wald- u. Waldrand- bereichen
	I	II	III	IV		
Gebirgsstelze	–	x	x	x	x	–
Zaunkönig	x	x	x	x	x	x
Heckenbraunelle	x	x	x	x	x	x
Mönchsgrasmücke	x	x	x	x	x	x
Zilpzalp	x	x	–	–	x	x
Wintergoldhähnchen	x	x	x	x	–	x
Sommergoldhähnchen	x	x	x	x	–	x
Zwergschnäpper	–	x	–	–	–	x
Rotkehlchen	x	x	x	x	x	x
Hausrotschwanz	–	–	x	–	x	–
Misteldrossel	x	x	–	x	–	x
Wacholderdrossel	x	–	x	x	–	x
Amsel	x	x	x	x	x	x
Singdrossel	–	–	x	–	–	x
Schwanzmeise	x	x	–	–	–	x
Haubenmeise	x	x	x	x	–	x
Sumpfmeise	x	–	–	–	–	x
Weidenmeise	–	x	x	–	x	x
Blaumeise	–	–	x	–	x	–
Kohlmeise	x	x	x	–	–	x
Tannenmeise	x	x	x	x	x	x
Buchfink	x	x	x	x	x	x
Fichtenkreuzschnabel	x	x	x	x	–	x
Kernbeißer	x	–	–	–	–	x
Gimpel	–	x	x	x	–	x
Erlenzeisig	x	x	x	x	x	x
Eichelhäher	x	x	–	–	–	x
Tannenhäher	x	–	x	x	–	x
$\Sigma = 35$	24	26	23	21	20	20

3.6.2 Dynamik der Artenzahl

Die Artenzahl zeigt auf den 4 Probeflächen einen ausgeprägten Jahresgang. Ganz allgemein ist zu unterscheiden zwischen einem Winteraspekt (November bis Februar) mit sehr niedrigen Artenzahlen (mittlere Arten-

zahl Probefläche I: 5,7; II: 5,0; III: 5,7; IV: 4,5), einem Frühjahrsaspekt (März bis Juni) mit den höchsten mittleren Artenzahlen (I: 11,2; II: 13,2; III: 9,5; IV: 9,0) und einem Spätsommer-/Herbstaspekt (Juli bis Oktober) mit ebenfalls hohen mittleren Artenzahlen (I: 10,7; II: 10,5; III: 7,2; IV: 9,7).

Die Schwankungen der Artenzahl sind vom Winter- auf das Frühjahrsniveau am größten, während das Herbstniveau nur geringfügig unter dem Frühjahrsaspekt zu liegen kommt.

Die Oszillation der Artenzahl über das Jahr hinweg begründet sich zum einen mit der saisonalen Dynamik der einzelnen Arten, zum anderen mit der jahreszeitlich unterschiedlichen Erfassbarkeit einzelner Species (vgl. BEZZEL 1983 a).

Abb. 8 zeigt das jahreszeitlich unterschiedliche Auftreten einzelner Vogelarten auf den Probeflächen. Es lassen sich über das Jahr konstant auftretende Arten (z. B. Tannenmeise, Waldbaumläufer, Wintergoldhähnchen) deutlich von Sommervögeln (z. B. Sommergoldhähnchen, Heckenbraunelle, Rotkehlchen usw.) oder von Invasionsvögeln (Fichtenkreuzschnabel) trennen. Gut erkennbar ist auch die erhöhte Mobilität einzelner

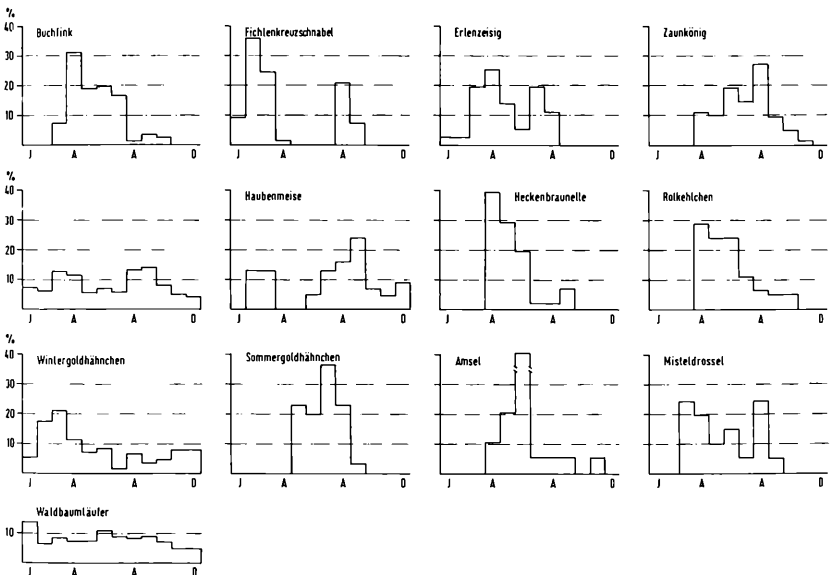


Abb. 8:

Saisonale Dynamik ausgewählter Vogelarten. – *Seasonal dynamics of selected bird species.*

Arten nach Beendigung des Brutgeschäftes (z. B. Erlenzeisig, Haubenmeise).

Das Artenspektrum der Wintermonate umfaßt nur wenige Standvögel. Es wird ab März mit den ersten Strich- und Zugvogelarten aufgefüllt (z. B. Buchfink). Der Juni kann als artenreichster Monat bezeichnet werden. Es sind dann alle zu erwartenden Zugvogelarten eingetroffen.

Der Sommer-/Herbstaspekt ist dadurch charakterisiert, daß nach Beendigung des Brutgeschäftes zahlreiche Vogelarten umherstreifen und kurzfristig auf den Probeflächen verweilen. Dies bedingt einen vergleichsweise hohen Artenbestand, der zur Zeit des Herbstzuges noch mit Durchzüglern erweitert wird. Ab Oktober beginnt sich das Artenspektrum wieder auf das niedrige Winterniveau einzustellen.

Von der Oszillation des Artenbestandes sind geschlossene Waldflächen gleichermaßen betroffen wie Windwurfbereiche. Die Zahl der registrierten Vogelspecies im Wald liegt dabei zu jeder Jahreszeit über den Werten der Windwurfflächen. Letztere bleiben während der Wintermonate von Vogelarten so gut wie ungenutzt.

Während die Artenzahlen der Wald- und Waldrandbereiche auf den einzelnen Probeflächen unterschiedlichen Oszillationen unterworfen sind, ergibt sich für die ausgewählten Windwurfbereiche, trotz unterschiedlicher Flächengröße und Lage, ein einheitliches Bild.

Die Auffüllung des Artenspektrums auf den Windwurfflächen erfolgt ab April und endet im Juni. Vergleichsweise wenige Arten (maximal 4 bis 6) und ein weitgehend ähnliches Artenspektrum charakterisieren die Avizönose der Windwurfbereiche, wobei festzustellen ist, daß die Artenidentität zwischen den forstwirtschaftlich belassenen Probeflächen höher ist (66,6) als die zwischen einer forstwirtschaftlich genutzten bzw. ungenutzten Probefläche (50,0 bis 54,5).

Ein kontinuierlicher Artenrückgang setzt auf den Windwurfflächen ab Juli ein. Durchzugseffekte in den Spätsommer- und Herbstmonaten sind hier im Gegensatz zu Wald- oder Waldrandbereichen nicht erkennbar.

Für überwinternde Arten sind Windwurfflächen vollkommen unbedeutend. Als einzige Vogelarten wurden während der Wintermonate nur der Schwarzspecht (Probefläche I) und der Buntspecht (Probefläche III) hier nachgewiesen.

3.6.3 Abundanzvergleiche

Abundanzvergleiche, ohne Berücksichtigung der Waldrandbeobachtungen (lineare Strukturen), gibt Tab. 6 wieder.

Die Individuendichte in den Waldbereichen ist in den Wintermonaten auf allen vier Probeflächen signifikant höher als auf Windwurfflächen

Tab. 6: Abundanzvergleiche (Individuen/ha); W = Wald, WW = Windwurf.

Zeitabschnitt	PF I			PF II		
	W	WW	χ^2 - Test	W	WW	χ^2 - Test
Nov.–Feb.	13,7	2,4	7,92 p < 0,05	10,9	0,4	9,74 p < 0,01
März–Juni	34,6	17,6	17,2 p < 0,001	24,6	9,7	6,46 p < 0,05
Juli–Oktober	10,4	10,4	n.	20,2	8,4	n. s.

PF III			PF IV		
W	WW	χ^2 - Test	W	WW	χ^2 - Test
13,4	0,7	11,42 p < 0,01	22,8	0,8	20,5 p < 0,001
37,5	13,1	11,76 p < 0,01	25,1	13,6	n.
23,2	8,0	7,4 p < 0,05	18,2	18,4	n. s.

(PF I: $p < 0,05$; $\chi^2 = 7,92$, PF II: $p < 0,01$; $\chi^2 = 9,74$, PF III: $p < 0,01$; $\chi^2 = 11,42$, PF IV: $p < 0,001$; $\chi^2 = 20,5$). Auch während des Frühjahrszuges und zur Brutzeit beobachtet man in geschlossenen Waldflächen signifikant mehr Vogelindividuen als auf Windwürfen (PF I: $p < 0,001$; $\chi^2 = 17,2$, PF II: $p < 0,05$; $\chi^2 = 6,46$, PF III: $p < 0,01$; $\chi^2 = 11,76$, PF IV: n. s.).

Nach Beendigung der Brutperiode ergibt sich ein differenzierteres Bild. Während die Individuendichte auf forstwirtschaftlich aufgearbeiteten Windwurfflächen (PF II und III) deutlich hinter der von geschlossenen Waldteilen liegt, findet man auf Windwürfen mit belassenem Totholz keine Abundanzunterschiede. Sowohl die Wald- als auch die Windwurfanteile der Probeflächen I und IV zeigen während der Sommer- und Herbstmonate gleiche Abundanzwerte.

Vogelarten, die von Windwurfflächen innerhalb geschlossener Waldbereiche profitieren, nutzen diese einschließlich ihrer flüggen Nachkommenschaft auch noch nach der Brutperiode. Sie verbleiben weitgehend in den Windwurfstrukturen bis zu ihrem Wegzug im Herbst, womit sich die ungewöhnliche Individuenkonzentration erklären läßt.

Totholzreiche Windwurfflächen bieten auch noch während der Sommer- und Herbstmonate ausreichendes Ressourcen- sowie Deckungsangebot für Busch- und Bodenbrüter (z. B. Zaunkönig, Heckenbraunelle), während ein günstiges Nahrungsangebot (Borkenkäferbefall abgestorbener Bäume) insbesondere Spechtfamilien über die Brutzeit hinaus an Windwurfstrukturen bindet.

Die typischen Waldvogelarten (z. B. Meisen, Goldhähnchen) hingegen verlassen nach dem Flüggewerden die Probeflächen und zeigen ein lokales Migrationsverhalten (vgl. BEZZEL 1982, SAARI 1977). In kleinen Trupps streichen sie im gesamten Waldgebiet umher und berühren die Probeflächen nur mehr sporadisch in wechselnder Zahl.

3.6.4 Der Einfluß von Windwurfstrukturen auf einzelne Vogelarten

Windwurfflächen stellen nicht nur ein frühes Sukzessionsstadium des Waldes dar, sie bedeuten gleichzeitig auch einen plötzlichen und einschneidenden Strukturwandel innerhalb geschlossener Waldbestände.

Wie in Kap. 3.3.1 bereits angedeutet, reagieren die Vogelarten einer Waldavizönose äußerst unterschiedlich auf derartige Änderungen der Waldstruktur.

Von den insgesamt 31 auf den vier Probeflächen registrierten Arten wurden 21 zu einer eingehenderen Analyse herangezogen. Bei den verbleibenden 10 unberücksichtigten Vogelspecies liegen nur Einzelbeobachtungen vor, die sich einer statistischen Überprüfung entziehen.

Die Ergebnisse sind in Abb. 9 dargelegt. Diese geben die Verteilung der

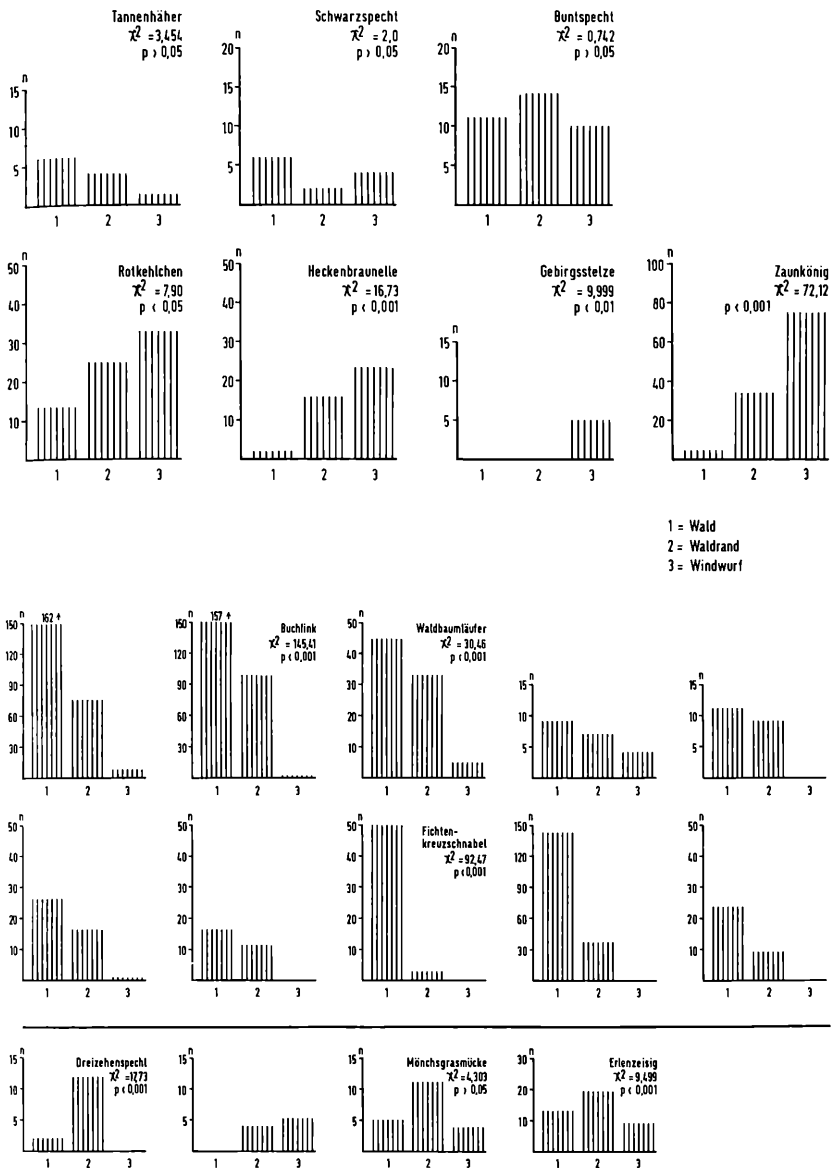


Abb. 9:

Verteilung der Beobachtungen ausgewählter Vogelarten auf Wald- (1), Waldrand- (2) und Windwurfbereichen. – *Distribution of selected bird species across forest (1) forestedge (2) and storm-cut areas.*

Individuenzahlen einzelner Arten, aufgegliedert nach Wald-, Waldrand- und Windwurfbereichen, wieder.

Signifikant an Wald gebunden zeigen sich demnach 10 Arten. Das sind 47,6% der 21 zu bewertenden Species. Es handelt sich hierbei ausschließlich um höhlen- und kronenbrütende Arten.

Im Übergangsbereich Wald/Windwurf wurden schwerpunktmäßig 4 Arten (Dreizehenspecht, Zilpzalp, Mönchsgrasmücke, Erlenzeisig) (19,0%) beobachtet (vgl. Abb. 9). Hinsichtlich ihrer nistökologischen Einordnung sind Präferenzen nicht erkennbar.

Für 3 weitere Arten (14,2%) (Schwarzspecht, Buntspecht, Tannenhäher) deutet sich keine signifikante Bevorzugung von Wald- oder Windwurfstrukturen an.

Für 4 Arten schließlich ergeben sich signifikante Individuenkonzentrationen auf Windwurfflächen (vgl. Abb. 9). Bei Zaunkönig und Rotkehlchen handelt es sich um Erdbrüter, bei der Heckenbraunelle um einen Buschbrüter und bei der Gebirgsstelze um einen Höhlen- bzw. Halbhöhlenbrüter (Wurzelstöcke). Alle 4 Arten ernähren sich von Insekten bzw. von deren Entwicklungsformen.

4. Diskussion

Anhand der dargelegten Auswertungsergebnisse kommt zum Ausdruck, daß kronenbrütende Vogelarten Windwurfflächen meiden. Auch außerhalb der Brutperiode wurden Angehörige dieser nistökologischen Gilde, von Einzelindividuen abgesehen, nicht in derartigen Strukturen festgestellt. Damit werden die von DIERSCHKE (1976) auf Windwurfflächen der Lüneburger Heide ermittelten Ergebnisse bestätigt. Dieser verzeichnete für das gleiche Artenspektrum deutliche Abnahmen bzw. deren Verschwinden.

Arten mit größeren Nahrungsrevieren wiederum (z. B. Schwarzspecht, Tannenhäher) treffen hinsichtlich der Nutzung unterschiedlicher Waldstrukturen keine Differenzierung.

Abweichend von den Ergebnissen der Rasterkartierung (vgl. Kap. 3.2.4) ist auch beim Buntspecht zunächst keine Bevorzugung von Windwurfflächen erkennbar. Stellt man aber Waldrand- und Windwurfflächenbeobachtungen denen geschlossener Waldteile gegenüber, so wird eine hochsignifikante Konzentration von Buntspechtbeobachtungen ($p < 0,001$; $\chi^2 = 21,16$) in und um Windwurfflächen ersichtlich. Dies bestätigt auch DIERSCHKE (s. o.) anhand seiner Untersuchungen. Auch er registrierte einen deutlichen Dichteanstieg beim Buntspecht nach der Windwurfkatastrophe von 1972.

Ähnliches gilt für den Dreizehenspecht. Diese Art scheint liegendes Totholz nicht oder nur in sehr geringem Umfang zu nutzen. Dafür aber konzentrieren sich seine Beobachtungen an den Randbereichen der Windwurfflächen, wo stehende abgestorbene bzw. absterbende und vom Borkenkäfer befallene Bäume gezielt aufgesucht werden.

Für die Mönchsgrasmücke, sie brütet häufig in Dickungen (vgl. BERTHOLD 1978), und für den Zilpzalp, er brütet bevorzugt in Übergangsbereichen von Jungwald zu Hochwald, bedeuten Windwurfstrukturen ein erhöhtes Brutplatzangebot, womit deren Konzentration in Übergangsbereichen Wald/Windwurf erklärbar ist.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen DIERSCHKES (s. o.) kann auch für die Untersuchungsfläche des Nationalparks festgehalten werden, daß alle vertretenen Busch- und Bodenbrüter deutlich von den Windwurfflächen profitieren.

Dies gilt insbesondere für Zaunkönig und Heckenbraunelle. Beide Arten zeigen eine hochsignifikante Bindung an Windwurfstrukturen (vgl. Abb. 9). Auch das Rotkehlchen läßt eine derartige Präferenz erkennen. Nachdem diese Art aber auch häufig in unterholzreichen Waldbeständen oder in Dickungen auftritt, kommt die Bevorzugung von Windwurfflächen nicht so deutlich zum Ausdruck.

Für die Gebirgsstelze, sie besiedelt insbesondere aufgearbeitete Windwurfareale, ist das Strukturangebot des liegenden Holzes nur von sekundärer Bedeutung. Voraussetzung für deren Eindringen in Waldbestände sind bachbegleitende Freiflächen. Windwürfe mit Quellaustritten oder angrenzenden Bachläufen entsprechen dem Habitatschema dieser Art und werden dementsprechend gerne angenommen (vgl. Abb. 9).

Weder die Gebirgsstelze noch der Dreizehenspecht finden in der Arbeit DIERSCHKES (s. o.) Erwähnung, ein Umstand, der auf lokale Unterschiede in der Avifauna sowie auf unterschiedliche Waldtypen zurückzuführen ist.

Einer besonderen Erwähnung bedürfen noch die Beobachtungen von Waldschnepfe und Schwarzstorch. Beide schwer nachzuweisenden Arten wurden ausschließlich auf Windwurfflächen bei der Nahrungssuche beobachtet. Beim Schwarzstorch könnte das Auftreten von Windwurfflächen durchaus seine Wiederansiedlung begünstigen.

Zusammenfassung

1. Über eine Planquadratbestandsaufnahme auf der Basis von 6,25 Hektar Rastereinheiten wurde auf einer 775 Hektar großen Fläche des Nationalparks Bayerischer Wald der Vogelartenbestand erhoben.

2. Es wird erörtert, wie die Ergebnisse der Rasterkartierung von der Wahl der Rastergröße, des Begehungszeitpunktes, der Häufigkeit der Kontrollen sowie von der aufgewendeten Bearbeitungszeit beeinflußt werden.

3. Die Planquadratbestandsaufnahme wurde in den Jahren 1984 und 1986 durchgeführt. Sich ergebende Veränderungen in den Rasterhäufigkeiten werden eingehend analysiert und diskutiert.

4. Es wird versucht, mit Hilfe der bei der Rasterkartierung ermittelten Ergebnisse, die Auswirkungen von Windwurfereignissen auf die Avizönose zu beschreiben.

Eine Analyse der Antreffhäufigkeiten der bei der Rasterkartierung registrierten Vogelarten untergliedert die vorgefundene Waldavizönose in vier unterschiedliche Gruppen, die sich durch ihre Reaktion auf Windwurfereignisse unterscheiden:

- a) Ein Teil der Waldavizönose bleibt hinsichtlich ihres Dispersionsmusters vom Auftreten der Windwurfflächen unbeeinflußt (z. B. Gimpel, Haubenmeise).
- b) Eine zweite Gruppe umfaßt Arten, deren Schwerpunktorkommen in Quadraten ohne Windwurfflächen liegen (z. B. Waldlaubsänger, Zwergschnäpper).
- c) Einer dritten Gruppe gehören Arten an, für die sich Präferenzen für Windwurquadrate abzeichnen (z. B. Gebirgsstelze, Zaunkönig).
- d) Für eine vierte Artengruppe waren deutliche Zunahmen auf Windwurfflächen während des Untersuchungszeitraumes festzustellen (z. B. Buntspecht, Dreizehenspecht).

5. Mit Hilfe unterschiedlicher Bewertungsmethoden (Artendichte, Vergleich von Arten-Areal-Kurven) werden zur Ermittlung avifaunistisch-ökologischer Schwerpunkte Rasterbewertungen vorgenommen. Die Abhängigkeit der Artenzahl von Grobstrukturen, vom Waldtyp und vom Waldalter werden diskutiert.

6. Auf vier Probeflächen von 2,5 bis 7 ha Größe wurden über ein Jahr hinweg einmal monatlich sämtliche Vogelarten registriert. Die Beobachtungen werden in ein Raster von 50×50 m eingetragen. Zwei der Probeflächen enthielten forstwirtschaftlich aufgearbeitete Windwurfflächen, während in den verbleibenden zwei Probeflächen die durch den Windwurf angefallenen Totholzmassen belassen wurden.

Neben Aussagen zur Dynamik der Artenzahlen sowie zur saisonalen Dynamik ausgewählter Vogelarten, konnte mit Hilfe der Feinanalyse der Einfluß von Windwurffstrukturen auf einzelne Vogelarten dokumentiert werden.

Signifikant an Wald gebunden zeigten sich 10 Arten, wobei es sich ausschließlich um höhlen- und kronenbrütende Arten handelt. Im Übergangsbereich Wald/Windwurf konzentrierten sich schwerpunktmäßig 4 Arten. Präferenzen hinsichtlich ihrer nistökologischen Einordnung waren nicht erkennbar. Für weitere 3 Arten deutet sich weder eine signifikante Nutzung von Wald- noch von Windwurffstrukturen an. 4 weitere Arten schließlich zeigten signifikante Individuenkonzentrationen auf Windwurfflächen. Nistökologisch sind sie den Erd- bzw. Buschbrütern zuzuordnen.

Summary

Faunistic-ecological Studies on Birds of Gale-thrown Patches of Forest within the National Park Bayerischer Wald, Germany

1. Distribution of bird species was studied in an area of 775 hectares size within the montane forest of the National Park Bayerischer Wald in the years of 1984 and 1986. The area has been subject to high damage by a severe gale, which destroyed sizeable patches of the forest. The study should reveal the effects of the storm damage onto the bird community.

2. Some bird species showed no reaction with respect to their pattern of distribution to the thrown and broken trees, i. e. Bullfinch and Crested Tit. Others remain in the standing forest, e. g. Wood Warbler and Red-breasted Flycatcher. The Wren and the Grey Wagtail preferred the gale-thrown patches and Great Spotted Woodpecker and Three-toed Woodpecker increased significantly there.

3. According to the general species-area-relationship for Central Europe the montane forest of the National Park shows an impoverished avifauna, which is due to the restricted conditions typical for those quite natural montane forests. Some changes depend on age and succession of the forest.

4. On four special sample plots of 2.5 to 7 hectares all the birds were recorded once per month over a full year's cycle. Ten species are quite narrowly linked to the mature forest. They nest in the crowns or in tree holes. On the transitional zone between the standing and the thrown forest four species thrived, and four preferred the thrown areas. Three species could not be linked to any of these habitats.

Most of the gale-thrown areas remained untouched by forestry.

Danksagung

Herrn Professor Dr. H. ALTNER, Universität Regensburg, sowie Herrn Priv.-Doz. Dr. W. SCHERZINGER, Nationalparkamt Grafenau, gilt mein Dank für die Betreuung und Unterstützung der Arbeit.

Literatur

- ALPERS, R. J., T. GRÜTZMANN & P. MANNES (1976): Der Brutbestand eines Traubeneichen-Buchenwaldes in der Gührde im Jahre 1973. *Vogelkundl. Ber. Niedersachsen* 8/1: 15–23.
- ANONYMUS (1980): Liste beobachteter Wirbeltiere. Nationalpark 28, 3/80, Sonderheft: 33.
- BANSE, G. & E. BEZZEL (1984): Artenzahl und Flächengröße am Beispiel der Brutvögel Mitteleuropas. *J. Orn.* 125: 291–305.
- BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. *Vogelwarte* 31/3: 183–391.

- BERTHOLD, P. (1978): Brutbiologische Studien an Grasmücken: Über die Nistplatzwahl der Mönchsgrasmücke im Fichten- Picea abies-Wald. J. Orn. 119: 287–297.
- & U. QUERNER (1979): Über Bestandsentwicklung und Fluktuationsrate von Kleinvogelpopulationen: Fünfjährige Untersuchungen in Mitteleuropa. Orn. fennica 56: 110–123.
- E. BEZZEL & G. THIELCKE (1974): Praktische Vogelkunde. Kilda-Verlag. Greven.
- BEZZEL, E. (1979): Allgemeine Veränderungstendenzen in der Avifauna der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Vogelwelt 100: 8–23.
- (1980): Die Brutvögel Bayerns und ihre Biotope: Versuch der Bewertung ihrer Situation als Grundlage für Planungs- und Schutzmaßnahmen. Anz. orn. Ges. Bayern 19, Heft 3: 133–169.
- (1982): Vögel der Kulturlandschaft. Stuttgart; Ulmer-Verlag.
- (1983 a): Langfristige Vogelbeobachtungen auf Kleinflächen. Vogelwelt 104/1: 1–22.
- (1983 b): Zur Interpretation von Verteilungsmustern (Rasterkarten) bei Sommervögeln. J. Orn. 124/1: 47–63.
- & H. RANFTL (1974): Vogelwelt und Landschaftsplanung. Eine Studie aus dem Werdenfelser Land. Tier und Umwelt 11/12: 93 S.
- & H. UTSCHICK (1979): Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen. Bedeutung und Grenzen. J. Orn. 120: 431–440.
- F. LECHNER & H. SCHÖPF (1983): Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt. Jb. Ver. Schutz Bergwelt 48: 71–113.
- BIEBELRIETHER, H. (1983): Entscheidung für den Urwald. Nationalpark 4/83: 34–35.
- BLAKE, J. (1982): Influence of fire and logging on non breeding bird communities of ponderosa pine forest. J. Wildl. Managem. 46/2: 404–415.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Beitr. z. Avifauna des Rheinlandes 12: 225 S.
- BLICKE, G. (1982): Der Einfluß von Wetter, Jahres- und Tageszeit auf die Ergebnisse von Brutvogelbestandsaufnahmen. J. Orn. 123: 85–92.
- BOCK, C. & J. (1983): Responses of birds and deer-mice to prescribed burning in ponderosa pine. J. Wildl. Managem. 47: 836–840.
- BRAWN, J., W. ELDER & K. EVANS (1982): Winter foraging by cavity nesting birds in an oak-hickory-forest. Wildl. Society Bull. 10/3: 271–275.
- CONNER, R. & C. ADKISSON (1975): Effects of clearcutting on the diversity of breeding birds. Journal of Forestry 12/75: 781–785.
- HOOPER, R., CRAWFORD, H. & H. MOSBY (1975): Woodpecker nesting habitat in cut and uncut woodlands in Virginia. J. Wildlife Management 39/1: 144–150.
- DIAMOND, J. M. (1969): Avifaunal equilibria and species turnover rates on the Channel Islands of California. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 64: 57–63.
- DIERSCHKE, F. (1976): Auswirkungen der Sturmschäden vom 13.11.1972 auf die Sommervogelbestände in Kiefernforsten der Lüneburger Heide. Vogelwelt 97: 1–15.
- & H. OELKE (1979): Die Vogelbestände verbrannter niedersächsischer Kiefernforsten 1976 – ein Jahr nach der Waldbrandkatastrophe 1975. Vogelwelt 100/1–2: 26–44.

- EIBERLE, K. (1979): Beziehungen waldbewohnender Tierarten zur Vegetationsstruktur. Schweiz. Forstwesen 132: 201–224.
- ERDELEN, M. (1977): Zur Diversität von Vogelgemeinschaften. Charadrius 13: 1–7.
- FALLINSKI, J. B. (1976): Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderung des Urwaldbiotopes im Licht der Forschung auf Dauerflächen. Phytocoenosis/Warszawa-Bialowieza: 85–106.
- HAAAPANEN, A. (1965): Bird fauna of the Finish forest in relation to forest succession I. Ann. zool. Fenn. 2: 153–196.
- HOPE-JONES, P. (1972): Succession in breeding bird populations of sample Welsh oakwoods. British Birds 65: 291–299.
- LEIBL, F. (1988): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Kleinsäuger im Nationalpark Bayerischer Wald, unter besonderer Berücksichtigung von Windwurfflächen. Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, Heft 80.
- LÜTHY, M. (1983): Analyse des Verteilungsmusters ökologisch anspruchsvoller Waldvogelarten in der Gemeinde Grindelwald und Habitatanalyse vom Auerhuhn und Haselhuhn im subalpinen Fichtenwald. Dipl.-Arb./Univ. Zürich: 72 S.
- MÄSER, CH., R. G. ANDERSON, K. CROMACK, J. T. WILLIAMS & R. E. MARTIN (1979): Dead and Down Woody Material. In: Wildlife Habitats in Managed Forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington. U. S. Department of Agriculture Forest Service. Agriculture Handbook No. 553.
- NOACK, E. M. (1979): Witterung und Klima im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe: Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 5. Bayer. Staatsminist. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- PETERMANN, R. & P. SEIBERT (1979): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald. Schriftenreihe Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 4. Bayer. Staatsminist. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- RABELER, W. (1955): Die Artenfolge in den Vogelbeständen der Oberharzer Fichtenforsten. Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. 5: 193–197.
- REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13–26.
- (1985): Das Ausmaß von Bestandseinbußen verschiedener Vogelarten als Folge der extremen Kälte im Januar/Februar 1985: Befunde aus Südostbayern. Anz. orn. Ges. Bayern 24: 117–123.
- (1986): Gewinne und Verluste: Ein halbes Jahrhundert Veränderungen in der Avifauna eines Gebietes im nördlichen Voralpenraum. Anz. orn. Ges. Bayern 25/1: 81–92.
- REMMERT, H. (1980): Ökologie. Ein Lehrbuch. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg.
- (1982): Wie sieht eigentlich ein Urwald aus? Nationalpark 35/2: 32–39.
- SAARI, L. (1977): Change of habitat preference during the summer in certain passerines. Ornis Fennica 54: 154–159.
- SCHÄCK, R. (1981): Untersuchungen zur Siedlungsökologie der Vögel in einem naturnahen Waldgebiet. Beitr. Avifauna Rheinland 14: 111 S.
- SCHERNER, E. R. (1977): Möglichkeiten und Grenzen ornithologischer Beiträge zu Landeskunde und Umweltforschung am Beispiel der Avifauna des Solling. Diss. Göttingen.

- (1982): Verbreitungsmuster brütender Sperlingsvögel im Zentralsolling (Rasterkartierung). *Vogelwelt* 103: 41–61.
- SCHERZINGER, W. (1974): Zur Ökologie des Sperlingskauzes im Nationalpark Bayerischer Wald. *Anz. Orn. Ges. Bayern* 13/2: 121–156.
- (1976): Rauhfußhühner. Schriftenreihe: Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 2. Bayer. Staatsminist. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe: Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 9. Bayer. Staatsminist. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Schriftenreihe: Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 12. Bayer. Staatsminist. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- SCHUSTER, A. (1985): Die Nutzung von Bäumen durch Vögel in den Altholzbeständen des Nationalparks Bayer. Wald, unter besonderer Berücksichtigung des Totholzes. *Jber. OAG Ostbayern* 12: 1–131.
- SCHUSTER, S. (1986): Quantitative Brutvogelbestandsaufnahmen im Bodenseegebiet 1980 und 1985. *J. Orn.* 127/4: 439–445.
- SCHWERDTFEGER, F. (1978): *Lehrbuch der Tierökologie*. Verlag Paul Parey. Hamburg, Berlin.
- THIELE, K. (1985): Gestört ist normal. 1. Teil. *Nationalpark* 49/4: 7–9.
- (1986): Gestört ist normal. 2. Teil. *Nationalpark* 50/1: 8–12.
- TURCEK, H. (1956): On the bird population of the spruce forest community in Slovakia. *Ibis* 98: 24–33.
- UTSCHICK, H. (1984): Rasterkartierung von Sommervögeln zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten. *J. Orn.* 125: 39–57.
- WINK, M. (1980): Aussagemöglichkeit der Rasterkartierung für langfristige und großflächige Brutvogelbestandsveränderungen: Ergebnisse im Großraum Bonn 1974–1978. *J. Orn.* 121: 245–256.
- ZANG, H. (1979): Die Ausbreitung der Weidenmeise über das nördliche Harzvorland und den Harz. *Vogelkundl. Ber. Niedersachsen* 11/1: 8–15.

Anschrift des Verfassers:
Dr. Franz Leibl
Sandweg 6 b
8441 Parkstetten

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 1988

Band/Volume: [27_2-3](#)

Autor(en)/Author(s): Leibl Franz

Artikel/Article: [Ökologisch-faunistische Untersuchungen an Vögeln in Windwurfflächen im Nationalpark Bayerischer Wald 227-264](#)