

## Nutzungstypendiversität und Vogeldichten in einer südbayerischen Kulturlandschaft

Hans Utschick und Jörg Müller



UTSCHICK, H. & J. MÜLLER (2010): Habitat diversity and bird densities in a rural landscape in southern Bavaria, Germany. *Ornithol. Beob.* 107: 1–24.

Using grid mapping (6.25 ha grid) with subunits based on the habitat types «agricultural land», «forest», and «settlement», birds were recorded during the breeding season and in winter in a typical cultural landscape 50 km north of Munich (Germany). Grid units with a high habitat diversity (edge ecotones) showed much higher bird activities than grid units containing only one habitat type. Out of all species only the Eurasian Skylark preferred open, homogenous agricultural land. Further results show that activities of birds in the breeding season as well as in winter increased if the connectivity of habitat types within the landscape was high (effects of forest edge, settlement edge, distance between forests and settlements). The results show that when defining study area design for estimating bird populations over large areas, a stratified selection process based upon «homogenous» habitat types only will severely underestimate real bird abundance at least in well structured landscapes typical for wide regions in central Europe. We recommend a correction using threshold analysis or to switch to a landscape-based selection of study areas.

Hans Utschick, Lehrstuhl für Tierökologie, Technische Universität München, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D–85354 Freising, E-Mail [Hans.Utschick@lrz.tum.de](mailto:Hans.Utschick@lrz.tum.de); Jörg Müller, Nationalpark Bayerischer Wald, Freyungerstr. 2, D–94481 Grafenau, E-Mail [joerg.mueller@npv-bw.bayern.de](mailto:joerg.mueller@npv-bw.bayern.de)

Brutvogeldichten werden meist auf Habitat-, Lebensraum- oder Nutzungstypenbasis erhoben (für Deutschland vgl. z.B. Flade & Schwarz 2004, Gedeon et al. 2004, Mitschke et al. 2005). Andererseits gibt es viele Hinweise, dass nicht der Lebensraumtyp an sich, sondern dessen landschaftlicher und kleinstruktureller Kontext (Landschaftsdiversität) die Siedlungsdichte zahlreicher Vogelarten bestimmt (Lentner & Landmann 1994, Fornasari et al. 1997, Lentner 1997, Weggler & Widmer 2000, Bennett et al. 2004, Luoto et al. 2004).

In dieser Arbeit wird in einer für süddeutsche Verhältnisse typischen Kulturlandschaft geprüft, ob sich die Vogeldichten in Landschaftsteilen mit hoher Diversität (kleinflächiger Nutzungstypenmix, viele Randeffekte) von

jenen in Landschaftsteilen mit eher großflächiger Typenverteilung unterscheiden, in welcher Größenordnung diese Unterschiede liegen und welche Vogelarten dafür verantwortlich sind. Daraus soll abgeleitet werden, wann landschaftsbezogene Korrekturparameter bei rein lebensraumtyp-orientierten Hochrechnungen von Vogeldichten zu empfehlen sind.

### 1. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden

#### 1.1. Untersuchungsgebiet

Testgebiet ist der 11 km<sup>2</sup> große Südteil der Gemeinde Schweitenkirchen im tertiären Hügel-land 50 km nördlich von München (Abb. 1;

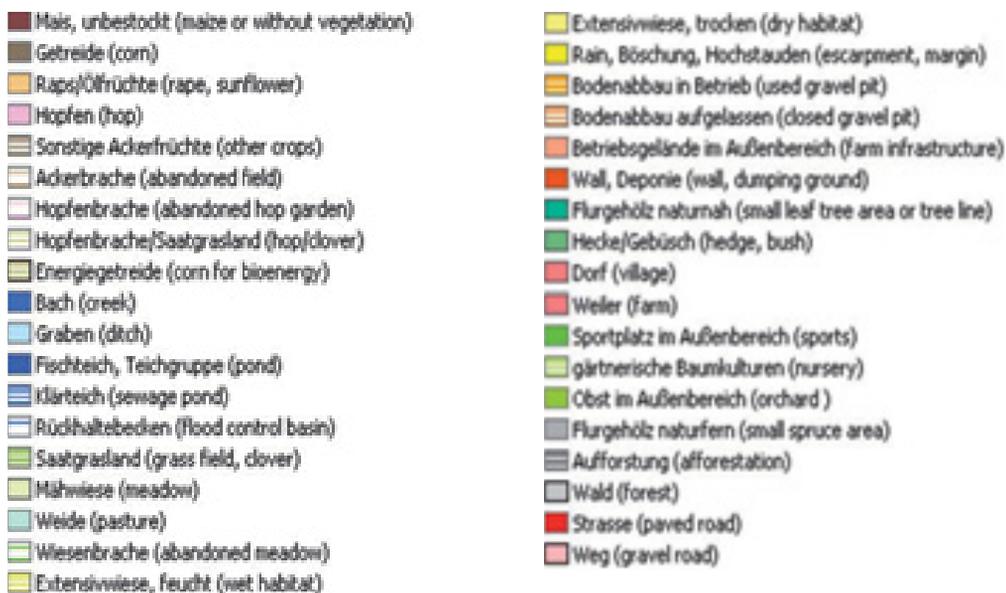


Abb. 1. Untersuchungsgebiet mit Nutzungstypenverteilung 2004. – Study area and landuse types in 2004.

Gauß-Krüger Koordinaten: Ost 4469 500–4474 250, Nord 5369 500–5373 500). Der inklusive angrenzender Gemeinden 4,5 × 3,5 km große Landschaftsausschnitt wird überwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt (Tab. 1). Große, ausgeräumte Landschaftsteile auf den Plateaus wechseln mit kleinflächigen Schlagverteilungen in steileren, oft terrassierten Bereichen. Im Agrarland (766 ha) dominieren Getreide-, Mais- und Rapsanbau. Als Sonderkultur ist Hopfen weit verbreitet. Grünland tritt großflächig nur im Bereich von 2 Reitställen auf. Wald (260 ha) stockt in unterschiedlich großen Komplexen in der Regel ortsfrem überwiegend in stark kuppigten Landschaftsteilen und an meist westexponierten Steilhängen. Als weitere Gehölzelemente sind vereinzelt Hecken, schmale Flurgehölze, Obstwiesen, Christbaumplantagen und Baumschulen in die Agrarlandschaft eingebettet. Das Gebiet liegt im Bereich der Wasserscheide zwischen Amper, Ilm und Abens und weist daher viele degenerierte Quellbereiche, aber kaum nennenswerte Fließgewässer auf. Von der Besiedlung (74 ha) her wird es geprägt durch 4 größere Straßendörfer, wenige Weiler und ein dichtes Wegenetz.

## 1.2. Material und Methoden

Die Vogelbestandsaufnahmen erfolgten in der Brutsaison 2004 bzw. in der Wintersaison 2004/2005 im Rahmen einer quantitativen Gitterfeldkartierung mit Unterflächen bei gutem Kartierwetter in den Morgen-, Vormittags- und Abendstunden. Auf der Basis von 176 je 6,25 ha großen, an Gauß-Krüger-Koordinaten orientierten Landschaftsausschnitten wurden zunächst alle in einem Gitterfeld auftretenden Nutzungsarten kartiert, ihre Grundflächen (Unterflächen eines Gitterfelds) bestimmt und als Bezugseinheit für Vogeldaten definiert. Die Vogeldaten wurden in 3 Begehungen ermittelt, in denen jedes Gitterfeld jeweils 10 min lang auf unterschiedlichen Routen bzw. in unterschiedlichen Richtungen durchquert wurde, im Idealfall zentral entlang der mittleren Feldkoordinaten (Ost bzw. Nord). Wegen Begehungsbeschränkungen auf landwirtschaftlichen Flächen bzw. zur Vermeidung von Gehgeräuschen war aber in der Regel eine Modifizierung der

Begangslinien erforderlich (Nutzung von Wegen, Schneisen, Feldrainen, Spritzgassen-Fahrspuren etc.). Zudem wurde versucht, die Begehungsrouten so auszulegen, dass Sonderstrukturen wie Flurgehölze, Säume, Brachen, Bodenabbaustellen und Gewässer in maximal 50 m Entfernung passiert wurden. Beobachtungen wurden auf Karten im Maßstab 1 : 5 000 möglichst flächenscharf eingetragen und den Unterflächen zugeordnet. Bei den auf 12 Tage

**Tab. 1.** Landschaftsparameter im Untersuchungsgebiet. Verteilung in 176 Gitterfeldern à 6,25 ha, davon 170 mit Agrarland-, 105 mit Wald- und 41 mit Siedlungsanteilen. – *Landscape parameters for the study area (176 grid units of 6.25 ha). 170 units contain at least partly agricultural habitats, 105 forest, 41 settlements.*

Parameter		Mittel	s	ha
Siedlung	%	6,66	18,67	73,3
Wald	%	23,70	30,88	260,7
Agrarland	%	68,56	47,50	766,0
Acker-/Grünland	%	60,37	32,77	664,1
Hopfen	%	6,49	12,94	71,4
Bodenabbau	%	0,32	1,80	3,6
Flurgehölze/Raine				4,3
Strassen/Wege <sup>1</sup>				22,6
Acker	%	45,11	33,06	496,2
Mais	%	7,59	15,04	83,4
Getreide	%	34,57	29,08	380,3
Raps	%	2,35	14,66	25,8
Ackerbrache	%	0,58	7,49	6,4
Hopfen	%	6,29	12,94	69,2
Hopfenbrache	%	0,20	3,66	2,2
Grünland	%	15,26	19,13	167,9
Saatgrasland	%	3,50	14,36	38,5
Mähwiese	%	7,77	12,71	85,5
Weide	%	2,98	26,48	32,8
Grünbrache	%	0,95	8,44	10,5
Hecke/Rain	m <sup>2</sup>	56,02	254,63	1,0
Flurgehölz	m <sup>2</sup>	187,61	1469,14	3,3
Teich	m <sup>2</sup>	50,06	983,83	0,9
Bach	m	21,53	93,99	1,5
Graben	m	23,35	120,90	0,6
Teerstrasse	m	113,72	168,06	10,0
Schotterweg	m	181,59	182,14	9,6
N-Diversität <sup>2</sup>		4,57	1,83	
Steilhang (Wald)	%	8,26	16,13	88,9
Höhe ü.M.	m	481,48	13,61	

<sup>1</sup> 1 ha in Siedlungsbereich, Rest im Agrarland

<sup>2</sup> Anzahl Nutzungsformen pro Gitterfeld

verteilten Begehungen wurde durch eine abgestimmte Routenwahl darauf geachtet, dass für alle Gitterfelder die Kartierbedingungen (Tageseitenverteilung etc.) vergleichbar waren.

Für die Auswertung wurden die Nutzungstypenanteile von Agrarflächen (inklusive Brachen, Sondernutzungen, Flurgehölzen etc.), Siedlungsbereichen (inklusive Obstgärten und Hauskoppeln) und Wald errechnet und sowohl auf Gitterfeldbasis als auch für die typspezifischen Unterflächen mit den Vogeldaten verglichen (relative Dichten für Zönose, Arten, funktionale Gilden etc.).

Alle statistische Analysen ohne Raumbegrenzungen wurden in R2.7.2 (R Development Team 2008) durchgeführt. Dabei kamen die Pakete «vegan», «multcomp», «coin» und «party» zum Einsatz. Zur Ermittlung von Signifikanzen bei geordneten Kategorien wurde eine kategorische Regressionsanalyse («linear-by-linear associated test») gerechnet. Da die Zähldaten zum Teil stark von Normalverteilungen abwichen, wurden die Unterschiede in den Zielgrößen zwischen verschiedenen ungeordneten Kategorien mit Hilfe einer Ränge basierten ANOVA getestet, bei der die Verteilungen der Zielgröße simuliert werden (Westfall & Young 1993). Diese Methode hat im Fall der hier ausgewerteten Daten den Vorteil, dass sie keine Ansprüche an Verteilung und Varianzhomogenität stellt. Durch die individuelle Anpassung der Teststatistik an die Verteilung der im Freiland erhobenen Daten lässt sich deren statistische Aussagekraft optimieren (für ein Anwendungsbeispiel aus der Ökologie s. Müller

et al. 2007). Zur Berechnung von Schwellenwerten für Siedlungsdichten entlang von Umweltgradienten wurde die Maximal Selektierte Rangstatistik eingesetzt. Dabei erfolgt im ersten Schritt eine Selektion der Umweltvariablen, die am besten zwischen niedrigen und hohen Werten der Zielgröße differenzieren. Im zweiten Schritt wird ein Schwellenwert berechnet, der angibt, an welcher Stelle entlang des Umweltgradienten der Unterschied am deutlichsten ausfällt. Für diesen wird ein Signifikanzwert (p-Wert) ermittelt. Die Klassifizierung der Daten erfolgt solange, bis in den unterteilten Gruppen keine weiteren signifikanten Schwellen mehr nachweisbar sind (ausführliche Beschreibung der Methode am Beispiel von Waldvogeldaten bei Müller & Hothorn 2004). Um die benachbarte Lage der Gitterfelder bei der Ordinierung zu berücksichtigen, wurde zudem eine partielle Kanonische Korrespondenz-Analyse eingesetzt, bei der die Effekte des Raumes über X, Y und  $X \times Y$  als Kovariable herausgerechnet werden. Auch bei der Berechnung von generalisierten linearen Modellen ist die räumliche Unabhängigkeit Grundvoraussetzung (Dormann et al. 2007). Um bei vorliegendem Untersuchungsdesign dieser Tatsache gerecht zu werden, wurde ein Bayesisches glm-Verfahren mit Hilfe der freiverfügbaren Software «BayesX» angewendet. Dabei wird der Einfluss einer räumlichen Autokorrelation von Probeflächen durch die Einbindung einer räumlichen Oberfläche in das Regressionsmodell gemildert. Unter Annahme asymptotischer Normalverteilung der geschätzten Regressions-

**Tab. 2.** Vogelsummen aus 3 Begehungen pro ha auf den drei Nutzungstypen im gesamten Untersuchungsgebiet sowie auf der Basis von Gitterfeld-Unterflächen des gleichen Nutzungstyps (Agrarland, Wald, Siedlung). – *Bird individuals/ha from 3 counts within the habitat types agriculture (766 ha), forest (260 ha), and settlement (74 ha). Densities for the whole study area and for the area covered by each of the three habitat types.*

	Landschaft	Agrarland	Wald	Siedlung
Fläche Nutzungstyp (ha)	1100	766	260	74
Anzahl Gitterfelder	176	170	105	41
Mittelwert (Vögel/ha Gesamtfläche)	7,28	1,95	18,05	24,65
Mittelwert (Vögel/ha Unterfläche)	7,28	1,97	27,31	27,43
Median (Vögel/ha Unterfläche)	6,64	1,28	20	22,5
Minimum – Maximum (Vögel/ha Unterfläche)	0,16 – 25,6	0,0 – 25,6	0,0 – 192	0,0 – 104

**Tab. 3.** Vogelsummen aus 3 Begehungen pro ha in Gitterfeldern (6,25 ha) mit unterschiedlichem Nutzungstypenmix (innerhalb der Klassen Reihung nach Anteil der Nutzungstypen); vgl. Abb. 1 und 2. – *Bird individuals/ha from 3 counts within grid unit classes of different combinations of habitat types (A = agriculture, W = forest, S = settlement). Class labels follow habitat type dominance. See fig. 1 and 2.*

Nutzungsmix	Gitterfelder	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum
Agrarland (A)	46	2,05	1,60	0,16	7,52
Wald (W)	4	10,48	10,72	8,64	11,84
Siedlung (S)	1	11,20	11,20		
A-W	52	6,34	5,76	0,64	21,12
A-S	18	6,49	6,08	1,44	12,80
W-A	33	12,10	12,40	5,44	20,00
S-A	6	18,21	16,40	11,52	25,60
A-W-S	8	8,84	9,20	1,76	17,60
A-S-W	4	9,72	10,56	2,24	15,52
S-A-W	2	17,44	17,44	17,44	17,44
S-W, S-W-(A)	2	17,12	17,12	16,00	18,24

koeffizienten lassen sich so Konfidenzbänder und p-Werte errechnen (Brezger et al. 2005; Anwendungsbeispiel mit Vogeldaten in Kneib et al. 2008).

## 2. Ergebnisse

Die Bestandsaufnahmen ergaben 8008 Sommervögel aus 68 Arten (s. Anhang) sowie 5655 Wintervögel aus 44 Arten.

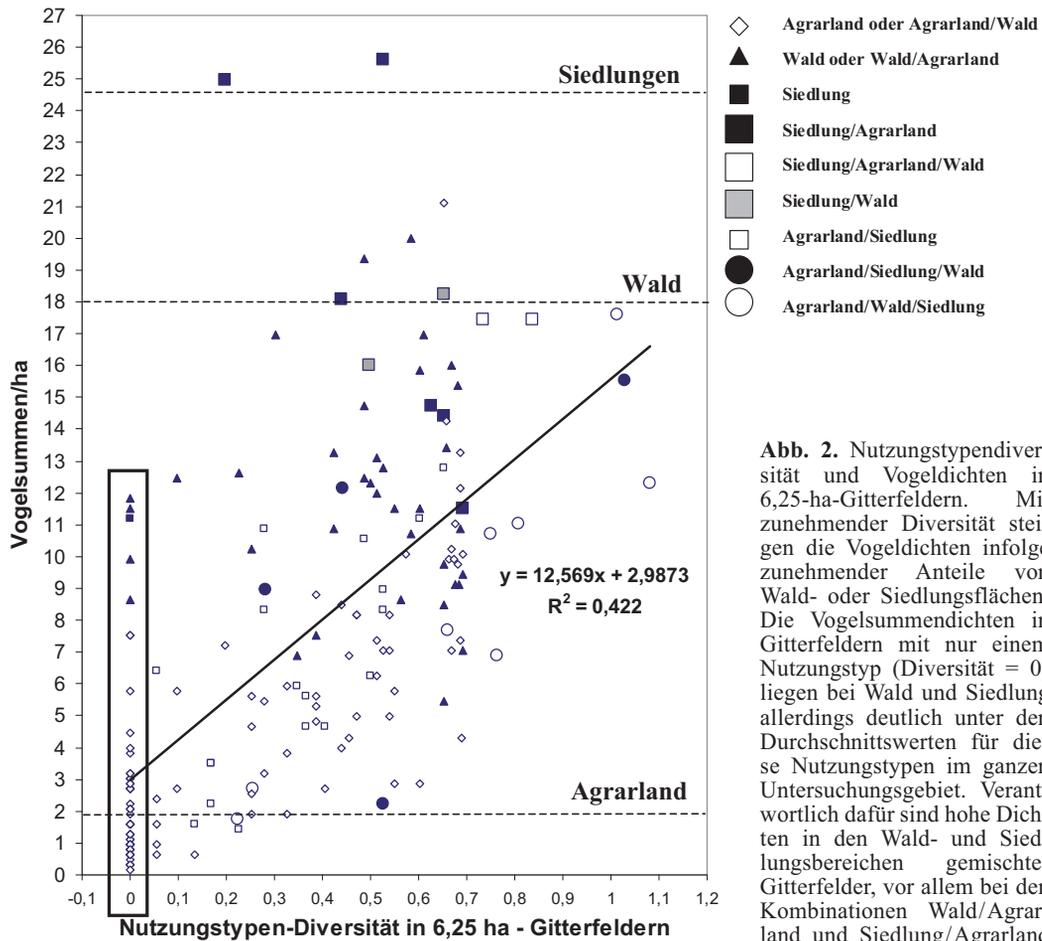
### 2.1. Abhängigkeit der Relativen Dichten von Vogelzönosen vom Agrar-, Siedlungs- und Waldflächenanteil

Auf den gesamten 766 ha Agrarland (Anteile in 170 von 176 Gitterfeldern) war in der Brutzeit die relative Vogeldichte mit 1,95 Vögeln pro ha deutlich niedriger als auf den 74 ha Siedlungsflächen (in 41 Gitterfeldern) mit 24,65 Vögeln oder auf den 260 ha Wald (in 105 Gitterfeldern) mit 18,05 Vögeln (Tab. 2). In homogenen Gitterfeldern mit nur einem Nutzungstyp liegen die entsprechenden Werte im Wald nur noch bei 58 % und in der Siedlung bei 64 % dieser Werte (vgl. Tab. 3), während sie im Agrarland (2,05 Vögel pro ha; Median 1,60) vergleichbar sind. Verzichtet man auf die oben angewandte flächenanteilige Gewichtung der nutzungstypspezifischen relativen Dichten und mittelt über alle Gitterfelder, in denen ein Nutzungstyp vor-

kommt, dann ergeben sich für Siedlungen um 12 % höhere, im Wald um 52 % höhere Werte, bei vor allem in Gitterfeldern mit nur geringem Waldanteil sehr hohen Dichten in den jeweiligen Waldflächen (Tab. 2). In Gitterfeldern mit geringem Siedlungsanteil betrifft dies vor allem den Anlagenbereich von Reitställen (dort 96 bzw. 104 Vögel pro ha), aber auch zwei große Höfe im Außenbereich und einen Ortsrand mit parkartig gestalteter Baumschule. Insgesamt steigen somit die relativen Dichten auch in Wald- und Siedlungslebensräumen bei zunehmender Nutzungstypendiversität.

### 2.2. Einfluss der Nutzungstypendiversität auf Brutvogeldichten

Vergleicht man die Landschaftsdiversität (Shannon-Diversität) nur auf der Basis der 3 vorherrschenden Nutzungstypen Agrarland, Siedlung und Wald, dann steigen in Gitterfeldern mit vorherrschendem Agrarland sowohl Diversität (bei 2 Nutzungstypen maximal auf 0,69, bei 3 auf 1,10) als auch Vogeldichten, sobald vogelreiche Nutzungstypen wie Siedlung oder Wald zum Agrarland hinzukommen (Abb. 2; Dichteunterschiede zwischen Gitterfeldern mit vorherrschendem Agrarland zu von Wald bzw. Siedlung dominierten signifikant). Die Vorteile landschaftlicher Komplexität werden allerdings erst erkennbar, wenn die relativen Dichten auch steigen, sobald zu Wald oder

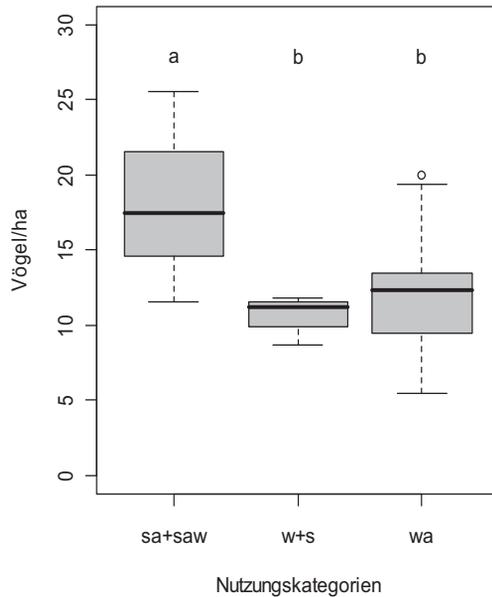


**Abb. 2.** Nutzungstypendiversität und Vogeldichten in 6,25-ha-Gitterfeldern. Mit zunehmender Diversität steigen die Vogeldichten infolge zunehmender Anteile von Wald- oder Siedlungsflächen. Die Vogelsummendichten in Gitterfeldern mit nur einem Nutzungstyp (Diversität = 0) liegen bei Wald und Siedlung allerdings deutlich unter den Durchschnittswerten für diese Nutzungstypen im ganzen Untersuchungsgebiet. Verantwortlich dafür sind hohe Dichten in den Wald- und Siedlungsbereichen gemischter Gitterfelder, vor allem bei den Kombinationen Wald/Agrarland und Siedlung/Agrarland (vgl. Tab. 3). – *Habitat type*

*diversity and bird density within grid units of 6.25 ha. Due to higher bird densities in settlements and forests bird densities follow landscape diversity, but densities in grids with only forest or settlement are smaller than the averages for these habitat types within the study area (broken lines), caused by high densities mainly in grid units combining high forest or settlement proportions with agricultural elements (see table 3 and fig. 1).*

Siedlung ein «vogelreicher» Nutzungstyp wie das Agrarland hinzukommt (wie z.B. in rund 70 % der Gitterfelder mit vorherrschendem Wald in Kombination mit Agrarland; Abb. 3). Die Dichten in den Mischquadraten sind allerdings nur im Siedlungssektor signifikant höher. Einzelfallanalysen zeigen, dass die beiden Gitterfelder mit den höchsten Vogeldichten (Kombination Siedlung/Agrarland; vgl. Abb. 2) als Alleinstellungsmerkmal zusätzlich direkten Anschluss an naturnahen, reifen Laub- und

Mischwald haben (Nachbarquadrat) und sich der «Ausreißer» bei der Kombination Agrarland/Wald (Raute; Abb. 3) auf ein Gitterfeld im stark zersplitterten Randbereich eines geschlossenen, mehrere km<sup>2</sup> großen Waldgebiets bezieht. Höhere Dichten als erwartet treten vor allem bei den Kombinationen Wald (Agrarland) und Siedlung (Agrarland) auf. Bei Gitterfeldgrößen von 6,25 ha sind dafür vor allem Waldrand- und Waldinselsituationen sowie Dorfaußenränder verantwortlich.

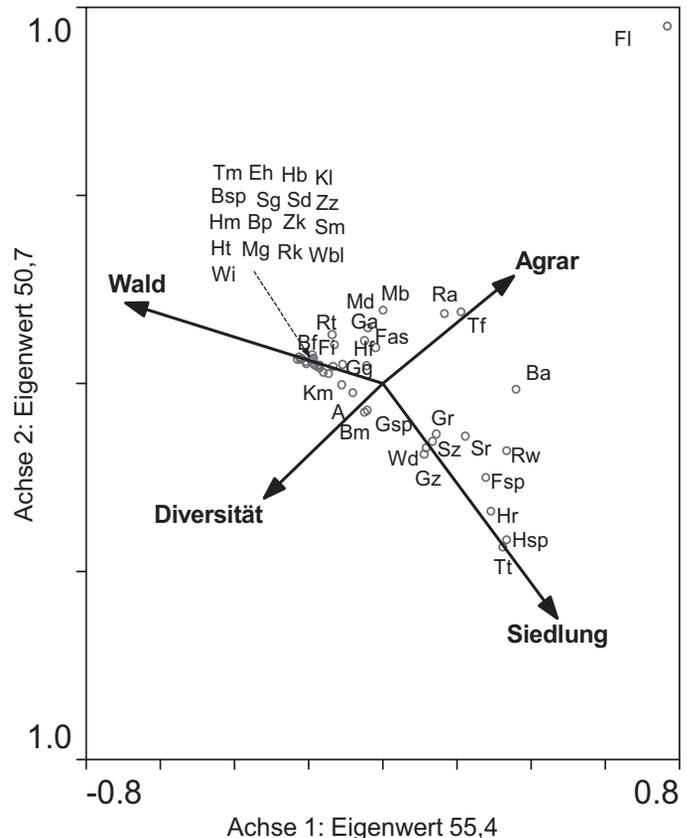


**Abb. 3.** Aktivitätsdichten von Sommervögeln in reinen Wald- oder Siedlungsquadraten ( $w + s$ ) im Vergleich mit siedlungsdominierten ( $sa + saw$ ) bzw. walddominierten ( $wa$ ) Gitterfeldern des Agrarlands (vgl. Abb. 2). Im Siedlungssektor sind die Unterschiede zwischen Mischquadraten und Reinquadraten signifikant. – *Breeding bird densities within pure grid units ( $w + s = forest or settlement$ ) compared to grid units containing a combination of settlement and agriculture ( $sa + saw$ ) or forest and agriculture ( $wa$ ). See fig. 2. Differences significant from a to b.*

**2.3. Nutzungstypenspezifische Aktivitätsmuster von Vogelarten**

Mit einer partiellen Kanonischen Korrespondenz-Analyse unter Berücksichtigung des Raumes als Kovariable (Abb. 4) wurden häufigere Vogelarten (relative Dichten) bezüglich ihrer Abhängigkeit vom Agrar-, Siedlungs- und Waldanteil sowie der Shannon-Diversität die-

**Abb. 4.** Abhängigkeit von Vogeldichten (Vogelarten-Kürzel s. Anhang) von Landschaftsdiversität und Agrarland-, Wald- und Siedlungsanteilen (Korrespondenzanalyse auf der Basis von Nutzungsartenanteilen und Vogelsummen pro Gitterfeld). Grünspecht, Amsel, Blau- und Kohlmeise reagieren am stärksten auf den Nutzungsmix. Nur wenige Arten wie etwa die Feldlerche oder Haussperling erreichen in Gitterfeldern mit nur einer Nutzungsart hohe Dichten. – *CCA of bird species density, landscape diversity, and the proportions of agriculture, forest and settlement within grid units (6.25 ha). Abbreviations of species names see appendix. Landscape diversity was most important for European Green Woodpecker, Common Blackbird, Blue Tit and Great Tit. Only few species (Eurasian Skylark, House Sparrow) reached high densities within homogenous grid units.*



**Tab. 4.** Schätzerwerte für den Zusammenhang zwischen Vogelarten (Dichten pro Gitterfeld) und den Anteilen von Agrarland, Wald und Siedlung (Anteile pro Gitterfeld) bzw. deren Diversität (H). Nur wenige Arten reagieren nicht positiv auf landschaftliche Nutzungsvielfalt (durch kursive Schrift hervorgehoben). \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,005$ , \*  $p < 0,5$ , °  $p < 0,1$  (Trend), pos. (Vorzeichen positiv, nicht sign.), neg. (Vorzeichen negativ, nicht sign.). Die Gruppen fassen Arten mit ähnlichem Verhalten in der Korrespondenzanalyse (Abb. 3) und Verteilung der Schätzer zu «Reaktionstypen» zusammen (s. Text). Die Gruppen H1 und H2 reagieren am stärksten auf Gleichverteilung der 3 Nutzungsarten. – *Relationship between bird densities, habitat diversity (H) and habitat type distribution (A = agriculture, W = forest, S = settlement) within grid units (GLM-estimators). Only 4 species (names in italics) demonstrate a negative influence of high habitat diversity. \*\*\*  $p < 0.001$ , \*\*  $p < 0.005$ , \*  $p < 0.5$ , °  $p < 0.1$  (trend). Species are classified in groups combining GLM-estimator relations with the CCA-results shown in fig 3. Landscape diversity is important especially for the groups H1 and H2.*

Gr.	Vogelart	Agrar	Wald	Siedlung	H
W0	Waldbaumläufer	neg.	1,464°	neg.	0,501°
	Zaunkönig	neg.	0,950*	neg.	0,688***
	Heckenbraunelle	neg.	0,875**	neg.	0,501***
	Sommersgoldhähnchen	neg.	0,827**	-1,491*	0,737***
	Tannenmeise	-0,416°	0,750***	-0,309°	0,523***
W1	Kleiber	pos.	1,124***	pos.	0,617***
	Zilpzalp	pos.	0,768***	pos.	0,559***
	Rotkehlchen	neg.	0,729***	pos.	0,585***
	Mönchsgrasmücke	pos.	0,673***	pos.	0,659***
	Baumpieper	pos.	0,814***	pos.	pos.
	Haubenmeise	pos.	0,359***	pos.	pos.
W2	Sumpfschneise	-0,747*	pos.	neg.	1,051***
	Singdrossel	-0,427*	pos.	-0,313*	0,603***
	Eichelhäher	neg.	pos.	-0,816°	0,473**
	Wintergoldhähnchen	-1,480***	pos.	-1,240°	0,380*
	Ringeltaube	neg.	0,517°	-0,562°	0,513***
	Buchfink	-0,298*	0,432***	pos.	0,557***
WA	Fitis	pos.	2,699°	neg.	0,741**
	Buntspecht	pos.	1,048***	neg.	0,685***
	Gartengrasmücke	pos.	pos.	neg.	0,978*
	Mäusebussard	pos.	pos.	neg.	pos.
	Misteldrossel	pos.	0,525°	neg.	pos.
H1	Grünspecht	pos.	pos.	pos.	0,871*
	Blaumeise	pos.	0,504°	0,456**	0,664***
	Amsel	neg.	0,469***	0,265**	0,465***
	Kohlmeise	-0,287°	0,429**	pos.	0,561***
H2	Goldammer	neg.	-0,309°	-0,598***	0,436***
	Hohltaube	neg.	neg.	neg.	0,760*
	Hänfling	-1,635**	-1,779***	-1,064*	pos.
A0	<i>Feldlerche</i>	0,8358***	pos.	pos.	-0,809***
	<i>Rabenkrähe</i>	pos.	pos.	pos.	neg.
A1	Turmfalke	4,197*	pos.	1,960°	0,644°
	Fasan	2,694*	pos.	neg.	1,179**
AS	Bachstelze	-0,355*	-2,200***	neg.	0,445***
	Star	neg.	-0,583*	pos.	0,579***
	Grünfink	-0,516*	-1,020***	pos.	0,717***
	Feldsperling	pos.	neg.	0,504**	0,671***
S3	<i>Rauchschwalbe</i>	neg.	neg.	0,462*	neg.
S2	Girlitz	-0,613°	neg.	0,337°	0,563**
	Wacholderdrossel	-0,892*	-1,340*	neg.	0,567**
S1	Distelfink	neg.	pos.	0,571°	pos.
	Türkentaube	pos.	neg.	1,178**	0,639**
S0	Hausrotschwanz	neg.	-1,890***	0,534***	0,976***
	<i>Haussperling</i>	pos.	pos.	9,747***	neg.

ser 3 Nutzungsarten zu «Reaktionstypen» gruppiert und die Kombination ihrer Schätzerwerte aus einem räumlichen generalisierten Modell vergleichend analysiert (Tab. 4). Arten mit hohen Schätzerwerten (Gruppen mit 0 in Tab. 4) bezüglich einer der 3 Nutzungsarten (A für Agrarland, W für Wald, S für Siedlungslebensräume) oder hohen negativen Schätzerwerten für die Diversität weisen auf enge Bindung an eher «homogene» Lebensräume (Lebensraumoptimum) hin. Hohe positive Schätzerwerte bei der Diversität (H) bzw. zu zwei Nutzungsarten (WA, AS) bedeuten dagegen entweder Bevorzugung von vogelreichen Habitaten wie Siedlung oder Wald oder besonders hohe Vogeldichten bei einem kleinräumigen Mix der Nutzungsarten. Letzteres gilt besonders dann, wenn sich zu keinem Nutzungstyp positive (Gruppe H2) oder zu mindestens 2 der 3 Nutzungstypen signifikant positive (Gruppe H1) Schätzerwerte ermitteln lassen. Auch wenn die Schätzerwerte zur Diversität höher sind als zu Wald oder Siedlung (Gruppen W2, H1, H2, AS) indiziert dies höhere Dichten bei Nutzungstypenmix.

Nur bei 4 Arten (Feldlerche, Rabenkrähe, Rauchschwalbe, Haussperling) signalisieren negative Schätzer für die Diversität (bei Feldlerche hoch signifikant), dass sich ein kleinräumiger Nutzungsmix negativ auf ihre Siedlungsdichten auswirkt. Die Feldlerche (Reaktionsgruppe A0) bevorzugt «reines» Agrarland und Kulturlandschaft mit eher großflächigen Strukturen (wobei sie auf die Heterogenität und den Strukturreichtum von offenen Agrarlandschaften durchaus positiv reagiert), und der Haussperling (Gruppe S0) präferiert zumindest im dörflich geprägten Untersuchungsgebiet größere Siedlungen und eher zentrale Dorflebensräume. Auch bei der Gruppe A1 zeigen besonders beim Turmfalken hohe Schätzerwerte für Agrarland und relativ geringe für die Diversität an, dass die Art eher großflächige Landschaftsstrukturen bevorzugt, die auf höheren Raumbenen (z.B. im km<sup>2</sup>-Bereich) aber durchaus gemischt sein sollten (vgl. hohen Schätzerwert zur Siedlung). Hohe positive Schätzerwerte nur zu Wald bzw. nur zu Siedlung ergeben sich bei «typischen» Waldvogelarten wie Nadelwaldmeisen oder Waldvogelubiquisten (Grup-

pen W0, W1) bzw. typischen Siedlungsvögeln (Gruppe S1). Schon bei Wintergoldhähnchen bzw. Hausrotschwanz sind allerdings die Schätzerwerte zur Diversität höher als zu Wald bzw. Siedlung, was signalisiert, dass für diese Arten bei einem nur 6,25 ha großem Raster Mischquadrate günstiger sind als reine Wald- bzw. Siedlungsquadrate. Diese Tendenz nimmt bei Arten, die auch kleine Waldinseln und Flurgehölze intensiv nutzen können (Gruppen W1, W2, WA), weiter zu, vor allem bei im Untersuchungsraum Siedlungen eher meidenden Arten wie Eichelhäher, Sumpfmehle, Singdrossel und Ringeltaube, aber auch beim Buchfink. Die Gruppe WA tendiert zur Kombination mit Agrarland (wichtig als Nahrungshabitat bzw. wegen Hecken- und Gebüschelementen etc.). Für letzteres verantwortlich sind auch viele kleine Jungwaldinseln (aus Stilllegungs- und Aufforstungsprogrammen; vgl. v.a. Fitis, Gartengräsmücke), die kulturlandschaftstypisch in ortsnahen Lagen selten sind. Bei Misteldrossel, Mäusebussard und bejagten Arten wie den Tauben haben vermutlich auch Beunruhigungseffekte zu negativen Siedlung-Schätzerwerten beigetragen.

Ganz ähnliche Reaktionen finden sich siedlungsbezogen (Gruppen S2, S3, AS). Auch hier signalisieren vor allem bei Girlitz, Wacholderdrossel, Feldsperling und Grünfink hohe Schätzerwerte zur Diversität höhere Dichten in Mischquadraten als in reinen Siedlungsquadraten (typische Arten meist ortsrandnaher Obstgärten). Bei Bachstelze, Star und Rauchschwalbe, die überwiegend in Siedlungen brüten, zur Nahrungssuche aber Agrarland nutzen, war die Bevorzugung von Mischquadraten (hohe Schätzerwerte zur Diversität) ebenfalls zu erwarten.

Am stärksten auf einen intensiven Nutzungstypenmix reagieren die Arten der Gruppen H1 und H2. Deren Dichten sind in einer Kulturlandschaft mit kleinstrukturierter Agrarwald-Siedlungsmatrix (Mosaiklebensräume) grundsätzlich höher als in Landschaftsteilen mit großflächiger, einheitlicher Nutzung. Betroffen davon sind vor allem Arten, die wie Amsel, Blaumeise oder Kohlmeise hohe Affinitäten sowohl zu Siedlungen als auch zu Wald aufweisen oder die wie Grünspecht und

Goldammer eher Halboffenlandschaften mit lockerem Gehölzbestand (Parks, Flurgehölze, Heckensysteme) bevorzugen. Optimal sind vor allem sich von Ortsrändern in die Agrarflur verlängernde Gehölzstrukturen (Hohlwege, Böschungshecken, Obstanlagen, Baumschulen etc.). Zumindest in Hopfenlandschaften scheint auch der Hänfling zu dieser Gruppe zu gehören. Der überraschende Befund bei der Hohltaube hängt mit ihrer Bindung an reife Buchen-Eichen-Bestände zusammen, die im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich in Form relativ kleiner Feldgehölze, Gehölzstreifen oder Hohlwege auftraten. In großen, naturnahen Laubwaldgebieten ist die Art vermutlich der Gruppe W1 zuzuordnen.

#### 2.4. Nutzungs- und Strukturdiversität im Agrarland

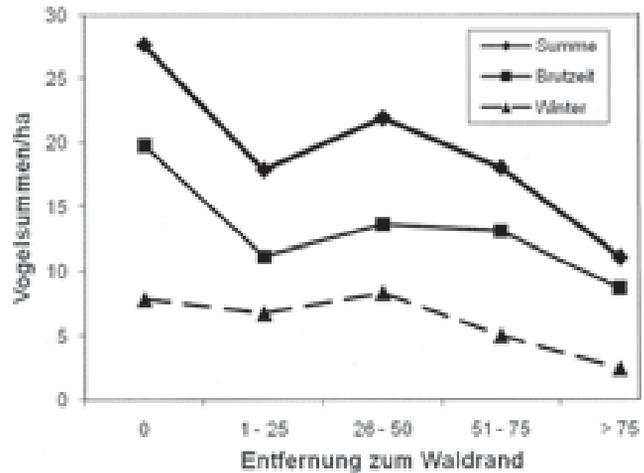
Ein einfaches Diversitätsmaß für den Agrarbereich ist die Anzahl der landwirtschaftlichen Nutzungsarten (Acker, Hopfen, Grünland, Brauche) sowie meist kleinflächiger oder linearer Landschaftselemente wie Gehölzzeilen, Hecken, Ackerrainen, Hangterrassen etc. Spearman-Korrelationen zwischen relativen Dichten

der Vögel und der Landschaftsdiversität im Agrarbereich bestätigen im Wesentlichen die in Kap. 2.3 ermittelten, auf Mosaiklebensräume reagierenden Artensets (Tab. 5). Heterogene Agrar-Lebensräume bevorzugen vor allem stark auf naturnahe Fragmente in der Kulturlandschaft angewiesene Arten wie Kleingewässer- und Feuchtfächenvögel (hier vor allem Quelhänge) oder Vögel flurgehölzreicher Landschaften wie Goldammer, Fasan oder Grünspecht. Dazu kommen Laubwaldspezialisten mit enger Bindung an die naturraumtypisch starkeichenreichen Flurgehölzreste, ubiquitäre Arten wie Amsel, Kohlmeise und Zilpzalp, der Star sowie Arten, die wie der Turmfalke brachgefallene Saumstrukturen oder extensives Grünland bevorzugen. Positiv wirkt sich Landschaftsvielfalt auch noch auf typische Gartenvögel und auf im Gebiet vor allem kleinflächige, junge Aufforstungen bevorzugende Vögel wie Heckenbraunelle und Singdrossel aus (vgl. extrem hohe Dichten in kleinen Feldgehölzen; Erlinger 1982). Nur die Feldlerche akzeptiert auch große, homogene Schläge, vor allem, wenn diese auf Kuppen oder an Oberhängen in nicht zu enger Nachbarschaft zu Wald oder Siedlungen liegen und randlich von Saatgras-

**Tab. 5.** Spearman-Korrelationen zwischen der Struktur- und Nutzungsdiversität in Gitterfeldern (maximal 9 Lebensraum- und Kleinstrukturtypen, davon 7 im Agrarbereich) und der Vogelaktivitätsdichte. Reihung nach der Höhe der Korrelations-Koeffizienten. \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,005$ , \*  $p < 0,5$ . – *Correlation between habitat diversity (based on settlement, forest and 7 subtypes within the class agriculture) and bird densities (Spearman). Species listed according to the correlation coefficients.*

Arten mit deutlich positiver Beziehung ( $r > 0,5$ )	Arten mit positiver Beziehung ( $r > 0,3$ )	Arten mit negativer Beziehung ( $r < -0,3$ )
Goldammer***	Gartengrasmäcke	Waldbaumläufer***
Grünspecht**	Hänfling	Tannenmeise**
Fasan**	Grünfink	Feldlerche**
Stockente**	Girlitz	Wintergoldhähnchen*
Vogelarten in Röhrichten/Gewässern**	Heckenbraunelle	Sommergoldhähnchen*
Blaumeise*	Singdrossel	Haubenmeise
Amsel	Rauchschwalbe	Zaunkönig
seltene Vogelarten reifer Laubwälder		seltene Nadelwaldvögel
Turmfalke		seltene Jungwald-, Hecken- oder Lichtwaldvögel
Sumpfmehse		Rotkehlchen
Feldsperling		Türkentaube
Zilpzalp		Eichelhäher
Star		Buntspecht
Kohlmeise		

**Abb. 5.** Vogelaktivitätsdichten im Waldrandgradienten (0 bis 250 m). Vor allem zur Brutzeit sind an Außenwaldrändern die Vogeldichten erheblich höher als im Zentrum von Waldkomplexen. – *Bird densities and edge effect (distance to forest edge from 0–250 m) within forests during the breeding season (quadrats) and in winter (triangles) and both (diamonds).*



land, Rainen oder Böschungen gesäumt werden (Utschick, unpubl.).

### 2.5. Nachbarschaftseffekte zwischen Gitterfeldern

Neben Vogelreaktionen auf die Lebensraumvielfalt (auf 6,25-ha-Basis) sind auch Abhängigkeiten der Vogelverteilung von großräumigeren Lage-Parametern (Biotopverbund, Gehölzverteilung und Waldrandindex etc.) denkbar.

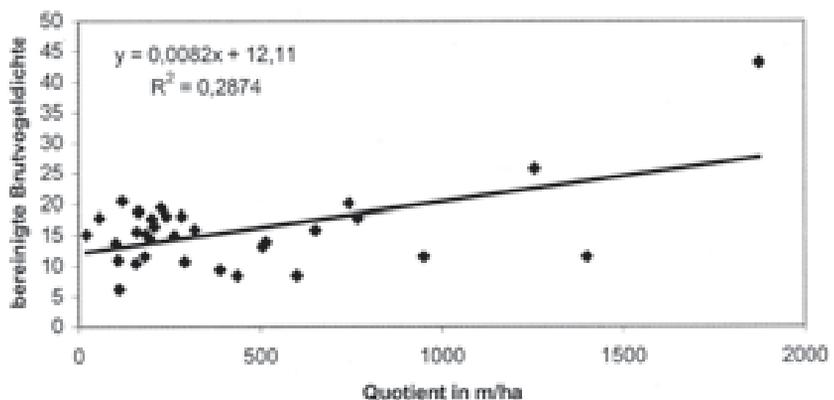
Im Gehölzbereich kann wegen der heterogenen Wald- und Flurgehölzverteilung trotz eines Waldanteils von nur 23 % und einiger größerer, ausräumter Landschaftsteile von einem funktionierenden Verbund für Waldvögel ausgegan-

gen werden (intensive Nutzung selbst kleiner, isolierter Gehölze; keine Hinweise auf Barrieren). Andererseits reagieren die Vogelzönosen von Waldkomplexen auf Waldrandnähe (Abb. 5), auf Waldgeometrien (Abb. 6) oder die Ortsanbindung.

So sind zur Brutzeit und bei gepoolten Brutzeit-/Winterdaten die relativen Dichten in einem etwa 25 m breiten Band an Außenwaldrändern deutlich höher als in den Nachbarbändern oder in den Zentren von Waldkomplexen (Abb. 5;  $p < 0,05$ , kategorische Regressionsanalyse). Im Winter wird dieses Band breiter (nicht signifikant). Der Waldrandindex ist somit von großer Bedeutung (Abb. 6).

Für hohe relative Dichten im Wald sorgt auch Nähe zu Siedlungen, und dies sowohl zur

**Abb. 6.** Aktivitätsdichten von Brutvogelzönosen in Abhängigkeit von der Form von Waldkomplexen (Waldrandindex = Randlänge/Fläche). – *Bird density during the breeding season and forest area geometry (relation of forest edge to forest area in m/ha).*



Brutzeit als auch im Winter. Effekte sind zur Brutzeit über mehrere 100 m nachweisbar, im Winter über gut 1000 m. Eine direkte Anbindung ist vor allem im Vorfrühling und Hochwinter von Vorteil, besonders bei ungünstigen Witterungsbedingungen wie Ende März/Anfang April 2004 oder im November/Dezember 2005 (der Januar 2005 war relativ mild). Ursachen hierfür sind vermutlich die für viele Arten guten Nahrungsbedingungen in Dörfern infolge winterlicher Zufütterung, Futterquellen in Landwirtschaftsbetrieben, Beeren-/Obstangebot in Gartenanlagen und Grünabfallaufkommen, wodurch Siedlungen für Waldvögel zu Schlechtwetter-Refugien werden, mit bevorzugtem Aufenthalt in deren Nähe. Selbst die Haubenmeise, die eher zu großen Waldkomplexen und zentralen Waldflächen tendiert (Utschick 2004), ist in walddnahen Siedlungen regelmäßiger Wintergast.

#### 2.6. Schwellenwerte für die Berücksichtigung von Landschaftseffekten bei Vogelbestands-erhebungen

Für planerische Aufgaben wie etwa die großflächige Schätzung von Vogelbeständen ist es sinnvoll, Schwellenwerte für landschaftliche Komplexität zu definieren, ab denen der Nutzungstypenmix berücksichtigt werden sollte, um größere Schätzfehler zu vermeiden. Die auf Gitterfeld-Waldanteile bezogene Schwellenwertanalyse für Vogeldichten im Wald erkennt eine Schwellenwert-Kaskade mit Knoten bei Waldanteilen von 1 %, 13 %, 48 % (jeweils  $p < 0,001$ ) und 81 % ( $p = 0,036$ ). In 6,25 ha großen Landschaftseinheiten sollten daher bei Populationsschätzungen die mit abnehmendem Waldanteil exponentiell steigenden relativen Dichten spätestens bei Waldanteilen von unter 13 % berücksichtigt werden, besser schon bei Waldanteilen von unter 48 bzw. der Einfachheit halber 50 %. In solchen Gitterfeldern sind die Waldvogeldichten im Durchschnitt doppelt

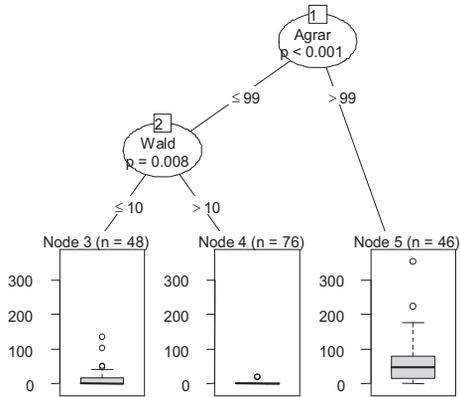
so hoch als in Gitterfeldern mit vorherrschendem Wald, bei Waldanteilen unter 13 % um ein Vielfaches. Bei den  $250 \times 250$  m großen Gitterfeldern entsprechen 13 % im Idealfall einem Streifen von  $32,5 \times 250$  m, was, auf Waldrandsituationen übertragen, der klassischen Breite optimaler Waldmäntel entspricht. Bei Waldanteilen von unter 13 % greifen daher typische Waldrandeffekte. Deshalb ist auch der Waldrandindex einer Landschaft eine geeignete Korrekturgröße zur Berücksichtigung von solchen Lebensraumübergangseffekten in an homogenen Waldlebensräumen normierten Vogelbestandsschätzungen.

Sinnvoll sind solche Bestandsgrößenkorrekturen vor allem auf Artniveau, wobei die Artengruppen H1, H2, WA und AS (Tab. 4) im Fokus stehen sollten. Schwellenwertanalysen ergaben für 6 Arten signifikante Knoten. Bei der Feldlerche als Vogelart der offenen Kulturlandschaft wird die Bevorzugung großer, offener Agrarlandkomplexe bestätigt. Im 6,25-ha-Gitterfeld reagiert sie schon signifikant negativ auf 1 % Siedlungs- oder Waldanteile, und bei Waldanteilen von über 10 % fallen diese Gitterfelder als Lebensraum aus (Abb. 7). Auch bei der Rauchschwalbe sinken die Dichten im Agrarland schon bei Waldanteilen von nur 2 %, während die Singdrossel ihre Dichten im Agrarland verdreifacht, wenn der Waldanteil einen Schwellenwert von 24 % überschreitet. Ähnliches gilt für die Amsel, die im Agrarland deutlich zunimmt, sobald der Waldanteil im 6,25-ha-Gitterfeld 14 % überschreitet, und im Wald, wenn nahe gelegene Siedlungen wenigstens 6 % des Gitterfelds einnehmen (Abb. 7).

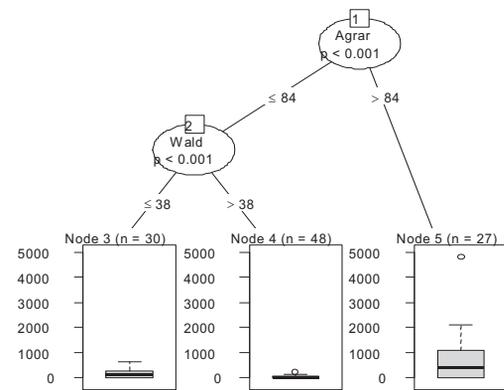
Sehr differenziert reagiert die Goldammer (Abb. 7). In Wäldern sinkt ihre Dichte um etwa den Faktor 5, wenn der Agrarlandanteil eines Gitterfelds 84 % unterschreitet (also Wald dazukommt; Siedlungen werden zur Brutzeit gemieden!); sie sinkt auch ab, wenn der Waldanteil größer als 38 % wird. Die größten Dichten werden somit bei Waldanteilen von unter 16 %

**Abb. 7.** Schwellenwerte für Nutzungstypenanteile (<6 bis >99 %) von Agrarland, Wald oder Siedlung in 6,25-ha-Gitterfeldern bezüglich der Vogelsummendichten pro ha aus 3 Brutzeitbegehungen von Feldlerche im Agrarland, Goldammer im Wald sowie Buchfink und Amsel in Wald und Agrarland. – *Threshold values for the proportions of agriculture, forest or settlement within grid units (6.25 ha) with regard to densities of Eurasian Skylark in agriculture, Yellowhammer in forest, Common Chaffinch and Common Blackbird in forest and agriculture.* ►

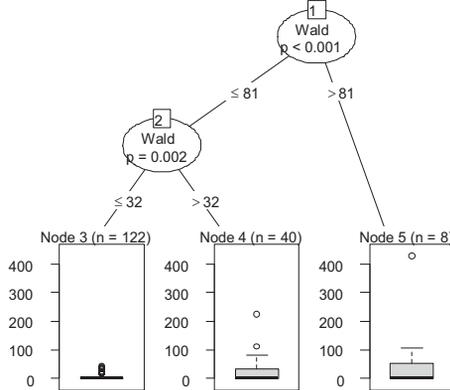
**Feldlerche auf Agrarland**



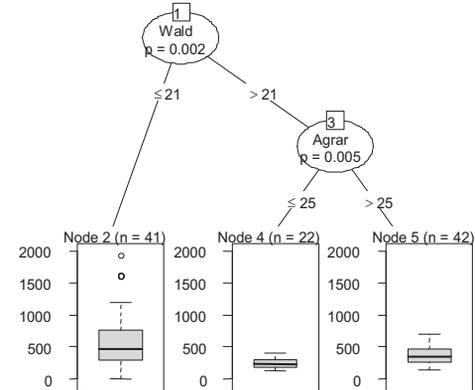
**Goldammer in Waldflächen**



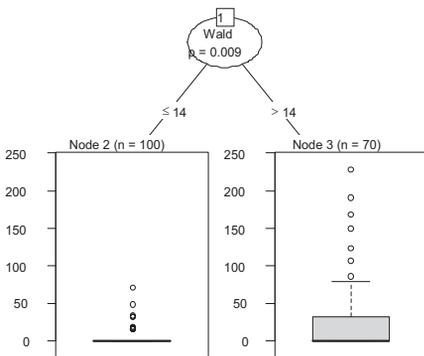
**Buchfink auf Agrarland**



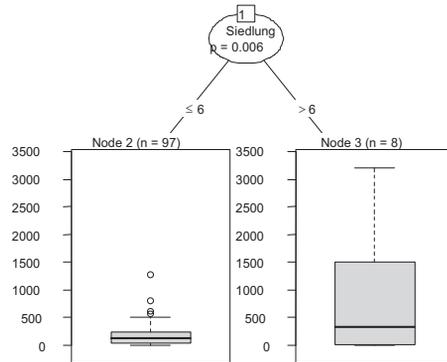
**Buchfink in Waldflächen**



**Amsel auf Agrarland**



**Amsel in Waldflächen**



erreicht (vgl. ähnlichen Wert für die gesamte Waldvogelzönose). In Agrarland zeigt sie dagegen keine Abhängigkeit vom Agrarflächenanteil oder Waldflächenanteil der Gitterfelder. Schließt man allerdings Gitterfelder aus, deren Agrarflächenanteile von der Goldammer nicht angenommen wurden (z.B. solche in ausgeräumten Agrarflächen mit Großschlag-Intensivbetrieb und dadurch pessimalen Lebensraumstrukturen), ergeben sich mit dem Waldflächenanteil auch im Agrarland stark steigende Goldammerdichten.

Auch ubiquitäre Waldarten wie der Buchfink reagieren (Abb. 7). In Flächen mit Wald sind die Dichten am höchsten, wenn der Waldanteil 21 % nicht überschreitet, bzw. falls doch, wenn dann der Agrarflächenanteil über 25 % liegt. In Agrarland sinken die Dichten stark, wenn der Waldanteil 81 % unterschreitet, und nochmal, wenn er kleiner als 32 % wird.

### 3. Diskussion

#### 3.1. Gitterfeldkartierung mit Unterflächen

Die Kartiermethode zur Erfassung von Brut- und Wintervogelzönosen entspricht einer kombinierten Linien-Revierkartierung, mit der z.B. Pollheimer et al. (1999) 80–90 % Übereinstimmung mit Revierkartierungen gemäß Standard erreichten und Lentner & Landmann (1994) im Inntal auf 925 ha den Einfluss von Landschaftsstrukturen auf Vogeldichten umfassend analysierten. Die Methode ist vor allem in Offen- und Halboffenlandschaften optimal einsetzbar, aber auch für Waldlandschaften geeignet (vgl. z.B. Utschick 1983, Villard et al. 1999). Durch die Reduktion von mindestens 5 auf wie in dieser Arbeit nur 3 Begehungen führen solche Daten allerdings zu einer von Vogelart zu Vogelart unterschiedlichen Unterschätzung der absoluten Revierzahlen (Gerß 1994) und beschreiben eher relative Dichten. Andererseits sind in Atlasarbeiten mit beschränktem Zeitbudget kurze Erfassungszeiten auf vielen Erfassungseinheiten effektiver als umgekehrt (Gillings 2008). Bei der Festlegung der Routen durch die 6,25 ha großen Einheiten wurde zudem darauf geachtet, dass neben einer repräsentativen Kontrolle der vorherrschenden Nutzungstypen

auch alle Sonderstrukturen wie Flurgehölze, Säume, Bodenabbaustellen und Gewässer auf Vogelvorkommen geprüft werden konnten (Passagen in maximal 50 m Entfernung). Dadurch konnte zwar die Verteilung der Arten optimal erfasst werden. Die «bevorzugte» Behandlung von kleinen Landschaftselementen und linearen Strukturen kann aber auch zur Überschätzung von Vogeldichten führen, vor allem im Wald. Alle Waldflächen wurden daher nach forsteinrichtungstechnischen Richtlinien in meist 0,2–5 ha große «Waldbestände» unterteilt, die ebenfalls repräsentativ kontrolliert wurden. Methodisch bedingte Einflüsse wie die für Kleinflächen-Revierkartierungen typischen «Inseleffekte», die eine Flächenbereinigung der Daten (Bezzel 1982, Baker et al. 2002) erforderlich gemacht hätten, wurden so weitgehend ausgeschaltet. Zu beachten ist lediglich, dass sehr kleine Waldanteile in einem Gitterfeld bei der hier vorliegenden Beobachtungsintensität noch oft vogelfrei sind, andererseits aber schon bei Nachweis von wenigen Vögeln sehr hohe Dichten signalisieren (hohe Varianz). Mehr Begehungen würden, bei nach wie vor hohen Dichten in kleinen Waldflächen, zu mehr auch statistisch belegbaren Aussagen führen (weitere artbezogene Schwellenwerte etc.).

Die Abgrenzung der Lebensraumtypen «Wald» und «Agrarlandschaft mit Flurgehölzen» ist bei Feldgehölzen häufig Ermessenssache (vgl. z.B. Mathys et al. 2006) und erschwert auf Lebensräume bezogene Siedlungsdichteschätzungen (Fornasari et al. 1997, Gedeon et al. 2004, Mitschke et al. 2005). In dieser Arbeit wurden alle nichtlinearen Flurgehölze ab 0,2 ha wie Wald behandelt.

#### 3.2. Ursachen hoher Vogeldichten in Übergangslbensräumen

##### 3.2.1. Waldränder

Im Untersuchungsgebiet steigen die relativen Dichten vor allem bei einem hohen Anteil von Wald-Agrarland-Übergängen. Die an Waldrändern, in Waldvorsprüngen, in kleinen Waldinseln oder linearen Waldstrukturen höheren Vogeldichten behandeln Kontinent übergreifend eine Vielzahl von Arbeiten (z.B. Grunwald

1997, Lentner 1997, Bollinger & Switzer 2002, Tubelis et al. 2004, Watson et al. 2004, Harwood & MacNally 2005, Paquet et al. 2006). Untersucht wurden meist Außenwaldränder mit durch die Randlege induzierten Gradienten der Vogeldichten auf bis zu 140 m Tiefe (Brand & George 2001, Dunford & Freemark 2005). In eher grob strukturierten Waldlandschaften werden vergleichbare Effekte aber auch für Innenwaldränder beschrieben (z.B. Hawrot & Niemi 1996), wobei hier dem Altersklassenwechsel eine gewisse Bedeutung zukommt (Muller 1999). In Deutschland gibt es nach Jedicke (1995) außer der Heidelerche *Lullula arborea* (Schäfer & Vogel 2000) keine «typischen» Waldrandarten. Allerdings erreichen besonders Arten mit Nestanlage in Gehölzen und bevorzugtem Nahrungsraum in offenen Lebensräumen an Waldrändern ihre höchsten Brutdichten (Erlinger 1982, Berg 1997, Peach et al. 2004), und in unter Waldrandgesichtspunkten publizierten kleinräumigen Revierkartierungen (z.B. Erlinger 1982, Bonkwald 1984, Jedicke 1995) ist eine deutliche Bevorzugung von waldrandnahen Bereichen erkennbar, besonders in eher suboptimalen Lebensräumen (Burkhardt et al. 1998). Auch «weiche» Übergänge und Pufferstreifen (z.B. Strauch-, Kraut-, Brachen-, Röhrichtsäume etc.) können die Vogelzönosen verschiedener Lebensräume verbinden und so zu höherem Artenreichtum und höheren Gesamtdichten bei oft intermediären Dichten der Einzelarten führen (Weißgerber 2000, Elle 2003, Paquet et al. 2006).

Vermutlich ist für die höheren Vogeldichten an Waldrändern ein reichhaltigeres Nahrungsangebot verantwortlich. Für den unmittelbaren Waldrand sowohl im bodennahen als auch im Kronenbereich sowie für die angrenzenden Offenlandstrukturen belegen z.B. Müller et al. (2007) zumindest bei Käfern, Wanzen und Hautflüglern sehr viel größere Invertebratendichten und -spektrien, und dies sowohl an Außenwaldrändern als auch in Waldlichtungen. Zu ganz ähnlichen Ergebnissen kommen Flückiger & Duelli (1997) und für Totholzkäfer Wermelinger (2007). Ähnliches gilt vermutlich auch für Schmetterlingsraupen, eine nahrungsenergetische Schlüsselgruppe für insektenfressende Vögel, die in suboptimalen Habitaten

besonders gegen Ende der Nestlingszeit limitierend wirkt (Stauss & Glück 1995, Svensson & Nilsson 1995) und sogar zur Reduktion der Eigrößen in Nachgelegen führen kann (Mänd et al. 2007). In zentralen Waldflächen oder im unmittelbaren Nestbereich entscheiden dagegen eher lebensraumtypische Habitatstrukturen über die Vogeldichten (Burkhardt et al. 1998, Watson et al. 2004).

### 3.2.2. Siedlungsränder

Weniger eindeutig sind die Hinweise zu besonders hohen Brutvogeldichten an Siedlungsrändern. Dörfer sind selten zufällig in die Landschaft eingebettet und weisen daher landschaftsspezifische Übergänge zur umgebenden Agrar- oder Waldlandschaft auf (Jedicke 2000), regional z.B. mit in die Offenlandschaft überleitenden Obstgärten und Koppelweiden. So waren in Tiroler Montandörfern die Vogeldichten als Folge hoher Strauch-/Hecken-Randlinien, stärkerer Kammerung der Grundstücke, höherer Baumzahlen und Startvorteilen durch besonders intensive Winterfütterung an «weichen» Dorfrändern besonders hoch, und dies sowohl in gewachsenen Altbau-Gartensiedlungen als auch in Neubaugebieten (Landmann 1989, 1991). Lentner (1997) berichtet von hohen Brutvogeldichten um Kleinsiedlungen bzw. Einzelhöfe und in dörflichen Obstgärten mit Waldanschluss.

Andererseits bevorzugen Arten wie Bachstelze oder Star, die zur Nahrungssuche ins Agrarland fliegen, zur Brut nicht generell Siedlungsränder. In diesem Zusammenhang weist Schifferli (1993) darauf hin, dass vor allem in Grenzertragsgebieten die Intensität der Landnutzung im siedlungsnahen Bereich oft höher ist und Siedlungsvögel mit Nahrungssuche im Agrarland dann ortsnahe Anbauflächen meiden.

### 3.3. Landschaftsbezug statt Lebensraumbezug bei der Brutvogelerfassung

In einigen mitteleuropäischen Ländern wird versucht, auf der Basis von 1 km<sup>2</sup> großen Landschaftsausschnitten so repräsentative Daten zu Vogelpopulationen zu erhalten, dass sie auf die

Gesamtlandschaft übertragen werden können. In der Schweiz (Monitoring Häufige Brutvögel MHB, vgl. im Internet unter [www.vogelwarte.ch](http://www.vogelwarte.ch); Schmid et al. 2004) wird dabei auf ein 267 km<sup>2</sup> unfassendes, homogen verteiltes, allenfalls regional verdichtetes Testflächennetz zurückgegriffen, während z.B. in Deutschland auf geschichtete Zufallsstichproben (Mitschke et al. 2005) gesetzt wird (1000 Bundes- und gut 1600 Landesflächen à 1 km<sup>2</sup>). Die Schichtungskriterien beruhen hier vor allem auf 21 «Naturräumen» und 6 Hauptlebensraumtypen (darunter Wald, Agrarland etc.), bevorzugen also eher homogene, großflächigere Lebensräume, während Kleinmosaik oder lineare Landschaftsstrukturen weitgehend unberücksichtigt bleiben. In beiden Fällen erfolgt die Bestandsaufnahme durch eine Kombination von Linien- und Revierkartierung, wobei die dabei ermittelten relativen Dichten durch Vergleich mit Revierkartierungen oder Fang-Wiederfangergebnissen in absolute Dichten umgeformt und dann in einem landesweiten Monitoring hochgerechnet werden sollen (z.B. Kéry & Schmid 2004, Royle et al. 2005). Zu anderen Ansätzen bei der Projektion ornithologischer Daten auf Landschaftsräume siehe z.B. Lentner & Landmann (1994), Fornasari et al. (1997), Lentner (1997), Weggler & Widmer (2000), Bennett et al. (2004) und Luoto et al. (2004).

Während in der Schweiz die Landschaften von starken Umweltgradienten überprägt sind und daher relativ geringe Stichprobendichten ausreichen, um grundsätzliche Trends in der Vogelwelt zu erkennen (in «milden» Kantonen wurde das Testflächennetz entsprechend verdichtet!), sind es in zentral- und westeuropäischen Kulturlandschaften häufig kleinräumige und lineare Landschaftsstrukturen, die über Diversität und Dichte von Vogelzönosen entscheiden. Es ist daher zu hinterfragen, ob hier statt der Fokussierung auf «Lebensraumtypen» nicht grundsätzlich eine Orientierung an «Landschaftstypen» mit ihren kulturgeschichtlich geprägten, charakteristischen Habitatmosaiken sinnvoller ist, zumindest außerhalb der Hoch- und Mittelgebirgsregionen. Nach Tab. 4 gilt dies vor allem für Arten wie Grünspecht, Blau- und Kohlmeise, Amsel, Goldammer und Hänfling, aber auch für Mäusebussard,

Turmfalke, Fasan, Star, Bachstelze, Grünfink, Feldsperling, Misteldrossel, Fitis und Garten-Grasmücke. Nicht für ein solches Vorgehen geeignet sind Vogelarten an Gewässern, auf «Sonderflächen» nur inselartig verbreitete Arten sowie typische Koloniebrüter (vgl. Gedeon et al. 2004).

Vom Verfahren her müsste man zunächst mit Fernerkundungsdaten flächendeckend Landschaftseinheiten abgrenzen (möglichst automatisiert z.B. mit Programmen wie eCognition), diese inklusive Biotopverbundeigenschaften etc. parametrisieren (eventuell mit Hilfe von Programmen wie Fragstats 2005), auf der Basis landschaftsbezogener Stichproben (zur Problematik vgl. z.B. de Grijter et al. 2006) die Abhängigkeit der Vogelarten von den wesentlichen Landschaftsparametern in Modelle fassen und dann über diese Modelle die Vogeldichten für alle Landschaftseinheiten hochrechnen. Manche Autoren fordern wegen ihrer landschaftsprägenden Auswirkungen sogar die Integration sozioökonomischer Randbedingungen in die Parametersets (Shaw et al. 2008).

Andererseits sind durch einen stärkeren Landschaftsbezug mit effektiver Berücksichtigung von Übergangsräumen vor allem solche Arten realistischer zu monitoren, die wie Amsel, Kohlmeise oder Mäusebussard weit verbreitet und eher generalistisch sind. Bei diesen Arten ist zu überlegen, ob aus naturschutzfachlichen Gründen nicht schon eine grobe Populationsschätzung reicht und die Effekte von Lebensraumtypübergängen vernachlässigt werden können. Andererseits gibt es Hinweise, dass selbst so häufige Arten wie der Buchfink schon in einzelnen Regionen stark rückläufig sind. Auch von den Folgen des Klimawandels werden häufige Arten nicht verschont bleiben (vgl. Huntley et al. 2007).

### *3.3.1. Berücksichtigung von Rand- und Bewirtschaftungseffekten bei Agrarland-Vogelerfassungen*

Je offener eine Agrarlandschaft ist, umso stärker erschwert eine intensiv im Raum wechselnde Artenzusammensetzung repräsentative Erfassungen (Laiolo 2005). Dabei spielen bereits auf 1-km<sup>2</sup>-Basis Nachbarschaftseffekte

eine Rolle. So waren die Agrarvogeldichten (einschließlich typischer Heckenvögel, nicht aber von Wald- oder Siedlungsarten) in brachereichen Gitterfeldern umso höher, je geringer die Brachenanteile in den angrenzenden Einheiten waren (Robinson et al. 2001). Auch auf 25-ha-Basis reagieren Raummuster von Vogelzönosen meist stark auf die üblicherweise inhomogene Verteilung von Habitat-Kombinationen (Heikkinen et al. 2004), wobei diese Kombinationen meist nicht zufällig sind, sondern landschaftsspezifisch. Dieser Landschaftsbezug nimmt von Brutvögeln über Wintervögel zu Invertebraten zu (Burel et al. 1998) und ist in extensiven Mosaiklandschaften, Feucht- und Küstengebieten noch höher als in intensiv landwirtschaftlich genutzten Räumen (Gillings 2008). Zudem können Arten je nach Landschaftstyp ihre Habitatpräferenzen ändern. So bevorzugten in England Singdrosseln in grünland- und waldreichen Landschaften Waldränder zu Agrarflächen, in typischen Agrarlandschaften Siedlungsränder mit ihren Gartenanlagen (Peach et al. 2004).

Wechselnde, von regionalen Bewirtschaftungsregimes und naturschutzrechtlichen Auflagen geprägte Nutzungsintensitäten sowie deren Auswirkungen auf einen «Biotopverbund», der zusätzlich von landschaftstypischen Standorts- und Reliefverhältnissen gesteuert wird, erhöhen die Inhomogenität von Agrarvogeldichten weiter (industrieller bzw. biologischer Landbau, ökologische Ausgleichsflächen, Schutzgebietsauflagen etc.). Aufgrund naturschutzgesetzlicher Entwicklungen in der EU werden zudem lineare «Verbundstrukturen» wie kleine Brache-, Grünland-, Feuchtgebiets- oder Gehölzinseln zunehmen (Burkhardt et al. 2003). Dort werden in Agrarlandschaften die höchsten Vogeldichten erreicht, besonders, wenn diese Kleinlebensräume mit größeren «Spenderflächen» vernetzt sind (Loman & von Schantz 1991).

Auch beim attraktiver werdenden biologischen Landbau können infolge der längeren Grenzlinien und des hochwertigeren Nahrungsangebots die Brutvogeldichten auf das Sechsfache ansteigen (Streichert 1994, Christensen et al. 1996), während Flurbereinigungen und Meliorationen durch Vergrößerung der Schlä-

ge, Reduktion der Saumstrukturen und Beseitigung feuchter Kleinlebensräume zu Artenverlusten und sinkenden Agrarvogeldichten führen (Fuchs 1982, Folz 1989, Dewitte 1997). Vom Gesetzgeber in Ausgleichsverfahren geforderte Aufwertungsmaßnahmen führen dagegen zumindest lokal zu Verschiebungen im Artenspektrum und stark steigenden Dichten (Flöter 2002). Vor allem in trockenen Ackerbaugebieten reichen schon 2–3 % Ausgleichsflächen auf rund 600 ha, um die Attraktivität der Landschaft für Agrarvögel stark zu verändern (Birrer et al. 2001). In einer durch Aufwertungsmaßnahmen induzierten Agrar-Mosaiklandschaft mit Rainen, Brachen, Hecken und Kleingewässern stiegen die Brutvogeldichten in nur 4 Jahren um 60 % (Laußmann & Plachter 1998). Ähnliches bewirkt die Nähe zu Schutzgebieten, deren Vogeldichten sich meist infolge unterschiedlicher Nutzungsintensität und Landschaftsentwicklung von denen im angrenzenden Agrarland unterscheiden (Fuchs 1982, Pfister & Birrer 1997). Alle diese Effekte verteilen sich in der Landschaft weder gleichmäßig noch zufällig. Sie sind vielmehr eine Folge lokal und regional unterschiedlicher Anbaubedingungen bzw. Nutzungshistorien und stehen in engem Bezug zum Landschaftscharakter, der bei an Lebensraumtypen ausgerichteten Stichprobennahmen meist unberücksichtigt bleibt.

### 3.3.2. Einfluss der Wald- und Flurgehölzverteilung in Kulturlandschaften

In zentraleuropäischen Agrarlandschaften belegen zahlreiche Arbeiten bezüglich der meist kleinen Waldkomplexe und häufig linearen Flurgehölze (Strauch- und Baumhecken, Gehölzzeilen, Waldflächen < 0,2 ha), dass sich diese avifaunistisch ganz anders auswirken als ähnliche Gehölzformationen in Waldlandschaften, und dies nicht nur bei Wald-, sondern auch bei Agrarvögeln. So erreichten die Agrarvogeldichten in Landschaften bei mittlerem Bewaldungsgrad bzw. Agrarflächenanteil dreifach höhere Werte als im waldarmen Agrarland, vor allem, wenn der Flurgehölz- und Brachenanteil über 10 % lag (Pfister et al. 1986, Berg 2002). Aber auch Waldvögel erreichen in

solchen «Halboffenlandschaften» hohe Dichten, trotz des hier gegenüber «Heckenvögeln» z.T. erheblich geringeren Bruterfolgs (Řepa 1985, Grajetzky 1993, Riddington & Gosler 1995, Rodewald & Yahner 2001, Barkow et al. 2001, 2003), und tragen so wesentlich zu den für «Übergangsräume» charakteristisch höheren Dichten bei. Entscheidend sind in der Regel die Grenzlinienlänge von gehölzdominierten Strukturen (Waldränder, Gewässer, Strauchgürtel, Heckenverbund etc.; vgl. Lentner & Landmann 1994, Grunwald 1997, Lentner 1997, Weißgerber 2000, Walker et al. 2005), deren lokaler Verbund (Deutscher Rat für Landespflege 2004) und die Anzahl kleiner Flurgehölze. Hier fallen besonders im 10-ha-Bereich die Gesamtvogeldichten mit zunehmender Gehölzfläche mindestens um den Faktor 3 (Vogrin 1999), auch wenn einzelne Arten wie Sing- und Wacholderdrossel ihre höchsten Dichten in mittelgroßen und Meisen etc. in großen Feldgehölzen erreichen (Řepa 1985). Insgesamt ist aus fast allen Untersuchungen zu auf Gehölze angewiesenen Vögeln abzuleiten, dass großräumige Vogeldichten schon auf Revierebene überwiegend von Landschaftsregion, Landschaftstyp sowie dessen Entwicklungsgeschichte abhängen (Saab 1999, Howell et al. 2000, Löfman & Kouki 2001, Loehle et al. 2005, Betts et al. 2006), vor allem, wenn man die Wechselwirkungen von Revierbesetzung und Vogelverteilung auch außerhalb der Brutzeit sowie Ausweichbewegungen während Schlechtwetterperioden mit einbezieht (Utschick 2001, Yamaura et al. 2005). Lebensraumspezifische Qualitäten dominieren nur im Nahbereich von Revierzentren oder in großen, geschlossenen, nicht zu naturfernen Wäldern, wobei selbst dort oft Landschaftsparameter für zwei Drittel der Arten, vor allem jener mit großen Revieren, eine bedeutende Rolle spielen (Jokimäki & Huhta 1996, MacFaden & Capen 2002, Warren et al. 2005). Wenn auch in kleineren Waldkomplexen eher Habitatparameter die Avizönosen zu bestimmen scheinen, dann sind diese entweder eng mit Landschaftsparametern korreliert oder die Waldflächen liegen alle in ähnlichen Landschaftstypen (Watson 2003, Cleary et al. 2005, Müller 2005). Die Größe der beeinflussenden

Landschaftseinheiten schwankt dabei zwischen Durchmessern von 1–10 km (Golet et al. 2001, Huhta et al. 2004, Dunford & Freemark 2005, Betts et al. 2006). In den Kulturlandschaften Zentraleuropas sind besonders bei gehölznutzenden Vogelzönosen solche landschaftsbedingt unterschiedlichen Randeffekte z.T. schon in deutlich kleineren Landschaftseinheiten zu berücksichtigen (z.B. bei Auwaldbändern; vgl. Kap. 3.3.3).

### *3.3.3. Vogelbestandsaufnahmen auf der Basis von Landschaftsräumen*

Bei der Ermittlung großflächiger Vogeldichten stellten bei «nur» 50 km<sup>2</sup> bzw. 10 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebieten Lentner (1997) bzw. Lentner & Landmann (1994) Landschaftsbezug her, indem sie naturräumliche Untereinheiten als landschaftsspezifische «Makrohabitate» abgrenzten und dann auf 3 % der Gesamtfläche mit Linien- und Punkttaxierungen avifaunistisch bewerteten bzw. auf 6,25-ha-Gitterfeld-Basis flächendeckend ermittelte Vogelbestandsaufnahmen 5 landschaftsspezifischen «Makrohabitaten» (Nadelwalddominanz, Feldgehölzdominanz, gehölzarme Agrarflächen, Auwaldband, Siedlungen) zuordneten. Bei noch größeren Untersuchungsgebieten erfolgte der Raumbezug dagegen meist durch die Bindung an Verwaltungseinheiten wie Landkreise (z.B. Kreuziger 2001), Kantone oder Gemeinden (z.B. Pfister et al. 1986), wobei Weggler & Widmer (2000) einen gut 1700 km<sup>2</sup> großen Kanton in über 3000 je 40–60 ha große «Landschaftsräume» mit ähnlichem «Lebensraumtyp» (Wald, Siedlung, Kulturland, Feuchtgebiet bei maximal 10 ha «Fremdtyp»; inklusive «Mischtypen») untergliederten. Darüber hinaus wird in der Regel auf an geografischen Netzen ausgerichteten Gitterfeldern von 25 ha bis Mestischblattgröße (meist 40–1000 ha) kartiert, in denen der Bezug zu den Landschaftsgradienten überwiegend durch Parameterpakete hergestellt wird (Villard et al. 1999, Bennett et al. 2004, Luoto et al. 2004). Die Vogelbestandsaufnahmen erfolgen dort überwiegend mittels Punktkartierung (selten Revierkartierung; vgl. z.B. Busche 1997), wobei zumindest in homogenen Landschaften schon relativ kleine Stich-

proben plausible Ergebnisse liefern. Nominale Landschaftstypisierungen, wie sie Fornasari et al. (1997) versuchen, sind dagegen vermutlich bereits auf 1 km<sup>2</sup> großen Gitterfeldern für die Hochrechnung von Vogelverteilungen im Raum ungeeignet, da sich vom Erscheinungsbild her nahezu identisch benannte Einheiten u.a. bewirtschaftungsbedingt um eine Zehnerpotenz in ihren Brutvogeldichten unterscheiden können (Jäger 1987).

Natürlich sind auch in heterogenen, mitteleuropäischen Kulturlandschaften Landschaftsparametrisierungen möglich, z.B. auf Messtischblattebene. Eine Hochrechnung von Vogeldichten aus den Kartiererergebnissen von kleinen Teilflächen liefert aber sehr problematische Ergebnisse, sobald das Messtischblatt mehrere, kaum vergleichbare Landschaftseinheiten enthält. Dazu zählen z.B. querende Auenbänder, nur extensiv nutzbare Teilgebiete mit meist regionstypischen Sonderstrukturen oder Teilgebiete mit deutlich unterschiedlicher Waldfragmentierung. In dem das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) enthaltenden Messtischblatt (4 Quadranten à 38 km<sup>2</sup>) lagen die Flächengrößen solcher Landschaftskategorien im Bereich von 6–1900 ha, wobei eine Kategorie auch aus mehreren Teilflächen bestehen konnte. Bei den kleinen Flächen handelte es sich meist um Auen oder Bodenabbaugebiete.

Andererseits sind die Parametrisierungen bei Landschaftsteilen ähnlichen Typs meist in benachbarten Messtischblättern gut vergleichbar. In heterogenen Kulturlandschaften sollte sich die Auswahl der Testflächen daher zunächst an «regionalen» Landschaftstypen orientieren und erst dann übergeordnete Raumebenen aufgreifen. Hierfür spricht auch, dass sich Brutpopulationen in einem erstaunlich hohen Maß räumlich synchron verhalten und somit lokal ermittelte Vogeldichten nicht grundsätzlich auf große Areale des gleichen Typs übertragen werden dürfen. In nordamerikanischen Waldlandschaften war der Brutbestand bereits bei 40 % aller Vogelarten in nur maximal 200 km<sup>2</sup> großen Landschaftsräumen organisiert, in denen sich die Populationen unterschiedlich entwickelten (Toms et al. 2005). Selbst bei einer klassischen Waldart wie der Walddrossel *Hylocichla mustelina* waren die

Populationsentwicklungen maximal über Entfernungen von 60–80 km verbunden (Tittler et al. 2006). Ähnliches gilt auch für Agrarlandschaften, wobei hier im Vergleich zum Wald der Synchronisierungsgrad besonders bei häufigen Arten noch höher sein dürfte, speziell im durch Subventionen gesteuerten EU-Bereich (Paradis et al. 2000).

**Dank.** Der Gemeinde Schweitenkirchen danken wir für die Bereitstellung von Landschaftsplan, Flurkarten und Luftbildern des Untersuchungsgebiets, Marc Kéry, einem weiteren Gutachter und Christian Marti für wertvolle Hinweise.

### Zusammenfassung

Mittels einer Gitterfeldkartierung der Vogelzönose auf 6,25-ha-Basis (mit nach Nutzungsarten getrennten Unterflächen) wurden in einem typischen Landschaftsausschnitt des tertiären Hügellandes nördlich von München (Bayern, Deutschland) relative Brutzeit- und Wintervogeldichten ermittelt. Das Ergebnis sind erheblich höhere Vogeldichten in Gitterfeldern mit hoher Nutzungstypendiversität (häufig Waldrand- bzw. Ortsrandsituationen) als in Gitterfeldern mit nur einer Nutzungsart (größere Agrarland-, Wald-, Siedlungskomplexe). Nur die Feldlerche reagierte signifikant negativ auf intensiven Nutzungsmix und bevorzugte reines Agrarland. An Waldrändern und im Nahbereich von Dörfern sind die Vogeldichten sowohl zur Brutzeit als auch im Winter deutlich höher als in siedlungsfernen Lagen oder im Waldinneren, wodurch die Dichten mit zunehmender Landschaftsdiversität überproportional ansteigen.

Bei großräumigen Vogelbestandsaufnahmen, die sich in Mitteleuropa häufig ausschließlich an Lebensraumtypen orientieren, können aufgrund von Randeffekten die realen Vogeldichten ohne Berücksichtigung der Landschaftsdiversität und -geschichte um ein Vielfaches unterschätzt werden. Auch auf der Basis einer umfangreichen Literaturlauswertung wird daher empfohlen, entweder ab definierten Schwellenwerten Korrekturen vorzunehmen oder sich anstelle von «Lebensraumtypen» am «Landschaftstyp» zu orientieren.

### Literatur

- BAKER, J., K. FRENCH & R. J. WHELAN (2002): The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology* 83: 3048–3059.
- BARKOW, A., F. BAIRLEIN & M. MÜHLENBERG (2001): Hecken als «source»- und «sink»-Habitats für Singvögel. *J. Ornithol.* 142, Sonderheft 1: 184.

- (2003): Habitatqualität von Hecken für Vögel. *J. Ornithol.* 144: 230.
- BENNETT, A. F., S. A. HINSLEY, P. E. BELLAMY, R. D. SWETNAM & R. M. NALLY (2004): Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biol. Conserv.* 119: 191–206.
- BERG, A. (1997): Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study* 44: 355–366.
- (2002): Composition and diversity of bird communities in Swedish farmland-forest mosaic landscapes. *Bird Study* 49: 153–163.
- BETTS, M. G., G. J. FORBES, A. W. DIAMOND & P. D. TAYLOR (2006): Independent effects of fragmentation on forest songbirds: an organism-based approach. *Ecol. Appl.* 16: 1076–1089.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart.
- BIRNER, S., M. SPIESS, L. JENNI, B. LUGRIN & C. MARFURT (2001): Reagieren Brutvögel auf ökologische Ausgleichsflächen? *J. Ornithol.* 142, Sonderheft 1: 185.
- BOLLINGER, E. K. & P. V. SWITZER (2002): Modeling the impact of edge avoidance on avian nest densities in habitat fragments. *Ecol. Appl.* 12: 1567–1575.
- BONKWALD, R. (1984): Die Brutvögel/Reviervögel des Jenischparks im Jahr 1983. *Mitt.bl. DBV, LV Hamburg, Sonderheft* 12: 37–43.
- BRAND, L. A. & T. L. GEORGE (2001): Response of passerine birds to forest edge in Coast redwood forest fragments. *Auk* 118: 678–686.
- BREZGER, A., T. KNEIB & S. LANG (2005): BayesX: Analyzing Bayesian structured additive regression models. *J. Stat. Software* 14 (11): 1–22.
- BUREL, F., J. BAUDRY, A. BUTET, P. CLERGAU, 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 Oecol.* 19: 47–60.
- BURKHARDT, J. F., W. SCHLUND & M. STAUSS (1998): Scale effects of habitat selection in breeding Nuthatches (*Sitta europaea*) in two different woodlands. *J. Ornithol.* 139: 37–48.
- BURKHARDT, R., H. BAIER, U. BENDZKO, E. BIERHALS, P. FINCK, K. JENEMANN, A. LIEGL, R. MAST, E. MIRBACH, A. NAGLER, A. PARDEY, U. RIECKEN, J. SACHTELEBEN, A. SCHNEIDER, S. SZEKELY, K. ULLRICH, U. VAN HENGEL & U. ZELTNER (2003): Naturschutzfachliche Kriterien zur Umsetzung des § 3 BNatSchG «Biotopverbund». *Natur und Landschaft* 78: 418–426.
- BUSCHE, G. (1997): Bestandsentwicklung der Brutvögel des Wallhecken-Agrarlandes samt Dörfern und Städten im Westen Schleswig-Holsteins 1960 bis 1995. *Vogelwelt* 118: 11–32.
- CHRISTENSEN, K., E. JACOBSEN & H. NÖHR (1996): A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. *Dansk Ornitol. Foren. Tidsskr.* 90: 21–28.
- CLEARY, D. F. R., M. J. GENNER, G. J. B. BOYLE, T. SETYAWATI, C. D. ANGRAETI & S. B. J. MENKEN (2005): Associations of bird species richness and community composition with local and landscape-scale environmental factors in Borneo. *Landsc. Ecol.* 20: 989–1001.
- DE GRUIJTER, J. J., D. J. BRUS, M. F. P. BIERKENS & M. KNOTTERS (2006): Sampling for natural resource monitoring. Springer, Berlin.
- Deutscher Rat für Landespflege (2004): Der Beitrag der Waldwirtschaft zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbunds. Schriftenreihe des DRL, H. 76.
- DEWITTE, T. (1997): A propos de l'importance ornithologique des éléments ligneux et herbacés jugés insignifiants dans le cadre d'un remembrement agricole. *Aves* 34: 129–141.
- DORMANN, C. F., J. M. MCPHERSON, M. B. ARAÚJO, R. BIVAND, J. BOLLIGER, G. CARL, R. G. DAVIS, A. HIRZEL, W. JETZ, W. D. KISSLING, I. KÜHN, R. OHLEMÜLLER, P. R. PERES-NETO, B. REINEKING, B. SCHRÖDER, F. M. SCHURR & R. WILSON (2007): Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30: 609–628.
- DUNFORD, W. & K. FREEMARK (2005): Matrix matters: Effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landsc. Ecol.* 20: 497–511.
- ELLE, O. (2003): Quantifizierung der integrativen Wirkung von Ökotonen am Beispiel der Habitatwahl der Mönchsgasmücke und der Dorngrasmücke (*Sylvia atricapilla* und *S. communis*, Sylviidae). *J. Ornithol.* 144: 271–283.
- ERLINGER, G. (1982): Untersuchung der ungewöhnlich hohen Siedlungsdichte einer Singdrosselpopulation. *ÖKO-L 4/1*: 15–17.
- FLADE, M. & J. SCHWARZ (2004): Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989–2003. *Vogelwelt* 125: 177–213.
- FLÖTER, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. *Mitt. Sächs. Ornithol.* 9: 87–100.
- FLÜCKIGER, P. F. & P. DUELLI (1997): Waldränder – Zentren der Biodiversität. *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol.* 11: 119–123.
- FOLZ, H. G. (1989): Das Artenspektrum der Brutvögel auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Fläche Rheinhessens. *Vogelwelt* 110: 12–23.
- FORNASARI, L., E. DE CARLI, L. BOTTONI & R. MASSA (1997): A method for establishing bird conservation value at a landscape level. *Bird Conserv. Int.* 7: 81–97.
- Fragstats (2005): [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- FUCHS, E. (1982): Folgen kulturtechnischer Maßnahmen auf den Sommervogelbestand im schweizerischen Mittelland. *Ornithol. Beob.* 79: 121–127.
- GEDEON, A., A. MITSCHKE & C. SUDFELDT (2004): Brutvögel in Deutschland. Stiftung Vogelmonito-

- ring Deutschland, Hohenstein-Ernstthal.
- GERSS, W. (1994): Genauigkeit ornithologischer Siedlungsdichteschätzungen in Abhängigkeit vom Beobachtungsaufwand. *Beitr. Nat.kd. Niedersachs.* 47: 111–120.
- GILLINGS, S. (2008): Designing a winter bird atlas field methodology: issues of time and space in sampling and interactions with habitat. *J. Ornithol.* 149: 345–355.
- GOLET, F. C., Y. WANG, J. S. MERROW & W. R. DERAGON (2001): Relationship between habitat and landscape features and the avian community of Red Maple swamps in southern Rhode Island. *Wilson Bull.* 113: 217–227.
- GRAJETZKY, B. (1993): Bruterfolg des Rotkehlchens *Erithacus rubecula* in Hecken. *Vogelwelt* 114: 232–240.
- GRUNWALD, T. (1997): Untersuchungen zum Einfluss von Waldrandstrukturen auf die Avifauna. *Vogel und Umwelt* 9: 119–138.
- HARWOOD, W. & R. MACNALLY (2005): Geometry of large woodland remnants and its influence on avifaunal distributions. *Landsc. Ecol.* 20: 401–406.
- HAWROT, R. Y. & G. J. NIEMI (1996): Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest. *Auk* 113: 586–598.
- HEIKKINEN, R. K., M. LUOTO, R. VIRKKALA & K. RAINIO (2004): Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *J. Appl. Ecol.* 41: 824–835.
- HOWELL, C. A., S. C. LATTA, T. M. DONOVAN, P. A. PORNELUZI, G. R. PARKS & J. FAABORG (2000): Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landsc. Ecol.* 15: 547–562.
- HUHTA, E., T. AHO, A. JÄNTTI, P. SUORSA, M. KUITUNEN, A. NIKULA & H. HAKKARAINEN (2004): Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian Treecreeper. *Conserv. Biol.* 18: 148–155.
- HUNTLEY, B., R. E. GREEN, Y. C. COLLINGHAM & S. G. WILLIS (2007): A climatic atlas of European breeding birds. *Lynx*, Barcelona.
- JÄGER, O. (1987): Brutvogel-Bestandsaufnahme innerhalb von intensiv genutzten Agrarflächen und Extensiv-Grünland in Süddeutschland. *Ornithol. Jahresh. Bad.-Württ.* 3: 81–106.
- JEDICKE, E. (1995): Grenzstrukturen in Wäldern und ihr Einfluss auf die Avifauna. *Ber. ANL* 19: 115–123. – (2000): Stadt- und Dorfökosysteme: Umweltfaktoren, Siedlungsbindung von Vogelarten, Avizönosen, Verstärkerungsprozesse und Naturschutz – ein Überblick. *Vogelwelt* 121: 67–86.
- JOKIMÄKI, J. & E. HUHTA (1996): Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fenn.* 73: 97–113.
- KÉRY, M. & H. SCHMID (2004): Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic Appl. Ecol.* 5: 65–73.
- KNEIB, T., J. MÜLLER & T. HOTHORN (2008): Spatial smoothing techniques for the assessment of habitat suitability. *Environ. Ecol. Stat.* 15: 343–364.
- KREUZIGER, J. (2001): Ergebnisse der Goldammer-Erfassung (*Emberiza citrinella*) in Hessen 1999. *Vogel und Umwelt* 12: 47–53.
- LAIOLO, P. (2005): Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. *Conserv. Biol.* 19: 1547–1556.
- LANDMANN, A. (1989): Vogelgesellschaften in Montandörfern: Struktur und Raumnutzung im Vergleich zur Variabilität des Lebensraumes. *J. Ornithol.* 130: 183–196. – (1991): Habitatpräferenzen, Dynamik der Raumnutzung und Bestandsstruktur bei Dorfamseln (*Turdus merula*). *J. Ornithol.* 132: 303–318.
- LAUSSMANN, H. & H. PLACHTER (1998): Der Einfluss der Umstrukturierung eines Landwirtschaftsbetriebes auf die Vogelfauna: Ein Fallbeispiel aus Süddeutschland. *Vogelwelt* 119: 7–19.
- LENTNER, R. (1997): Die Vogelwelt der Kulturlandschaft des Krappfeldes in Kärnten: Brutzeitliche Habitatpräferenzen, Strukturbeziehungen und Managementvorschläge. *Egretta* 40: 85–128.
- LENTNER, R. & A. LANDMANN (1994): Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: räumliche und saisonale Muster. *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck*, Suppl. 12: 1–130.
- LOEHLE, C., T. B. WIGLEY, S. RUTZMOSE, J. A. GERWIN, P. D. KEYSER, R. A. LANCIA, C. J. REYNOLDS, R. E. THILL, R. WEIH, D. WHITE & R. B. WOOD (2005): Managed forest landscape structure and avian species richness in the southeastern US. *For. Ecol. Manage.* 214: 279–293.
- LÖFMAN, S. & J. KOUKI (2001): Fifty years of landscape transformation in managed forests of southern Finland. *Scand. J. For. Res.* 16: 44–53.
- LOMAN, J. & T. VON SCHANTZ (1991): Birds in a farmland – More species in small than in large habitat island. *Conserv. Biol.* 5: 176–188.
- LUOTO, M., R. VIRKKALA, R. K. HEIKKINEN & K. RAINIO (2004): Predicting bird species richness using remote sensing in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecol. Appl.* 14: 1946–1962.
- MACFADEN, S. W. & D. E. CAPEN (2002): Avian habitat relationships at multiple scales in a New England forest. *For. Sci.* 48: 243–253.
- MÄND, R., V. TILGAR, P. KILGAS & M. MÄGI (2007): Manipulation of laying effort reveals habitat-specific variation in egg protection constraints in Great Tits (*Parus major*). *J. Ornithol.* 148: 91–97.
- MATHYS, L., C. GINZLER, N. E. ZIMMERMANN, P. BRASSEL & O. WILDI (2006): Sensitivity assessment on continuous landscape variables to classify a discrete forest area. *For. Ecol. Manage.* 229: 111–119.
- MITTSCHKE, A., C. SUDFELDT, H. HEIDRICH-RISKE & R. DRÖSCHMEISTER (2005): Das neue Brutvogelmonitoring in der Normallandschaft Deutschlands – Untersuchungsgebiete, Erfassungsmethode und erste Ergebnisse. *Vogelwelt* 126: 127–140.
- MÜLLER, J. & T. HOTHORN (2004): Maximally se-

- lected two-sample statistics as a new tool for the identification and assessment of habitat factors with an application to breeding-bird communities in oak forests. *Eur. J. For. Res.* 123: 219–228.
- MÜLLER, J. (2005): Vogelgemeinschaften als Indikatoren für Waldstrukturen in Eichenwäldern. *Ornithol. Beob.* 102: 15–32.
- MÜLLER, J., H. BUSSLER, M. GOSSNER, A. GRUPPE, A. JARZABEK-MÜLLER, M. PREIS & T. RETTELBACH (2007): Forest edges in the mixed-montane zone of the Bavarian Forest National Park – hot spots of biodiversity. *Silva Gabretta* 13: 121–148.
- MULLER, Y. (1999): Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers des Vosges du nord, VII: étude de l'effet de lisière. *Ciconia* 23: 51–75.
- PAQUET, J.-Y., X. VANDEVYVRE, L. DELAHAYE & J. RONDEUX (2006): Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *For. Ecol. Manage.* 227: 59–70.
- PARADIS, E., S. R. BAILLIE, W. J. SUTHERLAND & R. D. GREGORY (2000): Spatial synchrony in populations of birds: effects of habitat, population trend, and spatial scale. *Ecology* 81: 2112–2125.
- PEACH, W. J., M. DENNY, P. A. COTTON, I. F. HILL, D. GRUAR, D. BARRIT, A. IMPEY & J. MALLORD (2004): Habitat selection by song thrushes in stable and declining farmland populations. *J. Appl. Ecol.* 41: 275–293.
- PFISTER, H. P. & S. BIRRER (1997): Landschafts-ökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmaßnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 35: 173–193.
- PFISTER, H. P., B. NAEF-DAENZER & H. BLUM (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithol. Beob.* 83: 7–34.
- POLLHEIMER, M., M. FÖGER & J. POLLHEIMER (1999): Anwendung und Effizienz der quantitativen Rasterkartierung zur Erhebung des Brutbestandes von Singvögeln einer inneralpinen Wiesenlandschaft. *Ornithol. Beob.* 96: 1–12.
- ŘEPA, P. (1985): Hnízdní společenstva ptáků v intenzivně zemědělsky využívané krajině. *Zprávy Moravského Ornitol. Sdružení* 43: 25–37 [mit dtsh. Zusammenfassung: Nistgesellschaften der Vögel in einer landwirtschaftlich intensiv ausgenützten Gegend].
- RIDDINGTON, R. & A. G. GOSLER (1995): Differences in reproductive success and parental qualities between habitats in the Great tit (*Parus major*). *Ibis* 137: 371–378.
- ROBINSON, R. A., J. D. WILSON & H. Q. P. CRICK (2001): The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *J. Appl. Ecol.* 38: 1059–1069.
- RODEWALD, A. D. & R. H. YAHNER (2001): Avian nesting success in forested landscapes: influence of landscape composition, stand and nest-patch microhabitat, and biotic interactions. *Auk* 118: 1018–1028.
- ROYLE, J. A., J. D. NICHOLS & M. KÉRY (2005): Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* 110: 353–359.
- SAAB, V. (1999): Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecol. Appl.* 9: 135–151.
- SCHÄFER, T. & B. VOGEL (2000): Wodurch ist die Waldrandlage von Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) bedingt – eine Analyse möglicher Faktoren. *J. Ornithol.* 141: 335–344.
- SCHIFFERLI, L. (1993): Vögel in der Agrarlandschaft der Schweiz. *Rev. suisse Zool.* 100: 501–518.
- SCHMID, H., N. ZBINDEN & V. KELLER (2004): Überwachung der Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SHAW, L. M., D. CHAMBERLAIN & M. EVANS (2008): The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *J. Ornithol.* 149: 293–299.
- STAUSS, M. J. & E. GLÜCK (1995): Einfluß unterschiedlicher Habitatqualität auf Brutphänologie und Reproduktionserfolg bei Blaumeisen (*Parus caeruleus*). *Vogelwarte* 38: 10–23.
- STREICHERT, J. (1994): Bestandsentwicklung ausgewählter Tier- und Pflanzenarten auf dem biologisch wirtschaftenden Gut Adolphshof, Kr. Hannover. *Beitr. Nat.kd. Niedersachs.* 47: 103–108.
- SVENSSON, E. & J. A. NILSSON (1995): Food supply, territory quality and reproductive timing in the Blue tit (*Parus caeruleus*). *Ecology* 76: 1804–1812.
- TITTLER, R., L. FAHRIG & M. A. VILLARD (2006): Evidence of large-scale source-sink dynamics and long distance dispersal among Wood thrush populations. *Ecology* 87: 3029–3036.
- TOMS, J. D. & S. J. HANNON & F. K. A. SCHMIEGELOW (2005): Population dynamics of songbirds in the boreal mixedwood forests of Alberta, Canada: Estimating minimum and maximum extents of spatial population synchrony. *Landsc. Ecol.* 20: 543–553.
- TUBELIS, D. P., A. COWLING & C. DONNELLY (2004): Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. *Biol. Conserv.* 118: 353–364.
- UTSCHICK, H. (1983): Rasterkartierung von Sommervogelbeständen zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten. *J. Ornithol.* 124: 39–57. – (2001): Flussauen als Vogelrefugium in Schlechtwetterperioden. *Ornithol. Anz.* 40: 137–163. – (2004): Saisonale Veränderungen der Raumnutzungsmuster von mittelschwäbischen Waldvogelzönosen. *Ornithol. Anz.* 43: 19–47.
- VILLARD, M. A., M. K. TRZCINSKI & G. MERRIAM (1999): Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.* 13:

- 774–783.
- VOGRIN, M. (1999): Breeding bird communities in small isolated woods in an agricultural landscape (Northeastern Slovenia). *Riv. Ital. Ornitol.* 69: 123–130.
- WALKER, M. P., J. W. DOVER, S. A. HINSLEY & T. H. SPARKS (2005): Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. *Biol. Conserv.* 126: 540–547.
- WARREN, T. L., M. G. BETTS, A. W. DIAMOND & G. J. FORBES (2005): The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *For. Ecol. Manage.* 214: 331–343.
- WATSON, D. M. (2003): Long-term consequences of habitat fragmentation – highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biol. Conserv.* 111: 283–303.
- WATSON, J. E. M., R. J. WHITTAKER & T. P. DAWSON (2004): Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biol. Conserv.* 120: 311–327.
- WEGGLER, M. & M. WIDMER (2000): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt? *Ornithol. Beob.* 97: 123–146.
- WEISSGERBER, R. (2000): Randlinienseffekt (Edge-effect) am Beispiel der Brutvögel des Leinawaldes im Kreis Altenburger Land (Ostthüringen). *Mauritiana* 17: 502–504.
- WERMELINGER, B., P. F. FLÜCKIGER, M. K. OBRIST & P. DUELLI (2007): Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Co., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytidae) across sections of forest edges. *J. Appl. Entomol.* 131: 104–114.
- WESTFALL, P. H. & S. S. YOUNG (1993): On adjusting P-values for multiplicity. *Biometrics* 49: 941–945.
- YAMAURA, Y., K. KATOH, G. FUJITA & H. HIGUCHI (2005): The effect of landscape contexts on wintering bird communities in rural Japan. *For. Ecol. Manage.* 216: 187–200.

Manuskript eingegangen 7. Oktober 2008

Bereinigte Fassung angenommen 26. Mai 2009

**Anhang.** Liste der Vogelarten mit Artkürzel und Nachweiszahlen auf A = Agrar-, S = Siedlungs- und W = Waldflächen. Nicht berücksichtigt wurden (in Klammern Anzahl und Nutzungstyp): Braunkehlchen *Saxicola rubetra* (2-A), Dorngrasmücke *Sylvia communis* (1-A, 1-W), Erlenzeisig *Carduelis spinus* (6-W), Feldschwirl *Locustella naevia* (1-W), Fichtenkreuzschnabel *Loxia curvirostra* (2-W), Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla* (8-W), Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* (1-S), Gimpel *Pyrrhula pyrrhula* (7-W), Grauschnäpper *Muscicapa striata* (6-W), Grauspecht *Picus canus* (2-W), Klappergrasmücke *Sylvia curruca* (2-A, 2-S), Kuckuck *Cuculus canorus* (2-W), Neuntöter *Lanius collurio* (6-A), Rebhuhn *Perdix perdix* (3-A), Schwarzspecht *Dryocopus martius* (4-W), Sperber *Accipiter nisus* (1-A, 4-W), Stockente *Anas platyrhynchos* (11-A, 2-S), Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe* (3-A), Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (2-A, 3-W), Teichhuhn *Gallinula chloropus* (2-A), Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* (1-W), Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* (7-W), Weidenmeise *Parus montanus* (2-A). – Bird species list, abbreviations and total counts (A = agriculture, S = settlement, W = forest). Observations of rare species (observed individuals and concerned habitat types) are listed above.

Art	Kürzel	A	S	W	
Amsel	<i>Turdus merula</i>	A	80	120	386
Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	Ba	94	46	2
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	Bp			11
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	Bm	10	37	75
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Bf	60	102	857
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	Bsp	1	2	125
Distelfink	<i>Carduelis carduelis</i>	Sz	7	19	5
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	Eh	3		59
Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	Fas	14	1	6
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	Fl	218		
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	Fsp	43	147	16
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fi	2		17
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	Gg	2		12

**Anhang.** (Fortsetzung)

Art		Kürzel	A	S	W
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	Gz	11	26	8
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	Ga	148	31	194
Grünfink	<i>Carduelis chloris</i>	Gr	42	101	48
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	Gsp	1	4	9
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	Hf	15	3	12
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	Hm			41
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Hr	12	85	
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	Hsp	12	573	
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	Hb	6	5	120
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	Ht			16
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	Kl	1	2	138
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	Km	26	75	317
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	Mb	18		19
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>	Mw		15	
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	Md	37		69
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	Mg	16	25	247
Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	Ra	185	27	113
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>	Rw	48	79	
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	Rt	12		102
Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	Rk	22	25	486
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	Sd	33	7	178
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	So			112
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	Sr	243	186	65
Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	Sm	2	5	39
Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	Tm	1	5	219
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	Tt	2	23	
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	Tf	9	2	6
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	Wd	11	20	6
Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	Wbl			26
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	Wi			92
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zk		2	78
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	Zz	10	18	307
Summe			1492	1824	4692
Dichte pro ha			1,95	24,65	18,05