

Verhandlungen

der

Ornithologischen Gesellschaft in Bayern

Band 24 – Heft 1 (Dezember 1984)

Verh. orn. Ges. Bayern 24, 1984: 1–85

Habitatstrukturanalyse bei Singvögeln zur Brutzeit im nordöstlichen Erdinger Moos

Von **Christian H. Magerl**

	Inhalt	Seite
1.	Einleitung und Zielsetzung	2
2.	Material und Methode	4
2.1	Die untersuchten Vogelarten	4
2.2	Bestandsaufnahme	5
2.3	Habitatstrukturanalyse	5
2.4	Habitatüberlappung	7
2.5	Überprüfung der ermittelten Werte der Habitatstruktur	8
3.	Das Untersuchungsgebiet	9
3.1	Das Erdinger Moos	9
3.2	Landkreis Freising	9
4.	Ergebnisse	10
4.1	Bestandsaufnahme	10
4.2	Habitatstrukturanalyse	13
4.3	Habitatüberlappung	16
4.4	Überprüfung der ermittelten Werte der Habitatstruktur	16
5.	Diskussion der Ergebnisse	16
5.1	Bestandsaufnahme	16
5.2	Habitatstruktur	16
5.2.1	Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	16
5.2.2	Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	18
5.2.3	Vergleich zwischen Teich- und Sumpfrohrsänger	22
5.2.4	Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)	23
5.2.5	Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	25

5.2.6	Klappergrasmücke (<i>Sylvia curruca</i>)	27
5.2.7	Gartengrasmücke (<i>Sylvia borin</i>)	27
5.2.8	Mönchsgrasmücke (<i>Sylvia atricapilla</i>)	28
5.2.9	Vergleich der vier Grasmückenarten	28
5.2.10	Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	31
5.2.11	Blaukehlchen (<i>Cyanosylvia svecica cyanecula</i>)	32
5.2.12	Vergleich Rotkehlchen/Blaukehlchen	33
5.2.13	Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	34
5.2.14	Rohrammer (<i>Emberiza schoenbaenus</i>)	35
5.2.15	Vergleich Goldammer/Rohrammer	36
5.3	Überprüfung der Mittelwerte der Habitatstrukturanalyse	37
5.4	Habitatüberlappungswerte	40
5.5	Fehlerquellen	41
5.5.1	Bestandsaufnahme	41
5.5.2	Habitatstrukturanalyse	42
5.5.3	Überprüfung der Mittelwerte	43
5.6	Gesamtbetrachtung	43
	Zusammenfassung	47
	Summary	48
	Danksagung	49
	Literatur	50
	Anhang	54

1. Einleitung und Themenstellung

Seit jeher war die Beschreibung von Vogelhabitaten problematisch. Sowohl für das einzelne Individuum als auch für ganze Populationen bestimmt eine verwirrende Anzahl von verschiedenen Variablen in unterschiedlichem Ausmaß die Nutzung der Habitate.

ODUM (1971) definiert Habitat als "the place where an organism lives, or the place where one would go to find it" ANDREWARTHA (1972) hebt in seiner Definition hervor, daß das Habitat ein Gebiet mit einer gewissen Uniformität in bezug auf Erscheinungsbild (= Struktur) und Vegetation ist. Der Ökologe entscheidet also mit einer gewissen Willkür über die Grenzen des Habitates.

BERNDT & WINKEL (1977) definieren das Habitat als den „normalen“ Wohnort eines Individuums oder einer Art (Habitat = „Adresse“ unter der man eine Art auffinden kann, ODUM & REICHHOLF 1980). Hier soll der Habitatbegriff nur auf eine Art bzw. die gesamte Population und nicht auf einzelne Individuen angewendet werden. Das Habitat ist demnach die Summe der bei vielen Individuen einer Art ermittelten Umweltfaktoren.

KARR (1980) unterscheidet bei der Entwicklung des Habitatkonzeptes drei verschiedene Stadien: Dem Stadium des Katalogisierens ("catalog stage") folgt das der Naturgeschichte einzelnen Arten ("natural history stage"). In beiden Stadien werden die Habitate nur mehr oder weniger genau qualitativ beschrieben. Im dritten Stadium ("ecology of the habitat stage") ging und geht es um eine quantitative Beschreibung von Habitaten.

Die bisherigen Untersuchungen hatten im wesentlichen folgende Hauptziele (z. B. CODY 1974):

- Das Ausmaß berechnen, in dem koexistierende Arten gegenseitig ihre Aktivitäten und Ressourcen beschränken.
- Das Ausmaß berechnen, in dem koexistierende Arten in ihren allgemeinen ökologischen Ansprüchen voneinander abweichen oder darin übereinstimmen.
- Die gewonnenen Daten zu aktuellen Nischen- und Konkurrenztheorien in Bezug setzen.
- Diskussion von Fragen der Nischenüberlappung, -breite, -gestalt, -größe und Zahl der Nischendimensionen.

Bei den bisherigen Untersuchungen sollten die Habitate, das Konkurrenzverhalten, die ökologische Nische etc. mehr oder weniger genau beschrieben werden. Mit diesen Ergebnissen wurden dann verschiedene ökologische Fragen, wie z. B. Habitattrennung/-überlappung beantwortet. Im Vordergrund der Mehrzahl der Untersuchungen steht dabei die Frage, inwieweit die Arten dem Konkurrenzausschlußprinzip (HARDIN 1960) gehorchen oder nicht (KARR 1980). Die eigentliche Beschreibung der Habitate tritt mehr in den Hintergrund, was bei der nachfolgenden Untersuchung nicht der Fall sein soll.

Eine Vorhersage, die zumindest eine gewisse Fähigkeit zur Verallgemeinerung besitzt, war bei diesen Untersuchungen nicht möglich und auch nicht Zielsetzung. Es wurde in der Regel nicht versucht, an anderer Stelle zu überprüfen und zu ermitteln, ob dort die ökologischen Ansprüche der Art mit denen im Untersuchungsgebiet übereinstimmen oder nicht (Ausnahme LEISLER 1981).

Die nachfolgende Untersuchung hat folgende Zielsetzungen:

- Ausgehend von Ergebnissen von Revierkartierungen sollen neue Methoden zur möglichst umfangreichen objektiven Beschreibung von Vogelhabitaten zur Brutzeit entwickelt werden. Die entwickelten Methoden sollen bei den verschiedensten Vogelarten und ortsunabhängig einsetzbar sein und Ergebnisse liefern, mit denen autökologische und synökologische Fragestellungen weiter bearbeitet werden können.
- Anwendung der Methode zu Ermittlung der Ansprüche, die die untersuchten Arten an ihr Habitat stellen und Ausarbeitung der optimalen und der unbedingt nötigen Habitatstrukturen.
- Verwendung der ermittelten Daten zum Vergleich der Habitatpräferenzen verschiedener nahe verwandter Arten und Diskussion von Fragen der Konkurrenz zwischen den Arten.
- Überprüfung der Ergebnisse der Habitatstrukturanalyse in einem anderen Untersuchungsgebiet. Damit soll geprüft werden, inwieweit die ermittelten Resultate auf andere Gebiete übertragbar sind und ob sie in einem gewissem Umfang verallgemeinert werden können. Weiters soll ermittelt werden, ob auf Grund der erarbeiteten Ergebnisse auch Vorhersagen über das Vorkommen einzelner Arten in Gebieten mit der entsprechenden Struktur getroffen werden können. Weiters soll untersucht werden, ob allein mit den erarbeiteten Ergebnissen über die Habitatstruktur auch Vorhersagen über das Vorkommen einzelner Arten in Gebieten mit der ermittelten (und wie angenommen-artgemäßen) Habitatstruktur getroffen werden können. Damit soll ein Schritt in die Richtung verallgemeinerbarer Beziehungen zwischen dem Vorkommen einzelner Arten und ihrer Habitatstruktur getan werden.

Auf die Bedeutung der Kenntnis der Habitatstrukturen für einen wirksamen Vogelschutz haben MAUERSBERGER & GÖRNER (1980) hingewiesen. Nur wenn wir die tatsächlichen Ansprüche der Arten an ihre Umwelt kennen, wird es uns gelingen, bedrohte Arten wirksamer zu schützen und durch das Management von Habitaten die Bestände einzelner bedrohter Arten gezielt und ohne eine Gefährdung anderer Arten auf eine Stärke anzuheben, die ein Überleben garantiert.

Die folgende Untersuchung soll daher auch Ergebnisse liefern, die in der Naturschutzpraxis, bei Planungen und landschaftsökologischen Studien Verwendung finden können. Die Schaffung von sogenannten Ersatzbiotopen für durch Eingriffe in den Naturhaushalt verlorengegangene Brutgebiete, wie sie z. B. im bayerischen Naturschutzgesetz gefordert wird, kann nur dann durchgeführt werden, wenn die Ansprüche der zu schützenden Art genau bekannt sind.

Die Auswahl der untersuchten Arten geschah relativ willkürlich. Nachdem für die Untersuchung der Habitatstruktur die Arten in gewissen Mindestpopulationen vorhanden sein müssen, wurden nahe verwandte Arten ausgewählt, von denen bekannt war, daß sie (Ausnahme Klappergrasmücke) in genügender Anzahl im Untersuchungsgebiet vorkamen.

2. Material und Methode

2.1 Die untersuchten Vogelarten

Alle 11 untersuchten Arten gehören zur Ordnung der Sperlingsvögel – Passeriformes. Sie lassen sich in folgende 4 Gruppen mehr oder weniger nah verwandter Arten gliedern:

- Fam. *Sylviidae* – Grasmücken: Teichrohrsänger – TR
Acrocephalus scirpaceus
Sumpfrohrsänger – SR
Acrocephalus palustris
Feldschwirl – FS
Locustella naevia
- Fam. *Sylviidae* – Grasmücken: Dorngrasmücke – DG
Sylvia communis
Klappergrasmücke – KG
Sylvia curruca
Gartengrasmücke – GG
Sylvia borin
Mönchsgrasmücke – MG
Sylvia atricapilla
- Fam. *Muscicapidae* – Sänger: Rotkehlchen – RK
Erithacus rubecula
Blaukehlchen – BK
Cyanosylvia svecica cyanecula
- Fam. *Emberizidae* – Ammern: Goldammer – GA
Emberiza citrinella
Rohrhammer – RA
Emberiza schoeniclus

Hinter den deutschen Namen stehen die verwendeten Abkürzungen. Systematik und Namen nach WOLTERS (1975–1982).

2.2 Bestandsaufnahme

Die Bestandserhebungen wurden in den Jahren 1979 (1. April–26. Juni: Dorngrasmücke und Blaukehlchen, 1981 (9. Mai–2. Juli: Teichrohrsänger und Sumpfrohrsänger) und 1982 (28. März–28. Juni: Feldschwirl, Klappergrasmücke, Gartengrasmücke, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen, Goldammer und Rohrammer) durchgeführt. Zusätzlich wurden 1982 in einem Teilbereich des Untersuchungsgebietes (Eittinger Weiher) nochmals Teich- und Sumpfrohrsänger kartiert. Eine Übersicht über die aufgewendete Zeit und die jahreszeitliche Verteilung der Kontrollgänge gibt Tab. 1.

Tab. 1:

Aufgewendete Zeit und jahreszeitliche Verteilung der Kontrollgänge. – *Time spent and seasonal distribution of the censuses.*

	März	April	Mai	Juni	Juli	Gesamtzahl d. Kontroll- gänge	Gesamt- zeit Stunden	Durchschnittl. Zeit pro Kontrollgang	Durchschnittl. Zeit pro Hektar
1979	–	12	9	4	–	25	140	5,6 h	3,7 min
1981	–	–	8	10	4	22	123	5,6 h	3,2 min
1982	2	12	13	10	–	37	197	5,3 h	5,1 min
1983	–	5	9	5	–	19	53	2,8 h	3,2 min

1983 (11. April–17. Juni) wurden in einem anderen Untersuchungsgebiet alle Arten kartiert.

Die Mehrzahl der Kontrollen wurde in den frühen Morgenstunden, beginnend kurz vor Sonnenaufgang, ergänzt durch einige abendliche Begehungen, durchgeführt.

Folgende Beobachtungen wurden als Nachweis für ein besetztes Revier gewertet:

- Nest mit Eiern bzw. Jungvögeln
- futtertragende Altvögel
- nichtflügge Jungvögel
- Nistmaterial tragende Altvögel
- Nestbau
- Revierverteidigende Altvögel
- Wenigstens dreimalige Beobachtung von Revierverhalten (in der Regel Beobachtung von singenden ♂)

Im wesentlichen wurden die bei BERTHOLD (1976) und BERTHOLD et al. (1980) gegebenen Empfehlungen berücksichtigt. Auf die gezielte Nestersuche wurde verzichtet.

Die Bereiche, in denen sich die Mehrzahl der Arten und Individuen konzentrierten (Eittinger Weiher und Viehlassmoos) wurden intensiver kontrolliert als die artenarmen, intensiv landwirtschaftlich genutzten Bereiche.

2.3 Habitatstrukturanalyse

Um das Aktivitätszentrum (Bereich, in dem sich das revierbesitzende Paar vorwiegend aufhielt) wurden konzentrische Kreise mit den Radien 3; 10; 30; 60 und 100 m gezogen. Dies entspricht Flächen von (gerundet) 30; 300; 3 000; 11 000 und 30 000 m². In diesen Bereichen wurde an Hand von Kartierungen im Gelände, Flurkarten (1:5 000) und Luftbildern folgende Strukturmerkmale ermittelt (MAGERL 1981):

- Anteil von Ackerflächen in % (A)
- Anteil von Wirtschaftsgrünland in % (W)

- Anteil von Gebüschflächen in % (G)
- Anteil von Waldflächen bzw. Bäume in % (B)
- Anteil von Sonstiges in % (S)

Bei Teich-, Sumpfrohrsänger und Feldschwirl wurden die Strukturelemente Gebüsch und Bäume zu einer Kategorie (GB) zusammengefaßt. Die Meßgenauigkeit betrug +/- 5%.

Bei folgenden Arten war es nötig das Strukturelement „Sonstiges“ zu unterteilen:

Teichrohrsänger: Schilf (Sch), Wasser (Wa) und Übrige Strukturen (ÜS)

Sumpfrohrsänger: Brennesselflächen (BN), Hochstauden (HS), Schilf (Sch), Wasser (Wa) und Übrige Strukturen (ÜS)

Feldschwirl: Streuwiesen (SW), Schilf (Sch) und Übrige Strukturen (ÜS)

Dorngrasmücke: Brennesselflächen (BN), Hochstauden (HS), Streuwiesen (SW) und Übrige Strukturen (ÜS)

Klappergrasmücke: Brennesselflächen (BN), Hochstauden (HS) und Übrige Strukturen (ÜS)

Blaukehlchen: Schilf (Sch), Wasser (Wa), Streuwiesen (SW) und Übrige Strukturen (ÜS)

Goldammer: Brennesselflächen (BN), Hochstauden (HS), Streuwiesen (SW) und Übrige Strukturen (ÜS)

Rohrhammer: Schilf (Sch), Wasser (Wa), Streuwiesen (SW) und Übrige Strukturen (ÜS)

Angaben immer in % der Gesamtfläche!

Bei Dorn-, Klapper-, Garten-, Mönchsgrasmücke, Rot- und Blaukehlchen wurden folgende weitere flächenhafte Strukturmerkmale ermittelt:

Anteil Gebüsch unter Bäumen (GuB)

Anteil Hochstauden unter Bäumen (HuB)

Anteil unbewachsener bzw. moosiger Boden unter Bäumen (BuB)

Anteil Übrige Strukturen unter Bäumen (SuB)

Anteil Hochstauden unter Gebüsch (HuG)

Anteil unbewachsener bzw. moosiger Boden unter Gebüsch (BuG)

Anteil Übrige Strukturen unter Gebüsch (SuG)

(Angaben immer in % der Gesamtfläche)

Im Mittelpunkt des Aktivitätszentrums sowie an vier Punkten im Winkelabstand von 90° auf dem 10 m Radius (numeriert von 1 = Mittelpunkt bis 5) wurden bei allen Arten folgende Parameter bestimmt:

- Vegetationshöhe in Metern. Bis 6 m Höhe wurde eine Meßlatte (Genauigkeit +/- 0,1 m) verwendet. Bei größeren Höhen wurde ein 250 mm Teleobjektiv (Genauigkeit +/- 1 m) eingesetzt. Ab Höhen von 10 m und mehr verwendete ich ein Fernrohr (60x) und visierte damit die Vegetationsoberkante an. Aus dem Winkel des Fernrohres zur Vertikalen (abgelesen am Stativ) und der Entfernung Fernrohr-Objekt errechnet sich die Vegetationshöhe ($\tan \text{Winkel} \times \text{Distanz}$ in m = Vegetationshöhe in m).
- Vegetationsraum in m³ Aus den Vegetationshöhen und den Flächenanteilen der einzelnen Strukturen wurde der Vegetationsraum in den einzelnen Radien berechnet.
- Verzweigungsgrad (nur bei Gebüsch und Bäumen ermittelt). Bestimmt wurde die Anzahl der Verzweigungen in einem, in ca. 1 m Höhe über dem Boden abgegrenzten Würfel von 0,25 m Kantenlänge (Rauminhalt 0,016 m³). Dazu wurde ein weißer Karton, 0,25x0,25 m² groß, im Busch befestigt. Mit dem Lineal wurden die Eckpunkte des Würfels bestimmt und die Verzweigungen ausgezählt.
- Astneigungswinkel in Grad (nur gemessen, wenn auch der Verzweigungsgrad ermittelt wurde). Gemessen wurde die Abweichung von der Senkrechten in Grad. Meßgenauigkeit +/- 5°

Die letzten beiden Parameter wurden beim Teichrohrsänger nicht gemessen.

Nur bei Teich-, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl, Rot- und Blaukehlchen wurde auch die Halmdichte (Anzahl der senkrecht $\pm 20^\circ$ aufragenden Elemente, unabhängig von ihrem Durchmesser) pro m^2 bestimmt.

Bei Teich-, Sumpfrohrsänger und Feldschwirl wurde auch der Halmdurchmesser in Millimeter ermittelt. Nur beim Teichrohrsänger wurde auch die Wassertiefe in cm gemessen (Meßgenauigkeit ± 1 cm).

Je nach Umfang der Untersuchung und Habitatstruktur ergibt sich ein Zeitaufwand von 2–8 Stunden, durchschnittlich 4 Stunden pro Paar. 1979 wurden 360 h, 1981 1270 h und 1983 1370 h, also insgesamt 3000 h benötigt. Zusammen mit der Zeit für die Bestandsaufnahmen (Tab. 1) und der Arbeitszeit zur Ermittlung der Strukturen in beiden Untersuchungsgebieten ergibt sich ein Gesamtzeitbedarf von rund 3600 h. Von der für die Habitatstrukturanalyse verwendeten Zeit fallen ca. $\frac{2}{3}$ auf Arbeit im Gelände, der Rest ist Auswertung am Schreibtisch. Für 1982 ergeben sich demnach 1100 h für Freilanduntersuchungen, also rund 100 Arbeitstage à 12 h. Die für die Habitatstrukturanalyse zur Verfügung stehende Zeit (Mai–September) beträgt ca. 150 Tage. Davon fallen wegen ungünstiger Witterung noch einige weg. Ein Umfang von mehr als 350 Revieren pro Jahr ist für einen Kartierer bei Anwendung dieser Methode nicht zu bewältigen.

2.4 Habitatüberlappung

Bei der Berechnung der Habitatüberlappungswerte wurden folgende 3 Methoden verwendet:

I (CODY 1974): Der Überlappungswert α_H pro Strukturelement berechnet sich aus der Anzahl der konkurrierenden Paare (= z) geteilt durch die Wurzel aus dem Produkt der beiden Gesamtpopulationen (x = Anzahl Paare der Art A, y = Anzahl Paare der Art B).

$$\alpha_H = \frac{z}{\sqrt{x \cdot y}}$$

II (entspricht dem Kulczynski-Index – SCHERNER 1982):

$$\alpha_H = \frac{z}{2} \left(\frac{1}{x} + \frac{1}{y} \right)$$

III: Der Überlappungswert α_H ergibt sich aus der Summe aller Differenzen der Prozentsätze der Kategorien 10–100% der einzelnen Strukturelemente geteilt durch 100. Die Paare der Kategorie 0% werden ebenso wie bei den beiden anderen Methoden nicht gewertet.

Beispiel für die Berechnung des Überlappungswertes für das Strukturelement GB, Radius 3 m, Artenpaar Sumpfrohrsänger/Feldschwirl:

Kategorie	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %	GB
Paare SR	23	20	55	61	44	31	25	1	2	–	–	
% der Gesamtpopulation	9	8	21	23	17	12	10	0	1	–	–	
Paare FS	3	7	6	6	6	1	–	–	–	–	–	
% der Gesamtpopulation	10	24	21	21	21	3	–	–	–	–	–	
Differenz der Paare	3	7	6	6	6	1	–	–	–	–	–	
Differenz der Prozentsätze	9	8	21	21	17	3	–	–	–	–	–	

Der Wert für z für die Methoden I und II ergibt sich aus der Summe der Differenzwerte der Paare. x = 262 (Gesamtzahl aller Sumpfrohrsänger), y = 29 (Gesamtzahl aller Feldschwirle).

Der Überlappungswert α_H bei der Methode III ergibt sich aus der Summe der Werte der letzten Reihe geteilt durch 100.

$$\text{Methode I} \quad \alpha_{\text{H}} = \frac{29}{\sqrt{262 \cdot 29}} = 0,33$$

$$\text{Methode II} \quad \alpha_{\text{H}} = \frac{29}{2} \left(\frac{1}{262} + \frac{1}{29} \right) = 0,56$$

$$\text{Methode III} \quad \alpha_{\text{H}} = 9+8+21+21+17+3 = 79 : 100 = 0,79$$

Zwischen den Werten der Methoden I und II ergibt sich folgender Zusammenhang:

$$\alpha_{\text{HI}} = \frac{2\sqrt{x \cdot y}}{x+y} \cdot \alpha_{\text{HII}}$$

Für $x = y$ wird $\alpha_{\text{HI}} = \alpha_{\text{HII}} = \alpha_{\text{HIII}}$

III: Der Überlappungswert ergibt sich aus der Summe aller Differenzen der Prozentsätze der Kategorien 10–100% der einzelnen Strukturelemente geteilt durch 100. Die Paare der Kategorie 0% werden ebenso wie bei den beiden anderen Methoden nicht gewertet.

Beispiel für die Berechnung des Überlappungswertes für das Strukturelement GB, Radius 3 m, Artenpaar Sumpfrohrsänger/Feldschwirl:

Der Wert für z für die Methoden I und II ergibt sich aus der Summe der Differenzwerte der Paare. $x = 262$ (Gesamtzahl aller Sumpfrohrsänger, $y = 29$ (Gesamtzahl aller Feldschwirle).

Der Überlappungswert bei der Methode III ergibt sich aus der Summe der Werte der letzten Reihe geteilt durch 100.

Zwischen den Werten der Methoden I und II ergibt sich folgender Zusammenhang:

Die Paare der Kategorie 0% wurden bei der Berechnung der Überlappungswerte nicht gewertet. Der Habitatüberlappungswert ist ein Maß für die potentielle Konkurrenz (gemeinsame Nutzung) einer Struktur. 0% bedeutet, daß diese Struktur im entsprechenden Radius nicht vorhanden ist und folglich auch nicht darum konkurriert werden kann.

2.5 Überprüfung der ermittelten Werte der Habitatstruktur

Zur Überprüfung, inwieweit die Mittelwerte der Habitatstrukturanalyse repräsentativ sind, wurden im Jahre 1983 im Landkreis Freising Erhebungen durchgeführt. Auf 10 je 1 km² großen Flächen (5 wurden auf Grund ihrer bekannten Struktur ausgewählt, 5 zufällig) wurden 50 Probeflächen zufällig ausgewählt. Um die Mittelpunkte der Flächen wurden zwei konzentrische Kreise mit den Radien 30 und 100 m gelegt. Darin wurden die Prozentanteile von A, W, G, B und S an Hand von Luftbildern und Geländeerhebungen ermittelt. 57 weitere solche Flächen wurden gezielt auf Grund ihrer Struktur, die +/- 10% mit den bereits bekannten Werten der Habitatstrukturanalyse (auf die Prozentsätze des 30 m Radius wurde mehr Wert gelegt als auf die des 100 m Radius) übereinstimmen mußte, ausgewählt. Für jede Fläche wurde Ende März, zwei Wochen vor dem Beginn der Vogelbestandsaufnahmen festgelegt, welche Art auf Grund der Struktur zu erwarten ist.

Jede einzelne Fläche wurde 4mal besucht. Mindestens zweimaliges Beobachten von revieranzeigenden Kennzeichen (siehe oben) wurde als Anzeichen für ein besetztes Revier gewertet. Zusätzlich wurde der Bestand der einzelnen Arten auf der gesamten Untersuchungsfläche ermittelt.

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1 Das Erdinger Moos

Die Erhebungen von 1979–1982 wurden in dem bei MAGERL (1981) beschriebenen 23 km² großem Gebiet im nordöstlichen Erdinger Moos durchgeführt. Die dort für das Jahr 1979 ermittelte Tabelle der Bodennutzungsarten wurde für 1982 neu erstellt (siehe Tab. 2). Wesentliche Änderungen haben sich im gesamten Untersuchungszeitraum nicht ereignet. Genauere Daten über das Untersuchungsgebiet und weiterführende Literatur bei DIENER (1931), KARL (1965), JALOWITSCHAR et al. (1976) und MAGERL (1975 und 1981).

Tab. 3:

Avifaunistische Kenndaten des Untersuchungsgebietes im Erdinger Moos. – *Avifaunistical data of the study area in the Erdinger Moos.*

	regelmäßig	gesamt
Brutvogelarten	88	94
Anzahl Non-Passeriformes	32	34
Anzahl Passeriformes	56	60
Arten der Roten Liste Bayerns	22	25
Verhältnis Non-Passeriformes/Passeriformes	0,57	0,57
Zu erwartende Artenzahl gemäß Arten-Arealkurve (REICHHOLF 1980)	66	66

Tabelle 4 gibt einen Überblick über die regelmäßigen Brutvögel im Untersuchungsgebiet.

3.2 Landkreis Freising

Ausgewählt wurden 10 km² aus dem Gauss-Krüger-Koordinatennetz im Landkreis Freising. Die Quadranten 1–5 der Tab. 5 wurden zufällig ausgewählt, die Quadranten 6–10 gezielt auf Grund ihrer bereits bekannten Struktur.

Die Quadranten 1, 2, 6, 8, 9 und 10 gehören zum Naturraum Münchner Ebene (051), die anderen 4 dem Naturraum Donau-Isar Hügelland (062) an (WÜST 1980). Die Quadranten 1, 8 und 9 sind ähnlich wie das Erdinger Moos strukturierte Gebiete des ehemals ausgedehnten Freisinger Moo- ses. Quadrant 3 wird von der Amper durchflossen und beinhaltet ausgedehnte Feuchtwiesen und Altwasserbereiche. Die Quadranten 5 und 6 sind typische Gebiete der Hallertau, vorwiegend land- (Mais, Gerste und Hopfen) und forstwirtschaftlich genutzt. Der Quadrant 7 liegt in einem größerem zusammenhängenden Waldgebiet (überwiegend Fichte) im Kranzberger Forst. Quadrant 10 liegt im Landschaftsschutzgebiet Isarauen (MAGERL et al. 1978). Der Quadrant 6 ist gekennzeichnet durch das knapp 25 ha große Naturschutzgebiet „Echinger Lohe“. Der Quadrant 2 liegt im benachbarten Landschaftsschutzgebiet „Echinger Gfield“ und ist ausschließlich landwirtschaftlich genutzt (Mais, Gerste, Kartoffeln).

Tab. 2:

Verteilung von Äckern (A), Wirtschaftsgrünland (W), Gebüschstrukturen (G), Bäumen bzw. Wald (B) und Sonstigem (S) in Prozent im gesamten Untersuchungsgebiet im Erdinger Moos. Meßgenauigkeit +/- 2,5%. + = vorhanden, aber unterhalb der Meßgenauigkeit. – *Distribution of fields (A), grassland (W), bushstructures (G), trees and woods (B) and other structures (S) in per cent in the whole area in the Erdinger Moos. Accuracy of measurement +/- 2,5%. + = present, but less than accuracy of measurement.*

	A	W	G	B	S
1	20	35	20	20	5
2	85	5	5	5	+

3	55	35	5	5	+
4	20	75	5	+	+
5	40	40	15	5	+
6	50	45	+	5	+
7	30	65	5	+	+
8	40	45	10	+	5
9	20	55	20	+	5
10	45	40	10	+	5
11	20	40	10	10	20
12	25	45	5	10	15
13	60	30	5	+	5
14	20	55	5	20	+
15	+	30	45	10	15
16	90	+	10	+	+
17	50	30	10	10	+
18	+	40	25	15	20
19	10	30	30	10	20
20	90	10	+	+	+
21	15	10	45	10	20
22	60	+	20	10	10
23	75	10	5	+	10
x	40	33	13	6	7
s	27,4	20,2	12,7	6,4	7,8
x	920	770	310	145	155 ha

Tab. 4:

Verteilung derselben Strukturelemente im Untersuchungsgebiet im Landkreis Freising. –
Distribution of the same structures in the study area in the district of Freising.

	A	W	G	B	S
1	30	45	10	5	10
2	85	5	+	+	10
3	15	60	5	5	15
4	70	5	5	15	5
5	50	10	+	35	5
6	70	+	+	25	5
7	10	5	5	75	5
8	15	55	10	5	15
9	5	65	10	5	15
10	5	+	5	80	10
x	36	25	5	25	10
s	30,6	27,5	4,1	29,7	4,4
x	355	250	50	250	95 ha

4. Ergebnisse

4.1 Bestandsaufnahme

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen der Jahre 1979, 1981 und 1982 zeigt die Tab. 6. Die Siedlungsdichten liegen im Rahmen der für größere Untersuchungsgebiete

Tab. 6:
Anzahl der Brutpaare pro km². – *Number of breeding pairs per km²*

Quadrant	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	Summe BP/km ²		
Art																										
TR	–	–	–	–	–	–	–	–	1	4	40	4	–	–	–	–	–	2	2	–	–	2	–	55	2,4	
SR	17	–	–	–	7	1	2	5	20	19	34	53	7	–	35	2	12	9	5	–	14	11	9	262	11,4	
FS	1	–	–	–	–	–	–	–	2	–	2	1	–	–	8	–	–	3	6	–	4	2	–	29	1,3	
DG	2	–	–	1	2	1	–	3	1	2	2	6	–	–	7	1	3	3	6	1	4	1	2	48	2,1	
KG	1	–	–	–	–	–	–	–	2	–	1	1	–	–	4	–	3	–	1	–	–	–	–	13	0,6	
GG	5	–	–	–	1	–	–	3	–	1	4	4	1	–	2	–	1	–	–	–	2	3	–	27	1,2	
MG	1	–	–	–	–	–	–	1	2	–	6	9	1	1	8	–	–	2	1	–	6	3	5	46	2,0	
RK	5	–	–	–	3	–	–	1	2	4	3	2	1	4	11	–	2	10	5	–	3	–	–	56	2,4	
BK	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3	2	1	–	12	1	–	9	6	–	5	1	–	41	1,8	
GA	8	5	4	2	8	–	3	2	8	10	7	6	2	–	8	1	7	7	6	–	13	7	3	117	5,1	
RA	1	–	–	–	–	–	–	–	3	1	11	8	–	–	9	–	1	3	6	–	4	7	1	55	2,4	

zu erwartenden Werte (Übersicht z. B. bei KLAFS & STÜBS 1977, BLANA 1978, ZENKER 1982). Die von BEZZEL et al. (1976) ermittelten Werte für das Erdinger Moos liegen, soweit methodisch vergleichbar niedriger. Die Verbreitung von Teich- und Sumpfrohrsänger am Eittinger Weiher in den Jahren 1981 und 1982 ist gesondert auf den Karten 1 und 2 dargestellt. Die Verteilung aller Paare zeigen die Karten im Anhang.

Tab. 7 gibt die Anzahl der Reviere, die im 30 m Radius hineinreichen, sowohl von der gleichen Art, als auch solchen von der nahe verwandten Art an. Zu diesem Vergleich wurden nur Artenpaare herangezogen, die im gleichen Jahr kartiert wurden.

Tab 7:

Benachbarte Reviere in einem Radius von 30 m rund um das Aktivitätszentrum ($x = \text{Mittelwert}$). – *Neighbouring territories within a radius of 30 m around the center of activity ($x = \text{arithmetic mean}$).*

	TR/TR	SR/SR	GG/GG	MG/MG	KG/KG	RA/RA	GA/GA
0 Paare	5	47	19	22	8	32	56
1 Paar	22	103	7	16	2	10	29
2 Paare	25	95	1	5	3	4	26
3 Paare	3	10	–	3	–	5	6
4 Paare	–	5	–	–	–	2	–
5 Paare	–	2	–	–	–	1	–
6 Paare	–	–	–	–	–	1	–
x	0,64	1,35	0,41	0,70	0,62	0,95	0,85

	TR/SR	SR/TR	GG/MG	MG/GG	GG/KG	KG/GG
0 Paare	28	234	14	28	23	10
1 Paar	17	15	5	11	4	4
2 Paare	5	11	4	6	–	–
3 Paare	4	2	3	1	–	–
4 Paare	1	–	1	–	–	–
x	0,78	0,16	0,96	0,56	0,15	0,31

	KG/MG	MG/KG	GA/RA	RA/GA
0 Paare	8	38	89	20
1 Paar	4	8	22	28
2 Paare	–	–	6	6
3 Paare	–	–	–	1
4 Paare	1	–	–	–
x	0,62	0,18	0,32	0,69

Nur SR und TR am Eittinger Stauweiher

	TR/TR	SR/SR	TR/SR	SR/TR
1981				
0 Paare	4	10	21	22
1 Paar	12	25	12	11
2 Paare	22	19	8	7
3 Paare	4	–	1	2
x	1,62	0,98	0,74	0,57

1982	TR/TR	SR/SR	TR/SR	SR/TR
0 Paare	4	16	23	24
1 Paar	9	14	18	9
2 Paare	16	16	8	11
3 Paare	12	–	1	2
4 Paare	8	–	–	–
5 Paare	–	–	–	–
6 Paare	1	–	–	–
x	2,3	1,0	0,74	0,80

4.2 Habitatstrukturanalyse

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Prozentanteile der einzelnen Strukturelemente in den verschiedenen Radien zeigt Tab. 8.

Die Verteilung der Paare der einzelnen Arten auf die verschiedenen Kategorien (von 0–100%) der Bodennutzungsarten und Strukturelemente zeigen die Tab. 9 (Teichrohrsänger) bis 19 (Goldammer). Die Tab. 20 und 21 geben die Anteile an Unterwuchs unter Bäumen bzw. Gebüsch in den einzelnen Radien wieder (Mittelwerte und Standardabweichung). Die Tab. 22 gibt die durchschnittliche Vegetationshöhe in Metern im Mittelpunkt des Aktivitätszentrums (1) und auf den 4 Punkten (2–5) des 10 m Radius wieder.

Daran anschließend finden sich die Abb. 1, die die Verteilung der Vegetationshöhen in Teich- und Sumpfrohrsängerhabitaten zeigt (alle Meßwerte der Punkte 1–5) und die Abb. 2, die den Verlauf der Vegetationshöhen von Schilf und Brennesseln im Zeitraum vom 20. März bis 20. Juli in Teich- und Sumpfrohrsängerhabitaten widerspiegelt.

Der Vegetationsraum (Mittelwerte, Standardabweichung und Variationsbreite) in den einzelnen Radien bei den verschiedenen Arten findet sich in Tab. 23. Tab. 24 gibt die Mittelwerte und Standardabweichungen des Astneigungswinkels und des Verzweigungsgrades wieder. Die Halmdichte pro m² in den verschiedenen Schichten bei den Arten Teichrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl, Rotkehlchen und Blaukehlchen zeigt Tab. 25. Die Einzelwerte der einzelnen Paare finden sich in den Tabellen im Anhang.

Die untersuchten Habitatstrukturparameter sind durch folgende allgemeine Kennzeichen charakterisiert:

Acker (A): Bei den Äckern handelt es sich vorwiegend um Mais (über 50%) sowie Gerste und Weizen (ca. 30%). Der Rest verteilt sich auf Kartoffelanbau, Rübenfelder und andere Kulturen. Sämtliche Äcker sind gekennzeichnet durch nur eine Vegetationsschicht. Der Boden ist zwischen den Kulturpflanzen, bedingt durch Chemikalieneinsatz und Wuchsstruktur nahezu ohne Bewuchs. Es dominieren besonders bei Mais, Weizen und Gerste senkrecht aufragende Elemente. Die Vegetationshöhe bei Mais liegt Anfang Juli bei 2–2,5 m, bei Gerste und Weizen zwischen 0,6 und 1,0 m. Bei den anderen Kulturen liegt sie in der Regel unter 0,5 m. Die vom Menschen durch die intensive Bewirtschaftung ausgehenden Störungen sind auf Ackerflächen am größten.

Wiesen/Wirtschaftsgrünland (W): Eine ausführliche Beschreibung findet sich bei MAGERL (1981). Ergänzend dazu ist auszuführen, daß auch hier nahezu ausschließlich

vertikale unverzweigte Elemente vorherrschen. Die Vegetationshöhe im Wirtschaftsgründland ist noch stärker als diejenige von Ackerflächen einem starken jahreszeitlichen Wechsel unterworfen (Aufwuchs/Mahd).

Gebüsch: Die Verteilung von Gebüsch und Bäumen im Gelände findet sich bei MARGERL (1981). Vorherrschende Gebüscharten sind Weiden (*Salix spec.*). Daneben finden sich auch noch Faulbaum (*Rhamnus frangula*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*), Schneeball (*Viburnum spec.*), Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Pfaffenhütchen (*Euonymus europaeus*), Hasel (*Corylus avellana*) etc.

Die Gebüschstrukturen sind gekennzeichnet durch eine mittlere Vegetationshöhe (2–6 m), einen hohen Verzweigungsgrad und größere Astneigungswinkel. Diese drei Parameter sind kaum jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Mit Ausnahme des jährlichen Blattwechsels stellen Gebüschstrukturen ziemlich konstante Elemente dar. Häufig findet sich unterhalb von Gebüsch noch eine deutlich ausgeprägte, zweite Vegetationsschicht, die von diversen Hochstauden (siehe unten), aber auch Gräsern gebildet wird.

Bäume (B): Hauptbaumarten im Untersuchungsgebiet sind Fichte (*Picea abies*), häufig in Monokultur, Silberweide (*Salix alba*), Schwarz- (*Alnus glutinosa*) und Grauerle (*Alnus incana*), Pappeln (*Populus spec.*), Birke (*Betula pendula*) und andere Arten.

Baumstrukturen sind gekennzeichnet durch mittlere bis große Vegetationshöhen (5–30 m und darüber), geringen Verzweigungsgrad und Astneigungswinkel in der bodennahen Schicht und geringe jahreszeitliche Veränderung. Nur Laubbäume besitzen bedingt durch den Laubwechsel eine veränderliche Struktur, die sich jedoch während der Brutzeit relativ wenig verändert. Baumstrukturen stellen eine über Jahre hinweg konstante Umwelt dar, im Gegensatz zu Strukturen wie Äcker, Wiesen und z. T. auch Sonstiges. Zusätzlich ist das Strukturelement Bäume gekennzeichnet durch maximal 2 mögliche weitere Vegetationsschichten unterhalb des Kronendaches: eine Gebüschschicht und darunter noch eine Krautschicht (vorwiegend Hochstauden und Gräser).

Im Untersuchungsgebiet ist der Anteil der geschlossenen, ausgedehnten Wälder gering (der Landkreis Erding, in dem das Untersuchungsgebiet liegt, gehört zu den waldärmsten Bayerns). In der Regel handelt es sich dann um Fichtenmonokulturen. Die anderen Arten kommen fast nur in kleineren Beständen vor.

Sonstiges (S): Dieses sehr heterogene Strukturelement wurde je nach Vogelart unterschiedlich aufgeteilt:

Sch: Schilf (*Phragmites communis*) ist gekennzeichnet durch eine vergleichsweise hohe Halmdichte (170–180 Halme/m² in der bodennahen Schicht), ausnahmslos unverzweigte vertikale Elemente mit niedriger Halmdicke (ca. 6 mm) und eine mittlere Vegetationshöhe (2–3 m). Die Schilfbestände im Erdinger Moos standen zu 90% (Eitinger Weiher, Dorfen, Sempt Flutkanal) im Wasser.

Schilf ist einem starken jahreszeitlichen Wechsel unterworfen. Nach dem Austreiben der ersten grünen Halme ca. Ende April erfolgt eine Phase starken Höhenwachstums, die ca. Ende Juli beendet ist. Im Laufe des Herbstes sterben die Schilfhalme ab, allerdings bleiben sie bis zum Beginn der nächsten Wachstumsperiode zu einem erheblichen Teil stehen. Gelegentlich kommt es schon während der Vegetationsperiode bedingt durch (extreme) Witterungsbedingungen (Sturm, starke Niederschläge) zu einer Lagerung des Schilfes.

Schilfröhrichte sind sehr häufig natürliche Einartbestände. Andere Pflanzenarten

(z. B. *Typha latifolia*) kommen nur selten darin vor. Die Schilfbestände im Untersuchungsgebiet werden weder gemäht noch abgebrannt.

Wasser (Wa): Aus der Sicht der untersuchten Arten handelt es sich um einen unstrukturierten Lebensraum. Vegetationshöhe und Vegetationsraum sind nicht gegeben. Allerdings liefern Wasserflächen einigen untersuchten Arten (z. B. TR, SR, BK, RA) Nahrung und sind somit für diese wichtige Strukturelemente in ihren Habitaten.

SW: Unter dem Strukturelement Streuwiesen wurden folgende Strukturen bzw. pflanzensoziologische Einheiten zusammengefaßt:

- Großseggen(*Carex*)bestände in nassen Mulden und ehemaligen Torfstichen mit eutrophen Verlandungsgesellschaften mit verschiedenen *Carex*-Arten und teilweise *Typha latifolia*, vereinzelt *Phragmites communis* und Binsen (*Juncus spec.*)
- Kleinseggenriede mit verschiedenen *Carex*-Arten.
- Schwalbenwurzenzian – Pfeifengraswiesen (*Gentiano-Molinietum*).

Streuwiesen sind entstanden durch einmalige Mahd im Herbst (Streugewinnung). Auf Grund dieser speziellen Nutzungsform und der hohen Grundwasserstände hat sich auf Streuwiesen eine außergewöhnliche Vielfalt von Pflanzen entwickelt. Im Untersuchungsgebiet wird diese typische Nutzungsform nahezu nicht mehr ausgeübt. An vielen Stellen findet man daher Sukzessionsstadien in Richtung zu Mädesüß-Gesellschaften (*Filipendulion*) und beginnende Verbuschung (*Salix* und *Rhamnus frangula*) (JALOWITSCHAR et al. 1976, WILMANN 1978).

Das Strukturelement Streuwiese ist gekennzeichnet durch eine geringe Vegetationshöhe (0,3–0,7), hohe Halmdichten (500–1 000 pro m²), eine große Pflanzendiversität und hohe Heterogenität der Vegetation („patchiness“). Die jahreszeitliche Variabilität bezüglich des Wasserstandes ist relativ groß. Nach dem meistens im Frühjahr auftretenden Grundwasserhöchststand kommt es in der Regel zu einem Austrocknungsprozeß. Dieser wird durch Niederschläge häufig unterbrochen und in manchen Jahren sogar umgekehrt (Grundwasserhöchststand z. B. im Juni und Juli).

Brennessel (BN): Monostrukturierte Bereiche, gebildet von nahezu nur einer Art (*Urtica dioica*), mit geringer Vegetationshöhe (1,2–1,6 m) und vorherrschend vertikalen und unverzweigten Elementen. Durch die Brennhare sind Brennessel-Dickichte vor dem Abweiden geschützt. Der Boden unter den Brennesseln ist meist unbewachsen. Die Halmdichte liegt im Durchschnitt bei 150 pro m².

Hochstauden (HS): Unter diesem Strukturelement ist eine Vielzahl von Pflanzenarten zusammengefaßt, für die ähnliches gilt wie für BN-Flächen. (Die Brennessel ist selbst auch eine Hochstaude, nur wird sie bei einigen Arten, z. B. Sumpfrohrsänger, wegen ihrer besonderen Bedeutung als eigenes Strukturelement geführt.) Folgende Arten bilden im Untersuchungsgebiet im wesentlichen die Hochstaudenfluren: Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), verschiedene Distel(*Cirsium*)arten, Wasserminze (*Mentha aquatica*) und verschiedene Rubusarten.

Übrige Strukturen (ÜS): In der Kategorie „Übrige Strukturen“ wurden sämtliche sonst nicht aufgeführten Elemente, wie z. B. Wege und Straßen, Gebäude, unbewachsene Kiesflächen, Schuttablagerungen, z. T. mit schütterer Ruderalflora etc. zusammengefaßt. Die Vegetationshöhe ist darin meist gering. Diese Flächen sind häufig wenig strukturiert, werden aber trotzdem von einigen Arten genützt (z. B. Gebäudebruten von Goldammern in offenen Scheunen).

4.3 Habitatüberlappung

Die Ergebnisse der Habitatüberlappung zeigen die Tabellen 26 bis 28.

4.4 Überprüfung der ermittelten Werte der Habitatstruktur

Die Ergebnisse finden sich in den Tabellen 29 und 30.

5. Diskussion der Ergebnisse

5.1 Bestandsaufnahme

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme und die Siedlungsdichten (Tab. 6) decken sich mit den auf Grund von Literaturdaten zu erwartenden Werten. Die vergleichsweise niedrigen Abundanzen der Grasmücken werden unter 5.2 diskutiert.

Die Anzahl der benachbarten Reviere der gleichen Art im 30 m Radius (Tab. 7) beträgt durchschnittlich 0,79 ($s = 0,30$), diejenige der benachbarten Reviere der im Gebiet vorkommenden Arten der gleichen Gattung beträgt durchschnittlich nur 0,47 ($s = 0,29$). Beide Werte unterscheiden sich signifikant ($p < 0,00005$). Auch bei Teichrohrsänger und Sumpfrohrsänger ergibt sich am Eittinger Weiher in den Jahren 1981 und 1982 ein ähnliches Bild: Die entsprechenden Mittelwerte betragen 1,48 ($s = 0,63$) und 0,71 ($s = 0,099$). Auch hier ist der Unterschied signifikant ($p < 0,005$) (t-Test, SACHS 1978).

Hierfür gibt es zwei Erklärungsmöglichkeiten: Entweder sind innerhalb der 30-m-Radien die Habitatstrukturen so verschieden, daß jeweils fast nur eine Art dort vorkommt, oder die verschiedenen Arten vertreiben sich gegenseitig aus ihren Revieren (Interferenz). Beide Möglichkeiten kommen, wie unten (5.2) diskutiert wird, in Frage.

Die Zahl der benachbarten Reviere ist ebenso wie die Habitatstruktur und die Habitatüberlappung ein Indiz für mögliche Konkurrenz um begrenzt vorhandene Strukturen. Je niedriger die Anzahl der benachbarten Reviere zwischen den einzelnen Artenpaaren ist, um so geringer ist auch die Möglichkeit, selbst bei großer Übereinstimmung der Habitatstruktur und hohen Überlappungswerten, während der Brutzeit direkt zu konkurrieren. Keine Aussage lassen sich bei dieser Untersuchung über Konkurrenz und Interferenz (Definition bei BERNDT & WINKEL 1983) während der Phase der Revierbesetzung zu Beginn der Brutzeit machen.

5.2 Habitatstruktur

5.2.1 Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*):

Das typische Teichrohrsängerhabitat im Untersuchungsgebiet läßt sich wie folgt beschreiben: Von wesentlicher Bedeutung sind die beiden Strukturelemente Schilf und Wasser, wobei Schilf mit Abstand wichtiger ist. Gebüschstrukturen sind deutlich unterrepräsentiert und werden nur selten als Aufenthaltsbereich (Singwarte, Nahrungssuche) genutzt. Unter den ÜS finden sich vorwiegend Wasser- und Sumpfpflanzen wie

Rohrkolben (*Typha latifolia*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), verschiedene Seggen (*Carex*) und Binsen (*Juncus*), Gelbe Teichrose (*Nuphar luteum*) und eingestreut in trockeneren Schilfbereichen, Brennesseln (*Urtica dioica*).

Äcker und Wiesenflächen werden vollständig gemieden. In keinem Fall konnten Teichrohrsänger in Äckern und Wiesen festgestellt werden.

Die Schilfbestände stehen nahezu ohne Ausnahme im Wasser und sind von offenen Wasserflächen durchsetzt. Nur in 2 Fällen (4 %) war im Bereich des 3- und 10-m-Radius keine offene Wasserfläche vorhanden und wuchs das Schilf auf nicht überflutetem, trockenem Untergrund.

Wie oben bereits geschildert, verändert sich der Lebensraum Schilf im Laufe der Brutzeit ständig. Wie aus Abb. 2 hervorgeht, beträgt die Schilfhöhe zur Zeit der Revierbesetzung und beim Brutbeginn ca. Mitte Mai zwischen 0,4 und 0,5 m. Zum Ende der Brutzeit Anfang Juli beträgt sie durchschnittlich 2,4 m. Die Vegetationshöhe und damit auch der Vegetationsraum vervielfachen sich in dieser Zeit. Zur Zeit des Einzuges der Teichrohrsängerpopulation ist die spätere Habitatstruktur kaum erkennbar.

Das geeignete Habitat wird vom Teichrohrsänger offensichtlich wie folgt erkannt: Besiedelt werden im Frühjahr Bereiche mit Altschilfbeständen, die im Wasser stehen und durchsetzt sind mit kurzen grünen Halmen des neu austreibenden Schilfes. Dies zeigt der Vergleich der Teichrohrsängervorkommen im Eittinger Weiher in den Jahren 1981 und 1982. Der Eittinger Stauweiher wurde Anfang April 1982 15 cm höher aufgestaut und blieb bis Ende Juli auf diesem Niveau. Dadurch wurde die Fläche mit in Wasser stehenden Schilfhalmen beträchtlich vergrößert. Die Teichrohrsängerpopulation reagierte auf diese Umweltveränderung sofort mit einer Arealausdehnung (siehe Karten 1 und 2) und einer Besiedlung der neu überstauten Bereiche. Voraussetzung dafür war, daß diese Flächen auch im Vorjahr zumindest zum Teil von Schilf bewachsen waren und ein genügend großer Anteil von Altschilf übrig geblieben war.

Die Habitatstruktur des Teichrohrsängers ist weiters geprägt von einer großen Anzahl vertikaler Elemente. Der Teichrohrsänger bevorzugt (MEIER in LEISLER 1975) Schilfbereiche mit einer Halmdichte über 70 Halme pro m² und meidet solche mit weniger als 40 Halme pro m². Dies konnte im Untersuchungsgebiet bestätigt werden (Tab. 25). Bei weniger als 40 Halmen pro m² beträgt der durchschnittliche Halmabstand 15,8 cm, bei 70 Halmen 12 cm. Zur Nestanlage zwischen den Halmen ist aber in der Regel ein Abstand von weniger als 12 cm nötig.

Sich verzweigende Elemente und Abweichungen der Halme von der Vertikalen sind in Teichrohrsängerhabitaten selten. Die Fußmorphologie weist den Teichrohrsänger als besonders guten Klammerer beim seitlichen Hinhängen an Vertikalstrukturen aus (LEISLER 1975).

In der Literatur (KUMMERLOEVE 1964, ROGGE in RUTSCHKE 1983) wird auch über Bruten in Gebüsch, in gewässerfreien Sumpfbereichen und abseits von Gewässern in Gärten und Feldern berichtet. Dies konnte im Untersuchungsgebiet in keinem Fall beobachtet werden. Ansonsten decken sich die ermittelten Ergebnisse mit den Literaturdaten (KOENIG 1952, SPRINGER 1960, WITT 1972, REICHOLF 1973, LEISLER 1975 und 1981).

Gelegentlich besiedelt der Teichrohrsänger auch reine Bestände von *Typha latifolia* durchsetzt mit *Equisetum fluviatile* (z. B. in SE Finnland). Allerdings scheint es sich hier um ein suboptimales Habitat zu handeln, denn die Mehrzahl der Teichrohrsänger wurde auch in diesem Gebiet in reinen Schilfbeständen angetroffen.

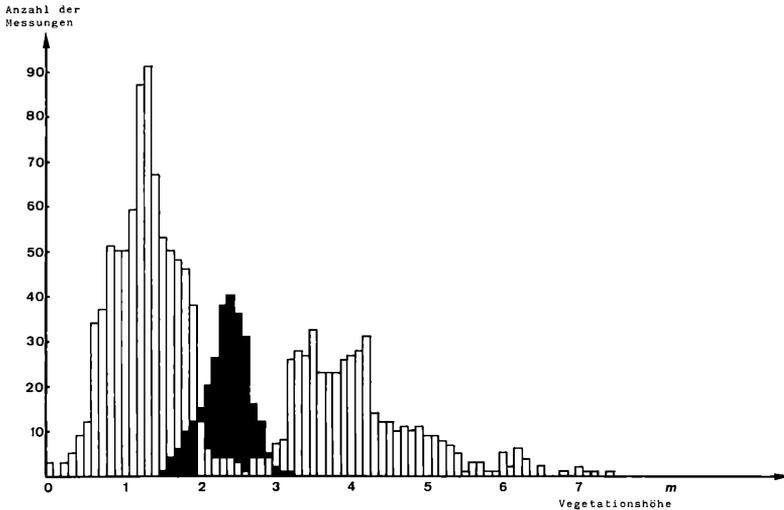


Abb. 1:

Verteilung der Vegetationshöhen in Teich- und Sumpfrohrsängerhabitaten. Pro Paar wurden 5 Messungen durchgeführt. Weiß = Sumpfrohrsänger, schwarz = Teichrohrsänger. – *Distribution of the height of vegetation in the habitats of Reed and Marsh Warblers. White = Marsh Warbler, black = Reed Warbler. Abscissa = Height of vegetation, Ordinate = Number of measurements.*

Während der Brutzeit muß der Teichrohrsänger, wie oben bereits geschildert, mit einem stark veränderlichen Habitat zurechtkommen („patchiness in time“). Zur starken Wuchsdynamik von Schilf kommt noch das Problem der Lagerung. Durch Witterungseinflüsse, wie Regen, Hagel und Sturm kann das Schilf bis fast auf die Wasseroberfläche gedrückt werden. Es treten dann bei den Halmen Abweichungen von der Vertikalen von 30°–60° und mehr auf und damit auch eine Veränderung der Habitatstruktur. Inwieweit sich der durch starke Eutrophierung bedingte Abbau des Sklerenchymanteils um 50% auf die Bewohner von Schilfbeständen auswirkt, kann noch nicht beantwortet werden. Auf alle Fälle ist mit dieser Reduktion eine erhebliche Verringerung der Bruchfestigkeit von Schilf verbunden (KLÖTZLI in ODZUCK 1982).

Insgesamt gesehen ist der Teichrohrsänger als Habitatspezialist mit einer engen Habitatnische, die allerdings starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt, zu bezeichnen.

5.2.2 Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*)

Eine weit vielfältigere Habitatstruktur als die vorherige Art besiedelt der Sumpfrohrsänger. Zwei Typen von bevorzugten Strukturen sind erkennbar: Hochstauden- und Brennesselfluren sowie Gebüschstrukturen. Dies läßt sich auch aus der Verteilung der Vegetationshöhen deutlich ablesen. Zwei Maxima lassen sich erkennen. Das erste bei 1,3 m (Brennesseln und Hochstauden), das zweite zwischen 3,2 und 4,2 m (Gebüsch). Weitere häufiger anzutreffende Strukturen in Sumpfrohrsängerhabitaten sind Schilf und Wasser, die allerdings keine so bedeutende Rolle wie in Teichrohrsängerhabitaten spielen.

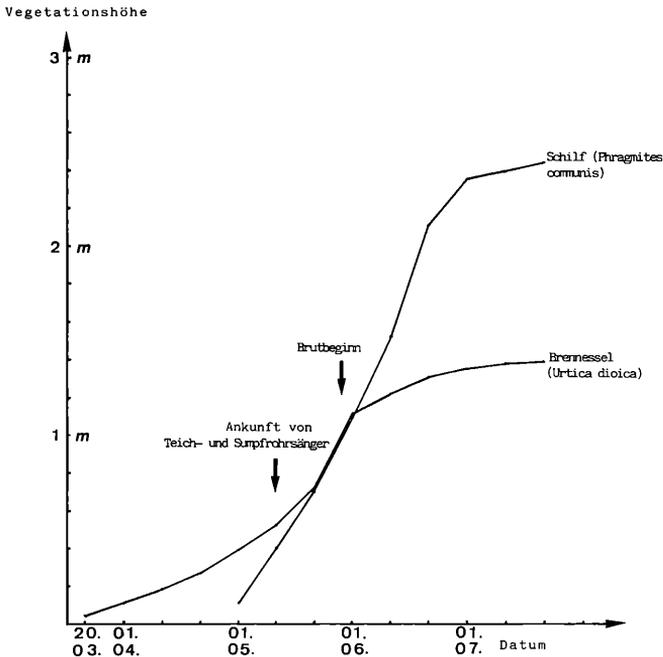


Abb. 2:

Entwicklung der Höhen von Schilf (*Phragmites communis*) und Brennesseln (*Urtica dioica*) in Sumpf- und Teichrohrsängerhabitaten in der Zeit vom 20. März bis 20. Juli 1981. – *Development of the heights of reed (Phragmites communis) and stinging nettles (Urtica dioica) in Marsh and Reed Warbler habitats in the time between March 20th an July 20th 1981.* Abscissa = Date, Ordinate = Height of vegetation in m.

Auch fast reine Acker- und Wiesenbereiche werden von dieser Art nicht vollständig gemieden. In einem Fall lag das Revier in einem, von einem kleinen Graben (0,5 m breit, 10 m lang) durchzogenen Weizenfeld. Als Singwarte und möglicherweise auch als Nistplatz diente ein kleiner Weidenbusch. Das umliegende Feld wurde zur Nahrungssuche genutzt. Bruten in Getreidefeldern wurden im Erdinger Moos keine beobachtet. In der Literatur (KIRCHNER 1943, PEITZMEIER 1960, DATHE 1962) wird mehrfach über Getreidebruten des Sumpfrohrsängers (daher auch der frühere Name Getreiderohrsänger) berichtet. In manchen Gebieten scheint die Art früher vorwiegend solche Habitats besiedelt zu haben. Seit Ende der fünfziger Jahre (SCHÜCKING 1965) bzw. Anfang der sechziger Jahre sind Bruten in diesen Bereichen selten geworden. Heute werden diese Habitattypen überhaupt nicht mehr besiedelt. Dies ist wohl auf die, zum oben genannten Zeitpunkt einsetzende Umstrukturierung der Landwirtschaft (intensive Düngung, Einsatz von Chemikalien und daraus resultierende Nahrungsarmut und Vernichtung von „Unkräutern“, Mechanisierung, häufige Bearbeitung der Felder, vgl. MAGERL 1981) zurückzuführen.

Der Besiedlung von Wirtschaftsgrünland dürfte ebenso wie derjenigen von Äckern im wesentlichen die Nutzungscharakteristik entgegenstehen. In der Regel werden diese Bereiche Anfang Juni gemäht und fallen somit, obwohl von der Habitatstruktur

her gesehen durchaus geeignet, als Brutgebiet aus. In einem Fall wurde ein revieranzeigendes Männchen Ende Mai in einer Staude Wiesenkerbel (*Anthriscus silvestris*) in einer größeren Wiese angetroffen. Nach der Mahd Anfang Juni und auch bei den nachfolgenden Kontrollgängen wurde dort kein Sumpfrohrsänger mehr gefunden.

Bei anderen Untersuchungen wird die Brennessel als wichtigste Pflanze im Revier des Sumpfrohrsängers genannt. FRANZ (1981) fand 94,6% der Nester in Brennesseln und ermittelte eine positive Korrelation zwischen der Paarzahl und dem Prozentanteil Brennesseln im Untersuchungsgebiet (siehe auch ROGGE in RUTSCHKE 1983). Dies trifft im Untersuchungsgebiet nur z. T. zu. Das liegt wohl daran, daß die Brennessel im Untersuchungsgebiet nicht so häufig ist und daß genügend Bereiche mit anderen Hochstauden (z. B. *Filipendula ulmaria*) bzw. schütterem Schilf vorhanden sind. In der Regel findet man im Erdinger Moos eine Kombination von Brennesseln, Hochstauden und Gebüschstrukturen.

Ähnliche Strukturkombinationen mit je nach Untersuchungsgebiet anderen häufigsten Arten werden auch in der Literatur angegeben (HALLER & HUBER 1937, SCHÜCKING 1965, WIRPRÄCHTINGER 1976).

Auch in Sumpfrohrsängerhabitaten herrschen unverzweigte vertikale Elemente vor (Brennesseln, Hochstauden, Schilf). Durch den Anteil der Gebüschstrukturen erhöhen sich jedoch die Astneigungswinkel und der Verzweigungsgrad. Der Sumpfrohrsängerfuß ist nach LEISLER (1975) nur ein schwacher Klammerfuß und in seiner Kleinheit (verglichen mit dem Teichrohrsänger) an die zartere Krautvegetation und die dünnen Zweige im Geäst angepaßt.

Nach KOENIG (1952) vertritt der Sumpfrohrsänger das „Aktionsprinzip Rohrsänger“ am Neusiedler See in den landseitigen, von Weiden und Brennesseln bestandenen Gebieten. Auch KOENIG erwähnt die große Vorliebe der Art für senkrecht stehende Halme.

Auch in Sumpfrohrsängerhabitaten verändert sich bei den Brennessel-, Hochstauden- und Schilfstrukturen die Vegetationshöhe im Laufe der Brutperiode deutlich. Die Reviere werden beim Sumpfrohrsänger etwas später bezogen (Mitte–Ende Mai) als beim Teichrohrsänger. Brutbeginn ist in der Regel Anfang Juni. In dieser Zeit haben Brennesseln und andere Hochstauden bereits eine Höhe von 0,8–0,9 m erreicht. Zum Ende der Brutzeit Anfang bis Mitte Juli beträgt die Höhe dieser Strukturen ca. 1,4 m, der Zuwachs beträgt also 60–70%. Das Strukturelement Gebüsch (GB) verändert sich in dieser Zeit nur unwesentlich. Die Büsche im Untersuchungsgebiet sind Mitte bis Ende Mai bereits voll belaubt und ändern auch ihre sonstigen Strukturen nicht. Gebüschstrukturen stellen einen konstanten Parameter in Sumpfrohrsängerhabitaten dar.

Karte 1:

Verteilung von Sumpf- und Teichrohrsänger im Eittinger Weiher im Jahre 1981. – *Distribution of the Marsh and Reed Warblers in the Eittinger Weiher in the year 1981.*

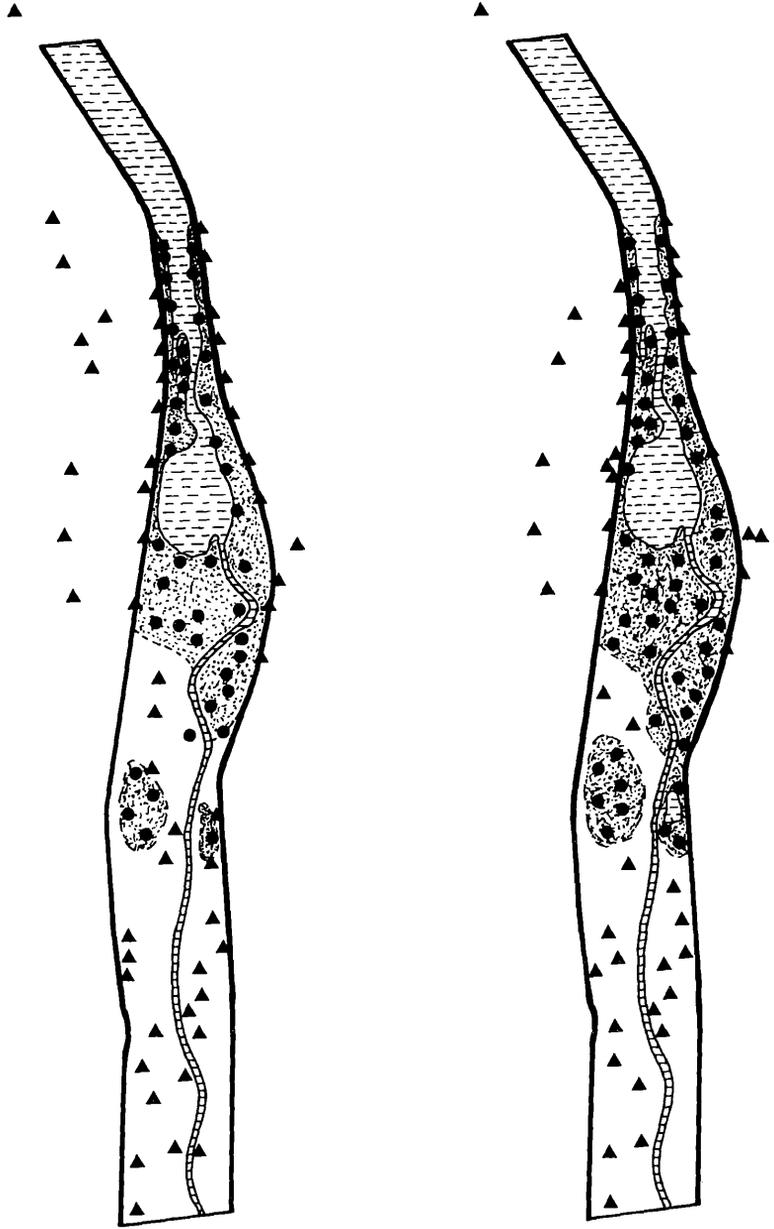
Triangle = 1 pair of Marsh Warbler

Dot = 1 pair of Reed Warbler

hatched = open water; stippled = area with reed (Phragmites communis) (reed standing in water).

Karte 2:

Verteilung von Sumpf- und Teichrohrsänger im Eittinger Weiher im Jahre 1982. – *The same situation like map 1 in the year 1982.*



Karte 1

Karte 2



50 100 200 m

50 100 200 m

5.2.3 Vergleich zwischen Teich- und Sumpfrohrsänger

Betrachtet man die Ergebnisse beider Arten, so stellt man fest, daß ihre Habitate im Brutgebiet nur wenig überlappen. Der Teichrohrsänger ist diejenige Art, deren Vorkommen nur von 2 Strukturelementen beeinflußt wird, von denen eines (Schilf) während der Brutzeit stark variiert. Somit gibt es, abgesehen von Wasserflächen, die vom Teichrohrsänger fast nicht genützt werden können (sie dienen allerdings der Produktion von Nahrung), kaum konstante Elemente in Teichrohrsängerhabitaten.

Der Sumpfrohrsänger ist ohne Zweifel bei der Habitatwahl variabler als der Teichrohrsänger. Obwohl auch hier vertikale Strukturen bevorzugt werden, umfassen die in Frage kommenden Pflanzen bzw. Pflanzengesellschaften einen beträchtlichen Umfang. Dieser erhöhten Variabilität steht beim Sumpfrohrsänger eine geringere im Bereich der Änderung der Vegetationsstrukturen während der Brutzeit gegenüber. Bei der Beurteilung und Berechnung der Habitatnischenbreite ist auf die beiden oben genannten Faktoren – Diversität der Vegetation und Veränderlichkeit der Vegetation – einzugehen.

Ein gewisser Grad an Überlappung ist bei den beiden Strukturelementen Schilf und Wasser zu erkennen. Die Habitatüberlappungswerte für das Strukturelement Sonstiges (welches obige beiden Elemente beinhaltet) betragen im 3-m-Radius – je nach Methode – 0,09 bis 0,25. Dabei muß aber berücksichtigt werden, daß beide Arten unterschiedliche Schilfbereiche besiedeln. Der Teichrohrsänger bewohnt im Wasser stehendes Schilf, der Sumpfrohrsänger fast immer außerhalb von Gewässern wachsendes Schilf. Dadurch verringert sich die Habitatüberlappung und die Konkurrenz während der Brutzeit zwischen beiden Arten erheblich. Der Gesamtdurchschnitt dieses Artenpaares von 0,15–0,19 (Tab. 27) ist ohnehin niedriger als der Durchschnitt aller Artenpaare.

Nach LEISLER (1981) werden Sumpf- und Teichrohrsänger am besten durch die Vegetationsdichte um 2 m, die Wassertiefe und die Zahl der aufragenden Strukturen getrennt. „Alle 3 Merkmale kennzeichnen den Teichrohrsänger als ausgeprägten Schilf-, den Sumpfrohrsänger als ausgeprägteren Hochstaudenbewohner.“ Beide Arten stehen sich ökologisch nahe, sind aber dennoch gut getrennt. Auch im Erdinger Moos sind beide Arten durch die oben zitierten Parameter getrennt (siehe Tab. 25 und anschließenden Text), wobei allerdings die beste Trennung durch das Strukturelement Wasser erfolgt, wie ein Vergleich der Bestandserhebungen der Jahre 1981 und 1982 am Eittinger Weiher zeigt. Betrachtet man die Karten 1 und 2, so erkennt man, daß der Teichrohrsänger in der Mitte und im Süden des Weihers 1982 Bereiche besiedelt hat, die im Vorjahr noch vom Sumpfrohrsänger bewohnt waren. Es konnte mangels Zeit nicht untersucht werden, ob die Sumpfrohrsänger versucht haben, diesen Bereich trotz der Umweltveränderung weiter zu besiedeln und dann vom Teichrohrsänger aktiv vertrieben wurden (einen Fall derartiger Interferenz, bei dem ein Teichrohrsänger ein Sumpfrohrsänger-Männchen vertrieb, beschreibt FRANZ 1981), oder ob die Teichrohrsänger, die in der Regel einige Tage früher im Untersuchungsgebiet ankommen, bereits das Revier besetzt hielten. Eine weitere Möglichkeit wäre noch, daß die Sumpfrohrsänger die veränderte Habitatstruktur erkannten und freiwillig das Terrain räumten.

Über einen ähnlich gelagerten Fall in Nordamerika berichteten ORIANS und COLLIER (in McNAUGHTON & WOLF 1979). Von zwei Stärlingen, die in den Verlandungszonen von Seen und Feuchtgebieten leben (*Typha* und *Juncus*), kommen die Rotschulterstärlinge

(*Agelaius phoeniceus*) im Frühjahr eher im Brutgebiet an und besetzen das gesamte Feuchtgebiet ("the entire marsh"). Wenn dann später die Männchen des Dreifarbenstärklings (*A. tricolor*) ankommen, verdrängen diese die Rotschulterstärklinge aus dem feuchteren Zentrum des Feuchtgebietes in die trockenere Peripherie ("... they displaced the redwings from the center of the marsh and forced them to occupy territories at the periphery."). In diesem Fall gelang es der später ankommenden Art, die andere Spezies aus den bereits besetzten Revieren zu verdrängen.

Bei Teich- und Sumpfrohrsänger hängt die Fähigkeit, die andere Art zu vertreiben wahrscheinlich davon ab, welche Habitatstruktur vorhanden ist. Die Untersuchungen von SPRINGER (1960) an farbberingten Ismaninger Populationen ergaben, daß die Teichrohrsänger mit den „Sumpfrohrsängern wenig in Berührung kommen. Nur wenn die Teichrohrsänger in das Buschwerk der zweiten Insel eindringen und dabei auf die Sumpfrohrsänger 1 und 4 stießen, wurden sie vom Sumpfrohrsänger-Männchen vertrieben.“ In diesem Fall vertrieben die Sumpfrohrsänger, die hier in einem Bereich mit ihrer typischen Habitatstruktur siedelten, die Teichrohrsänger. Am Eittinger Weiher dürfte im Jahre 1982 die Situation umgekehrt gewesen sein. Die Teichrohrsänger, die ihre Reviere etwas eher besetzten, belegten die Bereiche mit der für sie typischen Habitatstruktur. Die etwas später ankommenden Sumpfrohrsänger hatten dann offensichtlich keine Chance mehr, sich gegen diese Teichrohrsänger in deren typischer Habitatstruktur durchzusetzen.

Möglicherweise gehören die Bereiche, die 1981 vom Sumpfrohrsänger, 1982 jedoch vom Teichrohrsänger besiedelt waren, zur Fundamentalnische beider Arten. In beiden Jahren wurden von beiden Arten jedoch nur die entsprechende Realnische besiedelt. (Beide Begriffe im Sinne von HUTCHINSON nach ODUM & REICHHOLF 1980.) Bei gegenseitiger Konkurrenz ist möglicherweise diejenige Art im Vorteil, die unter den Bedingungen der Realnische lebt, gegenüber der anderen Art, die den bei Konkurrenzbedingungen hypothetischen Fall der Fundamentalnische zu realisieren trachtet.

Die Ergebnisse der Halmdicke-Untersuchungen scheinen auf den ersten Blick den Fußmorphologieuntersuchungen LEISLERS (1975) zu widersprechen, denn beim Teichrohrsänger wurden durchschnittlich geringere Halmdurchmesser gefunden als beim Sumpfrohrsänger, obwohl erstere an dickere Halme angepaßt sind. Eine differenzierte Betrachtung der Einzelergebnisse (siehe Anhang) bestätigt jedoch die Analysen LEISLERS (1975). Die Schwankungsbreite der Schilfhalmes in Teichrohrsängerhabitaten beträgt 4–10 mm. In Sumpfrohrsängerhabitaten wurden Dicken zwischen 2 und 18 mm gemessen. Die Werte über 10 mm sind ohne Ausnahme an dickeren Ästen von Gebüsch gemessen worden. Es handelt sich dabei vorwiegend um Strukturelemente mit hohen Astneigungswinkeln (40–60°), bei welchen eine andere Sitzweise als bei vertikalen Strukturen möglich ist. Die Ausbildung eines hochspezialisierten Klammerfußes ist dazu nicht nötig. Die senkrechten Elemente (Hochstauden und Brennesseln) haben fast durchwegs Halmdurchmesser im Bereich von 4–6 mm und sind damit dünner als die vom Teichrohrsänger genutzten Schilfhalmes. Der kleinere Fuß des Sumpfrohrsängers ist eine Anpassung an die von ihm benutzten dünneren senkrechten Pflanzen. Auch in Getreidefeldern findet man sehr dünne Halme (Gerste und Weizen 2,2 mm MAGERL 1981), die offensichtlich nur vom kleineren Klammerfuß des Sumpfrohrsängers richtig gefaßt werden können.

Der Vergleich der Vegetationsraummessungen spiegelt die Ergebnisse der Habitatstrukturanalyse wieder. Die Schwankungsbreite ist beim Sumpfrohrsänger größer als

beim Teichrohrsänger. Die Mittelwerte beim Sumpfrohrsänger sind in Folge des höheren Anteils an Gebüschstrukturen größer als in Teichrohrsängerhabitaten.

5.2.4 Feldschwirl (*Locustella naevia*)

Der Feldschwirl und die anderen Arten der Gattung *Locustella* sind keine Rohrsänger in engerem Sinne, stehen diesen jedoch ökologisch und systematisch nahe.

Die wichtigsten Strukturelemente in Feldschwirlhabitaten sind Gebüschstrukturen, Streuwiesen und Schilf, wobei in der Regel 2 oder oft sogar alle 3 kombiniert auftreten. Man findet fast immer ein Mosaik von offener Landschaft mit geringen Vegetationshöhen (Streuwiesen und teilweise auch Schilf) und geschlossenen Landschaftsteilen mit größeren Vegetationshöhen (Gebüsch). Vollständig geschlossene größere Gebüsch- und Baumgruppen und Wald werden nicht besiedelt (es sei denn, es sind Lichtungen vorhanden).

In der Literatur werden folgende Elemente als wichtig bezeichnet: Nicht zu kurzrasige Vegetation, eine mindestens 20–30 cm hohe Krautschicht, hoher Deckungsgrad und ein lückiger Bestand von geschlossenen, höher aufragenden Elementen (über 2 m), wie sie in der Regel durch Sträucher oder junge Bäume repräsentiert werden (JOHANNSEN 1954, HEISER 1975, LEISLER 1975, KLAFS & STÜBS 1977, FULLER 1982, OTTO in RUTSCHKE 1983). Solche Bedingungen werden z. B. von Streuwiesen mit einigen Weidenbüschen bzw. Buschgruppen und Schilfinseln, wie man sie im Erdinger Moos vorfindet, erfüllt.

Neben diesen Strukturen besiedelt der Feldschwirl auch verschiedene Vegetationstypen des Grünlandes. Nach REICHHOFF et al. (1979) tritt der Feldschwirl in der DDR auch als Nutzer von Sumpfdotterblumen-Feuchtwiesen, feuchtem Ödland, Großseggenrieden sowie von Fettwiesen und Weiden auf.

Bereiche ohne Gebüschstrukturen werden auch im Untersuchungsgebiet gelegentlich besiedelt (nur Streuwiesen oder nur Schilf), gehören allerdings eher zur Ausnahme.

Die Habitatstrukturanalyse weist den Feldschwirl ähnlich wie den Teich- und Sumpfrohrsänger als Bewohner feuchter bzw. wechselfeuchter Bereiche aus. Allerdings spielt der Faktor Wasser eine weit geringere Rolle als bei den beiden vorigen Arten.

Die Analyse der Fußmorphologie (LEISLER 1975) ergibt beim Feldschwirl ideale Lauffußproportionen. Verglichen mit Teich- und Sumpfrohrsänger und anderen Rohrsängern scheint der Feldschwirl der schwächste Klammerer zu sein. Singwarten des Feldschwirls sind in der Regel Seitenäste von Sträuchern bzw. schrägliegende Halme (z. B. vorjähriges Schilf) auf denen die Vögel fast liegend singen. Die Art gilt als ausgesprochener Bodenvogel, der sich regelmäßig in einer besonderen Kriechstellung an den Boden gedrückt zwischen der Vegetation bewegt.

Der Vegetationsraum liegt in der selben Größenordnung wie bei beiden vorherigen Arten. Die Ergebnisse decken sich mit denjenigen von BLANA (1978), der als Optimum einen Strauchraum zwischen 10 000 und 30 000 m³ pro Hektar ermittelte. Im Erdinger Moos schwanken die Werte zwischen 10 000 und 32 000 m³ pro ha.

Auch in Feldschwirlhabitaten dominieren vertikale Elemente mit geringem Verzweigungsgrad, jedoch finden sich häufiger auch nahezu waagrechte Strukturen in Gebüschbereichen.

Die Halmdichte liegt durchschnittlich höher als in Teich- und Sumpfrohrsängerhabitaten. Auffallend ist die hohe Standardabweichung, die im wesentlichen daher

rührt, daß Vegetationseinheiten mit hoher Halmdichte wie z. B. Streuwiesen und z. T. auch wechselfeuchtes Wirtschaftsgrünland mit solchen mit mittlerer (Schilf) und niedriger (Gebüsch) kombiniert sind.

Eine differenzierte Betrachtung der Halmdichte in den bodennahen Schichten (0–0,1 m) ergibt, daß zwischen den Halmen immer ein genügend großer Zwischenraum für die Fortbewegung des Feldschwirls bleibt. Nur in 6 Fällen (= 4%) liegt die Halmdichte über 1 000 Halme/m². Selbst beim höchsten gefundenen Wert von 1520 Halmen/m² in Wirtschaftsgrünland stehen die Halme noch durchschnittlich 2,6 cm weit auseinander und die Zwischenräume bieten dem Feldschwirl genügend Platz zum Durchschlüpfen. Die im Aktivitätszentrum ermittelten Werte sind signifikant ($p < 0,001$) niedriger als diejenigen auf dem 10-m-Radius (2–5). Nach außen hin nimmt auch der Anteil der Vegetation mit höheren Halmdichten (Acker, Wirtschaftsgrünland) deutlich zu. Im Zentrum des Reviers bevorzugt der Feldschwirl in Folge seiner oben geschilderten Fortbewegungsweise Vegetation, die ihm am Boden zwischen den Halmen einen größeren Freiraum zur Verfügung stellt. Beim Durchschnittswert von 170 Halmen/m² im Aktivitätszentrum ergibt sich ein durchschnittlicher Halmabstand von 7,7 cm und damit genügend Aktionsraum für den kleinen Vogel (knapp 13 cm lang, PETERSON et al. 1968).

Aus den Habitatüberlappungswerten geht hervor, daß der Feldschwirl mit dem Teichrohrsänger kaum, jedoch mit dem Sumpfrohrsänger relativ stark überlappt. Eine genauere Betrachtung zeigt aber, daß die hohen Werte bei einer Differenzierung des Strukturelementes Sonstiges deutlich niedriger liegen. Das Strukturelement Streuwiese, das für den Feldschwirl von großer Bedeutung ist, tritt in Sumpfrohrsängerhabitaten nur in geringem Umfang in Erscheinung und ist unter anderen ein Merkmal, welches beide Arten gut voneinander trennt.

5.2.5 Dorngrasmücke (*Sylvia communis*)

Die Dorngrasmücke ist ein typischer Brutvogel einer vielfältig gegliederten Landschaft. Charakteristisch ist der Wechsel zwischen offenen Landschaftsteilen mit niedriger Vegetation wie Wiesen, Streuwiesen, Hochstauden, Brennesseln und gelegentlich auch Ackerflächen und geschlossenen Strukturen mit mittleren Vegetationshöhen (2–6 m), wie sie in der Regel von Gebüsch repräsentiert werden. Bereiche mit 100% Gebüsch werden gemieden. Im 3-m-Radius gab es nur 2, im 10-m-Radius nur noch ein und im 30-m-Radius kein Paar mit 100% Gebüsch. In der Regel bevorzugt die Dorngrasmücke die Rand- und Übergangszonen zwischen kompakter Gebüschstruktur und offenen Flächen mit niedrigem Bewuchs (siehe auch: ROBIEN 1939, SIEFKE 1962, EMMERICH 1971, HAFTORN 1971, BLANA 1978, SPITZNAGEL 1978, KALBE in RUTSCHKE 1983).

Ackerflächen werden weitgehend gemieden. Zwischen der Zahl der Brutpaare pro km² und dem Anteil der Ackerflächen pro km² besteht eine negative Korrelation ($r = 0,55$, $p < 0,01$). Baumstrukturen sind für die Dorngrasmücke nicht von Bedeutung, als Singwarte wurden sie nur in 2 Fällen benutzt.

Neben den beiden Hauptstrukturelementen Gebüsch und Wiesen spielt auch der Faktor Sonstiges für die Dorngrasmücke eine Rolle. HAFTORN (1971) gibt für norwegische Brutgebiete eine Vorliebe für Dornbüsche, Himbeeren und Brombeeren sowie Brennesseln an. PERSSON (1976) betont für ein südschwedisches Brutgebiet eine Bevorzugung von Brennesseldickichten (siehe auch SIEFKE 1962 und BAIRLEIN et al. 1980).

Brennesseldickichte spielen für die Art im Untersuchungsgebiet keine Rolle (nur 1% Flächenanteil). Inwieweit die beobachtete Vorliebe des Sumpfrohrsängers (siehe oben) für diese Struktur eine Rolle spielt (Konkurrenz?), bleibt weiteren Untersuchungen vorbehalten. Hinweise auf Kämpfe zwischen beiden Arten konnten keine gefunden werden.

Von Bedeutung ist im Erdinger Moos auf alle Fälle ein größerer Anteil von Hochstauden. Neben den unter Sonstiges (Hochstauden und Brennesseln) aufgeführten Anteilen ist auch noch der Prozentsatz von Hochstauden unter Gebüsch und Bäumen von Bedeutung (Tab. 20). Diese Strukturen werden von der Dorngrasmücke häufig zur Anlage des Nestes genutzt (ROBIEN 1939). Sie liefern durch ihre Wuchsstruktur der Dorngrasmücke einen Schutz vor Witterungseinflüssen und Sicht von oben. Auffallend ist die Präferenz für Arten mit Dornen, Stacheln und anderen Schutzeinrichtungen (Brennhaare) bei der Anlage des Nestes. Dadurch wird das Nest ohne Zweifel vor Zerstörung durch Abweiden bzw. mechanische Zerstörung (Zertrampeln, Mahd), aber auch vor Feinden besser geschützt.

Der Vegetationsraum der Dorngrasmücke fällt sehr viel geringer aus als bei den anderen Grasmückenarten und liegt fast noch im Bereich der Rohrsänger. Dies ist auf ein weitgehendes Fehlen von Baumstrukturen und auf das Dominieren von niedriger Vegetation zurückzuführen. Die ermittelten Werte liegen in der gleichen Größenordnung wie die von BLANA (1978) ermittelten.

Nach EMMERICH (1971) erfüllt hygrophile Vegetation am ehesten die Anforderungen (genügend dichte Vegetation und entsprechende Vegetationshöhe), die diese Art stellt. Er beobachtete eine Konzentration der Nester in Sumpfrieden. Auch im Erdinger Moos kommt die Art in feuchteren Bereichen vor. Allerdings nistet sie, wie auch in der Literatur angegeben, häufig an trockenen Standorten. Eine spezielle Bindung an hygrophile Vegetation muß verneint werden. KALBE in RUTSCHKE (1983) bezeichnet sie als typischen Brutvogel der Grenzflächen zwischen verschiedenen Habitaten und der vielfältig gegliederten Landschaft. Es spielt dabei keine Rolle, ob diese Gebiete trocken oder feucht sind.

Als einzige unserer Grasmücken singt die Dorngrasmücke vorwiegend von erhöhter Warte aus und führt häufig Balzflüge durch. Eine genügende Anzahl von Singwarten ist daher für die Dorngrasmücke wichtig. PERSSON (1976) gibt als Minimum 2 Singwarten an. Mit Ausnahme von 2 Paaren, die nur einen Einzelbusch in ihrem Revier vorfinden, besaßen alle anderen Paare 2–3 Singwarten. Der Durchschnitt lag bei zwei.

Die Siedlungsdichte erreicht in keinem Teilbereich des Untersuchungsgebietes die Werte, die für andere, meist kleiner Gebiete ermittelt worden sind (z. B. SPITZNAGEL 1978). Bei den Flächen mit hohen Abundanzen handelt es sich in der Regel um bedeutend kleinere Untersuchungsflächen als im Erdinger Moos, die meist flächenhaft optimal für die Dorngrasmücke sind und von vielen Autoren als typisch bezeichnete Strukturen, wie Dornbüsche und Hecken enthalten. Letztere kommen im Erdinger Moos nur wenig vor. Zudem ist das Untersuchungsgebiet überwiegend landwirtschaftlich genutzt, so daß von Haus aus viele Flächen ungeeignet für die Dorngrasmücke sind. Hinzu kommt noch, daß die Art in den siebziger Jahren einen weit verbreiteten Rückgang erleben mußte (BERTHOLD 1972, 1973, 1974) und sich davon noch (?) nicht vollständig erholt hat. Mehrere geeignet erscheinende Bereiche im Erdinger Moos werden von der Dorngrasmücke nicht besiedelt. Damit lassen sich die relativ niedrigen Abundanzen erklären.

5.2.6 Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*)

Die Klappergrasmücke gehört im Erdinger Moos zu den selteneren Arten. Im Untersuchungsgebiet konnten nur 13 Paare ermittelt werden. Um verlässliche Aussagen über die Habitatstruktur einer Art machen zu können, ist ein Stichprobenumfang von ca. 25 Paaren und mehr erforderlich. Als einzige untersuchte Art erreichte die Klappergrasmücke diesen Wert nicht. Die an dieser kleinen Stichprobe ermittelten Werte sind daher vorsichtig zu interpretieren und bedürfen auf alle Fälle der Überprüfung an einer größeren Population.

Der zentrale Bereich (3 und 10 m Radius) des Klappergrasmückenhabitates ist im Erdinger Moos durch geschlossene Strukturen mittlerer (2–6 m, Gebüsch) und größerer (8–10 m, Bäume) Vegetationshöhe gekennzeichnet. Der Anteil der offenen Strukturen (Sonstiges, Äcker und Wiesen) nimmt vom Zentrum nach außen hin zu und erreicht im 30-m-Radius einen Anteil von 35%. Ein derartiges Mosaik von geschlossenen und offenen Strukturen findet sich häufig in Gärten, Parks und Friedhöfen verwirklicht. Obwohl derartige anthropogen geformte Bereiche im Untersuchungsgebiet nur an 5 Stellen auftreten, brüteten 7 Paare (= 54%) in Gärten. Dabei wurden in einem Bereich (Quadrant 17) 3 Paare in einem 1 ha großem Wochenendgrundstück festgestellt. Zu ähnlichen Befunden kommt auch BLANA (1978): „Die Klappergrasmücke zeigt in Siedlungen eine wesentlich höhere Siedlungsdichte als auf großen Strauchflächen. Für sie scheinen die verstreuten höheren Strauchgruppen in einer durch offene Rasenflächen teils offenen, durch Bäume und Häuser teils geschlossenen Landschaft ein günstiger Lebensraum zu sein.“ Siehe auch: NIETHAMMER (1937), SIEFKE (1962), SCHIERHOLZ (1965) und KLAFS & STÜBS (1977).

Hochstauden und Brennesseln spielen für diese Art als Nistplatz keine wesentliche Rolle, nachdem die Klappergrasmücke von unseren 4 Grasmücken am höchsten nistet. Der Mittelwert (101 Messungen) beträgt in Süddeutschland 1,2 m und liegt damit fast immer über der Vegetationshöhe dieser Strukturelemente (BAIRLEIN et al. 1980).

Über die Hälfte der Nester wird in der Regel in Nadelhölzern angelegt (ROBIEN 1939, BAIRLEIN et al. 1980). Diese Vorliebe für Koniferen erklärt zum Teil die geringen ermittelten Abundanz im Untersuchungsgebiet, denn außer einigen Fichtenschonungen (in denen die Klappergrasmücke auch brütet) gibt es dort kaum Nadelhölzer. Allerdings werden Bereiche mit Hochstauden und Brennesseln von der Art durchaus zur Nahrungssuche aufgesucht, insbesondere die unter Gebüsch stehenden Teile.

5.2.7 Gartengrasmücke (*Sylvia borin*)

Die Gartengrasmücke ist im Untersuchungsgebiet ein Brutvogel der geschlossenen Strukturen (Gebüsch & Bäume). Häufigstes Strukturelement sind Büsche, die nicht von Bäumen überwachsen sind. Zudem findet sich unter den vorhandenen Bäumen ein großer Anteil von Büschen (GuB), wo sich die Gartengrasmücke gern aufhält und auch nistet. Der Anteil an anderen Strukturen (Acker, Wirtschaftsgrünland und Sonstiges) ist gering.

Allerdings finden sich unter Gebüsch und Bäumen häufiger größere Flächen, die mit Hochstauden bestanden sind. In diesen Bereichen nistet die Gartengrasmücke häufig (durchschnittliche Nesthöhe in Süddeutschland: 0,76 m, BAIRLEIN et al. 1980). Freistehende, sich nicht unter Gebüsch und Bäumen befindliche Hochstaudenbereiche werden von der Gartengrasmücke gemieden.

Bei dem besiedelten Baumbestand handelte es sich ausnahmslos um Laubhölzer. Fichtenmonokulturen, wie sie gelegentlich von der Mönchsgrasmücke besiedelt werden, meidet die Gartengrasmücke. Ihren bevorzugten Aufenthaltsbereich (Nahrungssuche, Singwarten) hat die Gartengrasmücke im Bereich zwischen 2 und 6 m. Dies ist in der Regel die Vegetationshöhe von Gebüsch, gleichgültig, ob es sich dabei um baumlose oder baumdurchsetzte Gebüsche oder um unterholzreichen Laubwald handelt (Fichtenmonokulturen sind zu dunkel, um ausreichend Unterholz entstehen zu lassen). Die Gartengrasmücke ist unter den 4 untersuchten Arten diejenige mit der deutlichsten Bevorzugung von Gebüsch. Der Anteil von Gebüsch und Gebüsch unter Bäumen (G und GuB) beträgt im 3-m-Radius 81%.

Die höheren Bereiche der Bäume, die durchaus in Gartengrasmückenhabitaten vorhanden sind (durchschnittliche Vegetationshöhe 8–9 m), werden nur selten aufgesucht.

In der Literatur werden ähnliche Habitatstrukturen als typisch erachtet (NIETHAMER 1937, ROBIEN 1939, KLAFS & STÜBS 1977, BAIRLEIN et al. 1980).

5.2.8 Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*)

KLAFS & STÜBS (1977) bezeichnen die Mönchsgrasmücke als typische Grasmücke des Waldes. Wesentlicher Faktor für das Vorkommen dieser Art im Erdinger Moos ist das Strukturelement Bäume. In der Regel handelt es sich dabei um Laubwald mit ausreichend Unterholz (im 3-m-Radius 10% Gebüsch und 17% Hochstauden unter Bäumen), welches häufig zur Anlage des Nestes verwendet wird (ROBIEN 1939, BAIRLEIN 1978, BAIRLEIN et al. 1980). Allerdings ist das Vorhandensein von Unterholz keine *conditio sine qua non*, denn im 3-m-Radius ist fast die Hälfte des Bodens unbewachsen bzw. nur mit Moos bewachsen (48%) und damit für die Mönchsgrasmücke nicht nutzbar. Oft werden deshalb auch die Nester in den niedrigsten Zweigen von Bäumen (z. B. Fichte) angelegt (ROBIEN 1939, BAIRLEIN 1978, BERTHOLD 1978, BAIRLEIN et al. 1980).

Der Mangel an geeigneten, sich verzweigenden Elementen in der bodennahen Schicht (0,5–1,0 m) zeigt sich auch in den Werten der Tab. 24. Von allen Grasmücken erzielt die Mönchsgrasmücke die niedrigsten Werte beim Astneigungswinkel und Verzweigungsgrad.

Eine vorhandene Strauchschicht wird von der Mönchsgrasmücke auch zur Nahrungssuche aufgesucht. Hauptsächlich hält sie sich jedoch in der Wipfelregion auf (siehe auch BEZZEL 1982).

5.2.9 Vergleich der vier Grasmückenarten

Aus Gründen der besseren Übersicht und Vergleichbarkeit wird ein erheblicher Teil des Grasmückenmaterials an dieser Stelle diskutiert.

Obwohl die Arten in mehreren Bereichen untereinander überlappen, scheinen sie doch ökologisch gut voneinander getrennt zu sein. Die Daten, die sich auf die Klappergrasmücke beziehen, müssen, wie oben schon angeführt, in Folge der geringen Populationsstärke vorsichtig interpretiert werden.

Von der Dorn- über die Klapper- und Garten- zur Mönchsgrasmücke ergibt sich eine Zunahme von Baumstrukturen, gleichzeitig verbunden mit einer Abnahme der offenen Strukturen (Acker, Wiese, Sonstiges) in der gleichen Reihenfolge. Der Gebüschanteil ist bei Dorn-, Klapper- und Gartengrasmücke etwa gleich groß, bei der Mönchsgrasmücke deutlich niedriger. Rechnet man dazu noch den jeweiligen Anteil von Gebüsch

unter Bäumen, so ergeben sich bezüglich des Gesamtbuschanteils erhebliche Differenzen: Je nach Radius hat die Gartengrasmücke zwischen 11 und 19% mehr Gebüsch, als die Klappergrasmücke und 19–25% mehr als die Dorngrasmücke. Zwischen Dorn- und Klappergrasmücke beträgt die Differenz je nach Radius zwischen 4 und 10%.

Unterzieht man die Ergebnisse einem Chi²-Test, so ergibt sich:

- Die Dorngrasmücke schließt mehr Wiesen ($p < 0,0001$) und weniger Bäume ($p < 0,0001$) als die Garten- und die Mönchsgrasmücke ein.
- Beim Vergleich Klapper- und Mönchsgrasmücke ergibt sich, daß die Mönchsgrasmücke mehr Bäume, die Klappergrasmücke mehr Gebüsch (p für beide Fälle $< 0,00001$) nutzt.
- Gleiches gilt für das Artenpaar Garten- und Mönchsgrasmücke: Die Mönchsgrasmücke besitzt mehr Bäume, die Gartengrasmücke mehr Gebüsch ($p < 0,0001$) in ihrem Habitat.

Die Mittelwerte des Artenpaares Dorn-/Klappergrasmücke sind in keinem Fall statistisch absicherbar unterschieden. Zwischen der Klapper- und der Gartengrasmücke gibt es nur geringe statistisch absicherbare Unterschiede. Bei vorsichtiger Interpretation läßt sich allerdings in letzterem Fall ableiten, daß die Klappergrasmücke einen höheren Anteil von Wiesen und Sonstiges hat, also mehr offene Strukturen bevorzugt und die Gartengrasmücke einen höheren Baumanteil besitzt.

Das Artenpaar Garten-/Mönchsgrasmücke ist zusätzlich, wie z. T. oben schon ausgeführt, durch ihre bevorzugten Aufenthaltsorte in unterschiedlichen Vegetationshöhen voneinander getrennt. Die Mönchsgrasmücke kann beim Balzgesang und bei der Nahrungssuche vorwiegend in der Wipfelregion der Bäume angetroffen werden, während die Gartengrasmücke den Gebüschbereich in 2–6 m Höhe bevorzugt.

Wie BAIRLEIN et al. (1980) anführen, ergibt sich bezüglich der Nesthöhen eine deutliche Präferenz der Arten für gewisse Höhen. Die Dorngrasmücke nistet am niedrigsten, gefolgt von Garten- und Mönchsgrasmücke. Am höchsten nistet die Klappergrasmücke. Verglichen mit den im Erdinger Moos ermittelten Vegetationshöhen verwundert dies etwas, denn die Klappergrasmücke benutzt eine durchschnittliche Vegetationshöhe von 5,5 m. Im Gegensatz dazu finden sich Garten- und Mönchsgrasmücken durchwegs in höheren Vegetationshöhen. Nach BAIRLEIN (1978) ist die Vegetationshöhe mit der Höhe des Nestes in der Vegetation nur schwach positiv korreliert.

Trotz gebotener Vorsicht bei der Interpretation der Klappergrasmückendaten, dürften die ermittelten Werte, wie ein Vergleich mit der Literatur zeigt, zutreffen. Wie oben angeführt, differieren die Mittelwerte der Habitatstrukturanalyse zwischen Dorn- und Klappergrasmücke nicht signifikant. Durch die Benutzung unterschiedlicher Strata – gelegentliche Beobachtungen ergaben, daß sich die Klappergrasmücke in höheren Schichten aufhält als die Dorngrasmücke – wird zwischen beiden Arten sicher Konkurrenz weitgehend vermieden, falls diese im Brutgebiet überhaupt von Bedeutung ist.

Inwieweit bei unseren einheimischen Grasmücken neben den Unterschieden in der Habitatstruktur auch eine Trennung durch die Bevorzugung bestimmter Höhenbereiche stattfindet, wie bei verschiedenen Waldsänger-Arten der Gattung *Dendroica* in Nord-Amerika (MACARTHUR 1958), kann auf Grund des vorliegenden Materials nicht beantwortet werden. Dies wird weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

Eine Betrachtung der Vegetationshöhen und des Vegetationsraumes bringt ähnliche Ergebnisse wie die Analyse der Habitatstrukturen. Die Vegetationshöhe und der Vegetationsraum steigen von der Dorn- über Klapper- und Garten- zur Mönchsgrasmücke hin deutlich an.

BLANA (1978) kommt bei der Untersuchung des Strauchraumes zu folgender Reihenfolge: Dorn-, Garten-, Klapper-, Mönchsgrasmücke (die Ergebnisse der Klappergrasmücke scheinen ähnlich wie im Erdinger Moos, nur an einer noch kleineren Population ermittelt zu sein). Die bei BLANA angegebenen Werte liegen etwas niedriger als im Erdinger Moos, allerdings untersuchte BLANA auch nur den Strauchraum und nicht den gesamten Vegetationsraum.

Eine Trennung zwischen Dorn- und Klappergrasmücke auf der einen Seite und Mönchs- und Gartengrasmücke auf der anderen, wird dadurch erreicht, daß speziell die Dorngrasmücke, aber z. T. auch die Klappergrasmücke geschlossene größere Baumgruppen bzw. Wälder nicht besiedelt, die anderen beiden Arten jedoch mit unterschiedlicher Präferenz dazu in der Lage sind. Die Dorngrasmücke wird von verschiedenen Autoren bereits als Feldvogel bezeichnet (SIEFKE 1962). In sogenannten Hochwäldern und älteren Fichtenmonokulturen kommt fast nur noch die Mönchsgrasmücke vor. Als einzige Art hat sie es geschafft, den bei uns anthropogen bedingt häufigsten Waldtyp zu besiedeln (Fichtenmonokultur). Als einzige Grasmücke zeigt sie (deshalb?) in den letzten Jahren einen positiven Bestandstrend. Die 3 anderen Arten weisen eine negative Tendenz (BEZZEL 1982) auf.

Die höchsten durchschnittlichen Überlappungswerte findet man zwischen Klapper- und Gartengrasmücke, Klapper- und Dorngrasmücke sowie zwischen Dorn- und Gartengrasmücke. Die Mönchsgrasmücke überlappt mit den 3 anderen Arten in relativ geringem Umfang (am stärksten mit der Gartengrasmücke).

Eine differenzierte Betrachtung der Ergebnisse bringt eine starke Überlappung und damit auch potentielle Konkurrenz zwischen Dorn- und Klappergrasmücke beim Strukturelement Gebüsch, zwischen Dorn- und Gartengrasmücke und auch zwischen Klapper- und Gartengrasmücke um das gleiche Strukturelement zu Tag.

Hohe Werte ergeben sich auch zwischen Klapper- und Gartengrasmücke beim Strukturelement Bäume. Zwischen Dorn- und Gartengrasmücke sind hier die Werte deutlich niedriger.

Betrachtet man die durchschnittliche Überlappung mit allen 3 anderen Arten (errechnet aus den Werten der Tab. 27) so ergibt sich folgendes: die höchsten Werte finden sich bei der Klapper- und Gartengrasmücke (0,33, Durchschnitt der Werte aller 3 Methoden). Die Dorngrasmücke liegt knapp über dem Durchschnitt (0,29) und die Mönchsgrasmücke hat den niedrigsten Wert (0,23). Als einzige Art liegt die Mönchsgrasmücke geringfügig unter dem Durchschnitt aller 11 Arten.

Inwieweit zwischen den Habitatüberlappungswerten und den gefundenen Häufigkeiten im Untersuchungsgebiet (bzw. in Bayern) ein Zusammenhang besteht, kann nicht beantwortet werden. Folgende Hypothese wäre allerdings denkbar: Die häufigsten Arten innerhalb einer Gruppe haben einen geringeren Überlappungswert als die selteneren Arten. Setzt man einen hohen Überlappungswert gleich mit hoher Konkurrenz um die Strukturelemente, so wird die Häufigkeit derjenigen Arten mit geringer Überlappung/Konkurrenz hauptsächlich vom Vorhandensein der notwendigen Strukturelemente bestimmt. Die Häufigkeit der Arten mit höheren Überlappungswerten

ten/Konkurrenz wird hingegen nicht nur von diesen Parametern bestimmt, sondern auch von der Konkurrenz der entsprechenden Arten um diese Strukturelemente.

Bei der Kartierung von Arten, insbesondere wenn man eine Aussage über Bestands-trends machen will, sollten immer die entsprechenden nahe verwandten Arten mit kartiert werden. Auch bei Beweissicherungskartierungen, bei denen Aussagen über Umweltveränderungen getroffen werden sollen, ist es nahezu unerlässlich, die entsprechenden nahe verwandten Arten mit in die Untersuchung einzubeziehen. Denn nur so können Verschiebungen im Artenspektrum, die durch Konkurrenz bedingt sind, festgestellt werden und damit läßt sich eventuell eine falsche Beurteilung vermeiden.

5.2.10 Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*)

Das Habitat des Rotkehlchens wird im Untersuchungsgebiet hauptsächlich von 2 Komponenten geprägt: Gebüsch und Bäume, wobei der Anteil von Baumstrukturen im Durchschnitt überwiegt. Die offenen Strukturen (im wesentlichen Wiesen und Sonstiges) nehmen in den Radien von innen nach außen zu, jedoch spielen sie im Untersuchungsgebiet für das Rotkehlchen keine große Rolle.

Ein weiteres wesentliches Strukturelement ist das sogenannte Unterholz. Hier werden die Strukturen Gebüsch und Hochstauden unter Bäumen (GuB, HuB) und Hochstauden unter Gebüsch (HuG) zusammengefaßt. Ihr Anteil beträgt im 3-m-Radius 43% und im 10-m-Radius 41%. In diesem relativ niedrigen Bereich hält sich das Rotkehlchen gern zur Nahrungssuche auf und aus diesen Bereichen ertönt in der Regel auch der Gesang. Diese Art von Vegetation bietet dem Rotkehlchen genügend Nahrung und Sichtschutz gegen Feinde.

Daneben sind auch noch die Strukturelemente unbewachsener bzw. mit Moos bewachsener Boden unter Bäumen und Gebüsch (BuB, BuG) von großer Bedeutung. Ihr Anteil beträgt im 3-m-Radius 43% und 44% im 10-m-Radius. Mit Laub bzw. Nadelstreu bedeckter Boden neigt zur Rohhumusbildung und begünstigt damit eine reiche Bodenfauna und liefert hierdurch dem Rotkehlchen ein umfangreiches Nahrungsangebot. Daneben dient besonders der mit Moos und Flechten bewachsene Boden dem Rotkehlchen zur Anlage des Nestes, sofern ein entsprechendes Mikrorelief (Mulden, Baumwurzeln etc.) dies erlaubt (LACK 1965, PAETZOLD 1979).

Das Rotkehlchen besiedelt nicht nur Laub- sondern auch Nadelwälder, bis hin zur reinen Fichtenmonokultur ohne Unterholz (dies ist offensichtlich kein unbedingt notwendiges Element), aber dafür mit viel Nadelstreu (Rohhumusbildung) und häufig bemoosten Untergrund.

Bezüglich der Präferenz des Rotkehlchens für Nadelhölzer gehen in der Literatur die Meinungen auseinander. Gemäß den Untersuchungen von BLANA (1978) erreicht das Rotkehlchen in Nadelstrauchflächen die höchsten Abundanzen überhaupt. Laut PAETZOLD (1979), nistet das Rotkehlchen in reinem Nadelwald nur dann, wenn ausreichend Unterholz zur Verfügung steht, was allerdings bei der heutigen Wirtschaftsweise besonders in Fichtenmonokulturen nur selten der Fall ist („Ist dieses – Unterholz – vorhanden, dann fehlt es auch in Fichtenmonokulturen nicht.“).

Laut NIETHAMMER (1937) bevorzugt das Rotkehlchen Laub- und besonders Mischwälder mit reichlich Unterholz. In reinem Nadelwald kommt das Rotkehlchen nur dann vor, wenn dieser nicht zu einheitlich und lückenlos bestanden ist.

Die Ergebnisse im Erdinger Moos weisen das Rotkehlchen als Brutvogel nicht nur

der verschiedensten Waldtypen aus (eine Bevorzugung von Nadel-, Misch- oder Laubwald konnte aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden, das Strukturelement Wald/Bäume selbst scheint kein unverzichtbarer Faktor zu sein), sondern auch als Besiedler reiner bzw. z. T. aufgelockerter Gebüschflächen nahezu ohne Bäume. Auch in parkähnlichen Bereichen tritt das Rotkehlchen gerne auf. In nicht von Bäumen überdeckten Strauchraum ist die Siedlungsdichte deutlich geringer, als in Wäldern bzw. von Bäumen überdeckten Strauchraum (BLANA 1978).

Im Bereich der Kombinationen der Strukturelemente, inklusive Unterbrechungen durch offene Strukturen, besiedelt das Rotkehlchen nahezu sämtliche Kombinationen.

Die von verschiedenen Autoren geäußerte Vorliebe für Wasser (NIETHAMMER 1937, PAETZOLD 1979) konnte im Erdinger Moos nicht bestätigt werden. In der Regel werden trockene Flächen ohne offenes Wasser besiedelt. Allerdings ist der Boden, insbesondere wenn er mit Moos bewachsen ist, meist während der gesamten Brutzeit feucht.

5.2.11 Blaukehlchen (*Cyanosylvia svecica cyanecula*)

Der charakteristische Lebensraum des Blaukehlchens besteht vorwiegend aus Gebüsch, welches zumindest im Frühjahr (April–Mai) mehr oder weniger im Wasser steht und einen deutlichen Anteil von unbewachsenem, mit Laub bedeckten oder mit Moosen bewachsenen Boden (Strukturelemente Wasser und Boden/Moos unter Gebüsch – WuG und BuG) aufweist.

Durch diese Strukturelemente wird die Bewegungsfreiheit dieser Art, die ihre Nahrung im wesentlichen aus der Bodenfauna bezieht, gewährleistet. Das vom Gebüsch (hauptsächlich Rhamnus und Salix) abfallende Laub führt ähnlich wie im Rotkehlchen-Habitat zur Rohhumusbildung, der auch für das Blaukehlchen viel Nahrung liefert.

Neben den geschlossenen Gebüschstrukturen findet sich, von innen nach außen hin zunehmend, ein größerer Anteil an offenen Strukturen. Ackerflächen sind für das Blaukehlchen offensichtlich störend und werden im Untersuchungsgebiet während der Brutzeit vom Blaukehlchen gemieden.

Wiesenflächen, speziell solche wechselfeuchten Charakters werden gelegentlich aufgesucht. Die Toleranz gegenüber diesem Strukturelement ist wesentlich größer, als gegenüber Äckern.

Den Hauptanteil an den offenen Strukturen stellt das Element Sonstiges. Wesentlich sind hier entweder offene Wasserflächen oder Pflanzen bzw. Pflanzengesellschaften feuchter Standorte (Schilf und Streuwiesen). Schilf spielt eine besondere Rolle. Bei den 4 Paaren im Eittinger Weiher war dieses Strukturelement dominierend und kam nur kombiniert mit offenen Wasserflächen vor. Büsche fehlten in diesen Fällen im 3-m- und 10-m-Radius vollständig. Dieser monostrukturierte Schilfwald ist sicher nicht das Vorzugshabitat des Blaukehlchens, jedoch erfüllt auch er offensichtlich die Anforderungen, die das Blaukehlchen stellt. Zwischen den Schilfhalmen und an der Grenzfläche Wasser – Schilf steht genügend Platz zur Verfügung, um der Nahrungssuche nachzugehen.

Baumstrukturen fehlen nahezu vollständig, allerdings wird in der Literatur (NIETHAMMER 1937) auch Auwald (Erlen) als Biotop angegeben.

Die hier ermittelten Ergebnisse beziehen sich auf die Unterart *cyanecula* (Weißsterniges Blaukehlchen) und decken sich weitgehend mit den Literaturdaten (WITHERBY

1928, NIETHAMMER 1937, BLASCYK 1963, SCHMIDT 1974, TRUMMER 1977, ZACH 1979). Auch für die anderen Unterarten (z. B. *namnetum*: MAYAUD 1938 a und b, 1939; *svetica*: JOHANNSEN 1955, HAFTORN 1971, MÜLLER 1982) kristallisieren sich folgende Punkte als wesentlich für das Blaukehlchen heraus:

- Feuchtes, oft sumpfiges Gelände, mit Stellen mit wenig oder keiner Vegetation zur Nahrungssuche.
- Genügend schützende Vegetation, oft Weidenbüsche, jedoch auch Auwälder und Schilfbestände.
- Einige Singwarten in der Nähe des Nestes. Als solche können Büsche und Bäume, aber auch Schilfhalm, Telegrafentangen oder andere aus der Umgebung herausragende Elemente dienen.

TRUMMER (1977) gibt zusätzlich noch steile Dämme oder Böschungen zur Anlage des Nestes sowie Kulturland, wie Gemüse, Erdbeer- und Kartoffelfelder an. BLASCYK (1963) nennt Grabenränder als bevorzugten Neststandort und Felder mit Pflanzen, die in weiten Reihenabständen angebaut werden und bei denen das Unkraut zwischen den Reihen entweder durch starke Beschattung (Raps) oder durch wiederholtes Hacken (z. B. Buschbohnen, Kohl) unterdrückt wird. Als wichtigstes Kriterium für das Vorkommen des Blaukehlchens gibt BLASCYK (1963) das Vorhandensein von freiem, möglichst wenig bewachsenen Boden an, auf dem sich das Blaukehlchen schnell und ungehindert fortbewegen kann und genügend Nahrung findet.

Das sonst übliche Vorkommen des Blaukehlchens in buschigem Gelände, führt BLASCYK (1963) zum einen auf die Erfüllung obiger Bedingung zurück, zum anderen darauf, daß Gebüsch die Funktion einer Singwarte erfüllt.

Im Allgemeinen wird in der Literatur eine Bindung des Blaukehlchens zur Brutzeit an sumpfige Stellen oder Gewässer angegeben. Einzig BLASCYK (1963) verneint dies. Als Beispiel führt er die Population in der Sierra de Gredos (Spanien) an, wo sich allerdings auch genügend (zumindest im Frühjahr) feuchte Stellen finden (NIETHAMMER in BLASCYK 1963). Auch WITHERBY (1928) und ERN (1966) berichten von häufig auftretenden feuchteren Bereichen und Quellen.

Selbst BLASCYK (1963) gibt für die von ihm untersuchte norddeutsche Population an, daß Gräben (fast immer mit Wasser) und feuchter Boden unter den schattenspendenden Pflanzen von Bedeutung sind.

Im Erdinger Moos finden sich immer feuchte Stellen in den Blaukehlchen-Habitaten. Es deutet viel darauf hin, daß das Blaukehlchen eindeutig eine hygrophile Art ist und auf Wasserflächen und sumpfige Bereiche angewiesen ist.

5.2.12 Vergleich Rotkehlchen/Blaukehlchen

Ein Vergleich der beiden Arten zeigt, daß das Blaukehlchen in allen Radien mehr Gebüsch und Sonstiges, das Rotkehlchen immer mehr Bäume bevorzugt (p immer $< 0,00001$). Gebüschstrukturen werden von beiden Arten besiedelt. Betrachtet man jedoch die Strukturen unter dem Gebüsch (Hochstauden, Wasser und Moos/Boden unter Gebüsch – HuG, WuG, BuG), so stellt man fest, daß auch hier vollständig verschiedene Ansprüche gestellt werden. Das Strukturelement Wasser unter Gebüsch spielt beim Rotkehlchen nahezu keine Rolle (einige kleinere, häufig ephemere Wasserflächen sind zwar beim Rotkehlchen im Strukturelement Sonstiges unter Gebüsch bzw. Bäu-

men enthalten, spielen jedoch nur als Tränken bzw. Badeplätze eine Rolle), ist aber für die Besiedlung eines Gebietes durch das Blaukehlchen von großer Bedeutung.

Bei den Strukturelementen Bäume und Sonstiges kommt es zu fast keiner gemeinsamen Nutzung im Untersuchungsgebiet. Bäume bzw. Wälder mit dem entsprechenden Unterwuchs spielen eine herausragende Rolle für das Rotkehlchen, jedoch im Untersuchungsgebiet keine für das Blaukehlchen. In anderen Gebieten, in denen das Blaukehlchen auch Auwälder besiedelt, kann es allerdings zu einer gemeinsamen Besiedlung dieser Strukturelemente kommen. Die in Nord-Norwegen und Finnland brütenden Blaukehlchen (Unterart *svecica*) besiedeln gerne lichte Birkenwälder mit ausgedehnten Bereichen mit sehr niedrigwüchsiger Vegetation (Moose, Flechten etc.) und hohem Feuchtigkeitsgrad und häufig auch offenen Wasserflächen (auch Bäche). In diesen nördlichen Gebieten kommt das Rotkehlchen nicht mehr vor (Voous 1962). Inwieweit die Abwesenheit des Rotkehlchens in diesem Fall die Besiedlung ermöglicht, ist nicht erforscht, aber möglicherweise wird unter allopatrischen Bedingungen die Kontrastbetonung (character displacement Cody 1974) verwischt.

Bedingt durch die Bevorzugung unterschiedlicher Strukturen liegt beim Rotkehlchen die Vegetationshöhe signifikant höher als beim Blaukehlchen ($p < 0,001$). Ein ähnliches Bild ergibt sich auch beim Vegetationsraum. Das Rotkehlchen bevorzugt Gebiete mit einem deutlich umfangreicheren Vegetationsraum als das Blaukehlchen.

Entsprechend den oben angeführten Ergebnissen treten die höchsten Habitatüberlappungswerte auch beim Strukturelement Gebüsch auf, allerdings liegen diese Werte nur unwesentlich über dem Durchschnitt. Vernachlässigbar geringe Überlappungswerte ergeben sich beim Strukturelement Bäume. Auch die Werte bei Sonstiges liegen unter dem Durchschnitt. Insgesamt betrachtet liegt der Mittelwert bei diesem Artenpaar unter dem Durchschnitt aller Arten. Beide Species sind gut voneinander getrennt und stehen sich ökologisch nicht sehr nahe.

5.2.13 Goldammer (*Emberiza citrinella*)

Bei der Goldammer läßt sich bei der vorliegenden Untersuchung kein Strukturelement erkennen, welches absolut unerlässlich für ihr Vorkommen wäre. NIETHAMMER (1937) gibt als Biotop halbwegs offenes und abwechslungsreiches Gelände in der Ebene und im Gebirge an. Sie fehlt nur im Hochwald. HASSE (1962) stellt fest: „An ihren Lebensraum stellt die Goldammer nur geringe Ansprüche.“ Er bemerkt weiter, daß gelegentlich auch Wälder besiedelt werden, wenn sie mehr oder weniger große Freiflächen aufweisen. Auch im Erdinger Moos konnten ähnliche Beobachtungen gemacht werden. In Wäldern wurde die Art nie gefunden, jedoch öfters am Waldrand, also an der Übergangszone von offenen zu geschlossenen Strukturen. Auf die Bedeutung der „Randwirkung“ (edge effect) wird auch bei HASSE (1962) hingewiesen.

Im Untersuchungsgebiet beträgt der Anteil an geschlossenen Strukturen im 3-m-Radius 58% (48% Gebüsch und 10% Bäume). Dieser Anteil sinkt nach außen ab und beträgt im 100-m-Radius nur noch 20% (13% Gebüsch und 7% Bäume).

Der Anteil an Ackerflächen und Wiesen ist deutlich höher als bei den anderen untersuchten Arten, obwohl beide Strukturelemente nur in Ausnahmefällen als Brutplatz in Frage kommen. Die Goldammer hat es offensichtlich geschafft, mit den Bedingungen einer intensiven Landwirtschaft, wie sie besonders durch das Strukturelement Äcker repräsentiert wird, zu existieren. Acker- und Wiesenflächen dienen der Goldammer allerdings häufig zur Nahrungssuche.

Die Bereiche, die der Goldammer als Brutplatz dienen (Gebüsch und einzelne Strukturen der Kategorie Sonstiges) nehmen einen vergleichsweise geringen Raum ein (69% im 3-m-Radius, 24% im 100-m-Radius). Die Goldammer brütet in Gebüsch in niedrigen Höhen oder am Boden, sofern Hochstauden oder andere Pflanzen genügend Dekkung liefern.

Als wesentliche Faktoren für ein Vorkommen der Goldammer lassen sich folgende Punkte herauskristallisieren:

- Bereiche mit geringer oder keiner menschlichen Nutzung, die ein ungestörtes Brüten ermöglichen. Hierzu zählen Gebüsche (bei umfangreichen Gebüsch werden die Randzonen bevorzugt besiedelt), Hochstauden, Brennesseldickichte, Streuwiesen, Ruderalflora, aber auch ungenutzte Scheunen.
- Mindestens eine Singwarte. Dazu dienen fast alle über die Umgebung herausragenden Strukturen. Im allgemeinen sind dies Gebüsch und Bäume, aber auch Hochstauden, Gebäude und Erdhügel werden angenommen.
- Flächen, die zur Nahrungssuche aufgesucht werden können (Nahrungsrevier). Dazu dienen die oben bereits genannten Acker- und Wiesenflächen, aber auch in Gebüsch, in den unter Sonstiges aufgeführten Strukturen sowie in und unter Bäumen wird Nahrung aufgesucht. In bezug auf Nahrungsflächen ist die Art keineswegs wählerisch. Einzig Flächen mit zu dichter Vegetation werden gemieden.

Ebenso gemieden werden auch Röhrichte, Verlandungszonen von Gewässern und meist auch andere Feuchtgebiete. Streuwiesen stellen mit Sicherheit nicht das Optimalhabitat der Goldammer dar (siehe unten).

Die Vegetationsräume betragen je nach Radius zwischen 40 000 und 22 000 m³/ha. Allerdings findet man auch extrem niedrige Werte (3 700 m³). BLANA (1978) fand bei der Messung des Strauchraumes ein Optimum bei niedrigen Werten. Dies lag bei 8 000–9 000 m³/ha, die Variationsbreite zwischen 1 000 und 30 000 m³/ha.

5.2.14 Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)

Das Habitat der Rohrammer ist im Erdinger Moos gekennzeichnet durch ein weitgehendes Fehlen der Strukturelemente Wirtschaftsgrünland und besonders Ackerflächen. Ihr Anteil liegt zwischen 0% (3-m-Radius) und 18% (Wirtschaftsgrünland) und 10% (Äcker) im 100-m-Radius. Allerdings berichten verschiedene Autoren (NIETHAMMER 1937, HEGGER 1979) über Bruten in intensiv ackerbaulich genutzten Bereichen. Im Untersuchungsgebiet findet sich nur ein Paar mit einem höheren Prozentsatz an Ackerflächen (50% im 30-m-Radius). Es handelte sich dabei um einen Entwässerungsgraben, der von Gerste- und Maisäckern umgeben war.

KLAFS & STÜBS (1977) bezeichnen die Rohrammer als die dominante Art der Verlandungsgürtel. „Ihre weite ökologische Potenz reicht vom Ufersaumbiotop über Ried und staunasse Wiesen bis hin zum Bruchwald. Ihre Neigung zur Nutzung dem Verlandungsgürtel ähnlicher Strukturen führt sogar zur Besiedlung von Kiefern- und Ginsterflächen, Getreide- und Rapsfeldern bis zu 1 km vom Wasser entfernt“ (siehe auch BLÜMEL 1982).

Nahezu ausschließlich werden im Erdinger Moos Bereiche besiedelt, die in der Literatur als optimal bezeichnet werden. Die häufigsten Strukturelemente sind Schilf (50% im 3-m-Radius), Wasser (17%), Streuwiesen (14%) und Gebüsch (15%). Die ersten drei Strukturelemente zeigen die Vorliebe der Art für Feuchtgebiete.

Damit herrschen (Schilf!) in Rohrammerhabitaten ähnlich wie bei Teich-, Sumpfrohrsänger und Feldschwirl vertikale Strukturen vor. Der Astneigungswinkel und der Verzweigungsgrad beträgt oft 0, die Mittelwerte sind niedrig.

Die Strukturierung des optimalen Brutbiotops wird von KLAFS & STÜBS (1977) wie folgt geschildert: „Dichte bültige Krautschicht (*Carex*, *Cladium*, *Molinia*) mit lockeren vertikalen Strukturelementen (*Phragmites* etc.), Büsche und Einzelbäume (*Salix*, *Alnus*)“ Im Erdinger Moos wird die dichte bültige Krautschicht durch Streuwiesen (*Carex*, *Juncus*, *Molinia*) repräsentiert. Aufragende Elemente (Schilf) sind häufig vorhanden und meist fehlen auch Büsche und Buschstrukturen nicht. Baumstrukturen sind allerdings deutlich unterrepräsentiert. Alle oben genannten Faktoren müssen nicht vorhanden sein, wie die im Eittinger Weiher brütenden Paare zeigen (nur Schilf und Wasser). In diesem Bereich wird im Untersuchungsgebiet auch die höchste Siedlungsdichte erreicht. Diesem Strukturtyp entsprechen auch die in der Literatur angegebenen Ackerflächen (Vorherrschen von vertikalen Elementen).

Auch die Rohrammer benötigt, ähnlich wie die Goldammer, in ihrem Revier mindestens eine Singwarte. Häufig dienen ihr dazu vorjährige Schilfhalm, aber auch Weidenbüsche und Hochstauden werden angenommen.

5.2.15 Vergleich Rohrammer/Goldammer

Beide Arten „konkurrieren“ im wesentlichen nur um das Strukturelement Gebüsch. Interessant ist, daß im 3-m- und 10-m-Radius bei der Goldammer signifikant mehr Gebüsch vorhanden ist, im 60- und 100-m-Radius jedoch bei der Rohrammer (p immer $< 0,0001$, χ^2 -Test). Der Gebüschanteil nimmt bei der Goldammer von innen nach außen ab ($r = -0,896$, $p < 0,05$), bei der Rohrammer von innen nach außen zu ($r = 0,944$, $p < 0,01$). Auch der Anteil der Baumstrukturen nimmt bei der Goldammer von innen nach außen hin ab ($r = -0,944$, $p < 0,01$), bei der Rohrammer jedoch zu ($r = 0,926$, $p < 0,01$). Die Habitattypen gleichen sich in bezug auf die geschlossenen Strukturen von innen nach außen immer mehr an.

Die Goldammer hat immer mehr Acker ($p < 0,03$) und Wiesen ($p < 0,0001$), die Rohrammer immer mehr Sonstiges ($p < 0,00001$) in ihren Revieren (χ^2 -Test). Die beiden Arten haben also jeweils bevorzugte Strukturelemente.

Auf den britischen Inseln (BELL 1969) hat die Rohrammer in den letzten Jahren den Lebensraum der Goldammer zum Teil besiedelt. Ganz offensichtlich konkurrieren beide Arten zumindest in manchen Gebieten um die gleichen Strukturen. Über das genaue Konkurrenzsystem beider Arten können jedoch nur mehrjährige Studien an farbberingten Populationen Aufschluß bringen.

Unterschiedliche Präferenzen, die das oben entworfene Bild der Habitatstruktur widerspiegeln, ergeben sich beim Vegetationsraum. Bei der Goldammer nimmt der Vegetationsraum von innen nach außen, wie auch bei allen anderen untersuchten Arten ab. Die Rohrammer ist die einzige Art, bei der eine Zunahme von innen nach außen zu beobachten ist. Dies läßt sich mit der Bevorzugung von Schilf, Wasser und Streuwiesen im inneren Bereich und der Zunahme von Gebüschstrukturen nach außen hin erklären.

Die Habitatüberlappungswerte liegen nahe dem Durchschnitt aller Arten. Erwartungsgemäß werden die höchsten Werte beim Strukturelement Gebüsch erreicht, bei allen anderen Strukturelementen ist die Überlappung nur gering.

5.3 Überprüfung der Mittelwerte der Habitatstrukturanalyse

Einen Überblick über die Ergebnisse geben die Tab. 29 und 30. Die Strukturen der insgesamt 107 Einzelflächen finden sich im Anhang.

Bei 37 der insgesamt 50 zufällig gewählten Flächen entsprach die angetroffene Struktur nicht der Habitatstruktur der untersuchten Arten. Für diese Probeflächen wurde vor Beginn der Kartierung vorhergesagt, daß keine der untersuchten Arten vorkommt. Die Trefferquote der Vorhersage betrug in diesem Fall 100%, d. h. keine dieser Flächen, die auf Grund ihrer Habitatstruktur ungeeignet schien, war von einer der 11 untersuchten Arten besiedelt.

Für die anderen 70 Probeflächen wurde auf Grund ihrer Struktur, die $\pm 10\%$ mit der im Erdinger Moos gefundenen Habitatstruktur übereinstimmen mußte, festgelegt, welche Art zu erwarten ist. Für die Vorhersage, ob eine Art auf einer Probefläche vorkommt oder nicht, wurde die Übereinstimmung mit den Ergebnissen des Kreises mit dem Radius 30 m herangezogen. Der Schwerpunkt lag auf diesem Kreis, weil dessen Fläche bei allen 11 Arten in etwa der durchschnittlichen Reviergröße entspricht.

Nur in einem Fall (Quadrant 4, Nr. 9) wurde bei einer Begehung an Stelle der vorhergesagten Klappergrasmücke eine singende Mönchsgrasmücke angetroffen. In allen anderen Fällen wurde entweder die vorhergesagte Art oder keine der 11 Spezies angetroffen.

Die niedrigste Trefferquote (= Anzahl der 2- bzw. mehrfach auf einer Probefläche angetroffenen Paare geteilt durch die Anzahl der vorhergesagten Paare mal 100) findet sich beim Blaukehlchen (20%). Das Blaukehlchen gehört zu den seltensten Arten im Landkreis Freising (höchstens 2–3 Paare). Die bayerische Gesamtpopulation beträgt zwischen 400–800 Paaren (BEZZEL et al. 1980). Bei derart kleinen Populationen im Untersuchungsgebiet wird selbst die Besiedlung geeigneter Habitate von einer großen Zahl anderer, z. T. nicht direkt überprüfbarer Faktoren (z. B. im Überwinterungsgebiet) beeinflußt, daß kaum verlässliche Ergebnisse hergeleitet werden können.

Zwar bei weitem nicht so kraß, aber ähnlich liegen die Verhältnisse bei der Klappergrasmücke (29%). Diese Art hat zumindest im Landkreis Freising in den letzten Jahren erheblich abgenommen, ohne daß mir ein konkreter Grund dafür bekannt geworden ist. Möglicherweise liegt hier eine ähnliche Entwicklung vor wie bei der Dorngrasmücke, bei der die Abnahme durch negative Entwicklungen im Überwinterungsquartier hervorgerufen wurde.

Die Dorngrasmücke hat sich offensichtlich von ihrem Rückgang in den siebziger Jahren noch nicht wieder so erholt, daß sie sämtliche für sie geeigneten Habitate besiedeln würde. Die unter dem Durchschnitt liegende Trefferquote (67%) dürfte sich dadurch erklären, daß diese Art (noch?) nicht in der Lage ist, sämtliche potentiellen Habitate zu besiedeln.

Die ebenfalls vergleichsweise niedrige Trefferquote bei der Rohrammer (67%) ist darauf zurückzuführen, daß 2 der 6 Untersuchungsflächen abseits (15–20 km) vom Verbreitungsgebiet der Art im Landkreis Freising liegen und maximal nur 1–2 Paaren Platz geboten hätten. Zudem lagen diese beiden Flächen in waldreichen, gewässerarmen Gegenden. Beide Untersuchungsflächen, obwohl an sich für die Art geeignet, wurden möglicherweise von der Rohrammer nicht gefunden.

Die anderen Trefferquoten liegen zwischen 71% (Feldschwirl) und 100% (Teich-, Sumpffrohsänger, Rotkehlchen und Goldammer), der Durchschnitt aller 11 Arten be-

trägt 75%. Der Erwartungswert von 100% wird in 4 Fällen erreicht. Für die Abweichungen davon bieten sich – neben den oben diskutierten – folgende Erklärungen an:

- Die im Erdinger Moos gefundene Habitatstruktur entspricht zwar den Ansprüchen der Art, die Population im Untersuchungsgebiet ist jedoch zu klein, um jedes geeignete Habitat zu besiedeln (Klapper-, Dorngrasmücke, Blaukehlchen). Die Gründe für die geringe Stärke der Population dürften außerhalb des Untersuchungsgebietes zu suchen sein.
- Die im Erdinger Moos gefundene Habitatstruktur entspricht zwar den tatsächlichen Ansprüchen der Art, aber gewisse störende Faktoren, wie z. B. zu intensive Bewirtschaftung, zu große Störung durch Erholungssuchende, Straßen etc. verhindern eine Besiedlung durch die entsprechende Art.
- Die Art hat im Untersuchungsgebiet im Landkreis Freising zumindest z. T. andere Ansprüche an die Habitatstruktur als im Erdinger Moos. Die Mittelwerte würden dort z. B. etwas niedriger bzw. höher liegen als im Erdinger Moos. Dadurch ergeben sich dann niedrigere Trefferquoten.
- Die im Erdinger Moos ermittelten Werte sind für die Art ohne Bedeutung. Die gefundenen Trefferquoten ergaben sich rein zufällig.
- Die Differenz zum Erwartungswert ergibt sich aus Fehlern bei der Bestandsaufnahme, d. h. die Art wurde bei allen 4 Bestandsaufnahmen übersehen (z. B. durch ungünstige Witterungsbedingungen, ungünstige Zeit bei der Bestandsaufnahme etc.).

Der Einfluß von störenden Faktoren ist nur schwer abzuschätzen, da die Probeflächen nur viermal während der Brutzeit kontrolliert wurden und dadurch zwischenzeitliche Störungen unbemerkt blieben. Der Einfluß von Störungen wird allerdings bei der gegebenen Kenntnis des Gebietes als gering erachtet.

Gegen die Punkte 3 und 4 sprechen zumindest bei den Arten mit den hohen Trefferquoten die tatsächlichen Befunde. Dagegen, daß die Trefferquote mehr oder weniger zufälliger Natur ist, spricht vor allem auch, daß bei den 37 Flächen mit der Vorhersage „keine Art vorhanden“ eine Trefferquote von 100% erreicht wurde. Wenn sich die Trefferquote bei der Vorhersage, Art X vorhanden, zufällig ergeben hätte, ist es höchst unwahrscheinlich, daß bei der Negativvorhersage eine Trefferquote von 100% erreicht wurde.

Die Erwartungswerte (= vorhergesagte Zahl der besetzten Reviere) und die Befunde (tatsächlich gefundene Zahl der Reviere) unterscheiden sich nicht signifikant ($\chi^2 = 8,98$, $P \chi^2 = 0,47$), d. h. die Nullhypothese, daß der Erwartungswert und der Befund sich nicht unterscheiden, kann nicht verworfen werden. Befund und Erwartungswert sind positiv miteinander korreliert ($r = 0,57$, $p < 0,05$), d. h. je höher der Erwartungswert, um so höher liegt auch der Befund.

Ohne die Ergebnisse von Klappergrasmücke und Blaukehlchen, deren niedrige Trefferquoten auf andere Ursachen zurückgeführt werden, ergeben sich folgende Resultate: $\chi^2 = 2,21$ ($n = 9$); $r = 0,72$ $p < 0,01$. Auch in diesem Fall darf die Nullhypothese nicht verworfen werden. Die positive Korrelation zwischen den beiden Wertegruppen ist noch deutlicher.

Bei rein zufällig gefundenen Trefferquoten oder bei wesentlich abweichenden Habitatansprüchen im Landkreis Freising, hätte die Nullhypothese verworfen werden müssen und es hätte sich keine positive Korrelation zwischen Befund und Erwartungswert ergeben.

Der wesentliche Grund für eine Abweichung vom Erwartungswert dürfte durch die angewandte Kartierungsmethode bedingt sein. Die durchschnittliche Zeit für die Kontrolle einer Probestfläche betrug 5 Minuten. In Fällen, wo keine singenden Männchen verhört wurden, stieg die Kontrollzeit auf maximal 15 Minuten an. Nicht in jedem Fall konnte zur optimalen Zeit kontrolliert werden, so daß hierdurch das eine oder andere besetzte Revier nicht erfaßt wurde. Der Fehler kann, wie andere Untersuchungen gezeigt haben (Abschnitt 5.5.1), ohne weiteres 20% übersteigen. Dieser Fehler liegt in der gleichen Größenordnung, wie die durchschnittliche Abweichung vom Erwartungswert.

Die ermittelten Trefferquoten zeigen, daß die hier ermittelten Habitatstrukturen nicht nur im Erdinger Moos zutreffen, sondern auch auf andere Gebiete übertragbar sind und damit zumindest in gewissen Umfang zu verallgemeinern sind.

Die Varianzen der Mittelwerte der einzelnen Strukturelemente (Acker, Wirtschaftsgrünland, Gebüsch, Bäume, Sonstiges) wurden in Prozent von diesen Mittelwerten ausgedrückt (z. B. Dorngrasmücke, Gebüsch/30-m-Radius = 41%, $s^2 = 524,5$; s^2 geteilt durch den Mittelwert mal 100 ergibt in diesem Fall einen Wert von 1279%). Die nach diesem Verfahren errechneten Prozentwerte der untersuchten Strukturelemente wurden addiert und durch die Anzahl der berücksichtigten Strukturelemente geteilt. Der dabei ermittelte Wert kann als ein Maß für die Streuung der Daten gelten und in gewisser Weise auch als ein Maß für die Habitatnischenbreite angesehen werden. Zwischen diesen Werten und der Trefferquote in Prozent ergab sich keine Korrelation. Auch zwischen den entsprechenden Werten für die als bedeutsam angesehenen Strukturelemente und der Trefferquote ergab sich keine Korrelation.

Folgende Hypothese wurde in diesem Zusammenhang erwogen: Kleine Varianzwerte, ausgedrückt in Prozent des Mittelwertes entsprechen einer engen Habitatnische und ergeben hohe Trefferquoten. Je höher die spezifischen Ansprüche einer Art sind, um so höher muß auch die Trefferquote sein, wenn man ein Gebiet untersucht, welches exakt der gemessenen Habitatstruktur entspricht.

Eine andere Hypothese könnte entgegengesetzt folgendermaßen lauten: Die Trefferquote ist um so größer, je höher die Varianz und um so weiter damit die Habitatnische. Je weiter die Habitatnische, um so höher die Wahrscheinlichkeit die Art an verschiedenen Plätzen anzutreffen und um so größer ist auch die Trefferquote.

Das vorliegende Material liefert keinen Hinweis für die Richtigkeit einer oder beider Hypothesen.

Positiv miteinander korreliert sind jedoch die Trefferquote und die Häufigkeit der Arten in Bayern (nach BEZZEL et al. 1980): $r = 0,720$, $p < 0,01$ und die Trefferquote sowie die Häufigkeit der Paare im Untersuchungsgebiet und die Trefferquote: $r = 0,591$, $p < 0,05$.

Die Trefferquote steigt mit der Häufigkeit der Arten im Untersuchungsgebiet und auch im Land Bayern (wobei diese Häufigkeiten möglicherweise voneinander abhängen).

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die im Untersuchungsgebiet ermittelten Habitatstrukturen durchaus in gewissem Umfang übertragbar und damit für die einzelnen Arten in gewissem Ausmaß repräsentativ sind. Damit ist ein Schritt in Richtung von Vorhersagen über das Vorkommen einzelner Arten allein auf Grund der Kenntnis ihrer Habitatstruktur getan. In Zukunft können dann auch Fragen, warum eine Art in einem Gebiet vorkommt, besser untersucht werden (z. B. durch fehlende geeignete

Habitatstrukturen bedingt, oder andere Faktoren, wie z. B. Einflüsse im Überwinterungsgebiet).

5.4 Habitatüberlappungswerte

Die Unterschiede bei den drei verschiedenen angewendeten Methoden sind gering. Alle drei liefern Werte zwischen 0 (keine Überlappung möglich) und 1 (100% Überlappung möglich).

Zwischen den Werten der Methoden I und II besteht ein Zusammenhang (siehe Material & Methode). Wenn die Populationen der untersuchten Arten gleich groß sind (z. B. Dorn- und Mönchsgrasmücke), ergeben alle 3 Methoden identische Werte. Bei großen Unterschieden (Sumpfrohrsänger/Feldschwirl) differieren auch die Werte der Habitatüberlappung stärker.

Der Gesamtmittelwert aller Arten beträgt bei allen drei Methoden ca. ein Viertel (entspricht ca. 25% potentielle Überlappung). Deutlich überschritten wird dieser Wert nur bei drei Artenpaaren (Dorn-/Klapper-, Dorn-/Garten- und Klapper-/Garten-grasmücke). Dafür bieten sich folgende Erklärungen an:

- Die Trennung dieser Arten erfolgt nicht durch die Habitatstruktur, sondern durch eine unterschiedliche Nahrung. In der Literatur konnte hierfür kein Hinweis gefunden werden.
- Die Klappergrasmücke ist wesentlich kleiner („Taschenausgabe“ einer Grasmücke, HEINROTH 1966), als alle anderen untersuchten Grasmücken. Ihr Gewicht beträgt gemäß HEINROTH (1966) nur 12–13 g, dasjenige der Dorngrasmücke 16–17 g und diejenigen von Garten- und Mönchsgrasmücke ca. 20 g. Auch der Schnabel ist offensichtlich kürzer als bei den anderen Arten (Zusammenhang mit der Nahrungsgröße?), jedoch sind die mir bekannten Maße zu ungenau, um exakte Aussagen zu treffen. Dauerhafte Koexistenz ist bei warmblütigen Tieren erst dann zu erwarten, wenn sich ihre Körpergewichte mindestens um den Faktor 2,2 unterscheiden (REICHHOLF 1982). Die Gewichte von Klappergrasmücke auf der einen und Garten- bzw. Mönchsgrasmücke auf der anderen Seite differieren um den Faktor 1,5–1,7. Nur in Extremfällen dürfte die Differenz groß genug sein, daß Werte von 2 und darüber erreicht werden. Die Bedingung für Koexistenz ist also auf keinen Fall erfüllt; allerdings sollten die Gewichtsunterschiede bei einer Gesamtabwägung unbedingt mit berücksichtigt werden.
- Bei allen drei Artenpaaren treten die höchsten Überlappungswerte bei dem Strukturelement Gebüsch auf (0,4–0,7). Die Werte für die anderen Strukturelemente liegen speziell im 3-m-Radius, aber auch noch im 10-m-Radius im Bereich des Gesamtdurchschnittes von ca. 0,25.

Die hohen Werte beim Artenpaar Dorn-/Gartengrasmücke (0,6–0,7) sind darauf zurückzuführen, daß hier nicht die unterschiedliche Zusammensetzung der Gebüschstrukturen berücksichtigt wurde. Bei der Dorngrasmücke handelt es sich um Gebüsche in Verbindung mit offenen Strukturen (Wiesen, Streuwiesen, Äcker), bei der Gartengrasmücke um solche vorwiegend in Verbindung mit Baumstrukturen. Die wirkliche Überlappung ist bei der Berücksichtigung dieser Tatsache nur an der Grenzfläche Bäume/Gebüsch/Wiesen (Streuwiesen etc.) möglich.

Die Klappergrasmücke nimmt zwischen diesen beiden Arten eine Zwischenstellung ein. Einerseits scheint ein gewisser Anteil an offenen Strukturen notwendig, andererseits benötigt sie auch Baumstrukturen. Auf der einen Seite sind dies Elemente aus dem Lebensraum der Dorn-, auf der anderen solche aus dem Bereich der Gartengrasmücke. Diese doppelte Konkurrenz könnte mit ein Grund sein, warum die Art im Erdinger Moos und anderswo selten ist.

Das vorhandene Material läßt keine Aussage über den Wahrscheinlichkeitsgrad der einzelnen Hypothesen zu. Zudem ist noch zu berücksichtigen, daß es sich hier um eine Studie über die Habitatstruktur während der Brutzeit handelt. Über die Auswirkungen der während der Zugzeit aufgesuchten Habitate (BAIRLEIN 1981) und der im Überwinterungsgebiet wirkenden Faktoren kann hier keine Aussage getroffen werden. Bei einer Gesamtanalyse sind diese Parameter jedoch mit zu berücksichtigen.

Die hier berechneten Habitatüberlappungswerte geben nur die maximale potentielle Überlappung zwischen den Arten an. Die ermittelten Werte sind daher auch ein Maß für die potentiell mögliche Konkurrenz (gemeinsame Nutzung von Strukturen) und nicht unbedingt für tatsächliche Konkurrenz, welche in fast allen Fällen kleiner ist. So nutzen z. B. Teich- und Sumpfrohrsänger Schilfstrukturen, wobei aber der Teichrohrsänger in Schilfbeständen lebt, die im Wasser stehen, während der Sumpfrohrsänger in der Regel solche besiedelt, die außerhalb von Gewässern an Feuchstellen wachsen.

Vom 3-m- zum 100-m-Radius nehmen die Mittelwerte und auch die meisten Einzelergebnisse der Habitatüberlappungswerte zu. Im innersten Bereich ist die Trennung der Habitate am schärfsten. Dies ist auch der Bezirk, in dem sich die Individuen am häufigsten aufhalten. Nach außen hin nimmt offensichtlich die Toleranz gegenüber anderen Strukturelementen zu.

PIANKA (1974) fand bei seiner Studie über Echsen in Nordamerika, Südafrika und Australien bei der Nischenüberlappung (untersucht wurden Nahrungsgröße, Mikrohabitat und tageszeitliches Verteilungsmuster) durchschnittliche Werte zwischen 0,19 und 0,69. Mit der Artenzahl pro Gebiet nahm die durchschnittliche Überlappung bei den einzelnen Arten ab, die durchschnittliche totale Überlappung („average total niche overlap“) jedoch zu. Letzteres ist auf die Zunahme der diffusen Konkurrenz („diffuse competition“) zurückzuführen. Konkurriert eine Art mit vielen anderen, so müssen die Überlappungswerte im einzelnen niedriger liegen, als wenn die Art nur mit wenigen anderen konkurriert.

Ob dieser an Reptilien ermittelte Sachverhalt auch bei den Vogelarten im Untersuchungsgebiet auftritt, muß dahingestellt bleiben, denn es wurden nur wenige Arten aus dem Gesamtspektrum berücksichtigt. Allerdings ist zu vermuten, daß auch andere Arten (z. B. Vertreter der Gattungen *Phylloscopus*, *Hippolais* etc.) mit den untersuchten Arten konkurrieren und bei einer Gesamtabwägung mit berücksichtigt werden müssen.

5.5 Fehlerquellen

5.5.1 Bestandsaufnahme

Nachdem die Bestandserhebungen nicht Hauptaufgabe dieser Untersuchungen waren, soll hier nur ganz kurz auf die Methode und die Fehlerquellen eingegangen wer-

den. Eine umfassende Diskussion der einzelnen Methoden findet sich bei BERTHOLD (1976).

In der Regel wird speziell bei Siedlungsdichte-Untersuchungen mehr Zeit pro Hektar bei den Erhebungen aufgewendet. Dabei handelt es sich aber um die Erfassung des Gesamtbestandes (alle Vogelarten des Gebietes) und nicht um die Zählung einzelner Arten. Zudem konnte auf Grund der guten Kenntnis des Untersuchungsgebietes auf die intensive Kontrolle großer Flächen verzichtet werden, da von früheren Jahren bekannt war, daß die gesuchten Arten dort nicht vorkommen (Bestandsaufnahmen werden seit 1973 durchgeführt). Bei intensiveren Kontrollen hätte aber, besonders bei den häufigeren Arten, eine höhere Siedlungsdichte ermittelt werden können.

Für eine der untersuchten Arten (Sumpfrohrsänger) ermittelte KASPAREK in REICHOLF-RIEHM (1976) bei 5 Kontrollen durchschnittlich 7,8 singende Männchen. Bei der Nestersuche ergab sich dann ein Gesamtbestand von 10 Paaren. In dieser Größenordnung dürfte auch bei dieser Untersuchung der Fehler liegen.

5.5.2 Habitatstrukturanalyse

Die getroffene Einteilung in vier (TR, SR, FS) bzw. fünf (restl. Arten) verschiedene Strukturelemente und bei Bedarf weitere Unterteilung von S, ist noch relativ grob.

So handelt es sich bei den A-Flächen um Bereiche mit z. T. sehr unterschiedlicher Struktur, Vegetationshöhe und Bewirtschaftungsgrad. Auch ihre Veränderlichkeit während der Brutzeit wurde nicht mit berücksichtigt (z. B. Maisäcker). Bei den anderen Strukturelementen ist die Variabilität nicht so groß aber immer noch beträchtlich (z. B. Fichtenmonokultur und Laubwald wurden beide unter B geführt). Zukünftige Untersuchungen müssen zeigen, ob eine feinere Analyse genauere und neue Erkenntnisse bringt.

Nur am Rande berücksichtigt wurde bei dieser Untersuchung die Heterogenität der Vegetation („patchiness“). KARR (1980) und LEISLER (1981) betonen, daß dies ein bedeutsames Habitatmerkmal ist. Auf die Bedeutung der zeitlichen Heterogenität („patchiness in time“) wurde im Fall der schilfbewohnenden Arten mehrfach eingegangen. Fast nicht berücksichtigt wurde die räumliche Heterogenität („patchiness in space“). Bei vielen Arten spielt die Verteilung der Vegetation (z. B. der Wechsel von Gebüsch und Freiflächen) eine große Rolle. LEISLER (1981) betont, daß keine geeignete Meßmethode vorhanden ist.

Eine Möglichkeit, dies wenigstens annähernd zu berücksichtigen, wäre folgende: Man zählt die Anzahl der Flächen, auf die sich das gemessene Merkmal verteilt. Je größer die ermittelte Zahl, um so größer die „patchiness“. Allerdings dürfte diese Methode nur erste Anhaltspunkte für die Bedeutung dieses Merkmals bringen.

Orographische Faktoren wurden nahezu nicht berücksichtigt, obwohl sie durchaus eine Rolle spielen könnten (z. B. Blaukehlchen, Bedeutung von Gräben).

Eine der Hauptfehlerquellen besteht darin, daß Reviere nicht immer rund sind. Die auf Grund von Literaturdaten errechnete, durchschnittliche Reviergröße liegt im Bereich der von den 30- und 60-m-Radien umzeichneten Flächen (0,3–1,1 ha). Drei ha (100-m-Radius) werden kaum erreicht. Der maximale Fehler kann bei folgender Situation eintreten: Eine Rohrammer besiedelt einen, mit Randstreifen 10 m breiten Entwässerungsgraben in einer Länge von 200 m (entspricht 2000 m² Reviergröße). Daran anschließend befinden sich Maisäcker, die von der Rohrammer gemieden wer-

den. Das Revier besteht demnach nur aus dem Strukturelement Sonstiges (Entwässerungsgraben), gemessen werden bei dieser Methode auch Ackerflächen. Der Anteil an Sonstiges beträgt dann im 3-m-Radius 100%, im 10-m-Radius 60%, im 30-m-Radius 20% und im 60- und 100-m-Radius nur noch 10%. Der Anteil an Sonstiges im Revier der Rohammer beträgt aber in diesem Fall 100%. Der Fehler liegt demnach zwischen 0 und 90%. Solche Fälle sind allerdings sehr selten. Der durchschnittliche Fehler übersteigt, wie Stichproben, Schätzungen und gelegentliche Untersuchungen der ungefähren Revierformen ergeben haben 10 bis 20% nicht.

5.5.3 Überprüfung der Mittelwerte

Eine Überprüfung von Ergebnissen durch den Autor birgt immer die Gefahr einer subjektiven Beurteilung, d. h. eine Beeinflussung dadurch, daß man seine eigenen Ergebnisse bestätigt sehen möchte. Hinzu kommt, daß mir das neue Untersuchungsgebiet im Landkreis Freising bekannt war. Die Hälfte der Quadranten und über die Hälfte der Einzelflächen wurde auf Grund ihrer bekannten Struktur gewählt. Nachdem die Struktur bekannt war, war auch die Avifauna zumindest in groben Zügen bereits bekannt. Ein unbewußter Einfluß dieses Wissens auf die Auswahl der Flächen ist nicht mit absoluter Sicherheit auszuschließen.

Trotzdem wird diese mögliche Beeinflussung als gering erachtet, denn wie aus Tab. 30 hervorgeht, beträgt die Trefferquote bei zufällig ausgewählten Flächen 94% im Gegensatz zu 70% bei den gezielt ausgewählten Flächen. Bei einer Beeinflussung in obigem Sinne hätten die Verhältnisse umgekehrt liegen müssen.

Dadurch, daß mir das Untersuchungsgebiet bereits bekannt war, ist auch der Erfassungsgrad besser, als bei der Bearbeitung eines unbekanntes Untersuchungsgebietes durch einen ortsunkundigen Ornithologen.

5.6 Gesamtbetrachtung

Wie in der Einleitung bereits kurz geschildert, hat das Habitatkonzept verschiedene Stadien durchlaufen. Zur qualitativen und quantitativen Beschreibung von Habitaten standen bisher verschiedene Methoden zur Verfügung. EMLEN (1956) schlägt vor, folgende Parameter zu messen:

1. Vegetation, Unterteilung in verschiedene Schichten, für jede Schicht wird ermittelt:
 - a) Höhe der oberen Grenze in Meter
 - b) Höhe der unteren Grenze in Meter
 - c) die Lichtdurchlässigkeit an der oberen Grenze
 - d) die Lichtdurchlässigkeit in der Mitte der Vegetation, unterschieden werden insgesamt 9 Stufen von „wenig“ bis „viel“
 - e) Zweigttyp, 6 Kategorien, z. B. wenig steile Äste
 - f) Bedeckungsgrad mit Vegetationseinheiten in Prozent der Oberfläche
 - g) Verteilung der Pflanzen, 6 Kategorien, z. B. zufallsverteilt, oder in kleinen Gruppen vorkommend
2. Boden:
 - a) Bodenneigung

- b) Grundwasser: trocken – feucht – stehendes Wasser
 - c) Bodentyp (8 Kategorien, z. B. Fels) und Farbe (6 Kategorien)
3. Spezielle Charakteristika:
- a) Gewässertypen, 7 Kategorien, z. B. See; Fluß etc.
 - b) kahle unbedeckte Bereiche, z. B. Pfade, Straßen etc.
 - c) Gebäude und andere anthropogene Strukturen, z. B. Zäune, Stromleitungen etc.

Sehr ähnlich, z. T. noch detaillierter ist der Vorschlag von HABER (1963). Unter anderen werden hier noch folgende Parameter erfaßt: Bewirtschaftungsweise bei Kulturland, Störungen durch den Menschen, genaue Bodenbeschaffenheit (Einteilung nach Korngrößen) und der Verschmutzungsgrad der Gewässer.

Beide Methoden liefern umfangreiche und genaue Habitatbeschreibungen. Die hier geschilderte Methode baut teilweise auf beiden auf. Der Nachteil der beiden oben geschilderten Methoden liegt darin, daß sie zum einen noch viel subjektive Beurteilungen enthalten (z. B. wenig oder viele steile Äste) und zum anderen keine Angaben über die Flächen, innerhalb deren man zu messen hat, gegeben werden. EMLEN (1956) gibt zwar die Empfehlung, daß eine Habitateinheit mit dem Territorium bzw. Aktionsbereich eines Individuums oder Paares zusammenfallen soll, aber dieser Bereich ist in der Regel schwer abzuschätzen. Die hier geschilderte Methode hat, durch die Wahl von konzentrischen Kreisen um das Aktivitätszentrum, diesen Nachteil nicht. Die Radien der Kreise sind an die Verhältnisse der jeweils untersuchten Art problemlos anzupassen. Damit ist die Methode nahezu universell anwendbar.

Bei einer weiteren Methode zur Beschreibung von Habitaten (MACARTHUR 1958 und 1961, CODY 1974 und 1978, in letzter Zeit von LEISLER 1981 umfassend verwendet) wird die Sichtweite in der Horizontalen gemessen. LEISLER (1981) verwendete einen schachbrettartig gemusterten Karton (30×30 cm) und maß die Entfernung, in der der Karton halb verdeckt war in verschiedenen Höhen in der Vegetation. Dadurch erhält man ein Vegetationsprofil (y-Achse = Vegetationshöhe, x-Achse = horizontale Vegetationsdichte = 1/Sichtweite in m).

Die horizontale Vegetationsdichte ist ein typischer Summenparameter, in den folgende Strukturelemente eingehen: Halmdichte und -dicke, Beblätterungsart, Blattform und -zahl sowie auch der Verzweigungsgrad. Es ist allerdings nicht abschätzbar, in welchem Umfang die einzelnen Parameter in die Messung einfließen. Ein wesentlicher Nachteil dieser Methode ist, daß keine flächenbezogenen Daten, wie sie häufig für Fragen des Artenschutzes wichtig sind, erhalten werden und die Daten in der feldornithologischen Praxis schwer verwendbar sind. Sie liefert allerdings, speziell dann, wenn sie, wie bei LEISLER (1981) geschehen, durch andere Parameter ergänzt wird, Daten, mit denen sich die Habitattrennung einfach und genau errechnen läßt.

Bevor eine Abschätzung getroffen wird, welche Methode für welche Fragestellung verwendet werden kann, soll hier die Frage nach den Faktoren gestellt werden, die die Habitatwahl der Vögel beeinflussen. HILDEN (1965) unterscheidet in seiner Übersicht über die Habitatwahl bei Vögeln zwischen „proximate (nächstliegende, unmittelbare) factors“ und „ultimate (letztendliche, End-)factors“

Ein Brutplatz wird von einer Art dann gewählt, wenn die davon ausgehenden Stimuli – und zwar die unmittelbaren Faktoren – eine gewisse Schwelle überschreiten, die von der Motivation des Vogels bestimmt wird. Zu diesen unmittelbaren Faktoren zählt HILDEN (1965) Stimuli der Landschaft und des Areals, also solche allgemeinen

Faktoren wie offene oder geschlossene Landschaft, flach oder hügelig, und Stimuli, die von geeigneten Nist-, Gesangs-, Beobachtungs-, Nahrungs- und Trinkplätzen (zu ergänzen wären noch Badeplätze). Die Nahrung scheint bei vielen Arten keinen unmittelbaren Einfluß auf die Habitatwahl auszuüben. Nur bei Arten mit sehr spezieller Nahrung, wie z. B. bei Kreuzschnäbeln und einigen Eulen (Feldmausgradation) hat die Nahrung einen unmittelbaren Einfluß auf die Habitatselektion.

Weitere unmittelbare Faktoren sind Stimuli, die von anderen Tieren ausgehen, z. B. ob schon Artgenossen vorhanden sind oder nicht und eine Anzahl von negativen Charakteristika, wie z. B. Feinde, zu hohe Siedlungsdichte, Lärm, Störungen etc. Durch diese negativen Charakteristika wird die Tendenz, ein geeignetes Habitat zu besiedeln deutlich verringert oder unterbunden.

„Ultimate factors“ sind nach HILDEN die Nahrung, deren Einfluß allerdings als nicht sehr groß erachtet wird, strukturelle und funktionelle Charakteristika des Habitates, die durch Fortbewegungsweise und typische Verhaltensweisen (z. B. Beuteerwerb, Balz, Nestbau etc.) bestimmt werden sowie der Schutz, der durch die charakteristische Struktur vor Wettereinflüssen und Feinden geboten wird.

HILDEN (1965) verdeutlicht den Einfluß von proximativen und ultimativen Faktoren am Beispiel der Habitatwahl beim Kiebitz. Die braune Farbe einer Wiese (prox. Faktor) dient dem Kiebitz als guter Indikator für einen geeigneten Brutplatz mit den benötigten ultimativen Faktoren, wie z. B. niedrige, nicht zu dichte Grasvegetation. Die unmittelbaren Faktoren führen den Vogel zu einer Umwelt, die seinen ökologischen Ansprüchen (Endfaktoren) genügt.

Um die Leistungsfähigkeit der einzelnen Methoden beurteilen zu können, muß man vergleichen, inwieweit sie die wesentlichen Faktoren berücksichtigen.

Bei der Messung der horizontalen Vegetationsdichte wird nur ein Teil der Stimuli der Landschaft und des Areals gemessen sowie einige funktionelle Merkmale des Habitates. Andere Faktoren bleiben unberücksichtigt.

Die Methoden von EMLÉN (1956) und HABER (1963) sowie die hier geschilderte berücksichtigen die von Landschaft und Areal ausgehenden Stimuli wesentlich ausführlicher. Darüber hinaus wird auch ein erheblicher Teil anderer Faktoren, wie z. B. Halmdicke und -dichte, die zur Anlage des Nestes, aber auch für die Fortbewegung eine Rolle spielen, mit einbezogen.

Allen hier geschilderten Methoden ist gemeinsam, daß sie den Faktor Nahrung unberücksichtigt lassen. Auch die vertikale Vegetationsdichte, ein Maß für den Schutz vor ungünstigen Witterungseinflüssen und vor Luftfeinden wird damit kaum erfaßt.

Die Messung der horizontalen Vegetationsdichte (und anderer Parameter, LEISLER 1981) ermöglicht eine Ermittlung der Habitattrennung und gegebenenfalls der Habitatüberlappung mit vergleichsweise geringem Aufwand. Bei der hier beschriebenen Methode ist der Zeitaufwand wesentlich größer, wenn nur die Habitattrennung untersucht werden soll, ohne daß erkennbar genauere Resultate erzielt werden können. Für diese Fragestellung ist daher die von LEISLER (1981) verwendete Methode im Vorteil.

Für Fragestellungen, die eine möglichst genaue Habitatbeschreibung verlangen, bei denen Probleme des Biotopmanagements und des Artenschutzes im Vordergrund stehen, ist es angezeigt, die hier geschilderte Methode zu verwenden. Sie ist, wie auch die Messung der Vegetationsdichte, ortsunabhängig, bei allen revierbesitzenden Vogelarten anwendbar und beliebig (bei steigendem Zeitaufwand) verfeinerbar. Das Strukturelement Acker kann z. B. ohne weiteres in entsprechende Untereinheiten – je nach

Nutzungsweise – zerlegt werden. Gleiches gilt auch für die anderen Strukturelemente. Auch die Radien können der entsprechenden Reviergröße angepaßt werden.

Ein wesentlicher Vorteil dieser Methode besteht darin, daß die Ergebnisse relativ leicht in anderen Untersuchungsgebieten überprüft werden können. Damit kann nicht nur die Übertragbarkeit der Daten auf andere Gebiete überprüft werden, sondern es können auch in gewissem Umfang Vorhersagen getroffen werden, ob eine Art ein Gebiet besiedeln kann oder nicht.

Damit ist, wie oben bereits ausgeführt, ein Schritt in die Richtung zur Aufstellung allgemeiner Beziehungen zwischen dem Vorkommen einzelner Arten und der Habitatstruktur möglich. Allerdings sind wir in diesem Bereich noch weit davon entfernt, falls man in diesem komplexen Sektor je so weit kommt, solch allgemeine Beziehungen, wie sie z. B. die Arten-Areal-Beziehung (REICHHOLF 1980) repräsentiert, aufzustellen.

Die Frage, die sich bei einer Gesamtbetrachtung noch aufdrängt, ist folgende: Inwieweit sind die Verhältnisse während der Brutzeit maßgeblich für die ökologische Trennung der Arten (Konkurrenzausschlußprinzip, HARDIN 1960).

Die beiden Arten Teich- und Sumpfrohrsänger kommen im Laufe des Mai im Brutgebiet an und verlassen es im August wieder (SPRINGER 1960). In diesen 3–3,5 Monaten erledigen sie ihr Brutgeschäft und nur für diesen Zeitraum gelten die hier aufgeführten Daten.

Ca. 4–6 Wochen im Jahr ziehen beide Arten von Europa nach Afrika und retour. Ca. 7–9 Monate, also wesentlich länger als im Brutgebiet, halten sie sich im Überwinterungsgebiet auf (CURRY-LINDAHL 1981).

Im Brutgebiet erfolgt die Aufzucht der Jungen; hier kommt auch die größte Populationsstärke zustande. Im Brutgebiet wird während der Fütterungsperiode und der anschließenden Phase der Depotfettanlage der höchste Nahrungsbedarf erreicht. Die Brutperiode ist für viele Arten der Zeitraum mit der geringsten Mobilität. Bei Störungen durch den Menschen oder Feinde bzw. in Schlechtwetterperioden ist der Vogel gezwungen, wenn er nicht die Brut aufgeben will, in seinem Revier zu bleiben. Während der Zugperiode, aber auch im Überwinterungsquartier, können die Vögel sehr viel besser und ohne größere Nachteile in Kauf zu nehmen, ungünstigen Bedingungen ausweichen.

Die Brutperiode ist also ein Zeitraum, der verbunden ist mit einer Vielzahl von Risiken und Engpässen (Nahrung, Anzahl der vorhandenen Reviere) und stellt somit einen bedeutenden Angriffspunkt der Selektion dar.

Andererseits halten sich Teich- und Sumpfrohrsänger bedeutend länger im Überwinterungsquartier auf. Die Situation dort ist gekennzeichnet durch eine höhere Artenzahl – neben den palaearktischen *Acrocephalus*-Arten kommen auch noch afrikanische Arten vor. Hinzu kommt noch eine Anzahl von Arten anderer Gattungen (z. B. *Cisticola*). Viele dieser Arten brüten noch dazu in dieser Zeit (MACKWORTH-PRÆD & GRANT 1960). Mit diesen Verhältnissen müssen die überwinternden Teich- und Sumpfrohrsänger fertig werden. Sie müssen sich auch in Afrika, auf noch unbekannte Weise, in das System der miteinander konkurrierenden Arten einpassen.

Angaben zum Habitat dieser Arten finden sich bei LEISLER (1981): „Nicht unähnlich dem europäischen.“

Gegen den Fall, daß die afrikanischen Verhältnisse allein für die Trennung der Arten verantwortlich sind, spricht schon die scharfe Trennung der Arten im Brutgebiet. Die

Reproduktionsphase ist offensichtlich so wichtig, daß zumindest hier eine scharfe Trennung der Arten stattfindet.

Ähnliches gilt auch für fast alle anderen untersuchten Arten. Die einzigen, im Untersuchungsgebiet überwinterten Arten sind Goldammer und z. T. Rotkehlchen und Rohrammer. Alle anderen Arten ziehen bis mindestens ins Mittelmeergebiet, meistens jedoch in die afrotropische Region (CURRY-LINDAHL 1981).

Ein weiterer Punkt, der bei dieser Gesamtbetrachtung zumindest gestreift werden sollte, ist die Frage nach den Nahrungsnischen der Arten. Eine grobe Übersicht über die Nahrung gibt NIETHAMMER (1937).

Ohne Zweifel wird die genutzte Nahrung durch die vorhandene Habitatstruktur wesentlich beeinflußt. Ein Lebensraum von einer bestimmten Struktur und Vegetation liefert ein bestimmtes, beschränktes Nahrungsspektrum. Die Nahrungsnische ist also in einem gewissen Umfang von der Habitatnische vorbestimmt. Die Trennung in diesem Bereich muß – falls überhaupt nötig – in einem feineren Bereich stattfinden, als bei der Habitatnische. Nichtsdestotrotz spielt auch dieser Faktor eine wesentliche Rolle bei der Trennung der Arten (CODY 1974).

Insgesamt betrachtet ist auch diese Studie nur eine Annäherung an die ökologische Situation der untersuchten Arten. Die vielen aufgeworfenen Fragen haben gezeigt, wie weit wir noch von einer umfassenden Beurteilung entfernt sind.

Zusammenfassung

1. Auf einer 23 km² großen, vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Fläche (40% Acker, 33% Wirtschaftsgrünland) im nordöstlichen Erdinger Moos wurden 1979, 1981 und 1982 von folgenden Singvogelarten (Passeriformes) die Anzahl der Paare (in Klammern) ermittelt: Teichrohrsänger, *Acrocephalus scirpaceus*, (55), Sumpfrohrsänger, *A. palustris*, (262), Feldschwirl, *Locustella naevia* (29), Dorngrasmücke, *Sylvia communis*, (48), Klappergrasmücke, *S. curruca*, (13), Gartengrasmücke, *S. borin*, (27), Mönchsgrasmücke, *S. atricapilla*, (46), Rotkehlchen, *Erithacus rubecula*, (56), Blaukehlchen, *Cyanosylvia svecica* (41), Goldammer, *Emberiza citrinella* (117) und Rohrammer, *E. schoeniclus* (55).

2. Um das Aktivitätszentrum der einzelnen Paare wurden Kreise mit den Radien 3; 10; 30; 60 und 100 m gezogen. Innerhalb dieser Flächen wurden die Prozentsätze der verschiedenen Bodennutzungsarten und der Vegetationsstrukturen bestimmt. Bei den Grasmücken sowie bei Rot- und Blaukehlchen wurden zusätzlich noch die Prozentanteile der Vegetationseinheiten unter Gebüsch und Bäumen bestimmt. Bei jeder Art wurden Vegetationshöhe und Vegetationsraum, Verzweigungsgrad und Astneigungswinkel ermittelt. Bei Teich-, Sumpfrohrsänger, Feldschwirl, Rot- und Blaukehlchen wurde zusätzlich noch die Halmdichte pro m², bei Teich-, Sumpfrohrsänger und Feldschwirl auch noch die Halmdicke bestimmt.

3. Für jede Art wurden bei der Mehrzahl der untersuchten Parameter deutliche Präferenzen festgestellt. Die nahe verwandten Arten wurden miteinander verglichen und es wurde untersucht, inwieweit sich ihre Habitate unterscheiden. Teich- und Sumpfrohrsänger sind am besten durch folgende Strukturelemente getrennt: Teichrohrsänger mehr Schilf und offene Wasserflächen, Sumpfrohrsänger mehr Gebüsch, Brennesseln und Hochstauden. Der Feldschwirl bevorzugt ein Mosaik aus Gebüsch, Streuwiesen und Schilf; von vorigen Arten ist er besonders durch das Strukturelement Streuwiesen getrennt. Bei den 4 Grasmücken nimmt der Vegetationsraum von der Dorn- über Klapper- und Garten- zur Mönchsgrasmücke zu. Die Dorngrasmücke meidet Baumstrukturen und bevorzugt ein Habitat mit offenen Bereichen (Wirtschaftsgrünland, Streuwiesen) und geschlossenen Strukturen wie Gebüsch. Das Habitat der Klappergrasmücke ist

durch mehr Bäume und weniger offene Flächen gekennzeichnet. Der höchste Anteil an Gebüsch, kombiniert mit einem bedeutenden Anteil an Bäumen findet sich bei der Gartengrasmücke. Die Mönchsgrasmücke ist die eigentliche Waldgrasmücke. Garten- und Mönchsgrasmücke haben kaum offene Strukturen in ihren Habitaten. Die Mönchsgrasmücke bevorzugt die Wipfelregion als Aufenthaltsort, die Gartengrasmücke die untere Region (Gebüsch). Rot- und Blaukehlchen sind wie folgt getrennt: Das Rotkehlchen bevorzugt mehr Bäume, das Blaukehlchen feuchte Bereiche mit Streuwiesenvegetation und Wasser sowie Gebüschstrukturen (häufig in Wasser stehend). Die Goldammer zeigt für keines der untersuchten Strukturelemente eine eindeutige Präferenz. Gebüsch- und Baumstrukturen in Verbindung mit offenen Flächen (Wirtschaftsgrünland, Streuwiesen, Äcker) sind jedoch charakteristisch. Die Rohrammer bevorzugt feuchte Standorte mit Schilf- und Streuwiesenvegetation sowie Gebüschflächen in der Nähe von Wasser.

4. Nach verschiedenen Methoden wurde die Habitatüberlappung zwischen den Arten einer Gattung berechnet. Werte zwischen 0 (keine Überlappung) und 1 (100% Überlappung) waren möglich. Der Gesamtdurchschnitt der potentiellen Habitatüberlappung aller 11 Arten betrug je nach Methode zwischen 0,24 (24%) und 0,28 (28%).

5. In anderen Untersuchungsgebieten (Tertiär-Hügelland, Ampertal, Isarauen, Freisinger Moos) wurden die ermittelten Ergebnisse der Habitatstruktur überprüft. Auf 107 Einzelflächen wurden die Vegetationsstrukturen festgestellt und auf Grund dessen festgelegt, welche der 11 Arten, bzw. ob keine der 11 Arten zu erwarten war. 50 Flächen wurden zufällig, 57 Flächen gezielt ausgewählt. Die Trefferquote (bei 4 Kontrollen zweimaliges Antreffen der vorhergesagten Art) betrug bei den zufällig gewählten Flächen 94%, bei den gezielt gewählten 70%. Es konnte damit gezeigt werden, daß die in einem Gebiet ermittelten Ergebnisse auf andere Untersuchungsgebiete übertragbar sind und daß mit der hier verwendeten Methode Ergebnisse erzielt werden können, die eine Vorhersage über das Vorkommen der Arten in anderen Gebieten ermöglichen.

6. Verschiedene Methoden zur Untersuchung der Habitatstruktur wurden verglichen. Die hier geschilderte eignet sich zur genaueren Beschreibung von Habitaten und zur Erarbeitung von Vorhersagen.

Summary

Habitat Structure Analysis in Some European Species of Passerine Birds During the Breeding Season

1. On a 23 km² large area, mainly farmland (40% fields, 33% grassland) in the northeastern part of the Erdinger Moos near Munich (a mostly drained swamp) the number of pairs (numbers in brackets) of the following species have been censused in the years 1979, 1981 and 1982: Reed Warbler, *Acrocephalus scirpaceus*, (55), Marsh Warbler, *Acrocephalus palustris*, (262), Grasshopper Warbler, *Locustella naevia*, (29), Whitethroat, *Sylvia communis*, (48), Lesser Whitethroat, *Sylvia curruca*, (13), Garden Warbler, *Sylvia borin*, (27), Blackcap, *Sylvia atricapilla*, (46), Robin, *Erithacus rubecula*, (56), Bluethroat, *Cyanosylvia svecica*, (41), Yellow hammer, *Emberiza citrinella*, (117) und Reed Bunting, *Emberiza schoeniclus*, (55).

2. Around the centre of activity of the pairs, circles with the radii 3; 10; 30; 60 and 100 m have been drawn. Within these areas the percentages of the different types of land using and of the structures of vegetation have been evaluated. In the genus *Sylvia*, the Robin and the Bluethroat the percentage of the different types of vegetation under bushes and trees was also evaluated. For each species the height and the space of vegetation, the numbers of branchings and the angle of twigs was measured. For Reed and Marsh Warbler, Grasshopper Warbler, Robin and Bluethroat the density of shoots per m² was measured, for Reed and Marsh Warbler and Grasshopper Warbler also the diameter of the shoots was evaluated.

3. For every species preferences for different parameters have been found. The closely related species have been compared together and it was investigated how their habitats differ.

Reed and Marsh Warbler are separated mostly by the following structures: Reed Warbler more reed and open areas with water, Marsh Warbler more bushes, stinging nettles and low shrubs. The Grasshopper Warbler prefers a mosaic with bushes, wet grassland and reed. The Grasshopper Warbler is best separated from the Reed and Marsh Warbler by the structural element wet grassland.

In the genus *Sylvia* the space of vegetation increases from the Whitethroat over the Lesser Whitethroat and the Garden Warbler to the Blackcap. The Whitethroat avoids tree structures and prefers a habitat with open areas (grassland or wet grassland) and closed structures like bushes. The habitat of the Lesser Whitethroat is characterized by more trees and less open areas. The highest percentage of bushes, combined with an important part of trees is found in the habitat of the Garden Warbler. The Blackcap is the true warbler of the woodlands. Garden Warbler and Blackcap do not prefer very much open areas in their habitats. The Blackcap prefers the top of the trees, the Garden Warbler the lower regions (bushes).

Robin and Bluethroat are separated as follows: The Robin prefers more trees, the Bluethroat moist areas with the vegetation of wet grassland, water and bushes (often growing in water).

The Yellowhammer shows no significant preference for one of the investigated parameters. But bush and tree structures in connexion with open areas (grassland, fields and wet grassland) are characteristic. The Reed Bunting prefers moist areas with reed and wet grassland and areas with bushes near water.

4. The habitat overlap was evaluated within the species of one genus with different methods. Values between 0 (no overlap) and 1 (100% overlap) have been possible. The average of the potential habitat overlap of all 11 species values – dependent on the method – ranges between 0,24 and 0,28.

5. In other areas (Tertiär Hügelland, Ampertal, Isarauen, Freisinger Moos) the results of the habitat structure have been reexamined. On 107 test areas the structure of the vegetation has been ascertained. Based on these ascertained percentages of the structures of the vegetation it was predicted, which of the 11 species or none of them should breed there. 50 test areas have been chosen by chance, 57 test areas were selected with respect to their structure.

The quota of hits (finding the predicted species twice within 4 censuses = one hit) amounts to 94% on the randomly chosen test areas and 70% on the preselected test areas.

It could be shown, that results found in one area can be transferred to other test areas and that one can gain results with the method described here, which allow predictions on the occurrence of species in other areas.

6. Different methods available for the investigation of the habitat structures have been compared. The method, which is used here, is fit for getting a more precise description of habitats and it can work out predictions about the chance of an occurrence of the breeding bird species tested there.

Danksagung

Die vorliegende Dissertation wurde im Fach Zoologie an der Ludwig-Maximilians-Universität angefertigt. Ich danke Herrn Priv.-Doz. Dr. habil. E. J. FITTKAU, Direktor der Zoologischen Staatssammlung in München, für die Themenstellung, Betreuung und Prüfung der Arbeit. Herrn Prof. Dr. J. JACOBS danke ich für seine Unterstützung und das Mitvertreten der Arbeit vor der Fakultät als Gutachter.

Herrn Dr. J. REICHHOLF, Zoologische Staatssammlung in München, bin ich zu besonderem Dank für die umfassende Förderung der Arbeit sowie für viele wichtige Anregungen und Hinweise verpflichtet.

Literatur

- ANDREWARTHA, H. G. (1971): Introduction to the study of animal populations. Chicago, The University of Chicago Press.
- BAIRLEIN, F. (1978): Über die Biologie einer südwestdeutschen Population der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*). J. Orn. 119: 14–51.
- — (1981): Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln. Ökologie der Vögel 3: 7–137.
- BAIRLEIN, F., P. BERTHOLD, U. QUERNER & R. SCHLENKER (1980): Die Brutbiologie der Grasmücken *Sylvia atricapilla*, *borin*, *communis* und *curruca* in Mittel- und Nordeuropa. J. Orn. 121: 325–369.
- BELL, B. D. (1969): Some thoughts on the apparent ecological expansion of the Reed Bunting. Brit. Birds 62: 209–218.
- BERNDT, R. & W. WINKEL (1977): Glossar für Ornitho-Ökologie. Vogelwelt 98: 161–192.
- — (1983): Öko-ornithologisches Glossarium. Vogelwelt – Beiheft 3.
- BERTHOLD, P. (1972): Über Rückgangerscheinungen und deren mögliche Ursachen bei Singvögeln. Vogelwelt 93: 216–226.
- — (1973): Über den starken Rückgang der Dorngrasmücke *Sylvia communis* und anderer Singvogelarten im westlichen Europa. J. Orn. 114: 348–360.
- — (1974): Die gegenwärtige Bestandsentwicklung der Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) und anderer Singvogelarten im westlichen Europa bis 1973. Vogelwelt 95: 170–183.
- — (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. J. Orn. 117: 1–69.
- — (1978): Brutbiologische Studien an Grasmücken: Über die Mönchsgrasmücke im Fichten *Picea abies* Wald. J. Orn. 119: 287–297.
- BERTHOLD, P., E. BEZZEL & G. THIELCKE (1980): Praktische Vogelkunde. Greven, Kilda Verlag.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart, Ulmer Verlag.
- BEZZEL, E. & F. LECHNER (1976): Die Brutvögel des Erdinger Mooses. Garm. Vogelk. Berichte 1: 1–21.
- BEZZEL, E., F. LECHNER & H. RANFTL (1980): Arbeitsatlas der Brutvögel Bayerns. Themen der Zeit Nr. 4. Greven, Kilda Verlag.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Verbreitung der Vögel im südlichen Bergischen Land – Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 12. Greven, Kilda Verlag.
- BLASCZYK, P. (1963): Das Weißsternige Blaukehlchen *Luscinia svecica cyanecula* als Kulturfolger in der gebüschlosen Ackermarsch. J. Orn. 104: 168–181.
- BLUMEL, H. (1981): Die Rohrammer. Neue Brehm-Bücherei 544. Wittenberg, Ziemsen Verlag.
- CODY, M. L. (1974): Competition and structure of bird communities. Pop. Ecol. Series 7. Princeton, N. J., Princeton Univ. Press.
- — (1978): Habitat selection and interspecific territoriality among the Sylvid warblers of England and Sweden. Ecol. Monogr. 48: 351–396.
- COLWELL, R. & D. J. FUTUYMA (1971): On the measurement of niche breadth and overlap. Ecology 52: 567–576.
- CURRY-LINDAHL, K. (1981): Bird migration in Africa. London, Academic Press.
- DATHE, H. (1962): Zur Nistökologie des Sumpfrohrsängers (*Acrocephalus palustris*). Orn. Mitt. 14: 117.
- DIENER, H. O. (1931): Erdinger Moos, Geschichte der Besiedlung und Kultivierung. Komm. f. Bayerische Landesgeschichte bei der Bay. Akademie der Wissenschaften. München.
- EMLÉN, J. T. (1956): A method for describing and comparing avian habitats. Ibis 98: 565–576.
- EMMERICH, R. (1971): Beobachtungen zur Brutbiologie und -ökologie der Dorngrasmücke (*Sylvia communis* Lath.). Zool. Abh. Staatl. Mus. Tierkde. Dresden 30: 285–296.
- ERN, H. (1966): Zur Ökologie und Verbreitung des Blaukehlchens *Luscinia svecica* in Spanien. J. Orn. 107: 310–314.

- FRANZ, D. (1981): Ergebnisse einer Populationsuntersuchung am Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*. Anz. orn. Ges. Bayern 20: 105–126.
- FULLER, J. (1982): Bird Habitats in Britain. Calton, T. & A. D. Poyser.
- HABER, W. (1963): Die Erfassung von Vogelbiotopen. Abh. Landesmus. Naturkunde Münster/Westfalen 25.
- HAFTORN, S. (1971): Norges fugler. Oslo, Universitätsforlaget.
- HALLER, W. & J. HUBER (1977): Über das Nistgebiet des Sumpfrohrsängers in der Schweiz. Beitr. Fortpfl. biol. Vögel 13: 62–64.
- HARDIN, G. (1960): The competitive exclusion principle. Science 131: 1292–1297.
- HASSE, H. (1963): Die Goldammer. Neue Brehm Bücherei 316. Wittenberg, Ziemsen Verlag.
- HEGER, H. L. (1979): Das Vorkommen der Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) in Getreidefeldern. Charadrius 15: 131–132.
- HEINROTH, O. & M. HEINROTH (1966): Die Vögel Mitteleuropas. Berlin, Urania Verlag.
- HEISER, F. (1974): Zur Siedlungsdichte der Brutvögel in einem Flachmoor bei Donauwörth. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 219–230.
- HILDEN, O. (1965): Habitat selection in birds. Ann. Zool. Fenn. 2: 53–75.
- JALOWITSCHAR, M., G. HAIMERL & C. MAGERL (1976): Die Vogelwelt des Viehlassmooses. Vogelbiotope Bayerns Heft 9.
- JAMES, F. C. & H. H. SHUGART (1970): A quantitative method of habitat description. Audubon Field Notes 24: 727–736.
- JOHANNSEN, H. (1955): Die Vogelfauna Westsibiriens. J. Orn. 96: 58–91.
- KARL, H. (1965): Das Erdinger Moos – Eine landschaftsökologische und gestalterische Studie. Dissertation TU München.
- KARR, J. R. (1980): History of the habitat concept in birds and the measurement of avian habitats. Abstr. Symp. XVII Congr. Intern. Orn. Berlin. Deutsche Ornithologen Gesellschaft, Berlin.
- KIRCHNER, F. (1943): Getreidenest des Sumpfrohrsängers (*Acrocephalus palustris*). Deutsche Vogelwelt 68: 66.
- KLAFS, G. & J. STÜBS (1977): Avifauna der DDR: Die Vogelwelt Mecklenburgs. Jena, Fischer Verlag.
- KOENIG, O. (1952): Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. J. Orn. 93: 207–289.
- KUMMERLOEVE, H. (1964): Teichrohrsänger, *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann), als Trockenland bzw. Gebüschbrüter. Beitr. z. Naturkde. Niedersachsens 17: 74.
- LACK, D. (1965): The life of the Robin. London, H. F. & G. Witherby Ltd.
- LEISLER, B. (1975): Die Bedeutung der Fußmorphologie für die ökologische Sonderung mitteleuropäischer Rohrsänger (*Acrocephalus*) und Schwirle (*Locustella*). J. Orn. 116: 117–153.
- — (1981): Die ökologische Einmischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, *Sylviinae*). I. Habitattrennung. Die Vogelwarte 31: 45–74.
- MACARTHUR, R. (1958): Population ecology of some warblers of north-eastern forests. Ecology 39: 599–619.
- MACARTHUR, R. & J. MACARTHUR (1961): On bird species diversity. Ecology 42: 594–598.
- MACKWORTH-PRAED, C. W. & C. H. B. GRANT (1960): Birds of Eastern and North-Eastern Africa, Series I, Vol. 2. London, Longman.
- MAGERL, C. (1981): Bestandsaufnahme und Untersuchungen zur Habitatstruktur des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im nordöstlichen Erdinger Moos. Anz. orn. Ges. Bayern 20: 1–34.
- MAGERL, C. & H. MAGERL (1975): Die Vogelwelt des Eitinger Weiher. Vogelbiotope Bayerns Heft 5.
- MAGERL, C. R. STEGER & M. JALOWITSCHAR (1978): Die Vogelwelt der Isarauen bei Freising. Vogelbiotope Bayerns Heft 18.

- MAUERSBERGER, G. (1978): Über das ökologische Wirkungsgefüge der Art und die Begriffe Nische und Ökon. Mitt. Zool. Mus. Berlin, Suppl. Bd. 54 Ann. Orn. 2: 57–104.
- MAUERSBERGER, G. & M. GÖRNER (1980): Die Erkundung innerer Habitatstrukturen und ihrer Bedeutung für den Schutz von Arten und Biozöosen. Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 20 (3): 121–131.
- MAYAUD, N. (1938a): La Gorge – bleue à miroir en France. Alauda 10: 116–136.
- — (1938b): La Gorge – bleue à miroir en France (fin). Alauda 10: 305–323.
- — (1939): La Gorge – bleue à miroir en France. Addendum. Alauda 11: 33–40.
- — (1958): La Gorge – bleue à miroir, *Luscinia svecica*, en Europe. Evolution de ses populations. Zones d'hivernage. Alauda 26: 290–301.
- MCNAUGHTON, S. J. & L. L. WOLF (1979): General ecology. New York, Holt, Rinehart & Winston.
- MÜLLER, H. E. J. (1982): Das Rotsternige Blaukehlchen – Brutvogel im Riesengebirge. Der Falke 29: 78–85.
- NIETHAMMER, G. (1937): Handbuch der Deutschen Vogelkunde. Leipzig, Akademische Verlagsgesellschaft.
- ODUM, E. P. (1971): Fundamentals of Ecology. Philadelphia, London, Toronto, Saunders.
- ODUM, E. P. & J. REICHHOLF (1980): Ökologie. München, BLV.
- ODZUCK, W. (1982): Umweltbelastungen. Stuttgart, UTB 1182.
- PÄTZOLD, R. (1979): Das Rotkehlchen. Neue Brehm Bücherei 520. Wittenberg, Ziemsen Verlag.
- PEITZMEIER, J. (1960): Der Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*) im Getreide. Orn. Mitt. 12: 180.
- PERSSON, B. (1971): Habitat selection and nesting of a south Swedish Whitethroat *Sylvia communis* Lath. population. Orn. Scand. 2: 119–126.
- PETERSON, R. T., G. MOUNTFORT & P. A. D. HOLLOM (1968): Die Vögel Europas. Hamburg und Berlin, Parey Verlag.
- PIANKA, E. R. (1974): Niche overlap and diffuse competition. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 71: 2141–2145.
- REICHHOFF, L., L. JESCHKE, M. GÖRNER & H. KÖNIG (1978): Eine Typisierung des Graslandes der DDR im Hinblick auf ornitho-ökologische Untersuchungen. Der Falke 26: 270–278.
- REICHHOLF, J. (1973): Die Bestandentwicklung bei Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) und Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) in einem Kontrollgebiet am Unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 210–213.
- — (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 13–26.
- — (1982): Verdrängte der Fasan (*Phasianus colchicus*) das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*)? Anz. orn. Ges. Bayern 21: 3–19.
- REICHHOLF-RIEHM, H. (1976): Faunistische Kurzmitteilungen aus Bayern (15). Anz. orn. Ges. Bayern 15: 85–92.
- REMMERT, H. (1980): Ökologie. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag.
- ROBIEN, P. (1939): Die Brutbüsche der Grasmücken. Beitr. Fortpfl. biol. 15: 146–147.
- RUTSCHKE, E. (Hrsg.): Die Vogelwelt Brandenburgs. Jena, Fischer Verlag.
- SCHERNER, E. R. (1982): Verteilungsmuster brütender Sperlingsvögel (Passeriformes) im Zentralsolling (Rasterkartierung). Vogelwelt 103: 41–61.
- SCHIERHOLZ, H. (1965): Die Grasmücken in Westfalen Lippe. Natur und Heimat 25: 111–117.
- SCHMIDT, E. (1974): Das Blaukehlchen. Neue Brehm Bücherei 426. Wittenberg, Ziemsen Verlag.
- SCHÜCKING, A. (1965): Zur Siedlungsdichte und Brutbiologie des Sumpfrohrsängers (*Acrocephalus palustris*). Natur und Heimat 25: 117–123.
- SIEFKE, A. (1962): Dorn- und Zaungrasmücke. Neue Brehm Bücherei 297. Wittenberg, Ziemsen Verlag.
- SPITZNAGEL, A. (1978): Zur Brutbiologie einer süddeutschen Population der Dorngrasmücke *Sylvia communis*. Anz. orn. Ges. Bayern 17: 99–124.

- SPRINGER, H. (1960): Studien an Rohrsängern. Anz. orn. Ges. Bayern 5: 389–433.
- TRUMMER, R. (1977): Das Blaukehlchen am Alten Kanal. Landesbund für Vogelschutz in Bayern 1977/1: 3–6.
- VOOUS, K. H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Hamburg und Berlin, Parey Verlag.
- WILMANN, O. (1973): Ökologische Pflanzensoziologie. Heidelberg, UTB 269.
- WITHERBY, H. F. (1928): On the birds of Central Spain, with some notes of South-East Spain. Ibis, Series 12, Vol. 4: 587–663.
- WITT, K. (1972): Sommervogel am Tegeler Fluß in West-Berlin 1971. Berliner Naturschutzblätter 16: 587–591.
- WOLTERS, H. E. (1975–1982): Die Vogelarten der Erde. Hamburg und Berlin, Parey Verlag.
- WÜST, W. (1980): Avifauna bavariae. München, Ornithologische Gesellschaft in Bayern.
- ZACH, P. (1979): Zum Vorkommen des Blaukehlchens *Luscinia svecica cyaneacula* im Rötelseegebiet mit Notizen zur Fortpflanzungsbiologie. Jahresber. Orn. Arbeitsgemeinschaft Ostbayern 1979: 77–87.
- ZENKER, W. (1982): Beziehungen zwischen Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes. Heft 15. Greven, Kilda Verlag.

Anschrift des Verfassers:
Christian H. Magerl,
Wendelinstr. 4, 8050 Freising

Anhang

Tab. 5:

Regelmäßige Brutvögel im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1979–1982. Namen nach WOLTERS (1975–1982). – *List of the regular breeding birds in the study area in the time from 1979–1982. Names of the species from WOLTERS (1975–1982).*

Art/species	Häufigkeit/ abundance
Zwergtaucher – <i>Tachybaptus ruficollis</i>	III
Zwergrohrdommel – <i>Ixobrychus minutus</i>	I
Stockente – <i>Anas platyrhynchos</i>	IV
Knäkente – <i>Anas querquedula</i>	II
Sperber – <i>Accipiter nisus</i>	I
Habicht – <i>Accipiter gentilis</i>	I
Mäusebussard – <i>Buteo buteo</i>	IV
Rohrweihe – <i>Circus aeruginosus</i>	I
Turmfalke – <i>Tinnunculus tinnunculus</i>	III
Rebhuhn – <i>Perdix perdix</i>	III
Wachtel – <i>Coturnix coturnix</i>	III
Fasan – <i>Phasianus colchicus</i>	V
Wasserralle – <i>Rallus aquaticus</i>	III
Tüpfelsumpfhuhn – <i>Porzana porzana</i>	I
Teichhuhn – <i>Gallinula chloropus</i>	IV
Blässhuhn – <i>Fulica atra</i>	III
Flußregenpfeifer – <i>Charadrius dubius</i>	I
Kiebitz – <i>Vanellus vanellus</i>	V
Bekassine – <i>Gallinago gallinago</i>	IV
Großer Brachvogel – <i>Numenius arquata</i>	V
Ringeltaube – <i>Palumbus palumbus</i>	V
Türkentaube – <i>Streptopelia decaocto</i>	V
Turteltaube – <i>Streptopelia turtur</i>	II
Kuckuck – <i>Cuculus canorus</i>	V
Sumpfohreule – <i>Asio flammeus</i>	I
Waldohreule – <i>Asio otus</i>	III
Waldkauz – <i>Strix aluco</i>	IV
Steinkauz – <i>Athene noctua</i>	II
Grünspecht – <i>Picus viridis</i>	III
Buntspecht – <i>Dendrocopos major</i>	IV
Kleinspecht – <i>Xylocopus minor</i>	I
Wendehals – <i>Jynx torquilla</i>	I
Feldlerche – <i>Alauda arvensis</i>	VII
Rauchschwalbe – <i>Hirundo rustica</i>	II
Baumpieper – <i>Spipola trivialis</i>	IV
Wiesenpieper – <i>Spipola pratensis</i>	III
Schafstelze – <i>Motacilla flava</i>	II
Gebirgsstelze – <i>Motacilla cinerea</i>	II
Bachstelze – <i>Motacilla alba</i>	IV
Zaunkönig – <i>Troglodytes troglodytes</i>	VI
Heckenbraunelle – <i>Prunella modularis</i>	VI
Rotkehlchen – <i>Erithacus rubecula</i>	V

Art/species	Häufigkeit/ abundance
Blaukehlchen – <i>Cyansylvia svecica</i>	V
Hausrotschwanz – <i>Phoenicurus ochrurus</i>	II
Gartenrotschwanz – <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	I
Braunkehlchen – <i>Saxicola rubetra</i>	III
Amsel – <i>Merula merula</i>	VI
Singdrossel – <i>Cichloselys philomelos</i>	VI
Wacholderdrossel – <i>Arceuthornis pilaris</i>	VI
Feldschwirl – <i>Locustella naevia</i>	V
Schilfrohrsänger – <i>Calamodus schoenobaenus</i>	II
Sumpfrohrsänger – <i>Acrocephalus palustris</i>	VII
Teichrohrsänger – <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	V
Gelbspötter – <i>Hippolais icterina</i>	IV
Dorngrasmücke – <i>Sylvia communis</i>	V
Klappergrasmücke – <i>Sylvia curruca</i>	IV
Gartengrasmücke – <i>Sylvia borin</i>	IV
Mönchgrasmücke – <i>Sylvia atricapilla</i>	V
Waldlaubsänger – <i>Rhadina sibilatrix</i>	II
Zilp-Zalp – <i>Phylloscopus collybita</i>	VII
Fitis – <i>Phylloscopus trochilus</i>	VII
Wintergoldhähnchen – <i>Regulus regulus</i>	IV
Sommergoldhähnchen – <i>Regulus ignicapillus</i>	IV
Grauschnäpper – <i>Muscicapa striata</i>	III
Schwanzmeise – <i>Aegithalos caudatus</i>	III
Tannenmeise – <i>Pariparus ater</i>	III
Kohlmeise – <i>Parus major</i>	VII
Blaumeise – <i>Cyanistes caeruleus</i>	VII
Sumpfmeise – <i>Poecile palustris</i>	IV
Weidenmeise – <i>Poecile montanus</i>	IV
Kleiber – <i>Sitta europaea</i>	III
Gartenbaumläufer – <i>Certhia brachydactyla</i>	III
Neuntöter – <i>Lanius collurio</i>	III
Pirol – <i>Oriolus oriolus</i>	III
Star – <i>Sturnus vulgaris</i>	VI
Eichelhäher – <i>Garrulus glandarius</i>	IV
Elster – <i>Pica pica</i>	V
Rabenkrähe – <i>Covus corone</i>	V
Hausperling – <i>Passer domesticus</i>	IV
Feldperling – <i>Passer montanus</i>	V
Buchfink – <i>Fringilla coelebs</i>	VII
Grünling – <i>Chloris chloris</i>	V
Stieglitz – <i>Carduelis carduelis</i>	V
Hänfling – <i>Linaria cannabina</i>	IV
Gimpel – <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	IV
Goldammer – <i>Emberiza citrinella</i>	VI
Rohammer – <i>Emberiza schoeniclus</i>	V
Grauammer – <i>Emberiza calandra</i>	III

Häufigkeitskategorien:	I = 1 Paar	V = 28–81 Paare
	II = 2–3 Paare	VI = 82–243 Paare
	III = 4–9 Paare	VII = 244–729 Paare
	IV = 10–27 Paare	

Tab. 8:

Durchschnittswerte \bar{x} und Standardabweichung s der Bodennutzungsarten und Strukturelemente. – *Arithmetic mean \bar{x} in per cent and standard deviation s of the following structures: fields (A), grassland (W), bushes (G), tree-structures (B) and other structures (S). The other structures are divided – if necessary – into reed (*Phragmites communis*) (Sch), water (Wa), stinging nettles (BN), low shrubs (HS) wet grassland with *Carex* (SW) and other structures (ÜS). Dates of all 11 species.*

	A	W	G	B	S	Sch	Wa	BN	HS	SW	ÜS
3 m Radius											
TR	x	0	0	0	–	100	77	23	–	–	0
	s	0	0	0	–	0	11,6	11,4	–	–	2,62
SR	x	1	4	31	–	63	19	6	12	20	7
	s	8,7	13,4	17,5	–	22,3	17,5	6,7	11,4	12,9	6,4
FS	x	0	0	23	–	77	28	–	–	–	45
	s	0	0	14,1	–	14,1	27,6	–	–	–	21,5
DG	s	3	17	60	8	12	–	–	1	7	2
	s	8,4	20,7	22,5	11,8	11,1	–	–	3,6	7,7	5,2
KG	x	0	2	65	23	11	–	–	4	4	–
	s	0	5,5	28,8	32,0	15,0	–	–	5,1	5,1	–
GG	x	0	0	58	38	4	–	–	–	–	–
	s	0	0	19,6	19,9	6,4	–	–	–	–	–
MG	x	0	2	8	90	1	–	–	–	–	–
	s	0	5,7	11,6	13,7	2,9	–	–	–	–	–
RK	x	0	0	38	61	1	–	–	–	–	–
	s	0	0	25,2	26,5	3,1	–	–	–	–	–
BK	x	0	0	76	0	24	9	7	–	–	5
	s	0	0	28,1	0	28,1	20,7	8,2	–	–	7,1
GA	x	8	13	48	10	21	–	–	3	9	4
	s	16,0	17,7	20,2	19,9	19,4	–	–	5,9	9,9	11,3
RA	x	0	0	15	0	85	50	17	–	–	14
	s	0	0	15,4	0	15,4	23,5	14,3	–	–	18,9
10 m Radius											
TR	x	1	0	2	–	97	64	28	–	–	5
	s	2,6	0	4,5	–	4,9	14,6	13,9	–	–	7,7
SR	x	6	10	28	–	56	16	5	10	18	7
	s	13,8	17,8	14,4	–	20,8	14,0	6,5	9,5	11,4	5,6
FS	x	0	4	27	–	69	24	–	–	–	40
	s	0	8,3	11,1	–	14,7	24,8	–	–	–	20,4
DG	x	5	23	52	7	13	–	–	1	6	4
	s	14,3	24,7	26,8	13,7	14,3	–	–	3,1	7,9	8,0
KG	x	0	8	56	21	15	–	–	5	6	–
	s	0	10,1	21,0	22,9	12,0	–	–	5,2	5,1	–
GG	x	0	1	56	36	6	–	–	–	–	–
	s	2,0	4,2	16,9	19,9	7,4	–	–	–	–	–
MG	x	0	4	13	78	4	–	–	–	–	–
	s	0	7,7	11,9	18,0	6,2	–	–	–	–	–
RK	x	0	2	37	57	4	–	–	–	–	–
	s	2,7	5,2	22,6	27,6	6,8	–	–	–	–	–
BK	x	0	1	67	0	31	10	8	–	–	9
	s	0	4,8	25,5	0	25,6	15,4	8,0	–	–	8,5

	A	W	G	B	S	Sch	Wa	BN	HS	SW	ÜS	
10 m Radius												
GA	x	14	21	35	11	20	–	–	2	7	5	5
	s	21,2	20,7	14,8	14,7	18,0	–	–	5,2	8,6	11,4	8,1
RA	x	1	2	21	2	75	43	15	–	–	13	4
	s	4,2	6,2	14,8	5,0	18,4	22,5	13,6	–	–	16,3	5,0
30 m Radius												
TR	x	4	0	9	–	86	48	27	–	–	–	11
	s	8,3	1,4	7,6	–	11,8	12,5	12,0	–	–	–	9,5
SR	x	13	18	24	–	46	12	4	9	15	–	6
	s	20,8	20,9	11,6	–	20,0	11,3	5,6	7,6	9,9	–	5,5
FS	x	4	12	28	–	56	19	–	–	–	33	4
	s	9,5	15,8	9,8	–	19,2	22,1	–	–	–	18,5	6,3
DG	x	7	35	41	5	12	–	–	0	5	5	2
	s	16,0	19,4	22,9	9,2	13,5	–	–	1,7	6,8	9,2	3,8
KG	x	3	17	46	19	15	–	–	3	6	–	5
	s	7,5	12,5	14,5	19,8	9,7	–	–	4,8	5,1	–	6,6
GG	x	7	9	47	30	7	–	–	–	–	–	–
	s	10,4	11,0	14,1	18,1	7,1	–	–	–	–	–	–
MG	x	2	10	15	64	10	–	–	–	–	–	–
	s	6,1	11,9	8,9	17,3	8,3	–	–	–	–	–	–
RK	x	3	11	33	48	5	–	–	–	–	–	–
	s	7,0	12,0	18,5	26,6	8,1	–	–	–	–	–	–
BK	x	0	9	59	0	32	8	6	–	–	11	7
	s	2,2	13,9	23,6	1,6	24,4	18,4	7,4	–	–	8,5	6,8
GA	x	21	29	24	10	16	–	–	1	5	4	6
	s	25,4	22,3	12,1	12,5	15,9	–	–	3,6	7,3	10,2	9,4
RA	x	1	5	25	5	64	36	13	–	–	12	3
	s	7,3	10,5	11,4	6,9	18,1	20,1	12,3	–	–	14,2	4,7
60 m Radius												
TR	x	9	1	14	–	76	42	24	–	–	–	10
	s	14,9	3,3	10,5	–	17,3	14,8	12,4	–	–	–	7,1
SR	x	18	24	21	–	37	10	3	7	13	–	5
	s	25,2	23,8	12,6	–	19,4	10,2	4,7	6,9	9,4	–	5,1
FS	x	7	20	28	–	46	15	–	–	–	28	3
	s	14,6	20,8	9,5	–	18,0	18,1	–	–	–	17,3	5,4
DG	x	12	41	32	4	11	–	–	0	4	6	1
	s	19,3	15,3	21,0	8,9	14,6	–	–	1,5	6,1	9,5	3,6
KG	x	11	23	38	16	12	–	–	2	6	–	5
	s	15,0	11,8	14,8	14,5	8,3	–	–	3,8	5,1	–	5,2
GG	x	11	17	38	24	9	–	–	–	–	–	–
	s	15,5	15,9	12,4	19,2	7,3	–	–	–	–	–	–
MG	x	3	16	15	52	14	–	–	–	–	–	–
	s	8,5	15,5	7,8	16,6	10,7	–	–	–	–	–	–
RK	x	6	18	29	40	6	–	–	–	–	–	–
	s	11,4	17,5	15,2	27,7	9,3	–	–	–	–	–	–
BK	x	1	20	49	0	29	8	2	–	–	11	7
	s	6,9	17,4	21,0	3,2	22,8	17,6	4,1	–	–	9,3	6,7
GA	x	27	34	18	8	13	–	–	1	4	3	5
	s	26,7	23,2	10,4	11,0	14,6	–	–	3,1	6,6	8,7	10,0

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
30 m Radius											
S	–	–	–	–	–	–	–	–	1	13	41
Sch	–	–	–	–	3	12	16	11	6	5	1
Wa	2	10	9	14	14	6	–	–	–	–	–
ÜS	36	12	6	1	–	–	–	–	–	–	–
30 m Radius											
A	42	7	3	3	–	–	–	–	–	–	–
W	54	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GB	16	27	11	1	–	–	–	–	–	–	–
S	–	–	–	–	–	–	4	4	15	17	15
Sch	–	–	2	3	16	17	11	4	1	–	–
Wa	–	10	15	17	8	5	–	–	–	–	–
ÜS	19	15	18	3	–	–	–	–	–	–	–
60 m Radius											
A	34	8	4	4	2	3	–	–	–	–	–
W	52	2	1	–	–	–	–	–	–	–	–
GB	10	23	11	10	2	3	–	–	–	–	–
S	–	–	–	1	3	1	8	14	11	8	9
Sch	–	2	4	11	17	12	5	3	1	–	–
Wa	–	18	13	13	8	3	–	–	–	–	–
ÜS	19	15	18	3	–	–	–	–	–	–	–
100 m Radius											
A	29	3	5	9	3	1	5	–	–	–	–
W	47	3	5	–	–	–	–	–	–	–	–
GB	4	27	9	10	5	–	–	–	–	–	–
S	–	–	1	3	2	8	15	13	5	5	3
Sch	–	4	6	23	12	4	6	–	–	–	–
Wa	2	22	16	11	4	–	–	–	–	–	–
ÜS	9	32	12	1	1	–	–	–	–	–	–

Tab. 10:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Sumpfrohrsängerhabitaten. – *Structures in the habitats of the Marsh Warbler (SR).*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	251	2	3	3	–	–	1	–	2	–	–
W	230	5	11	7	1	3	–	2	2	1	–
GB	23	20	55	61	44	31	25	1	2	–	–
S	6	2	6	10	28	33	45	51	42	16	23
HS	31	78	64	60	22	4	3	–	–	–	–
BN	95	67	67	24	8	1	–	–	–	–	–
Sch	77	40	64	37	20	15	3	6	–	–	–
Wa	135	101	26	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	100	140	20	2	–	–	–	–	–	–	–

Tab. 12:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Dorngrasmückenhabitaten. – *Structures in the habitats of the Whitethroat.*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	43	2	–	2	1	–	–	–	–	–	–
W	19	8	8	7	1	1	1	2	1	–	–
G	–	1	5	2	3	4	10	11	7	3	2
B	28	9	7	2	1	1	–	–	–	–	–
S	19	11	11	5	1	1	–	–	–	–	–
HS	23	16	9	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	41	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	40	5	3	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	44	3	1	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	45	1	–	1	1	–	–	–	–	–	–
HuB	32	10	5	1	–	–	–	–	–	–	–
SuB	45	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	43	4	1	–	–	–	–	–	–	–	–
HuG	1	5	11	12	12	7	–	–	–	–	–
SuG	30	13	4	1	–	–	–	–	–	–	–
BuG	4	6	13	16	6	3	–	–	–	–	–
10 m Radius											
A	43	–	–	2	1	–	2	–	–	–	–
W	11	10	11	6	5	2	–	–	–	–	3
G	5	1	3	3	6	2	7	13	6	1	1
B	31	8	6	–	2	–	–	1	–	–	–
S	19	10	9	8	–	1	1	–	–	–	–
HS	26	15	6	1	–	–	–	–	–	–	–
BN	43	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	36	3	9	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	41	5	2	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	45	–	2	–	1	–	–	–	–	–	–
HuB	34	9	4	–	1	–	–	–	–	–	–
SuB	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	44	3	1	–	–	–	–	–	–	–	–
HuG	5	6	11	11	11	4	–	–	–	–	–
SuG	34	13	1	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	8	7	10	12	8	3	–	–	–	–	–
30 m Radius											
A	39	–	1	2	3	3	–	–	–	–	–
W	3	1	8	14	11	8	1	–	–	–	2
G	5	4	4	6	3	7	14	5	–	–	–
B	32	11	4	–	–	1	–	–	–	–	–
S	21	10	10	2	5	–	–	–	–	–	–
HS	30	13	5	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	35	5	5	3	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	40	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	45	2	–	1	–	–	–	–	–	–	–

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
30 m Radius											
HuB	35	9	4	–	–	–	–	–	–	–	–
SuB	48	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	46	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuG	7	6	19	10	5	1	–	–	–	–	–
SuG	41	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	9	12	12	7	7	1	–	–	–	–	–
60 m Radius											
A	30	3	5	2	3	2	3	–	–	–	–
W	–	–	6	10	17	11	1	1	1	–	1
G	6	10	3	4	6	13	6	–	–	–	–
B	37	7	1	2	1	–	–	–	–	–	–
S	22	14	5	2	2	3	–	–	–	–	–
HS	33	12	3	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	35	5	3	4	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	41	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	46	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–
HuB	40	4	3	1	–	–	–	–	–	–	–
SuB	48	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	45	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuG	10	12	13	12	–	1	–	–	–	–	–
SuG	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	14	9	14	8	3	–	–	–	–	–	–
100 m Radius											
A	22	–	11	1	5	3	4	2	–	–	–
W	–	–	8	5	20	12	1	1	1	–	–
G	9	9	2	10	5	12	1	–	–	–	–
B	41	3	3	1	–	–	–	–	–	–	–
S	25	12	4	2	2	3	–	–	–	–	–
HS	35	10	3	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	37	3	3	4	1	–	–	–	–	–	–
ÜS	41	7	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	46	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuB	43	1	4	–	–	–	–	–	–	–	–
SuB	47	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	48	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuG	11	15	15	6	1	–	–	–	–	–	–
SuG	46	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	18	9	14	5	2	–	–	–	–	–	–

Tab. 13:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Klappergrasmückenhabitaten. – *Structures in the habitats of the Lesser Whitethroat.*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	13	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
W	12	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
G	1	–	–	2	–	–	1	4	3	–	2
B	6	1	2	1	–	1	–	1	–	–	1
S	8	–	2	2	1	–	–	–	–	–	–
HS	8	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	8	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	10	2	1	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	12	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuB	8	2	2	1	–	–	–	–	–	–	–
SuB	11	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	9	1	1	1	–	–	–	–	–	–	1
HuG	2	1	2	4	3	1	–	–	–	–	–
SuG	3	5	5	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	1	1	4	5	1	–	–	1	–	–	–
10 m Radius											
A	13		–	–	–	–	–	–	–	–	–
W	7	3	2	1	–	–	–	–	–	–	–
G	–	–	2	1	–	1	5	1	3	–	–
B	2	6	2	–	1	1	–	–	1	–	–
S	2	6	2	2	1	–	–	–	–	–	–
HS	5	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	7	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	8	4	1	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	9	4	–	–	–	–	–	–	–	–	–
HuB	8	3	2	–	–	–	–	–	–	–	–
SuB	10	2	1	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	9	2	1	–	–	–	–	–	1	–	–
HuG	2	1	2	7	1	–	–	–	–	–	–
SuG	5	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuG	–	2	4	5	1	–	1	–	–	–	–
30 m Radius											
A	11	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–
W	3	2	5	2	1	–	–	–	–	–	–
G	–	–	2	1	–	8	1	1	–	–	–
B	2	5	4	–	–	1	–	1	–	–	–
S	2	5	4	2	–	–	–	–	–	–	–
HS	5	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	9	4	–	–	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	7	5	1	–	–	–	–	–	–	–	–
GuB	7	5	1	–	–	–	–	–	–	–	–
HuB	8	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
SuB	11	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–
BuB	9	2	1	–	–	–	–	1	–	–	–

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
GuB	8	2	2	8	4	2	1	—	—	—	—
HuB	16	9	2	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	22	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	13	9	3	1	1	—	—	—	—	—	—
HuG	—	6	7	5	6	3	—	—	—	—	—
SuG	17	8	2	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	1	4	8	7	5	2	—	—	—	—	—
10 m Radius											
A	26	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
W	25	1	1	—	—	—	—	—	—	—	—
G	—	—	1	2	4	7	1	9	3	—	—
B	—	4	6	4	4	5	1	2	1	—	—
S	13	11	3	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	6	2	7	6	5	—	1	—	—	—	—
HuB	19	6	2	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	24	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	12	9	4	1	1	—	—	—	—	—	—
HuG	—	7	9	7	3	1	—	—	—	—	—
SuG	15	9	3	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	—	4	9	7	4	3	—	—	—	—	—
30 m Radius											
A	18	2	5	2	—	—	—	—	—	—	—
W	15	4	5	3	—	—	—	—	—	—	—
G	—	—	1	6	3	10	5	1	1	—	—
B	—	6	8	2	5	4	—	2	—	—	—
S	11	12	4	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	5	5	7	7	2	—	1	—	—	—	—
HuB	23	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	25	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	14	8	3	1	—	1	—	—	—	—	—
HuG	—	10	10	5	2	—	—	—	—	—	—
SuG	19	6	2	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	—	5	12	5	5	—	—	—	—	—	—
60 m Radius											
A	17	—	3	4	3	—	—	—	—	—	—
W	10	2	6	5	3	1	—	—	—	—	—
G	—	1	3	6	9	6	2	—	—	—	—
B	—	6	8	2	5	4	—	2	—	—	—
S	11	12	4	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	5	8	8	5	1	—	—	—	—	—	—
HuB	23	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	25	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	15	9	2	—	1	—	—	—	—	—	—
HuG	1	13	9	3	1	—	—	—	—	—	—
SuG	21	6	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	1	9	8	8	1	—	—	—	—	—	—

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
100 m Radius											
A	17	—	—	3	5	1	1	—	—	—	—
W	8	2	4	6	2	4	1	—	—	—	—
G	—	3	5	8	5	5	1	—	—	—	—
B	2	12	3	6	2	2	—	—	—	—	—
S	12	8	4	2	1	—	—	—	—	—	—
GuB	6	11	6	2	2	—	—	—	—	—	—
HuB	24	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	26	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	18	7	1	—	1	—	—	—	—	—	—
HuG	2	15	7	3	—	—	—	—	—	—	—
SuG	22	4	1	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	2	12	7	5	1	—	—	—	—	—	—

Tab. 15:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Mönchsgrasmückenhabitaten. – *Structures in the habitats of the Blackcap.*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	46	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
W	41	3	1	1	—	—	—	—	—	—	—
G	29	6	5	5	1	—	—	—	—	—	—
B	—	—	—	—	—	—	3	7	4	6	26
S	42	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	21	12	7	3	2	1	—	—	—	—	—
HuB	10	9	16	9	2	—	—	—	—	—	—
SuB	9	17	9	9	2	—	—	—	—	—	—
BuB	2	8	8	2	2	3	4	5	5	3	4
HuG	36	7	3	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	42	3	1	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	34	7	5	—	—	—	—	—	—	—	—
10 m Radius											
A	46	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
W	35	5	5	1	—	—	—	—	—	—	—
G	14	13	12	4	3	—	—	—	—	—	—
B	—	—	—	—	1	3	10	6	7	6	13
S	29	14	3	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	17	17	9	3	—	—	—	—	—	—	—
HuB	10	12	16	7	1	—	—	—	—	—	—
SuB	11	17	16	2	—	—	—	—	—	—	—
BuB	5	11	5	2	—	4	6	5	2	2	4
HuG	39	11	6	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	43	2	1	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	22	15	8	1	—	—	—	—	—	—	—
30 m Radius											
A	42	1	2	1	—	—	—	—	—	—	—
W	23	10	7	4	2	—	—	—	—	—	—

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
60 m Radius											
HuG	24	16	1	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	23	16	2	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	4	—	9	13	12	3	—	—	—	—	—
WuG	11	19	10	1	—	—	—	—	—	—	—
100 m Radius											
A	34	—	3	2	1	1	—	—	—	—	—
W	4	1	18	4	9	3	1	1	—	—	—
G	3	2	3	3	8	12	6	4	—	—	—
B	40	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—
S	5	7	11	12	2	—	2	1	1	—	—
Sch	32	3	2	—	3	1	—	—	—	—	—
Wa	37	2	2	—	—	—	—	—	—	—	—
SW	14	13	13	1	—	—	—	—	—	—	—
ÜS	15	24	2	—	—	—	—	—	—	—	—
HuG	27	14	—	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	23	15	3	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	4	2	10	15	9	1	—	—	—	—	—
WuG	17	18	6	—	—	—	—	—	—	—	—

Tab. 17:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Rotkehlchenhabitaten. — *Structures in the habitats of the Robin.*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	56	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
W	56	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
G	9	6	4	5	7	7	10	6	2	—	—
B	—	—	4	8	6	7	7	5	4	6	9
S	50	6	—	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	14	6	13	8	11	4	—	—	—	—	—
HuB	13	23	16	4	—	—	—	—	—	—	—
SuB	27	21	8	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	23	14	2	4	3	3	—	—	2	3	2
HuG	19	19	15	3	—	—	—	—	—	—	—
SuG	31	23	2	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	12	6	12	14	8	3	1	—	—	—	—
10 m Radius											
A	55	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—
W	48	5	3	—	—	—	—	—	—	—	—
G	7	6	5	6	7	10	10	5	—	—	—
B	—	—	9	7	8	4	5	6	5	5	7
S	40	10	6	—	—	—	—	—	—	—	—
GuB	14	8	12	12	6	4	—	—	—	—	—
HuB	15	27	11	3	—	—	—	—	—	—	—
SuB	31	20	5	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	23	13	4	3	5	—	1	—	3	2	2

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
10 m Radius											
HuG	16	22	16	2	—	—	—	—	—	—	—
SuG	40	15	1	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	11	6	10	16	9	4	—	—	—	—	—
30 m Radius											
A	48	2	5	1	—	—	—	—	—	—	—
W	23	14	13	2	4	—	—	—	—	—	—
G	4	9	7	6	12	12	6	—	—	—	—
B	—	5	7	9	9	6	1	9	3	4	3
S	37	13	5	—	1	—	—	—	—	—	—
GuB	13	12	13	12	2	4	—	—	—	—	—
HuB	22	26	5	3	—	—	—	—	—	—	—
SuB	35	18	3	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	26	11	3	4	5	—	1	5	—	—	1
HuG	15	28	12	1	—	—	—	—	—	—	—
SuG	46	10	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	9	8	14	18	5	2	—	—	—	—	—
60 m Radius											
A	40	5	5	4	2	—	—	—	—	—	—
W	18	4	16	13	2	—	1	2	—	—	—
G	1	12	11	11	10	10	1	—	—	—	—
B	—	8	8	13	7	3	9	1	4	3	—
S	33	17	2	3	1	—	—	—	—	—	—
GuB	13	15	14	11	2	1	—	—	—	—	—
HuB	25	23	8	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	42	12	2	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	29	9	4	3	4	4	2	—	1	—	—
HuG	18	27	11	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	49	7	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	9	9	21	13	3	1	—	—	—	—	—
100 m Radius											
A	37	1	5	8	3	—	2	—	—	—	—
W	12	6	10	11	14	—	—	1	2	—	—
G	1	14	14	10	11	6	—	—	—	—	—
B	2	8	9	17	4	6	4	4	1	1	—
S	42	7	4	2	—	1	—	—	—	—	—
GuB	16	13	16	10	—	1	—	—	—	—	—
HuB	27	24	5	—	—	—	—	—	—	—	—
SuB	47	8	1	—	—	—	—	—	—	—	—
BuB	32	8	3	4	5	2	2	—	—	—	—
HuG	21	27	8	—	—	—	—	—	—	—	—
SuG	53	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BuG	9	12	20	12	3	—	—	—	—	—	—

Tab. 18:

Bodennutzungsarten und Strukturelemente in Goldammerhabitaten – *Structures in the habitats of the Yellowhammer.*

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
3 m Radius											
A	88	3	7	8	4	5	1	1	–	–	–
W	68	7	11	12	10	5	3	–	–	–	–
G	5	1	5	14	21	29	17	20	4	1	–
B	91	–	3	4	8	8	–	1	1	1	–
S	37	13	21	15	14	12	3	2	–	–	–
HS	56	28	24	9	–	–	–	–	–	–	–
BN	86	24	5	2	–	–	–	–	–	–	–
SW	101	2	5	2	5	2	–	–	–	–	–
ÜS	77	29	9	–	–	2	–	–	–	–	–
10 m Radius											
A	74	8	3	11	6	8	3	3	1	–	–
W	42	11	18	12	15	12	4	3	–	–	–
G	4	3	19	38	24	17	11	–	1	–	–
B	62	20	16	11	4	2	1	1	–	–	–
S	30	28	18	17	12	8	1	3	–	–	–
HS	58	35	20	4	–	–	–	–	–	–	–
BN	93	21	2	1	–	–	–	–	–	–	–
SW	99	–	7	8	–	3	–	–	–	–	–
ÜS	73	30	11	2	1	–	–	–	–	–	–
30 m Radius											
A	56	4	15	9	7	15	3	2	4	2	–
W	29	6	17	14	19	20	5	5	2	–	–
G	3	27	35	30	16	5	1	–	–	–	–
B	55	32	19	6	1	3	1	–	–	–	–
S	36	28	25	11	8	7	2	–	–	–	–
HS	69	32	16	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	103	13	1	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	99	3	8	4	1	2	–	–	–	–	–
ÜS	78	19	16	1	3	–	–	–	–	–	–
60 m Radius											
A	45	6	8	12	14	17	5	3	2	5	–
W	23	4	13	14	20	22	11	5	5	–	–
G	7	49	36	18	5	2	–	–	–	–	–
B	56	43	12	–	3	3	–	–	–	–	–
S	42	32	21	7	9	4	1	–	–	–	–
HS	81	25	11	–	–	–	–	–	–	–	–
BN	108	8	1	–	–	–	–	–	–	–	–
SW	99	5	7	4	2	–	–	–	–	–	–
ÜS	80	19	14	2	2	–	–	–	–	–	–
100 m Radius											
A	41	4	5	9	20	18	8	3	4	4	1
W	21	3	6	13	23	26	8	9	4	4	–

	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 %
60 m Radius											
A	43	4	5	2	–	–	–	1	–	–	–
W	30	9	6	5	5	–	–	–	–	–	–
G	–	6	19	24	5	–	1	–	–	–	–
B	19	33	3	–	–	–	–	–	–	–	–
S	–	–	2	9	10	10	10	8	5	1	–
Sch	4	14	7	12	6	7	4	1	–	–	–
Wa	19	18	12	6	–	–	–	–	–	–	–
SW	26	9	10	8	2	–	–	–	–	–	–
ÜS	44	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–
100 m Radius											
A	36	2	7	7	2	–	–	–	1	–	–
W	19	8	8	12	5	1	2	–	–	–	–
G	1	6	24	17	5	1	1	–	–	–	–
B	16	36	3	–	–	–	–	–	–	–	–
S	–	2	6	14	13	8	10	2	–	–	–
Sch	5	17	11	8	12	2	–	–	–	–	–
Wa	26	20	8	1	–	–	–	–	–	–	–
SW	23	14	15	3	–	–	–	–	–	–	–
ÜS	46	9	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Tab. 20:

Unterteilung der Kategorien B und G bei den Grasmücken. – *Subdivision of the categories trees (B) and bushes (G) in the genus Sylvia.* GuB = *Bushes under trees*, HuB = *low shrubs under trees*, SuB = *other structures under trees*, BuB = *Ground without plants or with moss under trees*, WuG = *Water under bushes*, HuG = *low shrubs under bushes*, SuG = *other structures under bushes*, BuG = *Ground without plants or with moss under bushes.*

		GuB	HuB	SuB	BuB	HuG	SuG	BuG
3 m Radius								
DG	x	2	5	1	1	30	5	25
	s	7,3	7,7	2,5	3,9	13,1	7,4	12,9
KG	x	1	7	3	12	26	12	27
	s	2,8	10,3	7,5	28,0	15,6	8,0	16,5
GG	x	23	5	2	8	27	4	26
	s	18,6	6,4	4,0	10,4	13,5	6,4	12,8
MG	x	10	17	15	48	3	1	4
	s	12,8	11,6	11,5	32,5	5,8	3,8	6,8
10 m Radius								
DG	x	2	4	0	1	26	3	23
	s	7,0	8,9	1,5	3,7	14,6	5,1	15,0
KG	x	3	5	3	9	23	6	27
	s	4,8	7,8	6,3	22,2	12,5	5,1	13,2
GG	x	22	4	1	9	23	6	27
	s	16,0	6,3	3,2	10,5	11,1	7,0	12,3
MG	x	10	15	12	42	5	1	7
	s	9,2	10,7	8,6	33,3	7,2	3,6	8,3

		GuB	HuB	SuB	BuB	HuG	SuG	BuG
30 m Radius								
DG	x	1	4	0	0	21	1	19
	s	4,7	6,4	0	2,1	12,5	3,6	13,9
KG	x	5	4	2	8	20	5	22
	s	6,6	5,1	3,8	19,5	10,8	5,2	8,0
GG	x	20	1	1	8	20	4	24
	s	12,4	3,7	2,7	11,0	9,4	6,3	10,1
MG	x	8	13	10	33	5	2	8
	s	9,0	9,2	8,2	26,7	6,2	4,4	7,9
60 m Radius								
DG	x	1	3	0	1	16	0	15
	s	4,5	4,8	0	2,5	12,0	1,5	12,6
KG	x	5	5	2	5	19	2	17
	s	5,2	5,2	3,8	13,9	10,4	3,8	7,5
GG	x	16	1	1	6	16	2	20
	s	11,2	3,7	2,7	9,3	8,8	4,2	9,8
MG	x	7	10	8	27	5	2	8
	s	8,9	7,3	7,7	23,0	5,5	3,7	7,3
100 m Radius								
DG	x	0	2	0	0	14	0	13
	s	2,1	5,7	1,5	0	10,5	2,1	12,0
KG	x	3	2	2	5	17	2	14
	s	4,8	4,4	3,8	11,3	8,6	3,8	6,5
GG	x	14	1	0	5	14	2	16
	s	11,5	3,2	2,0	8,9	8,0	5,1	10,0
MG	x	6	9	8	22	6	1	10
	s	6,9	6,9	7,1	20,0	5,5	3,2	8,2

Tab. 21:

Unterteilung der Kategorien B und G bei Rotkehlchen und Blaukehlchen. – *Subdivision of the categories trees (B) and bushes (G) for the species Robin and Bluethroat. Abbreviations like Tab. 20.*

		GuB	HuB	SuB	BuB	WuG	HuG	SuG	BuG
3 m Radius									
RK	x	21	12	7	21	–	10	5	22
	s	16,5	8,8	7,2	30,0	–	9,1	5,7	16,0
BK	x	–	–	–	–	21	8	7	40
	s	–	–	–	–	12,4	9,2	7,4	16,7
10 m Radius									
RK	x	20	10	5	21	–	11	3	23
	s	15,7	8,3	6,6	29,5	–	8,5	5,0	15,5
BK	x	–	–	–	–	17	7	7	36
	s	–	–	–	–	11,2	7,6	7,8	15,0

		GuB	HuB	SuB	BuB	WuG	HuG	SuG	BuG
30 m Radius									
RK	x	18	8	4	18	—	10	2	21
	s	14,7	8,2	6,0	24,9	—	7,5	3,9	13,4
BK	x	—	—	—	—	14	5	6	33
	s	—	—	—	—	10,7	6,0	7,0	14,7
60 m Radius									
RK	x	16	7	3	15	—	9	1	19
	s	12,5	7,1	5,3	20,5	—	7,2	3,3	12,0
BK	x	—	—	—	—	10	4	5	29
	s	—	—	—	—	7,9	5,5	6,0	13,1
100 m Radius									
RK	x	14	6	2	12	—	8	1	18
	s	11,9	6,5	4,3	17,9	—	6,9	2,3	11,2
BK	x	—	—	—	—	7	3	5	26
	s	—	—	—	—	7,1	4,8	6,4	12,4

Tab. 22:

Vegetationshöhe in m, Mittelwerte x und Standardabweichung s. 1 = Meßpunkt in der Mitte des Aktivitätszentrums, 2–5: Meßpunkte auf dem 10 m Radius im Winkelabstand von 90° – *Height of vegetation in meters, arithmetic means x and standard deviation s. 1 = Middle of the center of activity, 2–5: 4 points on the 10 m radius around the center of activity, measurements in the distance of 90°.*

		1	2–5			1	2–5
TR	x	2,2	2,4	MG	x	15,7	13,0
	s	0,3	0,3		s	4,5	12,7
SR	x	2,2	2,3	RK	s	9,4	8,8
	s	1,3	7,3		s	6,1	5,9
FS	x	2,0	1,8	BK	x	3,9	2,9
	s	1,6	1,2		s	0,8	1,7
DG	x	3,3	3,5	GA	x	4,3	3,4
	s	0,5	4,8		s	3,0	4,5
KG	x	5,8	5,3	RA	x	2,1	2,1
	s	3,7	4,1		s	1,0	1,7
GG	x	8,2	8,6				
	s	6,7	11,2				

Zwischen den Mittelwerten der Vegetationshöhe und den Mittelwerten des Vegetationsraumes ergibt sich eine positive Korrelation ($r = 0,997$; $p < 0,0001$).

Zwischen den Einzelwerten beider Parameter ergibt sich, mit Ausnahme bei der DG ($r = 0,195$) immer eine positive Korrelation (r zwischen 0,247 bei SR und 0,960 bei MG, p immer kleiner 0,001).

Tab. 23:

Vegetationsraum in m³, Mittelwerte \bar{x} , Standardabweichung s , Vegetationsraum (Mittelwert) pro Hektar \bar{x}/ha und Variationsbreite. – *Space of vegetation in m³, arithmetic means \bar{x} , standard deviation s , arithmetic mean of the space of vegetation per hectar \bar{x}/ha and breadth of variation.*

		3 m	10 m	30 m	60 m	100 m
TR	\bar{x}	52	480	4700	17000	49000
	s	10	109	938	4267	10830
	\bar{x}/ha	17000	16000	16000	15000	16000
Var. breite		34–75	280–760	3100–7100	9100–26000	28000–70000
SR	\bar{x}	64	600	5300	18000	46000
	s	17	160	1452	5314	14275
	\bar{x}/ha	21000	20000	18000	17000	15000
Var. breite		29–124	260–1090	1800–11000	6600–38000	12000–113000
FS	\bar{x}	54	540	5400	20000	52000
	s	14	130	1050	4586	8656
	\bar{x}/ha	18000	18000	18000	18000	17000
Var. breite		32–97	360–830	3500–7400	13000–29000	35000–70000
DG	\bar{x}	113	1070	9600	28000	61000
	s	71	791	5885	19320	42720
	\bar{x}/ha	38000	36000	32000	25000	20000
Var. breite		37–415	220–4150	2300–32000	7000–98000	15000–230000
KG	\bar{x}	157	1450	13700	43000	103000
	s	90	614	6569	16964	40332
	\bar{x}/ha	52000	48000	46000	39000	34000
Var. breite		62–360	800–3100	6400–30000	20000–77000	47000–183000
GG	\bar{x}	240	2200	20000	63000	150000
	s	107	1045	8438	28672	83941
	\bar{x}/ha	80000	73000	67000	57000	50000
Var. breite		120–490	1000–4600	9000–39000	26000–124000	40000–410000
MG	\bar{x}	450	4100	34000	104000	250000
	s	151	1602	14810	49931	120888
	\bar{x}/ha	150000	140000	110000	94000	83000
Var. breite		220–720	1700–7200	13000–72000	35000–220000	78000–500000
RK	\bar{x}	290	2700	24000	79000	190000
	s	151	1372	13433	47540	117330
	\bar{x}/ha	97000	90000	80000	72000	63000
Var. breite		120–740	1200–7000	10000–70000	26000–240000	49000–580000
BK	\bar{x}	102	930	8400	28000	71000
	s	29	241	2136	7627	22004
	\bar{x}/ha	34000	31000	28000	25000	24000
Var. breite		43–156	400–1400	4000–13000	14000–45000	32000–140000
GA	\bar{x}	120	1100	9300	28000	66000
	s	82	614	5208	15222	37735
	Var. breite		11–360	130–3000	1500–28000	8300–84000
RA	\bar{x}	55	650	7900	32000	82000
	s	12	203	2686	9983	27651
	\bar{x}/ha	18000	22000	26000	29000	27000
Var. breite		26–83	370–1100	3700–14000	12000–57000	28000–160000

Tab. 24:

Astneigungswinkel in ° und Verzweigungsgrad (Anzahl Verzweigungen pro 0,016 m³). – *Angle of twigs in ° and number of branchings per 0.016 m³*

		Verzweigungsgrad		Astneigungswinkel	
		1	1–5	1	1–5
TR	x	nicht ermittelt		nicht ermittelt	
	s	fast 0		fast 0	
SR	x	5,7	6,3	13,1	14,1
	s	9,3	9,4	20,5	20,1
FS	x	8,9	8,1	13,8	13,2
	s	15,6	14,8	21,1	21,0
DG	x	21,8	13,2	49,8	30,1
	s	9,7	13,3	13,3	28,0
KG	x	19,6	12,2	43,6	28,0
	s	12,8	13,0	26,3	28,7
GG	x	11,2	11,4	24,1	24,6
	s	11,4	12,5	21,4	23,6
MG	x	0,1	3,5	0,7	8,4
	s	0,5	8,8	3,3	11,2
RK	x	9,1	7,0	17,8	14,3
	s	11,7	10,7	21,1	21,2
BK	x	19,3	14,3	38,3	28,7
	s	13,3	14,1	21,9	25,4
GA	x	13,9	7,3	27,4	14,7
	s	11,7	11,0	21,7	21,6
RA	x	2,6	4,1	5,1	9,7
	s	7,8	9,2	15,0	19,6

Die beiden Größen Verzweigungsgrad und Astneigungswinkel sind positiv miteinander korreliert ($r = 0,989$; $p < 0,0001$).

Tab. 25:

Halmdichte pro m² Mittelwerte x und Standardabweichung s. Meßpunkte 1–5 wie bei Vegetationshöhe. – *Density of shoots per m². Arithmetic means x and standard deviation s. Points 1–5 like Tab. 22.*

Höhe über dem Boden		0,1		0,5		1,0		2,0 m	
Meßpunkt		1	2–5	1	2–5	1	2–5	1	2–5
TR	x	169	181	104	145	86	95	16	21
	s	46	52	44	45	33	34	11	13
SR	x	87	95	80	78	65	58	38	45
	s	103	181	62	90	40	42	60	68
FS	x	170	214	63	97	44	48	42	42
	s	151	298	51	104	45	47	55	58
RK	x	5	59	14	31	31	25	44	33
	s	7	251	18	88	40	38	51	49
BK	x	26	87	35	43	66	56	90	61
	s	51	170	38	62	30	43	37	53

Erklärungen zur Tabelle 25:

Die Vegetationshöhe von Gebüsch und die Halmdichte pro m² sind bei SR (r zwischen -0,719 und -0,514, n = 84), FS (r zwischen -0,807 und -0,601, n = 34), RK (r zwischen -0,848 und 0,784, n = 27) und BK (r zwischen -0,679 und 0,584, n = 37) negativ korreliert (p immer kleiner 0,001). D. h., je höher das Gebüsch, um so geringer die Halmdichte pro m² in den Bereichen zwischen 0,1 und 2,0 m Höhe.

Der Halmdurchmesser betrug beim TR am Punkt 1 durchschnittlich 6 mm, Standardabweichung s = 1,0. An den Punkten 2–5 wurden durchschnittlich 6 mm bei einer Standardabweichung von 1,2 gemessen. Beim SR betrug die entsprechenden Werte 8 mm, s = 3,5 bzw. 8 mm und s = 3,7. Beim FS wurden an Punkt 1 ebenfalls 8 mm, s = 9,9 gemessen. An den Punkten 2–5 7 mm, s = 4,9.

Die mittlere Wassertiefe betrug beim TR am Punkt 1 22 cm, s = 13,9, an den Punkten 2–5 21 cm, s = 21.

Tab. 26:
Habitatüberlappungswerte. – *Values of habitat overlap.*

Methode		I	II	III		I	II	III
TR/SR	3 m A	0	0	0	3 m W	0	0	0
	10 m A	0,03	0,04	0,05	10 m W	0	0	0
	30 m A	0,08	0,11	0,13	30 m W	0,01	0,01	0,02
	60 m A	0,16	0,21	0,24	60 m W	0,03	0,03	0,05
	100 m A	0,22	0,29	0,29	100 m W	0,07	0,09	0,11
TR/SR	3 m GB	0	0	0	3 m S	0,19	0,25	0,09
	10 m GB	0,08	0,11	0,17	10 m S	0,12	0,16	0,07
	30 m GB	0,32	0,43	0,41	30 m S	0,20	0,26	0,22
	60 m GB	0,41	0,54	0,70	60 m S	0,27	0,36	0,28
	100 m GB	0,42	0,56	0,71	100 m S	0,31	0,41	0,35
TR/FS	3 m A	0	0	0	3 m W	0	0	0
	10 m A	0	0	0	10 m W	0	0	0
	30 m A	0,15	0,16	0,14	30 m W	0,03	0,03	0,02
	60 m A	0,13	0,13	0,09	60 m W	0,08	0,08	0,05
	100 m A	0,18	0,18	0,18	100 m W	0,20	0,21	0,15
TR/FS	3 m GB	0	0	0	3 m S	0,08	0,08	0,10
	10 m GB	0,03	0,03	0,02	10 m S	0,08	0,08	0,09
	30 m GB	0,20	0,21	0,26	30 m S	0,30	0,32	0,28
	60 m GB	0,58	0,61	0,52	60 m S	0,35	0,37	0,34
	100 m GB	0,58	0,61	0,48	100 m S	0,35	0,37	0,36
SR/FS	3 m A	0	0	0	3 m W	0	0	0
	10 m A	0	0	0	10 m W	0,08	0,13	0,18
	30 m A	0,07	0,11	0,18	30 m W	0,14	0,23	0,41
	60 m A	0,07	0,11	0,15	60 m W	0,20	0,33	0,53
	100 m A	0,09	0,15	0,25	100 m W	0,28	0,46	0,54
SR/FS	3 m GB	0,30	0,50	0,69	3 m S	0,33	0,56	0,71
	10 m GB	0,31	0,52	0,63	10 m S	0,33	0,56	0,62
	30 m GB	0,32	0,54	0,60	30 m S	0,32	0,54	0,83
	60 m GB	0,33	0,56	0,69	60 m S	0,33	0,56	0,76
	100 m GB	0,33	0,56	0,63	100 m S	0,33	0,56	0,77

Method	I	II	III			I	II	III			
DG/KG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0,04	0,05	0,08	
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,24	0,29	0,44	
	30 m	A	0,04	0,05	0,02	30 m	W	0,40	0,49	0,42	
	60 m	A	0,20	0,24	0,21	60 m	W	0,40	0,49	0,49	
	100 m	A	0,24	0,29	0,32	100 m	W	0,48	0,59	0,63	
DG/KG	3 m	G	0,48	0,59	0,54	3 m	B	0,20	0,24	0,29	
	10 m	G	0,52	0,64	0,52	10 m	B	0,36	0,44	0,33	
	30 m	G	0,48	0,59	0,46	30 m	B	0,40	0,49	0,33	
	60 m	G	0,44	0,54	0,34	60 m	B	0,32	0,39	0,23	
	100 m	G	0,48	0,59	0,53	100 m	B	0,20	0,24	0,15	
DG/KG	3 m	S	0,20	0,24	0,28						
	10 m	S	0,36	0,44	0,44						
	30 m	S	0,44	0,54	0,46						
	60 m	S	0,36	0,44	0,40						
	100 m	S	0,40	0,49	0,33						
DG/GG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0	0	0	
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,06	0,06	0,07	
	30 m	A	0,08	0,09	0,06	30 m	W	0,25	0,26	0,30	
	60 m	A	0,22	0,23	0,21	60 m	W	0,42	0,43	0,46	
	100 m	A	0,22	0,23	0,26	100 m	W	0,47	0,49	0,51	
DG/GG	3 m	G	0,69	0,72	0,73	3 m	B	0,31	0,32	0,34	
	10 m	G	0,61	0,64	0,69	10 m	B	0,36	0,38	0,34	
	30 m	G	0,64	0,67	0,59	30 m	B	0,31	0,32	0,33	
	60 m	G	0,61	0,64	0,60	60 m	B	0,28	0,29	0,29	
	100 m	G	0,67	0,69	0,67	100 m	B	0,19	0,20	0,15	
DG/GG	3 m	S	0,25	0,26	0,30						
	10 m	S	0,36	0,38	0,32						
	30 m	S	0,39	0,41	0,36						
	60 m	S	0,44	0,46	0,40						
	100 m	S	0,42	0,43	0,41						
DG/MG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0,11	0,11	0,11	
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,23	0,23	0,24	
	30 m	A	0,04	0,04	0,04	30 m	W	0,30	0,30	0,30	
	60 m	A	0,13	0,13	0,13	60 m	W	0,40	0,41	0,41	
	100 m	A	0,19	0,19	0,19	100 m	W	0,38	0,38	0,39	
DG/MG	3 m	G	0,19	0,19	0,19	3 m	B	0	0	0	
	10 m	G	0,21	0,21	0,21	10 m	B	0,04	0,04	0,04	
	30 m	G	0,28	0,28	0,28	30 m	B	0,02	0,02	0,02	
	60 m	G	0,36	0,36	0,35	60 m	B	0,09	0,09	0,08	
	100 m	G	0,38	0,38	0,38	100 m	B	0,09	0,09	0,08	
DG/MG	3 m	S	0,09	0,09	0,09						
	10 m	S	0,28	0,28	0,27						
	30 m	S	0,45	0,45	0,44						
	60 m	S	0,45	0,45	0,44						
	100 m	S	0,45	0,45	0,44						

Methode	I	II	III			I	II	III		
KG/GG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0	0	0
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,11	0,11	0,11
	30 m	A	0,11	0,11	0,15	30 m	W	0,48	0,51	0,44
	60 m	A	0,27	0,28	0,34	60 m	W	0,64	0,68	0,59
	100 m	A	0,27	0,28	0,23	100 m	W	0,48	0,51	0,45
KG/GG	3 m	G	0,59	0,63	0,45	3 m	B	0,32	0,34	0,42
	10 m	G	0,43	0,46	0,41	10 m	B	0,48	0,51	0,49
	30 m	G	0,64	0,68	0,60	30 m	B	0,59	0,63	0,67
	60 m	G	0,59	0,63	0,60	60 m	B	0,59	0,63	0,61
	100 m	G	0,69	0,74	0,86	100 m	B	0,48	0,51	0,67
KG/GG	3 m	S	0,11	0,11	0,07					
	10 m	S	0,43	0,46	0,52					
	30 m	S	0,48	0,51	0,53					
	60 m	S	0,48	0,51	0,46					
	100 m	S	0,53	0,57	0,44					
KG/MG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0,04	0,05	0,02
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,25	0,30	0,24
	30 m	A	0,08	0,10	0,04	30 m	W	0,41	0,49	0,44
	60 m	A	0,16	0,20	0,11	60 m	W	0,49	0,59	0,59
	100 m	A	0,16	0,20	0,20	100 m	W	0,49	0,59	0,41
KG/MG	3 m	G	0,08	0,10	0,11	3 m	B	0,08	0,10	0,15
	10 m	G	0,12	0,15	0,23	10 m	B	0,12	0,15	0,23
	30 m	G	0,12	0,15	0,23	30 m	B	0,08	0,10	0,15
	60 m	G	0,16	0,20	0,31	60 m	B	0,20	0,25	0,22
	100 m	G	0,41	0,49	0,46	100 m	B	0,12	0,15	0,23
KG/MG	3 m	S	0	0	0					
	10 m	S	0,33	0,39	0,37					
	30 m	S	0,45	0,54	0,67					
	60 m	S	0,41	0,49	0,44					
	100 m	S	0,41	0,49	0,44					
GG/MG	3 m	A	0	0	0	3 m	W	0	0	0
	10 m	A	0	0	0	10 m	W	0,06	0,06	0,07
	30 m	A	0,11	0,12	0,09	30 m	W	0,34	0,35	0,39
	60 m	A	0,14	0,15	0,11	60 m	W	0,45	0,47	0,56
	100 m	A	0,14	0,15	0,13	100 m	W	0,48	0,50	0,55
GG/MG	3 m	G	0,11	0,12	0,13	3 m	B	0,17	0,18	0,18
	10 m	G	0,17	0,18	0,18	10 m	B	0,23	0,24	0,24
	30 m	G	0,17	0,18	0,15	30 m	B	0,37	0,38	0,36
	60 m	G	0,28	0,29	0,28	60 m	B	0,45	0,47	0,50
	100 m	G	0,34	0,35	0,45	100 m	B	0,37	0,38	0,46
GG/MG	3 m	S	0,11	0,12	0,09					
	10 m	S	0,40	0,41	0,37					
	30 m	S	0,45	0,47	0,54					
	60 m	S	0,45	0,47	0,57					
	100 m	S	0,43	0,44	0,56					

Methode		I	II	III			I	II	III
RK/BK	3 m A	0	0	0	3 m W	0	0	0	
	10 m A	0	0	0	10 m W	0,08	0,08	0,10	
	30 m A	0,04	0,04	0,04	30 m W	0,29	0,30	0,30	
	60 m A	0,04	0,04	0,04	60 m W	0,46	0,46	0,44	
	100 m A	0,13	0,13	0,15	100 m W	0,50	0,51	0,52	
RK/BK	3 m G	0,27	0,27	0,26	3 m B	0	0	0	
	10 m G	0,31	0,32	0,32	10 m B	0	0	0	
	30 m G	0,35	0,36	0,38	30 m B	0,02	0,02	0,02	
	60 m G	0,42	0,42	0,44	60 m B	0,02	0,02	0,02	
	100 m G	0,46	0,46	0,50	100 m B	0,02	0,02	0,02	
RK/BK	3 m S	0,13	0,13	0,11					
	10 m S	0,19	0,19	0,18					
	30 m S	0,23	0,23	0,23					
	60 m S	0,21	0,21	0,21					
	100 m S	0,27	0,27	0,23					
GA/RA	3 m A	0	0	0	3 m W	0	0	0	
	10 m A	0,03	0,03	0,04	10 m W	0,08	0,08	0,11	
	30 m A	0,04	0,04	0,05	30 m W	0,14	0,15	0,20	
	60 m A	0,15	0,16	0,16	60 m W	0,25	0,27	0,33	
	100 m A	0,20	0,21	0,19	100 m W	0,36	0,39	0,33	
GA/RA	3 m G	0,24	0,25	0,29	3 m B	0	0	0	
	10 m G	0,51	0,55	0,61	10 m B	0,12	0,13	0,18	
	30 m G	0,64	0,70	0,77	30 m B	0,26	0,28	0,38	
	60 m G	0,60	0,64	0,61	60 m B	0,45	0,48	0,42	
	100 m G	0,50	0,53	0,43	100 m B	0,49	0,52	0,40	
GA/RA	3 m S	0,10	0,11	0,10					
	10 m S	0,17	0,19	0,16					
	30 m S	0,22	0,24	0,18					
	60 m S	0,29	0,31	0,22					
	100 m S	0,32	0,35	0,30					

Tab. 27:

Mittelwerte der Habitatüberlappungswerte. – *Arithmetic means of the values of habitat overlap.*

Methode	I	II	III		I	II	III
TR/SR	0,15	0,19	0,19	DG/KG	0,31	0,38	0,33
SR/FS	0,21	0,35	0,46	DG/GG	0,33	0,34	0,34
TR/FS	0,17	0,17	0,15	DG/MG	0,20	0,20	0,21
BK/RK	0,18	0,18	0,18	KG/GG	0,39	0,41	0,40
GA/RA	0,25	0,26	0,26	KG/MG	0,21	0,25	0,25
				GG/MG	0,25	0,26	0,28

Der Gesamtmittelwert (alle 11 Artenpaare) beträgt bei

Methode I = 0,24, Standardabweichung = 0,075

Methode II = 0,27, Standardabweichung = 0,085

Methode III = 0,28, Standardabweichung = 0,097

Tab. 28:

Mittelwerte der Habitatüberlappungswerte der einzelnen Radien. – *Arithmetic means of the values of habitat overlap within the radii.*

Methode	I	II	III		I	II	III
TR/SR				SR/FS			
3 m	0,05	0,06	0,02	3 m	0,16	0,27	0,35
10 m	0,06	0,08	0,07	10 m	0,18	0,30	0,36
30 m	0,15	0,20	0,20	30 m	0,21	0,36	0,51
60 m	0,22	0,29	0,32	60 m	0,23	0,39	0,53
100 m	0,26	0,34	0,37	100 m	0,26	0,43	0,55
TR/FS				DG/KG			
3 m	0,02	0,02	0,03	3 m	0,18	0,22	0,24
10 m	0,03	0,03	0,03	10 m	0,30	0,36	0,35
30 m	0,35	0,43	0,34	30 m	0,33	0,35	0,33
60 m	0,33	0,34	0,29	60 m	0,34	0,42	0,33
100 m	0,36	0,44	0,39	100 m	0,39	0,41	0,40
DG/GG				DG/MG			
3 m	0,25	0,26	0,27	3 m	0,08	0,08	0,08
10 m	0,28	0,29	0,28	10 m	0,15	0,15	0,15
30 m	0,33	0,35	0,33	30 m	0,22	0,22	0,22
60 m	0,39	0,41	0,39	60 m	0,29	0,29	0,28
100 m	0,39	0,41	0,40	100 m	0,30	0,30	0,30
KG/GG				KG/MG			
3 m	0,20	0,22	0,19	3 m	0,04	0,05	0,06
10 m	0,29	0,31	0,31	10 m	0,16	0,20	0,21
30 m	0,46	0,49	0,48	30 m	0,23	0,28	0,31
60 m	0,51	0,55	0,52	60 m	0,28	0,35	0,33
100 m	0,49	0,52	0,53	100 m	0,32	0,38	0,35
GG/MG				BK/RK			
3 m	0,08	0,08	0,08	3 m	0,08	0,08	0,07
10 m	0,17	0,18	0,17	10 m	0,12	0,12	0,12
30 m	0,29	0,30	0,31	30 m	0,19	0,19	0,19
60 m	0,35	0,37	0,40	60 m	0,23	0,23	0,23
100 m	0,35	0,43	0,43	100 m	0,28	0,28	0,28
GA/RA							
3 m	0,07	0,07	0,08				
10 m	0,18	0,20	0,22				
30 m	0,26	0,28	0,32				
60 m	0,35	0,37	0,35				
100 m	0,37	0,40	0,33				

Die Gesamtmittelwerte der einzelnen Radien (alle 11 Artenpaare) betragen bei:

Methode	I	II	III
3 m	0,11	0,13	0,13
10 m	0,16	0,20	0,21
30 m	0,26	0,30	0,31
60 m	0,32	0,36	0,36
100 m	0,34	0,39	0,38

Tab. 29:

Artenvorhersage und Anwesenheit (+) bzw. Abwesenheit (-) auf den Untersuchungsflächen im Landkreis Freising. – *Prediction and presence (+) respectively absence (-) of the species on the test areas in the district of Freising.*

Flächen- nummer	Art	Kontrollgang				Flächen- nummer	Art	Kontrollgang			
		1	2	3	4			1	2	3	4
1- 1	GG	-	-	+	+	6- 1	-	-	-	-	-
1- 2	-	-	-	-	-	6- 2	-	-	-	-	-
1- 3	-	-	-	-	-	6- 3	-	-	-	-	-
1- 4	-	-	-	-	-	6- 4	-	-	-	-	-
1- 5	-	-	-	-	-	6- 5	-	-	-	-	-
1- 6	GG	-	+	+	+	6- 6	DG	-	-	-	-
1- 7	GG	-	+	+	+	6- 7	MG	-	+	+	+
1- 8	FS	-	-	-	-	6- 8	GG	-	+	+	+
1- 9	DG	-	-	+	+	6- 9	GG	-	+	+	+
1-10	FS	-	+	+	+	6-10	MG	-	+	+	+
2- 1	-	-	-	-	-	7- 1	-	-	-	-	-
2- 2	-	-	-	-	-	7- 2	-	-	-	-	-
2- 3	-	-	-	-	-	7- 3	-	-	-	-	-
2- 4	-	-	-	-	-	7- 4	RK	-	+	+	+
2- 5	-	-	-	-	-	7- 5	-	-	-	-	-
2- 6	-	-	-	-	-	7- 6	MG	-	+	+	+
2- 7	-	-	-	-	-	7- 7	KG	-	-	-	-
2- 8	-	-	-	-	-	7- 8	MG	-	-	-	-
2- 9	-	-	-	-	-	7- 9	MG	-	-	+	+
3- 1	SR	-	+	+	+	7-10	RA	-	-	-	-
3- 2	RA	+	+	+	-	8- 1	-	-	-	-	-
3- 3	RA	+	+	+	+	8- 2	-	-	-	-	-
3- 4	-	-	-	-	-	8- 3	DG	-	-	-	-
3- 5	-	-	-	-	-	8- 4	GA	+	+	-	+
3- 6	TR	-	+	+	+	8- 5	GA	+	+	+	-
3- 7	TR	-	+	+	+	8- 6	DG	-	+	+	+
3- 8	TR	-	+	+	-	8- 7	BK	-	-	-	-
3- 9	FS	-	+	+	-	8- 8	GG	-	-	+	-
3-10	SR	-	+	+	+	8- 9	FS	-	+	+	-
3-11	TR	-	+	+	+	8-10	SR	-	+	+	+
3-12	TR	-	+	+	+	8-11	FS	-	+	+	+
3-13	SR	-	+	+	+	9- 1	GA	+	+	+	-
4- 1	GA	+	+	+	-	9- 2	SR	-	+	+	+
4- 2	-	-	-	-	-	9- 3	-	-	-	-	-
4- 3	-	-	-	-	-	9- 4	-	-	-	-	-
4- 4	-	-	-	-	-	9- 5	GA	+	+	-	-
4- 5	-	-	-	-	-	9- 6	BK	-	-	-	-
4- 6	GA	-	+	+	+	9- 7	BK	+	+	+	-
4- 7	RA	-	-	-	-	9- 8	RA	-	+	+	-
4- 8	RK	+	+	-	+	9- 9	BK	-	-	+	-
4- 9	KG	-	-	-	-	9-10	RA	-	+	+	-
4-10	KG	-	-	-	-	9-11	BK	-	-	-	-
5- 1	-	-	-	-	-	9-12	FS	-	-	-	-
5- 2	-	-	-	-	-	9-13	FS	-	+	+	-

Flächen- nummer	Art	Kontrollgang				Flächen- nummer	Art	Kontrollgang			
		1	2	3	4			1	2	3	4
5- 3	-	-	-	-	-	9-14	SR	-	+	+	+
5- 4	-	-	-	-	-	10- 1	RK	+	+	-	-
5- 5	-	-	-	-	-	10- 2	RK	+	+	+	-
5- 6	GA	+	+	+	-	10- 3	RK	+	+	-	-
5- 7	KG	-	-	+	+	10- 4	MG	-	+	+	+
5- 8	KG	-	-	+	+	10- 5	RK	+	+	+	-
5- 9	RK	+	+	+	+	10- 6	DG	-	-	+	+
5-10	GA	+	+	+	-	10- 7	MG	-	+	+	+
						10- 8	KG	-	-	-	-
						10- 9	DG	-	-	+	+
						10-10	KG	-	-	-	-

Tab. 30:

Ergebnisse der Überprüfung der ermittelten Werte der Habitatstruktur. – *Results of the verification of the outcomes of the analysis of habitat structures.*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
TR	5	0	5	0	0	0	5	0	5	0	5	0	5	5
SR	6	2	4	0	0	2	4	2	4	2	4	2	4	6
FS	7	0	7	0	0	0	5	0	5	0	1	0	5	5
DG	6	1	5	0	0	0	1	0	4	0	3	0	4	4
KG	7	0	7	0	0	0	0	0	2	0	2	0	2	2
GG	6	1	5	0	5	0	4	1	5	1	4	1	4	5
MG	7	1	6	0	0	1	4	1	5	1	5	1	5	6
RK	7	5	2	4	2	5	2	4	1	2	2	5	2	7
BK	5	0	5	0	1	0	1	0	2	0	0	0	1	1
GA	8	5	3	5	2	5	3	3	3	1	1	5	3	8
RA	6	2	4	2	0	2	2	2	2	1	0	2	2	4
Summe	70	17	53	11	10	15	31	13	38	8	24	16	37	53

Spalte 1: Anzahl der vorhergesagten Paare

Spalte 2: Anzahl der vorhergesagten Paare auf zufällig gewählten Flächen

Spalte 3: Anzahl der vorhergesagten Paare auf gezielt gewählten Flächen

Spalten 4–11: Ergebnisse der vier durchgeführten Kontrollen

Die Spalten 4, 6, 8 und 10 beziehen sich auf die zufällig, die Spalten 5, 7, 9 und 11 auf die gezielt ausgewählten Flächen

Spalte 12: Anzahl der Paare, die mindestens zweimal registriert wurden – zufällig ausgewählte Flächen

Spalte 13: Dito – gezielt ausgewählte Flächen

Spalte 14: Summe der Werte der Spalten 12 und 13

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern](#)

Jahr/Year: 1984

Band/Volume: [24 1 1984](#)

Autor(en)/Author(s): Magerl Christian Hans

Artikel/Article: [Habitatstrukturanalyse bei Singvögeln zur Brutzeit im nordöstlichen Erdinger Moos 1-85](#)