

Ökologie der Vögel • Ecology of Birds

Band 29, Heft 2 • Dezember 2007 (2010)

Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 29, 2007 (2010): 183-228

Die Bedeutung reifer Laubwaldbestände für mittelschwäbische Waldvogelzönosen

Hans Utschick

Importance of mature deciduous stands for Mid-Swabian forest bird communities.

– By time standardized, quantitative grid mapping over 12 months (March 1999 to February 2000) birds were counted within 10 test stands (inclusive surroundings) in several areas of the Mid-Swabian spruce-dominated forest landscape. The stands followed a gradient from natural, mature reserves, managed pure deciduous stands, mixed stands, pure Spruce stands to stands with the neophytic Douglas fir. The results concerning bird community reactions due to naturalness, tree composition and management intensity were compared with a similar study from a deciduous forest region (Hienheimer Forst).

Ordination analysis of the bird communities (similarity indices, euclidean distances) revealed a strong dependence (most remarkable in winter) on the gradient of naturalness. Managed deciduous stands were inhabited by much more stem climbers and specialists for leaf trees than mixed or coniferous stands, but really high values in species diversity, total bird density and hole breeder abundance were only reached in nature reserves. Mixed stands were inhabited mainly by ubiquitous species and showed high bird numbers especially in winter time. In pure Spruce stands species numbers, bird densities and the abundance of the herbivorous bird guild were low. Douglas fir stands were intensively used by birds only in summer/autumn and nearly completely avoided in winter. The abundance of indicator species groups for nature conservation (indicators

for natural conditions, endangered species, diagnostic groups like nonpasseriformes, nonmigrators, „full-Europeans“) followed the tested stand type gradient too.

As a result, in landscape management acts concerning forest bird aspects, winter bird analysis and relations to the local forest landscape (instead of studying only at a stand type level) should be included. Because nature reserves and pure deciduous stands are so important for birds in conifer-dominated regions of the Central European beechforest area, this should be regarded in forest space strategies by evaluating a coherent grid of nature reserves and managed deciduous stands extended enough for sufficient habitat quality. Production of Douglas fir in pure extended stands may be hazardous due to winter bird aspects.

Dr. Hans U t s c h i c k , Lehrstuhl für Tierökologie der TU München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising; e-mail: Hans.Utschick@lrz.tum.de

Key words: deciduous stands, forest birds, gradient analysis, habitat quality, maturity, naturality, season, stand type

1. Zielsetzung

Das Vorkommen von Waldvögeln steht in enger Beziehung zu Zustand, Altersaufbau und Struktur eines Waldes (BEZZEL 1982). Vögel eignen sich daher besonders gut, um die Auswirkungen von Waldbeständen unterschiedlicher Naturnähe, Nutzungsintensität und Baumartenzusammensetzung auf die Waldfauna zu analysieren. Bei einer Forstwirtschaft, die aus ökonomischen Gründen in weiten Teilen Mitteleuropas die ursprünglichen Laubwaldformationen durch Nadelforste ersetzt hat, konzentriert sich das naturschutzfachliche Interesse vor allem auf die Frage, unter welchen Bedingungen naturnahe Laubwaldbestände typische Faunenelemente der mitteleuropäischen Laubwaldregion nachhaltig sichern können. Dies läßt sich am besten mittels Untersuchungen klären, die entlang eines Naturnähegradienten von reifen Laubwaldreservaten bis hin zu Neophytenforsten Waldbestände bezüglich ihrer Biodiversität und naturschutzfachlichen Bioindikation (vgl. UTSCHICK 2003, DENZ 2003) analysieren, und dies wegen der vom umgebenden Waldgebiet ausgehenden Einflüsse (UTSCHICK 2004b,c) in mindestens zwei verschiedenen Waldregionen. Geprüft werden soll zunächst, wie sich die Vogelzönosen von Laub- und Nadelholzbeständen unterschiedlicher Naturnähe und Bewirtschaftungsintensität unterscheiden und ob sich etwaige Unterschiede unabhängig von der Waldregion darstellen. Letzteres wäre z.B. der Fall, wenn vergleichbare Laubwaldbestände mehrerer Waldgebiete ähnliche Vogelzönosen aufweisen würden als die Nadel- und Laubwaldbestände des gleichen Waldkomplexes. Sind Unterschiede nachweisbar, so soll mittels verschiedener Vogelgilden geprüft werden, welche im Testflächengradienten variierende

Lebensraumqualitäten dafür verantwortlich sein könnten. Geprüft werden soll auch, in welcher Jahreszeit die Vögel auf den untersuchten Naturnähegradienten besonders reagieren.

Tab. 1: Untersuchungsgebiete (vgl. Abb. 1).

Tab. 1: Test areas.

Gebiet (Fläche)	Waldort	Gauß-Krüger-Koordinaten	
Krumbach (250 ha)	Distrikt VI, Ettenbeurer Wald	E 3602000-3603000	N 5360000-5361250
Esterhazy (62,5 ha)	Oberes Buch bei Edelstetten	E 3604750-3605750	N 5350750-5351750
Ottobeuren (250 ha)	Distrikt XXV, Schönegger Forst	E 3599000-3601100	N 5329000-5330250
Kelheim (69 ha)	Hienheimer Forst, 5 Teilflächen	E 4482000-4489000	N 5418500-5421500

2. Untersuchungsgebiet und Methode

2.1 Lage und Struktur der Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete lagen in der nadelholzdominierten Schotterriedel-Waldlandschaft Mittelschwabens zwischen Günz und Iller rund 90 km westlich von München (Südbayern), die mit ihren Fichten-Hochleistungsstandorten ökonomisch zu den produktivsten Waldgebieten Deutschlands zählt, und in der Fränkischen Alb bei Hienheim nahe Kelheim/Regensburg (vgl. DETSCH 1999). In Mittelschwaben wurden im Rahmen eines dankenswerterweise vom deutschen Ministerium für Bildung, Wissenschaft und Technologie (BMBF) und vom Kuratorium der Bayer. Staatsforstverwaltung geförderten Projekts im Forstamt Krumbach (K) bzw. Forstamt Ottobeuren (O) zwei Waldgebiete à 250 ha (Tab. 1; Charakteristik siehe AMMER et al. 2002, UTSCHICK 2004b) vergleichend bearbeitet, davon 8 typische Waldbestände mit je 4 ha großen Kernflächen (Abb. 1; Charakteristik siehe AMMER et al. 2002, Teil 1/1 und Teil 5/2, Anhang 5) besonders intensiv, wobei letztere einem Naturnähegradienten mit je 2 Naturwaldreservaten (NW), Laubholzbeständen (LB), Fichten-Buchen-Beständen (MI) und Fichten-Reinbeständen (FI) folgten. Waren diese Testbestände mehr als 4 ha groß (KNW, ONW, OLB, OMI, OFI), dann wurden die übrigen Bestandteile als „Restflächen“ (R) mit aufgenommen. Um auch den Einfluss von Douglasienforsten überprüfen zu können wurden 62,5 ha Waldflächen der Fürstlich Esterhazy'schen Domänenverwaltung mit zwei intensiver untersuchten Douglasien-Beständen (DFI, DOU; nur 2 bzw. 1 ha) in die Untersuchung einbezogen. Den drei Forstämtern ist für ihre Unterstützung hierbei herzlich zu danken. Bei allen Testbeständen handelt es sich der besseren Vergleichbarkeit wegen durchwegs um eher strukturarme Altbestände

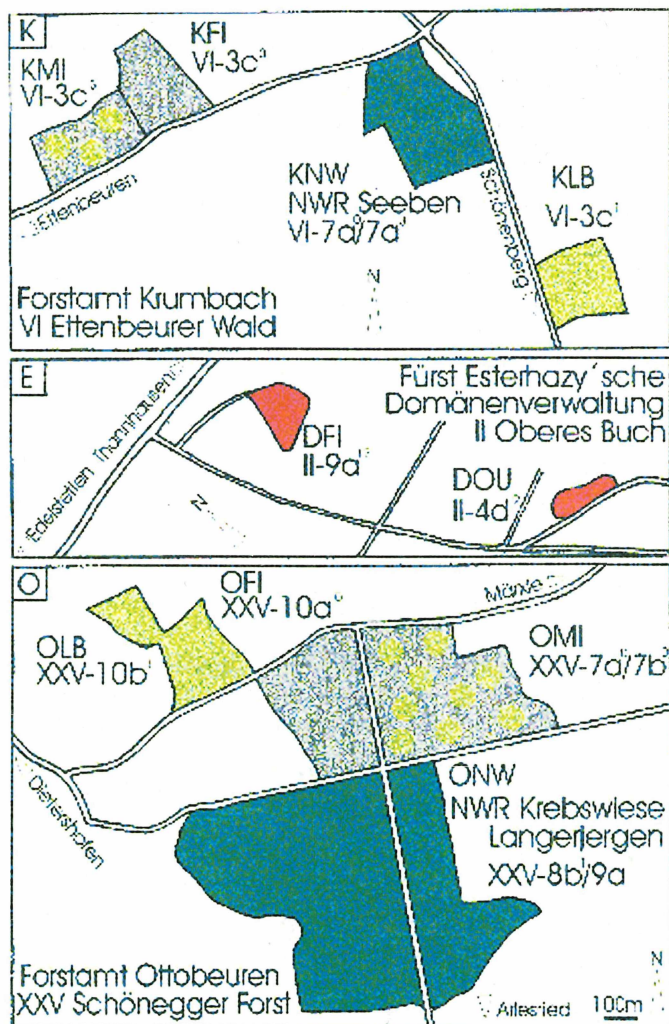


Abb. 1. Räumliche Anordnung (mit Gauß-Krüger-Koordinaten), forstliche Kennung und Projektbezeichnung der Testbestände in den drei mittelschwäbischen Untersuchungsgebieten Krumbach-Ettenbeuren (K; Ost 3602000-3603750, Nord 5360250-5361250), Esterhazy-Edelstetten (E; Ost 3605000-3605750, Nord 5350750-5351750) und Ottobeuren-Oberschönegg (O; Ost 3599250-3600750, Nord 5329000-5330250).

Fig. 1. Test areas of Krumbach, Esterhazy and Ottobeuren (nature reserves KNW, ONW; deciduous stands KLB, OLB; Spruce-dominated mixed stands KMI, OMI, pure Spruce stands KFI, OFI; Douglas fir stands DFI, DOU) with Gauß-Krüger-coordinates.

auf regionstypischen „Normalstandorten“ (meist oberflächlich stark versauerte Lehme mit relativ guter Wasserversorgung). Vom Klima her vermitteln die zwischen 530 m (Krumbach) und 640 m (Ottobeuren) hoch gelegenen Flächen tiefmontane Aspekte im Übergang vom atlantischen zum subkontinentalen Bereich (mit Durchschnittstemperaturen von 7–8 °C mäßig warm bei Jahresniederschlagssummen von rund 1000 mm und ausgeprägtem Sommermaximum).

Auch die Untersuchungen im großflächig von Laubwald dominierten Testgebiet Hienheimer Forst erfolgten entlang eines Naturnähegradienten, der vom reifen Naturschutzgebiet Ludwigshain (Lud) über das Naturwaldreservat Platte (Pla), den Laubholzbestand Buchberg (Bbg) und den nadelholzdominierten Mischbestand Stadler Holz (Sta) bis zum reinen Fichtenbestand Bruckschlägleite (Bsl) reichte (vgl. DETSCH 1999).

2.2 Vogelbestandsaufnahmen

Grundlage der Untersuchungen zu den Testbestands-Avizöosen waren in Mittelschwaben ganzjährig im Rahmen einer quantitativen Gitterfeldkartierung (BIBBY et al. 1995) auf 1 ha – Basis erhobene Vogeldaten. Die insgesamt 90 Gitterfelder wurden von März 1999 bis Februar 2000 jeweils einmal monatlich bei guten Kartierwetter (sonnig, kaum Wind) in ganztägigen Exkursionen begangen, wobei tagesgangbedingte Aktivitätsunterschiede der Avizöosen durch die jeweilige Beurteilung der Erfassungseffizienz und eine entsprechend abgestimmte Routenwahl bei den folgenden Begängen ausgeglichen wurden. Die Begänge erfolgten der besseren Vergleichbarkeit wegen mit 5 min pro Exkursion und Gitterfeld zeitnormiert (insgesamt 90 Beobachtungsstunden). Getrennt von den Vogelbestandsaufnahmen in den Testbeständen, aber eingebunden in die Tagesbegänge, erfolgte zudem eine ganzjährige Erfassung der Waldgebiets-Avizöosen auf der Basis von 6,25 ha großen Gitterfeldern. Die auch hier 90 Gitterfelder (mit 92 Waldbeständen bzw. Bestandskomplexen) wurden ebenfalls zeitnormiert mit 10 min pro Gitterfeld (rund 180 Beobachtungsstunden) begangen. Auswertungen waren hier sowohl auf Gitterfeld- als auch Waldbestandsbasis (mit den dahinterstehenden Forsteinrichtungsdaten) möglich. Durch diese Stratifizierung der Daten konnten alle von BAUER (1992) für Gitterfeldkartierungen vorgeschlagenen Optimierungen realisiert werden. Im Waldgebiet Hienheim wurde nur eine ganzjährige Gitterfeldkartierung auf 1 ha-Basis durchgeführt (Rasterfrequenzen; DETSCH 1999).

3. Ergebnisse

Zu den 10 Testbeständen Mittelschwabens liegen für den einjährigen Untersuchungszeitraum 2869 Beobachtungen zu 3620 Vögeln in 36 Arten vor.

3.1 Vergleich der Avizönosen im mittelschwäbischen Naturnähegradienten

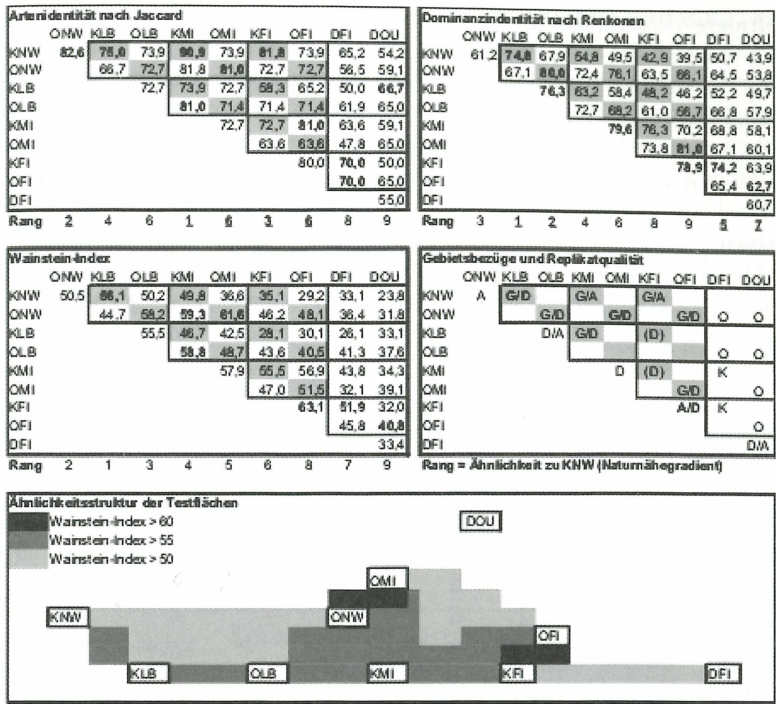
Um auf der Basis ganzer Avizönosen Unterschiede bzw. Kongruenzen zwischen Waldtypen zu analysieren bieten sich mehrere ordinative Verfahren an (z.B. Ähnlichkeitsindices, multidimensionale Skalierungen, Clusteranalysen). Bei den Ähnlichkeitsindices wurde für die Artenidentität die Jaccard'sche Zahl, für die Dominanzidentität die Renkonen-Zahl verwendet. Erstere wird vor allem von seltenen Arten geprägt, letztere von den häufigeren. Mit dem Wainstein-Index, der das Produkt der beiden Indizes darstellt, wird eine Synthese versucht (vgl. DETSCH 1999). Bei der multidimensionalen Skalierung werden die Testflächen anhand ihrer Avizönosen multivariat klassifiziert, wobei euklidische Distanzen das Ähnlichkeitsgefüge und die Ordination der Flächen beschreiben. Clusteranalysen bestätigten im wesentlichen die Ergebnisse dieser beiden Verfahren.

Da in den mittelschwäbischen Testflächen seltene Arten häufig nur Gastvögel oder Kurzzeitgäste gewesen sein dürften, dies aber nur in aufwendigen Kartierungen geklärt werden hätte können, wurden solche Arten in „Gilden“ zusammengefasst (z.B. Stammkletterer, lokal Laubwald präferierende Höhlenbrüter, eher in jungen Waldstadien und Waldlücken anzutreffende Kurzstreckenzieher oder großrevierende Offenlandarten). Die Berechnung von Artenidentitäten wurde so auf eine solidere Grundlage gestellt, während die Renkonenwerte kaum beeinflusst wurden.

3.1.1 Ähnlichkeitsindices

Abb. 2 zeigt die Ergebnisse der Ähnlichkeitsanalysen im Ganzjahresaspekt. Hohe Artenidentitäten werden vor allem zwischen KNW und den drei anderen Krumbacher Flächen (KLB, KMI, KFI) erreicht, aber auch mit ONW. Dies bedeutet, dass es ein für Naturwaldreservate typisches, wohl von starken Bäumen, Laubholz und Totholz geprägtes Artenkollektiv zu geben scheint, das aber nur im besonders gut ausgeprägten Fall (KNW Seeben) die Wirtschaftswaldbestände der Umgebung auch mit selteneren Arten „bedienen“ kann. Hier war auch zu KLB die Dominanzidentität und damit der Wainstein-Index sehr hoch. Dies macht eine funktionale Vernetzung mit KNW wahrscheinlich.

Ansonsten ist ONW und auch OLB von der Artenidentität eher den Mischbeständen vergleichbar, was auf eine grundsätzliche Verschiebung des Ottobeurer Sets hin zu mehr nadelwaldbeeinflussten Zönosen hinweist (gebietstypischer Effekt). Noch deutlicher wird dies bei den hohen Dominanz- und Wainsteinidentitäten zwischen



Ähnlichkeitsstruktur der Testflächen

Abb. 2. Ähnlichkeit der 10 mittelschwäbischen Testflächen-Avizonosen, Ähnlichkeitsrang zu KNW als dem naturnähesten Bestand sowie Waldgebietseinfluss und Replikatqualität (Ähnlichkeit zwischen verschiedenen Bestandstypen innerhalb eines Gebiets bzw. gebietsübergreifend innerhalb des gleichen Bestandstyps höher) Höchste Ähnlichkeitsindizes pro Testfläche jeweils durch Fettdruck hervorgehoben. Sich auf das Waldgebiet Krumbach beziehende Ähnlichkeitsindizes grau unterlegt. Ränge geben die Ähnlichkeit der Testflächen zu KNW als der Optimalsituation im Naturnähegradienten an. Der im Vergleich von Arten- und Dominanzidentität jeweils höhere Rang ist durch Unterstreichen hervorgehoben. Gebietsbezüge und Replikatqualität: G = Ähnlichkeit im gleichen Waldgebiet (Krumbach, Ottobeuren) höher als mit dem entsprechenden Bestandstyp des anderen Gebiets (geringe Replikatqualität); K bzw. O = Douglasienbestände der Krumbacher bzw. der Ottobeurer Serie ähnlicher; A = eher Artenidentität entscheidend, D = eher Dominanzidentität entscheidend.

Fig. 2. Bird community similarity (Jaccard-, Renkonen-, Wainstein indices) from the 10 Mid-Swabian test stands (all seasons aspect). Highest values bold, Krumbach area values for better comparison with the Ottobeuren area shaded. Below ranks related to KNW as the most natural test stand within the gradient (Jaccard- and Renkonen-ranks underlined, if diagnostic). G = similarity of different stand types within an test area (Krumbach, Ottobeuren) higher than between stands of the same type in different test areas; A or D = similarity mainly due to Jaccard- or Renkonen-Index. For stands with Douglas fir (Esterhazy-area): O = similar to Ottobeuren, K = similar to Krumbach.

ONW und OLB bzw. OMI (vgl. Kasten „Gebietsbezüge und Replikatqualität“ in Abb. 2). Bei KLB/KMI und OMI/OFI dürften ebenfalls gebietsspezifische Dominanzstrukturen für größere Ähnlichkeiten sorgen als vom Waldtyp allein her zu erwarten. Dagegen scheinen Artenidentitäten bei den Paarvergleichen von Reservaten maßgeblich zum Wainstein-Index beizutragen.

Relativ ähnlich sind sich sowohl bei den Arten- als auch bei den Dominanzidentitäten die beiden Fichtenbestände KFI und OFI. Die Douglasienbestände ähneln dagegen den übrigen Flächen in beiden Indizes nur gering und sind auch untereinander kaum vergleichbar (bei diesen kleinen Flächen sicher z.T. aufgrund von Umgebungseffekten). Ihre Avizönosen kommen denen von Fichten-Reinbeständen noch am nächsten, wobei der Wainstein-Index wohl aufgrund von Wald(innen)randeffekten DFI eher KFI, DOU eher OFI zuordnet.

Fläche	Naturnähe Rang	Vogeldichten			
		Ganzjahr	Brutzeit	Sommer/Herbst	Winter
KNW	1	1	1	3	1
ONW	2	4	4	6	3
KLB	3	5	2	<u>10</u>	4
OLB	4	6	<u>10</u>	4	5
OMI	5	8	7	8	6
KMI	6	2	3	5	2
OFI	7	9	6	9	7
KFI	8	10	9	7	8
DFI	9	3	5	1	9
DOU	10	7	8	2	10
Summe Rangdifferenz		26	22	<u>38</u>	8

Tab. 2: Reihung der mittelschwäbischen Testbestände in einem an der potentiellen natürlichen Vegetation orientierten Naturnähegradienten (nutzungsfreie Laubwaldreservate über bewirtschaftete Laubholzbestände, Mischbestände und Fichtenwälder bis zu Douglasienforsten) und Rangvergleich auf der Basis von Vogelabundanz. Den Erwartungsrang deutlich übersteigende Werte durch Fettdruck, deutlich unterschreitende durch Unterstreichen hervorgehoben. Entscheidend ist Naturnähe vor allem im Winter, während sie im Sommer/Herbst keine Rolle spielt.

Tab. 2: Ranking of average bird densities from the 10 Mid-Swabian test stands in relation to the gradient of naturality (nature reserves, pure deciduous stands, mixed stands, pure Spruce stands, Douglas fir stands) for all seasons, breeding period, summer/autumn and winter. Noticeable differing ranks compared with the gradient of naturality bold or underlined. Forest naturality is most important for winter birds and negligible for summer/autumn birds.

Insgesamt gesehen zeichnen alle drei Indizes mit ihrer Konzentration hoher Werte in der Matrix-Diagonale ein Ähnlichkeitsgefüge zwischen den Testbeständen nach, das auf waldtypenspezifische Avizönosen mit Reaktion auf den vorgegebenen Gradienten von ungenutzten Wäldern bis hin zu Neophytenforsten hinweist. Der Wainstein-Index spiegelt zudem sehr gut den Naturnähegradienten (vgl. Tab. 2; bei vergleichbaren Beständen im Gebiet Ottobeuren den Forsteinrichtungsoperaten folgend Akzeptanz eines gegenüber Gebiet Krumbach höheren Fichtenanteils) über alle 10 Testflächen wieder. Maßgeblich dafür sind überwiegend Unterschiede der Waldkategorien bei der Dominanzidentität.

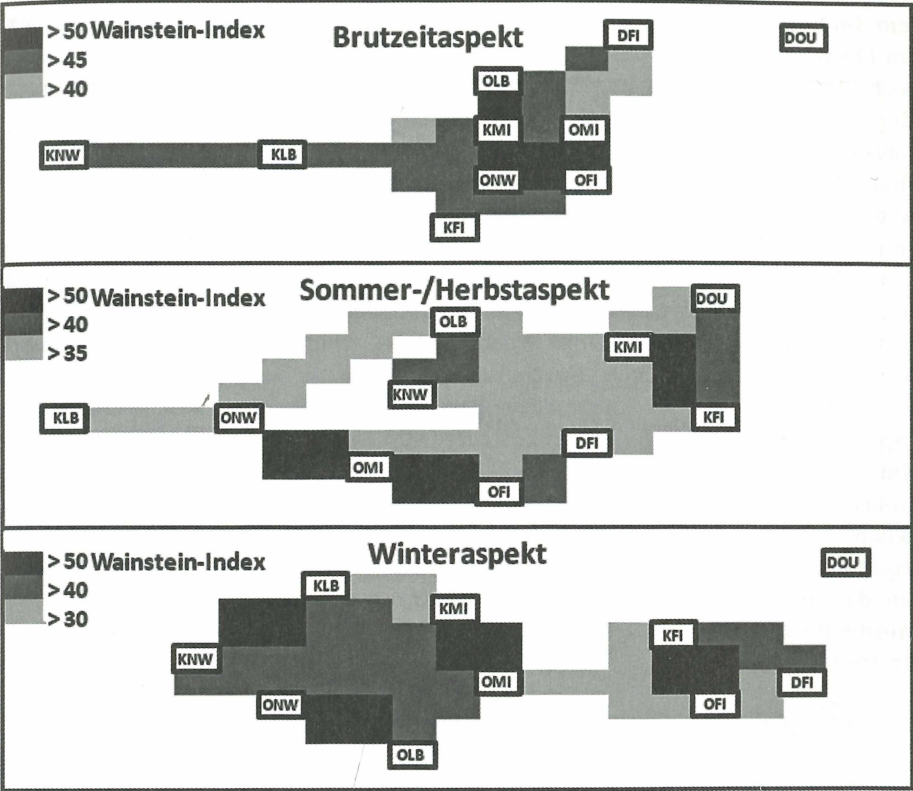


Abb. 3. Saisonelle Dynamik der Avizönosen-Ähnlichkeitsstrukturen auf den 10 mittelschwäbischen Testflächen anhand des Wainstein-Index.
Fig. 3. Seasonal dynamics (breeding time, summer/autumn, winter) of Wainstein-similarities between the bird communities of the 10 Mid-Swabian test stands.

Versucht man, die 10 Testflächen mittels ihrer Wainstein-Indizes räumlich anzuordnen (Abb. 2), so wird das grundsätzliche Ähnlichkeitsgefüge anschaulicher. Gut erkennbar werden vor allem die Sonderstellung von KNW und der beiden Douglasienbestände, die Anbindung von KLB an KNW, die große Ähnlichkeit der Reinfichtenbestände und der „Mischbestands“-Charakter von ONW, OLB, OMI und KMI.

In Abb. 3 ist graphisch dargestellt, wie sich die Ähnlichkeitsstrukturen (Wainstein-Index) im Jahresverlauf verändern. In der Brutzeit rücken reife Laubholzbestände wie KNW und KLB stark von den Misch- und Fichtenbeständen ab. Entsprechend der höheren Vogelzahlen in der Brutzeit ähnelt in dieser Saison das Beziehungsmuster der 10 Testbestände dem Ganzjahresaspekt stark. Zur Brutzeit scheinen reife Naturwaldreservate für die Vogeldiversitäten von Waldlandschaften daher besonders wichtig zu sein. Im Sommer und Herbst sind dagegen außer im großen Ottobeurer Waldkomplex um ONW/OMI/OFI und im waldrandnahen Krumbacher Komplex KMI/KFI kaum noch Flächensortierungen zu erkennen. Lagebeziehungen scheinen wichtiger zu sein als die Ressourcenqualität einzelner Waldbestände, wenn man von kurzzeitig besonders nahrungsreichen Sonderfällen wie OLB (Sortierung zu KNW infolge Buchenmast) absieht. Dem vorgegebenen Waldtypengradienten am stärksten folgen die Ähnlichkeitsmuster im Winter, was im Ganzjahresaspekt (vgl. Abb. 3) wegen der vergleichsweise niedrigen Wintervogel-Gesamtdichten kaum durchschlägt. Hier werden die im Winter besonders arten- und individuenarmen Nadelholz-Reinbestände eindeutig von den übrigen Waldkategorien abgetrennt. Auch die Mischbestände finden sich gebietsübergreifend in enger Nachbarschaft, während Laubholzbestände und Naturwaldreservate mit ihren „Spezialisten“ gebietsweise zusammensortiert werden. Verantwortlich dafür sind hohe Artenidentitäten von eher seltenen, winterharten „Spezialisten“, zu denen im Winter auch vermehrt Überwinterungsversuche startende Kurzstreckenzieher wie Amsel, Zaunkönig oder Rotkehlchen zu zählen sind. In größeren mittelschwäbischen Waldkomplexen wurden diese Arten fast ausschließlich in den Naturwaldreservaten vorgefunden. In der Brutzeit scheinen hohe Ähnlichkeiten dagegen durch hohe Dominanzidentitäten geprägt zu werden. Dies alles weist darauf hin, dass Wintervogelzählungen in Wäldern für naturschutzfachliche Fragestellungen mindestens genauso wichtig sind wie die meist übliche Erfassung von Brutzeitavizönosen.

3.1.2 Multidimensionale Skalierung

Auch hier werden im Gesamtjahresaspekt (Abb. 4) die Laubwaldflächen und Naturwaldreservate von den Nadel- und Mischwaldflächen klar getrennt, bei den Nadelwaldflächen auch Fichten- und Douglasienbestände. Der vorgegebene Flächenansatz mit 5 Waldkategorien wird somit perfekt nachgezeichnet, wobei sich mit Ausnahme der Naturwaldreservate die Flächen des gleichen Waldtyps näher stehen als Flächen verschiedener Waldkategorien im gleichen Waldgebiet und sich auch die

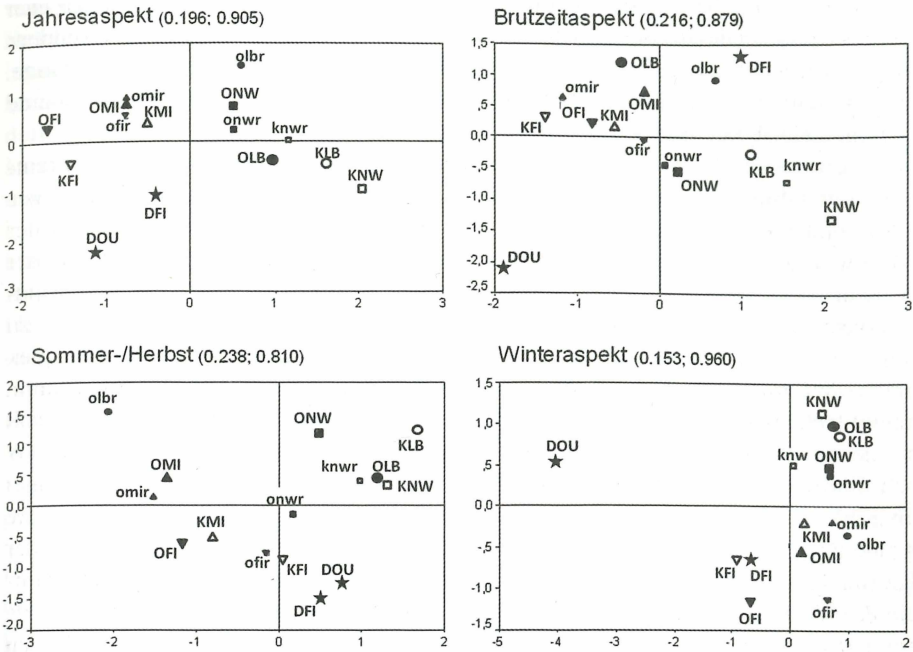


Abb. 4. Euklidische Distanzmodelle der multidimensionalen Skalierung für die mittelschwäbischen Kern- und Restflächen der 10 Testbestände auf der Basis von Vogelarten (seltene Arten zu ökologischen „Gilden“ zusammengefasst). In Klammern Stress- und RSQ-Werte zur Abschätzung der Modellqualität.

Fig. 4. Euclidian similarity of the bird communities (all seasons, breeding period, summer/autumn, winter) of core areas (knw – dou; see fig. 1) and remaining parts (knwr – ofir) of the 10 Mid-Swabian test stands.

Restflächen der Testbestände plausibel in das Bild einfügen. Splittet man den Gesamtjahresaspekt in die verschiedenen Jahreszeiten auf, so ist dafür auch hier im wesentlichen die sehr gute Differenzierung der Testflächen-Avizonosen im Winter verantwortlich, denn zur Brutzeit und vor allem im Sommer und Herbst sind die Ordinationsmaßzahlen deutlich ungünstiger (Abb. 4). Auch außerhalb von Wäldern scheint dies häufig der Fall zu sein. So weisen z.B. BUREL et al. (1998) darauf hin, das sich Vogelzönosen unterschiedlich naturnaher Agrarlandschaften im Winter stark, im Sommer aber vor allem wegen sehr ähnlicher Dominanzstrukturen oft nur wenig unterscheiden. Im Wald treten im Winter die Unterschiede zwischen den zahlreiche

Spezialisten beherbergenden Naturwaldreservaten und Laubwaldbeständen, den eher von Ubiquisten bevorzugten Mischwäldern und die vogelärmeren Nadelwäldern (gegenüber KNW 80 – 90 % weniger Vogelindividuen/ha) besonders auffällig zutage. Dies bestätigen auch die Clusteranalysen. Hier ist in dieser Jahreszeit der Abstand zwischen KNW mit seinen vergleichsweise arten- und vogelreichen Vogelgemeinschaften und allen anderen Testflächen am größten, was die große Bedeutung solcher Reservate für Waldlandschaften gerade im Winter unterstreicht. Douglasienbestände sind dagegen nur bei höheren Mischbaumanteilen keine „Sonderflächen“.

Andererseits werden in Abb. 4 im naturnahen Bereich gebietsspezifische Effekte sichtbar (bei Laubholzdominanz Differenzierung nach Krumbacher bzw. Ottobeurer Testbeständen und nicht zwischen Reservat und Wirtschaftswald). Im Brutzeitaspekt wird dieser „Umgebungseinfluss“ vor allem bei KLB (reifer Eichen-Buchen-Wirtschaftswald 300 m südöstlich von KNW) und KNWR (relativ junge, hainbuchenreiche Teile und ein Douglasien-Fichten-Stangenholz innerhalb des NWR Seeben) deutlich, deren Zönosen trotz stark abweichender Habitattypen der von KNW sehr ähnlich sind. In Ottobeuren ist das Naturwaldreservat ONW noch erheblich jünger als KNW (geringerer Einfluss auf die Waldumgebung). Auch hier deutet sich aber die große Ähnlichkeit zwischen ONW (4 ha Kernfläche) und ONWR (41 ha große Restfläche des Reservats mit häufig von der Kernfläche abweichender Waldtextur) auf lagebedingte Wechselbeziehungen hin.

Im Sommer-/Herbstaspekt, wenn auch „naturferne“ Nahrungsquellen außerhalb des Waldes intensiv genutzt werden und die Vorteile streifender Familienverbände oder großer, gemischter Vogeltrupps bei der Feindvermeidung sicher wichtiger sind als mit naturnahen Waldökosystemen verbundene Requisiten wie Baumhöhlen, Starkbäume, Totholz oder eine hochdiverse Stratifizierung von Waldbeständen, verschwimmen vor allem die Unterschiede zwischen Mischbeständen, Fichten-Reinbeständen und auch Douglasienbeständen. Dies deutet darauf hin, dass opportunistische Verhaltensweisen bei der meist in Vogeltrupps organisierten Nahrungssuche in dieser Zeit vor allem auf den weniger optimalen, großen, nadelholzreichen Flächen greifen, während die laubholzreichen Beständen gezielt von bestimmten Artenkombinationen aufgesucht werden.

3.2 Artenreichtum und Vogeldichten in Nadel- und Laubwaldlandschaften

Vogelzönosen reagieren nach den obigen Ergebnissen zumindest zur Brutzeit und im Winter in der mittelschwäbischen Fichtenwaldlandschaft im untersuchten Naturnähegradienten. Durch einen Vergleich von Artenreichtum und Vogeldichten soll geprüft werden, ob dies auch in Laubwaldlandschaften wie dem Hienheimer Forst gilt.

In Mittelschwaben verringert sich ganzjährig gesehen der Gesamtartenreichtum von den Naturwaldreservaten über Laubholzbestände zu Misch- und Fichtenbeständen, wobei die Mischbestände hier in Krumbach eher zum Laubholz, in Ottobeuren zum

Nadelholz tendieren (Tab. 3). Bei den auf den ersten Blick besonders artenarmen Douglasienbeständen spielt auch die geringe Größe der Testbestände eine Rolle. Auch beim Vergleich der durchschnittlichen Artenzahlen der 10 Kernflächen (Tab. 3) erweist sich erwartungsgemäß das Eichen-Naturwaldreservat Seeben (KNW) mit durchschnittlich 17,8 Arten pro Gitterfeld als artenreichste Waldform, und der Maximalwert von 23 Arten in einem seiner Gitterfelder wird im gesamten Testflächenet nirgends mehr erreicht. Überraschend artenarm, aber mit hohen Artendichten auf Einzelgitterfeldern, sind die beiden Laubholzbestände (KLB, OLB), während die Fichten-Reinbestände (KFI, OFI) die erwartet geringen Artenzahlen aufweisen. Der Artenreichtum ist dabei aufgrund walddgebietspezifischer Aspekte im Ottobeurer Gebiet durchgängig geringer als in Krumbacher Bereich. Dies gilt auch für die durchschnittlichen Individuensummen (Tab. 3), die zwar ebenfalls in den Naturwaldreservaten besonders hoch und in den Fichtenreinbeständen besonders niedrig, in den bewirtschafteten Laub- und Mischbeständen bzw. Douglasienforsten aber vergleichbar sind.Tab. 3: Gesamtartenzahlen aus 12 Begängen für die 4 ha großen

Testfläche	Artenzahlen							
	Ganzjahr		Brutzeit		Sommer/Herbst		Winter	
	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren
NW (Kern)	28/17,8(14-23)	22/13,8(13-15)	14,0(11-17)	10,0(8-12)	10,5(6-14)	6,8(4-10)	8,5(7- 9)	5,8(4- 7)
NW (Rest)	15,0(13-16)	13,8(10-19)	11,5(10-12)	9,3(5-14)	9,5(9-10)	7,1(3-15)	5,5(5- 7)	5,5(1-11)
LB	22/13,3(9-18)	20/13,0(10-17)	11,0(7-16)	7,5(6-10)	4,0(3- 6)	8,5(7-11)	5,3(3- 7)	4,5(3- 6)
MI	22/14,3(13-15)	18/12,5(11-14)	9,5(7-12)	8,5(7-10)	7,8(6-10)	6,3(5- 7)	7,3(4-11)	5,5(4- 7)
FI	20/12,5(10-14)	18/11,0(10-13)	7,5(6- 9)	8,5(6-12)	6,8(4-10)	5,8(3- 8)	3,3(2- 4)	3,5(2- 6)
DFI	18/14,0(13-15)	/	8,5(8- 9)		10,0(9-11)		3,0(1- 6)	
DOU	15/15,0		8,0		13,0		1,0	
Durchschnittssummen pro Gitterfeld								
Testfläche	Ganzjahr		Brutzeit		Sommer/Herbst		Winter	
	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren	Krumbach	Ottobeuren
NW (Kern)	77	39	32,3	17,3	20,5	11,3	23,8	10,5
NW (Rest)	50	41	26,0	17,1	16,5	11,9	8,5	11,6
LB	36	34	21,0	12,5	5,3	14,3	10,0	6,8
MI	44	37	19,0	16,3	12,0	11,5	13,3	9,5
FI	30	30	13,5	14,3	11,0	8,8	5,0	7,0
DFI	42		16,0		22,5		3,5	
DOU	35		14,0		19,0		2,0	

Kernflächen der mittel-schwäbischen Testbestände (DFI nur 2, DOU 1 ha), die durchschnittliche Artenzahlen pro 1 ha - Gitterfeld (in Klammern Minima und Maxima) sowie die durchschnittlichen Vogelsummen pro 1 ha – Gitterfeld im Ganzjahresaspekt bzw. zu den verschiedenen Jahreszeiten (hier 4- Monats-Summen). Bei den Naturwaldreservaten sind auch die Restflächen (KNW 4 ha, ONW 41 ha) aufgeführt (siehe Text). Höchste Werte pro Saison grau unterlegt.

Tab. 3: Species numbers (total, average for 1 ha - grid cells, min and max) and average bird abundance in the grid cells of core stand areas for all seasons (sum from 12 counts) and breeding period, summer/autumn and winter (4 counts). Highest values shaded. From the remaining stand parts (see text) values are shown only for the nature reserves (KNW 4 ha, ONW 41 ha).

Bei Laubholzumgebung wie in der Fränkischen Alb bei Hienheim führen dagegen nur reife, sehr naturnahe Waldzustände wie im NSG Ludwigshain zu vergleichsweise hohen Artenzahlen und Vogeldichten (Tab. 4), wobei hier die unterschiedlich großen Untersuchungsbestände eine Interpretation schwierig machen. Gegenüber vergleichbaren mittelschwäbischen Beständen auffällig sind vor allem

- die größeren Gesamtartenspektren im ganzen Testbestand bzw. Waldkomplex bei recht ähnlichen Durchschnitts-Artendichten auf Teilflächen (Gitterfelder auf ha-Basis) und erheblich geringeren Vogeldichten,
- die sehr ähnlichen Verhältnisse in Naturwaldreservat (Pla; keine Sonderstellung des Reservats mehr), Laubholzbestand (Bbg) und Mischbestand (Sta) sowie
- die, allerdings bei eingeschränktem Artenspektrum, hohen Vogeldichten in dem untersuchten Fichtenreinbestand (Bsl).

	Gitterfelder	Artenzahlen	Vogelsummen
NSG (Lud)	4	30/18(15-22)	39 (49)
NW (Pla)	19	32/11(5-19)	17 (21)
LB (Bbg)	24	32/12(7-17)	22 (28)
MI (Sta)	15	31/14(7-20)	23 (29)
FI (Bsl)	7	23/14(11-16)	23 (29)

Tab. 4: Artenzahlen (Gesamtspektrum pro Testbestand aus 12 Begängen), durchschnittliche Artenzahl pro 1 ha – Gitterfeld (in Klammern Minima und Maxima) und durchschnittliche Beobachtungsfrequenzen pro 1 ha – Gitterfeld (Ganzjahresaspekt) in den 5 Hienheimer Testflächen (vgl. DETSCH 1999). Zur besseren Vergleichbarkeit mit Tab. 4 wurden die Frequenzen in Individuensummen (Werte in Klammer; Umrechnungsfaktor 1,26) übersetzt (siehe Text).

Tab. 4: Species numbers from 12 counts (total, average for 1 ha – grid cells, min and max) and average grid cell frequency (all seasons) from 5 test stands in the Hienheim area (see DETSCH 1999). For comparison with Tab. 3 the cell frequencies are transformed to absolute bird abundance (values within parentheses; see text).

Letzteres deutet darauf hin, dass kleine, in laubholzreiche Waldgebiete eingesprengte Fichten-Reinbestände bereichernde „Störungen“ darstellen, während sie in nadelholzdominierten Waldlandschaften Arten- und Vogelarmut bewirken. Die fehlende Reaktion auf den Naturnähegradienten im laubholzdominierten Bereich ist vermutlich eine Folge der in Hienheim naturnäheren Waldumgebung, in der dieser Gradient durch „fließende“ Übergänge geprägt wird, während sich in Mittelschwaben Laubholzspezialisten auf die wenigen, z.T. isolierten, größeren Laubholzbestände konzentrieren müssen. Ein Beispiel hierfür ist der Gartenbaumläufer, der in der Hienheimer Laubwaldlandschaft nirgends besonders hohe Anteile erreicht. In den Laubholzinselfen Mittelschwabens kann er dagegen in geeigneten Beständen durchaus

zu den Dominanten zählen (vgl. UTSCHICK 2003), ein Konzentrationseffekt, der solche Bestände zu wichtigen Spenderflächen für den regionalen Biotopverbund von Waldvogellebensräumen werden läßt. Vielleicht liegt dies daran, dass die Art im Gegensatz zum Waldbaumläufer selbst in großen, naturnahen Laubwaldgebieten wie etwa im Steigerwald helle Waldteile bevorzugt (HOFMANN 1979).

Der höhere Gesamtartenreichtum in Hienheim (auf 69 ha 5 Arten mehr als auf 90 ha mittelschwäbischer Fichtenwaldlandschaft) geht vor allem auf Arten zurück, die wie Hohltaube oder Pirol im Laubwald ihre höchsten Dichten erreichen und überwiegend zu den „prioritären Zielarten des Naturschutzes“ in Wäldern (BOYE & BAUER 2000, FLADE 2000b, DENZ 2003) zählen. Die trotzdem auf kleinen Flächen geringeren Artendichten zeigen, dass die Zusammensetzung der Vogelzönosen in Fichtenforstgebieten viel homogener ist als Laubwäldern, wo eine vergleichsweise hohe Habitat-, Baumarten- und Strukturdiversität für kleinräumig rasch wechselnde Bedingungen sorgt und intensive Wechselbeziehungen zu umgebenden Waldflächen leicht möglich sind (besonders starker Einfluss der Waldumgebung!). Vermutlich ist auch der zeitliche Arten-Turnover im naturnahen Laubwald höher (HELLE & MÖNKKÖNEN 1985, RENJIFO 2001, besonders im Auwald (RICE et al. 1983, UTSCHICK 2000)).

Tab. 3 zeigt die jahreszeitliche Dynamik von Artenreichtum und Vogeldichten für den mittelschwäbischen Naturnähegradienten. Brutzeit- und Winterergebnisse sind dabei direkt vergleichbar, während im Sommer und Herbst die absoluten Vogelbestände methodisch bedingt unterschätzt sind. Das Krumbacher Naturwaldreservat (KNW) bleibt in allen 3 Jahresperioden der arten- und vogelreichste Waldtyp. Im Winter sind die Differenzen zu den übrigen Waldkategorien aber deutlich höher als zur Brutzeit oder im Sommer und Herbst. Ähnliches gilt in der Ottoberer Reihe für ONW, nur dass hier die Unterschiede sehr gering sind und sich im Sommer/Herbst ganz auflösen. In der Kategorie „Laubholzbestand“ sind dagegen Artenzahlen und Vogeldichten einer so starken Dynamik unterworfen, dass die beim Jahresaspekt vorgefundenen Einordnungen wenig stabil und damit problematisch erscheinen. So ist der Krumbacher Bestand (KLB) entgegen dem Jahresdurchschnitt (Tab. 3) zur Brutzeit durchschnittlich deutlich arten- und vogelreicher als die nadelholzbetonten Waldtypen; bei OLB ist dies eher umgekehrt. Im Brutzeitaspekt scheint KLB von der Nähe des „Spenderhabitats“ NWR Seeben zu profitieren. Im Sommer/Herbst wechseln dann KLB und OLB die Rollen, bei OLB sicher zum Teil eine Folge der lokalen Buchenmast, die auch vom Forstamt über flächig ausgelegte Planen zur Saatgutgewinnung genutzt wurde. Im Winter sinkt dann auch die Bedeutung von OLB wieder. In den Misch- und Fichtenbeständen sind die Verhältnisse im Jahresverlauf deutlich stabiler. Besonders stark verändern sich die Zönosen in reifen Douglasienbeständen, die mit ihrer die Waldumgebung überragenden Kronen dann, wenn Nahrung in Hülle und Fülle vorhanden ist und andere Funktionen (z.B. Rastplatzfunktion für Ringeltauben) wichtiger werden können, vergleichsweise arten- und vogelreich sind, aber im Winter infolge eines stark reduzierten Nahrungsangebots als Vogelhabitat weitgehend ausfallen

(zumindest im Kronenraum; vgl. GOSSNER & UTSCHICK 2001, 2003). Dies alles führt dazu, dass die Vogeldichten in den 10 Testbeständen im Winter bei Rangvergleichen dem Naturnähegradienten sehr eng folgen, während sie im Sommer/Herbst davon weitgehend unabhängig zu sein scheinen (Tab. 2).

Welche Vogelarten die jahreszeitliche Nutzungsdynamik der mittelschwäbischen Testbestände prägen zeigt Tab. 5. Von den 4 häufigsten Arten sind Kleiber, Kohlmeise und Tannenmeise typische Standvögel mit ganzjährig relativ ähnlichen Beobachtungsfrequenzen, wobei die absoluten Dichten im Winter wohl etwas höher sind als zur Brutzeit (Einzug überwinternder Vögel aus nord- und osteuropäischen Brutarealen!). Der ebenfalls sehr häufige Buchfink verlässt im Winter die Wälder (GATTER 1994). Ihre höchsten Dichten im Winter erreichen auch Blaumeise, Sumpfmeise und Erlenzeisig sowie Nadelwaldarten wie Haubenmeise, Wintergoldhähnchen und Fichtenkreuzschnabel, im Herbst vor allem der Eichelhäher. Die meisten übrigen Arten, häufig Sommervögel, sind vor allem zur Brutzeit in den mittelschwäbischen Wäldern auffällig.

Spezialisierte Vogelgruppen wie etwa die Stammkletterer (wie Spechte, Baumläufer oder Kleiber) sind wie anspruchsvollere Höhlenbrüter vor allem in Naturwaldreservaten häufig und erreichen hier zur Brutzeit ihre höchsten Dichten (Bruthabitat, häufig auch Ganzjahreshabitat). Die dominanten Arten dieser Gruppen treten aber auch regelmäßig in den anderen Waldkategorien auf, dies jedoch schwerpunktmäßig zu ganz verschiedenen Jahreszeiten: in den Laubholzbeständen (KLB, OLB) vor allem zur Brutzeit, in Fichtenbeständen (KFI, OFI) auch noch in Sommer und Herbst, in Douglasienbeständen (DFI, DOU) nur im Sommer/Herbst und nur in den Mischbeständen (KMI, OMI, auch OLB-Rest) ganzjährig. Für die Laubwaldmeisen (Kohl-, Blau-, Sumpfmeise) ist der gesamte Laubwaldsektor als Brut- und Ganzjahreshabitat wichtig. In Fichtenreinbeständen und Douglasienwäldern fehlen sie weitgehend. Hohe Douglasienanteile in ganz Mitteleuropa würden daher vermutlich den Winterpopulationen dieser Arten erhebliche Probleme bereiten. Weniger vom Waldtyp als von Kleinstrukturen abhängige Arten wie Zaunkönig (Wurzelteller) oder Greifvögel (starke Randbäume) reagieren erwartungsgemäß nicht im Naturnähegradienten.

3.3 Lebensräume für Vogelgilden im Naturnähegradienten

Die Datenanalyse auf der Grundlage von Tiergruppen mit gemeinsamen Lebensraumanforderungen aufgrund ähnlicher Morphologie, Fortpflanzung, Nahrungssuche, Mobilität, Physiologie etc. ist wegen der von Jahr zu Jahr meist relativ stabilen Gildenstrukturen (vgl. z.B. KROPIL 1996) für die Lösung naturschutzfachlicher Fragestellungen oft erfolgversprechender als die von Einzelarten, außer, bei diesen handelt es sich um wirklich repräsentative Leitarten für eine dieser Gilden. Bei Vögeln bieten sich vor allem taxonomische, habitatbezogene, reproduktive, nahrungs-

Art	KNW		ONW		KLB		KMI		KFI		DFI	
	Kern	Rest	Kern	Rest*	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern	Kern*	Kern*
Gitterfelder (ha)	4	4	4	41	4	4	4	4	6	4	4	3
Grauspecht	1											
Star	7	1										
Weidenmeise	2	1		>0			1					
Schwarzspecht	3			>0	2		1			1		
Gartenbaumläufer	27	3			4							4
Buntspecht	34	20	6	7	10	3	8	5	10	4	4	5
Waldbaumläufer	18	19	7	5	4	7	2	7	3	8	5	4
Kleiber	41	23	24	15	18	21	12	9	10	5	4	12
Eichelhäher	11	6	7	5	10	7	2	3	1	1	2	7
Erlenzeisig	6	1	1	3	5		3	1	1			
Sumpffineise	4	3	1	2	4	5	1	1				
Blaumeise	35	6	1	8	14	11	9	3	2			
Kohlmeise	42	32	23	26	20	17	19	18	8	6	6	11
Fichtenkreuzschnabel	10	7	2	2			4		3	3	2	
Sommergoldhähnchen	4	1	1	3	2	2	7	7	4	4	7	
Wintergoldhähnchen	6	5	4	4		5	8	11	5	15	16	8
Haubenmeise	4	3	13	5		1	3	11	11	2	13	8
Tannenmeise	11	22	16	20	5	11	31	30	22	19	25	25
Buchfink	17	20	30	24	24	23	34	28	25	25	19	24
Waldlaubsänger			1									
Kernbeisser	1		1	1			1		1		1	
Gimpel	1	1	1	1					1	1		1
Rotkehlchen	6	13	4	9	9	5	8	6	4	6	4	8
Misteldrossel	2			1	4			2	1	1		1
Singdrossel	4	4	1	2	3	1	1		1	2	2	5
Mönchsgrasmücke	3	3		1	1	3	3		1	3		3
Zilpzalp	1			>0	1	1				3	1	3
Zaunkönig	3	4	8	8	1	5	14	4	7	8	5	8
Heckenbraunelle												
Ringeltaube		1	1	2	1			2	1		2	1
Mäusebussard				1	1	1			1			
Rotmilan				>0								
Aaskrähe				>0								
Wacholderdrossel				>0		1						
Grünling										1		
Amsel	2	2	3	6	2	4	5	1	2	1	2	

* = Normierung auf 4 ha

Tab. 5: Vogelsummen pro Art (Jahres-Individuensummen) auf den Kern- und Restflächen der mittelschwäbischen Testgebiete. Saisonale Nutzungsintensitäten: höchsten Abundanzen zur Brutzeit nicht, im Sommer/Herbst hellgrau und im Winter dunkelgrau unterlegt. Dominante Arten (> 5 %) gerahmt. Verbreitungsschwerpunkte der Arten innerhalb des Testflächensets durch Fettdruck und Unterstreichen hervorgehoben.

Tab. 5: Bird species abundance (all seasons; sum from 12 counts; standardization for 4 ha) from the core and remaining areas of the Mid-Swabian test stands. Shading relates to seasonality: highest values in winter dark, in summer/autumn light, in the breeding peroid not shaded. Dominant species (> 5 %) framed. Stands within the gradient preferred by a species bold and underlined.

spezifische (Trophie, bevorzugtes Waldstratum der Nahrungssuche, Strategie bei der Nahrungssuche) oder am Zugverhalten orientierte Gildeneinteilungen an, wobei sich Arten aufgrund ihrer Zugehörigkeit zu verschiedenen Gilden gebietsspezifisch auf statistischem Weg weiter zu „funktionellen“ Artengruppen zusammenfassen lassen (vgl. z.B. KLEYER et al. 1999/2000). Bei „redundanten“ Gildenzuordnungen (so sind z.B. Spechte und Baumläufer sowohl Höhlenbrüter als auch Stammkletterer) bzw. bei wenig zwischen den 10 Testflächen Mittelschwabens differenzierenden Gildenverteilungen wurden die Abhängigkeiten nicht weiter analysiert.

3.3.1 Taxonomische Gruppen

Bei einem Vergleich der 10 Testflächen auf taxonomischer Basis (Ganzjahresaspekt) ist vor allem der mit zunehmenden Nadelholzanteilen einhergehende Rückgang der Meisen auffällig (Abb. 5). Bei den Spechten wird die große Bedeutung des Eichenreservats KNW und die Ausstrahlung dieses Reservats auf die benachbarten laubholzreicheren Bestände KLB und KMI sichtbar. In Ottobeuren (ONW) fehlen entsprechende Effekte, eventuell bedingt durch die geringere Reife. Für Baumläufer spielt die Rindenstruktur eine noch größere als für die Spechte. Hier sind die Anteile an der Avizönose vor allem in Eichen- und Douglasienbeständen besonders hoch.

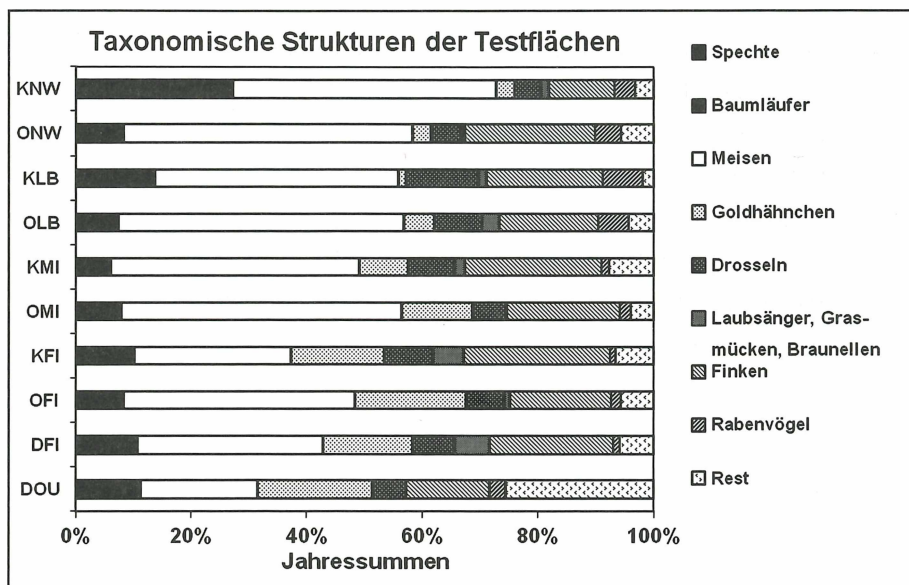


Abb. 5. Verteilung taxonomischer Gruppen in den 10 Testflächen Mittelschwabens.
Fig. 5. Distribution of taxonomic bird guilds within the Mid-Swabian stand type gradient.

Im Gegensatz dazu nehmen die Goldhähnchenanteile erwartungsgemäß mit steigenden Nadelholzanteilen zu. Bei den Laubsängern und Grasmücken war dies dagegen nicht zu erwarten. Die Erklärung für die scheinbare Bevorzugung von Nadelholz ist neben gebietsspezifischen Aspekten vor allem in den in KFI und DFI z.T. flächigen, häufig sturmwurfbedingten Vorausverjüngungen zu sehen, die diesen meist unterholzreiche, jüngere Laubwälder präferierenden Arten mehr entgegenkommen als die in Mittelschwaben oft hallenartigen Strukturen reifer Laubwälder. In über 10 m hohen Waldbeständen verliert diese Zugvogelgruppe in Europa deutlich an Boden (HELLE & FULLER 1988). Von den windwurfbedingten Auflichtungen, die sich in Mittelschwaben weitgehend auf Nadelwald beschränken, profitiert sie dagegen stark. Bei Drosselartigen spielt Waldrandnähe eine große Rolle (geringe Distanzen zum nächsten Waldrand vor allem bei OLB, KMI, KFI und Teilflächen von ONW). Erdsänger wie das Rotkehlchen gehen aber auch, wie am Beispiel KLB zu sehen, in Altbuchenwälder, wenn diese größere Verjüngungslücken aufweisen. Auffällig ist auch der hohe Anteil eher unspezialisierter „Restarten“ im Douglasienbestand.

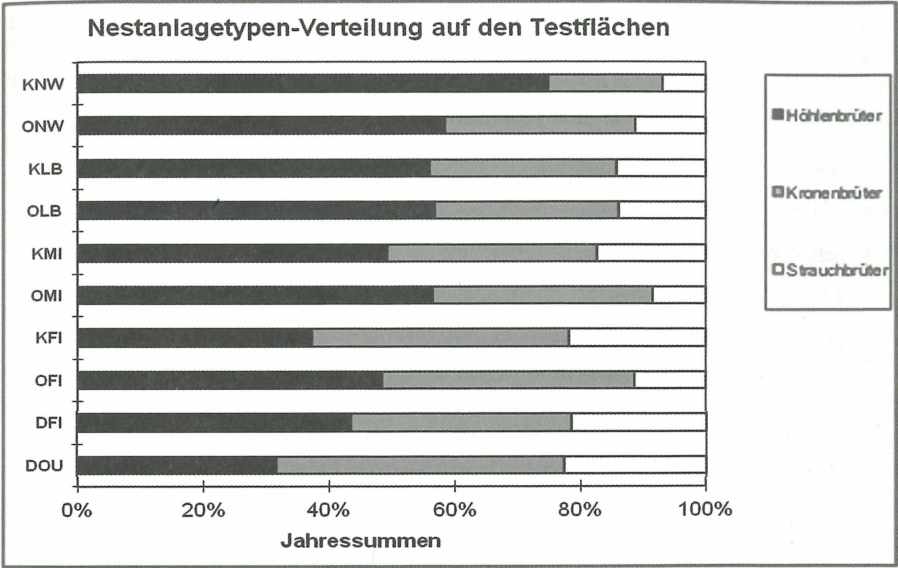


Abb. 6. Verteilung von Vogelgilden anhand ihrer Nestanlagetypen in den 10 Testflächen Mittelschwabens.

Fig. 6. Distribution of nest type guilds within the Mid-Swabian stand type gradient.

3.3.2 Nistgilden

Bei den Nistgildenanteilen der 10 Testbestände (Abb. 6) bringen höhlenreiche Situationen wie im reifen KNW für Höhlenbrüter besonders besondere Konkurrenzvorteile (mit höheren Belegungsraten als im Wirtschaftswald; vgl. HOHLFELD 1995). Bei hohen Nadelholzanteilen verlieren sie trotz Nistkastenaktionen stark an Boden (zumindest im Ganzjahresaspekt). In reifen Nadelwäldern verlagert sich das Brutgeschehen vom Stamm in die Baumkronen (viele Goldhähnchen) bzw. dort, wo Lücken mit Verjüngung auftreten, ins Unterholz (Strauchbrüter). Geschlossene Fichtenaltbestände wie OFI oder OMI werden von den Strauchbrütern aber weitgehend gemieden, selbst dann, wenn diese unmittelbar an Verjüngungen oder Dickungen angrenzen. Das unterholzarme NWR Seeben mit seiner dichten Seegrasschicht weist besonders wenig Strauchbrüter auf.

3.3.3 Trophiegilden und Stratenpräferenzen bei der Nahrungssuche

Bei der Verteilung trophischer Gilden erreichen im Ganzjahresaspekt (Abb. 7) rein insektivore Vögel (Arthropodenfresser) in reinen Nadelwäldern höhere Anteile als in Misch- bzw. Eichenwäldern, bei sehr geringen Anteilen in Buchenwäldern. Dies gilt auch bei Vergleichen mit entsprechenden Urwäldern (TOMIALOJC & WESOLOWSKI 1994), was unter anderem auch deshalb erstaunlich ist, weil es sich bei dieser Gruppe um meist relativ stark spezialisierte Arten wie etwa Baumläufer, Schnäpper u.ä. handelt. Verantwortlich dafür könnten vor allem hohe Spinnenanteile an den grobborkigeren Baumarten bzw. den durch höhere fraktale Dimensionen ausgezeichneten Nadelbäumen sein (vgl. Strukturabhängigkeit dieser Gruppe in SCHUBERT 1998; JANSSON & v. BRÖMSEN 1981, GUNNARSSON 1996 etc.). Absolut gesehen sind aber die Dichten von streng insektivoren Vögeln im vogelreichen KNW (vgl. Tab. 8) immer noch höher als in den Nadelwald-Testbeständen. Omnivore und rein herbivore Arten sind in mittelschwäbischen Altbeständen selten. Wenn, dann treten sie vor allem in Laub- oder Douglasienwäldern auf. Überwiegend herbivore Arten, die meist 15 - 20 % der Avizönose stellen, bevorzugen dagegen eher Laub- und Mischwälder.

Bei den Ansprüchen an die Nahrungsstraten (Abb. 7) stellen sich in den oft lückigen reinen Nadelholzbeständen vermehrt in Krautschicht und Unterholz fouragierende Vögel (in Krumbach mehr als in Ottobeuren) und auf den Kronenraum beschränkte Arten ein. An Stamm und Innenkronen Nahrung suchende Vögel erreichen dagegen nur in Laubwäldern und hier vor allem im NWR Seeben hohe Anteile. Für eher ubiquitäre, den ganzen Gehölzraum nutzende Vögel wie Buchfink oder Tannenmeise sind Mischbestände besonders interessant. Der Waldboden selbst scheint in Altbeständen für Waldvögel kaum Nahrung zu bieten. Selbst in fruchtwerfenden Laubwäldern (Eicheln, Bucheckern) scheinen entsprechende Nutzungen nur relativ kurzzeitig stattzufinden. Die vergleichsweise hohen Werte für DOU gehen auf rastende Ringeltauben zurück.

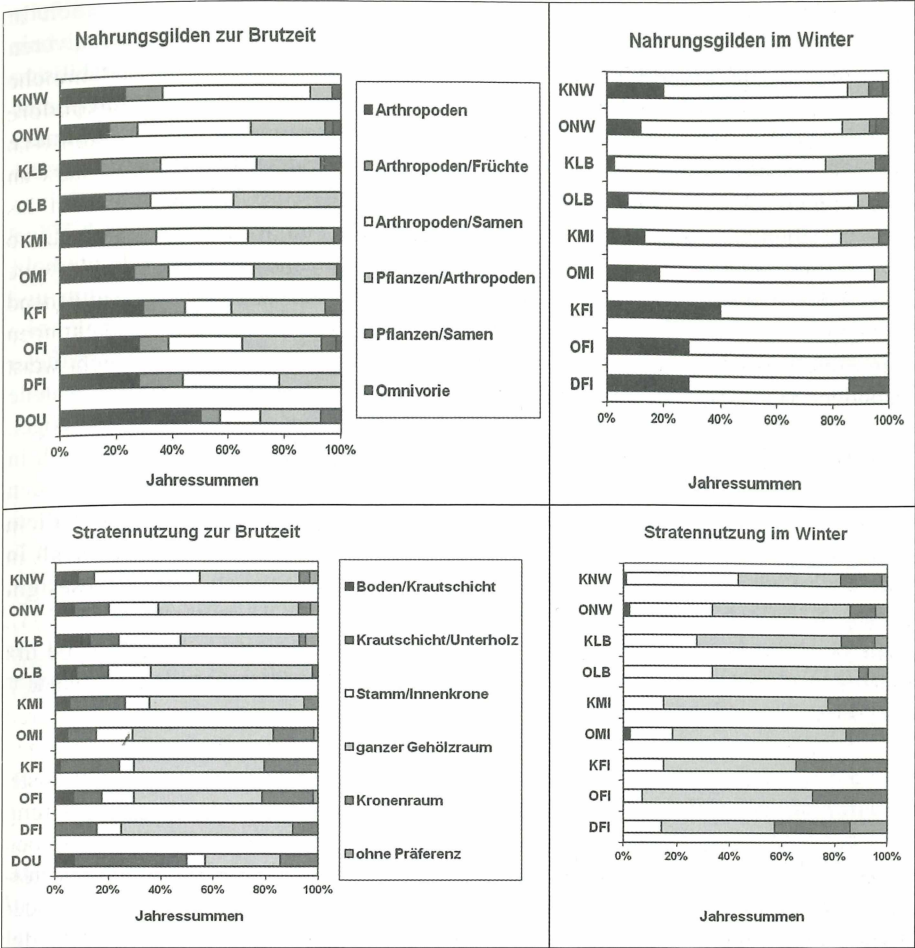


Abb. 7. Verteilung von Vogelgilden mit unterschiedlichen Nahrungs- bzw. Fouragierstraten-Präferenzen in den 10 Testflächen Mittelschwabens zur Brutzeit und im Winter. Der Douglasien-Reinbestand DOU war im Winter nahezu vogelfrei.

Fig. 7. Breeding period and winter distribution of bird guilds (above food items, below foraging strata) within the Mid-Swabian stand type gradient.

Allerdings unterliegen dieses trophischen und stratenbezogenen Nutzungsmuster der Testbestandsavizönosen einer jahreszeitlichen Dynamik. In Abb. 7 sind daher Brutzeit- und Winteraspekte gegenüber gestellt. Bei den trophischen Gilden fallen im Winter die meist rund 30 % der Avizönose stellenden, überwiegend herbivoren Arten

weitgehend aus. Geeignete Winterlebensräume finden diese nur noch in laubholzreicheren Wäldern. Die Anteile dieser Gilde und die der partiell frugivoren Arten werden von zur Brutzeit überwiegend insektivoren, im Winter auf vegetabilische Nahrung umstellenden Vögeln wie Meisen übernommen. Bei den Arthropodenspezialisten ändert sich außer in Laub- und Mischwäldern, wo im Winter die Anteile erheblich sinken, gegenüber der Brutzeit nur wenig. Absolut gesehen gehen in den Nadelwäldern aber die Vogeldichten stärker zurück.

Gebietsunabhängig verschieben sich bei der Nutzung von Waldstraten durch Vögel (Abb. 7) die Gildenanteile im Jahresverlauf von in bodennahen Straten (Unterholz, Krautschicht, Boden) fouragierenden Vögeln (Brutzeitaspekt) zu Stamm und Innenkrone nutzenden Arten (Winteraspekt), unter Verstärkung der schon beim Ganzjahresaspekt erscheinenden Bevorzugung laubholzreicher bzw. unbewirtschafteter Wälder. Den ganzen Gehölzraum nutzende, ubiquitäre Arten verändern ihre Anteile von der Brutzeit zum Winter kaum, während im Kronenraum nahrungssuchende Vögel, die zur Brutzeit nur in Nadelwäldern höhere Anteile aufweisen, im Winter auch in Laubwäldern Anteile von über 10 % erreichen können (PECHACEK 1994). In den klimatisch ungünstigeren Ottobeurer Wäldern sind die Winteranteile der vor allem von Goldhähnchen geprägten Kronenvogelgilde geringer als in Krumbach. Auch in Abb. 7 wird wieder die Sonderstellung des kleinen, unmittelbar an ein strauchreiches, großes „Käferloch“ angrenzenden Douglasienbestandes DOU deutlich.

Somit zeichnen vor allem an Stamm und Innenkrone fouragierende Kletterer und zur Brutzeit insektivore, im Winter auf vegetabilische Nahrung übergehende Höhlenbrüter den Naturnähegradienten nach.

4. Naturschutzfachliche Beurteilungen

Naturschutzfachliche Bewertungen basieren in der Regel auf den Indikatoren Naturnähe (Auftreten von auf naturnahe Systeme hinweisenden Naturnähezeigern), Seltenheit/Gefährdung (Arten der Rote Listen, unterrepräsentierte Vogelgruppen) und Biodiversität (Arten- und Vogelreichtum vor allem bei für naturnahe Systeme typischen Elementen, dynamischer Artenwechsel ohne nachhaltige Artenverluste, Strukturdiversität der Habitate auf den verschiedenen räumlichen Ebenen etc.).

4.1 Naturnähe

Gruppiert man die auf den Testflächen vorgefundenen Arten nach ihrer Zeigerfunktion für naturnahe Laub- oder Mischwälder bzw. für in Mittelschwaben eher naturferne Nadelwälder, so demonstriert Abb. 8 trotz der gebietspezifischen Unterschiede zwischen Krumbach und Ottobeuren die ganzjährig große Bedeutung von reifen Naturwaldreservaten wie KNW, aber auch von laubholzbetonten Wirtschaftswäldern

wie KLB und OLB. Bei stärker spezialisierten Naturnähezeigern (reine Laubwaldarten) sind auch die Werte in ONW hoch, ein Hinweis auf den hohen Wert von meist nur in unbewirtschafteten Wäldern vorhandenen Sonderstrukturen. Bereits in fichtenbetonten Mischwäldern fallen viele „Mischwaldzeiger“ aus, so dass bei sinkenden Gesamtvogelabundanzen die Anteile von nadelwaldtypischen Arten steigen. Douglasienbestände entsprechen dabei Mischwäldern. Die Anteile der Waldubiquisten sind dagegen in allen Waldtypen ähnlich.

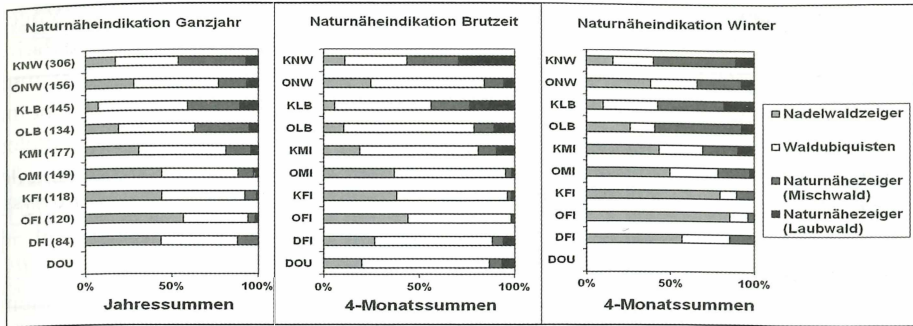


Abb. 8. Verteilung und saisonale Dynamik von Naturnähezeigern in den 10 Testflächen Mittelschwabens (nur Kernflächen; in Klammern Vogelsummen pro Testbestand).

Fig. 8. Distribution and seasonal dynamics of conifer specialists, ubiquitous species and indicator species for natural mixed and deciduous forests within the Mid-Swabian stand type gradient (all seasons, March to June, November to February).

Berücksichtigt man auch die saisonale Dynamik durch einen Vergleich von Brutzeit- und Winteraspekt (Abb. 8), dann wird deutlich, dass im Winter naturnahe Bestände sehr viel wichtiger sind als zur Brutzeit, wo in mittelschwäbischen Waldlandschaften außer in Naturwaldreservaten wie Seeben und mit diesem verbundenen Laubholzbeständen wie KLB laubholz- oder mischwaldtypische Indikatorarten in einer von Waldubiquisten dominierten Vogelsonsenschaft unauffällig werden. Im Winter dagegen, wenn bei knappen Nahrungsressourcen vor allem Spezialisten das Sagen haben, werden nadelholzreiche Wälder besonders bei hohen Douglasienanteilen für in Mittelschwaben eher seltene Naturnähezeiger weitgehend unbewohnbar, während diese Artengruppe in den wenigen Laubwaldbeständen Anteile von bis zu 60 % erreichen kann.

4.2 Seltenheit und Gefährdung

Bei den Gefährdungspotentialen der Roten Listen unterscheiden sich die 10 Testbestände zumindest im Ganzjahresaspekt kaum (Abb. 9), wohl aber beim Auftreten von in mittelschwäbischen Wäldern seltenen Arten, die vor allem KNW und die beiden

Laubholzbestände bevorzugen. Bei Berücksichtigung der saisonalen Dynamik wird aber deutlich, dass dies nur für die Vegetationsperiode gilt. Im Winter finden sich Rote-Liste-Arten nur in den beiden Naturwaldreservaten sowie im Krumbacher Mischbestand ein, die Arten der Vorwarnliste und die lokal seltenen Arten ausschließlich in Laub- und Mischwäldern bei einer deutlichen Bevorzugung der klimatisch etwas begünstigten Krumbacher Flächen. Vermutlich hängt dies mit den bei gutem Wetter günstigeren Strahlungseinträgen und höheren Wärmesummen in den unbelaubten, lichten Laubholzbeständen zusammen.

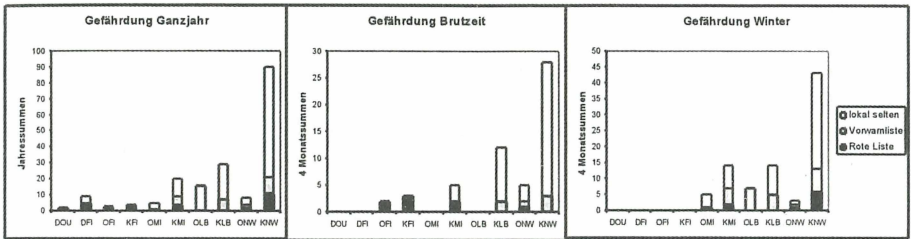


Abb. 9. Verteilung und saisonale Dynamik von Gefährdungspotentialen in den 10 Testflächen Mittelschwabens (nur Kernflächen).

Fig. 9. Distribution and seasonal dynamics of local rare and endangered species within the Mid-Swabian stand type gradient (all seasons, breeding period, winter).

Weitere „klassische“ Werte für die Bewertung von Vogelzönosen im Hinblick auf naturschutzfachliche Qualitäten ergeben sich aus der Seltenheit von Arten, die im wesentlichen eine Funktion von deren Nischenbreite (Spezialistentum), geographischer Verbreitung/Zugverhalten und der Fähigkeit zum Aufbau lokaler Populationen ist (RICKLEFS 2000). Abb. 10 visualisiert die Bedeutung der 10 mittelschwäbischen Testbestände für solche Zielgruppen. Die höchsten Standvogelanteile weisen ganzjährig gesehen die Bestände mit der größten Naturnähe, die geringsten die Douglasienbestände auf, wobei die Krumbacher Flächen erneut besser abschneiden als die Ottobeurer (gebietsspezifische Klimateffekte etc.). Hohe Nichtsingvogelanteile bzw. hohe Anteile größerer Singvögel finden sich nur im NWR Seeben und in dem damit verbundenen Laubholzbestand KLB. Nur bei den Arten, in den Bayern Verantwortung für weitgehend auf Europa beschränkte Arten übernehmen muss, sind Wirtschaftswälder (ohne Douglasienwälder) vogelreicher als die beiden Naturwaldreservate. Sibiro-Europäer, deren Hauptvorkommen in der sibirischen Taiga liegen und die im Winter die mittelschwäbischen Populationen durch Zuzug verstärken, bevorzugen erwartungsgemäß die Nadelwälder.

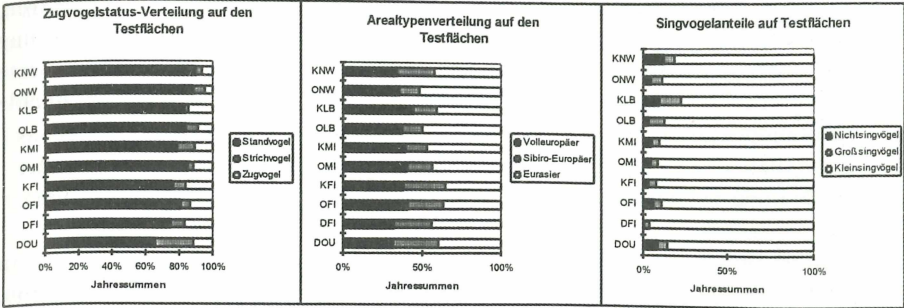


Abb. 10. Verteilung von für den Vogelartenschutz wichtigen Vogelgruppen in den 10 mittelschwäbischen Testflächen (Ganzjahresaspekt).

Fig. 10. Distribution of bird groups important for bird protection strategies (nonmigrators, „full-Europeans“, Nonpasseriformes) within the Mid-Swabian stand type gradient (all seasons aspect).

5. Diskussion

5.1 Konsequenzen für die Forstwirtschaft

Die vergleichende ökologische Forschung in genutzten und ungenutzten Wäldern stellt für eine naturnahe bzw. naturschutzorientierte Waldbewirtschaftung ein wichtiges Element zur Methodenoptimierung dar, wobei diese natürlich auch ökonomische und sozialpolitische Vorgaben berücksichtigen muss.

Beim Vogelschutz im Wald geht das derzeitige forstwirtschaftliche Naturschutz-Leitbild in Bayern von unbewirtschafteten Wäldern mit Flächenschutz (in Nationalparks, Naturwaldreservaten, Sonderflächen wie Waldmooren etc., z.T. auch Naturschutz- bzw. FFH-Gebieten) als dem Grundstock eines Lebensraumnetzes auf relativ kleiner Fläche aus, dem geregelte Waldbewirtschaftung auf der weit überwiegenden Waldfläche gegenübersteht (z.B. AMMER 1991, 1992, BIERMAYER 1998). Auch REIF (1999/2000) verlangt für Wälder eine „durchdachte Kombination aus Schutzgebieten und Nutzwäldern mit differenzierter Integration von Naturschutzaspekten“. Amtlicher und Verbands-Naturschutz sehen dies teilweise anders und fordern die Einstellung forstlicher Nutzungen auf bis zu 20 % der deutschen Waldflächen (BÜCKING 1997, BUND 2000). Studien, die solche Problematiken über das Angebot von alternativen Waldnutzungsmodellen auch unter Berücksichtigung ökonomischer Faktoren anzubieten versuchen (z.B. SALWASSER 1987, HANSEN et al. 1993, HANSEN et al. 1995a, 1995b), fehlen in Bayern bisher. Grundsätzlich will die Forstwirtschaft vogelgerechte Waldlebensräume auf großer Fläche sichern bzw. wiederherstellen, indem sie durch

Umbau von Nadelholz-Reinbeständen in Mischbestände, Einsatz von langfristigen, naturnahen Verjüngungsverfahren, hohe Umtriebszeiten, starke Berücksichtigung naturraumtypischer Baumartenzusammensetzungen, kleinflächige, hochdiverse Mischungen der verschiedenen Altersphasen des Waldes, Anreicherung von Totholz und Waldrandpflege für Naturnähe und Biodiversität sorgt (BAYER. LWF 1997).

5.1.1 Bedeutung von reifen Laubholzbeständen im Altersklassenwald

Dieses Konzept wird für die mittelschwäbische Fichtenwaldlandschaft, die in Bayern zu den forstwirtschaftlich produktivsten und ökonomisch ertragreichsten, naturschutzfachlich aber zu den unbedeutendsten zählt, in vielen Punkten bestätigt. Dabei können sich selbst relativ kleine Naturwaldreservate wie das NWR Seeben (vgl. SCHMIDT, O. 1999) bewähren, obwohl sich meist erst große Reservate in ihrer Artenausstattung deutlich von reicher strukturierten Wirtschaftswäldern abheben (HELB et al. 1999). So hält Seeben einige seltene und gefährdete Vogelarten vor. Dazu gehören, wohl bedingt durch die vor 100 Jahren hier noch großflächige Mittelwaldnutzung, überraschend auch Mittelspecht (enge Habitatsprüche; z.B. laut BÜHLMANN 1993 Verbund von 3000 bis 6000 über 150jährigen Eichen erforderlich!) und Grauspecht (im Gegensatz zum Grünspecht vor allem in reifen, geschlossenen Laubwäldern; WEID 1987, MUSCHKETAT et al. 1995).

Den gegenüber Wirtschaftswäldern größeren Vogelreichtum funktionsfähiger Reservate, hauptsächlich eine Folge des höheren Starkholz-, Totholz- und Höhlenangebots, belegen und begründen auch CARRASCAL & TELLERIA (1985), PRILL (1991) oder HOHLFELD (1995, 1997). Für Buchen-Urwälder und vergleichbare Bestände zeigen KORNAN (1997) und PALEIT (1999), dass sich Vogel-Nahrungsgilden vor allem an der vertikalen Stratifizierung dieser Wälder (in der Optimalphase gut ausgeprägte Kronenstraten, in der Zerfallsphase auch untere Straten!), dem Reichtum an Großarthropoden (Lichtschachteffekte etc.) und dem Starkbaumanteil orientieren. In reifenden Naturwaldreservaten steigen daher vor allem die Anteile von Stammkletterern, Höhlenbrütern und arthropodenfressenden Standvögeln bzw. Kurzstreckenziehern an, und dies bei immer ausgeglichener werdenden Dominanzstrukturen (ZAHNER 1999a). In Urwäldern sind dann die Höhlenbrüter- und Stammabsucher-Anteile besonders hoch, vor allem im collinen Bereich (BÜRGER & KLOUBEC 1994). Hier übernehmen aber, wie WINDING (1990) in seinem Vergleich der Brutvogelgilden von Salzburger Naturwaldreservaten mit denen von Urwäldern des Bayerischen Waldes zeigt, auch die Bodenabsucher wieder beträchtliche Anteile, und dies bei Ausfall vieler Boden- und vor allem Buschbrüter. Auch die Kronenvogelanteile sind in diesen Montan-Urwäldern niedriger als in den vergleichbaren Naturwaldreservaten (Brut und Nahrung!). Auf die hier im Vergleich mit laubholzbetonten Wirtschaftswäldern relativ hohen Anteile an Kronenvögeln weisen besonders TUMBRINCK (1999) und ZAHNER (1999b) hin, obwohl diese Vogelgilde normalerweise nur in nadelholzreichen

Naturwäldern stärkere Kontingente stellt (TOMIALOJC & WESOLOWSKI 1994), besonders in der Optimalphase (PALEIT 1999). Der Grund hierfür liegt zum Teil in dem in diesen Wäldern häufig größeren Flechtenreichtum und dessen Auswirkungen auf Kronenarthropoden (speziell Spinnen; PETTERSSON et al. 1995).

Der Spinnenreichtum ist wiederum vor allem in Winter (OBESO 1987b) eine wesentliche Ressource für die Laubwald-Indikatorart Blaumeise (KRISTIN 1992, PULIDO & DIAZ 1994), die zudem zur Brutzeit viel stärker als die Kohlmeise auf die nur in reifen Laubwäldern häufigen Naturhöhlen anstelle von Spechthöhlen angewiesen ist (PRILL 1991). Dies erklärt auch die Konzentration der in mitteleuropäischen Forsten eher seltenen Blaumeise in und um die Naturwaldreservate des Untersuchungsgebiets. Stimmen Laubholzanteile, Baumalter und damit Nahrungsangebot, dann kann diese kleine, auf kalte Bedingungen normalerweise eher sensibel reagierende Meisenart (BALDI & CSÖRGO 1991) selbst in den großen Laubwäldern Ost- und Südosteuropas bzw. der Pyrenäen zur dominierenden Art werden, und dies gerade im Winter (GUZY 1994, PURROY 1977, VERGELES 1993). Auch in Schweizer Montanwäldern ist die Blaumeise streng an Laubholz gebunden (MOSIMANN et al. 1987). Ähnliches gilt für die speziell in Buchen-Urwäldern häufige Sumpfmehlschäfer, die wie der Kleiber in den rauerer nord- und osteuropäischen Klimaten zunehmend zur reinen Laubwaldart wird (ALATALO et al. 1985, PETERSEN & BROGGER-JENSEN 1992, WESOLOWSKI 1996). Aber auch Arten mit relativ breiten Nischen wie die Kohlmeise erreichen in reifen, ungenutzten Laubwäldern ihre höchsten europäischen Dichten (PURROY 1974).

In ungenutzten Laubwaldbeständen sorgen zudem höhere Streulagen bei geringeren Umsetzungsraten für eine stabilere Nahrungsbasis im bodennahen Bereich. Dies hat in der Regel höhere Vogeldichten auch bei den überwiegend Bodenarthropoden nutzenden Vögeln zur Folge (BIRD et al. 1987, TOMIALOJC & WESOLOWSKI 1994). Auch die Pilzbiomasse und damit die Dichte an daran fouragierenden Kleinsäuger ist dort erheblich höher, was bei geeigneter Waldumgebung in höheren Beutegreiferdichten (z.B. bei den gefährdeten Kleineulen) resultieren kann (CAREY 1995). Hinzu kommt in der Regel eine relativ hohe Winter-Verfügbarkeit von Laubbaum-Samen und -Früchten, was sich sehr positiv auf Wintermortalität und Fitness in der folgenden Reproduktionsperiode auswirkt (TINBERGEN et al. 1985).

Somit ist neben dem Angebot an Brutrequisiten hauptsächlich das reichliche, vielfältige und relativ konstante Nahrungsangebot für die großen Vogelbestände von Waldreservaten verantwortlich, das ähnlich wie künstliche Zufütterung wirkt. Entsprechende Experimente hierzu haben sowohl bei Höhlenbrütern als auch Freibrütern wie der Amsel gezeigt, dass zumindest Teile der zugefütterten Populationen mit altersmäßig bzw. phänologisch verfrühtem Reproduktionsbeginn reagieren (CLAMENS & ISENMANN 1989; DESROCHERS 1992, NILSSON & SVENSSON 1993, KRAFT 1995), schneller und erfolgreicher sind (bei Meisen deutlich geringere Jungvogel- und Weibchenmortalität; SVENSSON & NILSSON 1995; VERHULST et al. 1995), damit Vorteile vor allem bei der Besetzung von frühsommerlichen Jungvogelterritorien

(NILSSON 1987) erlangen und sich zudem die winterlichen Überlebensraten verdoppeln können (BRITTINGHAM & TEMPLE 1988), vor allem bei der Blaumeise (BEIER & RUDEMO 1985). Abgeschwächt bewirken diese Effekte in Waldlandschaften auch einen abnehmenden Dichtegradienten von Laub- und Altholz über Mischwald zu Nadelwald (vgl. z.B. MULLER 1985, ZÖRNER 1993). In letzterem verhindert allerdings nicht selten Nahrungsknappheit in den letztendlich über den Reproduktionserfolg entscheidenden, letzten Nestlingswochen eine „Überproduktion“ (STAUSS & GLÜCK 1995; vgl. populationsökologischer Falleneffekt in DONOVAN & THOMPSON 2001), die in die benachbarte Waldlandschaft ausstrahlen könnte. Dies liegt vermutlich auch daran, dass es sich etwa bei Fichten, ganz im Gegensatz zum Laubholz, für viele Vogelarten nicht lohnt, höhere oder äußere Kronenregionen auf Nahrung abzusuchen (Ausnahme: typische Nadelwaldvögel wie Goldhähnchen oder die Tannenmeise). Vor allem in starken Eichenbeständen ist daher der vertikal verfügbare Lebensraum erheblich größer als in Nadelwaldbeständen (UTSCHICK 2004a), was wiederum kleinere Reviere (höhere Populationsdichten) und intensivere Reproduktion zulässt. Für stark mit Nadelholz angereicherte Waldlandschaften bedeutet dies zwar in der Regel keine Artenverluste im regionalen Maßstab, wohl aber auf Bestandesebene (erheblich weniger Arten pro ha; vgl. BAGUETTE et al. 1994).

Für die Revierbildung besonders wichtig ist zudem bei Standvögeln ein hohes, konstantes Nahrungsangebot im Spätwinter in maximal 300 bis 500 m Entfernung zum späteren Brutrevier (HANNSON 1986), wobei die in der Regel relativ starkkronigen Bäume in Reservaten und Schutzgebieten im Winter mehr ein reichhaltigeren Nahrungsraum zur Verfügung stellen als die oft im Engverband erzogenen, schmalkronigen Bäume eines Wirtschaftswaldes. Vor allem im Winterwald übernehmen somit laubholzreiche Naturwaldreservate eine Funktion, wie sie in Siedlungen „Futterhäuschen“ aufweisen (WESOLOWSKI 1995, YAHNER 1997, SHACKELFORD & CONNER 1997).

Während bei in Nadelwaldlandschaften seltenen Arten wie dem Gartenbaumläufer, einer eher stationären Art mit gegenüber dem Waldbaumläufer kürzerer Tagesaktivität (THIELKE 1966), breiterer Stratennutzung (neben Stämmen vermehrt Starkäste bis in mittlere Kronenregionen; vgl. Kap. 6) und höheren lokalen Dichten (BLÜMEL 1990), die Vorkommen in Mittelschwaben mehr oder weniger auf solche Reservate oder größere Laubholzbestände beschränkt bleiben, „versorgen“ bei den häufigeren Arten die an Brutrequisiten und Winterrefugien reichen Naturwaldreservate die umliegenden Fichten- und Mischwälder bis Entfernungen von mindestens 500 m mit überschüssigen „Laubwaldvögeln“ (KASTL 1982, HANSKI 1985, JEDICKE 1999b). Besonders auffällig ist dies beim relativ geburtsorttreuen Kleiber (vgl. UTSCHICK 2004b), der in solchen Reservaten Revierdichten von bis zu 6 Bp/10ha erreichen kann (PRILL 1991).

Weitere Arten, die in Laubwaldinseln viel höhere Dichten erreichen als in den Nadel- und Mischwäldern, sind vor allem Blaumeise, Sumpfmeise und Buntspecht (JEDICKE 1997b, 1999a). VILLARD et al. (1995) weisen darauf hin, dass das Auftreten von

Vogelarten in Waldinseln im wesentlichen eine Funktion der vom „Druck“ einer Spenderpopulation abhängigen Besiedlungswahrscheinlichkeit ist, die wiederum von der Reservatsgröße und -nähe abhängt. Bei verbreiteten Laubwaldvögeln wie Blaumeise, Gartenbaumläufer oder Kleiber ist nach VAN DORP & OPDAM (1987) zumindest in den Niederlanden diese Besiedlungswahrscheinlichkeit erst bei mindestens 10 ha großen Waldinseln nahe 100 %. Ähnliche Werte ermittelten amerikanische Arbeiten, die Extinktion bzw. geringen Reproduktionserfolg in kleineren Waldinseln (oder nach großen Kahlschlägen!) auf die dort wesentlich höheren Nestverluste zurückführten (BURKE & NOL 2000, Flaspohler et al. 2001, Rudnický & Hunter 1993). TELLERIA & SANTOS (1995) vermuten dagegen, dass dafür vor allem im Winter eher das Fehlen der von Sonderstrukturen (Kleinstrukturen, Ressourcen) verantwortlich ist, die in kleinen Waldinseln rasch ausfallen. So sind z.B. Spinnen- oder Aaskäferzönosen in kleinen Waldfragmenten artenärmer und im Durchschnitt kleiner (MIYASHITA et al. 1998, Gibbs & Stanton 2001). Solche Effekte sind sicher auch der Grund dafür, dass in südamerikanischen Regenwäldern mit ihren zahlreichen Endemiten und Spezialisten die Zentren unberührter Waldareale am artenreichsten sind (vor allem bei Insektenfressern; vgl. CANADY 1997). In Südostasien müssen schon bei der selektiven Entnahme von nur einzelnen Starkbäumen unberührte Waldinseln ausgespart bleiben, sollen sensible Arten wie z.B. stark spezialisierte Unterholzschnäpper erhalten werden (JOHNS 1995). Aber auch in naturnahen mitteleuropäischen Laubwaldgebieten wie im Steigerwald treten anspruchsvolle Arten in 10 ha großen, reifen Laubholzinseln erheblich seltener auf als in deutlich größeren Beständen ähnlichen Typs (HOFMANN 1979).

Bei selteneren Arten wie etwa dem Kernbeisser sind zudem nach VAN DORP & OPDAM (1987) nur in über 10 ha großen Inseln langfristige Besiedlungen zu erwarten, und diese Arten fallen auch zunehmend aus, wenn die Entfernungen zu größeren, geeigneten Waldflächen 5 - 10 km übersteigen (OPDAM et al. 1984). Im Vergleich zu den Besiedlungswahrscheinlichkeiten sind in diesen „Laub“-Waldinseln die Extinktionsraten viel zufallsabhängiger (VILLARD et al. 1995) und damit forstwirtschaftlich weniger beeinflussbar!

Besonders bedeutsam ist die Größe geeigneter Habitatsinseln für überwinternde Waldvögel. Vergleichende Studien aus England und dem Mittelmeerraum haben ergeben, dass zum Erreichen vergleichbarer Vogeldiversitäten die Waldbestände in den Winterquartieren um den Faktor 10 größer sein müssen als in den Sommerlebensräumen (SANTOS & TELLERIA 1995)! CIESLAK (1994) weist darauf hin, dass sich Waldfragmentierung vor allem auf Standvögel, Höhlenbrüter, herbivore Arten, Wirbeltierjäger und gemischte, von Insektenfressern dominierte Vogeltrupps negativ auswirkt, also überwiegend auf für den Waldnaturschutz besonders wichtige Vogelgruppen. Besonders im Winter enthalten große, geschlossene Waldflächen erheblich mehr Arthropodenfresser-Biomasse als Waldränder oder Gehölzgruppen in der Agrarlandschaft (KUJAWA 1995). Ubiquitäre Finken und Rabenvögel sowie in

gemäßigten Breiten auch viele buschbrütende Weistreckenzieher kommen dagegen mit recht kleinen Waldhabitaten zurecht (CIESLAK 1991) und bekommen erst massive Probleme, wenn der Waldanteil insgesamt stark abnimmt (BRAWN & ROBINSON 1996). In den Tropen trifft Waldfragmentierung dagegen vor allem spezialisierte Unterholzvögel (STOUFFER & BIERREGAARD 1995), im nordischen Nadelwaldgürtel Rauhußhühner (vgl. z.B. KLAUS et al. 2001).

Der klassische Altersklassenwald wird nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie für Fichtenwaldlandschaften (nicht aber für Buchenwaldlandschaften!) als relativ arten- und vogelreiche Waldbaualternative bestätigt, obwohl er bei Waldphasenverteilung und Waldmosaik natürlich nicht annähernd an urwaldartige Situationen heranreicht (MLADENOFF et al. 1993). Kulturflächen und Jungbestände mit ihren Bodenvögeln, Strauchbrütern und Weistreckenziehern können dabei durchaus wertvolle Waldphasen darstellen (JEDICKE 1999b). Ansonsten nehmen in Fichtenwäldern Abundanz und Diversität der Singvogelbestände (Kronenvögel, Stammkletterer, Höhlenbrüter) erst bei hohen Baumaltern und großen Randlängen bzw. den davon abhängigen Schichtigkeiten und Schlußgraden deutlich zu (PATTERSON & OLLASON 1994, JEDICKE 1997a). Die naturschutzfachlich wertvollen Waldvogel-Spezialisten sind aber selten und fallen zudem rasch aus, wenn ohne ausreichende Nutzungsverzichte die Umtriebszeiten sinken (HANSEN et al. 1995) und damit der Anteil an jüngeren Altersstadien steigt. Besonders dann, wenn diese große Flächen einnehmen, damit den Aufbau waldbestandsunspezifischer Kraut- und Strauchschichten zulassen (GILLIAM et al. 1995), auf ärmeren Böden im Kronenbereich zu geringeren Belaubungsdichten führen (MALCOLM 1994) und auch noch grobkörnig wechseln bleiben als Folge von Fragmentierungseffekten nur noch generalistische Arten übrig (BLAKE & KARR 1987). Gleichzeitig steigt in „offenen“ Altersklassenwäldern der Prädationsdruck durch verstärktes Eindringen von Rabenkrähen und Greifvögeln (ANDREN & ANGELSTAM 1988, ANDREN 1992) vor allem auf Kronenvögel (MARTIN 1988), der in Fichtenwäldern wichtigsten Vogelgilde.

Die bei langfristigen Verjüngungsverfahren entstehenden kleinen Lücken sind dagegen für Vögel eher positiv zu bewerten (vgl. MEYER 1998). So konzentrierten sich bei den Fouragieranaysen (UTSCHICK 2004a) Vögel vor allem in 10 bis 15 Stämme umfassenden Baumgruppen am Rand größerer Waldinnenlücken bzw. passten bei der Nahrungssuche ihre Tagesrouten durch den Wald diesem Lückensystem an. Entscheidend für die hohe Attraktivität solcher Lückenränder sind wohl Kleinstrukturen (auch Bodenverwundungen durch Windwurf etc.) und Lichtschachteffekte (URBAN & SMITH 1989, UTSCHICK 1991, WALTHER 2002). Durch diese werden neben der Strauchschicht mit vermehrt Buschbrütern bzw. bodennah fouragierenden Vogelarten vor allem vom Licht attrahierte Kronen- und Stammarthropoden gefördert, während die Bodenvegetation oder lichtliebende Bodenarthropoden, denen auf Sonderstandorten durchaus große naturschutzfachliche Bedeutung zukommen kann, zumindest auf ärmeren Standorten auf längere Sicht davon kaum profitieren (vgl. z.B. KEEL 1998, SCHMIDT 1998). Ein

Beleg für diese Lichtschachteffekte ist z.B. die in solchen kleinen Waldlücken gegenüber großen deutlich höhere Insekten-Herbivorie (SHURE & WILSON 1993), worauf auch andere Nutzergruppen wie z.B. die Fledermäuse reagieren (CROME & RICHARDS 1988). Sinkendes Laubvolumen im Bereich solcher Waldinnenlücken wird durch einen höheren Proteingehalt in den Blättern ausgeglichen und macht dadurch Herbivorie besonders lohnend (GANZHORN 1995). Wenig mobile Artengruppen wie Schildläuse (wichtige Nahrungsgruppe für Stammkletterer) sind auf ein kleinflächiges Lückensystem besonders stark angewiesen (sonst Fitnessverluste; vgl. HANKS & DENNO 1994). Bei den Buschbrütern reicht bereits ein relativ geringer Strauch-Deckungsgrad und damit kleinste Lücken, um Waldhabitate besiedeln zu können (WIENS et al. 1986). Zur großen Bedeutung der Schichtigkeit und Lückigkeit von Beständen für Arten- und Vogelreichtum auch in Buchenwäldern (vor allem zur Brutzeit) vgl. z.B. JEDICKE (1996a, 1997a, 1999b). Allerdings zeigen dessen Ergebnisse auch, dass z.B. in offenen, mittelwaldähnlichen Eichen-Buchenwäldern gegenüber geschlossenen Beständen dieses Typs zwar doppelt so hohe Gesamtvogeldichten auftreten, dafür aber fast alle naturschutzfachlich interessanteren Arten wie Mittelspecht, Trauerschnäpper, Kernbeisser, Gartenbaumläufer, Blaumeise etc. abnehmen oder ganz ausfallen (JEDICKE 1996b).

Zudem kommt, wie in Mittelschwaben demonstriert, abwechslungsreicher Altersklassenwald den zahlreichen, im Jahresverlauf ganz verschiedene Bestände bevorzugenden Vogelarten entgegen (vgl. auch UTSCHICK 1993, Utschick2004b). Betont wird dabei die herausragende Stellung von reifen, naturnahen, gut strukturierten Waldaußen- und -innenrändern vor allem bei Südexposition und im Winter (CHEN et al. 1994, REINELT 1995, LENTNER 1999).

Deutlich wird aber auch, dass in viel stärkerer Abhängigkeit als bisher vermutet regional waldbaulich differenziert werden muss, will man optimalen Waldvogelschutz betreiben. So müssen in „winterwarmen“ Fichtenwaldgebieten, in denen sich aus nord- und nordosteuropäischen Brutarealen einziehende und bei uns überwinternde Vögel konzentrieren, mehr reife Laubholzinseln (nach VIDAL 1980 z.B. im Donautal bis zu 10fach höhere Wintervogeldichten gegenüber Nadelforsten) bzw. Naturwaldreservate und höhere Laubholzanteile in Mischbeständen vorgehalten werden als in „winterkalten“, die in der Regel auch näher an den Alpen als dem regionalen Kerngebiet der meisten Nadelwaldvögel (Haubenmeise, Fichtenkreuzschnabel etc.) liegen. Dies entspricht sicher zum Teil dem Gradienten „potentiell natürlicher Fichtenanteile“ zwischen Donau und Alpen.

Des weiteren bewirken nur größere Laubholz-Reinbestände von in Mittelschwaben mindestens 4 ha bis 10 ha eine echte Bereicherung der Avizönose, da viele kleinere Bestände und Laubholzinseln für anspruchsvolle Laubwaldvögel kaum noch nutzbar sind. CIESLAK & DOMBROWSKI (1993) weisen nach, dass erst bei über 0,4 ha großen Waldinseln die Artenzahlen flächenabhängig stärker zu steigen beginnen. Dies erklärt auch die in Mittelschwaben vorgefundenen Nachteile von Fichten-Buchen-Beständen

zur Brutzeit. Die Buchen sind hier meist nur in maximal 0,1 ha großen Gruppen eingemischt. Größere Laubholzreinbestände sind dagegen derzeit in Mittelschwaben viel zu selten, um flächendeckend ihre „Wohlfahrtswirkungen“ für Vögel entfalten zu können. Noch schwieriger wird es für typische Laubwaldvögel bei einzeln in Nadelholzbestände eingemischten Laubbäumen, da hier nur noch Vorteile bei der Nahrungssuche existieren (Lichtschachteffekte, Attrahierung von Arthropoden etc.), die entscheidenden Brut- oder Winterrevierrequisiten aber häufig fehlen. CIESLAK & DOMBROWSKI (1993) fanden in unter 1 ha großen Beständen Ostpolens mehr nichtbrütende Vogelindividuen als reproduzierende Brüter vor, und in schwedischen „Inselhabitaten“ blieben 50 % der revierinhabenden Höhlenbrüter unverpaart, selbst bei Unterstützung mit Nistgeräten (NILSSON et al 1985). Auch dies unterstreicht die große Bedeutung von größeren Laubholz-Reinbeständen, außer eventuell in kalten Muldenlagen, wo vor allem im Winter vermutlich selbst bei hohen Laubholzanteilen für Vögel nicht viel zu holen ist. Im Klartext bedeutet dies: Wenn der Laubholzanteil in Mittelschwaben aus ökonomischen oder sonstigen Gründen nicht, wie naturschutzfachlich wünschenswert, stark angehoben werden kann, dann sollte statt der laut Waldbaurichtlinien großflächig vorgesehenen Einbringung von bis zu 30 % Laubholzanteil in Fichtenbestände verstärkt mit reinen Laub- und Nadelholzbeständen gearbeitet werden. Selbstverständlich muss dabei standortsspezifisch vorgegangen und auch die Bestandesstabilität berücksichtigt werden (Sturmwurf, Borkenkäfer etc.). Forsteinrichtungstechnisch bedeutet dies im wesentlichen den Aufbau eines regional gestützten, dynamischen „Habitatschutz“-Programms“ mit einem auszuweitenden Naturwaldreservatsnetz als Grundflächen und zahlreichen, reifen, bewirtschafteten Laubholzbeständen als Trittsteinen vor allem in Verbindungskorridoren mit möglicher Flächenrotation, wie dies, natürlich viel großflächiger, z.B. in den USA (vgl. u.a. MURPHY & NOON 1992) geschieht und oder in Studien zur Umsetzung von Waldbiotopkartierungen gefordert bzw. skizziert wurde (AMMER & UTSCHICK 1985, AMMER & UTSCHICK 1988). Auch das Bayerische Naturschutzgesetz fordert in Art. 1(6) entsprechende Verbundsysteme. Die derzeitigen bayerischen Naturwaldreservate (6304 ha) sind mit durchschnittlich 42 ha häufig ausreichend groß (SCHMIDT, O. 1999), auch wenn z.B. BÜCKING (1997) bei Buchenwaldreservaten 50 ha und bei Vogelschutzgebieten 100 ha als Untergrenze ansieht. Große Reservate sind jedoch dünn gesät und dazu im Bereich bodensauer Eichen- und Buchenwälder stark unterrepräsentiert (KÖLBEL 1999). Benötigt wird zusätzlich ein dichtes Netz von etwa 4 - 10 ha großen, reifen Laubholzbeständen mit räumlich funktionierenden Verbund, worauf auch Ergebnisse aus Altholzinsel-Programmen hinweisen (JEDICKE 1995). Dieses Netz sollte, der natürlichen Verteilung von „hot spots“ in Landschaften folgend (vgl. BROWN et al. 1995), in „Knoten“ und „Fäden“ organisiert sein, d.h., unterschiedliche räumliche Verdichtungen dieser Bestände aufweisen. Zur Schließung von „Reservats-Lücken“ ist zu empfehlen, neben den bereits existierenden „Forschungs“-Naturwaldreservaten und „Sonder“-Naturwaldreservaten (vgl. ALBRECHT

1992) als dritte Kategorie mit vergleichbarem, gesetzlichen Status eventuell nur auf Zeit auszuweisende „Verbund“-Naturwaldreservate zu etablieren, die dazu nicht notwendigerweise auf Dauer aus der Nutzung genommen werden müssen. In Mittelschwaben ist zudem aufgrund der vorgefundenen Ergebnisse auch ein besonderes Augenmerk auf laubholzreiche, reife Waldränder zu richten.

Ähnliche Reservatssysteme sind vermutlich auch bei vielen Arthropodengruppen sinnvoll, selbst wenn hier die Flächenanforderungen kleinräumiger sind. So konnte ENGEL (1999) nachweisen, dass in Umbaubeständen erst etwa 0,1 ha große Buchengruppen vermehrt laubwaldtypische Arthropodenarten beherbergen können, während kleinere von nadelwaldtypischen oder ubiquitären Arten geprägt sind.

Wenn auch in Auwäldern Artenzahlen und Vogelabundanz bei großflächiger Nutzungsaufgabe besonders stark ansteigen (KREUZIGER 1999, UTSCHICK 2000), so bringt in der mitteleuropäischen Buchenwaldregion eine naturgemäße Waldbewirtschaftung mit auf großer Fläche über 120jährigen Buchenmischwäldern, die erst ab diesem Alter für gefährdete Waldvögel interessant werden, naturschutzfachliche Gewinne und ist zudem ökonomisch vertretbarer (SPERBER 1999). Entscheidend dafür sind dabei eher Starkbaumcharakter und Baumhöhe, weniger Stammzahlen, Schichtigkeit (JEDICKE 1999a) oder besonders hohe Totholzanteile. Laubwaldgebiete dieses Zuschnitts können bei kleinräumig sehr diversen Habitatstrukturen großräumig gesehen auch recht homogen sein, ohne dass es zu Artenverarmungen kommt. Der Grund hierfür ist in dem besonders in Auwäldern, aber auch anderen Laubwäldern, hohen Artenwechsel innerhalb einer Unterfläche zu suchen (Turnover). So belegen z.B. langfristige Studien an Höhlenbrütern in Laub- und Mischwäldern völlig unterschiedliche Bestandsschwankungen auch in eng benachbarten Gebieten (BLATTNER & SPEISER 1990). Hohe Vogeldiversitäten in naturnahen Nadelwäldern hängen dagegen stark vom kleinflächigen Wechsel verschiedener Waldformen ab (MOROZOV 1993).

Schon in Mischwäldern mit höheren Nadelholzanteilen fallen häufig bereits spezialisierte Laubwald-Vogelarten aus (EIBERLE & HIRSCHHEYDT 1983). Insofern werden die großen bayerischen Anstrengungen zum Umbau von Fichten-Reinbeständen in fichtendominierte Mischbestände (MATTHES 1998) nur den eher generalistischen, häufigeren Waldvogelarten Vorteile verschaffen und somit nur sehr bedingt „renaturierend“ wirken (vgl. SCHMIDT, P. 1999). Bei Beibehaltung der Fichte als „Brotbaum“ der mittelschwäbischen Forstwirtschaft muss daher das Heil in überwiegend Laubholz aufweisenden Reservatssystemen und hohen Laubholzanteilen auf den bewirtschafteten Waldflächen gesucht werden. Ansätze zu solchen Planungen gibt es z.B. im Niedersachsen (RIPKEN 1994, RIPKEN 1998, KLEINSCHMIT 1999), wo über 30 % der Waldfläche in einem integrativen Konzept unter Ausrichtung auf Naturschutzziele beplant und behandelt werden sollen. Allerdings kostet dies auch jährlich über 100 DM pro ha Landesforstfläche. In Bayern, wo rund 60 % aller Waldflächen mit zusätzlichen Funktionen (Wasser-, Erosionsschutz, Erholungswald etc.) belegt sind (BAYER. StMELF, 1999) wurden 1999 nur 1 - 3 % ganz (Nationalparks,

Naturwaldreservate) oder zumindest auf Teilflächen (Naturschutzgebiete) unter überwiegend naturschutzorientierten Aspekten behandelt, auch wenn sich diese Flächenbilanz nach Anlaufen von Natura 2000 langfristig deutlich verbessern wird. Nicht vergessen werden darf, dass auf einem Teil dieser Flächen naturschutzorientierte Bewirtschaftung aktive Behandlung bedeutet (Problem aggressiver Naturverjüngungen von Fichte oder Neophyten; vgl. z. B. ZERBE 1998).

5.1.2 Auswirkungen des Neophytenanbaus

Neophyten wie die Douglasie werden zumindest in Mittelschwaben im Winter, wenn gezielte Suche nach Nahrungsquellen angesagt ist, gemieden und nur im Herbst, wenn Nahrungsüberfluss breite Nutzungsspektren und kurzzeitig sehr ertragreiche Exploitationen zulässt, intensiver genutzt. Dafür verantwortlich ist vermutlich der hohe Anteil recht kleiner (Milben, Staubläuse), generalistischer Arthropodenarten (WINTER 2001), die für Vögel kaum nutzbar sind. Ähnliche Miniaturisierungs-Effekte haben bei Spinnen MIYASHITA et al. (1998) für kleine Waldinseln nachgewiesen, was darauf hindeutet, dass Douglasien-Reinbestände schon spätestens ab ha-Größe ökofunktionell nicht mehr in europäische Waldlandschaften integrierbar sind (Waldinsel im Wald!). In den kolumbianischen Anden waren die Vogelzönosen von Neophytenplantagen denen von offenem Weideland ähnlicher als denen benachbarter Naturwälder (RENJIFO 2001). Außerdem neigen Arthropoden in für sie ungünstigen Lebensräumen sehr stark zu geklumpstem Auftreten (WITH & CRIST 1995) und die wenigen Verdichtungskerne werden dann von Vögeln rasch gefunden und ausgebeutet. Diese Neophyten betreffenden Prinzipien gelten weltweit (vgl. z.B. CLOUT 1984, MITRA et al. 1993), auch für Laubbäume (dort z.B. zur Brutzeit für Hybridpappeln im Vergleich mit naturnahem Weidenauwald; BOHUS 1993). So sind nach KOWARIK (1986) die Samen und Früchte von über der Hälfte der in Deutschland eingeschleppter Gehölzneophyten allenfalls für einzelne Spezialisten unter den Vögeln nutzbar, während rund 80 % der einheimischen Gehölze von vielen Vogelarten massiv befallen werden.

Dies alles spricht sowohl für eine erstaunlich lang dauernde Gewöhnungszeit von Vögeln an neuartige Nahrungsquellen als auch für ein bei Neophyten vor allem im Kronenbereich stark eingeschränktes Nutzerspektrum speziell bei über 2 mm großen Arthropoden (eventuell außer bei Großspinnen im Herbst; siehe Nutzung der Douglasienbestände in Mittelschwaben), die besonders in Nadelwäldern einen Großteil der Vogelernährung ausmachen. Bei herbivoren Arthropoden ist dafür wohl eine fehlende biochemische Abstimmung zwischen Nutzer und Wirt verantwortlich. Trotzdem scheinen zur Brutzeit Arten wie die Douglasie als Element von Vogelhabitaten zumindest mit der Fichte mithalten zu können, vor allem im bodennahen Bereich (WINTER 2001) und in Mastjahren (BIJLSMA 1979). Auch bezüglich des Brutsubstrats (Höhlenbäume) scheint es kaum Probleme zu geben (vgl. z.B. WITT 1988). Andererseits bestätigen mehrere Neophyten integrierende Studien (einschließlich Douglasie), dass

auch zur Brutzeit in Neophytenbeständen das verfügbare Arthropodenangebot (gemessen in Raupenkotmengen bzw. an Schadinsektenarten) relativ gering ist. WINTER et al. (2001) rechnen schon in Douglasien-Mischbeständen mit einer Verarmung der epigäischen Fauna. Vögel, die neophytenreiche Bestände bei einem hohen künstlichem Höhlenangebot durchaus annehmen, müssen wegen der weiten Nahrungsflüge in autochthone Nachbarbestände erhebliche Reproduktionseinbußen hinnehmen (MÜLLER & STOLLENMAIER 1994, KOLB 1996). Hohe Revierdichten in reifen Douglasienbeständen, wie sie z.B. beim Kleiber durchaus möglich sein können, täuschen dadurch nur heile Zustände vor. Daher sollte wegen solcher, mit den in Mittelschwaben angewandten Erhebungsmethoden nicht meßbaren, Effekte auf die Fitness von Vogelarten vor einer Ausweitung der Douglasienfläche sorgfältig geprüft werden, inwieweit damit sowohl die brutzeitliche als auch die winterliche Nahrungsbasis vieler Vogelarten verkleinert wird. Bis dahin ist wegen der aggressiven Naturverjüngung der Douglasie vor allem in Nadelwäldern bzw. auf bodensaueren, naturnäher bestockten Standorten (KNOERZER 1999) Vorsicht geboten, während die Risiken bei Kombination mit der Buche und kleinflächigem Einbringen wie bisher vermutlich kalkulierbar sind (APPELFELDER 1999, WINTER et al. 2001). Bei nur rund 800 ha Douglasien-Anbaufläche in ganz Südbayern (NÜß LEIN 1999) ist dieses Problem derzeit aber allenfalls an Sonderstandorten relevant. In Unterfranken mit fast 2000 ha Douglasienfläche kann dies schon anders aussehen. In Spanien sind dort, wo großflächig Eukalyptus-Plantagen entstanden, sind überwinternde Kleinvögel durch Rückgänge von 90 % (Insektenfresser besonders betroffen) bereits massiv beeinträchtigt (SANTOS & ALVAREZ 1990, SANTOS et al. 1990, TELLERIA & GALARZA 1990), wobei wegen der erhöhten Waldbrandgefahr typische Waldvögel besonders zu leiden haben. Weltweit trifft Neophytenanbau in Plantagen vor allem Spechte, Großinsektenjäger wie etwa die Schnäpper sowie Fruchtfresser (vgl. z. B. MITRA & SHELDON 1993). Bei kleinflächigen Neophyten-Inseln treten dagegen nur geringe Probleme auf (vgl. z.B. CURRY 1991), außer, die Neophyten erlangen durch geringere Herbivorie (fehlende Abstimmung mit herbivoren Arthropoden, Fruchtfressern etc.) starke Selektionsvorteile (SCHIERENBECK et al. 1994). Leider scheinen deutsche Forstverwaltungen diese Probleme eher aus ökonomischem Blickwinkel zu sehen. Jedenfalls wurde die Anbaufläche der Douglasie in letzten Jahrzehnt kräftig erweitert (vgl. z.B. KAISER & PURPS 1991).

5.2 Konsequenzen für den Einsatz von Vogeldaten in waldbezogenen Planungen

5.2.1 Berücksichtigung des Winteraspekts

Auch für den Einsatz von Waldvogeldaten in naturschutzfachlichen Planungen ergeben sich Konsequenzen. So sind im Licht der vorgefundenen Ergebnisse bei Pflege- und Entwicklungsplänen von Naturschutzgebieten, bei Umweltverträglichkeitsprüfungen, beim in den FFH-Gebieten vorgeschriebenen Monitoring oder bei Maßnahmen des

Naturschutzes und der Landschaftspflege Wintervogelaufnahmen mindestens genauso wichtig wie die Erfassung der Brutvogelzönosen, sobald Wälder betroffen sind. Der Zeitraum Juli bis Oktober kann dagegen trotz der je nach geografischer Lage besonders im September bzw. Oktober oft recht hohen Vogelzahlen (PURROY 1975, JEDICKE 1997a) vernachlässigt werden, wenn nicht gerade Hauptlinien des Vogelzuges wie etwa Flußtäler betroffen sind. In anderen Lebensräumen wie z.B. Feuchtgebieten oder Mooren sind dagegen Wintervogelaufnahmen nicht zwingend nötig.

5.2.2 Berücksichtigung der Waldumgebung

Den oft großen Einfluss der umgebenden Waldlandschaft auf die Avizönosen von einzelnen Waldbeständen belegen vor allem gildenspezifische Auswertungen (vgl. z.B. GRAM et al. 2001), die hier häufig allgemeinen Diversitätsindizes oder Auswertungen auf Einzelartenniveau überlegen sind. So decken sich die hohen „Sommervogelanteile“ im kleinräumigen Altersklassenwald der Esterhazy-Flächen (vgl. Strich- und Zugvögel für DFI/DOU in Abb. 10) mit Befunden aus Großbritannien (DONALD et al. 1998), nach denen Zugvögel innerhalb von Waldlandschaften stärker auf Bestandslückenreichtum mit dichter Bodenvegetation und hohe Anteile an frühen und späten Sukzessionsstadien reagieren, während vor allem stationäre Höhlenbrüter auf große, laubholzreiche, reife (qualitativ hochwertige) Einzelbestände angewiesen sind. Auch in England (HINSLEY et al. 1995), im australischen Busch (BENTLEY & CATTERALL 1997), in Nordamerika (FLATHER & SAUER 1996), im subtropischen Mexiko (GRAHAM & BLAKE 2001) und in südamerikanischen Regenwaldgebieten (RENJIFO 2001) wird die Dispersion von ziehenden Arten bzw. von Habitatgeneralisten, Wirbeltierjägern, Brutparasiten, Neozoen (SAAB 1999) überwiegend von Flächengrößenverteilung und Flächenverbund (Fragmentierungsgrad) einer Waldlandschaft bestimmt, während die von Waldspezialisten stark von der Feinkörnigkeit der Waldtypen und Strukturen (Höhlenbrüter, Stammkletterer, in Regenwäldern besonders Insektivoren) innerhalb größerer, kompakter Waldkomplexe abhängt (vgl. z.B. CANADY 1997). Je größer der Fragmentierungsgrad, um so gewichtiger werden Waldlandschaftskriterien gegenüber Waldbestandparametern oder Mikrohabitatstrukturen, und um so höher wird der jährliche Arten-Turnover (MASON 2001), womit Spezialistentum problematisch wird. So hängen z.B. im waldarm gewordenen nordamerikanischen Mittelwesten mittlerweile rund 70 % aller überprüften Vogelarten stärker von Waldlandschaftsparametern als von lokalen Habitatqualitäten ab (vgl. HOWELL et al. 2000; seltene Standvogel- und populationsstarke Zugvogelarten in großen Waldkomplexen, seltene Zugvogelarten in fragmentierter Landschaft). Dies bedeutet, dass in von Natur aus fragmentierten Waldlandschaften, z.B. in naturnahen Auwäldern mit ihrer intakten Hochwasser- und Waldflächendynamik oder an natürlichen Waldgrenzen (Hochgebirge, Trockengebiete), eher Waldlandschaftsparameter die Avizönosen bestimmen werden (vgl. z.B. SAAB 1999), während in großen, geschlossenen Waldgebieten gemäßigter und borealer

Bereiche die Waldvogelzönosen vor allem in Abhängigkeit von der Habitatqualität einzelner Waldbestände und Mikrohabitatstrukturen differenzieren. Dies bedeutet aber auch, dass Waldvogelschutzgebiete, wie sie etwa das Natura 2000 – Konzept vorsieht, in Mitteleuropa ihre Funktion nur erfüllen werden, wenn sie in große, geschlossene Waldkomplexe eingebettet sind.

5.2.3 Zielartenkonzepte

In planungsrelevanten Bewertungen Verwendung finden vor allem Vogelgruppen, die in unserer Kulturlandschaft entweder nur lokal oder in geringen Dichten auftreten (z.B. viele Nichtsingvögel oder Waldvogelarten mit großräumigen Dichten von unter 1 - 3 Brutpaar pro km²; vgl. BEZZEL 1982, 1995a) oder bei denen Europa bezüglich der Weltverbreitung eine besondere Verantwortung zukommt („Volleuropäer“; vgl. TUCKER & HEATH 1994, BOYE & BAUER 2000, DENZ 2003). Eine dieser Arten ist z.B. das Sommergoldhähnchen (FLADE 2000a), das gegenüber dem konkurrenzstarken Nadelwaldspezialisten Wintergoldhähnchen als unspezialisierter, auf größere Nahrungspartikel angewiesener Zweigabsucher (CARRASCAL & TELLERIA 1985, THALER-KOTTEK 1986) in den mitteleuropäischen Wäldern und damit weltweit ohne größere Laubholzanteile Probleme bekommt. Aber auch Blaumeise, Sumpfmehlschäfer, Gartenbaumläufer, Misteldrossel, Mittelspecht und Ringeltaube gehören neben der „Paradeart“ Rotmilan zu diesen „Endemiten“, die auch in Mittelschwaben wesentlich für die wertvolleren Zönosen des laubholzreichen Abschnitts im untersuchten Naturnähegradienten verantwortlich sind (Tab. 8 – 10). BOYE & BAUER (2000) fordern für alle diese Arten den Status von „prioritären“ Wald-Naturschutzarten. Bei sehr häufigen, derzeit ungefährdeten Arten wie etwa Amsel, Heckenbraunelle, Mönchsgrasmücke oder Grünling, die trotz Kulturfolge in diesen Listen ebenfalls auftauchen, sollte eine entsprechende Verwendung in naturschutzfachlichen Planungen aber aus Plausibilitätsgründen bis zum Nachweis erheblicher Bestandsrückgänge unterbleiben (nur „prioritäre Arten unter Beobachtung“!).

Auffällig ist bei all den Arten, für die Deutschland besondere naturschutzfachliche Verantwortung trägt, der hohe Anteil an für reife Laubwälder typischen Waldvogelarten, ein Indiz für die enge und evolutiv gewachsene Bindung an die potentiell natürlichen Vegetationsform großer mitteleuropäischer Räume (FLADE 2000b). Die großflächige Erhaltung von Buchen-, Eichen- und sonstigen Laubwäldern muss daher zu den vorrangigen Vogelschutzzielen in Deutschland zählen. Zur Zeit wird dem durch die Einrichtung von FFH-Gebieten vor allem im Wald Rechnung getragen.

Dabei hat in Wäldern der Schutz von Standvögeln und damit vor allem eine ausreichende Habitatqualität im Winter Vorrang. Im Gegensatz dazu ist z.B. in Watten oder Feuchtgebieten, wo hauptsächlich Sommer- und Herbstaspekte die naturschutzfachlichen Qualitäten bestimmen, der Schutz wandernder, eher offene Habitats bewohnender Vogelarten wichtiger.

Zusammenfassung

Von März 1999 bis Februar 2000 wurden in 10 Waldbeständen der fichtendominierten Waldlandschaft Mittelschwabens die ganzjährigen Auswirkungen unterschiedlicher Naturnähe, Baumartenzusammensetzung und Nutzungsintensität auf Vogelgemeinschaften untersucht und naturschutzfachlich bewertet (einschließlich Neophytenproblematik; zeitnormierte, quantitative Gitterfeldkartierung mit je einer Zählung pro Monat). Die Ergebnisse werden mit denen einer analogen Studie aus dem Laubwaldgebiet Hienheimer Forst verglichen.

Eine Ordination der Testflächen-Vogelzönosen mittels Ähnlichkeitsindizes oder multipler Skalierung zeigt übereinstimmend – und besonders auffällig im Winter – starke Abhängigkeiten vom untersuchten Wald-Naturnähegradienten, der von Naturwaldreservaten (mit ganzjährig hohem Arten- und Vogelreichtum; viele Höhlenbrüter) über reine Laubholzbestände (vor allem zur Brutzeit viele Stammkletter und Laubwaldspezialisten) und Mischbestände (vor allem hohe Winterzahlen; im Sommer eher ubiquitäre Arten) zu Fichten-Reinbeständen (ganzjährig niedrigste Diversitäten; Ausfall vor allem herbivorer Arten) und Douglasienforsten (hohe Zahlen nur im Herbst; überwiegend ubiquitäre Arten; im Winter nahezu vogelfrei) reicht. Ähnliches gilt für den Anteil von Naturnähezeigern bzw. gefährdeten Arten und andere naturschutzfachliche Werte wie Nichtsingvogel-, Standvogel- oder „Volleuropäer“-Anteile. Dies sollte sowohl in der vogelrelevanten Landschaftsplanung – z.B. durch verstärkte Berücksichtigung des Winteraspekts und der Waldumgebung – als auch in der forstlichen Raumplanung berücksichtigt werden wie etwa durch Planung eines kohärenten Netzes aus Naturwaldreservaten und ausreichend großen Laubholzbeständen in nadelholzreichen Gebieten der mitteleuropäischen Buchenwaldregion. Vor dem Anbau größerer Douglasien-Reinbestände wird gewarnt.

Literatur

- ALATALO, R.V., L. GUSTAFSSON, A. LUNDBERG & S. ULFSTRAND (1985): Habitat shift of the Willow Tit *Parus montanus* in the absence of the Marsh Tit *Parus palustris*. *Ornis Scand.* 16: 121-128.
- ALBRECHT, L. (1992): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald. *Forstw. Cbl.* 111: 214-224.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwiss. Cbl.* 110: 149-157.
- AMMER, U. (1992): Naturschutzstrategien im Wirtschaftswald. *Forstw. Cbl.* 111: 255-265.
- AMMER, U., ENGEL, K., FÖRSTER, B., GOSSNER, M., KÖBEL, M., LEITL, R., SIMON, U., SIMON, U.E., UTSCHICK, H., 2002: Vergleichende waldökologische Untersuchungen in Naturwaldreservaten (ungenutzten Wäldern) und Wirtschaftswäldern unterschiedlicher Naturnähe (unter Einbeziehung der Douglasie) in Mittelschwaben. www.lrz-muenchen.de/~Inn/LNN_2002/Inn/forschung.html (Forschungsbericht des BMBF und des Bayer. StMLF, 1005 S.), TU München, Freising.

- AMMER, U. & H. UTSCHICK (1985): Ökologische Wertanalyse der Gräflich Bernadotte'schen Wäldungen (Mainauwald) mit Entwicklung ökologischer Pflegekonzepte. Informationsbroschüre der Lennart Bernadotte Stiftung, Mainau. 39 S. – AMMER, U. & H. UTSCHICK (1988): Zur ökologischen Wertanalyse im Wald. Schriftenreihe Bay. Landesamt für Umweltschutz, Heft 84: 37-50. – ANDREN, H. (1992): Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecol.* 73: 794-804. – ANDREN, H. & P. ANGELSTAM (1988): Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecol.* 69: 544-547. – APPELFELDER, J. (1999): Anmerkungen zur Konkurrenzsituation der Naturverjüngung und zur Ausbreitung der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Diplomarbeit, Univ. Göttingen.
- BAGUETTE, M., B. DECEUNINCK, B. & Y. MULLER (1994): Effect of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broad-leaved forest area. *Acta Oecologica* 15: 275-288. – BALDI, A. & T. CSÖRGÖ (1991): Effect of environmental factors on tits wintering in a Hungarian marshland. *Ornis Hung.* 1: 29-36. – BAUER, H.G. (1992): Kritische Bewertung der Methode der halbquantitativen Rasterkartierung im Hinblick auf ein langfristiges Brutvogelmonitoring. *Vogelwelt* 113: 223-230. – BAYER. LWF (1997): Empfehlungen für den Vogelschutz im Bayerischen Staatswald. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising, 52S.
- BAYER. StMELF (1999): Schutzgebiete im Wald. *Forstinfo* 16/99. – BEJER, B. & M. RUDEMO (1985): Fluctuations of tits (Paridae) in Denmark and their relations to winter food and climate. *Orn. Scand.* 16: 29-37. – BENTLEY, J.M. & C.P. CATTERALL (1997): The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biol.* 11: 1173-1189. – BEZZEL, E. (1982): Vögel der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart. 350 S. – BEZZEL, E. (1995): Anthropogene Einflüsse in der Vogelwelt Europas. *Natur & Landschaft* 70: 391-411.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie. Neumann, Radebeul, 270 S. – BIERMAYER, G. (1998): Naturschutzgerechte Forsteinrichtung und Waldbewirtschaftung aus der Sicht der Bayerischen Staatsforstverwaltung. *Ber. ANL* 22: 65-69. – BIJLSMA, R. (1979): The ecology of the Hawfinch *Coccothraustes coccothraustes* on the Zuidwest-Veluwe, with special reference to the breeding biology. *Limosa* 52: 53-71. – BIRD, G.A., D.B. RACHAR & L. CHATARPAUL (1987): Increased skeletonization of leaf litter under snow following timber harvest. *Ecol.* 68: 221-223. – BLAKE, J.G. & J.R. KARR (1987): Breeding birds of isolated woodplots: area and habitat relationships. *Ecol.* 68: 1724-1734. – BLATTNER, M. & T. SPEISER (1990): Schwankungen und langfristige Trends der Nistkasten-Besetzungsanteile von Singvögeln in der Region Basel und ihre Aussagekraft. *Orn. Beob.* 87: 232-242. – BLÜMEL, H. (1990): Die Baumläufer in der Oberlausitz. *Abh. Ber. Nat.kde.mus. Görlitz* 64: 1-6. – BOHUS, M. (1993): Comparison of two different foreststand bird communities in Danube river inundation. *Tichodroma* 5: 87-97. – BOYE, P. & H.-G. BAUER (2000): Vorschlag zur Prioritätenfindung im Artenschutz mittels Roter Listen sowie unter arealkundlichen und rechtlichen Aspekten am Beispiel der Brutvögel und Säugetiere Deutschlands. *Schr.reihe. Landschaftspfl. Naturschutz.* 65: 71-88. – BRAWN, J.D. & S.K. ROBINSON (1996): Source-sink population dynamics may complicate the interpretation of long-term census data. *Ecol.* 77: 3-12. – BRITTINGHAM, M.C. & S.A. TEMPLE (1988): Impacts of supplemental feeding on survival rates of Black-capped Chickadees. *Ecol.* 69: 581-589. – BROWN, J.H., D.W. MEHLMAN & G.C. STEVENS (1995): Spatial variation in abundance. *Ecol.* 76: 2028-2043. – BÜCKING, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. *Forst und Holz* 52: 515-522. – BÜHLMANN, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den

Schutz des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*). Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Baden-Württ. 67: 163-169. – BUND (2000): Der Bund fordert. BUNDmagazin 3/2000: 18. – BUREL, F., J. BAUDRY, A. BUTET, P. CLERGEAU, Y. DELETTRE, D. LE COEUR, F. DUBS, N. MORVAN, G. PAILLAT, S. PETIT, C. THENAIL, E. BRUNEL & J.-C. LEFEUVRE (1998): Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19: 47-60. – BÜRGER, P. & B. KLOUBEC (1994): Breeding bird community in Abieto-Fagetum virgin forest (Zofinsky praes, South Bohemia). *Sylvia* 30: 12-21. – BURKE, D.M. & E. NOL (2000): Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest breeding birds in Ontario. *Ecol. Appl.* 10: 1749-1761.

CANADY, C. (1997): Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biol. Conserv.* 77: 63-77. – CAREY, A.B. (1995): Sciurids in Pacific Northwest managed and old-growth forests. *Ecol. Appl.* 5: 648-661. – CARRASCAL, L.M. & J.L. TELLERIA (1985): Estudio multidimensional del uso del espacio en un grupo de aves insectívoras forestales durante el invierno. *Ardeola* 32: 95-113. – CHEN, J., J.F. FRANKLIN & T.A. SPIES (1994): Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth douglas-fir forests. *Ecol. Appl.* 5: 74-86. – CIESLAK, M. (1991): Fauna of breeding birds in the small wolds of Eastern Poland. *Notatki Orn.* 32: 77-88. – CIESLAK, M. (1994): The vulnerability of breeding birds to forest fragmentation. *Acta orn.* 29: 29-38. – CIESLAK, M. & A. DOMBROWSKI (1993): The effect of forest size on breeding bird communities. *Acta Orn.* 27: 97-111. – CLAMENS, A. & P. ISENMANN (1989): Effects of supplemental food on the breeding of Blue and Great Tits in mediterranean habitats. *Ornis Scand.* 20: 36-42. – CLOUT, M.N. (1984): Improving exotic forests for native birds. *New Zealand J. Forestry* 29: 193-200. – CROME, F.H.J. & G.C. RICHARDS (1988): Bats and gaps: microchiropteran community structure in a Queensland rain forest. *Ecol.* 69: 1960-1969. – CURRY, G.N. (1991): The influence of proximity to plantation edge on diversity and abundance of bird species in an exotic pine plantation in north-eastern New South Wales. *Austr. Wildl. Res.* 18: 299-314.

DENZ, O. (1996): Zur Bedeutung von Altholzbeständen für gefährdete Spechtarten am Beispiel des Staatswaldes Kottenforst bei Bonn. *Decheniana* 149: 179-182. – DESROCHERS, A. (1992): Age-related differences in reproduction by european blackbirds: restraint or constraint? *Ecol.* 73: 1128-1131. – DETSCH, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt. W & T Berlin. 208 S. – DONALD, P.F., R.J. FULLER, A.D. EVANS & S.J. GOUGH (1998): Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. *Biol. Conserv.* 85: 183-197. – DONOVAN, T.M. & F.R. THOMPSON III (2001): Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecol. Appl.* 11: 871-882.

EIBERLE, K. & J. VON HIRSCHHEYDT (1983): Über den Einfluß der Baumartenmischung auf den Brutvogelbestand. *Waldhygiene* 15: 33-48. – ENGEL, K. (1999): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. W&T Berlin, 170 S.

FLADE, M. (2000a): Prozeßschutz und Vogelartenschutz in Deutschland - ein Widerspruch? *Vogelschutz LBV Bayern*: 2/2000: 10-13. – FLADE, M. (2000b): Verantwortung des Artenschutzes in Europa. *Ber. Bay. LWF* 27: 93-101. – FLASPOHLER, D.J., S.A. TEMPLE & R.N. ROSENFELD (2001): Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. *Ecol. Appl.* 11: 32-46. – FLATHER, C.H. & J.R. SAUER (1996): Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecol.* 77: 28-35.

- GANZHORN, J.U. (1995): Low-level forest disturbance effects on primary production, leaf chemistry, and lemur populations. *Ecol.* 76: 2084-2096. – GATTER, W. (1994): Zur Ausbildung von Vogelmenschen in Wäldern unter Einfluß von Habitatstruktur, Nahrung, Konkurrenz und Migration. *Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpfl.zücht.* 37: 75-88. – GIBBS, J.P. & J. STANTON (2001): Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites and flies. *Ecol. Appl.* 11: 79-85. – GILLIAM, F.S., N.L. TURRILL & M.B. ADAMS (1995): Herbaceous-layer and overstory species in clearcut and mature Central Appalachian hardwood forests. *Ecol.Appl.* 5: 947-955. – GOSSNER, M. & H. UTSCHICK (2001): Douglasienbestände entziehen überwinternden Vogelarten die Nahrungsgrundlage. *LWF-Bericht* 33: 41-44. – GOSSNER, M. & H. UTSCHICK (2003): Douglas fir stands deprive overwintering bird species of food resource. *NEOBIOTA* 3. Im Druck. – GRAHAM, C.H. & J.G. BLAKE (2001): Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecol. Appl.* 11: 1709-1721. – GRAM, W.K., V.L. SORK, R.J. MARQUIS, R.B. RENKEN, R.L. CLAWSON, J. FAABORG, D.K. FRANTZ, J. LECORFF, J. LILL & P.A. PORNELUZI (2001): Evaluating the effects of ecosystem management: A case study in a Missouri Ozark forest. *Ecol. Appl.* 11: 1667-1679. – GUNNARSSON, B. (1996): Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. *J. Anim. Ecol.* 65: 389-397. – GUZY, A. (1994): Peculiarities of the breeding and autumn migrational bird population in oak-beech forests of Bukovina. *Berkut* 3: 3-8.
- HANKS, L.M. & R.F. DENNO (1994): Local adaptation in the armored scale insect *Pseudaulacaspis pentagona* (Homoptera, Diaspididae). *Ecol.* 75: 2301-2310. – HANSSON, L. (1986): Breeding bird communities in relation to distance from winter food supply. *Orn. Fenn.* 63: 47-49. – HANSEN, A.J., S.L. GARMAN & B. MARKS (1993): An approach for managing vertebrate diversity across multiple-use landscapes. *Ecol.Appl.* 3: 481-496. – HANSEN, A.J., S.L. GARMAN, J.F. WEIGAND, D.L. URBAN, W.C. MCCOMB & M.G. RAPHAEL (1995a): Alternative silvicultural regimes in the Pacific Northwest: simulations of ecological and economic effects. *Ecol.Appl.* 5: 535-554. – HANSEN, A.J., W.C. MCCOMB, R. VEGA, M.G. RAPHAEL & M. HUNTER (1995b): Bird habitat relationships in natural and managed forests in the West Cascades of Oregon. *Ecol.Appl.* 5: 555-569. – HANSKI, I. (1985): Singel-species spatial dynamics may contribute to long-term rarity and commonness. *Ecol.* 66: 335-343. – HELB, H.W., A. STERN, T. VICINUS, K. MALEK & J. TROJAN (1999): Vergleichende faunistisch-ökologische Untersuchungen und Bewertungen des Vogelbestandes der Naturwaldreservate Himbeerhang und Rotenberghang mit jeweils einer bewirtschafteten Vergleichsfläche auf der Basis einer Vegetationsstruktur-Kartierung 1994-1996: Manuskript-Auszug, Fachgutachten, FVA Trippstadt. – HELLE, P. & M. MÖNKKÖNEN (1985): Measuring turnover rates in secondary succession in European forest bird communities. *Orn. Scand.* 16: 173-179. – HELLE, P. & R.J. FULLER (1988): Migrant passerine birds in European forest successions in relation to vegetation height and geographical position. *J. Anim. Ecol.* 57: 565-579. – HINSLEY, S., P. BELLAMY, I. NEWTON & T. SPARKS (1995): Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *J. avian. Biol.* 26: 94-104. – HOFMANN, I. (1979): Vergleichende Untersuchungen zur Vogelbesiedlung naturnaher Wälder und nutzungsstarker Forsten im Steigerwald. Diplomarbeit Univ. Erlangen, 151 S. – HOHLFELD, F. (1995): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Brutvögel eines Bannwaldgebietes unter besonderer Berücksichtigung des Höhlenangebots für Höhlenbrüter. *Orn.Jahresh.Bad.-Württ.* 11: 1 - 62. – HOHLFELD, F. (1997): Vergleichende ornithologische Untersuchungen in je sechs Bann- und Wirtschafts-wäldern im Hinblick auf die Bedeutung des Totholzes für Vögel. *Orn.Jahresh.Bad.-Württ.* 13: 1-127. – HOWELL, C.A.,

- S.C. LATTA, T.M. DONOVAN, P.A. PORNELUZI, G.R. PARKS & J. FAABERG (2000): Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecol.* 15: 547-562. – JANSSON, C. & A. VON BRÖMSEN (1981): Winter decline of spiders and insects in spruce *Picea abies* and its relation to predation by birds. *Holarctic Ecol.* 4: 82-93. – JEDICKE, E. (1995): Anregungen zu einer Neuauflage des Altholzinsel-Programms in Hessen. *AFZ* 50: 522-526. – JEDICKE, E. (1996a): Brutvogelgemeinschaften in Buchen-Althölzern und -Schirmbestand im Krofdorfer Forst bei Gießen. *Forstw. Cbl.* 115: 163-173. – JEDICKE, E. (1996b): Vogelgemeinschaften und Waldstruktur. *AFZ* 51: 2-4. – JEDICKE, E. (1997a): Avizönosen und Waldstruktur - Grundlagen für ein Biotopschutz-Konzept im Wald an Beispielen aus Hessen. *Habil.Schrift, Univ. Karlsruhe*. – JEDICKE, E. (1997b): Spechte als Zielarten des Naturschutzes. *Vogelkdl. Hefte Edertal* 23: 5-43. – JEDICKE, E. (1999a): Avizönosen und Waldstruktur unter konventionellem und ökologischem Waldbau im Vergleich - Aspekte der Biodiversität. *Verh. Ges. f. Ökol.* 29: 547-553. – JEDICKE, E. (1999b): Bewertung von Biozönosen und Biotopen am Beispiel von Waldvogelgemeinschaften. In WIEGLEB, G., F. SCHULZ & U. BRÖRING (Hrsg.): *Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode*. Physica-Verlag, Heidelberg, 192-203. – JOHNS, A.G. (1995): Bird population persistence in Sabahan logging concessions. *Biol. Conserv.* 75: 3-10.
- KAISER, T. & J. PURPS (1991): Der Anbau fremdländischer Baumarten aus der Sicht des Naturschutzes - diskutiert am Beispiel der Douglasie. *Forst und Holz* 46: 304-305. – KASTL, S. (1982): Baumhöhlen und Faulholz - Die Bedeutung von Überhältern für die Fauna im Wald. *Holz- u. Forstwirt* (1982(6)): 169-177. – KEEL, A. (1998): Die naturschützerische Bedeutung lichter Wälder für Farn- und Blütenpflanzen im Kanton Zürich. *Schweiz. Z. Forstwes.* 11: 887-899. – KLAUS, S., P. SELSAM, W. SCHERZINGER, Y.H. SUN & Y. FANG (2001): Überleben in Waldfragmenten - Analyse der Verteilung von Habitaten des China-Haselhuhns (*Bonasa sewerzowi*) durch Satellitenbilddauswertung. *J. Orn.* 142, Sonderheft 1: 200. – KLEINSCHMIT, H. (1999): Naturschutzkonzept in den niedersächsischen Landesforsten. *Forst und Holz* 54: 627-630. – KLEYER, M., R. KRATZ, G. LUTZE & B. SCHRÖDER (1999/2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Z. Ökol. u. Natursch.* 8: 177-194. – KNOERZER, D. (1999): Zur Einbürgerungstendenz der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel): Franco): im Schwarzwald. *Z. Ökol. u. Naturschutz* 8: 31-39. – KOLB, A. (1996): Fortpflanzungsbiologie der Kohlmeise auf kleinen Flächen: Vergleich zwischen einheimischen und exotischen Baumbeständen. *J.Orn.* 137: 229-242. – KÖLBEL, M. (1999): 25 Jahre Naturwaldreservate in Deutschland - eine Standortbestimmung. *NUA Nordrh.-Westf, Seminarber. Bd. 4*: 32-39. – KORNAN, M. (1997): Analysis of foraging guilds of a primeval beech-fir forest breeding bird community in the Sramkova National Nature Reserve, Krivanska Fatra: posteriori approach. In: KORNAN, M.: *Vyskum a ochrana Krivanskej Fatry. Sprava NP Mala Fatra, Varin, Slovakia*, 94-112. – KOWARIK, I. (1986): Welche Gehölze mögen Vögel am liebsten? *Das Gartenamt* 35: 42-43. – KRAFT, M. (1995): Untersuchungen zu Brutbiologie und Populationsdynamik höhlenbrütender Vögel bei ganzjährig verabreichter Zusatznahrung. *Orn.Verh.* 25: 193-210.
- KREUZIGER, J. (1999): Gestern wenig, heute viel: Natürliche Entwicklung im Auwald. *Poster-Vortrag, DOG Jahrestagung 1999, Bayreuth*. – KRISTIN, A. (1992): Trophische Beziehungen zwischen Singvögeln und Wirbellosen im Eichen-Buchenwald zur Brutzeit. *Orn. Beob.* 89: 157-169. – KROPIL, R. (1996): Structure of the breeding bird assemblage of the fir-beech primeval forest in the West Carpathians (Badin Nature Reserve). *Fol. Zool.* 45: 311-324. – KUJAWA, K.

- (1995): Composition and dynamics of wintering bird communities in mid-field woods and woodbelts in Turew (western Poland). *Acta Ornithol.* 29: 145-154.
- LENTNER, R. (1999): Saisonale Dynamik der Habitatbeziehungen von Vogelmenschen am Beispiel einer inneralpinen Kulturlandschaft. Tg.bd. DOG 132. Jahresvers. 1999 Bayreuth: 78.
- MALCOLM, J.R. (1994): Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecol.* 75: 2438-2445. – MARTIN, T.E. (1988): Habitat and area effects on forest bird assemblages: is nest predation an influence? *Ecol.* 69: 74-84. – MASON, C. (2001): Woodland area, species turnover and the conservation of bird assemblages in lowland England. *Biodiversity and Conserv.* 10: 495-510.
- MATTHES, U. (1998): Waldökologische Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen im Bayerischen Staatswald als Beitrag für eine naturnahe Forstwirtschaft. Utz, München, 226. S.
- MEYER, D.R. (1998): Tierartenschutz in Wirtschaftswäldern. Schweiz. Z. Forstwesen 149: 865-874. – MITRA, S.S. & F.H. SHELDON (1993): Use of an exotic tree plantation by Bornean lowland forest birds. *Auk* 110: 529-540. – MIYASHITA, T., A. SHINKAI & T. CHIDA (1998): The effects of forest fragments on web spider communities in urban areas. *Biol. Conserv.* 86: 357-364. – MLADENOFF, D.J., M.A. WHITE, J. PASTOR & T.R. CROW (1993): Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecol. Appl.* 3: 294-306. – MOROZOV, N.S. (1993): Short-term fluctuations in a south-taiga bird assemblage: support for an 'individualistic' view. *Orn. Fennica.* 70: 177-188. – MOSIMANN, P., B. NAEF-DAENZER & M. BLATTNER (1987): Die Zusammensetzung der Avifauna in typischen Waldgesellschaften der Schweiz. *Orn. Beob.* 84: 275-299. – MÜLLER, J. & S. STOLLENMAIER (1994): Auswirkungen des Douglasienanbaus auf die Vogelwelt. *AFZ* 49: 237-239. – MÜLLER, Y. (1985): Etude comparée de la reproduction de la mésange charbonnière (*Parus major*) dans trois formations forestières des Vosges du Nord. *Ciconia* 9: 1-21. – MURPHY, D.D. & B.R. NOON (1992): Integrating scientific methods with habitat conservation planning: reserve design for Northern Spotted Owls. *Ecol. Appl.* 2: 3-17. – MUSCHKETAT, R., L. MUSCHKETAT & K. RUGE (1995): Untersuchungen zur Habitatnutzung bei Grünspecht und Grauspecht. *J. Orn.* 136: 331.
- NILSSON, J.A. & E. SVENSSON (1993): Energy constraints and ultimate decisions during egg-laying in the Blue Tit. *Ecol.* 74: 244-251. – NILSSON, S.G. (1987): Limitation and regulation of population density in the Nuthatch *Sitta europaea* breeding in natural cavities. *J. Anim. Ecol.* 56: 921-937. – NILSSON, S.G., C. BJÖRKMAN, P. FORSLUND & J. HÖGLUND (1985): Nesting holes and food supply in relation to forest bird densities on islands and mainland. *Oecologia* 66: 516-521. – NÜSSLEIN, S. (1999): Regionale Flächenanteile fremdländischer Baumarten im Staatswald Bayerns. *LWFaktuell* 20: 12.
- OBESO, J.R. (1987b): Uso del espacio y alimentacion de los parus spp. en bosques mixtos de la Sierra de Cazorla. *Ardeola* 34: 61-77. – OPDAM, P., D. VAN DORP & C.J.F. TER BRAAK (1984): The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. *Journ. Biogeogr.* 11: 473-478.
- PALEIT, J. (1999): Brutvogelmenschen verschiedener Waldentwicklungsphasen im Kellerwald. Vortrag 132. DOG-Jahrestagung Bayreuth, Tagungsband S. 89. – PATTERSON, I.J. & G. OLLASON (1994): The density and species diversity of songbird populations in northern upland spruce plantations. *Scott. Birds* 17: 125-126. – PECHACEK, P. (1994): Brutavifauna naturnaher Waldparzellen im Nationalpark Berchtesgaden. *Orn. Anz.* 33: 1-11. – PETERSEN, B.S. & S. BROGGER-JENSEN (1992): The populations of common Danish woodland birds 1976-1990. *Dank Orn. Foren. Tidsskr.* 86: 137-154. – PETTERSSON, R.B., J.P. BALL, K.E. RENHORN, P.A. ESSEEN & K. SJÖBERG (1995): Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biol. Conserv.* 74: 57-63. – PRILL,

- H. (1991): Untersuchungen an Spechten und deren Bedeutung für andere höhlenbewohnende Vögel im Naturschutzgebiet Serrahn. Orn. Rdb. Mecklbg.-Vorpom. 34: 52-65. – PULIDO, F.J.P. & M. DIAZ (1994): Diet and prey type selection by adult and young Blue Tits *Parus caeruleus*: effect of correcting for prey digestibility. Ardeola 41: 151-159. – PURROY, F.J. (1974): Breeding communities of birds in beech and fir forests of the Pyrenees. Acta Orn. 14: 294-300. – PURROY, F.J. (1975): Evolucion anual de la avifauna de un bosque mixto de coníferas y frondosas en Navarra. Ardeola 21: 669-697. – PURROY, F.J. (1977): Avifauna nidificante e invernante del robleal atlántico de *Quercus sessiliflora*. Ardeola 22: 85-95.
- REIF, A. (1999/2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. Z. Ökol. u. Natursch. 8: 239-250. – REINELT, D. (1995): Zur Avizönose des Naturschutzgebietes Donaualtwasser Schnödhof - ein Beitrag zum Pflege- und Entwicklungsplan. Dipl.arb. Forstwiss. Fak. LMU München. 122 S. – RENJIFO, L.M. (2001): Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. Ecol. Appl. 11: 14-31. – RICE, J., R.D. OHMART & B.W. ANDERSON (1983): Turnovers in species composition in contiguous riparian habitats. Ecol. 64: 1444-1455. – RICKLEFS, R.E. (2000): Rarity and diversity in Amazonian forest trees. TREE 15: 83-84. – RIPKEN, H. (1994): Waldnaturschutz im Ziel- und Organisationssystem der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. Forst u. Holz 49: 553-557. – RIPKEN, H. (1998): Naturschutz als Bestandteil von Planung und Controlling. AFZ 53: 182-186. – RUDNICKY, T.C. & M.L. HUNTER (1993): Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. J. Wildl. Management 57: 358-364.
- SAAB, V. (1999): Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. Ecol. Appl. 9: 135-151. – SALWASSER, H. (1987): Spotted Owls: turning a battleground into a blueprint. Ecol. 68: 776-779. – SANTOS, T. & G. ALVAREZ (1990): Efectos de las repoblaciones con eucaliptos sobre las comunidades des aves forestales en un maquis mediterráneo (Montes de Toledo). Ardeola 37: 319-324. – SANTOS, T. & J.L. TELLERIA (1995): Global environmetal change to and the future of mediterranean forest avifauna. In: MORENO, J.M. & W.C. OECHEL (ed.): Global chang and mediterranean-type ecosystems. Springer, NY, 527 S. – SANTOS, T., B. ASENSIO, F.J. CANTOS, F.J. & J.M. BUENO (1990): Efectos de las repoblaciones con arboles exóticos sobre las passeriformes invernantes en el norte de Espana. Ardeola 37: 309-317. – SHACKELFORD, C.E. & R.N. CONNER (1997): Woodpecker abundance and habitat use in three forest types in eastern Texas. Wilson Bull. 109: 614-629. – SCHIERENBECK, K.A., R.N. MACK & R.R. SHARITZ (1994): Effects of herbivory on growth and biomass allocation in native and introduced species of *Lonicera*. Ecol. 75: 1661-1672. – SCHMIDT, O. (1999): Prozess- oder Artenschutz? Naturwaldreservate als Leitbilder für Naturschutz im Wald. AFZ 54: 380-381. – SCHMIDT, P.A. (1999): Ökologischer Waldbau als Renaturierung? Verh. Ges. f. Ökol. 29: 595-600. – SCHMIDT, W. (1998): Dynamik mitteleuropäischer Buchenwälder. Natursch. u. Landschaftspl. 30: 242-249. – SCHUBERT, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna im Baumkronen - Ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern. W & T Berlin. 154 S. – SHURE, D.J. & L.A. WILSON (1993): Patch-size effects on plant phenolics in successional openings of the Southern Appalachians. Ecol. 74: 55-67. – SPERBER, G. (1999): Veränderungen des Brutvogelbestandes älterer Perlgras- und Hainsimsen-Buchenwälder unter dem Einfluß von 25 Jahren naturgemäßer Waldbewirtschaftung. Vortrag 132. DOG-Jahrestagung Bayreuth, Tagungsband S. 110. – STAUSS, M.J. & E. GLÜCK (1995): Einfluß unterschiedlicher Habitatqualität auf Brutphänologie und Reproduktionserfolg bei Blaumeisen (*Parus caeruleus*). Vogelwarte 38: 10-23. – STOUFFER, P.C. & R.O. BIERREGAARD (1995): Use of amazonian forest fragments by

- understory insectivorous birds. Ecol. 76: 2429-2445. SVENSSON, E. & J.A. NILSSON (1995): Food supply, territory quality and reproductive timing in Blue Tit (*Parus caeruleus*). Ecol. 76: 1804-1812.
- TELLERIA, J.L. & A. GALARZA (1990): Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. Ardeola 37: 229-245. – TELLERIA, J.L. & T. SANTOS (1995): Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. – THALER-KOTTEK, E. (1986): Zum Verhalten von Sommer- und Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*, *R. ignicapillus*) - etho-ökologische Differenzierung und Anpassung an den Lebensraum. Orn.Beob. 83: 281-289. – THIELCKE, G. (1966): Unterschiede im Übernachten von Garten- und Waldbaumläufer (*Certhia brachydactyla* und *C. familiaris*). Vogelwelt 87: 113-118. – TINBERGEN, J.M., J.-H. VAN BALEN & H.M. VAN ECK (1985): Density dependent survival in an isolated Great Tit population: Kluysers data reanalysed. Ardea 73: 38-48. – TOMIALOJC, L. & T. WESOŁOWSKI (1994): Die Stabilität der Vogelgemeinschaft im Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Białowieża (Polen). Orn. Beob. 91: 73-110. – TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (1994): Birds in Europe: Their conservation status. Birdlife Cons. Ser. Nr. 3, Cambridge. – TUMBRINCK, J. (1999): Langzeitbeobachtungen der Brutvogelvorkommen in Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. NUA Nordrh.-Westf., Seminarbericht 4: 155-164.
- URBAN, D.L. & T.M. SMITH (1989): Microhabitat pattern and the structure of forest bird communities. Am. Nat. 133: 811-829. – UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Cbl. 110: 135-148. – UTSCHICK, H. (1993): Größe, Verteilung und Zusammensetzung von Vogeltrupps in Auwäldern am Unteren Inn. Orn. Anz. 32: 117-128. – UTSCHICK, H. (2000): Walddynamik und Auwald-Avizönosen nach Staustufenbau. In: Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz, TU München (Hrsg.): Landnutzungspannung und Naturschutz - Aktuelle Forschungsberichte: 78-93. – UTSCHICK, H. (2003): Eignen sich naturschutzfachliche Leit- und Zielartensysteme für den Waldvogelschutz? LWF-Berichte. Im Druck. – UTSCHICK, H. (2004a): Baum- und Stratenpräferenzen fouragierender Waldvogelarten in Waldbeständen unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung. Orn. Anz. 45: 1-20. – UTSCHICK, H. (2004b): Saisonale Veränderungen der Raumnutzungsmuster von mittelschwebischen Waldvogelzönosen. Orn. Anz. 43: 19-47.
- VAN DORP, D. & P.F.M. OPDAM (1987): Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. Landscape ecol 1: 59-73. – VERGELES, Y.I. (1993): General traits of bird population in the forest biogeocenoses in the Kharkov Region. Berkut 2: 14-15. – VERHULST, S., J.H. VAN BALEN & J.M. TINBERGEN (1995): Seasonal decline in reproductive success of the Great Tit: variation in time or quality? Ecol. 76: 2392-2403. – VIDAL, A. (1980): Die ornithologische Bedeutung der Hartholzauenreste des Oberpfälzer Donautals. Acta Albertina Rat. 39: 149-160. – VILLARD, M.A., M. GRAY & B.A. MAURER (1995): Dynamics in subdivided populations of neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest. Ecol. 76: 27-40. WALTHER, B.A. (2002): Vertikale Stratifizierung und die Benutzung der Vegetation und der Lichthabitate von südamerikanischen Waldvögeln. J. Orn. 143: 64-81. – WEID, S. (1987): Spechte und naturgemäßer Waldbau: Befunde aus dem Forstamtsbereich Ebrach, Nordbayern. Dipl. arb. TU München-Weihenstephan. – WESOŁOWSKI, T. (1995): Birds from a primeval temperate forest hardly use feeders in winter. Ornis Fennica 72: 132-134. – WESOŁOWSKI, T. (1996): Natural nest sites of Marsh Tit (*Parus palustris*) in a primeval forest (Białowieża National Park, Poland). Vogelwarte 38: 235-249. – WIENS, J.A., J.T. ROTENBERRY & B. VAN HORNE (1986): A lesson in the limitations of field experiments: shrubsteppe birds and habitat alternation. Ecol. 67: 365-

376. – WINDING, N. (1990): Die Brutvogelfauna des „Naturwaldreservats Gaisberg“: Quantitative Bestandsaufnahme im montanen Mischwald. Salzburger Vogelkdl. Ber. 2: 15-24.
- WINTER, K. (2001): Zur Arthropodenfauna in niedersächsischen Douglasienforsten. I. Reinbestände in der Osteide und im Solling. Forst und Holz 56: 355-362. – WINTER, K., O.-D. FINCH & K. GLATZ (2001): Zur Arthropodenfauna in niedersächsischen Douglasienforsten. II. Mischbestände im Flachland. Forst und Holz 56: 720-726. – WITH, K.A. & T.O. CRIST (1995): Critical thresholds in species responses to landscape structure. Ecol. 76: 2446-2459. – WITT, K. (1988): Anhaltend extreme Brutdichte des Buntspechtes (*Dendrocopos major*) und bevorzugte Brutbaumwahl in einem Berliner Mischwaldpark. Vogelwelt 109: 114-118.
- YAHNER, R.H. (1997): Long-term dynamicx of bird communities in a managed forested landscape. Wilson bull. 109: 595-613.
- ZAHNER, V. (1999a): Haben Waldvögel Bedeutung für die Forstwirtschaft. Brutvogelerfassungen in Naturwaldreservaten. AFZ 54: 386-388. – ZAHNER, V. (1999b): Vogelwelt in Buchen-Naturwaldreservaten. NUA Nordrh.-Westf., Seminarber. 4: 147-154. – ZERBE, S. (1998):: Differenzierte Eingriffsintensitäten- ein Weg zur Integration und Segregation von Forstwirtschaft und Naturschutz. Forst und Holz 53: 520-523.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt](#)

Jahr/Year: 2007-2010

Band/Volume: [29](#)

Autor(en)/Author(s): Utschik Hans

Artikel/Article: [Die Bedeutung reifer Laubwaldbestände für mittelschwäbische Waldvogelzönosen 183-228](#)