

**GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur
auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten
im Regierungsbezirk Leipzig**

Diplomarbeit
vorgelegt von
Bastian Bomhard
aus Wuppertal

angefertigt am
Geographischen Institut
der Georg-August-Universität Göttingen
2002

Referent

Prof. Dr. Gerhard Gerold

Geographisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen

Abteilung Landschaftsökologie



Korreferentin

Dr. Angela Lausch

UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Sektion Angewandte Landschaftsökologie



„So verlangt die heutige Situation ein Zurückgehen auf die primären Fragen räumlicher und landschaftlicher Zusammenhänge; sie verlangt als Fachmann den Geographen.“

NEEF 1950: 310

„Let the young in spirit look to the future and ,think landscape‘.“

FORMAN & GODRON 1986: IX

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) in Leipzig. Unter der Anleitung von Frau Dr. Angela Lausch untersuchen hier Diplomanden und Praktikanten bereits seit einiger Zeit den Einfluss unterschiedlicher Landschaftsfaktoren und Landschaftsstrukturen auf das Vorkommen von Tier- und Pflanzenarten insbesondere in Mitteldeutschland. Zuletzt konzentrierten sich diese Untersuchungen auf die Vogelwelt Sachsens.

Ich danke Herrn Prof. Dr. Gerhard Gerold (Georg-August-Universität Göttingen) für die freundliche Betreuung und Begleitung meiner Diplomarbeit.

Ich danke Frau Dr. Angela Lausch (UFZ) für ihre unermüdliche Unterstützung in technischen und nichttechnischen Angelegenheiten sowie ihre fürsorgliche Betreuung und Begleitung meiner Diplomarbeit. Die Zeit als ihr Praktikant und Diplomand ist eine besondere fachliche Bereicherung für mich gewesen.

Zudem bedanke ich mich bei Frau Dr. Dagmar Haase (UFZ) für ihre Hilfe bei der Beschaffung und Bearbeitung der Bodendaten sowie die Durchsicht des Kapitels „Das Untersuchungsgebiet“ meiner Arbeit und bei Herrn Dr. Ingolf Kühn (UFZ) für seine kurzfristige Hilfe bei der statistischen Auswertung meiner Daten, insbesondere dem *Resampling*, sowie die Durchsicht meiner Ausführungen zu diesem Thema.

Beim UFZ und seinen Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen, insbesondere in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie, bedanke ich mich für Rat und Tat sowie die Bereitstellung von Hardware, Software, Daten und Quellen für meine Diplomarbeit. Auch dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) und dem Staatlichen Umweltfachamt Leipzig (StUFA) sei für die kostenlose Bereitstellung von Daten gedankt. Ein weiterer Dank geht an Angelika Jentsch, die in ihrer Diplomarbeit am UFZ ein ähnliches Thema bearbeitete, für den anregenden gedanklichen Austausch.

Danken möchte ich an dieser Stelle denjenigen Praktikanten, Diplomanden und Doktoranden am UFZ, die mir meine Zeit in Leipzig zu einer sehr schönen persönlichen Erfahrung haben werden lassen.

Außerdem bedanke ich mich bei der Studienstiftung des deutschen Volkes und dem Deutschen Akademischen Austauschdienst für die ideelle und materielle Förderung während meines Hauptstudiums.

Mein Verständnis von Naturschutz beruht v.a. auf meiner Begegnung mit Prof. Dr. James R. Butler (University of Alberta, Edmonton, Kanada). Ich bin sehr froh darüber, dass mir die Möglichkeit gegeben wurde, sein Schüler zu sein.

Ein besonderer Dank geht an meine langjährige Freundin Kathi Feiden, die mich vom ersten bis zum letzten Tag meines Studiums auf fast allen Stationen begleitet hat. Mit ihr habe ich Freud und Leid geteilt. Ohne sie wäre vieles ohne Sinn. Ihr gehört mein Herz.

Mein ganz besonderer Dank gilt schließlich meinen Eltern, die mir mein Studium und meine „Studien“ im In- und Ausland ermöglichten, für ihre großzügige Unterstützung. Bei ihnen werde ich immer ein liebevolles Zuhause haben – so wie bei der Familie Oforo A. Macha.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	I
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
Kartenverzeichnis.....	VII
Folienverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1 Problemstellung und Zielsetzung	1
2 Begriffsbestimmung	5
3 Das Untersuchungsgebiet	9
3.1 Kulturraum: Gliederung und Grundlagen	9
3.2 Naturraum: Gliederung und Grundlagen.....	10
3.3 Aktuelle Landnutzung	17
4 Die untersuchten Arten.....	19
4.1 Auswahl der Arten	19
4.2 Vorstellung der Arten	21
4.3 Ableitung der artspezifischen Hypothesen zur Bruthabitatwahl.....	28
4.3.1 Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns	29
4.3.2 Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers	30
4.3.3 Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes	32
5 Material und Methoden	35
5.1 Methodische Vorgehensweise	35
5.2 Datengrundlagen	36
5.2.1 Übersicht über die verwendeten Daten.....	36
5.2.2 Abiotische Landschaftsdaten	37
5.2.3 Biotische Landschaftsdaten	38
5.2.4 Vogeldaten	39
5.3 Datenaufbereitung	40
5.3.1 Abiotische Landschaftsdaten	40
5.3.2 Biotische Landschaftsdaten	43
5.3.3 Vogeldaten	49

5.4	Datenauswertung	52
5.4.1	Einführung in die spezifische Problematik der Datenauswertung	52
5.4.2	Erzeugung der Vergleichsflächen	53
5.4.3	Zonale Statistik zu den Brutrevieren und Vergleichsflächen	54
5.4.4	Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für die Brutreviere und Vergleichsflächen.....	55
5.4.5	Statistische Überprüfung der Hypothesen per Resampling-Verfahren.....	58
5.4.6	Deskriptive Statistik zu den Ergebnissen des Resampling-Verfahrens.....	62
6	Präsentation und Interpretation der Ergebnisse	64
6.1	Verteilung der untersuchten Brutreviere im Regierungsbezirk Leipzig	64
6.2	Verteilung der verwendeten Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig	68
6.3	Ausprägung der abiotischen und biotischen Habitatfaktoren im Regierungsbezirk Leipzig	69
6.4	Ergebnisse der statistischen Überprüfung der artspezifischen Hypothesen zur Bruthabitatwahl	72
6.4.1	Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns	73
6.4.2	Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers.....	83
6.4.3	Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes	92
6.4.4	Vergleich der Brutreviere von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz im Hinblick auf artübergreifend untersuchte Bruthabitatfaktoren.....	102
7	Diskussion	109
7.1	Diskussion der Ergebnisse	109
7.1.1	Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns	109
7.1.2	Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers.....	114
7.1.3	Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes	118
7.1.4	Anwendbarkeit der Ergebnisse in Forschung und Planung.....	123
7.1.5	Übertragbarkeit der Ergebnisse in Raum und Zeit	125
7.2	Diskussion des Materials und der Methoden	128
7.2.1	Fehlerquellen und Einflussgrößen	128
7.2.2	Chancen und Grenzen des Resampling-Verfahrens im Vergleich mit anderen statistischen Verfahren zur Habitatanalyse	134
8	Zusammenfassung	138
	Literaturverzeichnis	141
	Anhang	
	Anlage	

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Die drei räumlichen Einheiten bzw. Ebenen <i>Patch</i> , Klasse und Landschaft	7
Abb. 2:	Lageskizze des Regierungsbezirkes Leipzig und seiner Kreise.....	10
Abb. 3:	Naturregionen und Naturräume mit Anteilen am Regierungsbezirk Leipzig.....	11
Abb. 4:	Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen im Regierungsbezirk Leipzig	18
Abb. 5:	Übersicht über die methodische Vorgehensweise.....	35
Abb. 6:	Annahmebereiche von H_0 und H_A bei Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 5\%$ sowie empirische Irrtumswahrscheinlichkeit P für die kritischen Werte $P = 0,05$ beim einseitigen Test und $P = 0,025$ beim zweiseitigen Test	60
Abb. 7:	Lageskizze der 14 224 im <i>Resampling</i> -Verfahren verwendeten Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig.....	68
Abb. 8:	Quadratische Matrix der Scatter- und Histogramm-Plots für die metrisch skalierten Klima- und Reliefdaten der 14 224 Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig	71
Abb. 9:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Rebhuhns und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	76
Abb. 10:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Rebhuhns und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	81
Abb. 11:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Flussregenpfeifers und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	86
Abb. 12:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Flussregenpfeifers und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	90
Abb. 13:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Kiebitzes und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	96
Abb. 14:	Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Kiebitzes und Ergebnis des statistischen Tests (P -Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik).....	100
Abb. 15:	Mittelwert-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen und der mittleren Brutreviere der drei Arten	103
Abb. 16:	Mittelwert-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen und der mittleren Brutreviere der drei Arten	107

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Klimatische Normalwerte für die Naturräume mit Anteilen am Regierungsbezirk Leipzig	14
Tab. 2:	Übersicht über die Quellen der verwendeten Landschafts- und Vogeldaten	36
Tab. 3:	Übersicht über die verwendeten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten sowie Vogeldaten mit Angabe des Bezugs- oder Erhebungsraums, des Bezugs- oder Erhebungszeitraums und des Ausgangsmaßstabs (bzw. der Auflösung)	37
Tab. 4:	Klasseneinteilung im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“	41
Tab. 5:	Klasseneinteilung im Bodenthema „Geogenese“	42
Tab. 6:	Klasseneinteilung im Biotopthema „Landnutzungen“	45
Tab. 7:	Klasseneinteilung im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“	46
Tab. 8:	Ausschluss von Brutvorkommen während der Datenaufbereitung	50
Tab. 9:	Auswahl von Pufferradien für Punktdaten und resultierende Revierflächen	51
Tab. 10:	Ausschnitt aus einer Tabelle mit den relevanten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten für die einzelnen Brutreviere des Rebhuhns	55
Tab. 11:	Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für die Klima- und Reliefdaten der 14 224 Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig	71
Tab. 12:	Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Rebhuhn im Regierungsbezirk Leipzig	74
Tab. 13:	Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Flussregenpfeifer im Regierungsbezirk Leipzig	84
Tab. 14:	Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Kiebitz im Regierungsbezirk Leipzig	94
Tab. 15:	Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 204 Brutreviere des Rebhuhns im Regierungsbezirk Leipzig	A-8
Tab. 16:	Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 97 Brutreviere des Flussregenpfeifers im Regierungsbezirk Leipzig	A-9
Tab. 17:	Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 99 Brutreviere des Kiebitzes im Regierungsbezirk Leipzig	A-10

Kartenverzeichnis

Karte 1: Die untersuchten Brutvorkommen des Rebhuhns im Regierungsbezirk Leipzig	65
Karte 2: Die untersuchten Brutvorkommen des Flussregenpfeifers im Regierungsbezirk Leipzig	66
Karte 3: Die untersuchten Brutvorkommen des Kiebitzes im Regierungsbezirk Leipzig	67
Karte 4: Landnutzungen im Untersuchungsgebiet	A-11
Karte 5: Sukzessionsstadien und Saumstrukturen im Untersuchungsgebiet.....	A-12
Karte 6: Das Relief im Untersuchungsgebiet: Höhenlage	A-13
Karte 7: Die Böden im Untersuchungsgebiet: Bodenartenhauptgruppen	A-14
Karte 8: Die Böden im Untersuchungsgebiet: Geogenese.....	A-15
Karte 9: Das Klima im Untersuchungsgebiet: Sonnenscheindauer	A-16
Karte 10: Das Klima im Untersuchungsgebiet: Jahrestemperatur	A-17
Karte 11: Das Klima im Untersuchungsgebiet: Jahresniederschlag	A-18
Karte 12: Das Klima im Untersuchungsgebiet: Windgeschwindigkeit.....	A-19

Folienverzeichnis

Folie 1: Untersuchte Brutvorkommen des Rebhuhns.....	Anlage
Folie 2: Untersuchte Brutvorkommen des Flussregenpfeifers	Anlage
Folie 3: Untersuchte Brutvorkommen des Kiebitzes.....	Anlage

Abkürzungsverzeichnis

α	Irrtumswahrscheinlichkeit bzw. Signifikanzniveau α
Abb.	Abbildung
Aufl.	Auflage
AWMSI	<i>Area-Weighted Mean Shape Index</i> (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995)
Bearb.	Bearbeitung
BL	ehemaliger Bezirk Leipzig
BRD	heutige Bundesrepublik Deutschland
bzw.	beziehungsweise
°C	Grad Celsius
ca.	circa
CIR	Color-Infrarot
CIR 10	Color-Infrarot-Biotoptypenkartierung im Maßstab 1 : 10 000
cm	Zentimeter
DDR	ehemalige Deutsche Demokratische Republik
DGM 25	Digitales Geländemodell im Maßstab 1 : 25 000
d.h.	das heißt
ED	<i>Edge Density</i> (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995)
et al.	<i>et alii</i> (und andere)
etc.	<i>et cetera</i> (und so weiter)
evtl.	eventuell
exkl.	exklusive
Fam.	Familie
ggf.	gegebenenfalls
GIS	Geographische Informationssysteme
h	Stunde
H ₀	Nullhypothese
H _A	Alternativhypothese
ha	Hektar
Hrsg.	Herausgeber
Hyp.	Hypothese
i.e.S.	im engeren Sinne
inkl.	inklusive

i.w.S.	im weiteren Sinne
Jh.	Jahrhundert
Kap.	Kapitel
km	Kilometer
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LSM	Landschaftsstrukturmaße
LV	Landesvermessungsamt
m	Meter
max.	maximal
min.	minimal
Mitt.	Mitteilung
mm	Millimeter
MMK 25	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1 : 25 000
MPS	<i>Mean Patch Size</i> (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995)
MSI	<i>Mean Shape Index</i> (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995)
mündl.	mündlich
N	Stichprobenumfang N der künstlichen Grundgesamtheit
n	Stichprobenumfang n einer bestimmten Stichprobe
NN	Normalnull
Nr.	Nummer
o.J.	ohne Jahr
Ord.	Ordnung
P	empirische Irrtumswahrscheinlichkeit bzw. nominelles Signifikanzniveau P
PD	<i>Patch Density</i> (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995)
r_s	Rang-Korrelationskoeffizient r_s nach Spearman
RBL	heutiger Regierungsbezirk Leipzig
s	Sekunde
s.o.	siehe oben (im gleichen Kap.)
sog.	sogenannte
sqm	Quadratmeter
StUFA	Staatliches Umweltfachamt Leipzig
s.u.	siehe unten (im gleichen Kap.)
Tab.	Tabelle
TK 10	Topographische Karte im Maßstab 1 : 10 000

TK 25	Topographische Karte im Maßstab 1 : 25 000
ü.	über
u.a.	unter anderem
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
unveröff.	unveröffentlicht
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
WBK 25	Waldbodenkarte im Maßstab 1 : 25 000
x	mal (Multiplikationszeichen im Text und in Tabellen)
z.B.	zum Beispiel
zit.	zitiert
z.T.	zum Teil
zugl.	zugleich

1 Problemstellung und Zielsetzung

Der Mensch prägt und formt die Landschaften, die er besiedelt und bewirtschaftet, mehr als jedes andere Lebewesen. Die Landschaften des Untersuchungsgebietes der vorliegenden Arbeit, des Regierungsbezirkes Leipzig, bilden in dieser Hinsicht keine Ausnahme. Der Lebensraum des Menschen ist aber immer auch Lebensraum – oder Habitat – und Lebensgrundlage von Pflanzen und Tieren (vgl. MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). So brüten im Regierungsbezirk Leipzig die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vogelarten Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz (vgl. STEFFENS et al. 1998b).

Jeder Eingriff des Menschen in die Landschaft, wie z.B. eine Nutzungsaufnahme, -aufgabe oder -änderung, birgt Gefahren für die dort lebenden Arten. Für die Bewertung der Eingriffe des Menschen in die Landschaft und deren Auswirkungen auf Pflanzen und Tiere ist es erforderlich, die Bedeutung bestimmter Habitatfaktoren für das Überleben einzelner Arten zu kennen (vgl. LUTZE et al. 1999, KUHN et al. 1998). So sind nach HOVESTADT et al. (1993: 87, 91) Kenntnisse über die Habitatansprüche einzelner Arten eine „wesentliche Vorbedingung für einen Naturschutz, der gefährdete Arten erhalten will“, da deren Zukunftschancen „entscheidend von einem ausreichenden Angebot an geeignetem Lebensraum abhängen“. Was aber macht geeigneten Lebensraum aus?

Die Eignung eines Landschaftsausschnittes als Lebensraum für eine Art wird durch dessen Habitatqualität bestimmt (LUTZE et al. 1999). Ein entscheidender Schritt auf dem Weg zur Bewertung der Habitateignung ist die Feststellung der Habitatbindung einer Art: d.h. die Ermittlung ihrer Habitatansprüche (vgl. KUHN & KLEYER 1999, MÜHLENBERG 1993). Diese variieren jedoch in Raum und Zeit und in Abhängigkeit von der betrachteten Maßstabsebene (WIENS 1989a), so dass sich allgemeine Kenntnisse über die Habitatansprüche einer Art nicht ohne weiteres auf lokale oder regionale Vorkommen dieser Art übertragen lassen.

Ausführliche Angaben über die Bruthabitatansprüche des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes finden sich für Mitteleuropa z.B. in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994 und 1999), für Nord- und Mitteldeutschland in FLADE (1994) sowie für Sachsen in STEFFENS et al. (1998b). Speziell für das Gebiet des Regierungsbezirkes Leipzig liegen bislang jedoch keine statistisch gesicherten Erkenntnisse über den Einfluss verschiedener Landschaftsfaktoren, Landnutzungen und Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl dieser bodenbrütenden Vogelarten vor. Die vorliegende Untersuchung soll dazu beitragen, diese Lücke zu schließen.

Einen „klassischen“ Ansatz zur Untersuchung des Einflusses der Landschaft auf die Habitatwahl einer Art stellt die statistische Analyse von Habitatpräferenzen dar (vgl. MORRISON et al. 1998). Ihr Ziel ist es, signifikante Unterschiede zwischen dem Angebot bestimmter Habitatfaktoren in der Landschaft und der Nutzung dieser Habitatfaktoren durch eine Art in ihrem Habitat nachzuweisen (MORRISON et al. 1998). Diese signifikanten Unterschiede in den Ausprägungen der Habitatfaktoren in der „durchschnittlichen“ Landschaft und dem „durchschnittlichen“ Habitat werden als deren Bevorzugung oder Meidung durch die jeweilige Art interpretiert (vgl. MORRISON et al. 1998).

Die bei einer Brutvogelkartierung von 1993 bis 1995 im Regierungsbezirk Leipzig erfassten Punktdaten über die Brutvorkommen des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes bilden die Grundlage der vorliegenden Untersuchung (vgl. JENTSCH & LAUSCH 2001). Bei diesen Daten handelt es sich um Präsenz-Daten (Vorkommen) ohne bzw. ohne verlässliche Angaben zur Absenz (Nichtvorkommen), Abundanz (Häufigkeit des Vorkommens) oder Inzidenz (Wahrscheinlichkeit des Vorkommens) der drei Vogelarten (vgl. KUHN & KLEYER 1999).

Gegenüber Rasterdaten, wie sie z.B. als Präsenz-Absenz-Daten für die Brutvögel Sachsens vorliegen (vgl. STEFFENS et al. 1998a), besitzen die Punktdaten einen wesentlichen Vorteil: So können mit diesen punktgenau verorteten Angaben die Bruthabitatpräferenzen der drei Arten mit direktem Bezug zu den konkreten Brutplätzen und der diese umgebenden Landschaft untersucht werden (vgl. NAGEL 1999, BEZZEL & PRINZINGER 1990). Die großräumige Erfassung der hier verwendeten Punktdaten ermöglicht zugleich die Ermittlung der Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes auf der regionalen Maßstabsebene des Regierungsbezirkes Leipzig.

Da in der vorliegenden Arbeit der Einfluss der Landschaft auf die Wahl des Bruthabitats, d.h. auf die Wahl des den konkreten Brutplatz umgebenden Brutreviers, untersucht werden soll, werden aus den Punktdaten durch Pufferung „künstliche“ Brutreviere erzeugt (vgl. BLASCHKE 1997a). Die statistische Analyse der Bruthabitatpräferenzen erfolgt auf der sog. „individuellen Maßstabsebene“ dieser „künstlichen“ Brutreviere (WIENS et al. 1987 zit. in MÜHLENBERG & SLOWIK 1997): Dabei werden die Ausprägungen abiotischer, biotischer und struktureller Habitatfaktoren in den 3,14 ha großen Brutrevieren des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes mit deren Ausprägungen in zufällig aus dem Regierungsbezirk Leipzig gewählten, ebenfalls 3,14 ha großen Landschaftsausschnitten verglichen (s.o.).

Für die vorliegende Untersuchung ergeben sich die folgenden Fragen:

- Unterscheiden sich die Brutreviere des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes hinsichtlich ihrer abiotischen, biotischen und strukturellen Eigenschaften signifikant von zufällig aus dem Untersuchungsgebiet gewählten Landschaftsausschnitten oder nicht?
- Welche Ausprägungen der Habitatfaktoren werden von den untersuchten Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig bei der Bruthabitatwahl bevorzugt oder gemieden?
- Wie unterscheiden sich die ermittelten Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes im Regierungsbezirk Leipzig?
- Bestätigen die ermittelten Bruthabitatpräferenzen der drei Vogelarten die allgemeinen Kenntnisse über deren Bruthabitatansprüche für das Untersuchungsgebiet?

Zur Beantwortung dieser Fragen werden aus der vogelkundlichen Literatur artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren, Landnutzungen und Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes abgeleitet und mit Hilfe eines sog. *Resampling*-Verfahrens statistisch überprüft (vgl. SIMON 1997, MANLY 1998, LUNNEBORG 2000). Die Aufbereitung und Auswertung der verwendeten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten sowie Vogeldaten wird mit Hilfe Geographischer Informationssysteme und des Landschaftsstrukturanalyse-Programms FRAGSTATS durchgeführt (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995).

Die Kombination von Geographischen Informationssystemen und statistischen Testverfahren hat sich bereits bei früheren Habitatanalysen als zielführend erwiesen (BLASCHKE 1999a, AHRENS 1998, BLASCHKE 1997a, BLASCHKE 1997b). Insbesondere aufgrund des Fehlens von Absenz-, Abundanz-, und Inzidenz-Daten (s.o.) sowie des „Skalen-Sprungs“ zwischen den kleinen Flächen der einzelnen Brutreviere und der großen Fläche des Untersuchungsgebietes ist jedoch in der vorliegenden Untersuchung die Anwendung „klassischer“ statistischer Verfahren zur Habitatanalyse wie z.B. des *t*-Tests (AHRENS 1998), des χ^2 -Tests (BLASCHKE 1997a, BLASCHKE 1997b, PRIBIL & PICMAN 1997) oder der logistischen Regression (JENTSCH 2002, SCHRÖDER 2000, KUHN et al. 1998, KUHN 1997, PRIBIL & PICMAN 1997) nicht möglich (vgl. KLEYER et al. 1999, MORRISON et al. 1998). Deshalb wird hier der „alternative“ Lösungsansatz eines *Resampling*-Verfahrens zur Habitatanalyse verfolgt.

Vor diesem Hintergrund stellen sich die folgenden methodischen Fragen:

- Lassen sich mit Hilfe des *Resampling*-Verfahrens auf der betrachteten Maßstabsebene und mit den dafür verfügbaren abiotischen und biotischen Landschaftsdaten erfolgreich Bruthabitatpräferenzen der untersuchten Vogelarten ermitteln?
- Was sind die Chancen und Grenzen des *Resampling*-Verfahrens im Vergleich mit anderen statistischen Verfahren zur Habitatanalyse?

Zum Aufbau der vorliegenden Arbeit: Im folgenden Kap. 2 werden zunächst einige grundlegende Begriffe eingeführt. Danach wird in Kap. 3 auf das Untersuchungsgebiet eingegangen. Im Anschluss daran wird die Auswahl der untersuchten Vogelarten begründet (vgl. Kap. 4.1). Insbesondere deren Bruthabitatansprüche werden steckbriefartig vorgestellt (vgl. Kap. 4.2), um aus diesen Angaben anschließend artspezifische Hypothesen zur Bruthabitatwahl abzuleiten (vgl. Kap. 4.3). Die verwendeten Datengrundlagen sowie die Methoden der Aufbereitung und Auswertung derselben werden in Kap. 5 beschrieben. Eine Übersicht über die methodische Vorgehensweise bietet Abb. 5.

Die bei der statistischen Überprüfung der Hypothesen erzielten Ergebnisse werden in Kap. 6 artspezifisch und artübergreifend präsentiert und interpretiert. In Kap. 7.1.1 bis 7.1.3 werden sie im Vergleich mit den in der Literatur genannten Bruthabitatansprüchen diskutiert. Auf die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit der erzielten Ergebnisse wird in Kap. 7.1.4 bzw. Kap. 7.1.5 eingegangen. Vor der abschließenden Zusammenfassung (vgl. Kap. 8) werden außerdem mögliche Fehlerquellen und Einflussgrößen der vorliegenden Untersuchung sowie die Chancen und Grenzen des *Resampling*-Verfahrens erörtert (vgl. Kap. 7.2).

2 Begriffsbestimmung

An dieser Stelle sollen einige grundlegende und für das Verständnis der vorliegenden Arbeit bedeutende Begriffe, für die es in der Literatur z.T. keine einheitlichen Definitionen gibt, voneinander abgegrenzt und eingeführt werden.

- **Biotop:** Mit dem Begriff „Biotop“ wird der durch einheitliche Beschaffenheit gekennzeichnete und dadurch gegenüber seiner Umgebung abgrenzbare Lebensraum (bzw. die Lebensstätte) einer Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren bezeichnet (SCHAEFER 1992, BASTIAN & SCHREIBER 1999; vgl. Begriff „Landschaftselemente“).
- **Biotoptypen oder -klassen:** Gleichartig oder ähnlich beschaffene Biotope können zu bestimmten Biotoptypen oder -klassen zusammengefasst werden (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999; vgl. Begriff „Landschaftselementtypen oder -klassen“).
- **Habitat:** Mit dem Begriff „Habitat“ wird der charakteristische Wohnort oder Standort einer Art, gelegentlich aber auch nur einer Population oder eines Individuums, bezeichnet (SCHAEFER 1992, BEZZEL & PRINZINGER 1990). Dieser ursprünglich autökologische (auf die Ökologie einer einzelner Art ausgerichtete) „Habitat“-Begriff wird heute jedoch v.a. in der englischsprachigen Literatur als Synonym zu dem synökologischen (auf die Ökologie ganzer Lebensgemeinschaften und deren Lebensräume ausgerichteten) „Biotop“-Begriff (s.o.) verwendet (SCHAEFER 1992).
- **Habitatansprüche:** Als Habitatansprüche werden diejenigen Ansprüche bezeichnet, „die eine Art an die Umgebungsbedingungen stellt, um in einem bestimmten Lebensraum existieren zu können“ (SCHAEFER 1992: 54).
- **Habitatfaktoren:** Unter dem Begriff „Habitatfaktoren“ werden hier alle möglichen und tatsächlichen landschaftlichen Einflussfaktoren auf die Habitatwahl (s.u.) verstanden, d.h. alle abiotischen, biotischen und strukturellen Eigenschaften einer Landschaft.
- **Habitatpräferenz:** Die „Korrelation im Vorkommen von Tieren und Pflanzen mit bestimmten Lebensräumen“ oder bestimmten Habitatfaktoren wird als Habitatpräferenz bezeichnet (SCHAEFER 1992: 54). Ist ein Habitatfaktor im Habitat einer Art signifikant häufiger bzw. seltener vorhanden (oder stärker bzw. schwächer ausgeprägt), als es im Vergleich mit der umgebenden Landschaft zu erwarten wäre, so wird dies als Bevorzugung bzw. Meidung des jeweiligen Habitatfaktors durch diese Art interpretiert (vgl. Kap. 1 und KREBS 1989, MÜHLENBERG 1993, MORRISON et al. 1998).

- **Habitatqualität:** Mit dem Begriff „Habitatqualität“ wird „ein Maß für die Eignung eines Landschaftsausschnittes als Lebensraum“ für eine bestimmte Art bezeichnet (LUTZE et al. 1999: 224; vgl. MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Aus der Sicht einer Art wird die Qualität eines Habitats durch habitatinterne (z.B. Habitatstrukturen) sowie habitatexterne (z.B. Konkurrenten und Prädatoren) Faktoren bestimmt oder beeinflusst. Sie ist jedoch vom Menschen nur unzureichend über Bewertungskriterien wie z.B. den Reproduktionserfolg der Art in diesem Habitat beurteilbar (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).
- **Habitatwahl:** Der komplexe, über verschiedene (Maßstabs-) Ebenen hierarchisch ablaufende Prozess der Wahl eines bestimmten Landschaftsausschnittes zum Lebensraum eines Individuums wird als Habitatwahl bezeichnet (JONES 2001). Viele Vogelarten beanspruchen in der Landschaft und im Verlauf eines Jahres mehrere verschiedene Teilhabitate (z.B. Brut-, Nahrungs- und Rasthabitate) mit jeweils sehr unterschiedlichen Eigenschaften. In der vorliegenden Arbeit wird ausschließlich auf die Bruthabitatwahl der untersuchten Vogelarten eingegangen, d.h. die Wahl des den konkreten Nistplatz bzw. Brutplatz umgebenden Brutreviers zur Brutzeit (vgl. BEZZEL & PRINZINGER 1990, JONES 2001). Die Entscheidung zur Wahl eines bestimmten Habitats wird von jedem einzelnen Vogel individuell auf der Grundlage einer bestimmten artspezifischen Vorstellung von möglicherweise geeigneten Habitaten getroffen und von zahlreichen intraspezifischen, interspezifischen und Umweltfaktoren fortwährend beeinflusst (HILDÉN 1965, CODY 1985, WIENS 1989a, BEZZEL & PRINZINGER 1990). Die Untersuchung der Habitatwahl vieler Individuen einer Art in einem bestimmten Gebiet kann Aufschluss über generelle Habitatpräferenzen dieser Art in dem jeweiligen Gebiet geben.
- **Landschaftselemente (*Patch*-Ebene):** Mit dem Begriff „Landschaftselemente“ werden die elementaren, in sich relativ homogenen, ökologischen Landschaftseinheiten auf der Erdoberfläche bezeichnet (FORMAN & GODRON 1986). Viele Arten zeigen eine mehr oder minder starke Bindung an spezifische Typen und Formen von Landschaftselementen (BASTIAN & SCHREIBER 1999). So können Landschaftselemente (oder *Patches*) auch als Biotope, Habitate oder Habitatflecken und -inseln verstanden werden (vgl. MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Die Gesamtheit aller gleichartigen oder ähnlichen Landschaftselemente bildet eine Klasse von Landschaftselementen (vgl. Abb. 1).
- **Landschaftselementtypen oder -klassen (Klassen-Ebene):** Durch gleichartige oder ähnliche Beschaffenheit gekennzeichnete Landschaftselemente können zu bestimmten

Typen oder Klassen von Landschaftselementen zusammengefasst werden (FORMAN & GODRON 1986). Die Gesamtheit all dieser Klassen bildet eine Landschaft (vgl. Abb. 1).

- **Landschaft (Landschaftsebene):** Eine Landschaft ist ein in sich heterogener Ausschnitt aus der Erdoberfläche, der aus einem sich in gleicher oder ähnlicher Form darin fortsetzenden Mosaik interagierender Ökosysteme besteht und durch abiotische, biotische und strukturelle Eigenschaften in charakteristischer Weise geprägt ist (vgl. Abb. 1; FORMAN & GODRON 1986, FORMAN 1995, SCHAEFER 1992). Das in der vorliegenden Arbeit betrachtete Untersuchungsgebiet umfasst die Gesamtlandschaft des heutigen Regierungsbezirk Leipzig. Die untersuchten Brutreviere und Vergleichsflächen (vgl. Kap. 5.4.2) werden als Landschaftsausschnitte aus dieser Gesamtlandschaft und – aus der Sicht der brütenden Vögel – als einzelne („Mini-“) Landschaften verstanden.

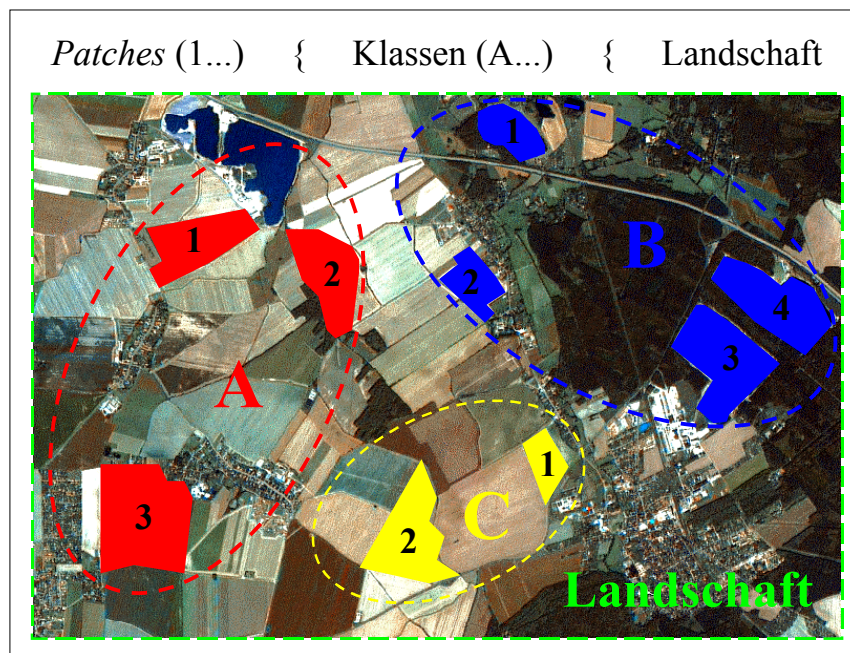


Abb. 1: Die drei räumlichen Einheiten bzw. Ebenen *Patch*, *Klasse* und *Landschaft* (eigener Entwurf unter Verwendung eines Landsat TM-Bildes vom 21.07.1994)

- **Landschaftsfaktoren:** Jedes Landschaftssystem setzt sich aus mehreren Subsystemen zusammen, die von den „Landschaftsfaktoren“ Klima, Boden, Relief etc. gebildet werden, deren Messgrößen als Landschaftsparameter bezeichnet werden (LESER 1991).
- **Landnutzungen und Landnutzungsklassen:** Nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) wird die Inanspruchnahme von Teilen der Erdoberfläche durch den Menschen mit dem Begriff

Landnutzung belegt. Die Vielzahl verschiedener Landnutzungen, räumlich erkennbar bzw. wirksam als Landschaftselemente, verleiht der Landschaft ein mosaikartiges Aussehen (FORMAN 1995). Durch gleichartige oder ähnliche Beschaffenheit gekennzeichnete Landnutzungen lassen sich zu bestimmten Landnutzungsklassen zusammenfassen.

- **Landschaftsstrukturen:** Im engeren Sinne bezieht sich der Begriff „Landschaftsstruktur“ ausschließlich auf die räumlichen Muster und Strukturen in der Landschaft, die sich aus der Verteilung und den Beziehungen der Landschaftselemente im Raum ergeben (vgl. Begriff „Konfiguration“). Im weiteren Sinne (vgl. Titel der vorliegenden Arbeit) schließt der Begriff aber alle räumlich erkennbaren bzw. wirksamen Eigenschaften einer Landschaft ein, d.h. neben den Landschaftsstrukturen i.e.S. auch die Landnutzungen (vgl. Begriff „Komposition“) und die Landschaftsfaktoren (FORMAN & GODRON 1986).
- **Landschaftsstrukturmaße (LSM):** Landschaftsstrukturmaße dienen der Quantifizierung räumlicher Muster und Strukturen. Es können grundsätzlich Maße der Komposition und Maße der Konfiguration einer Landschaft unterschieden werden (TURNER et al. 2001). Entsprechend der räumlichen Eigenschaften, die sie beschreiben, lassen sie sich weiter in Flächen-, Kanten-, Formmaße etc. unterteilen (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1995).
- **Komposition:** Der Begriff „Komposition“ bezieht sich auf die Vielfältigkeit der Landschaft bezüglich der vorhandenen Landschaftselemente ohne Berücksichtigung ihrer räumlichen Verteilung und räumlichen Beziehungen (TISCHENDORF 1995). Damit ist die Komposition ein Maß für landschaftliche Diversität. Sie beeinflusst ökologische Prozesse, insbesondere aber auch Arten, Populationen oder Individuen mit großem Flächenbedarf, „deren Lebensraum aus mehr als einem *Patch* besteht“ (TISCHENDORF 1995: 8). In der vorliegenden Arbeit wird die Komposition der Landschaft z.B. über die Flächenanteile verschiedener Biotopklassen an den Brutrevieren und Vergleichsflächen charakterisiert.
- **Konfiguration:** Der Begriff „Konfiguration“ bezieht sich auf die raumbezogenen Eigenschaften einer Landschaft, d.h. die Verteilung und Beziehungen der vorhandenen Landschaftselemente im Raum, sowie einzelner Landschaftselemente (TISCHENDORF 1995). Auch die Konfiguration einer Landschaft und ihrer Elemente beeinflusst ökologische Prozesse sowie Arten, Populationen oder Individuen (vgl. TURNER 1989, TURNER et al. 2001). Zur Quantifizierung solcher raumbezogenen Eigenschaften werden in der vorliegenden Arbeit verschiedene Landschaftsstrukturmaße auf der Klassen- und Landschaftsebene eingesetzt (vgl. Kap. 5.4.4 und MCGARIGAL & MARKS 1995).

3 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit war durch den räumlichen Bezug der verwendeten Vogeldaten vorgegeben (vgl. Kap. 5.2.4). Für ein größeres Gebiet lagen keine weiteren Punktdaten über die Brutvorkommen der untersuchten Vogelarten vor, für ein kleineres Gebiet dagegen nicht genug Punktdaten, um eine statistische Auswertung durchführen zu können. Daher umfasst das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit den gesamten heutigen Regierungsbezirk Leipzig (RBL).

3.1 Kulturräum: Gliederung und Grundlagen

Der RBL bildet zusammen mit den Regierungsbezirken Chemnitz und Dresden den Freistaat Sachsen und ist zugleich mit der Raumplanungs- und Raumordnungsregion Westsachsen identisch (vgl. REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 1999, BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG 2001). Das ca. 4386 km² große Gebiet (Stand 01.01.2002) grenzt im Westen und Norden an das Bundesland Sachsen-Anhalt, im Nordosten an das Bundesland Brandenburg, im Osten an den Regierungsbezirk Dresden, im Süden an den Regierungsbezirk Chemnitz und im Südwesten an das Bundesland Thüringen (vgl. Abb. 2). Es umschließt die kreisfreie Stadt Leipzig (Lage: 131 m ü. NN auf ca. 51° 20' nördlicher Breite und 12° 22' östlicher Länge; Fläche: 298 km²) sowie die fünf Landkreise Delitzsch (852 km²), Döbeln (424 km²), Leipziger Land (752 km²), Muldentalkreis (893 km²) und Torgau-Oschatz (1168 km²) und in diesen wiederum insgesamt 103 Gemeinden (STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 29.05.2002).

Zum 31.12.2000 lebten insgesamt 1,091 Millionen Einwohner im Untersuchungsgebiet, was einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 249 Einwohnern pro Quadratkilometer entspricht. Jedoch konzentrieren sich in den verdichteten Räumen der Region auf ca. 26% der Fläche etwa 64% der Einwohner des RBL (REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 29.05.2002). Als Ganzes gehört Westsachsen zum sog. differenzierten siedlungsstrukturellen Regionstyp „Agglomerationsräume mit herausragenden Zentren“ (BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG 2001: 14).

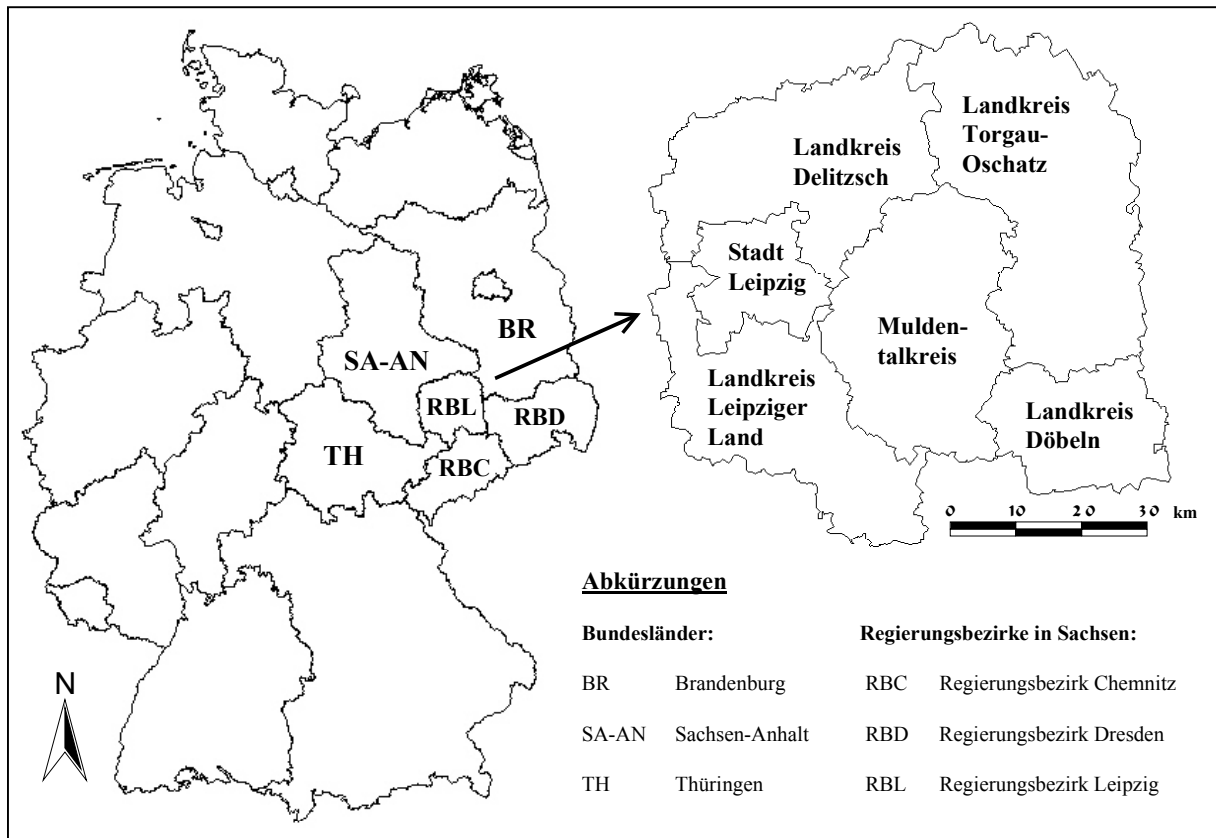


Abb. 2: Lageskizze des Regierungsbezirkes Leipzig und seiner Kreise (eigener Entwurf auf Grundlage von ESRI Arc 500-Daten und Daten des LV Sachsen)

3.2 Naturraum: Gliederung und Grundlagen

Der RBL besitzt Anteile an zwei großen europäischen Naturregionen: dem Tiefland und dem Lössgürtel (BERNHARDT et al. 1986). Eine von mehreren naturräumlichen Gliederungen des RBL entwarfen BERNHARDT et al. (1986) und MANNSFELD & RICHTER (1995). Zum europäischen Tiefland gehören danach die beiden Naturräume Düben-Dahleener Heide sowie Riesa-Torgauer Elbtal (mit einem Ausläufer der größtenteils zum Bundesland Brandenburg gehörenden Elsterwerda-Herzberger Elsterniederung), die einen Teil des sog. Sächsisch-Niederlausitzer Heidelandes bilden (vgl. Abb. 3). Zum europäischen Lössgürtel gehören dagegen die fünf Naturräume Nordsächsisches Platten- und Hügelland, Mittelsächsisches Lösshügelland, Mulde-Lösshügelland, Altenburg-Zeitzer Lösshügelland sowie Leipziger Land (mit Ausläufern der größtenteils zum Bundesland Sachsen-Anhalt gehörenden Halleschen und Weißenfelser Lösshügelländer), die wiederum einen Teil des sog. Sächsischen Lössgefildes bilden (vgl. Abb. 3).

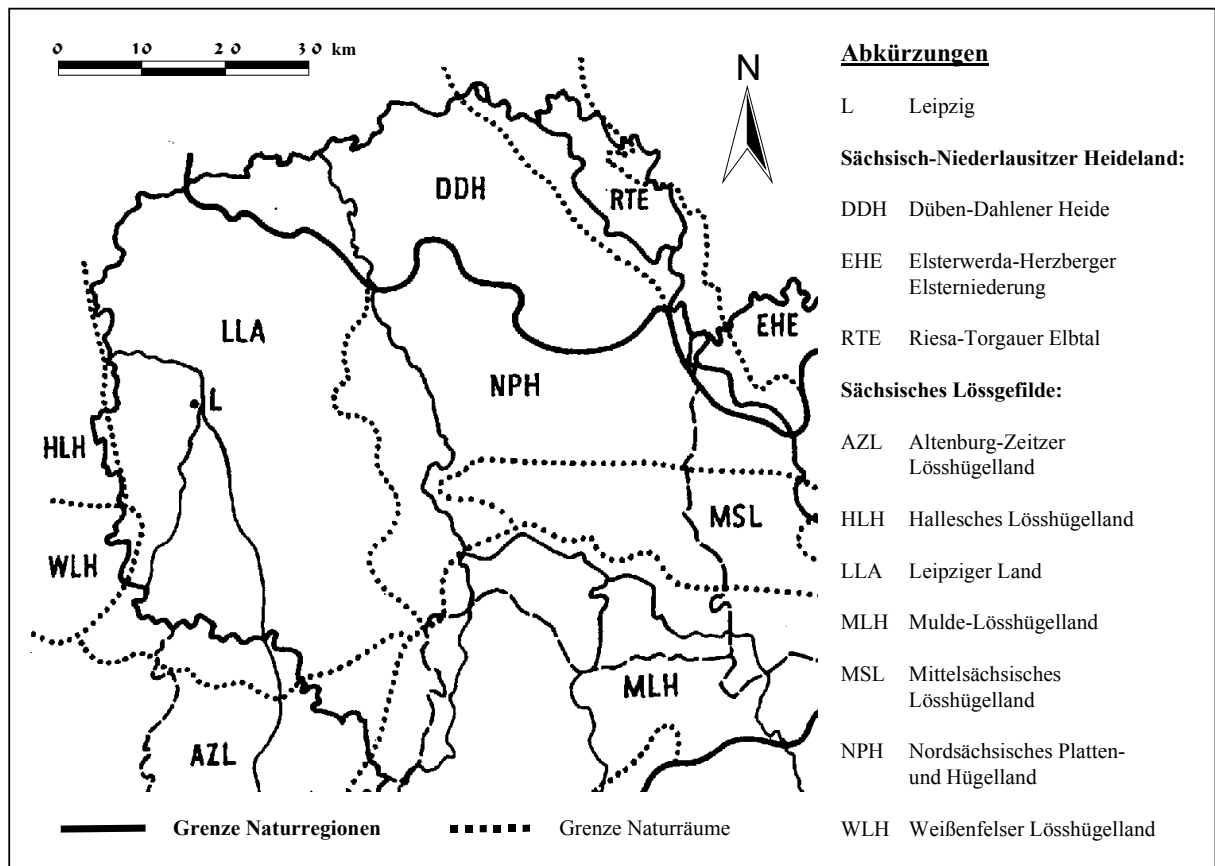


Abb. 3: Naturregionen und Naturräume mit Anteilen am Regierungsbezirk Leipzig nach BERNHARDT et al. 1986 (verändert aus STEFFENS et al. 1998b)

Der REGIONALE PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (1999, 2001) gliedert den RBL unter stärkerer Berücksichtigung der aktuellen Landnutzung in die folgenden sieben Landschaftstypen: urbane Landschaften, Bergbaufolgelandschaften¹, Auenlandschaften, Heidelandschaften, Sandlöss-Ackerebenen-Landschaften, Porphyrhügellandschaften sowie Lösshügellandschaften. Schließlich liefert SCHLÜTER (1991: 54) eine Gliederung des Bezirkes Leipzig der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik (DDR) unter alleiniger Berücksichtigung der (damals) aktuellen Landnutzung und weist für das Untersuchungsgebiet zehn verschiedene „Mosaiktypen des Natürlichkeitsgrades“ anhand der Naturferne bzw. Naturnähe der Vegetation aus.

¹ Die Begriffe „Bergbaulandschaft“, „Bergbaufolgelandschaft“ und „Bergbau(folge)landschaft“ werden in der vorliegenden Arbeit als Synonyme gebraucht. Sie umfassen hier alle unrekultivierten und rekultivierten Bergbauflächen im Südraum und Nordraum Leipzig (vgl. ALTMOOS 1999).

Im folgenden sollen die Naturregionen Westsachsens (vgl. Abb. 3) auf der Grundlage von BERNHARDT et al. (1986), MANNSFELD & RICHTER (1995), KAULFUSS & KRAMER (2000) und REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (2001) charakterisiert werden.

Sächsisch-Niederlausitzer Heideland

Das Sächsisch-Niederlausitzer Heideland, zu dem der gesamte Nordosten des RBL gehört, bildet den südlichsten Ausläufer der europäischen Tieflandsregion in Ostdeutschland. Dabei handelt es sich um Altmoränengebiete, in denen während der Elster- und Saale-Kaltzeit mächtige glaziale und v.a. fluvioglaziale Lockersedimente abgelagert wurden. So dominieren hier bis heute sandig-kiesige und sandig-lehmige Oberflächenbildungen. Die bewaldeten Höhenrücken der Dahlemer Stauchendmoräne (bis 215 m ü. NN) und der Schmiedeberger Stauchendmoräne (bis 190 m ü. NN) ragen bis zu 120 m über das Elbtal und prägen so das ansonsten relativ ruhige bis hügelige Relief der pleistozänen Platten und Senken.

Die Altmoränengebiete sind durch nährstoffarme Böden auf durchlässigen Sanden sowie einen erheblichen Einfluss des Grundwassers gekennzeichnet. Auf den vorwiegend sandigen Substraten in der Düben-Dahlemer Heide bildeten sich auf grundwasserfernen Standorten v.a. Braunerden, bei basenärmeren Sanden auch Braunpodsole, Podsole und Rosterden, auf grundwasserbeeinflussten bzw. -bestimmten Standorten dagegen Gleyböden. Die lehmigeren Substrate tragen hingegen auf grundwasserfernen Standorten Parabraunerden und Fahlerden. Der charakteristische Wechsel von trockenen und feuchten Standorten kulminiert schließlich im vereinzelt Vorkommen von Dünen und Mooren.

Das Sächsisch-Niederlausitzer Heideland besitzt bereits ein ausgeprägtes kontinentales Klima. So liegt die Amplitude der Monatsmitteltemperaturen von Januar und Juli durchschnittlich bei 19 °C (vgl. Tab. 1). Während die Tieflandsregion in Westsachsen insgesamt nur eine geringe klimatische Differenzierung aufweist, lassen sich insbesondere zwischen den Höhenrücken der Stauchendmoränen und den pleistozänen Grundmoränenplatten thermische und hygri-sche Differenzen feststellen. So betragen die Jahresmitteltemperaturen in den zuerst genannten Gebieten 8 °C statt 9 °C, die mittleren Jahresniederschläge in den zuletzt genannten Gebieten meist 550-600 mm statt 600-650 mm (MANNSFELD & RICHTER 1995). Ein klimatisch ausgesprochen begünstigter Raum ist das allgemein wärmere und trockenere Riesa-Torgauer Elbtal (s.u.) im Regenschatten der Düben-Dahlemer Heide mit mittleren Jahresniederschlägen von oft nur 500-550 mm (KAULFUSS & KRAMER 2000). Neben der thermischen und

hygrischen Höhenstufung spielen kleinräumige Luv- und Lee-Wirkungen auch allgemein eine entscheidende Rolle für das Klima im Untersuchungsgebiet. In der Düben-Dahlener Heide dauert die Vegetationsperiode 224-232 Tage (MANNSELD & RICHTER 1995).

Die potentiell natürliche Vegetation der Heidelandschaften, die bis heute zu über einem Drittel der Fläche mit Wald (v.a. Kiefernmonokulturen) bedeckt sind, bilden in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortverhältnissen artenarme Hainsimsen-Eichen-Buchen-Wälder auf den Höhenrücken der Stauchendmoränen sowie lindenreiche Traubeneichen-Hainbuchen-Wälder, kiefernreiche Birken-Stieleichen-Wälder und Eschen-Erlen-Wälder auf den pleistozänen Grundmoränenplatten. Die relativ dünn besiedelten Heidelandschaften des RBL verfügen bis heute über die größten unzerschnittenen Gebiete in Westsachsen und zudem eine Vielzahl besonders bedeutsamer Lebensräume wie Nieder- und Zwischenmoore, Feucht- und Nasswiesen, Bruchwälder, Binnendünen, Sandtrockenrasen sowie Zwergstrauchheiden.

Während die Dübener Heide durch eine niedrige bis mittlere, die Dahlener Heide durch eine mittlere und die grundwasserbeeinflussten bzw. -bestimmten Gebiete der Annaburger Heide, ganz im Nordosten des Untersuchungsgebietes, sogar durch eine sehr hohe natürliche Fließgewässernetzdichte geprägt werden, wurden die meisten Stillgewässer (z.B. Fischteiche) des Sächsisch-Niederlausitzer Heidelandes erst vom Menschen angelegt.

Im Riesa-Torgauer Elbtal durchteilt die bis zu 8 km breite und 10-40 m tiefe, weitestgehend waldfreie Elbaue die eigentlichen Heidelandschaften. Sie wird durch den 140-260 m breiten Strom der Elbe, die hier schon den Charakter eines Tieflandsflusses aufweist, mit seinen großen Mäandern und einigen wenigen Altarmen geprägt. Die z.T. mehrere Meter mächtigen Auenböden der relativ dicht besiedelten Elbaue werden im Deichhinterland als Ackerland, im Deichvorland auch als Grünland genutzt. Weiter im Westen durchschneidet schließlich die hier bereits 3-4 km breite Mittlere Muldenaue das Sächsisch-Niederlausitzer Heidegebiet. Die stark mäandrierende Mulde weist u.a. sehr viele Prall- und Gleithänge, Kiesbänke und Altarme auf und stellt damit einen der letzten naturnahen Mittelläufe mitteleuropäischer Flüsse dar. Nach STEFFENS et al. 1998b sind neben Schotter-, Kies- und Sandablagerungen zudem wassergefüllte Restlöcher von Kies- und Sandgruben charakteristisch, die gleichfalls einen sehr hohen ökologischen Wert besitzen (vgl. PLACHTER 1991). Ebenso wie in der Elbaue kommen in der Mittleren Muldenaue überwiegend Vega-, Vegagley-, Gley- und Humusgleyböden vor. Im Gegensatz zur Elbaue prägen jedoch neben Ackerland und

Grünland auch noch naturnahe Bruchwälder und Restbestände der Weichholz- und Hartholzauenwälder die relativ dünn besiedelte Mittlere Muldenaue.

Tab. 1: Klimatische Normalwerte für die Naturräume mit Anteilen am Regierungsbezirk Leipzig (verändert aus MANNSFELD & RICHTER 1995)

Naturraum	Höhenlage (m)	Mittlere Jahrestemperatur (°C)	Mittlere Januar-Temperatur (°C)	Mittlere Juli-Temperatur (°C)	Mittlerer Jahresniederschlag (mm)
Düben-Dahlener Heide	80-215	8,1-9,0	-0,3	18,6	510-650
Riesa-Torgauer Elbtal	70-95	9,0	-0,2	18,9	540-570
Leipziger Land	90-170	8,5-9,2	-0,1	18,3	480-640
Nordsächsisches Platten- und Hügelland	110-210	8,2-8,9	-0,3	18,0	580-670
Altenburg-Zeitzer Lösshügelland	160-320	8,1-8,6	-0,6	17,6	520-620
Mittelsächsisches Lösshügelland	160-280	8,2-8,9	-0,5	17,9	560-680
Mulde-Lösshügelland	240-380	7,9-8,6	-1,1	17,2	650-750

Sächsisches Lössgefülle

Das Sächsische Lössgefülle², zu dem mit Ausnahme des Nordostens das ganze Gebiet des RBL gehört, schließt sich südlich an die Tieflandsregion an. Insgesamt dacht das Relief im Sächsischen Lössgefülle wie im gesamten Freistaat Sachsen nach Nordwesten und Norden ab. So betragen die Höhenlagen im südöstlichen Mulde-Lösshügelland etwa 240-380 m (z.T. aber außerhalb des RBL), im nordwestlichen Leipziger Land dagegen etwa 90-170 m (vgl. Abb. 3 und Tab. 1). Dieser generellen Abdachungsrichtung folgen im übrigen alle bedeutenden Flüsse im Untersuchungsgebiet (s.u.).

Das ruhige bis hügelige Relief im Westen und Norden des Sächsischen Lössgefülles wird im Osten, in den sog. Porphyrhügellandschaften, zunehmend durch Grundgebirgsdurchragungen wie z.B. die Hohburger Berge (240 m ü. NN) geprägt. Im Süden, im Mulde-Lösshügelland, kennzeichnen hingegen tief eingeschnittene Täler das Relief. Während der Weichsel-Kaltzeit

² Der Begriff „Gefilde“ bezeichnet lössbeeinflusstes bzw. lössbestimmtes Land sowie zugleich aber auch Altsiedelland (BERNHARDT et al. 1986).

unter periglazialen Bedingungen abgelagerte äolische Sedimente, die Sandlöss und Löss, überdecken im Sächsischen Lössgefülde ältere tertiäre und quartäre Sedimente und verleihen diesem Gebiet einen gemeinsamen naturräumlichen Charakter. Innerhalb des Untersuchungsgebietes lassen sich jedoch, getrennt durch die hier sehr unterschiedlich ausgeprägte Lössrandstufe, im Norden ein im Mittel 20-30 km breiter Gürtel mit einer Sandlössdecke von selten 1 m Mächtigkeit (BERNHARDT et al. 1986) auf den pleistozänen Grundmoränenplatten und Grundgebirgskuppen, die sog. Sandlöss-Platten- und Hügelländer, und im Süden ein Gürtel mit einer mächtigen Lössdecke, die sog. Lösshügelländer, unterscheiden. Insgesamt nimmt dabei in den Decksedimenten nach Süden der Sandanteil ab und der Schluffanteil zu.

Auf den schluffhaltigen Treibsanden, Sandlössen und Lössen dominieren in Westsachsen in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortverhältnissen sehr fruchtbare, nährstoffreiche Böden, v.a. Fahlerden und Parabraunerden. Diese zeichnen sich durch ihre Tendenz zur Lessivierung und Vergleyung sowie eine leichte Erodierbarkeit aus. Ganz am westlichen Rand des RBL, im trockensten Teil des Untersuchungsgebietes, bildeten sich jedoch aus ursprünglichen Schwarzerden vorwiegend Griserden. In feuchteren Gegenden und auf bindigeren Substraten kommen im RBL zudem Braunstaugleye und Staugleye vor, auf stärker sandigen und kiesigen Substraten und bei geringerer Mächtigkeit der Lössdecke z.T. auch Braunerden.

Das Sächsische Lössgefülde prägt ein klimatischer Vorlandcharakter. Es besitzt insgesamt nur eine geringe klimatische Differenzierung. Bei einer thermischen Höhenstufung mit einer durchschnittlichen Temperaturabnahme von etwa $0,62\text{ °C}$ pro 100 Höhenmeter (KAULFUSS & KRAMER 2000) nimmt die Jahresmitteltemperatur im Untersuchungsgebiet von Norden und Nordwesten nach Süden und Südwesten von 9 °C auf 8 °C ab (vgl. Tab. 1). In den Flusstälern reicht die thermische Begünstigung jedoch mitunter weit nach Süden. Neben der hygri-schen Höhenstufung mit einer durchschnittlichen Niederschlagszunahme von etwa 50 mm pro 100 Höhenmeter (KAULFUSS & KRAMER 2000) sind großräumige und kleinräumige Luv- und Lee-Wirkungen, insbesondere des Harzes im West- und Nordwestsächsischen Trockengebiet, aber z.B. auch des Collmbergs (313 m ü. NN) bei Oschatz im Osten des RBL dafür verantwortlich, dass sich die allgemeine Zunahme der Kontinentalität von West nach Ost nicht in der Verteilung der mittleren Jahresniederschläge in Westsachsen widerspiegelt. Diese variieren hier nämlich zwischen 500-550 mm im Westen und Nordwesten und 650-750 mm im

Osten und Südosten (MANNSFELD & RICHTER 1995). Die Vegetationsperiode dauert im Leipziger Land 228-233 Tage, im Mulde-Lösshügelland (z.T. aber außerhalb des RBL) dagegen nur noch 216 Tage (MANNSFELD & RICHTER 1995).

Die potentiell natürliche Vegetation der Sandlöss-Platten- und Hügelländer bilden heute lindenreiche Stieleichen-Hainbuchen-Wälder, im südlichen Teil aber auch bodensaure Buchenwälder, die der Lösshügelländer ebenfalls lindenreiche Stieleichen-Hainbuchen-Wälder und Traubeneichen-Hainbuchen-Wälder mit Buchenbeimischung. Von den einstigen Wäldern ist jedoch fast nichts übrig geblieben und die alte, offene Agrarlandschaft des Sächsischen Lössgefildes wird heute von Ackerflächen geprägt. Fast ausschließlich auf Sonderstandorte beschränken sich ökologisch wertvolle Biotope. Dazu zählen Feuchtwiesen in den Bachauen, Magerrasen auf flachgründigen Hängen, trockenwarme Sonderstandorte auf ehemaligem Militärgelände, offengelassene Steinbrüche in den Porphyrhügellandschaften im Osten des RBL sowie einige naturnahe Restwälder auf Kuppen und Hängen.

Während in den Lösshügellandschaften im Südosten Westsachsens ein weitverzweigtes Fließgewässernetz, das im Mulde-Lösshügelland bereits einen gewissen Vorgebirgscharakter zeigt, kennzeichnend ist, sind die Sandlösshügellandschaften im Nordwesten durch geringe bis mittlere Fließgewässernetzdichten sowie eine Vielzahl von Gräben gekennzeichnet. Stillgewässer sind in beiden Landschaftstypen (mit Ausnahme von Fischteichen) generell sehr selten, in den Porphyrhügellandschaften dagegen konzentrieren sich sehr viele, mittlerweile oft naturnahe, vom Menschen angelegte Stillgewässer (u.a. Fischteiche und Steinbrüche).

Im Untersuchungsgebiet kommt den Bergbaufolgelandschaften im Südraum und Nordraum Leipzig innerhalb des Sächsischen Lössgefildes eine besondere Bedeutung zu. Insbesondere im Südraum Leipzig prägen bis heute Aushöhlungen mit 50-100 m unter der umgebenden Geländeoberfläche liegenden Sohlen sowie Aufschüttungen mit bis zu 230 m über die umgebende Geländeoberfläche ragenden Halden das ansonsten vorwiegend flache Relief der sich auf etwa 130-150 m ü. NN erstreckenden Landschaft (vgl. BERKNER 1998). Die Abbaufächen tragen dabei überwiegend vegetationsarme bis vegetationslose Rohböden auf sehr heterogenen Kippsubstraten. Die starke Versauerung und Verarmung der sandig-kiesigen Rohböden hemmt die pflanzliche Besiedlung und insbesondere die Bewaldung, so dass sehr lückige Magerrasen als natürliche Pioniervegetation dominieren. Insgesamt besitzen die vielfältigen anthropogenen Sonderstandorte sowohl der noch nicht rekultivierten als auch der rekultivierten oder renaturierten Abbaufächen einen herausragenden ökologischen Wert als

Lebensräume für seltene oder bedrohte Pflanzen und Tiere (vgl. KRUG et al. 1997, BAIRLEIN 1998, WIEDEMANN 1998). Neben den Tagebaurestlöchern sind zudem u.a. zahlreiche Hochwasserrückhaltebecken für das Gebiet charakteristisch. In Zukunft wird sich das derzeitige Gesicht der Bergbaufolgelandschaft durch großflächig und langfristig angelegte Rekultivierungs- (v.a. Flutungen und Aufforstungen), aber auch Renaturierungsmaßnahmen, die eher auf die Bereitstellung von Naturschutzflächen zielen, entscheidend verändern (vgl. ABRESCH et al. 2000, BERKNER 1998, BERKNER 2001). Die vom Braunkohlentagebau Zwenkau südlich von Leipzig auf einer Länge von 6 km vollständig unterbrochene Elsteraue wird dort aber wohl nicht wieder in ihren ursprünglichen Zustand versetzt werden können.

Ganz im Westen des Untersuchungsgebietes durchquert eben jene 2-4 km breite und bis zu 35 m tiefe Elsteraue bogenförmig das Sächsische Lössgefülle. Sie wies v.a. nordwestlich und südwestlich der Leipziger Innenstadt sehr große zusammenhängende, eichenreiche Eschen-Ulmen-Auwälder auf typischen Auenböden (s.o.) auf, die zu den artenreichsten Mitteleuropas gehörten. Heute gehen sie jedoch zunehmend in ahornreiche Stieleichen-Hainbuchen-Wälder über (HAASE, mündl. Mitt. 2002). Ansonsten überwiegen in der Elsteraue Ackerland, Siedlungen, Grünland und Abbauflächen. Trotz und z.T. auch wegen des umfangreichen Ausbaus von Elster und Luppe sowie des Abbaus von Auenlehm sind hier Altarme und sog. Lehmlachen, d.h. wassergefüllte Restlöcher von Lehmgruben, charakteristisch. Weiter im Osten wird das Sächsische Lössgefülle aber auch noch von dem Pleißetal, dem Parthetal und schließlich den hier tief eingeschnittenen Muldetälern mit bestenfalls 1-2 km breiten Flussauen durchteilt.

3.3 Aktuelle Landnutzung

Die folgenden Angaben zur aktuellen Landnutzung im RBL sind alle dem REGIONALEN PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (29.05.2002) entnommen (vgl. Abb. 4).

Landwirtschaftlich genutzte Flächen mit überwiegend sehr hohen Bodenwertzahlen bedecken heute insgesamt etwa 66% der Fläche Westsachsens. Das ist im Vergleich zur gesamten Bundesrepublik Deutschland (BRD) ein überdurchschnittlich hoher Wert. Hingegen besitzen Waldflächen nur einen Anteil von etwa 15% am Untersuchungsgebiet, das damit zu den waldärmsten Regionen in der gesamten BRD zählt, während 11% der Fläche des RBL von Siedlungs- und Verkehrsflächen eingenommen werden.

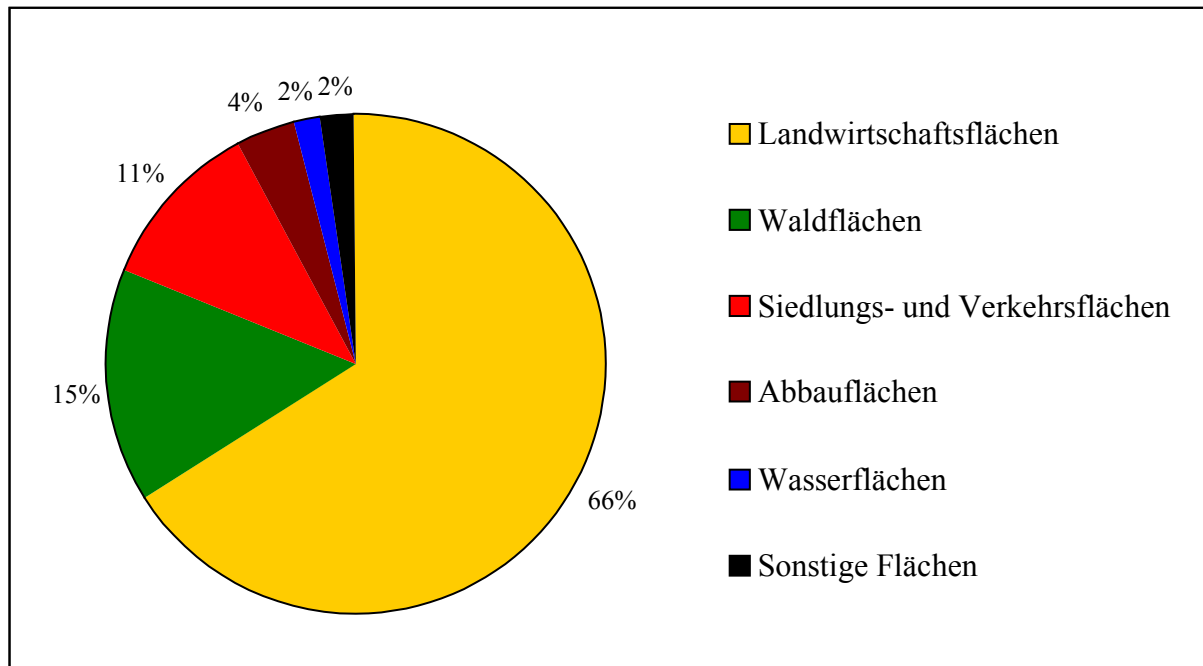


Abb. 4: Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen im Regierungsbezirk Leipzig (eigener Entwurf auf Grundlage von Daten aus REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 29.05.2002)

Mit einem Anteil an der Fläche des RBL von derzeit knapp 4% weisen Abbauflächen, v.a. der Braunkohlentagebaugebiete im Südraum und Nordraum Leipzig, hier zudem einen fast 8-mal höheren Wert als in der gesamten BRD auf. Dagegen machen Wasserflächen derzeit nur knapp 2% der Fläche Westsachsens aus, wo von Natur aus keine Seen vorkommen (vgl. SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994). Ihr Anteil wird jedoch in den kommenden Jahrzehnten im gesamten Mitteldeutschen Braunkohlenrevier aufgrund der begonnenen oder anstehenden Flutung der vorhandenen Tagebaurestlöcher erheblich steigen (vgl. BERKNER 2001). Der Anteil von Naturschutzgebieten an der Fläche des RBL beträgt zur Zeit ebenfalls knapp 2%, der von Landschaftsschutzgebieten dagegen 32%.

Die Flächenanteile der einzelnen Landnutzungen variieren im Untersuchungsgebiet von Naturraum zu Naturraum mitunter beträchtlich. Für Angaben zur aktuellen Landnutzung in den einzelnen Landschaftstypen des RBL sei hier auf den REGIONALEN PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (2001), für Angaben zur aktuellen Landnutzung in den drei wichtigsten Flussauen auf STEFFENS et al. (1998b) verwiesen.

4 Die untersuchten Arten

4.1 Auswahl der Arten

Während der von 1993 bis 1995 durchgeführten Punktkartierung ausgewählter Brutvogelarten im Freistaat Sachsen wurden im Regierungsbezirk Leipzig für insgesamt 37 ausgewählte Brutvogelarten punktgenaue Angaben über deren Brutvorkommen erhoben (vgl. Kap. 5.2.4 sowie STEFFENS et al. 1998a). Für die vorliegende Arbeit wurden auf Grundlage der folgenden Kriterien drei der 37 Brutvogelarten ausgewählt:

- Gibt es eine ausreichende Anzahl von kartierten Brutvorkommen der jeweiligen Vogelart im RBL? Im Hinblick auf die spätere statistische Auswertung wurde eine Mindestanzahl von 100 kartierten Brutvorkommen angestrebt.
- Sind die kartierten Brutvorkommen der jeweiligen Vogelart über den gesamten RBL (oder große Gebiete desselben) verbreitet und sind sie dabei relativ gleichmäßig verteilt? Die Untersuchung von Vogelarten mit räumlich sehr begrenzter Verbreitung oder aber sehr ungleichmäßiger Verteilung auf Grundlage der Landschaftsdaten des gesamten Untersuchungsgebietes wurde als nicht zweckmäßig erachtet.
- Sind die Vogelarten nach Möglichkeit sog. Leitarten³ nach FLADE (1994) und was sind ihre bevorzugten Lebensraumtypen zur Brutzeit? Die zu untersuchenden Arten sollten sich nach dem heutigen Stand des Wissens zum einen durch eine Habitatpräferenz für einige wenige Lebensraumtypen zur Brutzeit auszeichnen, zum anderen aber möglichst auch in ihren Habitatpräferenzen untereinander unterscheiden.
- Wie groß ist nach FLADE (1994) der Raumbedarf (d.h. die Revierfläche) der jeweiligen Vogelart zur Brutzeit? Hier wurde ein möglichst einheitlicher Raumbedarf aller drei Arten zur Brutzeit angestrebt, um die Aufbereitung und Auswertung der Daten sowie den Vergleich der Ergebnisse auf einer Maßstabsebene zu ermöglichen (vgl. Kap. 5.3.3).
- Handelt es sich nach WITT et al. (1998) bzw. RAU et al. (1999) bei der jeweiligen Art nach Möglichkeit um eine laut der Roten Liste der Brutvogelarten Deutschlands bzw. Sachsens

³ Der Begriff „Leitarten“ wird von FLADE (1994: 45) wie folgt definiert: „Leitarten sind Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten [„Antreffwahrscheinlichkeiten“] und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen. Leitarten finden in den von ihnen präferierten Landschaftstypen die von ihnen benötigten Habitatstrukturen [...] wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger vor als in allen anderen Landschaftstypen.“ Das Vorkommen oder Nichtvorkommen dieser spezialisierten Arten liefert demnach mehr Informationen über die Landschaftsstruktur als das Vorkommen oder Nichtvorkommen aller anderen Arten (FLADE 1994).

gefährdete Art und/oder bestand/besteht außerdem noch anderweitiges Interesse von Seiten des Naturschutzes an der jeweiligen Art (z.B. ehemalige Auszeichnung als „Vogel des Jahres“ nach NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND 29.06.2002)? Die Untersuchung der Habitatansprüche solcher Arten sollte zu deren besserer Kenntnis sowie dem besseren Verständnis der Ursachen ihrer Gefährdung beitragen und damit letzten Endes auch zu einem wirksameren Schutz geeigneter Lebensräume für diese Arten führen.

Bei den drei ausgewählten Vogelarten handelt es sich um Rebhuhn (*Perdix perdix*), Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*), die mit 220, 116 und 116 kartierten Brutvorkommen in ausreichender Anzahl im RBL vorkommen und über den gesamten RBL (oder große Gebiete desselben) verbreitet und dort relativ gleichmäßig verteilt sind (vgl. Karten 1 bis 3 sowie JENTSCH & LAUSCH 2001). Allerdings hat der Flussregenpfeifer deutliche Verbreitungsschwerpunkte in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig sowie in den großen Flussauen (vgl. Karte 2).

Während der Flussregenpfeifer nach FLADE (1994) eine Leitart von Binnengewässern wie Klärteichen, wassergefüllten Kiesgruben und Tagebauen sowie Fließgewässern und von Sonderstandorten wie Kiesgruben, Kippen und Halden sowie Spülfeldern ist, ist der Kiebitz im Binnenland v.a. eine Leitart des Feuchtgrünlandes mit weiträumigem, offenem, gehölz- und strukturarmem Charakter. Das Rebhuhn gilt zwar nach FLADE (1994) nicht als Leitart, aber immerhin als sog. „lebensraumholde“ Art der offenen, gehölz- und strukturarmen bis halboffenen, gehölz- und strukturreichen Feldflur sowie der Kiesgruben, d.h. es weist hier seine höchste Siedlungsdichte bei hoher Stetigkeit auf, kommt aber in vielen anderen Lebensraumtypen mit ähnlich hoher Stetigkeit vor (vgl. im Gegensatz dazu die Definition der „Leitarten“: s.o.). Sowohl Rebhuhn als auch Kiebitz gelten im übrigen als „klassische“ Kulturfolger und sind doch zugleich auch „Opfer“ der Intensivierung, Mechanisierung und Chemisierung der modernen Landwirtschaft geworden (vgl. u.a. BEZZEL 1991).

Der Raumbedarf der drei Arten zur Brutzeit liegt nach FLADE (1994) in einer vergleichbaren Größenordnung, d.h. beim Rebhuhn mindestens bei 3-5 ha, beim Flussregenpfeifer bei 1-2 ha und beim Kiebitz bei 1-3 ha. Nach WITT et al. (1998) bzw. RAU et al. (1999) gehört das Rebhuhn auf der Roten Liste der Brutvogelarten in Deutschland und in Sachsen jeweils zur Gefährdungskategorie 2 („stark gefährdet“) und der Kiebitz wiederum in Deutschland zur Gefährdungskategorie 3 („gefährdet“) bzw. in Sachsen zur Gefährdungskategorie 2 („stark gefährdet“), während der Flussregenpfeifer derzeit nicht als gefährdet gilt. Das Rebhuhn war

schließlich 1991, der Flussregenpfeifer 1993 und der Kiebitz 1996 vom NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (29.06.2002) zum „Vogel des Jahres“ in Deutschland gekürt worden.

4.2 Vorstellung der Arten

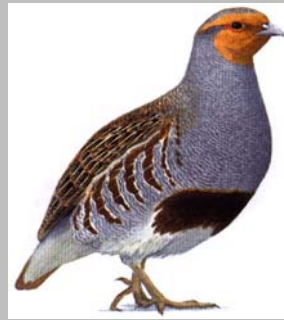
Im folgenden sollen die drei ausgewählten Vogelarten und insbesondere ihre Brutbiologie sowie ihre im Hinblick auf die Problemstellung und Zielsetzung der vorliegenden Arbeit wichtigen Habitatansprüche zur Brutzeit steckbriefartig charakterisiert werden.

Die deutsche, englische und wissenschaftliche Bezeichnung und Einordnung der Arten basiert dabei auf BEZZEL (1985), BEAMAN & MADGE (1998) sowie GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994 und 1999). Die Abbildungen der Männchen im Pracht- bzw. Brutkleid sind verändert aus SVENSSON et al. (1999) übernommen. Die Abbildungen der jeweiligen Brutverbreitung in Europa sind wiederum verändert aus NICOLAI (1993) entnommen.

Zum Verständnis der in den Steckbriefen verwendeten Abkürzungen wird auf das entsprechende Verzeichnis am Anfang der vorliegenden Arbeit hingewiesen.

Bei den Angaben über die jeweiligen Habitatansprüche zur Brutzeit werden die von mehreren Autoren beschriebenen Ansprüche unter gleichzeitiger Angabe mehrerer Quellen thematisch in jeweils einer Zelle zusammengefasst. Diese Darstellung soll u.a. dazu dienen, diese mehrfach beschriebenen Habitatansprüche von den nur von einzelnen Autoren benannten – und damit evtl. seltener beobachteten, weniger bekannten oder aber auch umstritteneren – Habitatansprüchen zu unterscheiden. Die umfangreichsten Angaben sind in der Regel in GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994 und 1999), für Sachsen in STEFFENS et al. (1998b) sowie in den Monographien über die einzelnen Vogelarten zu finden. Als „ursprüngliche“ Habitatansprüche werden hier nur die für die letzten Jahrhunderte genannten angeführt, auch wenn es z.B. für den Kiebitz eine Reihe von Angaben über dessen pleistozänes Habitat gibt (vgl. z.B. REICHHOLF 1996).

Aus den Angaben über die jeweiligen Habitatansprüche zur Brutzeit werden anschließend die artspezifischen Hypothesen abgeleitet, die im weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit für den RBL überprüft werden sollen. Um die Ableitung der Hypothesen aus den in den Steckbriefen gemachten Angaben leichter bzw. besser nachvollziehbar zu machen, sind die entsprechenden Schlüsselbegriffe sowohl in den Steckbriefen als auch in den Hypothesen in fatter Schrift hervorgehoben (vgl. Kap. 4.3).

REBHUHN*Perdix perdix* (Linné 1758)Ord. Galliformes –
HühnervogelFam. Phasianidae –
Glattfußhühner

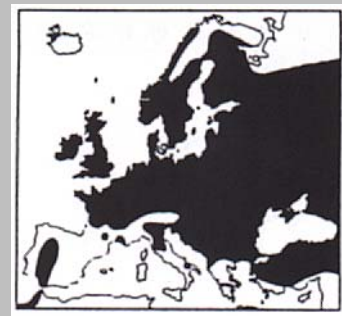
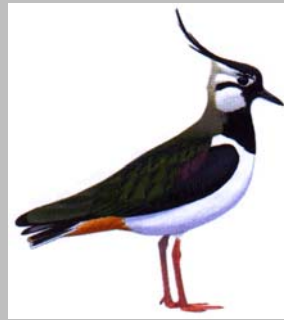
Allgemeine Angaben:		Quellen:
Status im RBL sowie ggf. Zugstrategie:	Jahresvogel, Standvogel -	STEFFENS et al. 1998b FLADE 1994
Bestand im RBL:	2136 Individuen im BL 1985 7011 Individuen im BL 1976	KÖCHER & LIEBER 1986 zit. in STEFFENS et al. 1998b
Bestand in Sachsen:	1500-3000 Brutpaare 1993-1996 30-40 % Abnahme gegenüber 1982	STEFFENS et al. 1998a
Rote Liste-Status Sachsen:	2 („stark gefährdet“)	RAU et al. 1999
Rote Liste-Status BRD:	2 („stark gefährdet“)	WITT et al. 1998
Gefährdungsursachen:	nach 1950 Flurbereinigung, Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft: Aufgabe der Fruchtwechsel- oder Mehrfruchtwirtschaft, Ausräumung und Umgestaltung der Agrarlandschaft durch Beseitigung von Feldrainen und Feldhecken sowie Abmähen und Abbrennen von Altgrasbeständen, Anbau großflächiger Monokulturen, vermehrter Biozideinsatz (fehlende Deckung und Nahrung), frühere und häufigere Flurpflegemaßnahmen (Verlust von Gelegen und Jungen); Bedrohung durch Umweltgifte (u.a. aus gebeiztem Saatgut); Zerschneidung der Feldflur durch Verkehrswege etc. (Störung); zu kalte Winter und nasse Sommer; möglicherweise Konkurrenz- (evtl. Fasan), Räuber- oder Jagddruck	STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 NICOLAI 1993 BEZZEL 1991 DWENGER 1991 ZANG 1985
Verbreitung in Sachsen:	außerhalb geschlossener Wälder als Brutvogel über das gesamte Gebiet bis in Höhenlagen von ca. 600 m über NN (früher 1100 m über NN)	STEFFENS et al. 1998b STEFFENS et al. 1998a
Verbreitung in Europa:	vgl. Karte (s.o.): Brutgebiet in Europa	NICOLAI 1993
Ausgewählte Angaben zur Brutbiologie:		Quellen:
Brutstrategie:	Bodenbrüter, Freibrüter, Nestflüchter	FLADE 1994, DWENGER 1991
Brutzeit:	Mitte April bis Mitte Juli (v.a. Mai) (sehr selten auch noch Anfang August)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 DWENGER 1991
Nistplatz:	Nest: flache, ausgepolsterte Mulde, meist gut durch Bewuchs gedeckt (Sichtschutz), v.a. in Altgrasbeständen, oft am Fuße von Feldrainen, Feldhecken und Zäunen, an Weg-, Wald- und Grabenrändern, auf Äckern eher am Rand als in der Mitte; min. Nestabstände von 4-5 m möglich; sehr brutortstreu (Standvogel)	BRÄSECKE 2002 STEFFENS et al. 1998b GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 DWENGER 1991 SZEDERJEI & STUDINKA 1959 zit. in DWENGER 1991
Raumbedarf zur Brutzeit:	mindestens 3-5 ha April 5 ha, Mai 5 ha, Juni 9 ha	FLADE 1994 GLÄNZER et al. 1993

Habitatansprüche des Rebhuhns zur Brutzeit:	Quellen:
ebene bis hügelige, offene bis halboffene Agrarlandschaft mit ausgeprägtem Mosaikcharakter und geringen Hangneigungen	FLADE 1994 DWENGER 1991 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
v.a. extensiv bewirtschaftete Äcker, Felder, Brachflächen, Ruderalflächen, Altgrasflächen und -streifen	BAUER & BERTHOLD 1997 STUFA 1995 DWENGER 1991 SCHÄFERS 1990 GLÄNZER & BUCHMANN 1987 PEGEL 1987
aber auch Wiesen, Weiden (v.a. Triften), Heideflächen, Trockenrasen, Magerstandorte , Spül- und Rieselfelder, Kiesgruben, Tagebaue	STUFA 1995 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 FLADE 1994 BEZZEL 1991 DWENGER 1991
gelegentlich auch Obstplantagen, Kleingärten, Moor- und Waldränder, Baumschulen, Kahlschläge, auf Ödland, Ruderalflächen, Industrieflächen und -brachen sogar bis in die Städte	BRÄSECKE 2002 STEFFENS et al. 1998b GLÄNZER et al. 1993 ZANG 1985
bevorzugt kleinparzellerte, mosaikartige, gehölz- und struktureiche Feldflur mit Fruchtwechsel- oder Mehrfruchtwirtschaft	BRÄSECKE 2002 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
bevorzugt Deckung von Feldrainen, Feldhecken (v.a. mit schirmförmigem Wuchs), Bäumen, Büschen , Stauden, Zäunen, Wällen und Gräben mit Kraut- und Grassäumen	STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 GLÄNZER et al. 1993 BEZZEL 1991 DWENGER 1991 SCHÄFERS 1990 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
bevorzugt wildkräuterreiche Altgrasflächen, Ackerrandstreifen, Wald-, Wiesen-, Graben- und Wegränder mit ruderalen Säumen , Böschungen (v.a. südexponiert), (Gras-)Wege	BAUER & BERTHOLD 1997 GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 GLÄNZER et al. 1993 GLÄNZER & BUCHMANN 1987 PEGEL 1987
bevorzugt hohen Grenzlinien- und Grenzflächenanteil	GLÄNZER et al. 1993 SCHÄFERS 1990 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
besiedelt v.a. Flächen mit 10-50 km Grenzlinien pro 100 ha	SCHÄFERS 1990 PEGEL 1987
bevorzugt auf (großen) Äckern den Ackerrand gegenüber der Ackermitte	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994
bevorzugt warme und trockene, fruchtbare Löss(lehm)-, Schwarz- und Braunerdeböden mit inselartigen Sandstellen	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 DWENGER 1991 GLÄNZER & BUCHMANN 1987
bevorzugt mildes, warmes und trockenes Klima der Niederungen v.a. mit relativ hoher Jahresmitteltemperatur und Sonneneinstrahlung	BEZZEL 1991 GLÄNZER & BUCHMANN 1987 PEGEL 1987
bevorzugt lange Sonnenscheindauer, Jahresmitteltemperaturen über 8 °C und mittlere Jahresniederschläge unter 500 mm , Einfluss von Windverhältnissen möglich	DWENGER 1991 KROLL 1957 zit. in DWENGER 1991
meidet mehr oder weniger geschlossenen Wald	STEFFENS et al. 1998b GLÄNZER & BUCHMANN 1987
in Mitteleuropa höchste Siedlungsdichten unter 300 m über NN	GLÄNZER & BUCHMANN 1987
regional unterschiedliche Habitatansprüche (z.B. Meidung von Hecken)	BRÄSECKE 2002

FLUSSREGENPFEIFER*Charadrius dubius* (Scopoli 1786)Ord. *Charadriiformes* –
Schnepfen-, Möwen-, AlkenvögelFam. *Charadriidae* –
Regenpfeifer

Allgemeine Angaben:		Quellen:
Status im RBL sowie ggf. Zugstrategie:	Sommervogel, Durchzügler Langstreckenzieher	STEFFENS et al. 1998b FLADE 1994
Bestand im RBL:	100-130 Brutpaare im BL 1978-1982	GRÖSSLER 1984 zit. in STEFFENS et al. 1998b
Bestand in Sachsen:	500-700 Brutpaare 1993-1996 20-30 % Zunahme gegenüber 1982	STEFFENS et al. 1998a
Rote Liste-Status Sachsen:	-	RAU et al. 1999
Rote Liste-Status BRD:	-	WITT et al. 1998
Gefährdungsursachen:	1880-1930 nasskaltes Klima (Überflutung und Überwachsung besiedelbarer Flussufer); ab Ende des 19. Jh. Verlust ursprünglicher Bruthabitate aufgrund deren Verbauung und Eutrophierung (Verkrautung und Verschilfung); heute scheinbar kompensiert durch Besiedlung anthropogener Ersatzhabitate (hier aber oft geringere Dynamik); evtl. Gefährdung durch Verlust dieser Brutplätze u.a. aufgrund der Rekultivierung von Tagebauen und des Badebetriebs an Tagebau- und Baggerseen, (Störungen in Sekundär- und Primärhabitaten); beträchtliche Bestandschwankungen; Bedrohung durch Umweltgifte; direkte Verfolgung in Rast- und Winterquartieren	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 ZANG & SEITZ 1995 OSING 1993 HÖLZINGER 1987
Verbreitung in Sachsen:	als Brutvogel lückig über das gesamte Gebiet bis in Höhenlagen von ca. 900 m über NN (früher 500 m über NN)	STEFFENS et al. 1998b STEFFENS et al. 1998a
Verbreitung in Europa:	vgl. Karte (s.o.): Brutgebiet in Europa	NICOLAI 1993
Ausgewählte Angaben zur Brutbiologie:		Quellen:
Brutstrategie:	Bodenbrüter, Freibrüter, Nestflüchter	FLADE 1994, DATHE 1953
Brutzeit:	Mitte April bis Mitte Juli (v.a. Mai) (sehr selten auch noch Anfang August)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b
Nistplatz:	Nest: flache, ungepolsterte Mulde auf ungedeckter, vegetationsfreier bis -armer, oft erhöhter Stelle mit grobkörnigem Untergrund (v.a. Kies – auch kleinflächig auf ansonsten feinkörnigem Untergrund) und freier Sicht nach allen Seiten, oft an „Strukturen“ angelehnt, meist in Nähe (max. 4-5 km) einer flachgründigen Wasserstelle; z.T. „Kolonien“ mit min. Nestabständen von 11-15 m; recht brutortstreu (v.a. Männchen)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b ZANG & SEITZ 1995 FLADE 1994 OSING 1993
Raumbedarf zur Brutzeit:	1-2 ha	FLADE 1994

Habitatansprüche des Flussregenpfeifers zur Brutzeit:	Quellen:
ursprünglich Kies-, Schotter- und Sandufer, -bänke und -inseln aller größeren Flüsse ; z.T. auch abtrocknende, schlickige bis schlammige, spärlich bewachsene Uferstreifen sowie ausgetrocknete, steinige Flussbetten; heute aber nur noch gelegentlich in Primärhabitaten: im RBL so z.B. an Elbe, Mulde, Pleiße, Luppe und Elster (z.T. nur kurzzeitig nach Hochwasser-Ereignissen)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 STUFA 1995 ZANG & SEITZ 1995 FLADE 1994 OSING 1993
heute v.a. vegetationsfreie bis -arme, künstliche, oft kurzlebige Bodenaufschlüsse in Kies-, seltener Sand- und Tongruben, Steinbrüchen, auf Kippen und Halden, in Tagebauen, Kläranlagen, auf Spül- und Rieselfeldern, an Absatz- und Ablassbecken, an bzw. in (abgelassenen) Klär-, Schlamm- und Fischteichen, an Speicher-, Rest- und Stauseen, Talsperren	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 ZANG & SEITZ 1995 OSING 1993 HÖLZINGER 1987 BEZZEL 1985 DATHE 1953
aber auch weitere Pionierstandorte wie Brachflächen, Ruderalflächen, Großbaustellen, Bauland, Ödland, Industrieflächen und -brachen, Schutt- und Trümmerflächen , kleinflächige Erdaufschüttungen und Erdaufschiebungen, (aufgeföretete) Kahlschläge (im Kiefernforst)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 ZANG & SEITZ 1995 OSING 1993 HÖLZINGER 1987
gelegentlich auch Vernässungsstellen in Feldern	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b STUFA 1995
gelegentlich auch kiesig-sandige Stellen in (Hack- und Halmfrucht-) Äckern sowie Wäldern	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b OSING 1993
seltener Kies- und Schotterwege, (ehemalige) Flug-, Sport-, Park- und Truppenübungsplätze, sogar kiesbedeckte Flachdächer	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 ZANG & SEITZ 1995 OSING 1993 HÖLZINGER 1987
selten Torfflächen	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
bevorzugt in der Regel übersichtliche Flächen	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
bevorzugt in Nähe (max. 4-5 km) einer flachgründigen Wasserstelle	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 ZANG & SEITZ 1995 BEZZEL 1985 DATHE 1953
bevorzugt grobkörnigen Untergrund (entweder großflächig grobkörniges Substrat oder kleinflächig grobkörniges Material auf ansonsten feinkörnigem Substrat): v.a. Kies	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 ZANG & SEITZ 1995 BEZZEL 1985
meidet homogene Bodenstrukturen	BAUER & BERTHOLD 1997
meidet feinkörnige Böden der Löss- und Sandlandschaften	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
meidet geschlossenen Wald	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
im Raum Halle fast 10 % Ackerbruten	NICOLAI 1993
Fehlstellen von 20-50 m ² oft schon ausreichend	ZANG & SEITZ 1995
in Mitteleuropa Brutplätze meistens unter 300 m über NN	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
je nach Angebot regional unterschiedliche Habitatansprüche	STEFFENS et al. 1998b

KIEBITZ*Vanellus vanellus* (Linné 1758)Ord. *Charadriiformes* –
Schnepfen-, Möwen-, AlkenvögelFam. *Charadriidae* –
Regenpfeifer

Allgemeine Angaben:		Quellen:
Status im RBL sowie ggf. Zugstrategie:	Sommervogel, Durchzügler Kurzstreckenzieher	STEFFENS et al. 1998b FLADE 1994
Bestand im RBL:	220-250 Brutpaare im BL um 1970 320-450 Brutpaare im BL 1978-1982 beträchtliche Bestandsschwankungen	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 GRÖSSLER 1984 zit. in STEFFENS et al. 1998b
Bestand in Sachsen:	900-1600 Brutpaare 1993-1996 50-90 % Abnahme gegenüber 1982	STEFFENS et al. 1998a
Rote Liste-Status Sachsen:	2 („stark gefährdet“)	RAU et al. 1999
Rote Liste-Status BRD:	3 („gefährdet“)	WITT et al. 1998
Gefährdungsursachen:	vor 1950 v.a. Trockenlegung natürlicher Bruthabitate; nach 1950 Flurbereinigung, Intensivierung und Mechanisierung v.a. der Grünlandwirtschaft: Aussaat, Düngung (zu schnelles und dichtes Wachstum der Vegetation), Walzung, frühere und häufigere Mahd (Verlust von Gelegen und Jungen), vermehrter Biozideinsatz, Viehtritt, Entwässerung und Umnutzung feuchter Weiden und Wiesen; v.a. seit 1970-1980 sehr geringer Bruterfolg auf Ersatzhabitaten (Äcker, Felder) u.a. wegen ständiger Störung und Zerstörung der Nester, sehr hohen Räuberdrucks sowie fehlender Deckung und Nahrung für Junge (Stichwort „ökologische Fallen“); zu kalte, feuchte / trockene Witterung zur Brutzeit	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 KOOIKER & BUCKOW 1997 BARTHEL & MAY 1996 REICHHOLF 1996 ONNEN & ZANG 1995 NICOLAI 1993
Verbreitung in Sachsen:	in offenen Landschaften als Brutvogel über das gesamte Gebiet (Ausnahme: gewässerarme Lößgebiete) bis in Höhenlagen von 750-850 m über NN	STEFFENS et al. 1998b STEFFENS et al. 1998a
Verbreitung in Europa:	vgl. Karte (s.o.): Brutgebiet in Europa	NICOLAI 1993
Ausgewählte Angaben zur Brutbiologie:		Quellen:
Brutstrategie:	Bodenbrüter, Freibrüter, Nestflüchter	REICHHOLF 1996, FLADE 1994
Brutzeit:	Mitte März bis Mitte Juni (v.a. April) (sehr selten auch noch Anfang Juli)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b
Nistplatz:	Nest: flache, ausgepolsterte Mulde auf geringfügig erhöhter, trockener Stelle mit niedrigem, lockerem oder fehlendem Bewuchs und freier Sicht nach allen Seiten, auf Äckern eher in der Mitte als am Rand, z.T. an „Marken“ angelehnt, oft in der Nähe von Wasserstellen; z.T. „Kolonien“ mit min. Nestabständen von 9-11 m (im Mittel 20-75 m); sehr brutortstreu	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b KOOIKER & BUCKOW 1997 BARTHEL & MAY 1996 ONNEN & ZANG 1995
Raumbedarf zur Brutzeit:	1-3 ha	FLADE 1994

Habitatansprüche des Kiebitzes zur Brutzeit:	Quellen:
ursprünglich v.a. Überschwemmungs- und Überflutungsgebiete, Sümpfe, Feuchtwiesen mit spät aufkommender, zum Beginn der Brutzeit niedriger und lückiger Vegetation sowie offene Nieder- und Hochmoore	STEFFENS et al. 1998b KOOIKER & BUCKOW 1997 BARTHEL & MAY 1996 REICHHOLF 1996
zwischenzeitlich (und wo vorhanden bis heute) weiträumiges, offenes, flaches, feuchtes bis nasses (Dauer-) Grünland mit (extensiv genutzten) Wiesen und Weiden v.a. in den Flusstälern	STEFFENS et al. 1998b BARTHEL & MAY 1996 REICHHOLF 1996
heute (Hack- und Halmfrucht-, v.a. Mais-) Äcker, Felder und intensiv genutzte Wiesen als („schlechte“) Ersatzhabitate mit sehr geringem Bruterfolg (oftmals notgedrungener Wandel vom Wiesen- zum überwiegender Feldbrüter); evtl. Kombination von extensiv genutztem, kleinparzelliertem Ackerland und Grünland als „gute“ Ersatzhabitate	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 KOOIKER & BUCKOW 1997 BARTHEL & MAY 1996 REICHHOLF 1996
aber weiterhin auch Nieder- und Hochmoore , Heideflächen, Sanddünen	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 ONNEN & ZANG 1995
aber auch Tagebaue, Stauseen, Talsperren, (abgelassene) Klär-, Schlamm- und Fischteiche , Brachflächen (seltener als Nutzflächen)	STEFFENS et al. 1998b ONNEN & ZANG 1995 STUFA 1995
seltener Schuttflächen , Ruderalflächen, Rieselfelder, Industriebrachen, Ödland, Kiesgruben, Kies- und Schotterbänke, Flugplätze, Stadtränder	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 KOOIKER & BUCKOW 1997 ONNEN & ZANG 1995
bevorzugt weiträumige, offene, ebene, gehölz- und strukturarme Flächen mit zu Beginn der Brutzeit niedriger, lockerer oder fehlender Vegetation (meist unter 10-20 cm) oder aber Fehlstellen einer bestimmten Mindestgröße in ansonsten dichter Vegetation; verzögerte Vegetationsentwicklung als entscheidender Faktor	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b BAUER & BERTHOLD 1997 KOOIKER & BUCKOW 1997 REICHHOLF 1996 ONNEN & ZANG 1995
bevorzugt auf Äckern die Ackermitte gegenüber dem Ackerrand	KOOIKER & BUCKOW 1997 ONNEN & ZANG 1995
bevorzugt in Nähe flachgründiger Wasserstellen und in Nähe zu Flüssen und deren Auen (weil dort meist Wiesen und Weiden): im RBL so z.B. gelegentlich in den Auen von Pleiß und Parthe	STEFFENS et al. 1998b ONNEN & ZANG 1995 STUFA 1995
bevorzugt (ursprünglich) feuchten bis nassen Boden wie z.B. auf Vernässungsstellen in Feldern aufgrund der dort verzögerten Vegetationsentwicklung (jedoch zunehmender Wandel vom Feucht- zum Trockenbrüter bei anthropogen verzögerter Vegetationsentwicklung auf Wiesen, Weiden, Äckern und Feldern)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 ONNEN & ZANG 1995 BEZZEL 1985
bevorzugt schwarze oder braune bis graugrüne Bodenfarben	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 KOOIKER & BUCKOW 1997 ONNEN & ZANG 1995
meidet gewässerarme Lössgebiete	STEFFENS et al. 1998b
meidet in der Regel unübersichtliche Flächen und die Nähe von Gehölzen (Bäume sind potentielle Ansitzwarten für Prädatoren)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 STEFFENS et al. 1998b KOOIKER & BUCKOW 1997
Entfernungen zwischen Nistplatz und einzelnen Gehölzen und Gebäuden gelegentlich aber auch nur 20 m, zwischen Nistplatz und stark befahrenen Straßen sogar nur 8-10 m	ONNEN & ZANG 1995
Mindestgröße geeigneter, aber von anderen Landschaftselementen umgebener Bruthabitate 5 ha und in bebautem Gelände 10 ha	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999
in Mitteleuropa Brutplätze meistens unter 200 m über NN	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 KOOIKER & BUCKOW 1997

4.3 Ableitung der artspezifischen Hypothesen zur Bruthabitatwahl

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll auf der regionalen Maßstabebene des RBL und mit Hilfe der dafür verfügbaren abiotischen und biotischen Landschaftsdaten untersucht werden, ob sich die Brutreviere der drei ausgewählten Vogelarten hinsichtlich verschiedener Habitatfaktoren statistisch signifikant von der „durchschnittlichen“ Landschaft des Untersuchungsgebietes unterscheiden oder nicht (vgl. Kap. 1). Dies kann hier jedoch nicht für alle, sondern nur für ausgewählte Habitatfaktoren überprüft werden.

Daher werden auf Grundlage der in den Steckbriefen zusammengestellten Kenntnisse sowie eigener Überlegungen die folgenden Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl der drei Vogelarten formuliert. Bei der Auswahl der Hypothesen wurden wesentliche, für das gesamte Verbreitungsgebiet der jeweiligen Art, aber auch speziell für den RBL beobachtete, beschriebene oder vermutete Habitatpräferenzen sowie Habitatfaktoren, für die bisher sehr wenige Angaben darüber vorliegen, ob sie die Bruthabitatwahl der drei Vogelarten beeinflussen, berücksichtigt. Die z.T. angegebenen Anmerkungen, Begründungen und Quellen sollen wiederum dabei helfen, die Aufstellung bzw. Ableitung der Hypothesen nachvollziehbar zu machen.

Im Sinne der späteren statistischen Analyse (vgl. Kap. 5.4.5) sind die hier formulierten artspezifischen Hypothesen zur Habitatbindung bzw. -meidung als die Alternativhypothesen (H_A) zu den jeweils entgegengesetzten Nullhypothesen (H_0) anzusehen, nach denen es im RBL keine entsprechende Habitatpräferenz gegenüber den genannten Ausprägungen der Landschaftsfaktoren, Landnutzungen und Landschaftsstrukturen gibt.

Die Anzahl der in dieser Arbeit zu untersuchenden Hypothesen ist schließlich bewusst auf 20 pro Art beschränkt worden, da ansonsten bei der späteren statistischen Überprüfung dieser Hypothesen zunehmend mit „falschen“ Entscheidungen zwischen H_0 und H_A gerechnet werden musste und hier der Aufdeckung weniger Zusammenhänge, unter denen ein „falscher“ zu erwarten ist, klar der Verzug gegenüber der Aufdeckung vieler Zusammenhänge, unter denen jedoch mehrere „falsche“ zu erwarten sind, gegeben wurde (vgl. Kap. 5.4.5).

4.3.1 Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren

1. Das Rebhuhn brütet im RBL, wie in anderen Teilen Mitteleuropas (vgl. GLÄNZER & BUCHMANN 1987), bevorzugt in **tief gelegenen Gebieten**.
2. Seine v.a. in der ebenen bis hügeligen Agrarlandschaft angelegten Brutreviere (vgl. DWENGER 1991) zeichnen sich zudem durch **geringe Reliefunterschiede** aus.
3. Bei seiner Bruthabitatwahl im Untersuchungsgebiet bevorzugt das Rebhuhn Standorte mit **längerer Sonnenscheindauer** (vgl. DWENGER 1991).
4. Außerdem bevorzugt es hier zur Brutzeit Gebiete mit **höherer Jahresmitteltemperatur** (vgl. PEGEL 1987).
5. Dagegen meidet das Rebhuhn zur Brutzeit Gebiete mit **höherem Jahresniederschlag** (vgl. PEGEL 1987).
6. Seine in der offenen bis halboffenen Agrarlandschaft angesiedelten Brutreviere zeichnen sich wahrscheinlich durch **hohe Windgeschwindigkeiten** aus (vgl. DWENGER 1991).
7. Das Rebhuhn brütet bevorzugt auf **Böden aus den lehmig-schluffigen Substraten** u.a. der Löss- und Lösslehmlandschaften im RBL (vgl. GLÄNZER & BUCHMANN 1987).
8. Aufgrund seiner Vorliebe für trockene Böden (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994) meidet es jedoch die zu Staunässe neigenden **fluvigenen Substrate** im RBL.

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen

9. Das Rebhuhn wählt seine Brutplätze im Untersuchungsgebiet vergleichsweise bevorzugt im **Ackerland** (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994).
10. Des Weiteren wird **Grünland** vom Rebhuhn bei seiner Bruthabitatwahl bevorzugt berücksichtigt (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
11. In den Brutrevieren des Rebhuhns nehmen zudem **Ruderal- und Brachflächen** eine verhältnismäßig große Fläche ein (vgl. SCHÄFERS 1990).
12. Aber auch **Heideflächen, Mager- und Trockenrasen** stellen bevorzugtes Bruthabitat des Rebhuhns im RBL dar (vgl. BEZZEL 1991).

13. Außerdem besiedelt das Rebhuhn in Westsachsen vergleichsweise häufig **Tagebaue und andere Abgrabungs- und Ablagerungsflächen** (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
14. Es brütet bevorzugt in der Deckung von **Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüsch** außerhalb geschlossener Bestände (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
15. Insbesondere wegen der sie oftmals begleitenden Gras- und Krautstreifen nehmen zudem **Wirtschaftswege** verhältnismäßig viel Fläche in den Brutrevieren des Rebhuhns im Untersuchungsgebiet ein (vgl. GLÄNZER et al. 1993).
16. Insgesamt bevorzugt das Rebhuhn bei seiner Bruthabitatwahl in der Agrarlandschaft **Landschaftselemente mit ruderalen Säumen** (vgl. GLÄNZER et al. 1993).

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen

17. Die Brutreviere des Rebhuhns zeichnen sich in der Regel durch eine relativ **hohe Dichte von Grenzlinien**, d.h. Bereichen, an denen verschiedene Landnutzungen aneinander grenzen, aus (vgl. SCHÄFERS 1990).
18. Sofern das Rebhuhn im Ackerland brütet, bevorzugt es eine kleinparzellierte Feldflur (vgl. BRÄSECKE 2002), also relativ **kleine Ackerflächen**.
19. Der vom Rebhuhn bevorzugte Mosaikcharakter der Feldflur (vgl. SCHÄFERS 1990) steigt aber auch mit **zunehmender Ungleichförmigkeit der Ackerflächen**.
20. Schließlich sind die Brutreviere des Rebhuhns im Untersuchungsgebiet durch eine relativ **hohe Dichte von einzelnen Ruderalflächen** gekennzeichnet (vgl. PEGEL 1987).

4.3.2 Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren

1. Wie in anderen Teilen Mitteleuropas (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999) brütet der Flussregenpfeifer im RBL bevorzugt in **tief gelegenen Gebieten**.
2. Zudem wird ein **Zusammenhang zwischen den Reliefunterschieden im Gelände und der Bruthabitatwahl** beim Flussregenpfeifer vermutet. Da die laut Literatur von ihm besiedelten Bruthabitate zum einen durch relativ geringe Reliefunterschiede (z.B. Spül- und Rieselfelder), zum anderen durch relativ große Reliefunterschiede (z.B. Tagebaue und

- Steinbrüche) gekennzeichnet sein können (vgl. STEFFENS et al. 1998b), ist es jedoch schwierig, die Richtung dieses Zusammenhangs vorherzusagen (vgl. Kap. 5.4.5).
3. Auch wenn dafür keine Hinweise in der Literatur gefunden werden konnten, wird doch ein positiver oder negativer **Einfluss der Jahresmitteltemperatur auf die Wahl des Brutstandortes** beim Flussregenpfeifer in Westsachsen vermutet.
 4. Ein **Zusammenhang zwischen dem Jahresniederschlag und der Bruthabitatwahl** beim Flussregenpfeifer ist ebenfalls wahrscheinlich.
 5. Der Flussregenpfeifer meidet im Untersuchungsgebiet zur Brutzeit **sämtliche Böden aus den feinkörnigen Substraten** v.a. der Löss-, Sandlöss- und Sandlandschaften (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
 6. Dagegen bevorzugt er zur Brutzeit künstliche Bodenaufschlüsse (vgl. STEFFENS et al. 1998b) mit **inhomogenen, fehlenden oder gestörten Oberböden sowie Böden aus grobkörnigen Substraten**.
 7. Solche Verhältnisse findet der Flussregenpfeifer vergleichsweise oft auf **vom Menschen umgelagerten Substraten** z.B. in Tagebauen und auf Kippen, Halden sowie Schuttflächen (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
 8. Wie sein Name schon sagt, brütet der Flussregenpfeifer aber auch bevorzugt entlang von Flüssen (vgl. STEFFENS et al. 1998b), und damit auf **fluvigenen Substraten**.

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen

9. In der unmittelbaren Umgebung der Brutstandorte des Flussregenpfeifers nehmen **Fließgewässer** verhältnismäßig große Flächen ein (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
10. Des weiteren brütet er bevorzugt an **Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern** wie z.B. abgelassenen oder ausgetrockneten Teichen (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
11. Außerdem stellen **Kies- und Sandgruben** ein in Westsachsen bevorzugtes Bruthabitat des Flussregenpfeifers dar (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
12. Der Flussregenpfeifer brütet vergleichsweise häufig in **Tagebauen und auf anderen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen** (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
13. Die im RBL vorhandenen **Spülbecken, Ablass- und Absatzstellen** werden bei seiner Bruthabitatwahl ebenfalls bevorzugt berücksichtigt (vgl. STEFFENS et al. 1998b).

14. Aber auch **Ruderal- und Brachflächen** zählen hier zu den bevorzugten Bruthabitaten des Flussregenpfeifers (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
15. Geeignete Brutplätze findet der Flussregenpfeifer im RBL zudem vergleichsweise häufig auf **(Groß-) Baustellen** (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
16. Als sog. „Pionierbesiedler“ (vgl. OSING 1993) zeigt der Flussregenpfeifer zur Brutzeit eine ausgesprochene Präferenz für **offene Flächen mit Pioniervegetation**.

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen

17. Aufgrund seiner Vorliebe für übersichtliche Flächen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999) meidet der Flussregenpfeifer Gebiete mit einer relativ **hohen Dichte von einzelnen Landschaftselementen**.
18. In Gebieten mit Stillgewässern brütet er aufgrund seiner Vorliebe für flachgründige Wasserstellen (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999) verhältnismäßig häufig an **kleinen Stillgewässern**.
19. **Je unregelmäßiger die Uferlinien vorhandener Stillgewässer** geformt sind, desto eher siedelt sich der Flussregenpfeifer zur Brutzeit in deren Nähe an, da es dann im Verhältnis zur Wasserfläche mehr Uferzonen gibt.
20. Schließlich fördert in Gebieten mit Fließgewässern eine relativ **hohe Dichte von Uferlinien bzw. -zonen der Fließgewässer** seine Ansiedlung zur Brutzeit.

4.3.3 Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren

1. Der Kiebitz brütet im RBL, wie in anderen Teilen Mitteleuropas (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999), bevorzugt in **tief gelegenen Gebieten**.
2. Seine v.a. auf Äckern, Wiesen und Weiden angesiedelten Brutreviere (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999) zeichnen sich durch **geringe Reliefunterschiede** aus.
3. Obwohl hierzu keine Angaben in der Literatur zu finden waren, wird ein **Zusammenhang zwischen der Jahresmitteltemperatur und der Bruthabitatwahl** beim Kiebitz im Untersuchungsgebiet vermutet.

4. Ein **Einfluss des Jahresniederschlags auf die Wahl des Brutplatzes** beim Kiebitz ist ebenfalls wahrscheinlich.
5. Der Kiebitz meidet die **Böden aus den schluffigen Substraten** des Lössgürtels in Westsachsen (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
6. Dagegen bevorzugt er zur Brutzeit aufgrund seiner Vorliebe für feuchte bis nasse Böden die zu Staunässe neigenden **Böden aus tonig-lehmigen Substraten** im RBL (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
7. Die bevorzugt im feuchten Grünland angelegten Brutstandorte des Kiebitzes (vgl. STEFFENS et al. 1998b) befinden sich verhältnismäßig häufig auf **fluvigenen Substraten**.
8. Außerdem besiedelt der Kiebitz in Westsachsen bevorzugt **vom Menschen umgelagerte Substrate** z.B. in Tagebauen und auf Schuttflächen (vgl. STEFFENS et al. 1998b).

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen

9. Als „klassischer“ Wiesenbrüter (vgl. STEFFENS et al. 1998b) brütet der Kiebitz im RBL auch heute noch vergleichsweise häufig im **Grünland**.
10. Jedoch zeigt er als mittlerweile überwiegender Feldbrüter (vgl. STEFFENS et al. 1998b) zudem eine ausgeprägte Präferenz für **Ackerland**.
11. Auch **Sümpfe und Moore** werden vom Kiebitz bevorzugt besiedelt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
12. Außerdem stellen die in Westsachsen großflächig vorkommenden **Tagebaue** bevorzugtes Bruthabitat des Kiebitzes dar (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
13. Die Brutplätze des Kiebitzes befinden sich im RBL verhältnismäßig häufig in der unmittelbaren Umgebung von **Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern** wie z.B. abgelassenen oder ausgetrockneten Teichen (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
14. Aufgrund seiner Vorliebe für niedrige, lockere oder fehlende Vegetation zur Brutzeit (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999) brütet er vergleichsweise bevorzugt auf **offenen Flächen mit Pioniervegetation**.
15. Dagegen meidet der Kiebitz bei seiner Bruthabitatwahl im Offenland sämtliche **Landschaftselemente mit Gehölzaufwuchs** (vgl. STEFFENS et al. 1998b).

Artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen

16. **Je höher die Dichte von Grenzlinien** in einem Gebiet ist, desto seltener siedelt sich der Kiebitz aufgrund seiner Abneigung gegenüber strukturreichen Standorten zur Brutzeit dort an (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).
17. Wenn der Kiebitz im Grünland brütet, so zieht er **größere Wiesen und Weiden** kleineren gegenüber vor, weil sie übersichtlicher sind (vgl. STEFFENS et al. 1998b).
18. **Je gleichförmiger insbesondere die großen Wiesen und Weiden** sind, desto eher brütet der Kiebitz auf ihnen, da ihm dann mehr weiträumige, offene, gehölz- und strukturarme Flächen zur Wahl seines Brutstandortes zur Verfügung stehen.
19. Auch wenn der Kiebitz im Ackerland brütet, bevorzugt er übersichtliche und weiträumige Flächen (vgl. STEFFENS et al. 1998b), also relativ **große Ackerflächen**.
20. Schließlich fördert wiederum eine **zunehmende Gleichförmigkeit insbesondere der großen Ackerflächen** die Ansiedlung des Kiebitzes, weil dann der Anteil der von ihm ungeliebten Ackerränder abnimmt (vgl. KOOIKER & BUCKOW 1997).

5 Material und Methoden

5.1 Methodische Vorgehensweise

Eine Übersicht über die methodische Vorgehensweise bzw. verwendete Datengrundlagen sowie wesentliche Schritte der Datenaufbereitung und Datenauswertung bietet Abb. 5.

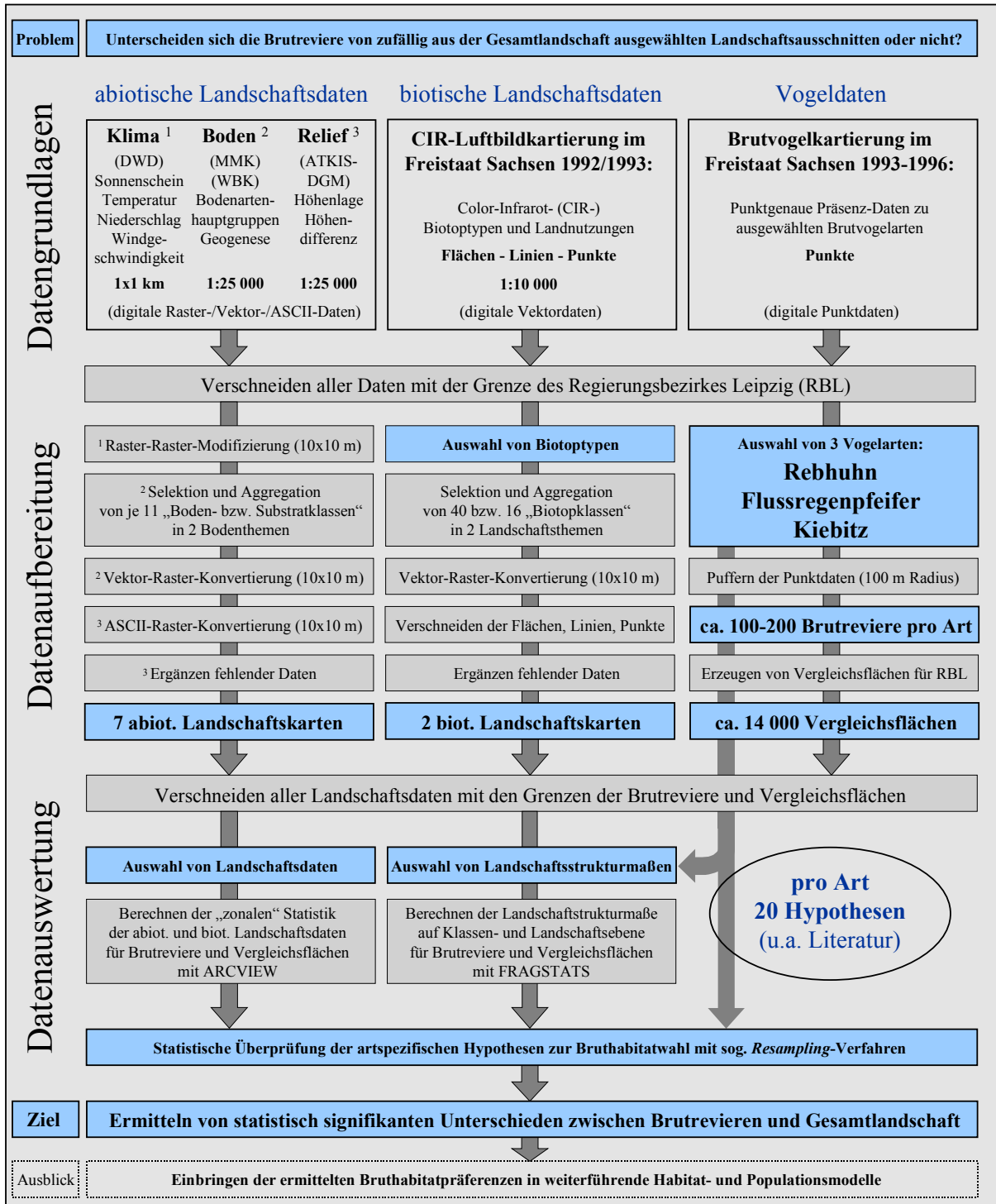


Abb. 5: Übersicht über die methodische Vorgehensweise

5.2 Datengrundlagen

5.2.1 Übersicht über die verwendeten Daten

Für die vorliegende Untersuchung wurden keine eigenen Daten im Gelände erhoben. Sämtliche verwendeten Daten waren – teilweise bereits in aufbereiteter Form – in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) vorhanden oder wurden von dort aus beschafft (vgl. Tab. 2 und Tab. 3).

Tab. 2: Übersicht über die Quellen der verwendeten Landschafts- und Vogeldaten

Thema	Daten	Quellen
Klima	vgl. Tab. 3	DEUTSCHER WETTERDIENST (2002): <i>Digitale Klimadaten</i> . – Offenbach.
Boden	MMK 25	SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2000): <i>Digitale Karte 1 : 25 000 der landwirtschaftlich genutzten Böden des Freistaates Sachsen auf der Grundlage der Manuskripte der Mittellaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung 1 : 100 000</i> . – Freiberg.
	WBK 25	SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2000): <i>Digitale Karte 1 : 25 000 der Waldböden des Freistaates Sachsen auf der Grundlage der Forstlichen Standortkartierung 1 : 10 000</i> . – Freiberg.
Relief	DGM 25	LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (2002): <i>ATKIS - DGM 25: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem – Digitales Geländemodell 25</i> . – CD-ROM, Dresden.
Biotop	CIR 10	SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2000): <i>Color-Infrarot-(CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen</i> . – CD-ROM, Dresden.
Vögel	vgl. Tab. 3	STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG [o.J.]: <i>Brutvogelpunktkartierung im Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995</i> . – Unveröff. Material, Leipzig.

Im folgenden werden drei Arten von Daten unterschieden: abiotische und biotische Landschaftsdaten sowie Vogeldaten (vgl. Abb. 5). Dabei beschreiben die abiotischen Landschaftsdaten (oder Klima-, Boden- und Reliefdaten) die Landschaftsparameter, durch die die in die vorliegende Untersuchung einbezogenen Landschaftsfaktoren charakterisiert bzw. parametrisiert werden, die biotischen Landschaftsdaten (oder Biotopdaten) dagegen die vorkommenden Biotoptypen bzw. Landnutzungen (vgl. Kap. 2).

Tab. 3: Übersicht über die verwendeten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten sowie Vogeldaten mit Angabe des Bezugs- oder Erhebungsraums, des Bezugs- oder Erhebungszeitraums und des Ausgangsmaßstabs (bzw. der Auflösung)

Thema	Daten (ggf. Maßeinheit)	Raum	Zeitraum	Maßstab
Klima	Langjähriges Mittel der Sonnenscheindauer (h)	BRD	1961-1990	1x1 km
	Langjähriges Mittel der Jahrestemperatur (°C)	BRD	1961-1990	1x1 km
	Langjähriges Mittel des Jahresniederschlags (mm)	BRD	1961-1990	1x1 km
	Langjähriges Mittel der Windgeschwindigkeit (m/s)	Sachsen	1981-1990	1x1 km
Boden	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung	DDR	1974-1981*	1 : 25 000
	Waldbodenkarte	Sachsen	1970-1990**	1 : 25 000
Relief	Digitales Geländemodell	Sachsen	Stand 2002	1 : 25 000
Biotop	CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung	Sachsen	1992-1993	1 : 10 000
Vögel	Punktgenaue Angaben der Brutvogelkartierung	RBL	1993-1995	-

* FISCHER, mündl. Mitt. 2002; ** GEMBALLA, mündl. Mitt. 2002

5.2.2 Abiotische Landschaftsdaten

Klima

Sämtliche Klimadaten (vgl. Tab. 2 und Tab. 3) wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) für das gesamte Gebiet der BRD bzw. im Fall der Winddaten für das Bundesland Sachsen im ASCII-Format mit einer Rasterweite von 1x1 km bezogen und in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ ins Gridformat (ESRI ARCINFO- und ARCVIEW-Rasterformat; vgl. BILL 1999 zu verschiedenen Formaten von digitalen Daten) überführt. Das langjährige Mittel der Windgeschwindigkeit in 10 m über Grund liegt für die Zeitreihe 1981 bis 1990, alle anderen langjährigen Mittel für die Zeitreihe 1961 bis 1990 vor. Dabei errechnen sich die langjährigen Mittel der Jahrestemperatur und des Jahresniederschlags aus den jeweiligen jährlichen Mittelwerten und die mittlere jährliche Sonnenscheindauer aus den jährlichen Summen der Stunden mit Sonnenschein.

Boden

Da „moderne“ digitale Bodenkarten für Sachsen fehlen oder erst in Vorbereitung sind, ist man bei Untersuchungen auf der regionalen Maßstabsebene des RBL auf die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung im Maßstab 1 : 25 000 (MMK 25) und die aus der Forstlichen Standortkartierung abgeleitete Waldbodenkarte im Maßstab 1 : 25 000 (WBK 25) angewiesen (vgl. Tab. 2 und Tab. 3). Diese sollten zusammen mit Ausnahme der Siedlungen und einiger Sonderflächen (z.B. Braunkohlentagebaue) flächendeckend sein (HAASE, mündl.

Mitt. 2002). Da die hier untersuchten Vogelarten Siedlungen jedoch in der Regel meiden, sollte sich zumindest ersteres im folgenden nicht nachteilig auswirken.

Die das Untersuchungsgebiet abdeckenden Kartenblätter der MMK 25 und WBK 25 wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) im digitalen Vektorformat bezogen und in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ zu einem einheitlichen Datensatz zusammengefügt. Bis zuletzt fehlten jedoch bei der MMK 25 an der nordwestlichen Grenze des RBL für die Blattnummer 4340 (Blattname Bitterfeld Ost) der Topographischen Karte im Maßstab 1 : 25 000 (TK 25) und bei der WBK 25 an der nordöstlichen Grenze des RBL für die Blattnummern 4344 (Blattname Züllsdorf) und 4445 (Blattname Falkenberg/Elster) der TK 25 die Bodendaten (vgl. Kap. 5.3.1).

Relief

Das vom Landesvermessungsamt (LV) Sachsen als Bestandteil des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) erarbeitete Digitale Geländemodell im Maßstab 1 : 25 000 (DGM 25) mit einem Punkthöhenfehler von unter 2 m und einem Netzpunktabstand von 20 m bildete die Datengrundlage für die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Reliefdaten (vgl. Tab. 2 und Tab. 3). Das DGM 25 „beschreibt die weiträumige Geländeform (Relief) durch ein regelmäßiges Punktraster“ aus dreidimensionalen Koordinatenwerten (LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN 2001: 1). Die Reliefdaten des RBL lagen einzeln für die Kartenblätter der Topographischen Karte im Maßstab 1 : 10 000 (TK 10) im ASCII-Format vor, wobei sich jedoch bei dem späteren Zusammenfügen derselben herausstellte, dass sie für die Blattnummern 4538-SO (Blattname Gröbers), 4638-SO (Blattname Kötzschau) und 4738-NO (Blattname Lützen) der TK 10, ganz an der westlichen Grenze des Untersuchungsgebietes, fehlten (vgl. Kap. 5.3.1).

5.2.3 Biotische Landschaftsdaten

Für die vorliegende Untersuchung bot sich die vom LfUG erhältliche Color-Infrarot-(CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1 : 10 000 (CIR 10) aufgrund ihres räumlichen und zeitlichen Bezugsrahmens als Datengrundlage für Biotoptypen- und Landnutzungsdaten an (vgl. Tab. 2 und Tab. 3 sowie FRIETSCH 1997). Diese Biotoptypen- und Landnutzungskartierung basiert auf einer flächendeckenden CIR-Luftbildbefliegung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1 : 10 000 aus den Jahren 1992 und

1993 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994) und lag in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ als kombinierter Flächen- und Liniendatensatz mit separatem Punktdatensatz im digitalen Vektorformat vor.

Sämtliche Kartiereinheiten sind darin hierarchisch über einen neunstelligen Kartier-Code verschlüsselt, wobei die erste Stelle die sog. Hauptgruppe, die zweite die Untergruppe und die folgenden drei Stellen den sog. Bestand (bzw. Biotoptyp i.e.S.) der jeweiligen Kartiereinheit beschreiben. Die übrigen vier Stellen bezeichnen dann ggf. noch deren Ausprägung, (Primär-) Nutzung, Sekundärnutzung, Sondernutzung und Besonderheit (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994).

Aufgrund der hierarchischen Gliederung des Kartierschlüssels lassen sich eigene Selektionen und Aggregationen von ausgewählten Biotoptypen aus dieser CIR-Biotoptypenkartierung leicht durchführen (vgl. Kap. 5.3.2). Dabei ist jedoch zu beachten, dass der Erkennung und Benennung bestimmter Biotoptypen (z.B. Grünland) auf Grundlage der CIR-Luftbilder Grenzen gesetzt sind (GLASER 1997). So können alle im Kartierschlüssel kursiv gesetzten Kartiereinheiten nicht sicher im CIR-Luftbild erkannt werden und sollten daher jeweils der nächsthöheren, nicht kursiv gesetzten Einheit bzw. Ebene zugeordnet werden (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994). Im weiteren Verlauf der Datenaufbereitung wurden zudem zwei im Vektorformat des Ausgangsdatsatzes nicht zu erkennende Fehler in der CIR-Biotoptypenkartierung sichtbar (vgl. Kap. 5.3.2).

5.2.4 Vogeldaten

Im Rahmen der von 1993 bis 1996 im Freistaat Sachsen flächendeckend durchgeführten Brutvogelkartierung erfolgte neben der Rasterkartierung aller vorkommenden Brutvogelarten auch eine Punktkartierung ausgewählter Brutvogelarten (STEFFENS et al. 1998a). Das Staatliche Umweltfachamt Leipzig (StUFA) stellte Frau Dr. Angela Lausch vom UFZ die auf den einzelnen Kartenblättern der TK 10 eingetragenen punktgenauen Angaben zu insgesamt 37 ausgewählten Brutvogelarten im RBL zur Verfügung (vgl. Tab. 2 und Tab. 3). Diese wurden daraufhin in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ in ein digitales Vektorformat überführt. Hier musste jedoch festgestellt werden, dass die Vogeldaten für einige Kartenblätter der TK 10, insbesondere in den Randgebieten sowie in einem größeren Gebiet im Süden des RBL, bei der von 1993 bis 1995 durchgeführten Punktkartierung offensichtlich nicht erhoben worden waren (vgl. JENTSCH & LAUSCH 2001).

5.3 Datenaufbereitung

Die Aufbereitung der abiotischen und biotischen Landschaftsdaten sowie der Vogeldaten wurde mit folgenden Geographischen Informationssystemen (GIS⁴), zum Teil unter UNIX auf einer *Workstation*, zum Teil unter WINDOWS auf einem *Personalcomputer*, durchgeführt: ERDAS IMAGINE Version 8.4 (z.T. 8.5), ESRI ARCINFO Version 8.1 und ESRI ARCVIEW Version 3.2 (z.T. 3.2a).

Während der Datenaufbereitung mussten die z.T. für die gesamte BRD oder das Bundesland Sachsen vorliegenden Daten (vgl. Kap. 5.2.1) mit der heutigen Grenze (Stand 01.01.2002) des RBL verschnitten werden. Diese Grenze stand im Vektorformat und – nach einer Vektor-Raster-Konvertierung mit Hilfe der *Vector Utilities* in ERDAS IMAGINE – im Rasterformat mit einer Rasterzellengröße von 10 x 10 m zur Verfügung.

5.3.1 Abiotische Landschaftsdaten

Klima

Die bereits ins Gridformat übertragenen Klimadaten (vgl. Kap. 5.2.2) wurden mit Hilfe der *Grid Plus Extension* in ESRI ARCVIEW mit der auf 10 x 10 m gerasterten Grenze des RBL verschnitten, wodurch zugleich eine Angleichung der ursprünglichen Rasterweite von 1x1 km an die Rasterzellengröße von 10 x 10 m der Boden- und Biotopdaten erzielt wurde (s.u.; vgl. Abb. 5 und Kap. 5.3.2). Dabei muss darauf hingewiesen werden, dass diese „künstliche“ und nur scheinbare Erhöhung der Auflösung der Daten keinen Informationsgewinn bringt, sondern hier nur der Vereinfachung der Auswertung der ursprünglich unterschiedlich aufgelösten Daten dient.

Boden

Aus der MMK 25 und der WBK 25 mussten zur Überprüfung der in Kap. 4.3 formulierten Hypothesen Bodendaten über die Hauptgruppen der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Bodenarten sowie die Entstehung der Substrate (Geogenese) in die weiteren Untersuchungen eingehen. Hierbei sollte nur die jeweils oberflächennächste Einheit in der Boden- bzw. Substratabfolge berücksichtigt werden, da auch nur diese als mögliche Einflussgröße auf die

⁴ Der Begriff „GIS“ wird von BILL (1999: 4) wie folgt definiert: Ein GIS ist „ein rechnergestütztes System, das aus Hardware, Software, Daten und den Anwendungen besteht. Mit ihm können raumbezogene Daten digital erfasst und redigiert, gespeichert und reorganisiert, modelliert und analysiert sowie alphanumerisch und graphisch präsentiert werden“.

Bruthabitatwahl der untersuchten Vogelarten erachtet wurde. Um zu einer überschaubaren Anzahl thematischer Klassen von Bodenartenhauptgruppen bzw. genetisch vergleichbaren Substraten zu kommen, mussten die in der MMK 25 und WBK 25 enthaltenen Informationen neu selektiert und aggregiert werden (vgl. Abb. 5). Hierzu wurden in die Attributtabelle der MMK 25 und WBK 25 je zwei neue Spalten eingefügt, in die dann bestimmte ganzzahlige Werte als Klassennummern der neuen Klassen „Bodenartenhauptgruppen“ bzw. „Geogenese“ eingetragen wurden.

Die Bodenartenhauptgruppen wurden aus den Bodenartengruppen der MMK 25 sowie den Bodenartenuntergruppen der WBK 25 (vgl. AG BODEN 1994: 160) und die Geogenese aus den Substrattypen der MMK 25 und WBK 25 (vgl. AG BODEN 1994: 161-163) abgeleitet. Je Bodenthema wurden dabei 11 Klassen gebildet (vgl. Tab. 4 und Tab. 5), in denen sich sämtliche vorkommenden Merkmalsausprägungen sinnvoll zusammenfassen ließen (HAASE, mündl. Mitt. 2002). Hierbei wurden auch für die Überprüfung der Hypothesen eigentlich nicht benötigte Bodenklassen im Hinblick auf die kartographische Darstellung und evtl. Verwendung der Bodendaten in über die vorliegende Arbeit hinausgehenden Untersuchungen (z.B. Habitatanalysen zu weiteren Vogelarten im RBL) berücksichtigt. In Tab. 4 und Tab. 5 deuten die Bindestriche zwischen einzelnen Merkmalsausprägungen in der Spalte „Bezeichnung“ darauf hin, dass diese in den entsprechenden Kartiereinheiten nebeneinander vorkommen.

Tab. 4: Klasseneinteilung im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“

Klassen-Nr.	Kartier-Code*	Bezeichnung
Bod-1	t	Ton
Bod-2	l	Lehm
Bod-3	u	Schluff
Bod-4	s	Sand
Bod-5	t-l	Ton – Lehm
Bod-6	t-u	Ton – Schluff
Bod-7	l-u	Lehm – Schluff
Bod-8	l-s	Lehm – Sand
Bod-9	l-u-s	Lehm – Schluff – Sand
Bod-10	H	Torf
Bod-11	-	Fehlende bzw. andere Daten

* vgl. AG BODEN 1994

Tab. 5: Klasseneinteilung im Bodenthema „Geogenese“

Klassen-Nr.	Kartier-Code*	Bezeichnung
Sub-1	c	In-situ-Verwitterung
Sub-2	u	Natürliche Umlagerung (inkl. kolluvialer Ablagerung)
Sub-3	o	Anthropogene Umlagerung (u.a. die vor 1990 rekultivierten Flächen)
Sub-4	f	Fluvilimnogene Ablagerung (inkl. alluvialer Ablagerung)
Sub-5	g	Glazigene Ablagerung
Sub-6	p	Periglaziäre Ablagerung
Sub-7	a	Äolische Ablagerung
Sub-8	f-u	Fluvilimnogene Ablagerung – Natürliche Umlagerung
Sub-9	p-u	Periglaziäre Ablagerung – Natürliche Umlagerung
Sub-10	og-H	Torf
Sub-11	-	Fehlende bzw. andere Daten

* vgl. AG BODEN 1994

Dann erfolgte anhand der Klassennummern der Bodenthemen „Bodenartenhauptgruppen“ und „Geogenese“ mit Hilfe der *Vector Utilities* in ERDAS IMAGINE eine sog. Vektor-Raster-Konvertierung der Bodendaten vom Vektorformat ins ERDAS IMAGINE-Rasterformat mit einer Rasterzellengröße von 10 x 10 m (vgl. Abb. 5 und Kap. 5.3.2). Die jeweils noch getrennt nach MMK 25 und WBK 25 vorliegenden Bodendaten wurden im Anschluss daran erst mit Hilfe des *Model Maker* in ERDAS IMAGINE miteinander und dann mit der auf 10 x 10 m gerasterten Grenze des RBL verschnitten, wobei die an der nordwestlichen und nordöstlichen Grenze des Untersuchungsgebietes fehlenden Bodendaten (vgl. Kap. 5.2.2) jeweils der Klasse „Fehlende bzw. andere Daten“ zugeordnet wurden. Schließlich wurden die beiden Bodenthemen in ESRI ARCVIEW ins Gridformat (ESRI ARCINFO- bzw. ARCVIEW-Rasterformat) überführt.

Relief

Die im ASCII-Format einzeln für die Kartenblätter der TK 10 vorliegenden Reliefdaten wurden zuerst im UNIX *Text Editor* zu einem Gesamtdatensatz zusammengefügt. Dann wurden die dreidimensionalen Koordinatenwerte (x, y, z) mit Hilfe der *Utilities* in ERDAS IMAGINE vom ASCII-Format ins Rasterformat mit einer Rasterzellengröße von 20 x 20 m überführt (vgl. Abb. 5). Daraufhin wurden die Reliefdaten mit der auf 10 x 10 m gerasterten Grenze des RBL verschnitten, wodurch zugleich eine Angleichung an die Rasterzellengröße von 10 x 10 m der Boden- und Biotopdaten erreicht wurde (s.o.; vgl. Kap. 5.3.2).

Bei der sich anschließenden visuellen Überprüfung der Daten auf Vollständigkeit stellte sich heraus, dass für zwei kleine Flächen am Rand des Untersuchungsgebietes keine Daten verfügbar waren (vgl. Kap. 5.2.2). Aufgrund der geringen Größe dieser Flächen, des ruhigen Reliefs in deren Umgebung und der Tatsache, dass dort keine Vorkommen der untersuchten Vogelarten kartiert worden waren, erschien es zweckmäßig, die fehlenden Reliefdaten mit der *Immediate Surface Interpolation*-Funktion der *Raster Tools* in ERDAS IMAGINE durch zu interpolieren (vgl. Abb. 5). Schließlich wurden die Reliefdaten erst mit Hilfe des *Model Maker* in ERDAS IMAGINE vom kontinuierlichen ins thematische ERDAS IMAGINE-Rasterformat und dann in ESRI ARCVIEW ins Gridformat (ESRI ARCINFO- bzw. ARCVIEW-Rasterformat) überführt, um sie später mit der *Summarize Zones*-Funktion in ESRI ARCVIEW für die einzelnen Brutreviere und Vergleichsflächen auswerten zu können (vgl. Kap. 5.4.3).

5.3.2 Biotische Landschaftsdaten

Selektion und Aggregation ausgewählter Biotoptypen zu „Biotopklassen“

Im Hinblick auf die untersuchte Fragestellung und die in Kap. 4.3 formulierten Hypothesen musste zunächst eine geeignete thematische Auflösung für die aus der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung des Freistaates Sachsen zu übernehmenden Biotopdaten gefunden werden, d.h. eine Selektion und Aggregation von ausgewählten Biotoptypen zu eigenen „Biotopklassen“ vorgenommen werden (vgl. Abb. 5). Mit der gleichen Begründung wie im Fall der Bodendaten (vgl. Kap. 5.3.1) sollte diese Klassenbildung aber auch hier nicht auf unmittelbar für die Überprüfung der Hypothesen benötigte Biotopdaten beschränkt werden.

Nach BLASCHKE (1999b: 21) ist die Anzahl der thematischen Klassen (also die „thematische Auflösung“) der wohl „größte systematische Einflussfaktor“ auf die Landschaftsstrukturmaße (LSM), die im weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit auf Grundlage einiger Biotopdaten berechnet werden sollen (vgl. Kap. 5.4.4), so dass der sinnvollen Klassenbildung eine beachtliche Bedeutung zukommt. Einerseits darf die Klassifizierung nicht zu grob sein, was z.B. bei einer Orientierung an den nur acht Hauptgruppen der CIR-Biotoptypenkartierung der Fall sein würde, da ein erheblicher Informationsverlust droht, wenn die Landschaft und die LSM von wenigen großen Einzelflächen dominiert und somit „künstlich“ homogenisiert werden (BLASCHKE & PETCH 1999). Andererseits soll die Klassifizierung aber auch nicht zu fein sein, was z.B. bei einer Orientierung an den weit über 100 Beständen (bzw. Biotoptypen

i.e.S.) der CIR-Biotoptypenkartierung der Fall sein würde, da dies in keinem Verhältnis zu der „thematischen Auflösung“ der formulierten Hypothesen steht und die spätere statistische Auswertung und Überprüfung erschwert.

Die für die Überprüfung der Hypothesen (vgl. Kap. 4.3) relevanten Biotoptypen (z.B. Ackerland, Verkehrswege und anthropogen genutzte Sonderflächen) wurden schließlich bei der Selektion und Aggregation nach Möglichkeit stärker berücksichtigt, d.h. thematisch höher aufgelöst, während weitere großflächig vorkommende Biotoptypen (z.B. Wälder) in geringerer thematischer Auflösung berücksichtigt wurden. Nicht oder nur sehr kleinflächig im RBL vorkommende, irrelevante Biotoptypen wurden zudem ausgeschlossen bzw. mit ähnlichen Biotoptypen zu neuen Biotopklassen zusammengefasst.

Da die für die Überprüfung der Hypothesen benötigten Biotopdaten z.T. auf sehr unterschiedlichen Ebenen (v.a. Hauptgruppen, Untergruppen, Bestände und Ausprägungen) der CIR-Biotoptypenkartierung vorliegen und sich somit überlagern, war es nicht möglich, alle benötigten Biotopdaten in einem einzigen Biotopthema unterzubringen. Daher wurden in dem nahezu flächendeckenden Biotopthema „Landnutzungen“, das sich an der Ebene der Untergruppen (z.T. Bestände) der CIR-Biotoptypenkartierung orientiert, 40 verschiedene Biotopklassen und in dem nicht flächendeckenden Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“, das sich auf die Ebene der Ausprägungen der CIR-Biotoptypenkartierung konzentriert, 15 verschiedene Biotopklassen berücksichtigt (vgl. Tab. 6 und Tab. 7).

Bei der Durchführung der Selektion und Aggregation war zudem folgendes zu beachten: Im Datensatz der CIR-Biotoptypenkartierung liegen Flächen- (z.B. Ackerland), Linien- (z.B. Verkehrswege) und Punktdaten (Einzelbäume) getrennt vor, so dass auch die in ESRI ARCINFO durchgeführte und in ERDAS IMAGINE überprüfte Selektion und Aggregation zu den eigenen Biotopklassen des jeweiligen Biotopthemas getrennt nach Flächen, Linien und Punkten erfolgen musste.

Tab. 6: Klasseneinteilung im Biotopthema „Landnutzungen“

Klassen-Nr.	Kartier-Code*	Bezeichnung
Erw-1	2-SN7	Trockengefallene Gewässer
Erw-2	21 ≠ SN7	Fließgewässer
Erw-3	23 ≠ SN7	Stillgewässer
Erw-4	24	Gewässerbegleitende Vegetation (flächig)
Erw-5	3	Sümpfe, Moore
Erw-6	41	Grünland
Erw-7	42	Ruderalfluren
Erw-8	54	Offene Flächen
Erw-9	55 & 56	Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen
Erw-10	61	Baumgruppen
Erw-11	62-SN0	Baumreihen
Erw-12	63-SN0	Alleen
Erw-13	64	Einzelbäume
Erw-14	65-SN0	Hecken
Erw-15	66	Gebüsche
Erw-16	71 bis 77	Laub-, Nadel-, Misch- und Feuchtwälder
Erw-17	78	Waldrandbereiche, Vorwälder
Erw-18	79	Wiederaufforstungen
Erw-19	81100	Ackerbrachen
Erw-20	81 ≠ 81100	Ackerland
Erw-21	82	Sonderkulturen
Erw-22	91	Wohngebiete
Erw-23	92	Mischgebiete
Erw-24	93	Industriegebiete, Gewerbegebiete
Erw-25	94400 & 94800 bis 94840	Kleingärten, Gärten, Gartenbrachen, Grabeland
Erw-26	94 ≠ 94400 & ≠ 94800 bis 94840	Sonstige Grün- und Freiflächen
Erw-27	95110	Autobahnen
Erw-28	95120 & 6-SN4	Landstraßen, Bundesstraßen
Erw-29	95130 & 6-SN5	Sonstige Straßen
Erw-30	95140 & 6-SN6	Wirtschaftswege
Erw-31	95300 bis 95320	Gleisanlagen, Bahnanlagen
Erw-32	95 ≠ 95110 bis 95140 & ≠ 95300 bis 95320	Sonstige Verkehrsflächen
Erw-33	96100 & 96500	Bauflächen, militärische Sonderbauflächen
Erw-34	96200	Lagerflächen
Erw-35	96300 bis 96340	Sonstige Ablagerungsflächen
Erw-36	96350	Ablass- und Absatzstellen, Spülbecken
Erw-37	96410 & 51	Steinbrüche, anstehender Fels
Erw-38	96420	Kiesgruben, Sandgruben
Erw-39	96430	Braunkohlentagebaue
Erw-40	96440 & 96400	Sonstige Abgrabungsflächen

* vgl. Kap. 5.2.3 und SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994: Bei den ein- bis fünfstelligen Zahlen bezeichnet die erste Ziffer die Hauptgruppe, die zweite die Untergruppe und die nächsten drei den Biotoptypen. SN plus Ziffer: Sekundärnutzung, ≠: außer, &: und

Tab. 7: Klasseneinteilung im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“

Klassen-Nr.	Kartier-Code*	Bezeichnung
Spa-1	2-AU3	Gewässer mit ruderalem Saum
Spa-2	2-AU4	Gewässer mit Gehölzsaum
Spa-3	41-AU4	Grünland mit Gehölzaufwuchs
Spa-4	42-AU4	Ruderalfluren mit Gehölzaufwuchs
Spa-5	54-AU8	Offene Flächen mit Pioniervegetation
Spa-6	54-AU3	Offene Flächen mit Ruderalvegetation
Spa-7	54-AU4	Offene Flächen mit Gehölzaufwuchs
Spa-8	61-AU3	Baumgruppen mit ruderalem Saum
Spa-9	62-AU3 ≠ SN4,5	Baumreihen mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
Spa-10	63-AU3 ≠ SN4,5	Alleen mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
Spa-11	65-AU3 ≠ SN4,5	Hecken mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
Spa-12	81-AU3	Ackerland mit ruderalem Saum
Spa-13	96-AU8	Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation
Spa-14	96-AU3	Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Ruderalvegetation
Spa-15	96-AU4	Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs
Spa-16	-	<i>Andere Daten</i>

* vgl. Kap. 5.2.3 und SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1994: Bei den ein- bis zweistelligen Zahlen bezeichnet die erste Ziffer die Hauptgruppe und die zweite die Untergruppe. AU plus Ziffer: Ausprägung, SN plus Ziffer: Sekundärnutzung, ≠: außer

Darüber hinaus bereitete die Selektion und Aggregation von Straßen und Wegen mit begleitenden Baumreihen, Alleen und Hecken insofern Schwierigkeiten, als dass die entsprechenden Vektoren in der CIR-Biotoptypenkartierung mit beiden Attributen gleichzeitig belegt sind (z.B. Baumreihe an Straße). Infolgedessen treten an diesen Stellen bei der Selektion und Aggregation von Straßen und Wegen Lücken auf, während die Baumreihen, Alleen und Hecken dagegen nicht als eigenständige Landschaftselemente in der Landschaft auftauchen (JENTSCH 2002). An diesen Stellen wurden deshalb, unter Berücksichtigung der späteren Rasterzellengröße von 10 x 10 m (s.u.), in einem Abstand von etwas mehr als 10 m neue Baumreihen, Alleen und Hecken – entsprechend ihrer Ausprägung ein- bzw. beidseitig – neben die Vektoren gesetzt, die eigentlich den Verlauf der Straßen und Wege markieren (JENTSCH 2002). Erst diese von Straßen und Wegen separierten Extra-Liniendaten der Baumreihen, Alleen und Hecken ermöglichten nun eine eindeutige Selektion und Aggregation analog zu den „einfachen“ Liniendaten.

Schließlich konnte in die Attributtabelle der Flächen- und Liniendatensätze je Biotopthema eine neue Spalte eingefügt werden, in die dann für jeden alten Biotoptyp ein bestimmter ganzzahliger Wert als Klassennummer der jeweiligen neuen Biotopklasse eingetragen wurde (vgl. Tab. 6 und Tab. 7). Da der separate Punktdatensatz der Einzelbäume komplett in das

Biotopthema „Landnutzungen“ übernommen werden sollte (s.u.), war hier jedoch keine derartige Neuzuweisung nötig.

Vektor-Raster-Konvertierung der biotischen Landschaftsdaten

Nach der Selektion und Aggregation der Biotoptypen erfolgte für beide Biotopthemen eine Vektor-Raster-Konvertierung anhand der neuen Klassennummern der ausgewählten Flächen-, Linien- und Punktdaten mit einer Rasterzellengröße von 10 x 10 m (s.u.; vgl. Abb. 5). Dabei wurden die Daten erst mit Hilfe der *Spatial Analyst Extension* in ESRI ARCVIEW vom Vektorformat ins Gridformat (ESRI ARCINFO- und ARCVIEW-Rasterformat), dann mit Hilfe des *Model Maker* in ERDAS IMAGINE vom Gridformat ins ERDAS IMAGINE-Rasterformat übertragen. Während Punkte, Linien und Flächen die geometrischen Grundelemente des Vektorformats darstellen, ist das geometrische Grundelement des Rasterformats das sog. Pixel (BILL 1999). Bei der Vektor-Raster-Konvertierung werden daher Datensätze erzeugt, in denen der Flächenanteil einer jeden Klasse an der Gesamtfläche eines Gebietes über die Anzahl der zu der jeweiligen Klasse gehörenden Pixel ermittelt wird.

Das Rasterformat wurde für die weiteren Aufbereitungs- und Auswertungsschritte in dieser Arbeit eindeutig bevorzugt, da es gegenüber dem Vektorformat einige Vorteile besitzt (vgl. aber BLASCHKE 1997a zum Thema „Raster *versus* Vektor“). So bietet das Rasterformat nach MCGARIGAL & MARKS (1995) im Hinblick auf die Berechnung von LSM mit FRAGSTATS Version 2.0 (vgl. Kap. 5.4.4) mehr Möglichkeiten durch die Ermittlung zusätzlicher LSM. Außerdem bereitet nach LAUSCH (mündl. Mitt. 2002) die Berechnung der LSM mit FRAGSTATS im Rasterformat weniger Schwierigkeiten bei der Auflösung überlagerter Flächen- und Liniendaten. Bei der Berechnung der LSM mit FRAGSTATS im Vektorformat werden nämlich Linien (z.B. Straßen und Wege), die zwischen Flächen gleicher Biotopklasse liegen, nicht berücksichtigt. Diese sind für die Charakterisierung der Landschaftsstruktur jedoch wichtig. Schließlich wurde für die spätere statistische Auswertung ein einheitliches Datenformat sämtlicher Landschaftsdaten angestrebt und die in dieser Arbeit verwendeten abiotischen Landschaftsdaten lagen z.T. bereits im Rasterformat vor (vgl. Kap. 5.2.2).

Als Nachteil des Rasterformats ist die Beeinflussung von einigen LSM aufgrund der treppenstufenartigen („weichen“) Abbildung von Grenzen und Kanten in der Landschaft zu nennen (MCGARIGAL & MARKS 1995, HERZOG & LAUSCH 2001). Diese Verzerrung ist jedoch abhängig von der bei der Vektor-Raster-Konvertierung gewählten Rasterzellengröße

(BLASCHKE & PETCH 1999, HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996). So gilt nach BLASCHKE (1999b) die Mindestgröße der kartierten Einheiten als Schwellenwert für geeignete Rasterzellengrößen, bei denen kein signifikanter Informationsverlust durch die Vektor-Raster-Konvertierung zu erwarten ist (vgl. auch MCGARIGAL & MARKS 1995).

Diese Mindestgröße liegt bei der CIR-Biototypenkartierung des Freistaates Sachsen im Maßstab 1 : 10 000 etwa im Bereich von 10 x 10 m (z.B. Grundfläche eines Einzelbaums). Geringere Zellengrößen wurden hier ausgeschlossen, da die damit verbundene Zunahme des Rechen- und Speicheraufwandes bei der großen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes in keinem Verhältnis zur Fragestellung steht. Größere Zellengrößen wurden ebenfalls ausgeschlossen, da sonst eine „verfälschte“ Abbildung der realen Landschaft und eine entsprechende Beeinflussung der hier untersuchten Habitatfaktoren inkl. der LSM droht (vgl. BETTINGER et al. 1996). So würden z.B. die Einzelbäume bei einer Vektor-Raster-Konvertierung mit größeren Zellengrößen als 10 x 10 m nicht mehr abgebildet werden.

Verschneidung der Flächen-, Linien- und Punktdaten

Im Anschluss an die Vektor-Raster-Konvertierung wurden die immer noch getrennt vorliegenden Flächen-, Linien- und Punktdaten der beiden Biotopthemen mit Hilfe des *Model Maker* in ERDAS IMAGINE sinnvoll verschnitten, um je Biotopthema einen einzigen, die Landschaft mit sämtlichen flächen-, linien- und punkthaften Landschaftselementen repräsentierenden Daten-Layer zu erzeugen (vgl. Abb. 5).

Dazu wurden im Biotopthema „Landnutzungen“ zunächst die Flächendaten mit den „einfachen“ Liniendaten (s.o.) überlagert. Vor der Verschneidung mit den von Straßen und Wegen separierten Extra-Liniendaten der Baumreihen, Alleen und Hecken musste allerdings durch eine sog. Maskierung dafür Sorge getragen werden, dass diese keine Biotopklassen wie z.B. Gewässer, Gebäude und Verkehrswege überdecken würden. Auch der abschließenden Verschneidung mit den Extra-Punktdaten der Einzelbäume ging noch eine derartige Maskierung voraus. Im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ war dagegen nur eine einfache Überlagerung von Linien- über Flächendaten erforderlich. Da die hier berücksichtigten 15 Biotopklassen nur einen geringen Flächenanteil des RBL bedecken, der restliche Teil der Landschaft aber auch für die spätere Darstellung zur Verfügung stehen sollte, wurde eine 16. Biotopklasse mit der Bezeichnung „Andere Daten“ in das Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ eingeführt (vgl. Tab. 7).

Korrektur von Fehlern im Datensatz

Erst durch die Vektor-Raster-Konvertierung der Biotopdaten wurden im Datensatz der CIR-Biotoptypenkartierung zwei Fehler erkennbar. Erstens zeigte sich im Norden und Süden des Untersuchungsgebietes jeweils ein wenige Pixel breiter und von West nach Ost verlaufender Streifen, in welchem jegliche Biotopdaten fehlen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass an diesen Stellen die Daten aus den einzelnen Luftbildern bzw. Kartenblättern unsauber zusammengeführt worden sind, d.h. kein Randabgleich stattgefunden hat. Dieser Fehler wurde im flächendeckenden Biotopthema „Landnutzungen“ mit Hilfe der *Raster Tools* in ERDAS IMAGINE manuell korrigiert, indem die fehlenden Daten entsprechend der angrenzenden, vorhandenen Biotopdaten logisch ergänzt wurden (vgl. Abb. 5). Im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ war diese Korrektur aufgrund der nicht flächendeckenden Daten unmöglich, hier füllt allerdings die Biotopklasse „Andere Daten“ diese Bereiche aus.

Zweitens zeigte sich östlich der Stadt Leipzig im Bereich der Blattnummern 4641-SW (Blattname Borsdorf) und 4741-NW (Blattname Großpösna) der TK 10 ein etwa 2000 ha großer Quadrant, in dem die Biotopdaten den einzelnen Landschaftselementen offensichtlich völlig fehlerhaft zugeordnet sind. Da weder das LfUG kurzfristig mit korrigierten Daten aushelfen noch eine vertretbare eigene Korrektur stattfinden konnte, wurde dieser Quadrant von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen, indem ihm der Hintergrundwert 0 zugewiesen wurde. Damit wird er bei der späteren Berechnung der zonalen Statistik und LSM für die Vergleichsflächen und die Brutreviere der drei untersuchten Vogelarten (jeweils ein Brutrevier betroffen) nicht berücksichtigt (vgl. Kap. 5.4). Schließlich wurden die beiden aufbereiteten Biotopthemen in ESRI ARCVIEW für die spätere statistische Auswertung ins Gridformat (ESRI ARCINFO- und ARCVIEW-Rasterformat) überführt.

5.3.3 Vogeldaten

Die Punktdaten der für die vorliegende Arbeit ausgewählten Vogelarten wurden zunächst in ESRI ARCVIEW aus dem gesamten Ausgangsdatsatz der Punktkartierung (vgl. Kap. 5.2.4) selektiert und für jede Art in einen neuen Datensatz exportiert. Diese Brutvorkommen sind in dem Ausgangsdatsatz der Punktkartierung für die Jahre 1993, 1994 und 1995 einerseits zeitlich getrennt aufgeführt, sofern die jeweiligen Bruten räumlich getrennt voneinander, d.h. nicht am gleichen Punkt, stattgefunden haben. Andererseits sind sie z.T. mit dem Hinweis auf

mehrere am gleichen Punkt beobachtete Brutpaare versehen, oder es wird ggf. darauf hingewiesen, dass man sich der tatsächlichen Brut am Punkt der Beobachtung nicht sicher sei (vgl. JENTSCH & LAUSCH 2001). Beides wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch aus zwei Gründen nicht weiter berücksichtigt: Erstens, weil keine zeitliche Dynamik und, anstatt der nur z.T. erfassten Abundanz, die Präsenz der Vogelarten als Indikator für ihre Habitatpräferenzen untersucht werden sollte (vgl. Kap. 1). Zweitens, weil nur so eine ausreichende Anzahl von Brutvorkommen der drei Arten für die statistische Auswertung zur Verfügung stand. So gingen also sämtliche kartierten und digitalisierten Punktdaten als gleichwertige Information „Brutvorkommen der jeweiligen Art am jeweiligen Punkt im Zeitraum von 1993 bis 1995“ in die weiteren Untersuchungen ein.

Von dem Ausgangsdatensatz wurden nun zunächst diejenigen Punkte mit Hilfe der *ArcTools* in ESRI ARCINFO manuell entfernt (vgl. Tab. 8), die außerhalb des Untersuchungsgebietes bzw. innerhalb des fehlerhaften Quadranten der Biotopdaten (vgl. Kap. 5.3.2) lagen.

Tab. 8: Ausschluss von Brutvorkommen während der Datenaufbereitung

Vogelart	Anzahl der Brutvorkommen vor Datenaufbereitung	davon außerhalb des Untersuchungsgebietes	davon innerhalb des fehlerhaften Quadranten der Biotopdaten	davon Überlappung mit anderen Brutrevieren	Anzahl der Brutvorkommen nach Datenaufbereitung
Rebhuhn	220	3	1	11	205
Flussregenpfeifer	116	4	1	13	98
Kiebitz	116	1	1	15	99

Pufferung der Punktdaten

In der vorliegenden Arbeit soll der Einfluss der Landschaft auf die Wahl des Bruthabitats, d.h. auf die Wahl des den konkreten Brutplatz umgebenden Brutreviers (vgl. Kap. 1), untersucht werden. Daher mussten die Punktdaten, die nur die konkreten Brutplätze bezeichnen, durch Pufferung in Flächendaten, die dann die Brutreviere beschreiben, umgewandelt werden (vgl. Abb. 5). Eine exakte Abgrenzung von realen Brutrevieren ist jedoch nur durch Beobachtungen im Gelände möglich (vgl. MÜHLENBERG 1993). Dennoch sollte hier zumindest hinsichtlich der Größe der „künstlich“ erzeugten Brutreviere ein möglichst realitätsnaher, ökologisch vertretbarer und aussagekräftiger Wert gefunden werden.

Genauere Angaben zum Raumbedarf der hier untersuchten Vogelarten zur Brutzeit, also zur Größe der jeweiligen Brutreviere, sind in der Literatur mit einer Ausnahme schwer zu finden. So beträgt nach FLADE (1994: 561, 555, 549) der Raumbedarf des Rebhuhns zur Brutzeit mindestens 3-5 ha, der des Flussregenpfeifers 1-2 ha und der des Kiebitzes 1-3 ha (vgl. Kap. 4.2). Um die statistische Auswertung (vgl. Kap. 5.4) vereinfachen und deren Ergebnisse für die drei Arten direkt miteinander vergleichen zu können, wurde die Auswahl einer einheitlichen Brutrevierfläche bzw. eines einheitlichen Pufferradius für alle drei Arten angestrebt, auch wenn man damit der ökologischen Realität der drei Arten vielleicht nicht ganz gerecht wird (vgl. aber die Kriterien für die Auswahl der Arten in Kap. 4.1). Eine Auswahl von Pufferradien und resultierenden Revierflächen zeigt Tab. 9.

Tab. 9: Auswahl von Pufferradien für Punktdaten und resultierende Revierflächen

Pufferradius (m)	Resultierende Revierfläche (ha)
75	1,77
100	3,14
125	4,91

Mit den drei angegebenen Pufferradien wurde mit Hilfe der *ArcTools* in ESRI ARC/INFO eine Pufferung der Punktdaten durchgeführt. Anschließend wurde für die „künstlich“ erzeugten Brutreviere aller drei Arten visuell überprüft, wie sich mit ab- bzw. zunehmender Revierfläche die Überlappung nahegelegener Brutreviere sowie die Einbeziehung umgebender Biotopdaten veränderte. Ersteres ist von Bedeutung, da sich überlappende Brutreviere von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen werden sollten, um die statistische Auswertung nicht durch mehrfach eingehende, identische Ausgangsdaten zu verfälschen. Letzteres war im Hinblick auf einen möglichen Informationsgewinn oder -verlust durch die Auswahl eines bestimmten Pufferradius wichtig.

Beim Vergleich der unterschiedlichen Revierflächen stellte sich heraus, dass bei der räumlichen Auflösung der Biotopdaten durch eine Vergrößerung des Pufferradius von 75 m auf 125 m bei den meisten Brutvorkommen in der relativ homogenen Agrarlandschaft keine oder kaum neue Biotopdaten in die Revierflächen eingehen. Bei den Brutvorkommen, deren Revierfläche von linearen Elementen zerschnitten wird, nehmen die Flächenanteile dieser linearen Elemente bei einer Vergrößerung des Pufferradius von 75 m auf 125 m zudem meist

proportional zur Revierfläche zu. Beim Vergleich von Pufferradien zwischen 50 und 300 m stellte GOTTSCHALK (2002) bei seiner GIS-gestützten Analyse avifaunistischer Daten in einer ebenfalls relativ homogenen Landschaft keine signifikanten Unterschiede in den Ergebnissen fest und entschied sich für einen einheitlichen Pufferradius von 100 m für alle Arten.

Auch hier wurden sämtliche Punktdaten der drei Arten schließlich einheitlich mit einem Pufferradius von 100 m gepuffert (vgl. Tab. 9), da die resultierende Revierfläche von 3,14 ha der ökologischen Realität der drei Arten wohl am ehesten gerecht wird (s.o.) und dies zugleich die Anzahl der sich überlappenden Brutreviere gering hielt. Von den sich überlappenden Brutrevieren wurde jeweils ein Brutrevier zufällig bzw. bei Überlappung von mehreren Brutrevieren ein Brutrevier so mit Hilfe der *ArcTools* in ESRI ARCINFO manuell entfernt, dass möglichst viele der Brutreviere erhalten blieben. So waren nach der Datenaufbereitung von ursprünglich insgesamt 220 Brutvorkommen des Rebhuhns noch 205, von 116 des Flussregenpfeifers noch 98 und von 116 des Kiebitzes noch 99 für die Datenauswertung übrig (vgl. Tab. 8). Die verbliebenen Brutreviere wurden zum Zweck der individuellen Zuordnung von Ergebnissen der weiteren Berechnungen und Auswertungen schließlich jeweils mit einer individuellen Reviernummer versehen.

5.4 Datenauswertung

5.4.1 Einführung in die spezifische Problematik der Datenauswertung

Für die statistische Auswertung stellt der RBL mit seinen abiotischen, biotischen und strukturellen Eigenschaften eine sog. „natürliche Grundgesamtheit“ dar (vgl. LUNNEBORG 2000), für die mit den Brutrevieren der drei Vogelarten je Art n Stichproben vorliegen. Hier sollte nun statistisch überprüft werden, ob diese Stichproben zufällig oder nicht zufällig aus der Grundgesamtheit gewählt worden sind. Ein direkter Vergleich der Eigenschaften dieser Stichproben mit denen der natürlichen Grundgesamtheit war in diesem Fall jedoch, anders als z.B. bei AHRENS (1998) oder BLASCHKE (1997a), nicht zulässig, da sich die Bezugsflächen bzw. -skalen der Stichproben und der Grundgesamtheit (3,14 ha gegenüber 438 600 ha) erheblich unterscheiden, d.h. ein sog. „Skalen-Sprung“ vorliegt.

Deshalb wurde hier mit Hilfe einer sehr großen Anzahl von Vergleichsflächen (vgl. Kap. 5.4.2), die jeweils die gleiche Größe wie ein Brutrevier besitzen, aus der natürlichen Grundgesamtheit eine sog. „künstliche Grundgesamtheit“ mit N Stichproben erzeugt (vgl.

LUNNEBORG 2000), von der im folgenden angenommen wird, dass sie die natürliche Grundgesamtheit hinreichend exakt repräsentiert. Aber auch die Eigenschaften dieser künstlichen Grundgesamtheit ließen sich nicht direkt mit denen der Brutreviere der drei Vogelarten vergleichen, da ein solcher Vergleich den jeweiligen Stichprobenumfängen gegenüber sensitiv ist (KÜHN, mündl. Mitt. 2002) und sich diese Stichprobenumfänge (etwa $N = 14\,000$ Vergleichsflächen gegenüber $n = 100-200$ Brutreviere) beträchtlich unterscheiden.

Hier empfahl sich daher eine vereinfachte Form eines sog. *Resampling*-Verfahrens (KÜHN, mündl. Mitt. 2002; vgl. SIMON 1997, MANLY 1998, LUNNEBORG 2000). Erst mit Hilfe dieses, den sog. Monte-Carlo-Simulationen verwandten, statistischen Verfahrens konnten die Eigenschaften des mittleren Brutreviers einer Art, das man durch die Mittelung der Eigenschaften der einzelnen Brutreviere dieser Art erhält, mit denen von 999 mittleren Vergleichsflächen verglichen werden. Diese 999 mittleren Vergleichsflächen wurden durch eine 999-mal wiederholte zufällige Stichprobenauswahl von n aus N Vergleichsflächen „ohne Zurücklegen innerhalb eines Durchgangs“ ermittelt (vgl. Kap. 5.4.5; vgl. SACHS 1997, SIMON 1997, LUNNEBORG 2000). Zum Zweck der Vergleichbarkeit entsprach der Stichprobenumfang n der Vergleichsflächen dabei bewusst dem Stichprobenumfang n der Brutreviere. Außerdem war zu beachten, dass die Brutreviere für die statistische Analyse nur vollständig oder gar nicht Teil der künstlichen Grundgesamtheit (d.h. der Vergleichsflächen) sein sollten (KÜHN, mündl. Mitt. 2002). Da ersteres bei der im folgenden beschriebenen Erzeugung der Vergleichsflächen nicht mit vertretbarem Aufwand zu realisieren war, wurde dafür Sorge getragen, dass sich keine Brutreviere und Vergleichsflächen überlappten (vgl. Kap. 5.4.2).

5.4.2 Erzeugung der Vergleichsflächen

Ausgehend von der Überlegung, dass etwa 10% der Fläche des ca. 438 600 ha großen Untersuchungsgebietes durch die Gesamtfläche aller Vergleichsflächen abgedeckt werden sollte, damit diese künstliche Grundgesamtheit die natürliche Grundgesamtheit „hinreichend exakt repräsentiert“ (vgl. Kap. 5.4.1), wurde eine Gesamtzahl von ca. $N = 14\,000$ Vergleichsflächen von jeweils 3,14 ha Einzelfläche, also der Revierfläche der Brutreviere, angestrebt (vgl. Abb. 5). Mit Hilfe der *ArcTools* in ESRI ARC/INFO wurde hierzu zunächst ein rechtwinkliges Gitternetz im Vektorformat erzeugt, das den Untersuchungsraum mit 22 500 Gitterzellen in 150 x 150 Zeilen und Spalten bei einer Gitterzellenbreite von 550 m großzügig abdeckte.

Von diesen Gitterzellen wurden nur die jeweiligen Mittelpunkte (*Labelpoints*) in einen neuen Daten-Layer überführt, mit der Grenze des RBL im Vektorformat verschnitten, was ihre Anzahl von 22 500 auf 14 590 reduzierte, und anschließend wie die Brutreviere der drei Vogelarten mit einem Pufferradius von 100 m gepuffert (vgl. Kap. 5.3.3 und Tab. 9). Von den so erzeugten 14 590 Vergleichsflächen wurden mit Hilfe der *ArcTools* in ESRI ARCINFO schließlich diejenigen entfernt, die sich mit Brutrevieren überlappten, um sicherzustellen, dass die Daten der Brutreviere und Vergleichsflächen voneinander unabhängig sind (vgl. Kap. 5.4.1). Die verbliebenen 14 428 Vergleichsflächen wurden abschließend mit einer jeweils individuellen Flächennummer versehen.

5.4.3 Zonale Statistik zu den Brutrevieren und Vergleichsflächen

Für die metrisch skalierten, quantitativen Klima- und Reliefdaten wurden nun mit der *Summarize Zones*-Funktion der *Spatial Analyst Extension* in ESRI ARCVIEW verschiedene Maßzahlen der deskriptiven Statistik für jedes Brutrevier und jede Vergleichsfläche berechnet (u.a. Mittelwert, Spannweite und durch Daten abgedeckte Gesamtfläche). Darüber hinaus wurden für die nominalskalierten, qualitativen Boden- und Biotopdaten mit der *Tabulate Areas*-Funktion der *Spatial Analyst Extension* in ESRI ARCVIEW die jeweilige Gesamtfläche der einzelnen Boden- bzw. Biotopklassen in jedem Brutrevier und jeder Vergleichsfläche ermittelt. Die durch sämtliche Boden- bzw. Biotopklassen abgedeckte Gesamtfläche wurde wiederum für jedes Brutrevier und jede Vergleichsfläche mit der *Summarize Zones*-Funktion berechnet (vgl. Abb. 5).

Weil alle untersuchten Brutreviere und Vergleichsflächen genau 3,14 ha groß sind, wurde für die statistische Auswertung auf die Berechnung von Prozentanteilen der unterschiedlichen Boden- und Biotopklassen an den einzelnen Brutrevieren und Vergleichsflächen verzichtet. Erst in der Zusammenfassung der ermittelten Bruthabitatpräferenzen in Kap. 7.1 werden für die bevorzugten bzw. gemiedenen Boden- und Biotopklassen die jeweiligen Prozentanteile an dem mittleren Brutrevier einer Art angegeben, um die Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Ergebnisse zu erleichtern (vgl. Kap. 7.1.5).

Sämtliche Daten der zonalen Statistik wurden anschließend in ESRI ARCVIEW über die individuellen Reviernummern der Brutreviere bzw. die individuellen Flächennummern der Vergleichsflächen so miteinander verknüpft, dass für jede Art eine einzige Tabelle der abiotischen und biotischen Landschaftsdaten sämtlicher Brutreviere sowie eine (für alle Arten

zunächst gleiche) Tabelle mit den entsprechenden Daten aller 14 428 Vergleichsflächen vorlag. Abschließend wurden diese Tabellen in MICROSOFT EXCEL exportiert und dort so formatiert, dass nur noch die für die Überprüfung der jeweiligen artspezifischen Hypothesen relevanten Daten darin verblieben (vgl. Tab. 10). Dazu mussten z.T. noch einzelne Boden- und Biotopklassen neu zusammengefasst werden, wie in Tab. 10 am Beispiel der Spalte „Bod-2+3+7“ deutlich wird, in der die Bodenklassen „Lehm“, „Schluff“ und „Lehm-Schluff“ zusammengeführt wurden.

Tab. 10: Ausschnitt aus einer Tabelle mit den relevanten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten für die einzelnen Brutreviere des Rebhuhns

Reb-Nr.	Rel-Mean	Rel-Range	Sdj-Mean	Tmj-Mean	Ndj-Mean	Wdj-Mean	Bod-2+3+7	Sub-4+8	Erw-20
1	97,61	4	1588,00	8,90	579,00	3,50	0	0	28800
2	76,86	2	1610,00	8,90	557,00	3,50	0	31100	30900
3	118,84	3	1584,00	8,90	576,00	3,10	0	0	800
4	77,94	3	1630,00	8,80	536,78	3,50	31400	31400	1900
5	77,07	1	1619,00	8,90	564,00	3,50	0	28100	1600
6	130,80	4	1552,00	8,90	597,00	3,06	0	3700	25900
7	128,97	4	1560,00	8,90	592,00	3,00	0	5100	23600
8	118,76	3	1568,00	8,90	591,00	3,50	0	0	22300
9	91,22	2	1609,04	8,82	561,27	3,01	0	0	0
10	93,53	2	1610,29	8,76	570,01	3,00	0	0	31600
11	108,38	3	1584,00	8,80	604,00	3,40	0	0	26800
12	118,81	4	1583,56	8,70	599,24	3,46	0	0	30200

Reb-Nr.: Individuelle Reviernummer, **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage (m ü. NN), **Rel-Range:** Höhendifferenz (m), **Sdj-Mean:** Mittlere Sonnenscheindauer (h), **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur (°C), **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag (mm), **Wdj-Mean:** Mittlere Windgeschwindigkeit (m/s), **Bod-2+3+7:** Gesamtfläche lehmiger, schluffiger und lehmig-schluffiger Böden (m²), **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate (m²), **Erw-20:** Gesamtfläche von Ackerland (m²)

5.4.4 Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für die Brutreviere und Vergleichsflächen

Zur Überprüfung einiger der in Kap. 4.3 formulierten Hypothesen, z.B. zum Einfluss der Grenzlinien sämtlicher oder einzelner Biotopklassen auf die Bruthabitatwahl, wurden zusätzlich zu den Daten zur Komposition der Landschaft, die sich aus der zonalen Statistik zu den beiden Biotopthemen ergeben (vgl. Kap. 5.4.3), auch Daten zur Konfiguration der Landschaft benötigt (vgl. Kap. 2). Die Konfiguration einer Landschaft oder von einzelnen Landschaftsausschnitten wie den Brutrevieren und Vergleichsflächen lässt sich mit Hilfe sog. Landschaftsstrukturmaße (LSM) quantifizieren (MCGARIGAL & MARKS 1995).

Etwa 100 solcher LSM lassen sich mit dem Programm FRAGSTATS Version 2.0 auf den drei räumlichen Ebenen *Patch*, Klasse und Landschaft (vgl. Kap. 2 und Abb. 1) berechnen (MCGARIGAL & MARKS 1995). Dabei entspricht hier die Landschaftsebene der Ebene der einzelnen Brutreviere und Vergleichsflächen und die Klassen-Ebene der Ebene der einzelnen Biotopklassen in diesen Brutrevieren und Vergleichsflächen. Zur Überprüfung der in Kap. 4.3 formulierten artspezifischen Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl wurden die folgenden mit FRAGSTATS für das Biotopthema „Landnutzungen“ zu berechnenden LSM ausgewählt (vgl. Abb. 5):

- *Patch Density* (PD) auf Landschaftsebene für den Flussregenpfeifer und auf Klassen-Ebene der Ruderalfluren für das Rebhuhn (Dichte sämtlicher *Patches* bzw. der *Patches* der jeweiligen Biotopklasse in den Brutrevieren und Vergleichsflächen; vgl. Formel A-1a bzw. A-1b im Anhang),
- *Mean Patch Size* (MPS) auf Klassen-Ebene des Ackerlands für das Rebhuhn, der Stillgewässer für den Flussregenpfeifer sowie des Grün- und Ackerlands für den Kiebitz (Mittlere Größe der *Patches* der jeweiligen Biotopklasse in den Brutrevieren und Vergleichsflächen; vgl. Formel A-2 im Anhang),
- *Edge Density* (ED) auf Landschaftsebene für das Rebhuhn und den Kiebitz sowie auf Klassen-Ebene der Fließgewässer für den Flussregenpfeifer (Dichte der Grenzlinien sämtlicher *Patches* bzw. der *Patches* der jeweiligen Biotopklasse in den Brutrevieren und Vergleichsflächen; vgl. Formel A-3a bzw. A-3b im Anhang),
- *Mean Shape Index* (MSI) auf Klassen-Ebene des Ackerlands für das Rebhuhn sowie der Stillgewässer für den Flussregenpfeifer (Mittlerer Formindex der *Patches* der jeweiligen Biotopklasse in den Brutrevieren und Vergleichsflächen; vgl. Formel A-4 im Anhang),
- *Area-Weighted Mean Shape Index* (AWMSI) auf Klassen-Ebene des Grün- und Ackerlands für den Kiebitz (Mittlerer nach Flächengröße gewichteter Formindex der *Patches* der jeweiligen Biotopklasse in den Brutrevieren und Vergleichsflächen; vgl. Formel A-5 im Anhang).

Ausführliche Anmerkungen zu diesen LSM und die ihrer Berechnung zugrundeliegenden Formeln sind dem Anhang der vorliegenden Arbeit zu entnehmen. Auf die Anwendung und Bedeutung dieser LSM bei der Überprüfung der Hypothesen wird außerdem in Kap. 6.4 und

Kap. 7.1 im Zusammenhang mit der Präsentation, Interpretation und Diskussion der Ergebnisse noch näher eingegangen.

Zur Berechnung der LSM für eine Vielzahl einzelner Landschaftsausschnitte, wie z.B. der Brutreviere und Vergleichsflächen, empfahl sich die folgende methodische Vorgehensweise: Zunächst wurden mit Hilfe eines nach WALZ (2001) veränderten AML-Skriptes (vgl. Anhang) aus den im Gridformat vorliegenden Daten des Biotopthemas „Landnutzungen“ die Brutreviere und Vergleichsflächen als eigenständige Landschaftsausschnitte in ESRI ARCINFO unter UNIX auf einer *Workstation* „automatisch“ ausgeschnitten. Diese wurden dann für jede Art bzw. für den RBL zusammen mit FRAGSTATS in ein eigenes Verzeichnis kopiert.

Der eigentliche Vorgang der Berechnung der LSM für die einzelnen Brutreviere und Vergleichsflächen wurde danach in dem jeweiligen Verzeichnis mit Hilfe einer nach LAUSCH (mündl. Mitt. 2002) veränderten BATCH-Datei (vgl. Anhang) unter DOS auf einem *Personalcomputer* „automatisch“ ausgeführt. Dabei sind vor der Berechnung der LSM mit FRAGSTATS einige Programmparameter festzulegen (MCGARIGAL & MARKS 1995). Hier wurde nur in Bezug auf die Rasterzellengröße von 10 x 10 m der Biotopdaten, deren Dateiformat, den Hintergrundwert 0 für aufgrund fehlender Daten innerhalb der Brutreviere bzw. Vergleichsflächen nicht zu berücksichtigende Rasterzellen und die im Biotopthema „Landnutzungen“ max. Anzahl von 40 Biotopklassen von den voreingestellten Programmparametern abgewichen (vgl. Anhang).

Von sämtlichen im ASCII-Format ausgegebenen LSM auf Landschaftsebene wurden anschließend nur die für die vorliegende Untersuchung benötigten PD und ED über die individuellen Revier- bzw. Flächennummern mit den entsprechenden Tabellen der zonalen Statistik zu den Brutrevieren bzw. Vergleichsflächen der einzelnen Arten (vgl. Kap. 5.4.3) verknüpft. Da die auf Klassen-Ebene benötigten PD, MPS, ED, MSI und AWMSI aber ausschließlich für diejenigen Brutreviere bzw. Vergleichsflächen berechnet wurden, in denen die jeweils betrachtete Biotopklasse auch vorkommt, wurden diese schließlich nach der jeweiligen Biotopklasse sortiert in separaten Tabellen für die Brutreviere bzw. Vergleichsflächen der einzelnen Arten zusammengestellt.

5.4.5 Statistische Überprüfung der Hypothesen per *Resampling*-Verfahren

Im Sinne der statistischen Analyse sind die in Kap. 4.3 formulierten Hypothesen als die Alternativhypothesen (H_A) zu den jeweils entgegengesetzten Nullhypothesen (H_0) anzusehen (vgl. BÖHNER 1990), nach denen es keinen Einfluss der entsprechenden Landschaftsfaktoren, Landnutzungen und Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl der drei Arten im RBL gibt. Mit Hilfe eines *Resampling*-Verfahrens sollte überprüft werden, ob zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen hinsichtlich des jeweiligen Habitatfaktors statistisch signifikante Unterschiede bestehen oder nicht (vgl. Abb. 5), und eine entsprechende Entscheidung zwischen H_A und H_0 getroffen werden (vgl. SIMON 1997).

Damit ersetzt das *Resampling* an dieser Stelle „klassische“ statistische Testverfahren wie z.B. den *t*-Test oder χ^2 -Test, deren Anwendung hier nicht möglich war, weil die Daten die entsprechenden Testvoraussetzungen nicht erfüllen (vgl. Kap. 7.2.2; vgl. BÖHNER 1990, BAHRENBERG et al. 1999, ZAR 1999).

Um eine möglichst einheitliche Datengrundlage für alle bei der statistischen Auswertung zu berücksichtigenden Brutreviere und Vergleichsflächen zu haben, wurden zunächst diejenigen Brutreviere und Vergleichsflächen aus dem Datensatz entfernt, in denen die Daten zu den einzelnen Habitatfaktoren weniger als 2,83 ha (d.h. 90%) der Fläche von 3,14 ha (vgl. Kap. 5.3.3) abdeckten. Dies betraf jeweils ein Brutrevier beim Rebhuhn und Flussregenpfeifer sowie 204 Vergleichsflächen (v.a. im fehlerhaften Quadranten der Biotopdaten; vgl. Kap. 5.3.2). Damit blieben beim Rebhuhn 204, beim Flussregenpfeifer 97 und beim Kiebitz 99 Brutreviere sowie insgesamt 14 224 Vergleichsflächen für die statistische Analyse übrig.

Bei der Überprüfung von Hypothesen, bei denen LSM auf Klassen-Ebene verwendet wurden, verringerte sich die für die statistischen Auswertung zur Verfügung stehende Anzahl der Brutreviere und Vergleichsflächen ferner um diejenigen, in denen die jeweils betrachtete Biotopklasse nicht vorkommt (vgl. Kap. 5.4.4). So blieben z.B. nur 31 Brutreviere und 731 Vergleichsflächen mit Fließgewässern für die Überprüfung der Hypothese zum Einfluss der ED von Fließgewässern auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers übrig. Nach BÖHNER (1990) gelten Stichprobenumfänge von $n < 30$ in der Regel als zu klein. Hier betrug der kleinste Stichprobenumfang für die Überprüfung einer Hypothese $n = 30$ Brutreviere.

Vor der statistischen Analyse war zudem zu bedenken, ob zur Überprüfung der jeweiligen Hypothese ein einseitiger oder zweiseitiger Test anzuwenden war. Wenn der jeweiligen

Hypothese entsprechend nur in eine Richtung ein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen vermutet wurde, also eine einseitige Fragestellung vorlag, wurde auch nur auf einen signifikanten Unterschied in diese Richtung geprüft und ein einseitiger Test angewendet (vgl. KÖHLER et al. 1996, SACHS 1997). Konnte jedoch vorab in keine Richtung ein signifikanter Unterschied ausgeschlossen werden, wie z.B. bei der Hypothese zum möglichen Einfluss des Reliefunterschieds auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers (vgl. Kap. 4.3.2), lag eine zweiseitige Fragestellung vor und es wurde ein zweiseitiger Test angewendet (vgl. Abb. 6).

Ob ein einseitiger oder zweiseitiger Test zum Einsatz kommt ist von Bedeutung, da die einseitigen Tests eine größere Stärke besitzen als die zweiseitigen Tests (s.u.), d.h. man deckt mit ihnen auf dem gleichen Signifikanzniveau häufiger signifikante Unterschiede auf (vgl. KÖHLER et al. 1996, SACHS 1997). Die unbegründete oder nachträgliche Anwendung eines einseitigen Tests für eine zweiseitige Fragestellung ist jedoch u.a. nach KÖHLER et al. (1996) und SACHS (1997) nicht zulässig.

Das Signifikanzniveau bzw. die Irrtumswahrscheinlichkeit α , d.h. die Wahrscheinlichkeit einen sog. α -Fehler (oder Fehler 1. Art) zu begehen und H_0 abzulehnen, obwohl sie in Wirklichkeit richtig ist, wurde hier vor dem *Resampling* auf $\alpha = 5\%$ bzw. 0,05 festgelegt (vgl. KÖHLER et al. 1996). Wenn die statistische Überprüfung von H_0 auf diesem Signifikanzniveau zur Feststellung eines Unterschieds zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen hinsichtlich des jeweiligen Habitatfaktors führt, so wird H_0 abgelehnt, H_A angenommen und der festgestellte Unterschied im folgenden „als auf dem 5%-Niveau statistisch signifikant bezeichnet“ (SACHS 1997: 181; vgl. Abb. 6). Wird jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt, ist H_A zu verwerfen.

Allerdings muss bei der hier festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 5\%$ bzw. 0,05 auch davon ausgegangen werden, dass etwa eine der 20 pro Art aufgestellten H_A angenommen wird, obwohl in dem entsprechenden Fall in Wirklichkeit H_0 richtig ist (vgl. KÖHLER et al. 1996, BAHRENBERG et al. 1999). Daher wurde die Anzahl der zu untersuchenden Hypothesen von Anfang an auf 20 pro Art beschränkt (vgl. Kap. 4.3).

Das eigentliche *Resampling* wurde mit der *Sample*-Funktion des Programms R Version 1.5.1 durchgeführt. Dabei wurden zunächst die Dateien mit den für die Überprüfung der jeweiligen Hypothese relevanten Brutrevieren (zwischen 30 und 204) und Vergleichsflächen (zwischen

731 und 14 224) eingeladen. Aus den Vergleichsflächen wurden nun – entsprechend der Empfehlung von MANLY (1998), bei einer Monte-Carlo-Simulation (vgl. Kap. 5.4.1) auf dem 5%-Niveau mindestens 1000 Durchgänge zu berücksichtigen – jeweils 999-mal so viele Vergleichsflächen „ohne Zurücklegen innerhalb eines Durchgangs“ zufällig gezogen, wie Brutreviere für die Überprüfung der jeweiligen Hypothese zur Verfügung standen. Für jeden dieser 999 Durchgänge wurde der Mittelwert des untersuchten Habitatfaktors in den Vergleichsflächen berechnet (vgl. SIMON 1997). Außerdem wurde als 1000. Wert der Mittelwert dieses Habitatfaktors in den Brutrevieren ermittelt.

Die 1000 Mittelwerte wurden anschließend einmal aufsteigend, einmal absteigend sortiert, wobei jeweils der Rangplatz des Mittelwertes der Brutreviere innerhalb dieser 1000 Mittelwerte bestimmt wurde. Bei einem einseitigen Test musste der Mittelwert der Brutreviere je nach Richtung des vermuteten Unterschieds (s.o.) nun entweder zu den 50 größten oder 50 kleinsten, bei einem zweiseitigen Test dagegen zu den 25 größten und 25 kleinsten der 1000 Mittelwerte gehören (s.u.), um den festgestellten Unterschied als auf dem 5%-Niveau statistisch signifikant bezeichnen und damit H_0 ablehnen und H_A annehmen zu können (s.o.; vgl. Abb. 6). Auf Seite 1 befindet sich übrigens ein konkretes Beispiel zum besseren Verständnis des gesamten *Resampling*-Verfahrens.

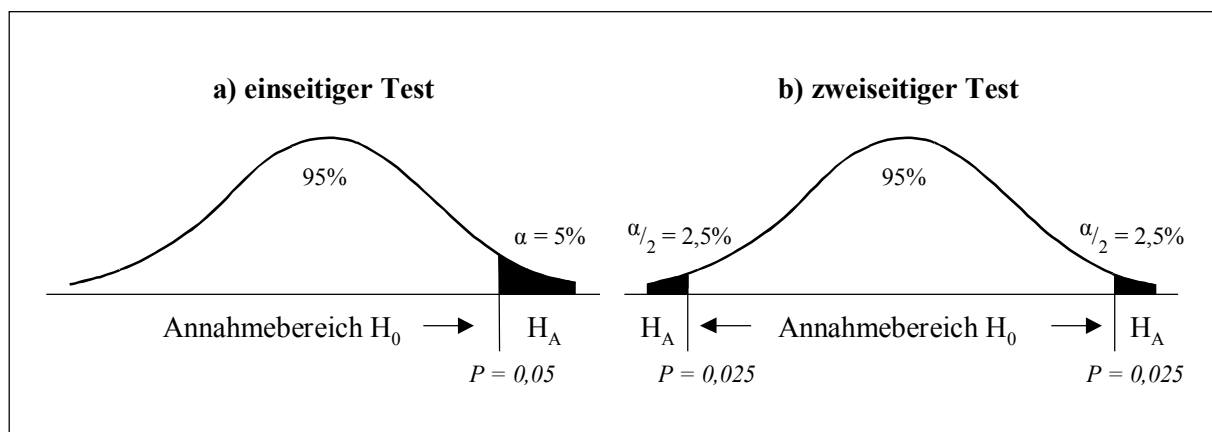


Abb. 6: Annahmebereiche von H_0 und H_A bei Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 5\%$ sowie empirische Irrtumswahrscheinlichkeit P für die kritischen Werte $P = 0,05$ beim einseitigen Test und $P = 0,025$ beim zweiseitigen Test (verändert aus KÖHLER et al. 1996)

Von dem Signifikanzniveau bzw. der Irrtumswahrscheinlichkeit α ist der sog. P -Wert oder das nominelle Signifikanzniveau bzw. die empirische Irrtumswahrscheinlichkeit P zu

unterscheiden, d.h. „die Wahrscheinlichkeit, eine mindestens so große Prüfgröße [hier Rangplatz] wie die aus den Daten berechnete zu erhalten“, wenn in Wirklichkeit H_0 gilt (SACHS 1997: 188; vgl. Abb. 6). Dieser P -Wert wurde hier wie folgt berechnet:

$$P = \frac{R}{1000} \quad [\text{Formel 1}]$$

Beim einseitigen Test ist R der Rangplatz des Mittelwertes der Brutreviere in den je nach Richtung des vermuteten Unterschieds aufsteigend bzw. absteigend sortierten 1000 Mittelwerten. Beim zweiseitigen Test geht nach aufsteigender und absteigender Sortierung der höhere Rangplatz bzw. die kleinere Rangzahl als R in die Formel ein. Nach SACHS (1997) gibt die Angabe des P -Wertes ein vollständiges Bild über die statistische Signifikanz der erhaltenen Befunde und ermöglicht es dem Leser, sein eigenes Signifikanzniveau zu bestimmen und die Befunde dementsprechend mehr oder weniger kritisch zu beurteilen.

Die aus den Daten gewonnene empirische Irrtumswahrscheinlichkeit P wird daher im folgenden für alle signifikanten Unterschiede ($P \leq 0,05$ beim einseitigen Test) „anhand der kritischen 5%-, 1%- und 0,1%-Schranken“ durch die allgemein gebräuchliche dreistufige Stern-Symbolik, d.h. beim einseitigen Test ein Stern [*] für $0,05 \geq P \geq 0,01$ (signifikanter Befund), zwei Sterne [**] für $0,01 \geq P \geq 0,001$ (hoch signifikanter Befund) und drei Sterne [***] für $P \leq 0,001$ (höchst signifikanter Befund), angegeben (SACHS 1997: 188).

Beim zweiseitigen Test sind sämtliche für den P -Wert angegebenen Schranken zu halbieren, da dann nicht geprüft wird, ob der Mittelwert der Brutreviere in den linken bzw. rechten 95% der Verteilung der Mittelwerte der Vergleichsflächen liegt, sondern ob er in den mittleren 95% dieser Verteilung liegt (vgl. Abb. 6). Also wird beim zweiseitigen Test ein festgestellter Unterschied erst bei $P \leq 0,025$ statt bei $P \leq 0,05$ als statistisch signifikant bezeichnet (s.o.). An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass beim *Resampling* mit „nur“ 999 Durchgängen ein zweiseitiger Test nie zu einem höchst signifikanten Befund führen konnte, dies für die Überprüfung der Hypothesen hier jedoch keine nachteilige Bedeutung hat.

Ein Beispiel zum Verständnis des *Resampling*-Verfahrens

Die erste Hypothese zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns besagt, dass das Rebhuhn im RBL bevorzugt in tief gelegenen Gebieten brütet (vgl. Kap. 4.3.1). Zur Überprüfung dieser Hypothese konnten alle 204 Brutreviere und 14 224 Vergleichsflächen verwendet werden, weil für alle eine Höhenlage bestimmt werden konnte.

Daher wurden 999-mal 204 aus den insgesamt 14 224 Vergleichsflächen „ohne Zurücklegen innerhalb eines Durchgangs“ zufällig gezogen und jedes Mal der Mittelwert der Höhenlagen aller 204 Vergleichsflächen berechnet. Den 1000. Wert für den Test bildete der Mittelwert der Höhenlagen aller 204 Brutreviere des Rebhuhns im RBL. Dieser nimmt bei absteigender Sortierung der 1000 Mittelwerte den 951. Rangplatz, bei hier interessierender aufsteigender Sortierung den 50. Rangplatz ein.

Da laut Hypothese erwartet wurde, dass das Rebhuhn tief gelegene Gebiete bevorzugt besiedelt, wurde ein einseitiger Test angewendet. Bei einer vorher festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,05$ durften also maximal 49 Mittelwerte der Vergleichsflächen gleich klein oder kleiner sein als der Mittelwert der Brutreviere, um ein auf dem 5%-Niveau statistisch signifikantes Ergebnis zu erhalten.

Da der Mittelwert der Brutreviere den 50. Rangplatz einnimmt, sich daraus ein P -Wert von 0,05 ergibt (vgl. Formel 1 auf Seite 1) und damit $P \leq 0,05$ gilt, gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen der mittleren Höhenlage der Brutreviere und der mittleren Höhenlage der Vergleichsflächen. Deshalb wird die Nullhypothese, dass das Rebhuhn tief gelegene Gebiete im RBL nicht bevorzugt besiedelt, abgelehnt und die in Kap. 4.3.1 formulierte Alternativhypothese mit einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,05$ [*] angenommen (vgl. SACHS 1997 und Abb. 6).

5.4.6 Deskriptive Statistik zu den Ergebnissen des *Resampling*-Verfahrens

Mit Hilfe von MICROSOFT EXCEL erfolgte zuerst eine Überprüfung der beim *Resampling* ermittelten P -Werte. Für die Darstellung und Deutung der Ergebnisse wurden mit Hilfe von STATSOFT STATISTICA Version 6.0 verschiedene Maßzahlen der deskriptiven Statistik für die jeweils 999 mittleren Vergleichsflächen (Mittelwert und Standardabweichung) sowie die einzelnen bzw. mittleren Brutreviere der jeweiligen Art (Mittelwert, Standardabweichung,

Minimum, Maximum und Schiefe) berechnet. Deren endgültige Zusammenstellung erfolgte wiederum mit MICROSOFT EXCEL (vgl. Tab. 12 bis Tab. 14).

Mit STATSOFT STATISTICA wurden des weiteren Histogramm-Plots erstellt, in denen die Häufigkeiten der 999 mittleren Vergleichsflächen in Bezug auf verschiedene Klassenintervalle des jeweils ausgewählten Habitatfaktors, dessen Wertintervall in den mittleren Vergleichsflächen, dessen Wert im mittleren Brutrevier sowie der im entsprechenden Test erhaltene *P*-Wert dargestellt sind (vgl. Abb. 9 bis Abb. 14).

Mit WINSTAT für MICROSOFT EXCEL (Demo-Version) wurden zudem Varianzanalysen für ausgewählte Habitatfaktoren durchgeführt, um zu klären, ob sich die Mittelwerte der jeweils 999 mittleren Vergleichsflächen des *Resampling* für Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz signifikant unterscheiden. Da dies nicht der Fall war, wurden Mittelwert-Plots erstellt, in denen für diese Habitatfaktoren der Mittelwert der 999 mittleren Vergleichsflächen des *Resampling* für Rebhuhn oder Kiebitz sowie die Mittelwerte und 95%-Vertrauensbereiche der einzelnen Brutreviere vergleichend dargestellt sind (vgl. Abb. 15 und Abb. 16).

Aus mit STATSOFT STATISTICA erstellten Scatter- (Punktwolken-) und Histogramm-Plots ging hervor, dass die metrisch skalierten Klima- und Reliefdaten sämtlicher 14 224 Vergleichsflächen im RBL, bei denen verstärkt Zusammenhänge u.a. zwischen Höhenlage, Temperatur und Niederschlag zu vermuten waren, nicht normalverteilt sind (vgl. Abb. 8 und Kap. 6.3). Daher wurde für sie mit STATSOFT STATISTICA ebenso der Rang-Korrelationskoeffizient r_s nach Spearman berechnet (vgl. Tab. 11) wie für die untersuchten Habitatfaktoren in den Brutrevieren der drei Arten (vgl. BÖHNER 1990). Letzteres erfolgte, um eine Vorstellung darüber zu erhalten, wie stark die einzelnen Habitatfaktoren miteinander korrelieren. Dabei wurde der Rang-Korrelationskoeffizient r_s nach Spearman zum einen artspezifisch für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten abiotischen, biotischen und strukturellen Habitatfaktoren (vgl. Tab. 15 bis Tab. 17 im Anhang) ermittelt. Zum anderen wurde er wiederum artspezifisch für die in den betroffenen Brutrevieren auf gleicher Klassen-Ebene untersuchten LSM, z.B. MPS und MSI von Ackerland in den Brutrevieren des Rebhuhns mit Ackerland oder MPS und AWMSI von Grünland in den Brutrevieren der Kiebitzes mit Grünland, berechnet (vgl. Kap. 5.4.4).

6 Präsentation und Interpretation der Ergebnisse

6.1 Verteilung der untersuchten Brutreviere im Regierungsbezirk Leipzig

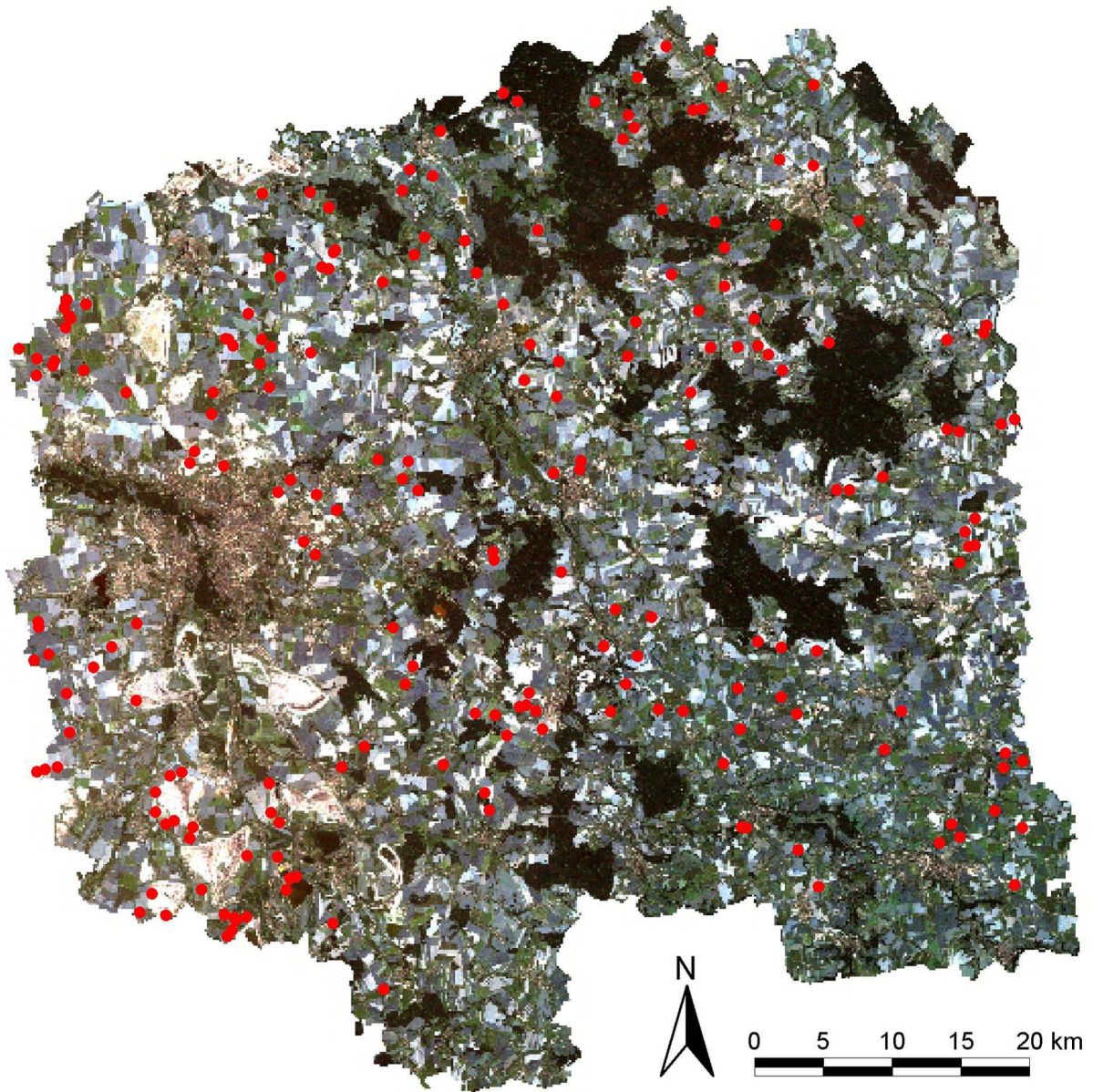
In die statistische Auswertung der vorliegenden Untersuchung gingen 204 Brutreviere des Rebhuhns, 97 des Flussregenpfeifers und 99 des Kiebitzes ein (vgl. Kap. 5.4.5). Die kreisförmigen Brutreviere haben alle einen Durchmesser von 200 m und sind 3,14 ha groß (vgl. Kap. 5.3.3). Die Verteilung der untersuchten Brutvorkommen im Untersuchungsgebiet ist für die drei Arten in den Karten 1 bis 3 dargestellt. Als Hintergrundbild dient dabei eine Landsat TM-Aufnahme vom 21.07.1994 aus dem Bestand der Sektion Angewandte Landschaftsökologie des UFZ.

Die 204 untersuchten Brutreviere des Rebhuhns sind mit Ausnahme der Wälder (z.B. Düben-Dahlener Heide im Nordosten des RBL) und der Siedlungen (z.B. Leipzig im Westen des RBL) relativ gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt (vgl. Karte 1 sowie Kap. 4 und Kap. 3). In den Agrar- und Bergbau(folge)landschaften im Südraum und Nordraum Leipzig treten sie stellenweise gehäuft auf. Ansonsten lassen sich jedoch keine bemerkenswerten Verbreitungsschwerpunkte ausmachen. Aus einem Gebiet im Süden des RBL konnten für alle drei Arten keine Brutreviere in die Untersuchung eingehen, da für dieses Gebiet keine Daten aus der Punktkartierung zur Verfügung standen (vgl. Kap. 5.2.4).

Die 97 in die Auswertung eingegangenen Brutreviere des Flussregenpfeifers sind zwar fast über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt (vgl. Karte 2). Sie konzentrieren sich aber auf den Südraum Leipzig im Südwesten des RBL und entlang der Mulde, die sich von Süden nach Norden durch den RBL schlängelt, sowie in geringerem Maße entlang der Elbe im Nordosten des RBL (vgl. Kap. 4 und Kap. 3). Wie beim Rebhuhn werden die Wälder und Siedlungen weitgehend ausgespart.

Die 99 untersuchten Brutreviere des Kiebitzes sind wiederum mit Ausnahme der Wälder und Siedlungen sowie einem Gebiet im Südosten des RBL relativ gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt (vgl. Karte 3). Einige Brutreviere liegen in der Düben-Dahlener Heide, einige entlang der Mulde in der Mitte des RBL sowie einige entlang der Elster und Pleiße im Südraum Leipzig (vgl. Kap. 4 und Kap. 3). Allerdings sind insgesamt keine nennenswerten Verbreitungsschwerpunkte im RBL zu erkennen.

Die untersuchten Brutvorkommen des Rebhuhns im Regierungsbezirk Leipzig



Karte 1

- Untersuchte Brutvorkommen des Rebhuhns aus den Jahren 1993-1995 (n = 204)

Datengrundlagen:

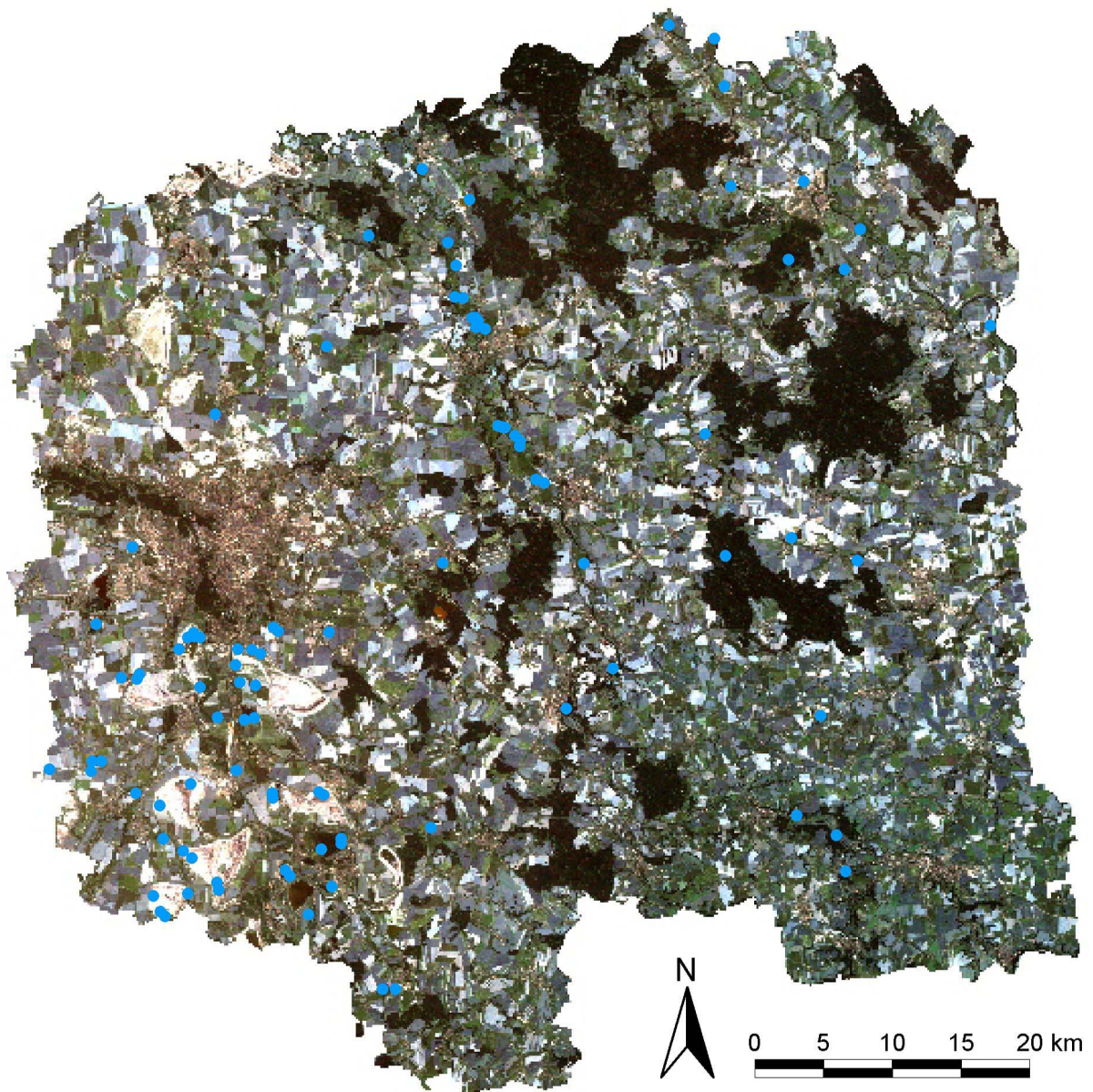
Staatliches Umweltfachamt Leipzig [o.J.];
Brutvogelpunktkartierung im Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995;
Landsat TM-Bild 21.07.1994 (Echtfarben; Kanalkombination 1, 2, 3; 50 x 50 m Raster)

Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Die untersuchten Brutvorkommen des Flussregenpfeifers im Regierungsbezirk Leipzig



Karte 2

- Untersuchte Brutvorkommen des Flussregenpfeifers aus den Jahren 1993-1995 (n = 97)

Datengrundlagen:

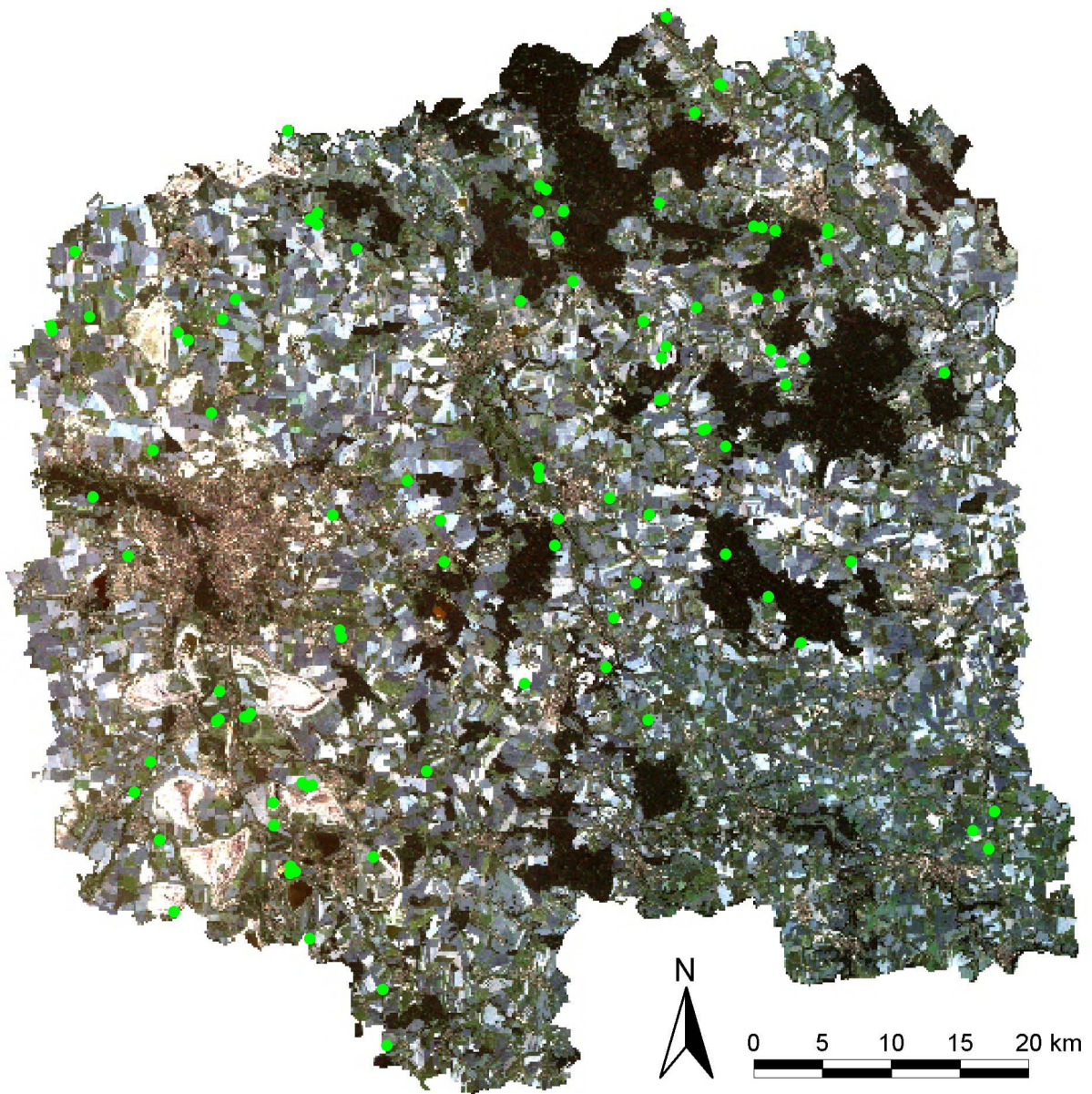
Staatliches Umweltfachamt Leipzig [o.J.];
Brutvogelpunktkartierung im Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995;
Landsat TM-Bild 21.07.1994 (Echtfarben; Kanalkombination 1, 2, 3; 50 x 50 m Raster)

Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Die untersuchten Brutvorkommen des Kiebitzes im Regierungsbezirk Leipzig



Karte 3

- Untersuchte Brutvorkommen des Kiebitzes aus den Jahren 1993-1995 (n = 99)

Datengrundlagen:

Staatliches Umweltfachamt Leipzig [o.J.];
Brutvogelpunktkartierung im Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995;
Landsat TM-Bild 21.07.1994 (Echtfarben; Kanalkombination 1, 2, 3; 50 x 50 m Raster)

Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



6.2 Verteilung der verwendeten Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig

Die Verteilung der 14 224 Vergleichsflächen im RBL, die beim *Resampling*-Verfahren verwendet wurden (vgl. Kap. 5.4.5), ist in Abb. 7 dargestellt. Die Verteilung basiert auf einem rechtwinkligen Gitternetz mit einer Gitterzellenbreite und -höhe von 550 m (vgl. Kap. 5.4.2), so dass die Mittelpunkte benachbarter Vergleichsflächen exakt 550 m voneinander entfernt sind (vgl. Abb. 7: Ausschnitt rechts unten). Die kreisförmigen Vergleichsflächen haben, wie die Brutreviere, alle einen Durchmesser von 200 m und sind damit 3,14 ha groß (vgl. Kap. 5.4.2). Die große Anzahl und geringen Abstände der Vergleichsflächen verursachen bei der Darstellung in Abb. 7 ein übergeordnetes „Schachbrettmuster“. Dieses spiegelt jedoch keine tatsächlich vorhandenen Unregelmäßigkeiten in der Verteilung der Vergleichsflächen wider.

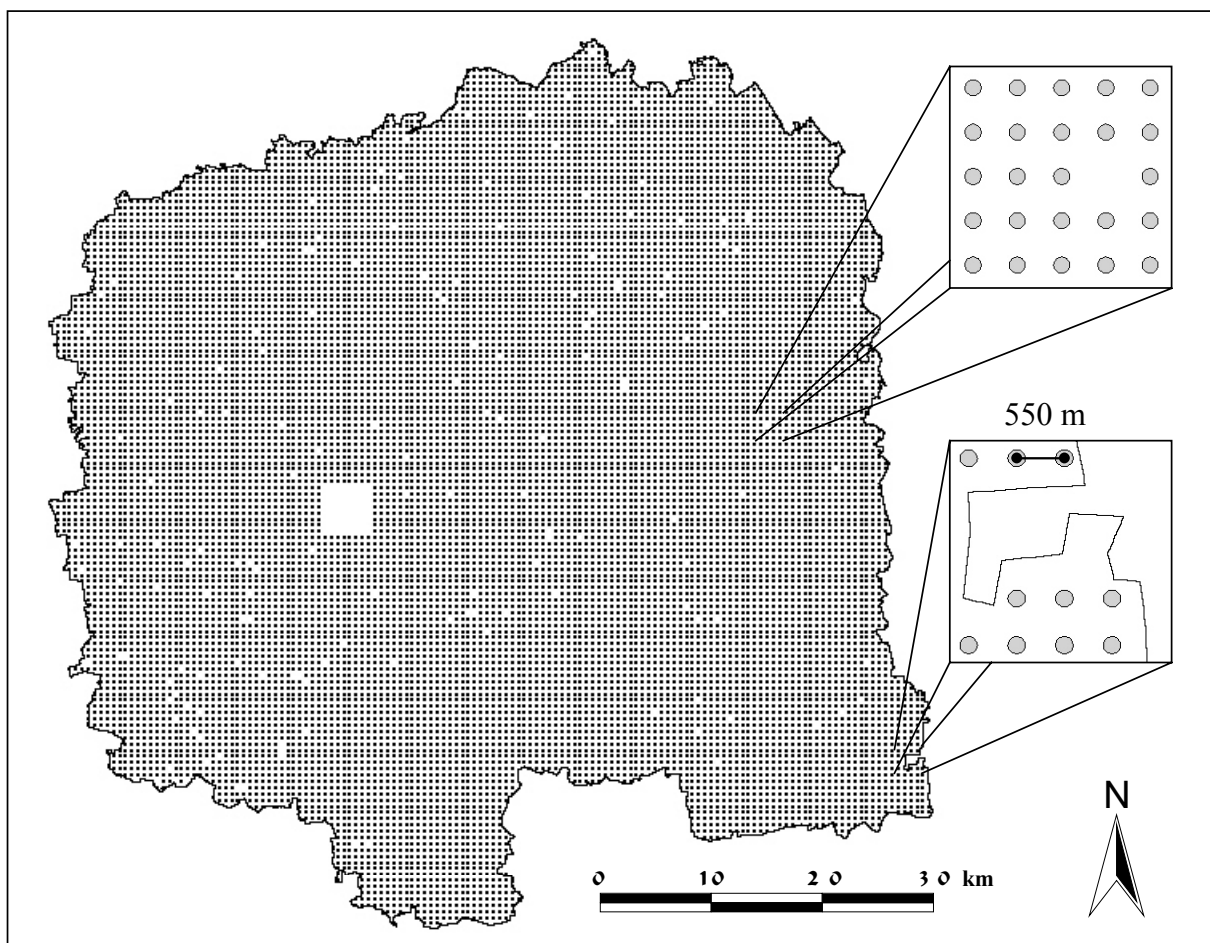


Abb. 7: Lageskizze der 14 224 im *Resampling*-Verfahren verwendeten Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig (eigener Entwurf unter Verwendung von Daten des LV Sachsen)

In einem größeren Gebiet westlich der Mitte des RBL fehlen in Abb. 7 die Vergleichsflächen. Dort befindet sich der fehlerhafte Quadrant der Biotopdaten (vgl. Kap. 5.3.2 sowie Karten 4 und 5 im Anhang). Deshalb wurden in diesem Gebiet die Vergleichsflächen vor der Durchführung des *Resampling*-Verfahrens entfernt (vgl. Kap. 5.4.5). Außerdem lassen sich zahlreiche kleinere „Löcher“ in der Verteilung der Vergleichsflächen erkennen (vgl. Abb. 7: Ausschnitt rechts oben). An diesen Stellen wurden diejenigen Vergleichsflächen entfernt, die sich mit Brutrevieren der drei Vogelarten überlappten (vgl. Kap. 5.4.2).

6.3 Ausprägung der abiotischen und biotischen Habitatfaktoren im Regierungsbezirk Leipzig

In den Karten 4 bis 12 im Anhang sind die Ausprägungen der untersuchten abiotischen und biotischen Habitatfaktoren im RBL dargestellt. So zeigen die Karten 4 und 5 im Anhang die beiden auf der CIR 10 basierenden Biotopthemen „Landnutzungen“ und „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ in einer Übersicht für den gesamten RBL (vgl. Kap. 5.3.2). Darüber hinaus sind in diesen Karten jeweils drei Ausschnitte aus den Biotopthemen mit den dort vorkommenden Brutrevieren der untersuchten Arten vergrößert dargestellt.

In beiden Karten zeigt der erste Ausschnitt (im Nordwesten des RBL) die Agrarlandschaft im Südosten von Delitzsch, der zweite Ausschnitt (im Zentrum des RBL) die Flussauen der Mulde im Nordwesten von Wurzen und der dritte Ausschnitt (im Südwesten des RBL) die Bergbau(folge)landschaft einschließlich des künstlichen Verlaufs der Pleiße im Süden von Rötha im Südraum Leipzig (vgl. Kap. 3.2). Damit repräsentieren diese Ausschnitte zugleich beispielhaft die Hauptbrutgebiete der drei Vogelarten im RBL (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 6.1). Beim Vergleich der Karten und v.a. der Ausschnitte werden die Datentiefe und -schärfe der CIR 10 sowie die Unterschiede im Informationsgehalt der Biotopthemen „Landnutzungen“ und „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ deutlich (vgl. Kap. 5.3.2).

Die Karte 6 im Anhang bietet auf Grundlage des DGM 25 einen Überblick über die Reliefsituation im RBL (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 3.2). Die Karten 7 und 8 im Anhang zeigen die Ausprägungen der aus der MMK 25 und WBK 25 abgeleiteten Bodenthemen „Bodenartenhauptgruppen“ und „Geogenese“ im RBL (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 3.2). Die Karten 9 bis 12 im Anhang bieten eine Übersicht über die in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigten Klimaparameter Sonnenscheindauer, Jahrestemperatur, Jahresniederschlag und Windgeschwindigkeit (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 3.2). Obwohl sämtliche in den Karten 4

bis 12 dargestellten Landschaftsdaten im Verlauf der Datenaufbereitung einheitlich mit einer Zellengröße von 10 x 10 m gerastert wurden, erscheinen die Klimadaten erheblich gröber aufgelöst als die Boden-, Relief- und Biotopdaten, weil sie auf Ausgangsdaten mit einer Rasterzellengröße von 1 x 1 km zurückgehen (vgl. Kap. 5.2.1).

Im Gegensatz zu den Ausprägungen der abiotischen und biotischen Habitatfaktoren lassen sich die der untersuchten strukturellen Habitatfaktoren hier nicht flächenhaft in Form von Karten für den RBL darstellen, da sie nicht flächendeckend sondern nur für die Brutreviere und Vergleichsflächen berechnet wurden (vgl. Kap. 5.4.4).

Als Ergänzung zu den Karten 4 bis 12 im Anhang befinden sich in der Anlage die Folien 1 bis 3, auf denen für jede Art die untersuchten Brutvorkommen sowie die Grenze des RBL dargestellt sind. Wenn man die Folien über die Karten legt, erhält man einen ersten Einblick in die Verteilung der Brutvorkommen der drei Arten in Bezug auf die Ausprägungen der abiotischen und biotischen Habitatfaktoren.

Im Zusammenhang mit der statistischen Auswertung der Landschaftsdaten für die Brutreviere und Vergleichsflächen, auf deren Ergebnisse in Kap. 6.4 eingegangen wird, stellte sich unweigerlich die Frage, ob zwischen unterschiedlichen Habitatfaktoren wie z.B. Höhenlage, Temperatur und Niederschlag im RBL Zusammenhänge bestehen (vgl. Kap. 5.4.6). Für die metrisch skalierten Klima- und Reliefdaten der 14 224 Vergleichsflächen im RBL zeigt Abb. 8 daher eine quadratische Matrix von Scatter- (Punktwolken-) und Histogramm-Plots. Daraus ist ersichtlich, dass die Klima- und Reliefdaten nicht normalverteilt sind und dass zudem zwischen Höhenlage (Rel-Mean), Temperatur (Tmj-Mean) und Niederschlag (Ndj-Mean) möglicherweise starke Zusammenhänge bestehen (vgl. BÖHNER 1990).

Um die Stärke der vermuteten Zusammenhänge zwischen den abiotischen Habitatfaktoren zu überprüfen, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt (vgl. Kap. 5.4.6), deren Ergebnisse in Tab. 11 dargestellt sind. Unter Berücksichtigung der von BARTHEL (1974 zit. in BÖHNER 1990) vorgeschlagenen Schwellenwerte für die Bewertung statistischer Zusammenhänge gibt es danach bei einem Rang-Korrelationskoeffizienten $r_S = 0,841$ einen starken Zusammenhang (d.h. $0,71 \leq r_S \leq 0,86$) zwischen Höhenlage und Niederschlag. Zwischen Höhenlage, Höhendifferenz und Temperatur, Höhendifferenz und Niederschlag sowie Temperatur und Niederschlag bestehen außerdem mittelstarke Zusammenhänge (d.h. $0,5 \leq r_S \leq 0,7$) in den Vergleichsflächen (BARTHEL 1974 zit. in BÖHNER 1990).

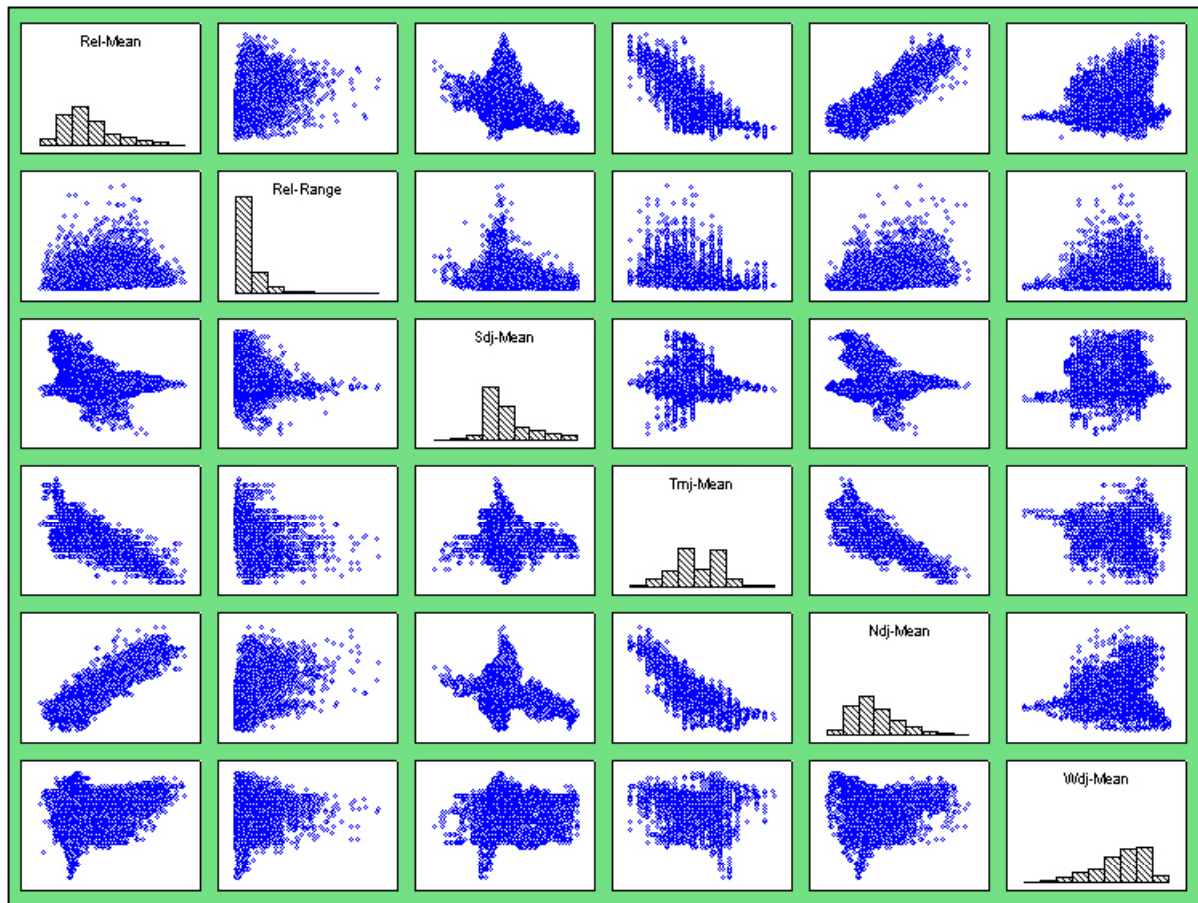


Abb. 8: Quadratische Matrix der Scatter- und Histogramm-Plots für die metrisch skalierten Klima- und Reliefdaten der 14 224 Vergleichsflächen im RBL

(**Rel-Mean**: Mittlere Höhenlage, **Rel-Range**: Höhendifferenz, **Sdj-Mean**: Mittlere Sonnenscheindauer, **Tmj-Mean**: Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean**: Mittlerer Jahresniederschlag, **Wdj-Mean**: Mittlere Windgeschwindigkeit)

Tab. 11: Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für die Klima- und Reliefdaten der 14 224 Vergleichsflächen im RBL

	Rel-Mean	Rel-Range	Sdj-Mean	Tmj-Mean	Ndj-Mean	Wdj-Mean
Rel-Mean	1,000	0,531	-0,395	-0,614	0,841	-0,034
Rel-Range	0,531	1,000	-0,060	-0,486	0,525	-0,046
Sdj-Mean	-0,395	-0,060	1,000	-0,196	-0,250	0,058
Tmj-Mean	-0,614	-0,486	-0,196	1,000	-0,694	0,055
Ndj-Mean	0,841	0,525	-0,250	-0,694	1,000	-0,132
Wdj-Mean	-0,034	-0,046	0,058	0,055	-0,132	1,000

Rel-Mean: Mittlere Höhenlage, **Rel-Range**: Höhendifferenz, **Sdj-Mean**: Mittlere Sonnenscheindauer, **Tmj-Mean**: Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean**: Mittlerer Jahresniederschlag, **Wdj-Mean**: Mittlere Windgeschwindigkeit; rot: starke Korrelation mit $0,71 \leq r_s \leq 0,86$ (BARTHEL 1974 zit. in BÖHNER 1990)

Auf die Angabe von nominellen Signifikanzniveaus wird in Tab. 11 verzichtet, da diese bei der gegebenen Anzahl und räumlichen Anordnung der Vergleichsflächen und der sich daraus zwangsläufig ergebenden räumlichen Autokorrelation der Daten – v.a. von benachbarten Vergleichsflächen – nicht aussagekräftig sind (KÜHN, mündl. Mitt. 2002; vgl. Kap. 7.2.1).

Auf mögliche Zusammenhänge mit bzw. zwischen anderen untersuchten Habitatfaktoren wird an dieser Stelle nicht näher eingegangen. Dies soll im Rahmen des folgenden Kap. 6.4 anhand der Daten für die Brutreviere der drei Vogelarten erfolgen.

6.4 Ergebnisse der statistischen Überprüfung der artspezifischen Hypothesen zur Bruthabitatwahl

Der statistischen Auswertung der vorliegenden Arbeit liegt die Frage zugrunde, ob sich die Brutreviere der drei ausgewählten Vogelarten hinsichtlich ausgewählter abiotischer, biotischer und struktureller Habitatfaktoren signifikant von der „durchschnittlichen“ Landschaft des Untersuchungsgebietes unterscheiden oder nicht (vgl. Kap. 1 und Abb. 5).

Zur Beantwortung dieser Frage wurden die in Kap. 4.3 formulierten artspezifischen Hypothesen zur Bruthabitatwahl mit Hilfe eines *Resampling*-Verfahrens überprüft (vgl. Kap. 5.4.5). Im Rahmen dieses statistischen Testverfahrens wurden die Ausprägungen der Habitatfaktoren in den 3,14 ha großen Brutrevieren einer Art mit ihrer Ausprägungen in zufällig gewählten 3,14 ha großen Vergleichsflächen verglichen. Wenn dabei ein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen hinsichtlich eines Bruthabitatfaktors festgestellt werden konnte, wird dies unter Berücksichtigung der in Kap. 2 eingeführten Definition des Begriffes „Habitatpräferenz“ als Bevorzugung bzw. Meidung dieses Bruthabitatfaktors durch die jeweilige Vogelart aufgefasst.

Im folgenden werden für jede Art die Ergebnisse des statistischen Testverfahrens zur Überprüfung der Hypothesen in einer Tabelle zusammenfassend präsentiert (vgl. Tab. 12 bis Tab. 14) und mit Hilfe ergänzender Histogramme im Text interpretiert (vgl. Abb. 9 bis Abb. 14). An einigen Stellen wird dabei auf drei Tabellen im Anhang verwiesen, in denen für jede Art der Rang-Korrelationskoeffizient r_s für sämtliche auf Landschaftsebene der Brutreviere untersuchten Habitatfaktoren zusammengestellt ist (vgl. Tab. 15 bis Tab. 17 im Anhang).

Anschließend werden einige Ergebnisse zu artübergreifend untersuchten Bruthabitatfaktoren vergleichend vorgestellt (vgl. Abb. 15 und Abb. 16).

6.4.1 Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns

In Tab. 12 sind sämtliche Ergebnisse der statistischen Überprüfung der in Kap. 4.3.1 formulierten 20 Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl beim Rebhuhn zusammengestellt. Dabei signalisiert eine grüne Einfärbung der Testergebnisse, dass die jeweilige Hypothese anzunehmen ist, während eine rote Einfärbung signalisiert, dass sie abzulehnen ist, d.h. sich das mittlere Brutrevier des Rebhuhns hinsichtlich des jeweiligen Habitatfaktors auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 5\%$ nicht signifikant von den zufällig gewählten Vergleichsflächen im RBL unterscheidet.

Für die Vergleichsflächen ist in Tab. 12 die Anzahl der in jedem der 999 *Resampling*-Durchgänge zufällig gezogenen einzelnen Vergleichsflächen in Klammern angegeben. Diese entspricht der Anzahl der jeweils untersuchten Brutreviere (s.u.). Sie steht in Klammern, da sich der anschließend aufgeführte Mittelwert des untersuchten Habitatfaktors nicht aus den einzelnen Vergleichsflächen, sondern aus den 999 mittleren Vergleichsflächen errechnet (vgl. Kap. 5.4.5). Für die Brutreviere ist die jeweils in die Überprüfung eingegangene Anzahl von einzelnen Brutrevieren (vgl. Kap. 5.4.5) sowie der Mittelwert des untersuchten Habitatfaktors angegeben, der sich aus den einzelnen Brutrevieren errechnet und das mittlere Brutrevier beschreibt. Außerdem sind für die Brutreviere die Standardabweichung σ , das Minimum, das Maximum und die Schiefe der Verteilung des untersuchten Habitatfaktors aufgeführt, um die zwischen den Brutrevieren bestehenden Unterschiede zu verdeutlichen.

Aus der Spalte „Test“ in Tab. 12 ist ersichtlich, dass sämtliche Hypothesen zur Bruthabitatwahl des Rebhuhns den Einsatz eines einseitigen Tests erforderten und in welche Richtung jeweils getestet wurde, d.h. ob das mittlere Brutrevier in den 50 größten oder den 50 kleinsten der insgesamt 1000 verglichenen Mittelwerte erwartet wurde (vgl. Kap. 5.4.5). Die empirische Irrtumswahrscheinlichkeit P sowie (bei auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ signifikanten Befunden) die dreistufige Stern-Symbolik charakterisieren schließlich das jeweilige Testergebnis in der Spalte „ P -Wert“ (vgl. Kap. 5.4.5 und SACHS 1997 für Beschreibung der kritischen Schranken und der dreistufigen Stern-Symbolik).

Tab. 12: Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Rebhuhn im Regierungsbezirk Leipzig

Nr.	Habitatfaktor (Maßeinheit)	Vergleichsflächen		Brutreviere des Rebhuhns						Test (Richtung)	P-Wert ($\alpha = 0,05$)	Hypothese
		n	Mittelwert	n	Mittelwert	σ	Min.	Max.	Schiefe			
1	Rel-Mean (m ü. NN)	999 (x 204)	142,75	204	137,51	38,37	76,86	286,77	1,00	einseitig (kl. 50)	0,05 *	angenommen
2	Rel-Range (m)	999 (x 204)	6,17	204	5,68	6,04	0,00	42,00	2,40	einseitig (kl. 50)	0,171	abgelehnt
3	Sdj-Mean (h)	999 (x 204)	1513,04	204	1514,14	36,50	1459,42	1639,00	1,47	einseitig (gr. 50)	0,348	abgelehnt
4	Tmj-Mean (°C)	999 (x 204)	8,95	204	9,00	0,21	8,40	9,60	-0,35	einseitig (gr. 50)	0,004 **	angenommen
5	Ndj-Mean (mm)	999 (x 204)	590,28	204	582,84	35,69	524,00	710,00	0,89	einseitig (kl. 50)	0,009 **	angenommen
6	Wdj-Mean (m/s)	999 (x 204)	3,24	204	3,38	0,28	2,50	3,90	-0,51	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
7	Bod-2+3+7 (sqm)	999 (x 204)	16900,48	204	17966,67	14034,04	0,00	31400,00	-0,32	einseitig (gr. 50)	0,143	abgelehnt
8	Sub-4+8 (sqm)	999 (x 204)	4722,57	204	3853,92	9407,49	0,00	31400,00	2,29	einseitig (kl. 50)	0,124	abgelehnt
9	Erw-20 (sqm)	999 (x 204)	15398,77	204	20023,04	12153,61	0,00	31400,00	-0,75	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
10	Erw-6 (sqm)	999 (x 204)	3052,59	204	3522,55	7977,66	0,00	31400,00	2,34	einseitig (gr. 50)	0,165	abgelehnt
11	Erw-7+19 (sqm)	999 (x 204)	997,99	204	2537,25	6472,33	0,00	31000,00	2,89	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
12	Erw-9 (sqm)	999 (x 204)	16,81	204	78,92	935,29	0,00	13200,00	13,78	einseitig (gr. 50)	0,071	abgelehnt
13	Erw-35+39+40 (sqm)	999 (x 204)	730,17	204	691,67	3289,24	0,00	23800,00	5,49	einseitig (gr. 50)	0,526	abgelehnt
14	Erw-11+13-15 (sqm)	999 (x 204)	223,50	204	263,24	702,89	0,00	4600,00	3,36	einseitig (gr. 50)	0,187	abgelehnt
15	Erw-30 (sqm)	999 (x 204)	457,39	204	637,75	1041,88	0,00	5000,00	1,51	einseitig (gr. 50)	0,006 **	angenommen
16	Spa-1+8-12 (sqm)	999 (x 204)	138,78	204	282,35	1604,15	0,00	21200,00	11,26	einseitig (gr. 50)	0,008 **	angenommen
17	Erw-la-ED (m/ha)	999 (x 204)	155,36	204	151,62	129,42	0,00	553,80	0,79	einseitig (gr. 50)	0,641	abgelehnt
18	Erw-cl20-MPS (ha)	999 (x 176)	1,83	176	1,75	1,08	0,01	3,16	0,03	einseitig (kl. 50)	0,161	abgelehnt
19	Erw-cl20-MSI (-)	999 (x 176)	1,30	176	1,32	0,18	1,02	1,94	0,65	einseitig (gr. 50)	0,149	abgelehnt
20	Erw-cl17-PD (#/100 ha)	999 (x 49)	47,34	49	59,42	46,41	31,65	253,16	2,57	einseitig (gr. 50)	0,01 **	angenommen

Allgemeine Abkürzungen: Nr.: Hypothesen-Nummer, n: Anzahl, σ : Standardabweichung, Min.: Minimum, Max.: Maximum, α : Signifikanzniveau, kl.: kleinste, gr.: größte
Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Sdj-Mean:** Mittlere Sonnenscheindauer, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Wdj-Mean:** Mittlere Windgeschwindigkeit, **Bod-2+3+7:** Gesamtfläche von Böden aus lehmigen, schluffigen und lehmig-schluffigen Substraten, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Erw-20:** Gesamtfläche von Ackerland, **Erw-6:** Gesamtfläche von Grünland, **Erw-7+19:** Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen, **Erw-9:** Gesamtfläche von Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen, **Erw-35+39+40:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen, **Erw-11+13-15:** Gesamtfläche von Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüsch, **Erw-30:** Gesamtfläche von Wirtschaftswegen, **Spa-1+8-12:** Gesamtfläche von Gewässern, Baumgruppen, Baumreihen, Alleen, Hecken und Ackerland mit ruderalem Saum, **Erw-la-ED:** Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente, **Erw-cl20-MPS:** Mittlere Größe von Ackerflächen, **Erw-cl20-MSI:** Mittlerer Formindex von Ackerflächen, **Erw-cl17-PD:** Dichte von Ruderalflächen

Auf den ersten Blick in Tab. 12 fällt auf, dass die Anzahl der nicht signifikanten Testergebnisse (rot) beträchtlich ist, ja mit 11 gegenüber 9 signifikanten (grün) bei insgesamt 20 getesteten Hypothesen mehr als die Hälfte aller Ergebnisse ausmacht. Es wurden höchst signifikante Befunde [***] für eine Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns gegenüber hohen Windgeschwindigkeiten (Hyp. 6), Ackerland (Hyp. 9) sowie Ruderalfluren und Ackerbrachen (Hyp. 11) erzielt. Außerdem ergab sich 5-mal ein hoch signifikanter [**] und einmal ein signifikanter [*] Befund für die Bestätigung verschiedener Hypothesen.

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren (Hyp. 1 bis 8)

Im Hinblick auf den Einfluss der Höhenlage (Rel-Mean) auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns ergibt sich folgendes Bild: Das Rebhuhn brütet im RBL in Höhenlagen zwischen 77 m ü. NN und 287 m ü. NN (vgl. Tab. 12). Das mittlere Brutrevier befindet sich auf 138 m ü. NN, während die mittlere Höhenlage sämtlicher 999 mittleren Vergleichsflächen 143 m ü. NN beträgt. Die Vorliebe des Rebhuhns für vergleichsweise tief gelegene Gebiete im RBL lässt sich auch in Abb. 9a erkennen, in der die Häufigkeiten der mittleren Vergleichsflächen in Bezug auf verschiedene Höhenlagen sowie die Höhenlage des mittleren Brutreviers dargestellt sind. Die statistische Überprüfung der Habitatpräferenz für tief gelegene Gebiete ergab mit einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,05$ einen auf dem 5%-Niveau (gerade) signifikanten Unterschied zwischen den Brutrevieren des Rebhuhns und den Vergleichsflächen, so dass Hyp. 1 aus Kap. 4.3.1 anzunehmen ist. Im übrigen wird die statistische Überprüfung dieser Hypothese zum besseren Verständnis des *Resampling*-Verfahrens auf Seite 1 beispielhaft erläutert.

In Bezug auf die Höhendifferenz (Rel-Range) zwischen tiefstem und höchstem Punkt, die hier als Indikator für vorhandene Reliefunterschiede genutzt wird, konnte dagegen auf dem 5%-Niveau kein signifikanter Unterschied zwischen dem mittleren Brutrevier und den mittleren Vergleichsflächen festgestellt werden. Zwar besitzt das mittlere Brutrevier mit 5,68 m eine um ca. 0,5 m geringere Höhendifferenz als die mittleren Vergleichsflächen aller 999 *Resampling*-Durchgänge mit 6,17 m (vgl. Tab. 12). Der beim Test erzielte P -Wert von 0,171 sagt in diesem Fall aber nichts anderes aus, als dass insgesamt 170 der 999 mittleren Vergleichsflächen kleinere oder gleich kleine Reliefunterschiede wie das mittlere Brutrevier des Rebhuhns aufweisen. Damit konnte die in Hyp. 2 vermutete Bevorzugung von geringen Reliefunterschieden nicht bestätigt werden.

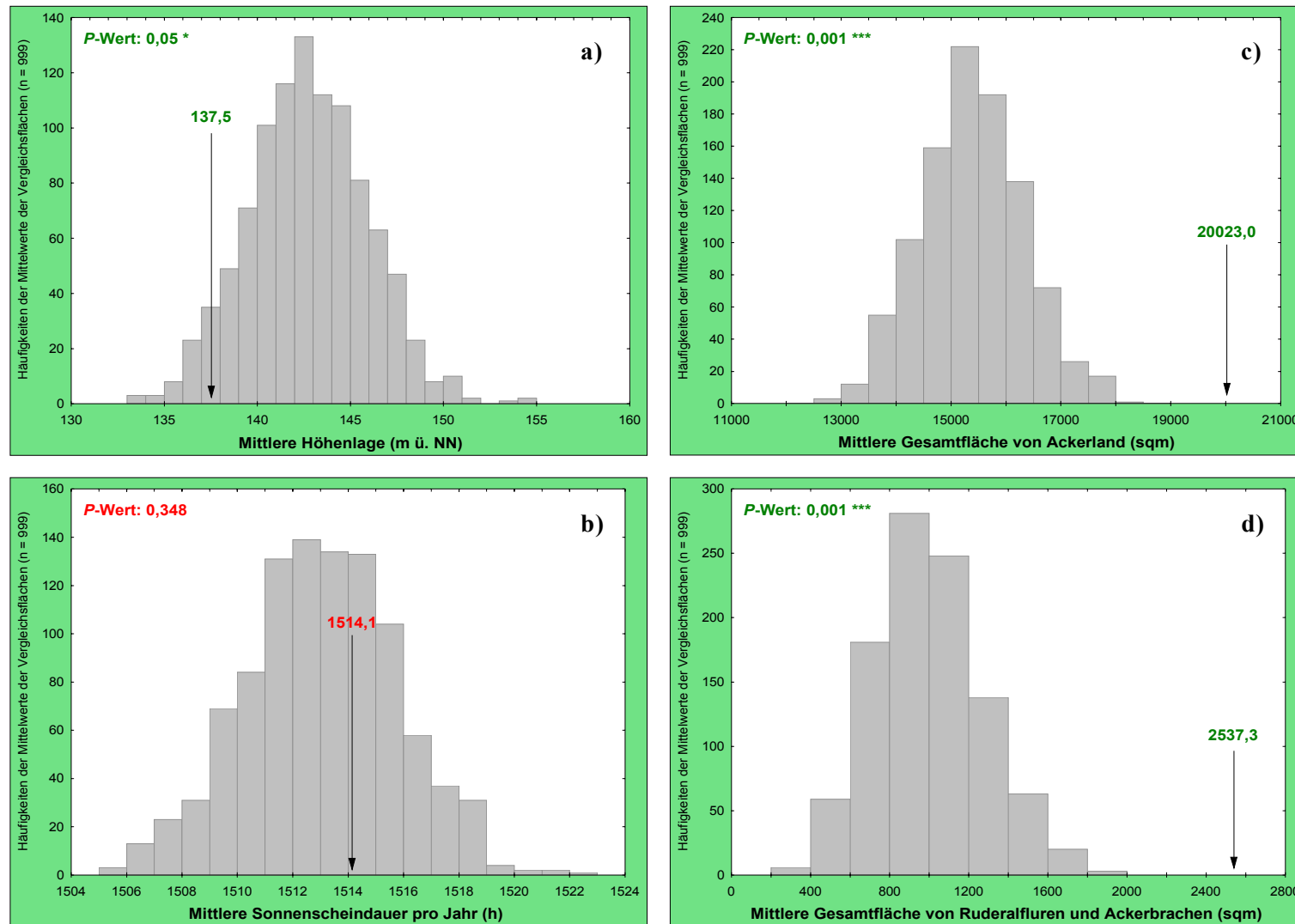


Abb. 9: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Rebhuhns und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Hinsichtlich der für das Rebhuhn untersuchten klimatischen Habitatfaktoren ergaben sich beim *Resampling* signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen in der Jahresmitteltemperatur, dem mittleren Jahresniederschlag sowie der mittleren Windgeschwindigkeit, nicht jedoch in der mittleren Sonnenscheindauer. Die mittlere Sonnenscheindauer (Sdj-Mean) beträgt in den Brutrevieren zwischen 1459 h und 1639 h, im mittleren Brutrevier 1514 h und in den 999 mittleren Vergleichsflächen 1513 h pro Jahr (vgl. Tab. 12). In Abb. 9b befindet sich der Wert der Brutreviere relativ in der Mitte des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen. Bei einem P -Wert von 0,348 konnte dementsprechend keine Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns gegenüber Gebieten mit längerer Sonnenscheindauer im Untersuchungsgebiet ermittelt werden (Hyp. 3).

Das Rebhuhn brütet im RBL bei Jahresmitteltemperaturen (Tmj-Mean) von 8,4 °C bis 9,6 °C (vgl. Tab. 12). Die Jahresmitteltemperatur ist im mittleren Brutrevier mit 9,00 °C signifikant höher als in den mittleren Vergleichsflächen mit 8,95 °C. Das Ergebnis des statistischen Tests ist mit $P = 0,004$ hoch signifikant. Danach herrscht nur in 3 der 999 mittleren Vergleichsflächen eine höhere Jahresmitteltemperatur als im mittleren Brutrevier des Rebhuhns. Das Rebhuhn bevorzugt somit warme Gebiete zur Brutzeit (Hyp. 4).

Auch Hyp. 5, dass das Rebhuhn vergleichsweise feuchte Gebiete im RBL meidet, ist mit $P = 0,009$ auf dem 5%-Niveau anzunehmen (vgl. Tab. 12). Der mittlere Jahresniederschlag (Ndj-Mean) beträgt in den einzelnen Brutrevieren 524 mm bis 710 mm und im mittleren Brutrevier 583 mm gegenüber 590 mm in den mittleren Vergleichsflächen. Hier muss jedoch auf die mit $r_s = 0,841$ stark positive Korrelation des mittleren Jahresniederschlags mit der Höhenlage sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in den Brutrevieren des Rebhuhns hingewiesen werden (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 15 im Anhang). Zudem besteht eine mittlere negative Korrelation zwischen Niederschlag und Temperatur (vgl. Kap. 6.3 und Tab. 15 im Anhang). Die entsprechenden Ergebnisse können also wechselseitig beeinflusst worden sein.

Die mittlere Windgeschwindigkeit (Wdj-Mean) korreliert in den Brutrevieren des Rebhuhns nach Tab. 15 im Anhang nur schwach mit den anderen auf Landschaftsebene untersuchten Habitatfaktoren. Nach Tab. 12 ist sie mit 3,38 m/s im mittleren Brutrevier höher als in allen 999 mittleren Vergleichsflächen. Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,001$ liegt daher ein höchst signifikanter Befund für die in Hyp. 6 vermutete Habitatpräferenz des Rebhuhns für Gebiete mit hohen Windgeschwindigkeiten vor.

Für die Bevorzugung oder Meidung ausgewählter Bodenklassen durch das Rebhuhn konnten bei der statistischen Überprüfung der Hypothesen keine gesicherten Hinweise gefunden werden. So befinden sich die Brutreviere des Rebhuhns entgegen Hyp. 7 im RBL nicht signifikant häufiger auf Böden aus lehmigen, schluffigen und lehmig-schluffigen Substraten (Bod-2+3+7; vgl. Tab. 4). Solche Böden machen im mittleren Brutrevier mit 17 967 m² über die Hälfte der Gesamtrevierfläche und über 1000 m² mehr Fläche aus als in den mittleren Vergleichsflächen (vgl. Tab. 12). Der beim statistischen Test erzielte *P*-Wert beträgt jedoch 0,143. Somit gibt es auf dem 5%-Niveau keinen signifikanten Unterschied zwischen den Brutrevieren und den zufällig gezogenen Vergleichsflächen. Die hohe Standardabweichung des Mittelwertes für die Brutreviere weist auf die beträchtlichen Unterschiede im Flächenanteil dieser Bodenklasse an den einzelnen Brutrevieren im Untersuchungsgebiet hin.

Außerdem konnte auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ nicht nachgewiesen werden, dass das Rebhuhn bei seiner Bruthabitatwahl in Westsachsen fluvigene Substrate meidet. Für die Überprüfung dieser Hypothese wurden die Bodenklassen „Fluvilimnogene Ablagerung“ und „Fluvilimnogene Ablagerung - Natürliche Umlagerung“ des Bodenthemas „Geogenese“ zusammengefasst (Sub-4+8; vgl. Tab. 5). Aufgrund der verwendeten Datengrundlagen konnte hier zwischen fluvigenen und limnogenen Substraten nicht unterschieden werden. Der Anteil limnogener Substrate ist im RBL jedoch von untergeordneter Bedeutung (HAASE, mündl. Mitt. 2002). Die Gesamtfläche der fluvilimnogenen Substrate liegt im mittleren Brutrevier mit 3854 m² deutlich unter der in den Vergleichsflächen mit 4723 m², dennoch ist Hyp. 8 bei einem *P*-Wert von 0,124 für das Untersuchungsgebiet abzulehnen (vgl. Tab. 12).

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen (Hyp. 9 bis 16)

Im Rahmen der statistischen Auswertung konnte für das Rebhuhn eine Bevorzugung von Ackerland, Ruderalfluren und Ackerbrachen, Wirtschaftswegen sowie Landschaftselementen mit ruderalen Säumen ermittelt werden (vgl. Tab. 12). Für die Bevorzugung von vier weiteren Biotopklassen wurden jedoch keine signifikanten Testergebnisse erzielt.

Die Gesamtfläche von Ackerland (Erw-20) beträgt im mittleren Brutrevier mit 20 023 m² fast ein Drittel mehr als in den Vergleichsflächen (vgl. Tab. 12). Dies zeigt sich in Abb. 9c im deutlich außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen liegenden Mittelwert der 204 Brutreviere. Die einzelnen Brutreviere beinhalten allerdings z.T. gar kein, z.T. ausschließlich Ackerland. Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,001$ ist

der Flächenanteil von Ackerland im mittleren Brutrevier höher als in allen 999 mittleren Vergleichsflächen. Aufgrund dieses höchst signifikanten Befundes ist Hyp. 9 anzunehmen.

Auch die Gesamtfläche von Grünland (Erw-6) variiert in den einzelnen Brutrevieren des Rebhuhns beträchtlich. Sie liegt dort im Mittel bei 3523 m² und in den Vergleichsflächen im Mittel bei 3053 m² (vgl. Tab. 12). Mit einem *P*-Wert von 0,165 konnte diesbezüglich aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und den Vergleichsflächen auf dem 5%-Niveau ermittelt werden. Dies führt zur Ablehnung von Hyp. 10.

Für die Überprüfung der Hyp. 11 wurden die Flächen der Biotopklassen „Ruderalfluren“ und „Ackerbrachen“ zusammengerechnet (Erw-7+19; vgl. Tab. 6). Im mittleren Brutrevier des Rebhuhns ist die Gesamtfläche dieser Biotopklassen mit 2537 m² etwa 2,5-mal größer als in den Vergleichsflächen und damit 2,5-mal höher als bei einer zufälligen Bruthabitatwahl zu erwarten wäre (vgl. Tab. 12). Dieser Wert liegt auch in Abb. 9d deutlich außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen. Das Testergebnis ist dementsprechend mit *P* = 0,001 höchst signifikant. Somit ist die Hypothese zur Habitatpräferenz des Rebhuhns für Ruderal- und Brachflächen anzunehmen.

Keine Bruthabitatpräferenz konnte dem Rebhuhn im RBL gegenüber der Biotopklasse „Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen“ (Erw-9) nachgewiesen werden, obwohl deren Gesamtfläche im mittleren Brutrevier mit 79 m² bedeutend höher ist als in den mittleren Vergleichsflächen mit 17 m² (vgl. Tab. 12). Der Test ergab einen relativ kleinen *P*-Wert von 0,071, der die kritische Schranke von $P \leq 0,05$ jedoch überschreitet, so dass Hyp. 12 zurückzuweisen ist. Auffällig ist die mit 13,8 rechtsschiefe Verteilung der Gesamtfläche dieser Biotopklasse in den Brutrevieren. Dies ist ein Hinweis darauf, dass Heideflächen, Mager- und Trockenrasen nur in wenigen Brutrevieren in Westsachsen viel Fläche, in den meisten jedoch wenig Fläche einnehmen.

Entgegen Hyp. 13 werden im RBL Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen (Erw-35+39+40) vom Rebhuhn bei seiner Bruthabitatwahl nicht bevorzugt berücksichtigt. In einzelnen Brutrevieren kann diese Biotopklasse zwar bis zu zwei Drittel der Gesamtrevierfläche ausmachen. Ihre Gesamtfläche liegt im mittleren Brutrevier mit 692 m² aber unter der in den Vergleichsflächen mit 730 m² (vgl. Tab. 12). Bei einem *P*-Wert von 0,526 und einem entsprechenden 526. Rangplatz innerhalb der 1000 verglichenen

Mittelwerte befindet sich das mittlere Brutrevier des Rebhuhns damit nur im „Mittelfeld“ der 999 mittleren Vergleichsflächen.

Ebenso konnte Hyp. 14 bei einem Testergebnis von $P = 0,187$ auf dem 5%-Niveau nicht bestätigt werden (vgl. Tab. 12). Die Gesamtfläche von Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüsch (Erw-11+13-15) beträgt im mittleren Brutrevier des Rebhuhns 263 m^2 und in den Vergleichsflächen im Mittel 224 m^2 . Wie in Abb. 10a zu sehen ist, wird der Mittelwert der 204 Brutreviere in zahlreichen der 999 mittleren Vergleichsflächen erreicht oder überschritten, so dass in Bezug auf diesen Habitatfaktor kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen besteht.

Die Biotopklasse „Wirtschaftswege“ (Erw-30) macht in den Brutrevieren im Mittel 638 m^2 und in den Vergleichsflächen im Mittel 458 m^2 der Gesamtfläche aus (vgl. Tab. 12). Dieser Unterschied ist bei einem P -Wert von $0,006$ hoch signifikant und damit Hyp. 15 anzunehmen. Die geringe Schiefe der Verteilung dieses Habitatfaktors in den Brutrevieren deutet darauf hin, dass Wirtschaftswege in vielen Brutrevieren des Rebhuhns flächenmäßig von vergleichbarer Bedeutung sind.

Für die Überprüfung der Hyp. 16 wurden die Gewässer, Baumgruppen, Baumreihen, Alleen, Hecken und Ackerflächen mit ruderalem Saum aus dem Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ zusammengefasst (Spa-1+8-12; vgl. Tab. 7). Diese nehmen im mittleren Brutrevier des Rebhuhns mit 282 m^2 mehr als doppelt so viel Fläche ein wie in den mittleren Vergleichsflächen der 999 *Resampling*-Durchgänge (vgl. Tab. 12). Nur 7 der 999 mittleren Vergleichsflächen weisen einen gleich hohen oder höheren Flächenanteil dieser Biotopklasse auf als das mittlere Brutrevier. Dies wird auch in Abb. 10b deutlich. Das beim statistischen Test erzielte Ergebnis ist mit $P = 0,008$ hoch signifikant. Jedoch ist auf die mit $11,3$ rechtsschiefe Verteilung dieses Habitatfaktors in den Brutrevieren des Rebhuhns hinzuweisen, d.h. in vielen Brutrevieren ist diese Biotopklasse von geringer und nur in wenigen Brutrevieren von großer Bedeutung.

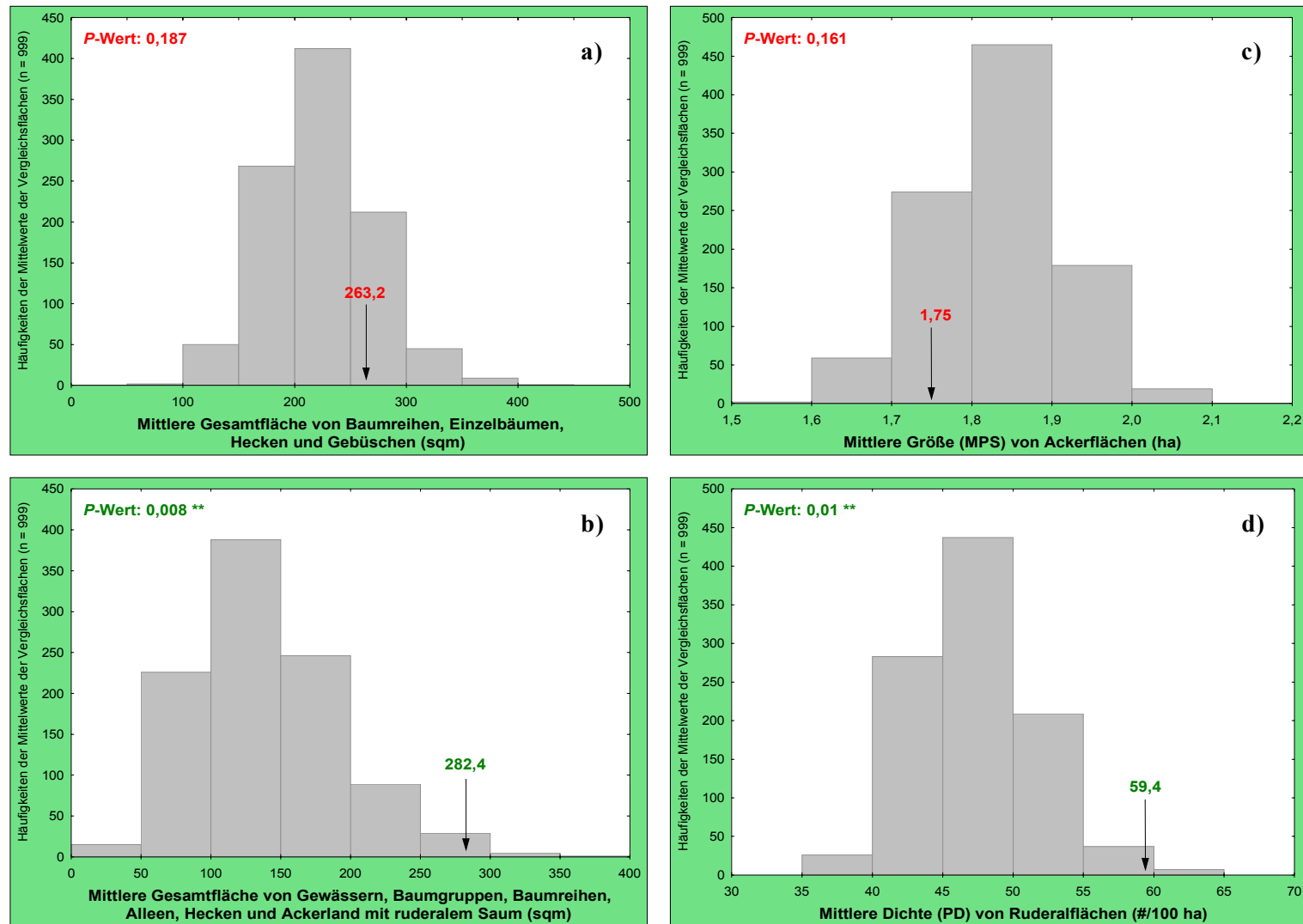


Abb. 10: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Rebhuhns und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen (Hyp. 17 bis 20)

Von den vier in Kap. 4.3.1 formulierten Hypothesen zum Einfluss struktureller Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns wurde mit dem *Resampling*-Verfahren nur eine bestätigt (vgl. Tab. 12). So gibt es zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen einen signifikanten Unterschied in Bezug auf die Dichte von Ruderalflächen (s.u.).

Kein signifikanter Unterschied wurde dagegen in der Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente (Erw-la-ED) festgestellt. So beträgt die mit FRAGSTATS für alle 204 Brutreviere und 999-mal 204 Vergleichsflächen berechnete *Edge Density* sämtlicher Biotopklassen des Biotopthemas „Landnutzungen“ (vgl. Kap. 5.4.4 und Anhang) im mittleren Brutrevier 152 m/ha, während sie in den mittleren Vergleichsflächen bei 155 m/ha liegt (vgl. Tab. 12). In den einzelnen Brutrevieren schwankt die ED von 0 m/ha, d.h. das entsprechende Brutrevier besteht aus nur einem *Patch* (vgl. Kap. 2), bis 554 m/ha. Bei einem Testergebnis von $P = 0,641$ ist Hyp. 17 zu verwerfen. Die Bevorzugung einer hohen Dichte von Grenzlinien durch das Rebhuhn konnte also nicht bestätigt werden.

Auch Hyp. 18, dass das Rebhuhn bei seiner Bruthabitatwahl im Ackerland vergleichsweise kleine Ackerflächen bevorzugt, musste auf dem 5%-Niveau zurückgewiesen werden. Die mit FRAGSTATS berechnete *Mean Patch Size* bzw. mittlere Größe der Ackerflächen (Erw-cl20-MPS) ist mit 1,75 ha in den Brutrevieren mit Ackerland nur unwesentlich kleiner als in den Vergleichsflächen mit Ackerland (vgl. Tab. 12). So liegt dieser Wert in Abb. 10c deutlich innerhalb des Wertintervalls der mittleren Vergleichsflächen. Bei einem P -Wert von 0,161 ist die mittlere Größe der Ackerflächen in insgesamt 160 der 999 mittleren Vergleichsflächen kleiner oder gleich klein wie im mittleren Brutrevier.

Im RBL besteht außerdem kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren des Rebhuhns und zufällig gewählten Vergleichsflächen in Bezug auf die Ungleichförmigkeit von Ackerflächen (Erw-cl20-MSI). Die Werte des *Mean Shape Index* sind mit 1,32 bzw. 1,30 fast identisch (vgl. Tab. 12). Die Form der Ackerflächen weicht also in den Brutrevieren und Vergleichsflächen in nahezu gleicher Weise von einer idealtypischen Quadratform mit $MSI = 1$ ab (vgl. Kap. 5.4.4 und Anhang). Das Testergebnis ist mit einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,149$ nicht signifikant und Hyp. 19 damit abzulehnen. Der kleinste Wert des MSI in einem Brutrevier des Rebhuhns liegt bei 1,02 und deutet eine weitgehende Übereinstimmung der Form der dortigen Ackerflächen mit einem Quadrat an.

Schließlich ergab der Test einen hoch signifikanten Befund für eine Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns gegenüber Gebieten mit einer verhältnismäßig hohen Dichte von Ruderalflächen. Zur Überprüfung von Hyp. 20 wurde mit FRAGSTATS die *Patch Density* der Biotopklasse „Ruderalfluren“ für alle 49 Brutreviere mit Ruderalflächen sowie 999-mal 49 entsprechende Vergleichsflächen berechnet (Erw-cl7-PD). Diese beträgt im mittleren Brutrevier des Rebhuhns umgerechnet 59 Ruderalflächen pro 100 ha und in den mittleren Vergleichsflächen 47 Ruderalflächen pro 100 ha (vgl. Tab. 12). In den einzelnen Brutrevieren kann die PD bis auf 253 Ruderalflächen pro 100 ha ansteigen. Bei einem *P*-Wert von 0,01 wird der Mittelwert der Brutreviere nur in 9 der 999 mittleren Vergleichsflächen erreicht oder überschritten (vgl. Abb. 10d). Damit konnte Hyp. 20 auf dem 5%-Niveau bestätigt werden.

6.4.2 Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers

Die Ergebnisse des statistischen Tests zu den in Kap. 4.3.2 formulierten 20 Hypothesen zur Bruthabitatwahl beim Flussregenpfeifer sind in Tab. 13 in gleicher Form wie beim Rebhuhn zusammengestellt (vgl. Kap. 6.4.1). Aus der Spalte „Test“ ist ersichtlich, dass zur Überprüfung der Hyp. 2 bis 4 ein zweiseitiger Test angewendet wurde, während alle anderen Hypothesen mit einem einseitigen Test überprüft wurden (vgl. Kap. 5.4.5).

Aus der Übersicht in Tab. 13 wird deutlich, dass insgesamt 16 der 20 Hypothesen zur Bruthabitatwahl beim Flussregenpfeifer bestätigt werden konnten. Dabei wurde 9-mal ein auf dem 5%-Niveau höchst signifikanter [***], 5-mal ein hoch signifikanter [**] und zweimal ein signifikanter [*] Befund erzielt. Für eine Bevorzugung von relativ geringen oder großen Reliefunterschieden (Hyp. 2), Kies- und Sandgruben (Hyp. 11) sowie eher kleinen statt großen Stillgewässern (Hyp. 18) konnten jedoch auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ ebenso keine gesicherten Hinweise gefunden werden wie für die Meidung von Gebieten mit einer hohen Dichte von Landschaftselementen (Hyp. 17).

Tab. 13: Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Flussregenpfeifer im Regierungsbezirk Leipzig

Nr.	Habitatfaktor (Maßeinheit)	Vergleichsflächen		Brutreviere des Flussregenpfeifers						Test (Richtung)	P-Wert ($\alpha = 0,05$)	Hypothese
		n	Mittelwert	n	Mittelwert	σ	Min.	Max.	Schiefe			
1	Rel-Mean (m ü. NN)	999 (x 97)	143,04	97	119,26	26,16	64,21	194,98	0,36	einseitig (kl. 50)	0,001 ***	angenommen
2	Rel-Range (m)	999 (x 97)	6,24	97	7,61	9,35	0,00	42,00	2,24	zweiseitig (kl./gr. 25)	0,037	abgelehnt
3	Tmj-Mean (°C)	999 (x 97)	8,95	97	9,10	0,15	8,60	9,30	-1,35	zweiseitig (kl./gr. 25)	0,001 **	angenommen
4	Ndj-Mean (mm)	999 (x 97)	590,08	97	568,66	23,07	536,00	652,00	1,52	zweiseitig (kl./gr. 25)	0,001 **	angenommen
5	Bod-1-9 (sqm)	999 (x 97)	24568,15	97	14067,01	11623,73	0,00	31400,00	0,00	einseitig (kl. 50)	0,001 ***	angenommen
6	Bod-11 (sqm)	999 (x 97)	6598,61	97	17192,78	11627,48	0,00	31400,00	-0,01	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
7	Sub-3 (sqm)	999 (x 97)	539,21	97	1573,20	6246,46	0,00	31300,00	3,88	einseitig (gr. 50)	0,016 *	angenommen
8	Sub-4+8 (sqm)	999 (x 97)	4789,52	97	7307,22	10016,71	0,00	31300,00	0,96	einseitig (gr. 50)	0,01 **	angenommen
9	Erw-2 (sqm)	999 (x 97)	382,83	97	2942,27	4867,43	0,00	18500,00	1,41	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
10	Erw-1+3 (sqm)	999 (x 97)	348,20	97	2256,70	4513,66	0,00	22100,00	2,31	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
11	Erw-38 (sqm)	999 (x 97)	26,20	97	40,21	395,99	0,00	3900,00	9,85	einseitig (gr. 50)	0,173	abgelehnt
12	Erw-35+39+40 (sqm)	999 (x 97)	753,07	97	7326,80	12260,96	0,00	31400,00	1,20	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
13	Erw-36 (sqm)	999 (x 97)	31,31	97	1422,68	5929,77	0,00	31200,00	4,27	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
14	Erw-7+19 (sqm)	999 (x 97)	980,79	97	3616,49	6750,55	0,00	31400,00	2,43	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
15	Erw-33 (sqm)	999 (x 97)	110,96	97	619,59	3793,30	0,00	26700,00	6,46	einseitig (gr. 50)	0,003 **	angenommen
16	Spa-5+13 (sqm)	999 (x 97)	275,80	97	4469,07	9853,02	0,00	31400,00	1,95	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
17	Erw-la-PD (#/100 ha)	999 (x 97)	145,86	97	171,00	111,16	31,65	537,97	1,11	einseitig (kl. 50)	0,981	abgelehnt
18	Erw-cl3-MPS (ha)	999 (x 31)	0,55	31	0,68	0,58	0,01	2,20	0,82	einseitig (kl. 50)	0,814	abgelehnt
19	Erw-cl3-MSI (-)	999 (x 31)	1,31	31	1,42	0,28	1,00	2,19	1,02	einseitig (gr. 50)	0,015 *	angenommen
20	Erw-cl2-ED (m/ha)	999 (x 35)	111,50	35	135,45	61,33	18,99	306,96	0,63	einseitig (gr. 50)	0,007 **	angenommen

Allgemeine Abkürzungen: Nr.: Hypothesen-Nummer, n: Anzahl, σ : Standardabweichung, Min.: Minimum, Max.: Maximum, α : Signifikanzniveau, kl.: kleinste, gr.: größte
Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Bod-1-9:** Gesamtfläche sämtlicher Böden aus tonigen, lehmigen, schluffigen und sandigen Substraten, **Bod-11:** Gesamtfläche der Bodenklasse „Fehlende bzw. andere Daten“, **Sub-3:** Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Erw-2:** Gesamtfläche von Fließgewässern, **Erw-1+3:** Gesamtfläche von Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern, **Erw-38:** Gesamtfläche von Kies- und Sandgruben, **Erw-35+39+40:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen, **Erw-36:** Gesamtfläche von Ablass- und Absatzstellen sowie Spülbecken, **Erw-7+19:** Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen, **Erw-33:** Gesamtfläche von Bauflächen und militärischen Sonderbauflächen, **Spa-5+13:** Gesamtfläche von offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation, **Erw-la-PD:** Dichte sämtlicher Landschaftselemente, **Erw-cl3-MPS:** Mittlere Größe von Stillgewässern, **Erw-cl3-MSI:** Mittlerer Formindex von Stillgewässern, **Erw-cl2-ED:** Dichte der Grenzlinien von Fließgewässern

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren (Hyp. 1 bis 8)

Die Brutreviere des Flussregenpfeifers befinden sich im Untersuchungsgebiet in Höhenlagen (Rel-Mean) zwischen 64 m ü. NN und 195 m ü. NN (vgl. Tab. 13). Im Mittel liegen die 97 untersuchten Brutreviere auf 119 m ü. NN und damit deutlich tiefer als die im Mittel auf 143 m ü. NN liegenden 999 mittleren Vergleichsflächen. Dieser Unterschied ist bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,001$ höchst signifikant. Der Flussregenpfeifer brütet demnach im RBL bevorzugt in tief gelegenen Gebieten (Hyp. 1).

Die Höhendifferenz (Rel-Range) zwischen tiefstem und höchstem Punkt beträgt mit 7,6 m im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers ca. 1,4 m mehr als in den Vergleichsflächen mit 6,2 m (vgl. Tab. 13). Dieser Unterschied wird auch in Abb. 11a deutlich. Weil nach Hyp. 2 in Kap. 4.3.2 vor dem statistischen Test in beide Richtungen ein Unterschied nicht ausgeschlossen werden konnte, wurde der Test zweiseitig angelegt. So konnte auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 5\%$ bei einem P -Wert von 0,037 kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen ermittelt werden, weil die kritische Schranke beim zweiseitigen Test nicht bei $P \leq 0,05$, sondern bei $P \leq 0,025$ liegt (vgl. Kap. 5.4.5). Damit ist Hyp. 2 abzulehnen, obwohl nur 36 der 999 mittleren Vergleichsflächen gleich große oder größere Reliefunterschiede aufweisen als das mittlere Brutrevier im RBL.

Für alle beim Flussregenpfeifer untersuchten klimatischen und pedologischen Habitatfaktoren wurden signifikante Befunde erzielt. So ergab der ebenfalls zweiseitig angelegte Test zum vermuteten Zusammenhang zwischen der Jahresmitteltemperatur (Tmj-Mean) und der Bruthabitatwahl mit $P = 0,001$ einen hoch signifikanten Unterschied zwischen dem mittleren Brutrevier mit 9,1 °C und den mittleren Vergleichsflächen mit 8,95 °C (vgl. Tab. 13). Demnach herrscht in keiner der mittleren Vergleichsflächen eine gleich hohe oder höhere Jahresmitteltemperatur als im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers. Der Befund ist nicht höchst signifikant, da beim zweiseitigen Test die kritische Schranke dafür bei $P \leq 0,0005$ statt bei $P \leq 0,001$ liegt (vgl. Kap. 5.4.5). Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass beim Vergleich eines mittleren Brutreviers mit „nur“ 999 mittleren Vergleichsflächen nie ein P -Wert kleiner 0,001 erreicht werden kann (vgl. Kap. 5.4.5). Dies spielt hier keine entscheidende Rolle: Der Flussregenpfeifer bevorzugt im Untersuchungsgebiet eindeutig warme Gebiete (vgl. Hyp. 3). Aus Tab. 11 sowie Tab. 16 im Anhang ist ersichtlich, wie die Jahresmitteltemperatur mit anderen Habitatfaktoren korreliert.

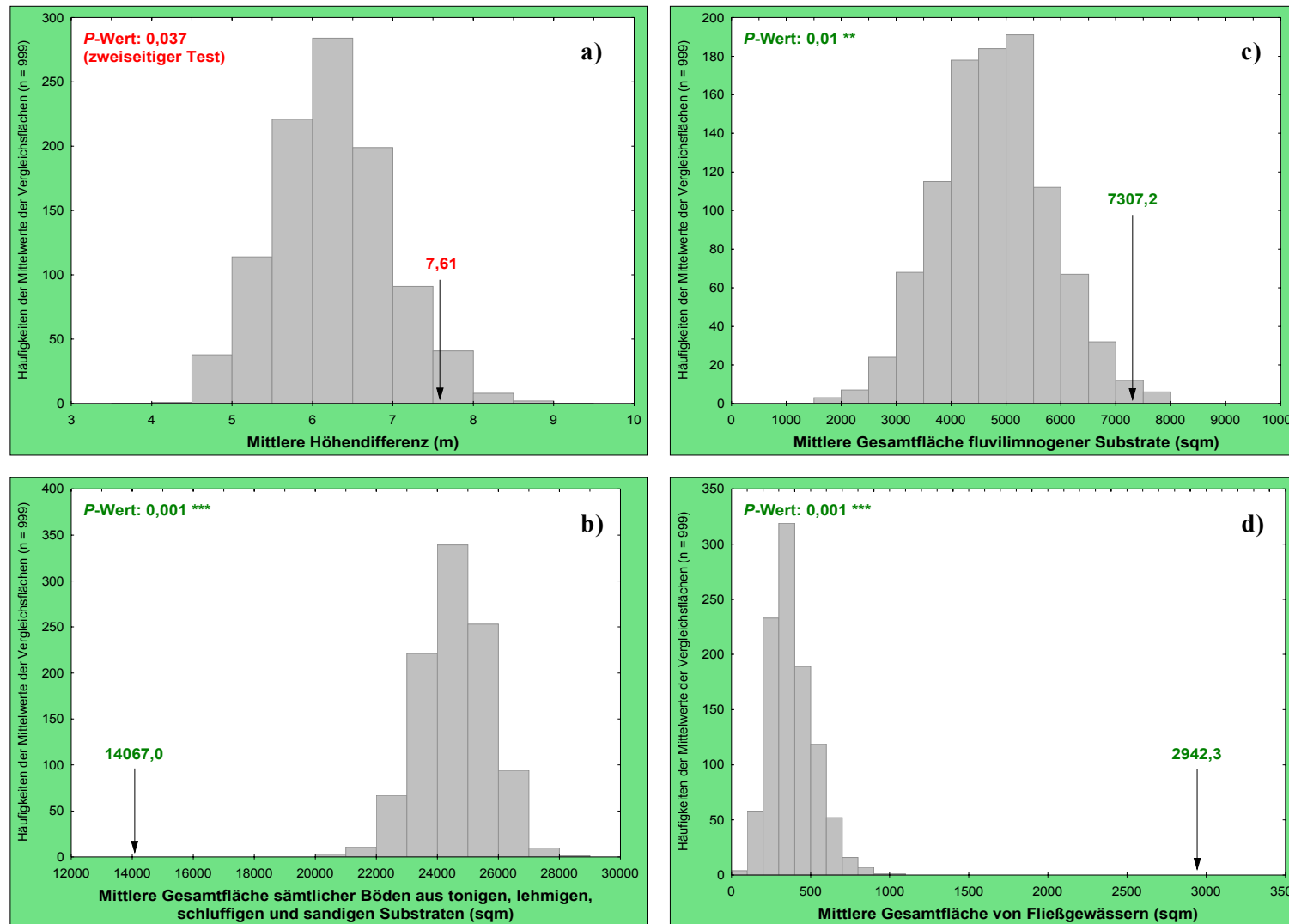


Abb. 11: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Flussregenpeifers und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Da der mittlere Jahresniederschlag (Ndj-Mean) nach Tab. 11 sowie Tab. 16 im Anhang stark mit der Höhenlage korreliert, ist der mit $P = 0,001$ hoch signifikante Befund des zweiseitigen Tests für einen Zusammenhang zwischen dem Jahresniederschlag und der Bruthabitatwahl beim Flussregenpfeifer vorsichtig zu bewerten (Hyp. 4). Das mittlere Brutrevier ist mit 569 mm Jahresniederschlag jedenfalls deutlich trockener als die mittleren Vergleichsflächen mit 590 mm, und so ist hier zunächst davon auszugehen, dass der Flussregenpfeifer bei seiner Bruthabitatwahl im RBL feuchte Gebiete meidet (vgl. Tab. 13).

Für die Überprüfung der Hyp. 5 wurden sämtliche Bodenklassen des Bodenthemas „Bodenartenhauptgruppen“ mit Ausnahme der Bodenklassen „Torf“ und „Fehlende bzw. andere Daten“ zusammengefasst (Bod-1-9; vgl. Tab. 4). In Abb. 11b wird der erhebliche Unterschied zwischen der Gesamtfläche der Böden aus feinkörnigen Substraten im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers und in den 999 mittleren Vergleichsflächen deutlich. Im mittleren Brutrevier beträgt diese 14 067 m² und in den Vergleichsflächen im Mittel 24 568 m² (vgl. Tab. 13). Das Testergebnis ist bei einem P -Wert von 0,001 höchst signifikant. Der Flussregenpfeifer meidet also Böden aus feinkörnigen Substraten in Westsachsen.

Aufgrund genauer Kenntnisse über die Datengrundlagen wurde die Bodenklasse „Fehlende bzw. andere Daten“ (Bod-11) zur Überprüfung von Hyp. 6 verwendet: In ihr sind nämlich die Flächen zusammengefasst, auf denen grobkörnige Substrate vorkommen bzw. für die im Rahmen der MMK 25 sowie der WBK 25 keine Daten vorliegen. Innerhalb der fehlenden Daten machen Siedlungen und Sonderflächen (wie z.B. Tagebaue) mit ihren fehlenden oder gestörten Oberböden den größten Anteil aus (vgl. Kap. 5.2.2 und Karte 7 im Anhang). In den Vergleichsflächen nimmt die Bodenklasse „Fehlende bzw. andere Daten“ im Mittel 6599 m² und im mittleren Brutrevier 17 193 m² der Fläche ein (vgl. Tab. 13). In den einzelnen Brutrevieren kommt sie z.T. gar nicht, z.T. ausschließlich vor. Die Verteilung der Gesamtfläche dieser Bodenklasse in den Brutrevieren ist bei einer Schiefe von -0,01 jedoch nahezu symmetrisch. Mit $P = 0,001$ ist der Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen höchst signifikant. Der Flussregenpfeifer besitzt also im RBL eine ausgesprochene Habitatpräferenz für diese Bodenklasse.

Die Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate (Sub-3) ist im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers mit 1573 m² fast 3-mal so hoch wie in den Vergleichsflächen (vgl. Tab. 13). Nur in 15 der 999 mittleren Vergleichsflächen wird dieser Wert erreicht oder

überschritten. Der entsprechende Test ergab daher mit einem P -Wert von 0,016 ein signifikantes Ergebnis für eine Bevorzugung dieser Substrate (Hyp. 7).

Ferner ist Hyp. 8, dass der Flussregenpfeifer im RBL bevorzugt auf fluvigenen Substraten brütet, auf dem 5%-Niveau anzunehmen. Für die Überprüfung dieser Hypothese wurden, wie beim Rebhuhn (vgl. Kap. 7.1.1), die beiden Bodenklassen mit fluvilimnogenen Substraten zusammengefasst (Sub-4+8). Aus Abb. 11c ist zu erkennen, wie sich die Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate mit 7307 m² im mittleren Brutrevier von der in den meisten der 999 mittleren Vergleichsflächen unterscheidet. Dieser Unterschied ist mit $P = 0,01$ hoch signifikant. Die Gesamtfläche dieser Bodenklasse in den einzelnen Brutrevieren variiert bei einer Standardabweichung von 10 017 m² jedoch beträchtlich (vgl. Tab. 13).

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen (Hyp. 9 bis 16)

Beim Flussregenpfeifer ergab der statistische Test sechs höchst signifikante und einen hoch signifikanten Befund für die Bevorzugung ausgewählter Landnutzungen (vgl. Tab. 13). Die untersuchten Brutreviere unterscheiden sich damit in Bezug auf diese Landnutzungen deutlich von den zufällig gewählten Vergleichsflächen im RBL. Kein signifikanter Unterschied konnte jedoch bei Kies- und Sandgruben ermittelt werden (s.u.).

Die Gesamtfläche von Fließgewässern (Erw-2) ist mit 2942 m² in den Brutrevieren des Flussregenpfeifers fast 8-mal so groß wie in den mittleren Vergleichsflächen (vgl. Tab. 13). Dieser Wert liegt zudem weit außerhalb des Wertintervalls der mittleren Vergleichsflächen (vgl. Abb. 11d). Bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,001$ ist dieser Unterschied höchst signifikant und Hyp. 9 anzunehmen. Der Flussregenpfeifer besitzt im RBL eine Bruthabitatpräferenz gegenüber Fließgewässern.

Ebenso höchst signifikant ist das Testergebnis für die Hypothese zur Bevorzugung von Stillgewässern und trockenengefallenen Gewässern (Erw-1+3). Diese nehmen im mittleren Brutrevier mit 2257 m² etwa 6,5-mal mehr Fläche ein als in den 999 mittleren Vergleichsflächen mit 348 m² (vgl. Tab. 13). Die Brutreviere des Flussregenpfeifers sind demnach im Untersuchungsgebiet durch einen verhältnismäßig hohen Flächenanteil dieser Biotopklasse gekennzeichnet (Hyp. 10).

Dagegen konnte Hyp. 11 bei einem P -Wert von 0,173 nicht bestätigt werden, obwohl die Gesamtfläche von Kies- und Sandgruben (Erw-38) im mittleren Brutrevier mit 40 m² deutlich

höher ist als in den Vergleichsflächen mit 26 m² (vgl. Tab. 13). Die mit 9,7 rechtsschiefe Verteilung dieses Habitatfaktors in den Brutrevieren deutet darauf hin, dass Kies- und Sandgruben nur in wenigen Brutrevieren von Bedeutung sind. Mit einer max. Fläche von 3900 m² in den einzelnen Brutrevieren, d.h. einem Anteil von unter 10% an der Gesamtrevierfläche, spielt diese Biotopklasse aber auch dort flächenmäßig keine große Rolle.

Mit 7327 m² nehmen Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen (Erw-35+39+40) im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers fast 10-mal mehr Fläche ein als in den Vergleichsflächen mit 753 m² (vgl. Tab. 13). Der sich weit außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen befindende Mittelwert der Brutreviere spricht eindeutig für eine Bevorzugung dieser Biotopklasse durch den Flussregenpfeifer (vgl. Abb. 12a). Der statistische Test ergab dementsprechend einen mit $P=0,001$ höchst signifikanten Befund für die Bestätigung von Hyp. 12. Die hohe Standardabweichung zeigt jedoch die erheblichen Unterschiede in der Bedeutung dieser Biotopklasse in den einzelnen Brutrevieren auf.

Noch größer ist der Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen bezüglich der Biotopklasse „Ablass- und Absatzstellen sowie Spülbecken“ (Erw-36): Deren Gesamtfläche liegt im mittleren Brutrevier mit 1423 m² fast 46-mal über der in den mittleren Vergleichsflächen mit nur 31 m² (vgl. Tab. 13). Die Hyp. 13 wurde mit einem P -Wert von 0,001 angenommen, d.h. in keiner der 999 mittleren Vergleichsflächen wurde ein gleich hoher oder höherer Flächenanteil dieser Biotopklasse registriert als im mittleren Brutrevier. Damit besitzt der Flussregenpfeifer eine ausgeprägte Habitatpräferenz für diese Biotopklasse.

Auch für Hyp. 14 wurde ein höchst signifikantes Testergebnis erzielt. So beträgt die Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen (Erw-7+19) im mittleren Brutrevier 3616 m² gegenüber 981 m² in den Vergleichsflächen (vgl. Tab. 13). Der Flussregenpfeifer brütet im RBL also vergleichsweise bevorzugt auf Ruderal- und Brachflächen.

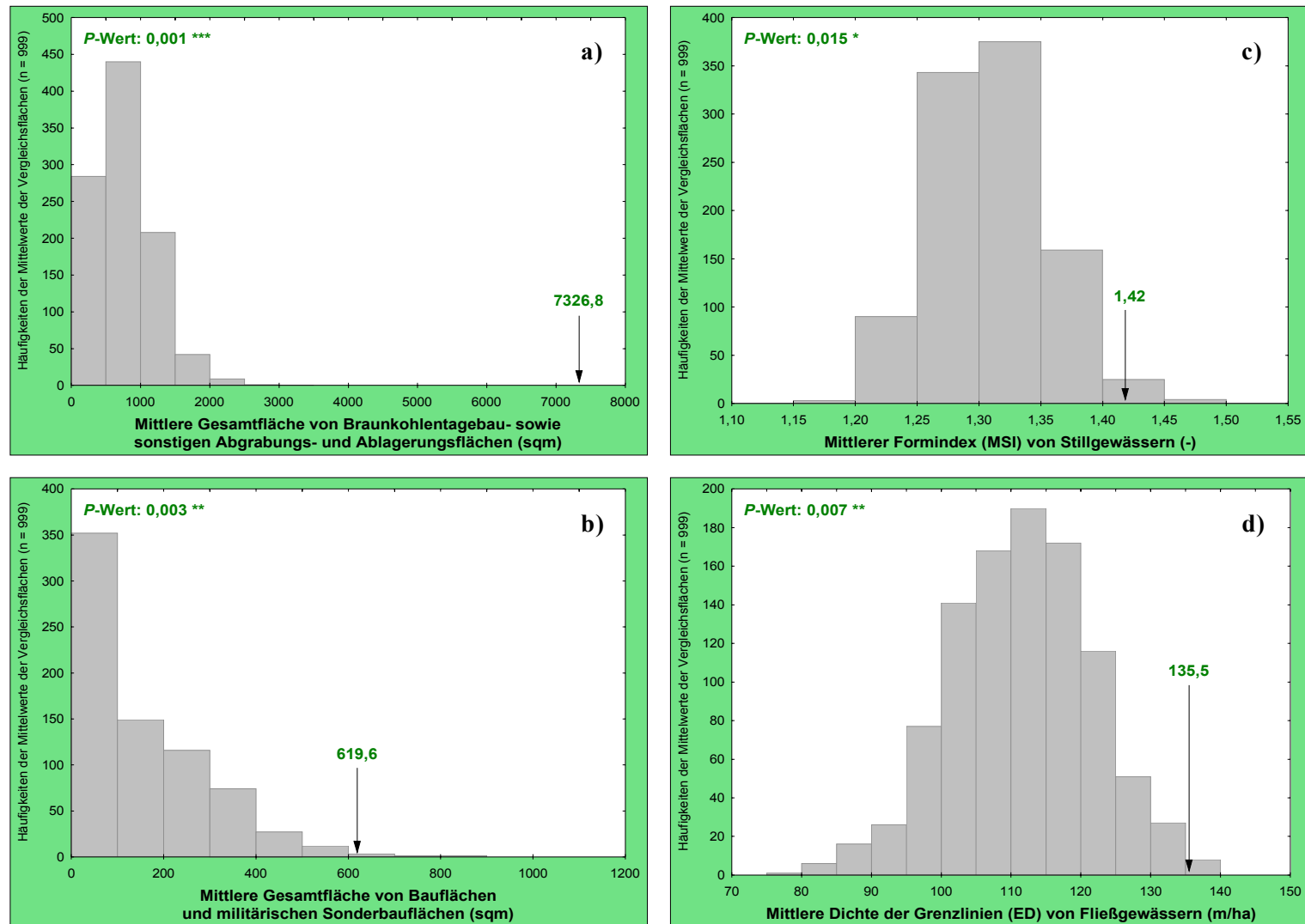


Abb. 12: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Flussregenpeifers und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Zwischen den 97 untersuchten Brutrevieren und den 999 mittleren Vergleichsflächen besteht außerdem ein mit $P = 0,003$ hoch signifikanter Unterschied in Bezug auf die Gesamtfläche der Biotopklasse „Bauflächen und militärische Sonderbauflächen“ (Erw-33; vgl. Tab. 13). Diese Biotopklasse nimmt im mittleren Brutrevier mit 620 m^2 fast 6-mal mehr Fläche ein als in den mittleren Vergleichsflächen mit 111 m^2 . Aus Tab. 13 und Abb. 12b geht hervor, dass die Verteilung der Gesamtfläche dieser Biotopklasse sowohl in den einzelnen Brutrevieren als auch in den mittleren Vergleichsflächen nicht symmetrisch, sondern sehr rechtsschief ist, d.h. in den meisten Brutrevieren und Vergleichsflächen ist diese Biotopklasse gar nicht oder nur sehr kleinflächig vertreten. Im Vergleich zu deren Angebot im Untersuchungsgebiet werden Bauflächen vom Flussregenpfeifer zur Brutzeit aber deutlich bevorzugt (Hyp. 15).

Aus dem Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ wurden zur Überprüfung von Hyp. 16 die Biotopklassen „Offene Flächen mit Pioniervegetation“ sowie „Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation“ ausgewählt (Spa-5+13; vgl. Tab. 7). Im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers beträgt ihre Gesamtfläche 4469 m^2 und in den Vergleichsflächen 276 m^2 (vgl. Tab. 13). Mit einem P -Wert von $0,001$ ist dieser Unterschied höchst signifikant und Hyp. 16 anzunehmen.

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen (Hyp. 17 bis 20)

Von den vier in Kap. 4.3.2 formulierten Hypothesen zum Einfluss struktureller Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers konnten im statistischen Test nur zwei bestätigt werden (vgl. Tab. 13). Für eine der beiden anderen Hypothesen ergibt sich ein signifikantes Testergebnis, wenn sie in Bezug auf die Richtung des vermuteten Zusammenhangs umformuliert wird.

Im Untersuchungsgebiet besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Dichte einzelner Landschaftselemente (Erw-la-PD; vgl. Kap. 5.4.4) und der Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers. Die Richtung dieses Zusammenhangs ist jedoch mit $P = 0,981$ umgekehrt zu der in Hyp. 17 vermuteten. So beträgt die mit FRAGSTATS berechnete *Patch Density* in den mittleren Vergleichsflächen 146 Patches pro 100 ha und im mittleren Brutrevier 171 Patches pro 100 ha (vgl. Tab. 13 und Kap. 5.4.4). Nur in 19 der 999 mittleren Vergleichsflächen ist die *Patch Density* gleich hoch oder höher als im mittleren Brutrevier. In den einzelnen Brutrevieren erreicht die *Patch Density* sogar bis zu 538 Patches pro 100 ha . Die Brutreviere des Flussregenpfeifers zeichnen sich also entgegen Hyp. 17 nicht durch eine

geringe sondern durch eine hohe Dichte von einzelnen Landschaftselementen aus. Der P -Wert für eine entsprechend umformulierte Hypothese liegt bei 0,02.

Bei einem P -Wert von 0,814 ist Hyp. 18 deutlich abzulehnen (vgl. Tab. 13). Die mittlere Größe bzw. *Mean Patch Size* von Stillgewässern (Erw-cl3-MPS) ist in den 31 Brutrevieren mit Stillgewässern im Mittel 0,68 ha und in den Vergleichsflächen mit Stillgewässern im Mittel 0,55 ha. Der Flussregenpfeifer brütet demnach in Gebieten mit Stillgewässern nicht besonders bevorzugt an kleinen Stillgewässern.

In Abb. 12c ist zu sehen, dass sich der Wert für den *Mean Shape Index* von Stillgewässern im mittleren Brutrevier nahe der oberen Grenze des entsprechenden Wertintervalls der mittleren Vergleichsflächen befindet. Die mittlere Form der Stillgewässer (Erw-cl3-MSI; vgl. Kap. 5.4.4) in den Brutrevieren unterscheidet sich also von der in den Vergleichsflächen. Dieser Unterschied ist bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,015$ signifikant (vgl. Tab. 13). Der Flussregenpfeifer bevorzugt somit, wenn er im RBL in der Nähe von Stillgewässern brütet, Stillgewässer mit einer eher unregelmäßigen Form (Hyp. 19).

Schließlich beträgt die Dichte der Uferlinien von Fließgewässern (Erw-cl2-ED) im mittleren Brutrevier 135,5 m/ha und liegt damit ebenfalls nahe der oberen Grenze des entsprechenden Wertintervalls der mittleren Vergleichsflächen (vgl. Abb. 12d). In den Vergleichsflächen beträgt die *Edge Density* der Uferlinien im Mittel 111,5 m/ha (vgl. Tab. 13). In den 35 Brutrevieren mit Fließgewässern variiert sie von 19 m/ha bis 307 m/ha. Der statistische Test ergab mit $P = 0,007$ einen hoch signifikanten Befund dafür, dass in Gebieten mit Fließgewässern eine hohe Dichte von Uferlinien dieser Fließgewässer die Ansiedlung des Flussregenpfeifers zur Brutzeit fördert (Hyp. 20).

6.4.3 Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes

In Tab. 14 sind sämtliche Ergebnisse der statistischen Überprüfung der in Kap. 4.3.3 formulierten 20 Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl beim Kiebitz zusammengefasst. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in der gleichen Form wie beim Rebhuhn und Flussregenpfeifer (vgl. Kap. 6.4.1 und Kap. 6.4.2). Aus der Spalte „Test“ ist ersichtlich, dass bei der Überprüfung der Hyp. 2 und 3 ein zweiseitiger Test, zur Überprüfung aller anderen Hypothesen dagegen ein einseitiger Test angewendet wurde (vgl. Kap. 5.4.5).

Wie aus der Übersicht in Tab. 14 deutlich wird, konnten 16 der 20 Hypothesen zur Bruthabitatwahl beim Kiebitz bestätigt werden. Dabei ergab sich 6-mal ein auf dem 5%-Niveau höchst signifikanter [***], 7-mal ein hoch signifikanter [**] und dreimal ein signifikanter [*] Befund. Jedoch wurden keine gesicherten Hinweise dafür gefunden, dass der Kiebitz Braunkohlentagebauflächen (Hyp. 12), Stillgewässer und trockengefallene Gewässer (Hyp. 13) oder offene Flächen und anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation (Hyp. 14) im RBL bevorzugt besiedelt. Außerdem konnte für den Kiebitz entgegen Hyp. 15 keine Meidung von Landschaftselementen mit Gehölzaufwuchs ermittelt werden.

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren (Hyp. 1 bis 8)

Bei der Überprüfung der Hypothesen zum Einfluss abiotischer Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl des Kiebitzes wurde festgestellt, dass sich dessen Brutreviere in Bezug auf alle untersuchten Landschaftsfaktoren signifikant von den zufällig gezogenen Vergleichsflächen im Untersuchungsgebiet unterscheiden.

Der Kiebitz brütet im Untersuchungsgebiet in Höhenlagen (Rel-Mean) zwischen 72 m ü. NN und 223 m ü. NN (vgl. Tab. 14). Sein mittleres Brutrevier liegt auf 125 m ü. NN, während die mittleren Vergleichsflächen im Mittel auf 143 m ü. NN liegen. Dieser Unterschied ist mit einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,001$ höchst signifikant, d.h. keine der 999 mittleren Vergleichsflächen liegt gleich tief oder tiefer als das mittlere Brutrevier. Damit bevorzugt der Kiebitz im RBL eindeutig tief gelegene Gebiete (Hyp. 1).

In den Brutrevieren des Kiebitzes herrschen Höhendifferenzen (Rel-Range) von 0 m bis 38 m zwischen tiefstem und höchstem Punkt (vgl. Tab. 14). Die mit 4,7 rechtsschiefe Verteilung der unterschiedlichen Höhendifferenzen in den Brutrevieren deutet eine insgesamt größere Bedeutung geringer Reliefunterschiede an. So beträgt die mittlere Höhendifferenz in den Brutrevieren nur 3,9 m gegenüber 6,2 m in den 999 mittleren Vergleichsflächen. Mit $P = 0,001$ ist dieser Unterschied erneut höchst signifikant und Hyp. 2 anzunehmen.

Tab. 14: Tabellarische Übersicht über die Ergebnisse des statistischen Tests zur Überprüfung der 20 Hypothesen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl beim Kiebitz im Regierungsbezirk Leipzig

Nr.	Habitatfaktor (Maßeinheit)	Vergleichsflächen		Brutreviere des Kiebitzes						Test (Richtung)	P-Wert ($\alpha = 0,05$)	Hypothese
		n	Mittelwert	n	Mittelwert	σ	Min.	Max.	Schiefe			
1	Rel-Mean (m ü. NN)	999 (x 99)	143,10	99	125,02	31,43	72,39	223,47	0,80	einseitig (kl. 50)	0,001 ***	angenommen
2	Rel-Range (m)	999 (x 99)	6,22	99	3,90	4,62	0,00	38,00	4,70	einseitig (kl. 50)	0,001 ***	angenommen
3	Tmj-Mean (°C)	999 (x 99)	8,95	99	9,02	0,19	8,60	9,70	0,31	zweiseitig (kl./gr. 25)	0,001 **	angenommen
4	Ndj-Mean (mm)	999 (x 99)	590,21	99	576,26	30,56	512,89	666,00	0,58	zweiseitig (kl./gr. 25)	0,001 **	angenommen
5	Bod-3 (sqm)	999 (x 99)	4957,13	99	2072,73	7523,06	0,00	31400,00	3,50	einseitig (kl. 50)	0,002 **	angenommen
6	Bod-1+2 (sqm)	999 (x 99)	2913,93	99	5096,97	10780,49	0,00	31400,00	1,80	einseitig (gr. 50)	0,007 **	angenommen
7	Sub-4+8 (sqm)	999 (x 99)	4746,66	99	7835,35	12819,88	0,00	31400,00	1,16	einseitig (gr. 50)	0,005 **	angenommen
8	Sub-3 (sqm)	999 (x 99)	559,77	99	1998,99	7394,82	0,00	31400,00	3,55	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
9	Erw-6 (sqm)	999 (x 99)	3038,32	99	5320,20	10367,61	0,00	31400,00	1,75	einseitig (gr. 50)	0,003 **	angenommen
10	Erw-20 (sqm)	999 (x 99)	15349,10	99	19541,41	13612,99	0,00	31400,00	-0,59	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
11	Erw-5 (sqm)	999 (x 99)	36,34	99	268,69	1563,92	0,00	13900,00	7,49	einseitig (gr. 50)	0,033 *	angenommen
12	Erw-39 (sqm)	999 (x 99)	589,59	99	633,33	4433,25	0,00	31400,00	6,93	einseitig (gr. 50)	0,419	abgelehnt
13	Erw-1+3 (sqm)	999 (x 99)	357,12	99	477,78	1652,00	0,00	9100,00	4,16	einseitig (gr. 50)	0,282	abgelehnt
14	Spa-5+13 (sqm)	999 (x 99)	266,17	99	512,12	3620,53	0,00	31400,00	7,69	einseitig (gr. 50)	0,167	abgelehnt
15	Spa-2-4+7+15 (sqm)	999 (x 99)	527,24	99	581,82	2107,78	0,00	13400,00	4,56	einseitig (kl. 50)	0,632	abgelehnt
16	Erw-la-ED (m/ha)	999 (x 99)	155,59	99	93,74	112,14	0,00	443,04	1,19	einseitig (kl. 50)	0,001 ***	angenommen
17	Erw-cl6-MPS (ha)	999 (x 30)	0,76	30	1,31	1,11	0,01	3,16	0,66	einseitig (gr. 50)	0,002 **	angenommen
18	Erw-cl6-AWMSI (-)	999 (x 30)	1,44	30	1,35	0,25	1,00	2,00	0,99	einseitig (kl. 50)	0,026 *	angenommen
19	Erw-cl20-MPS (ha)	999 (x 75)	1,84	75	2,29	1,07	0,01	3,16	-0,80	einseitig (gr. 50)	0,001 ***	angenommen
20	Erw-cl20-AWMSI (-)	999 (x 75)	1,29	75	1,23	0,18	1,00	1,91	2,04	einseitig (kl. 50)	0,011 *	angenommen

Allgemeine Abkürzungen: Nr.: Hypothesen-Nummer, n: Anzahl, σ : Standardabweichung, Min.: Minimum, Max.: Maximum, α : Signifikanzniveau, kl.: kleinste, gr.: größte
Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Bod-3:** Gesamtfläche von Böden aus schluffigen Substraten, **Bod-1+2:** Gesamtfläche von Böden aus tonigen und lehmigen Substraten, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Sub-3:** Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate, **Erw-6:** Gesamtfläche von Grünland, **Erw-20:** Gesamtfläche von Ackerland, **Erw-5:** Gesamtfläche von Sümpfen und Mooren, **Erw-39:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebauflächen, **Erw-1+3:** Gesamtfläche von Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern, **Spa-5+13:** Gesamtfläche von offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation, **Spa-2-4+7+15:** Gesamtfläche von Gewässern mit Gehölzsaum sowie Grünland, Ruderalfluren, offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs, **Erw-la-ED:** Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente, **Erw-cl6-MPS:** Mittlere Größe von Wiesen und Weiden, **Erw-cl6-AWMSI:** Mittlerer nach Flächengröße gewichteter Formindex von Wiesen und Weiden, **Erw-cl20-MPS:** Mittlere Größe von Ackerflächen, **Erw-cl20-AWMSI:** Mittlerer nach Flächengröße gewichteter Formindex von Ackerflächen

Die Jahresmitteltemperatur (Tmj-Mean) schwankt in den einzelnen Brutrevieren des Kiebitzes zwischen 8,6 °C und 9,7 °C (vgl. Tab. 14). Sie ist im mittleren Brutrevier mit 9,02 °C jedoch höher als in den mittleren Vergleichsflächen mit 8,95 °C. Dies geht auch aus dem außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen liegenden Mittelwert der Brutreviere hervor (vgl. Abb. 13a). Der zweiseitig angelegte Test ergab einen *P*-Wert von 0,001 und damit einen hoch signifikanten Befund dafür (vgl. Kap. 5.4.5), dass die Brutreviere in Bezug auf die Jahresmitteltemperatur nicht zufällig ausgewählte Landschaftsausschnitte repräsentieren. Vielmehr brütet der Kiebitz im RBL bevorzugt in warmen Gebieten (Hyp. 3). Dabei ist zu beachten, dass zwischen Temperatur und Höhenlage bzw. Niederschlag jeweils eine mittlere negative Korrelation besteht (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 17 im Anhang).

Auch beim zweiseitig angelegten Test zur Überprüfung von Hyp. 4 wurde ein mit *P* = 0,001 hoch signifikantes Ergebnis erzielt (vgl. Tab. 14). In den Brutrevieren fallen zwischen 513 mm und 666 mm Jahresniederschlag (Ndj-Mean). Im Mittel sind es 576 mm gegenüber 590 mm in den Vergleichsflächen. Der Kiebitz besitzt demnach eine Vorliebe für trockene Gebiete im RBL. Vor dem Hintergrund, dass der Niederschlag im Untersuchungsgebiet und in den Brutrevieren stark mit der Höhenlage korreliert (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 17 im Anhang), ist jedoch eine gegenseitige Beeinflussung der entsprechenden Ergebnisse möglich.

In den mittleren Vergleichsflächen nehmen Böden aus schluffigen Substraten (Bod-3) 4957 m² ein (vgl. Tab. 14). Im mittleren Brutrevier des Kiebitzes machen sie 2073 m² der Fläche aus, wobei ihr Anteil an den einzelnen Brutrevieren zwischen 0% und 100% variiert. Im Wertintervall der mittleren Vergleichsflächen liegt der Wert des mittleren Brutreviers an der unteren Grenze (vgl. Abb. 13b). Bei einem *P*-Wert von 0,002 ist der Anteil von Böden aus schluffigen Substraten nur in einer der 999 mittleren Vergleichsflächen gleich gering oder geringer als im mittleren Brutrevier und das Testergebnis hoch signifikant. Der Kiebitz meidet demnach bei seiner Bruthabitatwahl im RBL Böden aus schluffigen Substraten (Hyp. 5).

Die Gesamtfläche von Böden aus tonigen und lehmigen Substraten (Bod-1+2) schwankt in den Brutrevieren des Kiebitzes bei einer Standardabweichung von 10 780 m² erheblich um den Mittelwert von 5097 m² (vgl. Tab. 14). In den mittleren Vergleichsflächen beträgt die Gesamtfläche dieser Böden 2914 m². Das Testergebnis zur Überprüfung der Hyp. 6 ist mit *P* = 0,007 hoch signifikant. Somit konnte eine Bevorzugung von Böden aus tonigen und lehmigen Substraten durch den Kiebitz bestätigt werden.

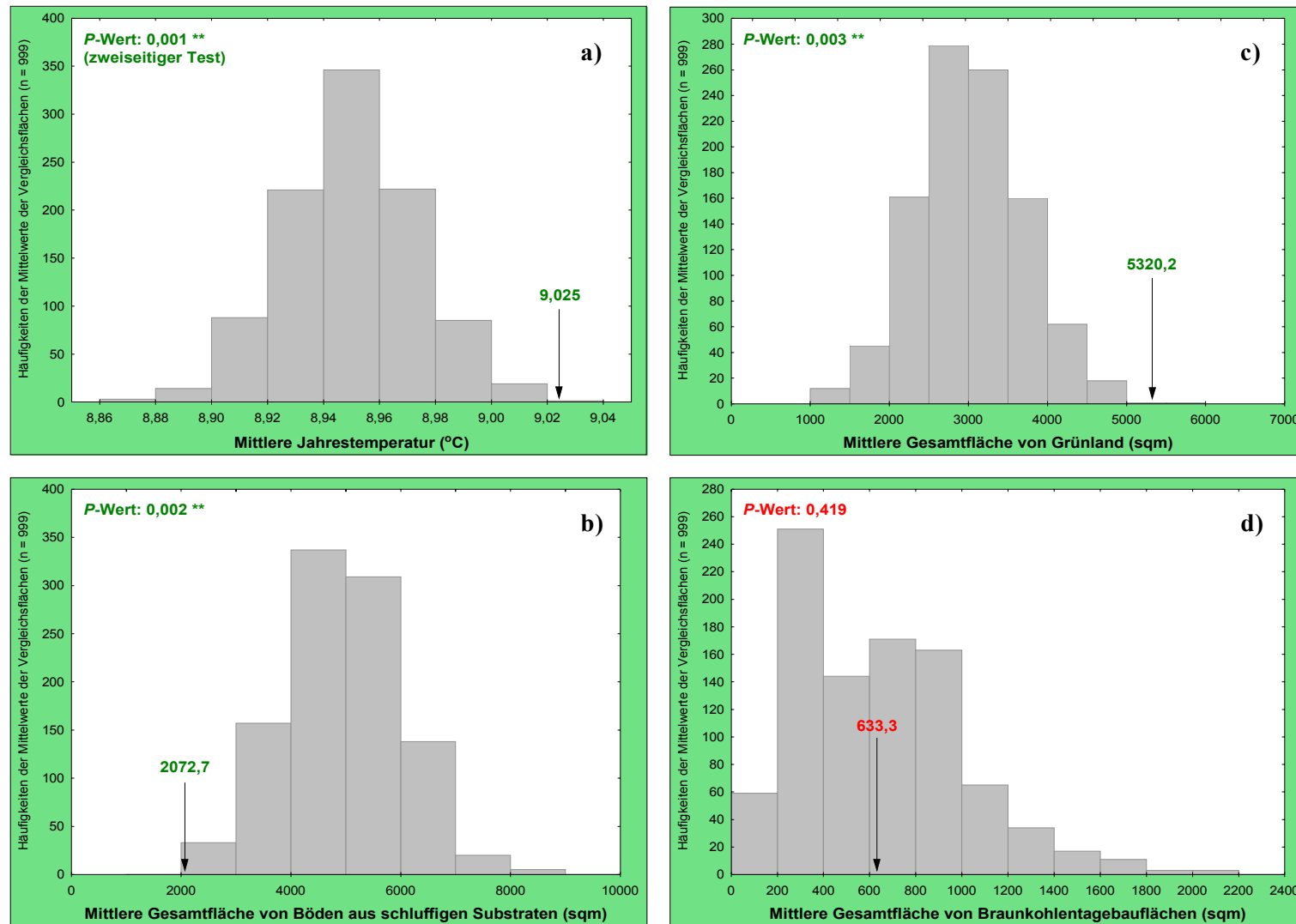


Abb. 13: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Kiebitzes und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Mit einem P -Wert von 0,005 wurde außerdem ein hoch signifikanter Unterschied in der Gesamtfläche von fluvilimnogenen Substraten (Sub-4+8) zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen festgestellt (vgl. Tab. 14). Diese liegt im mittleren Brutrevier bei 7835 m² und in den mittleren Vergleichsflächen bei 4747 m². Mit Hinweis auf die in Kap. 6.4.1 erwähnte untergeordnete Bedeutung limnogener Substrate im Untersuchungsgebiet (HAASE, mündl. Mitt. 2002) wird Hyp. 7 angenommen und davon ausgegangen, dass der Kiebitz bevorzugt fluvigene Substrate besiedelt.

Anthropogen umgelagerte Substrate (Sub-3) machen im mittleren Brutrevier mit 1999 m² etwa 3,5-mal mehr Fläche aus als in den Vergleichsflächen (vgl. Tab. 14). Bei einem P -Wert von 0,001 ist dieser Unterschied höchst signifikant. Der Kiebitz besitzt demnach im RBL eine ausgesprochene Bruthabitatpräferenz gegenüber dieser Bodenklasse (Hyp. 8).

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landnutzungen (Hyp. 9 bis 15)

Mit dem *Resampling*-Verfahren konnte für den Kiebitz eine Bevorzugung von Grünland, Ackerland sowie Sümpfen und Mooren ermittelt werden (vgl. Tab. 14). Keine signifikanten Befunde ergaben sich für die Bevorzugung bzw. Meidung von vier weiteren Biotopklassen.

Die Gesamtfläche von Grünland (Erw-6) beträgt in den mittleren Vergleichsflächen 3038 m² und im mittleren Brutrevier des Kiebitzes 5320 m² (vgl. Tab. 14). Der Mittelwert der Brutreviere liegt im Wertintervall der mittleren Vergleichsflächen nahe der oberen Grenze (vgl. Abb. 13c). Bei einem P -Wert von 0,003 enthalten nur zwei der 999 mittleren Vergleichsflächen gleich viel oder mehr Grünland als das mittlere Brutrevier. Das Testergebnis ist hoch signifikant und Hyp. 9 anzunehmen.

Der Anteil von Ackerland (Erw-20) macht im mittleren Brutrevier mit 19 541 m² knapp zwei Drittel, in den mittleren Vergleichsflächen dagegen mit 15 349 m² nur knapp die Hälfte der Fläche aus (vgl. Tab. 14). Für diese im Vergleich zur Gesamtlandschaft des RBL relative Bevorzugung von Ackerland durch den Kiebitz ergab der statistische Test mit $P = 0,001$ ein höchst signifikantes Ergebnis (Hyp. 10). In keiner der 999 mittleren Vergleichsflächen gibt es gleich viel oder mehr Ackerland als im mittleren Brutrevier des Kiebitzes.

Die Biotopklasse „Sümpfe und Moore“ (Erw-5) nimmt in den einzelnen Brutrevieren mit bis zu 13 900 m² mehr als ein Drittel der Gesamtrevierfläche ein (vgl. Tab. 14). Im mittleren Brutrevier macht sie mit 269 m² fast 7,5-mal mehr Fläche aus als in den mittleren

Vergleichsflächen mit 36 m². Dieser Unterschied ist mit $P = 0,033$ signifikant. Der Kiebitz bevorzugt demnach Sümpfe und Moore bei seiner Bruthabitatwahl (Hyp. 11). Jedoch deutet die mit 7,5 rechtsschiefe Verteilung der Gesamtfläche dieser Biotopklasse in den Brutrevieren darauf hin, dass Sümpfe und Moore in den meisten Brutrevieren nicht von Bedeutung sind.

Auf dem 5%-Niveau konnte im RBL kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren des Kiebitzes und den Vergleichsflächen hinsichtlich der Gesamtfläche von Braunkohlentagebauen (Erw-39) ermittelt werden. Diese beträgt zwar im mittleren Brutrevier 633 m² gegenüber 590 m² in den Vergleichsflächen, wird aber bei einem P -Wert von 0,419 in 418 der 999 mittleren Vergleichsflächen erreicht oder übertroffen (vgl. Tab. 14). Auch aus Abb. 13d lässt sich erkennen, dass der Kiebitz nicht bevorzugt in Tagebauen brütet (Hyp. 12).

In den einzelnen Brutrevieren des Kiebitzes nehmen Stillgewässer und trockenengefallene Gewässer (Erw-1+3) bis zu 9100 m² der Fläche ein (vgl. Tab. 14). Im mittleren Brutrevier sind es 478 m² und in den 999 mittleren Vergleichsflächen 357 m². Der Mittelwert der Brutreviere belegt bei einem P -Wert von 0,282 jedoch nur den 282. Rangplatz der 1000 verglichenen Mittelwerte. Der Kiebitz besitzt also im RBL keine Bruthabitatpräferenz gegenüber dieser Biotopklasse (Hyp. 13).

Für die Überprüfung von Hyp. 14 wurden, wie beim Flussregenpfeifer, die Biotopklassen „Offene Flächen mit Pioniervegetation“ sowie „Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation“ zusammengefasst (Spa-5+13; vgl. Tab. 7). Deren Gesamtfläche ist im mittleren Brutrevier mit 512 m² fast doppelt so hoch wie in den mittleren Vergleichsflächen mit 266 m² (vgl. Tab. 14). Mit $P = 0,167$ wurde dennoch kein signifikantes Testergebnis für Hyp. 14 erzielt. Der Kiebitz brütet also nicht bevorzugt auf offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation. Diese nehmen, der mit 7,7 rechtsschiefen Verteilung der Gesamtfläche dieser Biotopklasse in den Brutrevieren nach zu urteilen, auch nur in wenigen Brutrevieren des Kiebitzes größere Flächen ein.

Um zu überprüfen, ob der Kiebitz zur Brutzeit Landschaftselemente mit Gehölzaufwuchs meidet (Hyp. 15), wurden die Flächen sämtlicher Biotopklassen mit Gehölzaufwuchs aus dem Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“ zusammengerechnet (Spa-2-4+7+15). Die Gesamtfläche von Gewässern mit Gehölzsaum sowie Grünland, Ruderalfluren, offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs ist im mittleren Brutrevier mit 582 m² größer als in den mittleren Vergleichsflächen mit 527 m² (vgl. Tab. 14).

Aus Abb. 14a und dem P-Wert von 0,632 geht aber hervor, dass sich die Brutreviere diesbezüglich nicht signifikant von den Vergleichsflächen unterscheiden. Dementsprechend ist Hyp. 15 zu verwerfen.

Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsstrukturen (Hyp. 16 bis 20)

Beim Kiebitz ergab der statistische Test für alle fünf in Kap. 4.3.3 formulierten Hypothesen zum Einfluss struktureller Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl signifikante Befunde (vgl. Tab. 14). Hinsichtlich ihrer strukturellen Eigenschaften unterscheiden sich die Brutreviere des Kiebitzes im RBL also deutlich von den zufällig gezogenen Vergleichsflächen.

Die Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente (Erw-la-ED) variiert in den 99 Brutrevieren des Kiebitzes von 0 m/ha bis 443 m/ha (vgl. Tab. 14). Im mittleren Brutrevier liegt die *Edge Density* mit 94 m/ha deutlich unterhalb des Mittelwertes von 156 m/ha für die Vergleichsflächen. Nach Abb. 14b befindet sich der Mittelwert der Brutreviere außerhalb des Wertintervalls der 999 mittleren Vergleichsflächen. Der Unterschied ist dementsprechend mit $P = 0,001$ höchst signifikant. Somit brütet der Kiebitz in Westsachsen eindeutig bevorzugt in Gebieten mit einer geringen Dichte von Grenzlinien (Hyp. 16).

In den 30 Brutrevieren des Kiebitzes im RBL, in denen die Biotopklasse „Grünland“ vorkommt, beträgt die *Mean Patch Size* bzw. mittlere Größe (Erw-cl6-MPS) der Wiesen und Weiden 1,31 ha (vgl. Tab. 14). In den Vergleichsflächen mit Grünland beträgt sie dagegen 0,76 ha. Bei einem P-Wert von 0,002 ist die mit FRAGSTATS berechnete MPS von Wiesen und Weiden nur in einer der 999 mittleren Vergleichsflächen gleich groß oder größer als im mittleren Brutrevier. Der Test ergab also einen hoch signifikanten Befund für Hyp. 17. Wenn der Kiebitz im Grünland brütet, besiedelt er bevorzugt große Wiesen und Weiden.

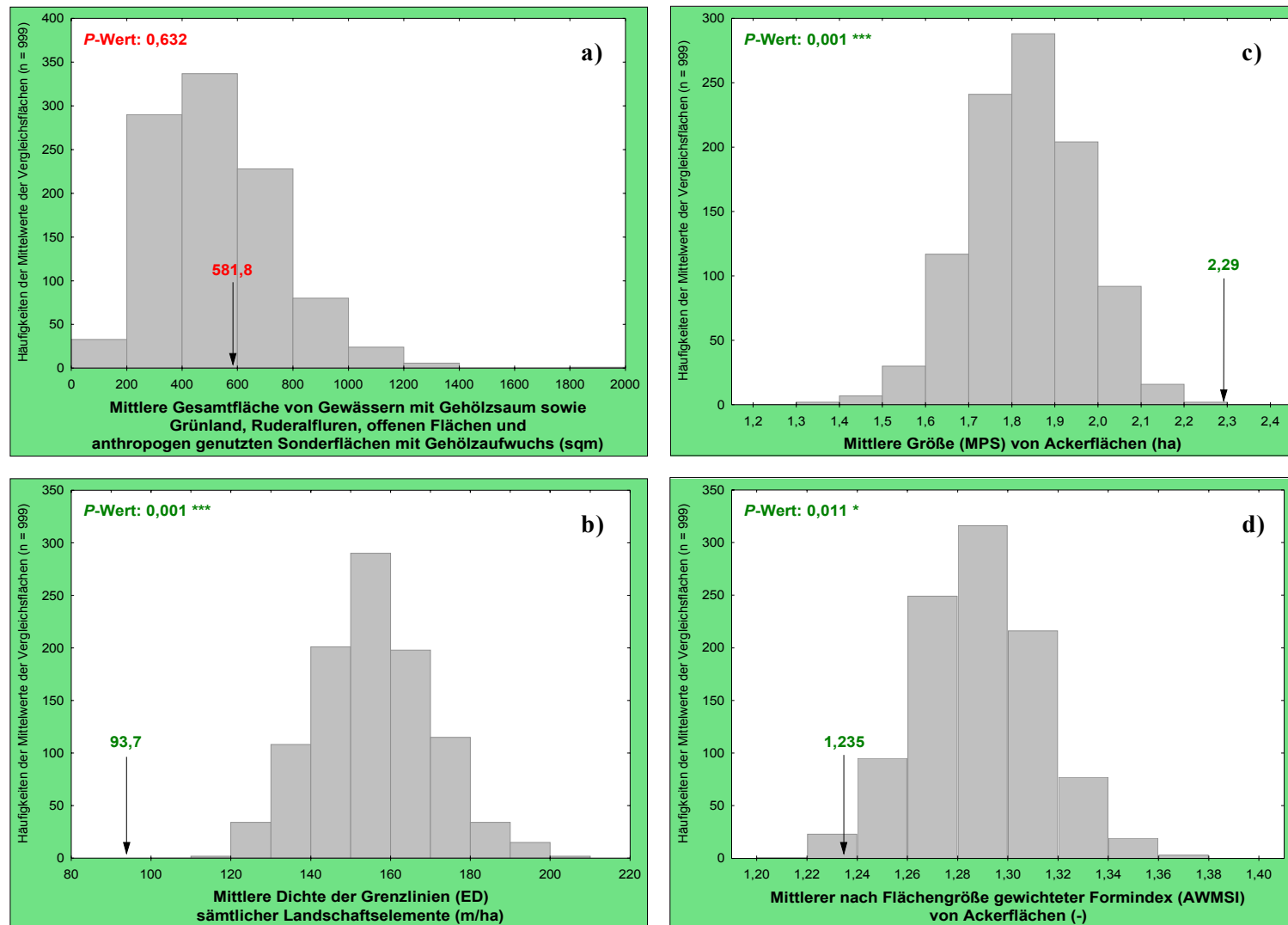


Abb. 14: Histogramm-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen mit Lage des Mittelwertes der Brutreviere des Kiebitzes und Ergebnis des statistischen Tests (*P*-Wert und ggf. dreistufige Stern-Symbolik)

Ferner brütet der Kiebitz im Grünland bevorzugt auf gleichförmigen (bzw. „quadratischen“) Wiesen und Weiden. Zur Überprüfung der Hyp. 18 wurde mit FRAGSTATS der *Area-Weighted Mean Shape Index* (Erw-cl6-AWMSI) der Biotopklasse „Grünland“ für Brutreviere und Vergleichsflächen mit Grünland ermittelt. Bei der Berechnung dieses LSM wird die Form größerer *Patches* der betrachteten Biotopklasse stärker berücksichtigt als die Form kleinerer *Patches* (vgl. Kap. 5.4.4 und Anhang). Der AWMSI wurde hier dem einfachen *Mean Shape Index* vorgezogen, da die Form großer Wiesen für die Ansiedlung des Kiebitzes aufgrund dessen Vorliebe für weiträumige Flächen bedeutsamer sein dürfte als die Form kleiner Wiesen (vgl. Kap. 4.2). Der AWMSI der Wiesen und Weiden ist im mittleren Brutrevier des Kiebitzes mit 1,35 niedriger, d.h. näher an einer idealtypischen Quadratform mit AWMSI = 1, als in den mittleren Vergleichsflächen mit 1,44 (vgl. Tab. 14). Dieser Unterschied ist auf dem 5%-Niveau bei einer empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit $P = 0,026$ signifikant und Hyp. 18 anzunehmen. Im Gegensatz zu MPS und AWMSI der Biotopklasse „Ackerland“ (s.u.) wurde für MPS und AWMSI der Biotopklasse „Grünland“ mit $r_s = -0,044$ im übrigen fast keine Korrelation festgestellt, d.h. es besteht in den Brutrevieren kein Zusammenhang zwischen der Größe und Form der Wiesen und Weiden.

In Bezug auf die mittlere Größe der Ackerflächen (Erw-cl20-MPS) ergab der statistische Test mit einem P -Wert von 0,001 einen höchst signifikanten Unterschied zwischen den 75 Brutrevieren des Kiebitzes, in denen Ackerland vorkommt, und den Vergleichsflächen mit Ackerland (vgl. Tab. 14 und Abb. 14c). In keiner der 999 mittleren Vergleichsflächen, in denen die Ackerflächen im Mittel 1,84 groß sind, erreicht oder übertrifft die *Mean Patch Size* der Ackerflächen den Wert von 2,29 ha aus dem mittleren Brutrevier. Demnach besitzt der Kiebitz bei Bruten im Ackerland eine Habitatpräferenz für große Ackerflächen (Hyp. 19).

Im Hinblick auf die Form der Ackerflächen, wieder unter besonderer Berücksichtigung der großen Äcker, brütet der Kiebitz im Untersuchungsgebiet bevorzugt auf gleichförmigen (bzw. „quadratischen“) Ackerflächen (Hyp. 20). Der Unterschied zwischen dem *Area-Weighted Mean Shape Index* (Erw-cl20-AWMSI) der Biotopklasse „Ackerland“ im mittleren Brutrevier und in den mittleren Vergleichsflächen scheint bei Werten von 1,23 bzw. 1,29 gering zu sein. Bei einem P -Wert von 0,011 ist er jedoch signifikant (vgl. Tab. 14). Deutlich wird dies auch aus der Randlage des Mittelwertes der Brutreviere im Wertintervall der mittleren Vergleichsflächen (vgl. Abb. 14d). Nur in 10 der 999 mittleren Vergleichsflächen unterschreitet oder erreicht der AWMSI der Äcker den Wert des mittleren Brutreviers. Im

Ackerland gibt es aber im Gegensatz zum Grünland (s.o.) einen mit $r_s = -0,742$ starken Zusammenhang von MPS und AWMSI in den Brutrevieren, so dass eine gegenseitige Beeinflussung der entsprechenden Ergebnisse möglich ist.

6.4.4 Vergleich der Brutreviere von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz im Hinblick auf artübergreifend untersuchte Bruthabitatfaktoren

Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Vogelarten zeichnen sich durch ihre Vorliebe für offene Landschaften wie z.B. Ackerland, Grünland und Tagebauflächen aus (vgl. Kap. 4.2). Innerhalb der offenen Landschaften besitzen sie jedoch nach dem heutigen Stand des Wissens unterschiedliche Habitatpräferenzen (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 4.1). Auf Grundlage einiger Ergebnisse der statistischen Überprüfung der artspezifischen Hypothesen soll im folgenden auf die Frage eingegangen werden, wie sich die im RBL ermittelten Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes unterscheiden (vgl. Kap. 1).

So zeigen Abb. 15 und Abb. 16 für einige artübergreifend untersuchten Habitatfaktoren die Mittelwerte der Brutreviere sowie den Mittelwert von 999 mittleren Vergleichsflächen. Diese vergleichende Darstellung ist nicht unproblematisch, da für die Überprüfung der Hypothesen zur Bruthabitatwahl beim Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz jeweils neue *Resampling*-Verfahren durchgeführt wurden, d.h. jedes Mal andere Vergleichsflächen gezogen wurden (vgl. Kap. 5.4.5). Hier werden jedoch nur die Mittelwerte der Vergleichsflächen des *Resampling*-Verfahrens für das Rebhuhn (bei Darstellungen mit allen drei Arten und bei Darstellungen mit zwei Arten inkl. Rebhuhn) oder für den Kiebitz (bei Darstellungen mit zwei Arten exkl. Rebhuhn) stellvertretend für den RBL dargestellt. Für die ausgewählten Habitatfaktoren ist diese Darstellung dennoch zulässig, da mit Varianzanalysen keine signifikanten Unterschiede in den Mittelwerten der Vergleichsflächen aus den *Resampling*-Verfahren für Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz festgestellt wurden (vgl. Kap. 5.4.6).

Für die Mittelwerte der Brutreviere ist in Abb. 15 und Abb. 16 außerdem der jeweilige 95%-Vertrauensbereich (bzw. das 95%-Konfidenzintervall) angegeben. Innerhalb dieses 95%-Vertrauensbereiches liegt mit 95%iger Wahrscheinlichkeit der Mittelwert der unbekanntem Grundgesamtheit aller Brutreviere der jeweiligen Vogelart im RBL, wenn man davon ausgeht, dass die untersuchten Brutreviere diese Grundgesamtheit hinreichend exakt repräsentieren (vgl. KÖHLER et al. 1996).

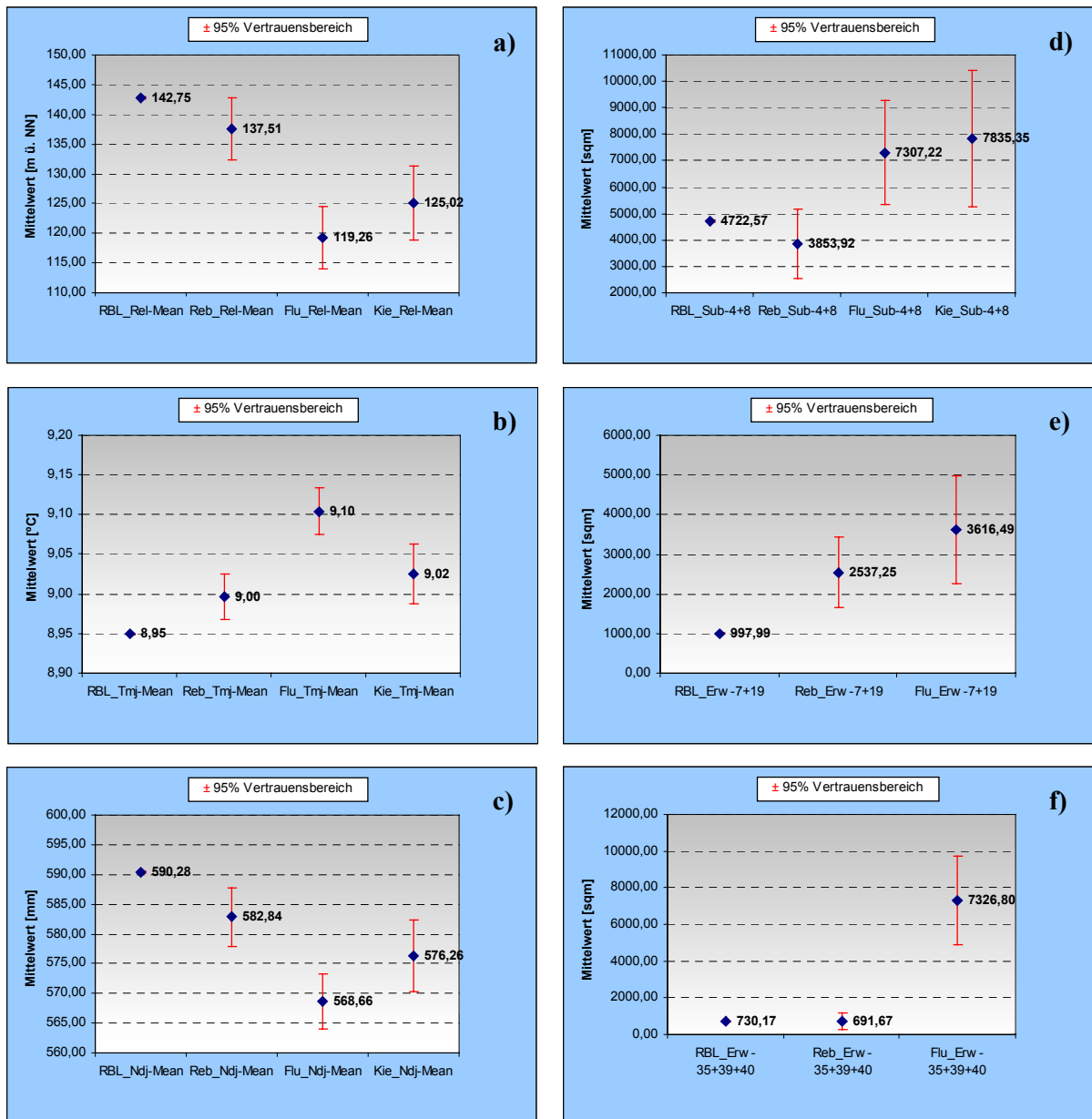


Abb. 15: Mittelwert-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen und der mittleren Brutreviere der drei Arten (RBL: Vergleichsflächen, Reb: Rebhuhn, Flu: Flussregenpfeifer, Kie: Kiebitz)

- a) Mittlere Höhenlage (m ü. NN): Rel-Mean
- b) Mittlere Jahrestemperatur (°C): Tmj-Mean
- c) Mittlerer Jahresniederschlag (mm): Ndj-Mean
- d) Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate (m²): Sub-4+8
- e) Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen (m²): Erw-7+19
- f) Gesamtfläche von Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen (m²): Erw-35+39+40

Die 95%-Vertrauensbereiche werden dargestellt, obwohl die Daten der ausgewählten Habitatfaktoren die Voraussetzung der Normalverteilung nicht erfüllen, weil die Mittelwerte relativ großen Stichproben ($n = 97$ bis $n = 204$) entstammen und diese Voraussetzung daher zu vernachlässigen ist (vgl. STATSOFT 1997). Für die Vergleichsflächen wird dagegen kein 95%-Vertrauensbereich angegeben, da die Streuung der Mittelwerte der 999 mittleren Vergleichsflächen sehr gering und – viel entscheidender – nicht mit der Streuung der Einzelwerte aus den Brutrevieren vergleichbar ist.

Vergleich der mittleren Brutreviere von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz

Die Brutreviere des Flussregenpfeifers und Kiebitzes befinden sich im RBL im Vergleich zu denen des Rebhuhns in deutlich tiefer gelegenen Gebieten (vgl. Abb. 15a). Die Brutreviere des Rebhuhns liegen im Mittel 5 m unter der mittleren Höhenlage des Untersuchungsgebietes, 12 m über den Brutrevieren des Kiebitzes und 18 m über denen des Flussregenpfeifers. Die Testergebnisse von $P = 0,05$ beim Rebhuhn sowie $P = 0,001$ beim Flussregenpfeifer und Kiebitz spiegeln diese Differenzierung wider (vgl. Tab. 12 bis Tab. 14).

Vergleicht man die mittleren Brutreviere der drei Arten im Hinblick auf die mittlere Jahrestemperatur, so fällt auf, dass diese in den Brutrevieren des Flussregenpfeifers deutlich über der in den Brutrevieren von Kiebitz und Rebhuhn liegt (vgl. Abb. 15b). Für das Rebhuhn war bei der Formulierung der Hypothesen eine Bevorzugung wärmerer Gebiete vermutet worden; für Flussregenpfeifer und Kiebitz ein Zusammenhang der Bruthabitatwahl mit der Jahrestemperatur ohne Angabe der Richtung. Vor dem Hintergrund der mittleren negativen Korrelation von Höhenlage und Temperatur im RBL und in den Brutrevieren (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 15 bis Tab. 17 im Anhang) ist es möglich, dass die deutliche Bevorzugung wärmerer Gebiete im RBL durch Flussregenpfeifer und Kiebitz nur ein Nebeneffekt ihrer deutlichen Bevorzugung tiefer gelegener Gebiete ist – oder umgekehrt.

Beim Vergleich der Mittelwerte der Höhenlage und des Jahresniederschlags (vgl. Abb. 15a und Abb. 15c), die in den Brutrevieren und Vergleichsflächen stark korrelieren (vgl. Tab. 11 sowie Tab. 15 bis Tab. 17 im Anhang), ist dieses Problem noch offensichtlicher: Die entsprechenden Mittelwert-Plots sind, abgesehen von den Zahlenwerten, nahezu identisch. Im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers fällt 8 mm weniger Niederschlag im Jahr als in dem des Kiebitzes. Dessen mittleres Brutrevier erhält wiederum fast 7 mm weniger

Niederschlag als das des Rebhuhns, das schließlich 7 mm weniger Niederschlag erhält als die Vergleichsflächen im RBL.

Für alle drei Arten wurde im Rahmen der statistischen Auswertung die Bevorzugung bzw. Meidung von fluvilimnogenen Substraten untersucht (vgl. Abb. 15d). In den mittleren Brutrevieren des Flussregenpfeifers und Kiebitzes machen diese über 1,5-mal bzw. etwa 2-mal mehr Fläche aus als in den Vergleichsflächen bzw. im mittleren Brutrevier des Rebhuhns. Die weiten Vertrauensbereiche der Mittelwerte in den Brutrevieren des Flussregenpfeifers und Kiebitzes deuten darauf hin, dass auf dem 5%-Niveau Aussagen oder Vorhersagen über die flächenmäßige Bedeutung fluvilimnogener Substrate in diesen Brutrevieren ungenauer (oder unschärfer) sind als Aussagen oder Vorhersagen über deren Bedeutung in den Brutrevieren des Rebhuhns (vgl. SACHS 1997). Dies ist allerdings z.T. darauf zurückzuführen, dass der Stichprobenumfang, d.h. die Anzahl der untersuchten Brutreviere, beim Rebhuhn mehr als doppelt so groß wie beim Flussregenpfeifer und Kiebitz ist (vgl. Kap. 5.4.5).

Vergleich der mittleren Brutreviere von Rebhuhn und Flussregenpfeifer

Für die Hypothesen zur Bevorzugung von Ruderalfluren und Ackerbrachen durch Rebhuhn und Flussregenpfeifer waren beim statistischen Test mit *P*-Werten von 0,001 jeweils höchst signifikante Befunde erzielt worden (vgl. Tab. 12 und Tab. 13). Aus Abb. 15e geht hervor, dass Ruderalfluren und Ackerbrachen im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers 1079 m² mehr Fläche einnehmen als im mittleren Brutrevier des Rebhuhns. Dies entspricht einem um 3,4% höheren Anteil dieser Biotopklasse an der Gesamtrevierfläche von 3,14 ha.

Viel deutlicher unterscheiden sich die Brutreviere des Flussregenpfeifers und Rebhuhns in Westsachsen jedoch in Bezug auf die Biotopklasse „Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen“ (vgl. Abb. 15f). Deren Anteil an der jeweiligen Gesamtrevierfläche ist im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers über 10-mal so hoch wie in dem des Rebhuhns. Während dem Rebhuhn bei der statistischen Überprüfung keine Bruthabitatpräferenz gegenüber dieser Biotopklasse nachgewiesen werden konnte, bevorzugt der Flussregenpfeifer innerhalb der offenen Landschaften des RBL die Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen (vgl. Tab. 12 und Tab. 13). Darin unterscheidet er sich deutlich vom Rebhuhn.

Vergleich der mittleren Brutreviere von Rebhuhn und Kiebitz

In Abb. 16a fällt auf, dass zwischen den mittleren Brutrevieren des „klassischen“ Feldbrüters Rebhuhn und des „klassischen“ Wiesenbrüters Kiebitz (vgl. Kap. 4.2) im RBL kein großer Unterschied hinsichtlich des Anteils von Ackerland besteht. Bei beiden Arten macht Ackerland etwa zwei Drittel der Gesamtrevierfläche von 3,14 ha aus, während es in den Vergleichsflächen nur etwa die Hälfte der Gesamtfläche einnimmt.

In Bezug auf die Biotopklasse „Grünland“ unterscheiden sich die mittleren Brutreviere des Rebhuhns und Kiebitzes dagegen (vgl. Abb. 16b). So umfasst das mittlere Brutrevier des Kiebitzes 1798 m² oder 5,7% mehr Grünland als das des Rebhuhns. Für das Rebhuhn musste die Hypothese zur Bevorzugung von Grünland wegen des nicht signifikanten Testergebnisses verworfen werden, während sie für den Kiebitz bestätigt werden konnte (vgl. Tab. 12 und Tab. 14). Hinsichtlich dieser Biotopklasse ergibt sich also durchaus ein differenziertes Bild zwischen den mittleren Brutrevieren des Rebhuhns und Kiebitzes im RBL.

Eine deutliche Differenzierung weisen die mittleren Brutreviere der beiden Arten in der Dichte von Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente auf (vgl. Abb. 16c). Die mit FRAGSTATS berechnete *Edge Density* (vgl. Kap. 5.4.4 und Anhang) ist in den Brutrevieren des Rebhuhns mit 152 m/ha ähnlich hoch wie in den Vergleichsflächen mit 155 m/ha. Dagegen liegt sie in den Brutrevieren des Kiebitzes bei nur 94 m/ha. Zwar konnte dem Rebhuhn mit dem *Resampling* im Vergleich mit den Vergleichsflächen keine Bevorzugung von Gebieten mit einer hohen Dichte von Grenzlinien nachgewiesen werden (vgl. Tab. 12), im Vergleich zu den grenzlinienarmen Brutrevieren des Kiebitzes sind die des Rebhuhns aber ausgesprochen grenzlinienreich. Dieser Unterschied in der Konfiguration (vgl. Kap. 2) der mittleren Brutreviere der beiden Arten ist v.a. insofern bemerkenswert, als dass diese sich in ihrer Komposition (vgl. Kap. 2) zu über zwei Drittel der Gesamtrevierfläche gleichen (s.o.).

Vergleich der mittleren Brutreviere von Flussregenpfeifer und Kiebitz

Sowohl beim Flussregenpfeifer als auch beim Kiebitz ergab das *Resampling* signifikante Befunde für eine Bevorzugung anthropogen umgelagerter Substrate (vgl. Tab. 13 und Tab. 14). Aus Abb. 16d geht hervor, dass diese Substrate im mittleren Brutrevier des Kiebitzes 426 m² mehr Fläche einnehmen als in dem des Flussregenpfeifers. Allerdings ist dies im Verhältnis zur Gesamtrevierfläche von 31 400 m² nur ein Unterschied von 1,4%.

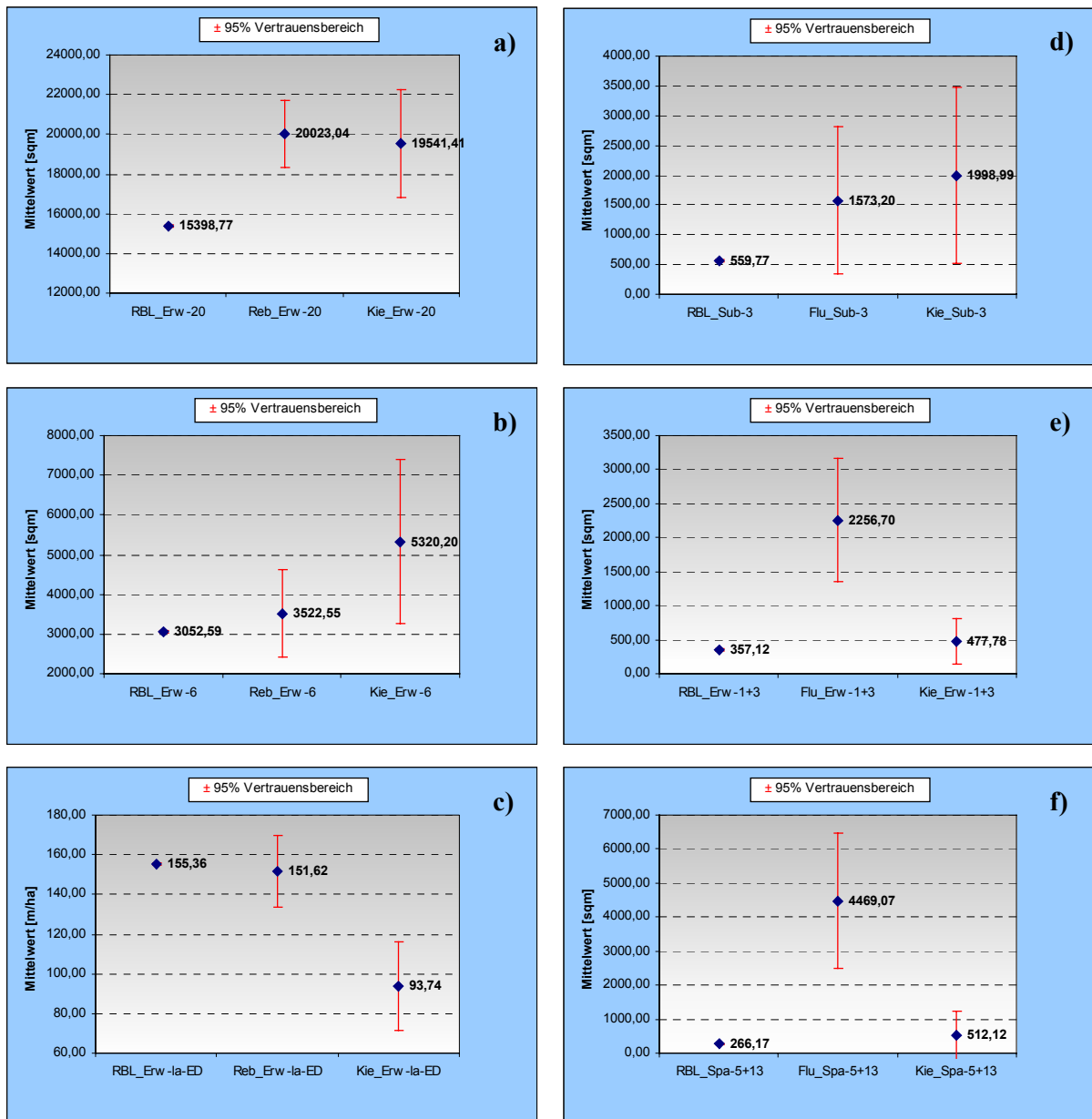


Abb. 16: Mittelwert-Plots für ausgewählte Habitatfaktoren der 999 mittleren Vergleichsflächen und der mittleren Brutreviere der drei Arten (RBL: Vergleichsflächen, Reb: Rebhuhn, Flu: Flussregenpfeifer, Kie: Kiebitz)

- Gesamtfläche von Ackerland (m^2): Erw-20
- Gesamtfläche von Grünland (m^2): Erw-6
- Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente (m/ha): Erw-la-ED
- Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate (m^2): Sub-3
- Gesamtfläche von Stillgewässern und trockenengefallenen Gewässern (m^2): Erw-1+3
- Gesamtfläche offener Flächen und anthropogen genutzter Sonderflächen mit Pioniervegetation (m^2): Spa-5+13

Ein erheblicher Unterschied zwischen den Brutrevieren des Flussregenpfeifers und Kiebitzes besteht hingegen im Hinblick auf die Biotopklasse „Stillgewässer und trockenengefallene Gewässer“ (vgl. Abb. 16e). Deren Anteil an der Gesamtrevierfläche ist im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers über 4,5-mal so hoch wie in dem des Kiebitzes. Während die Hypothese zur Bevorzugung dieser Biotopklasse für den Flussregenpfeifer angenommen werden konnte, musste sie für den Kiebitz abgelehnt werden (vgl. Tab. 13 und Tab. 14).

Schließlich unterscheiden sich die Brutreviere des Flussregenpfeifers und Kiebitzes im RBL ebenfalls deutlich in Bezug auf die Biotopklasse „Offene Flächen und anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation“ (vgl. Abb. 16f). So nimmt diese Biotopklasse im mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers über 8,5-mal mehr Fläche ein als in dem des Kiebitzes, wo sie wiederum fast 2-mal mehr Fläche ausmacht als in den Vergleichsflächen. Dennoch ergab das entsprechende Testergebnis für den Kiebitz im Gegensatz zum Flussregenpfeifer keine Bevorzugung dieser Biotopklasse (vgl. Tab. 13 und Tab. 14).

7 Diskussion

7.1 Diskussion der Ergebnisse

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Brutreviere von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz unterscheiden sich hinsichtlich zahlreicher abiotischer, biotischer und struktureller Habitatfaktoren signifikant von zufällig gewählten Landschaftsausschnitten im RBL (vgl. Kap. 6). Die signifikanten Unterschiede zwischen dem Angebot und der Nutzung bestimmter Habitatfaktoren werden als deren Bevorzugung bzw. Meidung durch die jeweilige Art interpretiert (vgl. Kap. 1 und Kap. 2; MORRISON et al. 1998).

Im folgenden werden die für Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz ermittelten Bruthabitatpräferenzen im Vergleich zu den in der Literatur genannten Bruthabitatansprüchen (vgl. Kap. 4.2) diskutiert. Der eigentlichen Diskussion geht jeweils eine kurze Zusammenfassung der in Kap. 7.1.1 bis 7.1.3 ausführlich vorgestellten Ergebnisse voraus, wobei die dort angegebenen absoluten Flächenanteile der Biotop- und Bodenklassen an den Brutrevieren hier in relative Flächenanteile umgerechnet sind.

7.1.1 Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns

Das Rebhuhn bevorzugt bei seiner Bruthabitatwahl im RBL (vgl. Tab. 12):

- **tief gelegene Gebiete** (Höhenlage des mittleren Brutreviers: 138 m ü. NN);
- **warme, trockene Gebiete mit hohen Windgeschwindigkeiten** (Jahrestemperatur im mittleren Brutrevier: 9,0 °C, Jahresniederschlag im mittleren Brutrevier: 583 mm, Windgeschwindigkeit im mittleren Brutrevier: 3,38 m/s);
- **Ackerland** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Biotopthema „Landnutzungen“: 64%), **Ruderalfluren und Ackerbrachen** (8%) und **Wirtschaftswege** (2%);
- **Gewässer, Baumgruppen, Baumreihen, Alleen, Hecken und Ackerland mit ruderalem Saum** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“: 0,9%);
- in Gebieten mit Ruderalfluren eine **hohe Dichte von Ruderalflächen** (in Brutrevieren mit Ruderalfluren im Mittel umgerechnet 59 Ruderalflächen pro 100 ha).

Die für den Zeitraum 1993 bis 1995 ermittelten Bruthabitatpräferenzen des Rebhuhns im RBL bestätigen einige wesentliche in der Literatur genannte Bruthabitatansprüche (vgl. Kap. 4.2 und z.B. DWENGER 1991, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). So brütet das Rebhuhn im RBL wie in anderen Teilen Mitteleuropas (GLÄNZER & BUCHMANN 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994) z.B. bevorzugt in den Niederungen (vgl. Abb. 9a).

Als wichtigste abiotische Einflussgröße auf die Bruthabitatwahl beim Rebhuhn bezeichnet DWENGER (1991) jedoch das Klima. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung zu acht ausgewählten abiotischen Habitatfaktoren unterstützen diese Erkenntnis: So zeigen sich die größten Unterschiede zwischen den Brutrevieren des Rebhuhns und den Vergleichsflächen bei Jahresniederschlag, Jahrestemperatur und Windgeschwindigkeit (vgl. Tab. 12).

Hinweise auf die Vorliebe des Rebhuhns für warme und trockene Gebiete sind z.B. bei PEGEL (1987) und BEZZEL (1991) zu finden. So bezeichnet PEGEL (1987: 88) „insbesondere die durchschnittliche Jahrestemperatur als wesentliche Einflussgröße“ auf die Siedlungsdichte des Rebhuhns, denn er ermittelte in seinen westdeutschen Untersuchungsgebieten für die Jahrestemperatur eine ähnlich große Bedeutung wie für das Vorkommen von Feldhecken und Feldrainen (s.u.). Vor diesem Hintergrund und angesichts der stark positiven Korrelation des Jahresniederschlags mit der Höhenlage in den untersuchten Brutrevieren (vgl. Tab. 15 im Anhang) ist das hier erzielte Ergebnis zum Einfluss der Jahrestemperatur aussagekräftiger als das zum Einfluss des Jahresniederschlags. KROLL (1957 zit. in DWENGER 1991) betrachtet Gebiete mit einer Jahrestemperatur von über 8 °C als gut geeignet für das Rebhuhn. Im RBL beträgt die Jahrestemperatur im mittleren Brutrevier des Rebhuhns 9 °C (vgl. Tab. 12).

Der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Bruthabitatwahl beim Rebhuhn wurde hier aufgrund eines Hinweises von DWENGER (1991) untersucht. Der dabei erzielte, höchst signifikante Befund für eine Bevorzugung von Gebieten mit hohen Windgeschwindigkeiten (vgl. Tab. 12) ist v.a. insofern interessant, als dass dieser Habitatfaktor in den Brutrevieren nur relativ schwach mit anderen untersuchten Habitatfaktoren korreliert (vgl. Tab. 15 im Anhang). Hier stellt sich die Frage, ob dem statistischen Zusammenhang auch eine biologische Kausalität zugrunde liegt (vgl. Kap. 7.2.2) – und wenn ja, welche: Was für Vorteile könnte eine Brut in Gebieten mit hohen Windgeschwindigkeiten haben? In der Literatur konnte keine Antwort auf diese Frage gefunden werden. Und auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit kann diese Frage nicht beantwortet werden, obwohl die Vermutung nahe

liegt, dass die Bevorzugung von Gebieten mit hohen Windgeschwindigkeiten nur ein „Nebeneffekt“ der Habitatpräferenz für die insgesamt ebene und offene Agrarlandschaft ist.

Das Rebhuhn ist ein Charaktervogel der Feldflur (vgl. GLÄNZER & BUCHMANN 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, BAUER & BERTHOLD 1997) und so war die im RBL ermittelte Habitatpräferenz für Ackerland zu erwarten (vgl. Abb. 9c). Das ebenso deutliche Ergebnis für eine Bevorzugung von Ruderalfluren und Ackerbrachen (vgl. Abb. 9d) ist ein statistischer Beleg für allgemeine Angaben von DWENGER (1991) und STEFFENS et al. (1998b). Eine ausgeprägte Habitatpräferenz des Rebhuhns für Ruderal- und Brachflächen zur Paar- und Nistzeit wies auch SCHÄFERS (1990) in der Umgebung von Hamburg nach. Dass in Gebieten mit Ruderalfluren eine hohe Dichte von Ruderalflächen die Ansiedlung des Rebhuhns zusätzlich fördert, wie die vorliegende Untersuchung für den RBL zeigt (vgl. Abb. 10d), verwundert vor diesem Hintergrund nicht.

Nach PEGEL (1987: 68) kann das Rebhuhn „als ausgesprochener Grenzlinienbewohner“ bezeichnet werden (vgl. auch GLÄNZER & BUCHMANN 1987, SCHÄFERS 1990). Im RBL konnte jedoch keine Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns für Gebiete mit einer hohen Dichte von Grenzlinien ermittelt werden (vgl. Tab. 12). Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass die Brutreviere des Rebhuhns hier mit zufällig gewählten Landschaftsausschnitten aus der gesamten Landschaft des RBL verglichen werden. Dabei beeinflussen die im Vergleich zur Feldflur um ein Vielfaches grenzlinienreicheren Siedlungen (inkl. Leipzig) den Mittelwert der Vergleichsflächen so sehr, dass sich die in der allgemein grenzlinienärmeren Agrarlandschaft gelegenen Brutreviere demgegenüber nicht durch einen besonderen Strukturreichtum auszeichnen können (vgl. Kap. 7.2.2).

Der für die Brutreviere im RBL berechnete Mittelwert der Grenzliniendichte von umgerechnet 15,2 km/100 ha und der Maximalwert von umgerechnet 55,4 km/100 ha (vgl. Tab. 12) sind vereinbar mit den von PEGEL (1987) und SCHÄFERS (1990) in west- und norddeutschen Bruthabitaten ermittelten Grenzliniendichten von etwa 10 km/100 ha bis 50 km/100 ha (vgl. aber Kap. 7.1.5 zur Übertragbarkeit der Ergebnisse). Da die im RBL untersuchten Brutreviere eine viel kleinere Bezugsfläche aufweisen als die von PEGEL (1987) und SCHÄFERS (1990) untersuchten Brutgebiete, ist der hier errechnete Minimalwert von 0 m/ha (d.h. das entsprechende Brutrevier besteht aus nur einem Landschaftselement) jedoch nicht mit dem Wertintervall aus PEGEL (1987) und SCHÄFERS (1990) vergleichbar.

Im RBL konnte für das Rebhuhn eine Habitatpräferenz für Wirtschaftswege ermittelt werden (vgl. Tab. 12). Diese nehmen in den Brutrevieren mehr Fläche ein als bei zufälliger Habitatwahl zu erwarten wäre (vgl. Tab. 12). Nach PEGEL (1987) kommt dem (Wirtschafts-) Wegenetz und seiner Deckung und Nahrung bietenden Begleitvegetation eine eher positive als negative Bedeutung für die Siedlungsdichte des Rebhuhns zu (vgl. auch GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994): So verstärken möglichst wenig befahrene, ruderal gesäumte und bewachsene Wege den vom Rebhuhn geschätzten Mosaikcharakter einer Feldflur.

Von großer Bedeutung sind für das Rebhuhn nicht nur zur Brutzeit Feldraine, Feldhecken und Gebüsche mit Kraut- und Grassäumen sowie wildkräuterreiche Ackerrandstreifen, da es hier Deckung und Nahrung findet (BEZZEL 1985, SCHÄFERS 1990, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, BAUER & BERTHOLD 1997). Eine ausgeprägte Bevorzugung solcher Biotoptypen konnte auch in der vorliegenden Untersuchung auf Grundlage der CIR-Biotoptypenkartierung bestätigt werden (vgl. Abb. 10b). So ist im RBL der Flächenanteil ruderal gesäumter Landschaftselemente in den Brutrevieren des Rebhuhns mehr als doppelt so hoch wie in der „durchschnittlichen“ Landschaft (vgl. Tab. 12).

In diesem Zusammenhang verwundert es, dass sich die im RBL untersuchten Brutreviere des Rebhuhns nicht durch einen hohen Flächenanteil von Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüschern auszeichnen (vgl. Abb. 10a). Nach GLÄNZER & BUCHMANN (1987), GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1994) und STEFFENS et al. (1998b) sind dies eigentlich bevorzugte Bruthabitatrequisiten des Rebhuhns. Allerdings weist z.B. BRÄSECKE (2002) darauf hin, dass Hecken in großräumigen Agrarlandschaften vom Rebhuhn mitunter ganz gemieden werden. Die im Gegensatz zur Biotopklasse „Gewässer, Baumgruppen, Baumreihen, Alleen, Hecken und Ackerland mit ruderalem Saum“ (s.o.) nicht nachgewiesene Bruthabitatpräferenz des Rebhuhns für die Biotopklasse „Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüschern“ ist hier vielleicht wie folgt zu erklären: Die Baumreihen und Hecken der zuletzt genannten Biotopklasse liegen vielfach in unmittelbarer Nähe von Straßen, während die zuerst genannte Biotopklasse ausschließlich Baumreihen, Alleen und Hecken enthält, die nicht an Straßen liegen (vgl. Kap. 5.3.2, Tab. 6 und Tab. 7). Die negativen Auswirkungen von Störungen, die von Straßen ausgehen, auf die Brut des Rebhuhns wird z.B. von GLÄNZER & BUCHMANN (1987) beschrieben.

Für das insgesamt „schlechte“ Ergebnis beim Rebhuhn – 11 der 20 überwiegend aus der Literatur abgeleiteten Hypothesen mussten zurückgewiesen werden (vgl. Tab. 12) – können die folgenden Gründe verantwortlich sein:

- Es bestand im RBL von 1993 bis 1995, anders als an anderen Orten, zu anderen Zeiten oder auf anderen Maßstabsebenen (vgl. Kap. 7.1.5), tatsächlich kein Zusammenhang zwischen bestimmten Habitatfaktoren und der Bruthabitatwahl beim Rebhuhn. So spielt die von DWENGER (1991) vermutete Bedeutung einer langen Sonnenscheindauer auf regionaler Maßstabsebene im Vergleich mit anderen Habitatfaktoren wahrscheinlich keine entscheidende Rolle und wirkt sich erst bei einer großräumigeren Betrachtung aus.
- Es bestanden im RBL Zusammenhänge zwischen bestimmten Habitatfaktoren und hier nicht berücksichtigten Populationsparametern wie z.B. der Siedlungsdichte oder dem Reproduktionserfolg des Rebhuhns (vgl. Kap. 7.2.1), aus denen in anderen Untersuchungen Aussagen über die Habitatansprüche abgeleitet wurden. So erreicht das Rebhuhn nach GLÄNZER & BUCHMANN (1987) seine höchsten Siedlungsdichten auf Löss- und Lösslehmböden. Hier konnte keine Bevorzugung von Böden aus lehmigen und schluffigen Substraten ermittelt werden. Allerdings ging die Siedlungsdichte auch nicht als Parameter in die vorliegende Untersuchung ein (vgl. Kap. 5.3.3).
- Die betrachtete Maßstabsebene, die verwendeten Datengrundlagen oder der in der vorliegenden Untersuchung verfolgte methodische Ansatz sind evtl. nicht geeignet, um tatsächlich im RBL bestehende Habitatpräferenzen des Rebhuhns aufzudecken (vgl. Kap. 7.2). Dies ist wohl der Grund dafür, dass hier keine Habitatpräferenz des Rebhuhns für Gebiete mit einer hohen Dichte von Grenzlinien ermittelt werden konnten (s.o.). Ferner konnte kein Einfluss der Größe und Form von Ackerflächen auf die Bruthabitatwahl des Rebhuhns festgestellt werden. Dies lässt sich evtl. damit begründen, dass in der CIR-Biototypenkartierung einzelne Ackerschläge in der Regel nicht getrennt sondern als zusammenhängende Ackerflächen erfasst sind. Außerdem beeinflusst das hier auf $\alpha = 5\%$ festgelegte Signifikanzniveau (vgl. Kap. 5.4.5) den Nachweis von Habitatpräferenzen. So besteht z.B. im Hinblick auf die Biotopklasse „Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen“ ein deutlicher, aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Brutrevieren des Rebhuhns und den Vergleichsflächen im RBL (vgl. Tab. 12).

In diesem Zusammenhang ist es insbesondere im Vergleich mit den „guten“ Ergebnissen bei Flussregenpfeifer und Kiebitz diskussionswürdig (vgl. Tab. 13 und Tab. 14), ob das

„schlechte“ Ergebnis beim Rebhuhn evtl. das Fehlen dessen widerspiegelt, was nach FLADE (1994) den Flussregenpfeifer und Kiebitz, nicht aber das Rebhuhn zu Leitarten macht: eine besonders enge Habitatbindung (vgl. Kap. 4.1). Kann man evtl. auf Grundlage der erzielten Ergebnisse vom Rebhuhn als Bruthabitatgeneralisten und von Flussregenpfeifer und Kiebitz als Bruthabitatspezialisten im RBL sprechen? Dies würde zumindest z.T. erklären, warum beim Rebhuhn relativ wenige signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen im RBL festgestellt werden konnten.

7.1.2 Bruthabitatpräferenzen des Flussregenpfeifers

Der Flussregenpfeifer bevorzugt bei seiner Bruthabitatwahl im RBL (vgl. Tab. 13):

- **tief gelegene Gebiete** (Höhenlage des mittleren Brutreviers: 119 m ü. NN);
- **warme, trockene Gebiete** (Jahrestemperatur im mittleren Brutrevier: 9,1 °C, Jahresniederschlag im mittleren Brutrevier: 569 mm);
- **Gebiete mit fehlenden oder gestörten Oberböden sowie Böden aus grobkörnigen Substraten** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“: 55%);
- **fluvigene Substrate** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Geogenese“: 23%) und **anthropogen umgelagerte Substrate** (5%);
- **Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Biotopthema „Landnutzungen“: 23%), **Ruderalfluren und Ackerbrachen** (12%), **Fließgewässer** (9%), **Stillgewässer und trockengefallene Gewässer** (7%), **Ablass- und Absatzstellen sowie Spülbecken** (5%) und **Bauflächen** (2%);
- **offene Flächen und anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Biotopthema „Sukzessionsstadien und Saumstrukturen“: 14%);
- in Gebieten mit Stillgewässern **unregelmäßig geformte Stillgewässer**;
- in Gebieten mit Fließgewässern eine **hohe Dichte der Uferlinien von Fließgewässern** (in Brutrevieren mit Fließgewässern im Mittel 135 m/ha).

Der Flussregenpfeifer meidet bei seiner Bruthabitatwahl im RBL (vgl. Tab. 13):

- **sämtliche Böden aus feinkörnigen Substraten** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“: 45%).

Die untersuchten Brutreviere des Flussregenpfeifers aus den Jahren 1993 bis 1995 unterscheiden sich im RBL in Bezug auf 16 von 20 Bruthabitatfaktoren z.T. sehr deutlich von zufällig gewählten Landschaftsausschnitten (vgl. Kap. 6.4.2 und Tab. 13). Die in der vorliegenden Untersuchung erzielten Ergebnisse präzisieren und quantifizieren wesentliche in der Literatur beschriebene Bruthabitatansprüche des Flussregenpfeifers (vgl. Kap. 4.2 und z.B. OSING 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Die Verteilung der untersuchten Brutreviere deutet drei Verbreitungsschwerpunkte des Flussregenpfeifers im Untersuchungsgebiet an (vgl. Kap. 6.1 und Karte 2): die Flussauen von Mulde und Elbe sowie die Tagebaue im Südraum Leipzig. Nach STEFFENS et al. (1998b) werden die ursprünglichen Primärhabitats, d.h. Kies- und Schotterbänke, im RBL in der Tat nur noch an Elbe und Mulde besiedelt. Der mit 30 bis 35 Brutpaaren größte Brutbestand in der Umgebung von Leipzig befindet sich jedoch in der Bergbaufolgelandschaft (STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG 1995). In den untersuchten Brutrevieren des Flussregenpfeifers nehmen Braunkohlentagebau- sowie sonstige Abgrabungs- und Ablagerungsflächen im Mittel 23% der Gesamtrevierfläche ein (s.o.; vgl. Tab. 13). Im RBL machen sämtliche Abbauflächen dagegen nur 4% der Gesamtfläche aus (vgl. Abb. 4 und REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN 29.05.2002). Die besondere Bedeutung der Bergbaufolgelandschaft für Pflanzen und Tiere wird u.a. von KRUG et al. (1997), BAIRLEIN (1998) und WIEDEMANN (1998) beschrieben und konnte hier für den Flussregenpfeifer im RBL bestätigt werden (vgl. das Kap. 7.1.4 zur Anwendbarkeit dieses Ergebnisses).

Unter Berücksichtigung der genannten Verbreitungsschwerpunkte verwundert die ermittelte Habitatpräferenz des Flussregenpfeifers für tief gelegene Gebiete nicht (vgl. Tab. 13): Die Tagebaue und Flussauen gehören im RBL naturgemäß zu den am tiefsten gelegenen Gebieten. Da der Flussregenpfeifer nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999) in Mitteleuropa ohne Probleme in Höhenlagen bis 600 m ü. NN brütet und im RBL schon Höhenlagen von über 300 m ü. NN selten sind (vgl. Karte 6 im Anhang), dürfte hier der Grund für die Bevorzugung der Niederungen eher in den dort vorkommenden Biotoptypen als in einer Abneigung gegenüber höher gelegenen Gebieten im RBL liegen.

Obwohl die entsprechende Hypothese verworfen werden musste, ist das Ergebnis zum Zusammenhang zwischen den Reliefunterschieden im Gelände und der Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers interessant (vgl. Kap. 6.4.2, Tab. 13 und Abb. 11a): Seine Brutreviere sind im RBL durch größere Reliefunterschiede gekennzeichnet als die Vergleichsflächen. Nach OSING (1993) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999: 175) bevorzugt der Flussregenpfeifer in der Regel übersichtliche Gebiete, ist aber, „soweit eine gewisse Weiträumigkeit gegeben ist“, unebenem Gelände gegenüber tolerant. Diese Toleranz scheint im RBL besonders ausgeprägt zu sein. In den Hauptbrutgebieten des Flussregenpfeifers im RBL, den Tagebauen und Flussauen, sind vergleichsweise große Reliefunterschiede auf kleinem Raum jedoch durchaus charakteristisch und werden wohl aufgrund einer dennoch gegebenen Weiträumigkeit als nicht nachteilig empfunden.

In diesem Zusammenhang sei auch auf die unerwartet festgestellte Bruthabitatpräferenz des Flussregenpfeifers für eine hohe Dichte von Landschaftselementen hingewiesen (vgl. Kap. 6.4.2 und Tab. 13). Dies scheint der in der Literatur beschriebenen Vorliebe für Übersichtlichkeit (s.o.) zu widersprechen. Betrachtet man jedoch in Karte 4 im Anhang die Ausschnitte 1 bis 3, so wird deutlich, dass die Hauptbrutgebiete des Flussregenpfeifers (vgl. Ausschnitt 2 und 3) naturgemäß durch eine höhere Dichte von Landschaftselementen gekennzeichnet sind als die Agrarlandschaft (vgl. Ausschnitt 1). Im *Resampling*-Verfahren dominiert letztere jedoch wegen ihres hohen Flächenanteils am RBL (vgl. Kap. 3.3) die Eigenschaften der „durchschnittlichen“ Landschaft, mit denen die Eigenschaften der Brutreviere verglichen werden. Dies führt hier dazu, dass sich die Brutreviere des Flussregenpfeifers gegenüber den Vergleichsflächen, anders als erwartet, durch eine hohe Dichte von Landschaftselementen auszeichnen (vgl. Kap. 7.2.2).

In der Literatur konnten keine Hinweise zum Einfluss des Klimas auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers gefunden werden. Die tatsächliche Bedeutung des erzielten Ergebnisses, eine Bevorzugung von warmen und trockenen Gebieten, ist angesichts der Korrelation der Klima- und Reliefparameter schwer zu beurteilen (vgl. Tab. 11).

Der dagegen von zahlreichen Autoren (z.B. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999, BAUER & BERTHOLD 1997, ZANG & SEITZ 1995 und OSING 1993) beschriebene Einfluss der Bodenbeschaffenheit auf die Bruthabitatwahl des Flussregenpfeifers konnte in der vorliegenden Untersuchung bestätigt werden. Hinsichtlich sämtlicher untersuchter pedologischer Habitatfaktoren unterscheiden sich die Brutreviere signifikant von der

„durchschnittlichen“ Landschaft des RBL (vgl. Tab. 13). Den Testergebnissen nach zu urteilen, spielt insbesondere die Körnigkeit des Oberbodens eine wichtige Rolle: Feinkörnige, homogene Böden werden vom Flussregenpfeifer gemieden (vgl. Abb. 11b), grobkörnige, inhomogene Böden dagegen deutlich bevorzugt (vgl. Tab. 13). Nach OSING (1993) und BAUER & BERTHOLD (1997) meidet der Flussregenpfeifer feinkörnige, homogene Böden, weil auf ihnen die Tarnwirkung seines Geleges weitgehend aufgehoben ist.

Die von ZANG & SEITZ (1985), STEFFENS et al. (1998b) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999) beschriebene Bedeutung nahegelegener Wasserstellen – sie werden zur Nahrungssuche genutzt – konnte in der vorliegenden Untersuchung für den RBL deutlich bestätigt werden (vgl. Tab. 13 und Abb. 11d). Während Wasserflächen in Westsachsen nur 2% der Gesamtfläche einnehmen (REGIONALEN PLANUNGSVERBANDES WESTSACHSEN 29.05.2002), beträgt ihr Anteil am mittleren Brutrevier des Flussregenpfeifers insgesamt 16% (s.o.). Dabei ist folgendes zu beachten: In der Natur wird sich die Revierfläche eines realen Brutreviers des Flussregenpfeifers wohl nie über Gewässerflächen erstrecken (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). In der vorliegenden Arbeit wurden die Brutreviere jedoch „künstlich“ durch Pufferung von Punktdaten erzeugt (vgl. Kap. 1 und Kap. 5.3.3) und so kommt es zur Einbeziehung von Gewässerflächen in die untersuchten Brutreviere.

Grundsätzlich ist im RBL neben dem Vorkommen von Gewässern auch die Form und Dichte von Uferlinien für die Ansiedlung des Flussregenpfeifers von Bedeutung. So wurde hier eine Bevorzugung von unregelmäßig geformten Uferlinien von Stillgewässern und einer hohen Dichte der Uferlinien von Fließgewässern ermittelt (vgl. Tab. 13, Abb. 12c und Abb. 12d). In beiden Fällen steigt der Anteil von Uferbereichen entlang der Wasserflächen. Dies führt wiederum zu einer größeren Auswahl geeigneter Nist-, Schlaf- und Nahrungsplätze für den Flussregenpfeifer (vgl. OSING 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Ausgesprochene Bruthabitatpräferenzen zeigt der Flussregenpfeifer im RBL für Spülbecken, Ablass- und Absatzstellen, Ruderalfluren und Ackerbrachen, Bauflächen sowie offene Flächen und Sonderflächen mit Pioniervegetation (vgl. Kap. 6.4.2, Tab. 13 und Abb. 12b). Diese Biotoptypen zeichnen sich durch eine Vielzahl von Habitateigenschaften aus, die der Flussregenpfeifer als „Pionierbesiedler“ (vgl. OSING 1993) zur Brutzeit braucht: fehlende oder spärliche Vegetation und grobkörnige, inhomogene Böden (beides zumindest an kleinflächigen Fehlstellen), flachgründige Wasserstellen sowie Übersichtlichkeit und Weiträumigkeit (s.o.; vgl. Kap. 4.2 und DATHE 1953, HÖLZINGER 1987, OSING 1993, ZANG &

SEITZ 1995, BAUER & BERTHOLD 1997, STEFFENS et al. 1998b, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Kies- und Sandgruben werden von GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999), STEFFENS et al. (1998b), BAUER & BERTHOLD (1997), ZANG & SEITZ (1995) und OSING (1993) übereinstimmend als Bruthabitat des Flussregenpfeifers bezeichnet. Das Fazit der vorliegenden Untersuchung lautet hierzu: Kies- und Sandgruben werden im RBL zwar als Bruthabitat vom Flussregenpfeifer genutzt, aber im Vergleich zu ihrem Angebot in der „durchschnittlichen“ Landschaft nicht so häufig, als dass für ihre Bevorzugung ein signifikantes Ergebnis erzielt werden konnte (vgl. Tab. 13).

Das insgesamt „gute“ Ergebnis beim Flussregenpfeifer – 16 der 20 Hypothesen konnten bestätigt werden – zeigt, dass sich die untersuchten Brutreviere hinsichtlich zahlreicher Habitatfaktoren signifikant von der „durchschnittlichen“ Landschaft des RBL unterscheiden. Die ermittelten Habitatpräferenzen decken sich dabei weitestgehend mit den in der Literatur genannten Habitatansprüchen. Dies spricht zum einen für bereits gute und auch auf den RBL übertragbare Kenntnisse über die Habitatansprüche des Flussregenpfeifers, zum anderen für eine grundsätzliche Eignung der verwendeten Datengrundlagen und des *Resampling*-Verfahrens zur Ermittlung von Habitatpräferenzen (vgl. Kap. 7.2).

7.1.3 Bruthabitatpräferenzen des Kiebitzes

Der Kiebitz bevorzugt bei seiner Bruthabitatwahl im RBL (vgl. Tab. 14):

- **tief gelegene Gebiete mit geringen Reliefunterschieden** (Höhenlage des mittleren Brutreviers: 125 m ü. NN, Höhendifferenz im mittleren Brutrevier: 3,9 m);
- **warme, trockene Gebiete** (Jahrestemperatur im mittleren Brutrevier: 9,0 °C, Jahresniederschlag im mittleren Brutrevier: 576 mm);
- **Böden aus tonigen und lehmigen Substraten** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“: 16%);
- **fluvigene Substrate** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Geogenese“: 25%) und **anthropogen umgelagerte Substrate** (6%);
- **Ackerland** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Biotopthema „Landnutzungen“: 62%), **Grünland** (17%) und **Sümpfe und Moore** (0,9%);

- eine **geringe Dichte von Grenzlinien** (im mittleren Brutrevier 94 m/ha);
- in Gebieten mit Ackerland relativ **große Äcker** (in Brutrevieren mit Ackerland im Mittel 2,3 ha) **von vergleichsweise „quadratischer“ Form;**
- in Gebieten mit Grünland relativ **große Wiesen und Weiden** (in Brutrevieren mit Grünland im Mittel 1,3 ha) **von vergleichsweise „quadratischer“ Form.**

Der Kiebitz meidet bei seiner Bruthabitatwahl im RBL (vgl. Tab. 14):

- **Böden aus schluffigen Substraten** (Flächenanteil am mittleren Brutrevier im Bodenthema „Bodenartenhauptgruppen“: 7%).

Im RBL sind die Unterschiede zwischen den untersuchten Brutrevieren des Kiebitzes aus den Jahren 1993 bis 1995 und zufällig gewählten Landschaftsausschnitten in Bezug auf 16 von 20 Bruthabitatfaktoren statistisch signifikant (vgl. Kap. 6.4.3 und Tab. 14). Die hier ermittelten Bruthabitatpräferenzen bestätigen, ergänzen und relativieren grundlegende Kenntnisse über die Bruthabitatansprüche des Kiebitzes für das Gebiet des RBL (vgl. Kap. 4.2 und z.B. KOOIKER & BUCKOW 1997, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999: 441) lassen sich die generellen Habitatansprüche des Kiebitzes auf wenige Faktoren reduzieren und schon damit die „Vielfalt der besiedelten Biotope“ erklären. In diesem Zusammenhang bezeichnen KOOIKER & BUCKOW (1997) die folgenden vier Faktoren als entscheidend für die Ansiedlung des Kiebitzes: 1.) offene Flächen mit wenigen Einzelbäumen und ohne hohe Hecken, 2.) niedrige oder fehlende Bodenvegetation, 3.) graubraune Bodenfarbe und möglichst ebene Oberfläche sowie 4.) Nähe zum Geburtsort oder früheren Brutort (s.u.). Die vorliegende Untersuchung konnte die Bedeutung der ersten beiden Faktoren nicht bestätigen: So war dem Kiebitz im RBL weder eine Bevorzugung offener Flächen und Sonderflächen mit Pioniervegetation noch eine Meidung von Grünland, Ruderalfluren, offenen Flächen und Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs nachzuweisen (vgl. Tab. 14 und Abb. 14a).

Der Kiebitz brütet im RBL bevorzugt auf Ackerland, Grünland und in Sümpfen und Mooren (vgl. Tab. 14 und Abb. 13c), wobei letztere nur lokal als Bruthabitat von Bedeutung sind. Er hat sich nach REICHHOLF (1996) vom ursprünglichen Wiesen- zum überwiegenden Feldbrüter entwickelt (vgl. Kap. 4.2). Diese Beobachtung wird im RBL dadurch bestätigt, dass der Anteil

von Ackerland am mittleren Brutrevier des Kiebitzes mehr als dreimal so hoch ist wie der von Grünland (s.o.; vgl. Tab. 14). Nach SHRUBB (1990 zit. in KOOIKER & BUCKOW 1997: 39) sind „Getreidefelder in Kombination mit kleinen Grünlandflächen [...] die besten Habitate und garantieren einen hohen Bruterfolg“ des Kiebitzes. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte die Qualität eines Habitats nicht beurteilt werden, da z.B. über den Bruterfolg in den untersuchten Brutrevieren – einem Bewertungskriterium für Habitatqualität (vgl. Kap. 2; MÜHLENBERG & SLOWIK 1997) – keine Daten vorlagen. Angesichts der Tatsache, dass der Bestand des Kiebitzes in Sachsen seit 1982 um 50% bis 90% abgenommen hat (STEFFENS et al. 1998a), darf allerdings bezweifelt werden, ob der Kiebitz auf den Feldern, Wiesen und Weiden im RBL „beste Habitate“ vorfindet, die einen hohen Bruterfolg garantieren.

Keine Zweifel bestehen im Hinblick auf die Bedeutung struktureller Habitatfaktoren für die Bruthabitatwahl des Kiebitzes im RBL. Nach ONNEN & ZANG (1995) und KOOIKER & BUCKOW (1997) bevorzugt der Kiebitz bei der Brut auf Äckern die Ackermitte gegenüber dem Ackerrand. So verwundert es nicht, dass er im Ackerland eine deutliche Habitatpräferenz für relativ große Ackerflächen besitzt (vgl. Abb. 14c). Der Anteil der randfernen „Kernfläche“ eines Ackers wird aber nicht nur von der Größe sondern auch von der Form eines Ackers bestimmt, wobei den Kiebitz aufgrund seiner allgemeinen Vorliebe für weiträumige Flächen v.a. die Form größerer Äcker interessieren dürfte (vgl. Kap. 4.2). Diese Form, nach Flächengröße gewichtet berechnet, gleicht in den Brutrevieren eher einem Quadrat als in den Vergleichsflächen (vgl. Abb. 14d). Da die hier verwendeten Biotopdaten im Rasterformat ausgewertet wurden, entspricht ein Quadrat derjenigen Form, bei der der Anteil der „Kernfläche“ im Verhältnis zur Gesamtfläche am höchsten ist (vgl. Kap. 5.4.4 und Anhang).

Auch im Grünland konnte eine Bevorzugung von großen und „quadratisch“ geformten Wiesen und Weiden festgestellt werden (vgl. Tab. 14). Diese Ergebnisse liefern statistische Belege für die entscheidende Bedeutung einer weiträumigen und übersichtlichen Landschaft für die Bruthabitatwahl des Kiebitzes, wie sie u.a. von KOOIKER & BUCKOW (1997) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999) beschrieben wird. Ferner zeichnen sich die Brutreviere des Kiebitzes im RBL durch eine ausgesprochen geringe Dichte von Grenzlinien aus (vgl. Abb. 14b). Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass der Kiebitz strukturarme Gebiete bevorzugt besiedelt (vgl. BEZZEL 1985, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999) ist der Kiebitz ein Bewohner von Niederungen und brütet in Mitteleuropa meist unter 200 m ü. NN auf möglichst ebenen, ungeneigten Flächen.

Auch im RBL besitzt der Kiebitz eine ausgesprochene Bruthabitatpräferenz für tief gelegene Gebiete mit geringen Reliefunterschieden (vgl. Tab. 14). In seinen Brutrevieren treten aber auch Höhendifferenzen bis zu 38 m auf (vgl. Tab. 14). Dies verdeutlicht, dass die Landschaft für die Ansiedlung des Kiebitzes nicht unbedingt eben zu sein braucht, wie auch KOOIKER & BUCKOW (1997) bemerken.

Auf Grundlage von Präsenz-Absenz-Daten aus der 1993 bis 1996 im Freistaat Sachsen flächendeckend durchgeführten Brutvogelrasterkartierung (vgl. Kap. 5.2.4) entwickelte JENTSCH (2002) ein statistisches Habitatmodell für den Kiebitz. In ihre Untersuchung gingen Daten zum Relief, zu den Landnutzungen und Landschaftsstrukturen ein. Dabei konnte JENTSCH (2002) zwei „landschaftliche Schlüsselfaktoren“ für das Vorkommen des Kiebitzes in Sachsen identifizieren: einen hohen Flächenanteil von artenarmem Saatgrasland und geringe Reliefunterschiede. Letzteres unterstreicht das entsprechende Ergebnis der vorliegenden Untersuchung (s.o.), während ersteres evtl. in der Bevorzugung von Grünland, das hier das artenarme Saatgrasland einschließt, mit zum Ausdruck kommt (s.o.).

Einen der Hauptgründe für die mit 64,5% vergleichsweise geringe Vorhersagekraft ihres statistischen Habitatmodells sieht JENTSCH (2002) darin, dass es laut Literatur bedeutende Zusammenhänge zwischen der Bruthabitatwahl des Kiebitzes und bestimmten abiotischen Einflussgrößen wie der Bodenbeschaffenheit gibt, die in ihrem Modell nicht berücksichtigt werden. So bevorzugt der Kiebitz nach ONNEN & ZANG (1995) und KOOIKER & BUCKOW (1997) bestimmte Bodenfarben (s.o.), eher feuchte bis nasse Böden und meidet nach STEFFENS et al. (1998b) in Sachsen die Lössgebiete (vgl. Kap. 4.2).

Die hier erzielten Ergebnisse bestätigen, dass der Kiebitz im RBL Böden aus schluffigen Substraten deutlich meidet (vgl. Abb. 13b). Der Grund dafür ist nach STEFFENS et al. (1998b) in der Gewässerarmut der Lössgebiete zu suchen (vgl. Kap. 4.2). Dagegen brütet der Kiebitz im RBL bevorzugt auf den zu Staunässe neigenden Böden aus tonigen und lehmigen Substraten (vgl. Tab. 14). Obwohl er sich nach BEZZEL (1985) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999) vielerorts vom ursprünglichen Feucht- zum überwiegenden Trockenbrüter entwickelt hat, sind feuchte bis nasse Böden im RBL also immer noch eine bevorzugte Bruthabitatrequisite (vgl. auch STEFFENS et al. 1998b). Die Bevorzugung anthropogen umgelagerter Substrate ist v.a. auf die Brutreviere in der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig zurückzuführen (vgl. Karte 3 sowie Karte 8 im Anhang). Allerdings dürften dort die niedrige oder fehlende Bodenvegetation und die Offenheit der Flächen für die Ansiedlung des

Kiebitzes mindestens so ausschlaggebend sein wie die Bodenbeschaffenheit (s.o.; vgl. KOOIKER & BUCKOW 1997).

Wie beim Flussregenpfeifer (vgl. Kap. 7.1.2) erschwert die Korrelation der Klima- und Reliefparameter erneut eine Bewertung der Testergebnisse im Hinblick auf die ausgeprägte Habitatpräferenz des Kiebitzes für warme und trockene Gebiete (vgl. Tab. 11). Außerdem gibt es in der Literatur für den Einfluss des Klimas auf die Bruthabitatwahl (s.o.) im Gegensatz zu dem des Reliefs (s.o.) keine Hinweise. Davon zu trennen ist der vielfach beschriebene Einfluss des Wetters bzw. der Witterung auf die Brutzeit und den Bruterfolg des Kiebitzes (vgl. u.a. ONNEN & ZANG 1995, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999). In der vorliegenden Untersuchung wurden jedoch weder Wetterdaten noch Daten über Brutzeit und Bruterfolg des Kiebitzes aus den Jahren 1993 bis 1995 ausgewertet.

Grundsätzlich ist bei Habitatanalysen zum Kiebitz zu beachten, dass er als ein sehr brutortstreuer Vogel gilt (s.o.; KOOIKER & BUCKOW 1997). Nach BARTHEL & MAY (1996) geht seine Brutortstreue so weit, dass er auch bei einer zwischenzeitlich eingetretenen, für ihn ungünstigen Landnutzungsänderung versucht, an seinem früheren Brutplatz festzuhalten. Aufgrund dessen ist es bei einzelnen Brutrevieren mitunter schwierig, landschaftliche und durch das Verhalten bedingte Einflüsse auf die Bruthabitatwahl auseinander zu halten. Bei der Untersuchung einer Vielzahl von Brutrevieren, wie in der vorliegenden Arbeit, sollten sich letztere allerdings reduzieren.

Das „gute“ Testergebnis beim Kiebitz – 16 der 20 Hypothesen konnten beibehalten werden – spricht für einen erheblichen Einfluss der Landschaftsstruktur i.w.S. (vgl. Kap. 2) auf die Bruthabitatwahl des Kiebitzes im RBL. Mit Hilfe des *Resampling*-Verfahrens ließen sich – wie beim Flussregenpfeifer – auf der betrachteten Maßstabsebene wichtige in der Literatur genannte Habitatansprüche des Kiebitzes (vgl. Kap. 4.2) mit statistischen Signifikanzaussagen für den RBL bestätigen. Nachfolgend soll nun auf die Anwendbarkeit und Übertragbarkeit der erzielten Ergebnisse eingegangen werden.

7.1.4 Anwendbarkeit der Ergebnisse in Forschung und Planung

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Kenntnisse der Bruthabitatpräferenzen der drei Vogelarten können z.B. auf folgenden Gebieten der Forschung und Planung Anwendung finden: Verbesserung der autökologischen Kenntnisse über die Arten, Erstellung weiterführender Habitat- und Populationsmodelle (evtl. unter Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Dynamik), Durchführung von Gefährdungsanalysen sowie naturschutzfachliche Landschaftsplanung und Landschaftsbewertung mit den Arten und für die Arten.

Verglichen mit anderen Organismen sind Vögel relativ gut untersucht (JEDICKE 1997, MATTHÄUS 1992, STEIOF 1983). So existieren über die hier untersuchten Vogelarten bereits umfangreiche Kenntnisse (vgl. Kap. 4.2). Dennoch gilt auch für diese Arten, dass die Kenntnisse wesentlich besser sein könnten, „wenn ornithologische Forschung systematischer als bisher betrieben würde, besonders in Bezug auf Habitatstrukturen“ (JEDICKE 1997: 70). Mit der Untersuchung des Einflusses der Landschaftsstruktur i.w.S. auf die Bruthabitatwahl von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz im RBL leistet die vorliegende Arbeit einen Beitrag zur Verbesserung der Kenntnisse über die Bruthabitatansprüche dieser drei Arten in einem Teil ihres Verbreitungsgebietes.

Die hier erzielten Ergebnisse können ferner als Grundlage für weiterführende multivariate Habitatmodelle dienen, indem sie die dabei zu berücksichtigenden Einflussgrößen vorab eingrenzen (vgl. KLEYER et al. 1999). Wenn Präsenz-Absenz-Daten verfügbar sind, können innerhalb der Habitatfaktoren, für die hier statistische Signifikanzen ermittelt wurden, mit einer multiplen logistischen Regression diejenigen bestimmt werden, die das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der drei Arten am besten erklären (vgl. Kap. 7.2.2 und SCHRÖDER 2000, KLEYER et al. 1999, KUHN & KLEYER 1999, KUHN 1997). Außerdem können die hier für den Zeitschnitt 1993 bis 1995 ermittelten Habitatpräferenzen der drei Arten unter bestimmten Voraussetzungen (vgl. Kap. 7.1.5) mit denen anderer Zeitschnitte im RBL verglichen werden, um Veränderungen der Habitatansprüche von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz zu untersuchen. Von besonderem Interesse sind dabei auch die Auswirkungen einer sich verändernden Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl (vgl. KÜSTER, in Bearb.).

Möglichst genaue Kenntnisse über die Habitatansprüche einzelner Arten werden des weiteren für räumlich explizite Populationsmodelle benötigt, die in der Landschaftsforschung und Landschaftsplanung zunehmend an Bedeutung gewinnen (vgl. TURNER et al. 1995). Mit Hilfe

dieser Modelle können z.B. die räumlichen und zeitlichen Auswirkungen von Veränderungen in der Komposition und Konfiguration einer Landschaft auf die Populationen von Pflanzen und Tieren untersucht werden (DUNNING et al. 1995, WIEGAND et al. 1999). Als Beispiel sei das von SCHUMAKER (1998) entwickelte räumlich explizite PATCH-Modell genannt: Darin müssen die Ausprägungen der betrachteten Habitatfaktoren je nach ihrer Bedeutung für eine Art gewichtet werden. Diese Gewichtung sollte möglichst auf empirischen Daten über die Habitatansprüche einer Art basieren (SCHUMAKER 1998). Mit den hier statistisch ermittelten Habitatpräferenzen stehen erste empirische Daten für die Bewertung und Gewichtung der betrachteten Habitatfaktoren im Hinblick auf ihre Bedeutung für die untersuchten Arten zur Verfügung (vgl. Kap. 7.2.2 und Abb. 5).

Mit Gefährdungsanalysen versucht man – in der Regel unter Verwendung von Habitat- und Populationsmodellen, die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population vorherzusagen (HENLE et al. 1999). Dafür sind möglichst genaue Kenntnisse über die Habitatansprüche einzelner Arten eine wesentliche Vorbedingung (vgl. Kap. 1; HOVESTADT et al. 1993, MÜHLENBERG 1993). Da aussagekräftige Gefährdungsanalysen viele Jahre Geländearbeit erfordern und Zeit und Geld (nicht nur) in der Planung begrenzende Faktoren sind, schlagen MÜHLENBERG (1993: 225) und HOVESTADT et al. (1993) „als ersten Schritt eine sog. Schnellprognose“ ohne aufwendige Erhebungen im Gelände vor. Die hier mit vergleichsweise geringem Aufwand für ein großes Gebiet ermittelten statistischen Signifikanzaussagen zu den Habitatpräferenzen eignen sich als eine regionale Datengrundlage für wissensbasierte Schnellprognosen zur Beurteilung der Zukunftschancen der Populationen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz (vgl. MÜHLENBERG 1993).

Darüber hinaus lassen sich die erzielten Ergebnisse zu den Habitatansprüchen der drei Arten in der Landschaftsplanung und Landschaftsbewertung anwenden. Mit ihrer Kenntnis können einerseits aus dem Vorkommen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz in einem Landschaftsausschnitt im RBL Aussagen über dessen abiotische, biotische und strukturelle Eigenschaften abgeleitet werden (sog. Bioindikation oder Biodeskription; vgl. NAGEL 1999, JEDICKE 1997, JEDICKE 1996, PLACHTER 1991). Andererseits kann mit ihrer Kenntnis aus den bekannten Eigenschaften eines Landschaftsausschnittes im RBL dessen potentielle Eignung als Lebensraum für Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz abgeschätzt werden (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999).

Beides ist für die Planung und Bewertung von Eingriffen in die Landschaft ebenso von Bedeutung wie für die Entwicklung von Schutz- und Pflegemaßnahmen. So kann z.B. der hier erbrachte statistische Beleg der ausgeprägten Bruthabitatpräferenz des Flussregenpfeifers für Braunkohlentagebau-, Abgrabungs- und Ablagerungsflächen sowie anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation (vgl. Kap. 7.1.2) bei der Argumentation für die Berücksichtigung von artgerechten Schutz- und Pflegemaßnahmen im Rahmen der Rekultivierung bzw. Renaturierung dieser anthropogenen (Ersatz-) Habitats helfen (vgl. ABRESCH et al. 2000, ALTMOOS 1999).

Schließlich können die gewonnenen Erkenntnisse über die Habitatpräferenzen bei der Erstellung einer regional angepassten Zielartenliste im Naturschutz verwendet werden (MÜHLENBERG 1993, MÜHLENBERG & HOVESTADT 1992). So legen die in der vorliegenden Untersuchung erzielten, artspezifischen (vgl. Kap. 6.4.1 bis 6.4.3) und artübergreifenden (vgl. Kap. 6.4.4) Ergebnisse im RBL folgende Verwendungen der drei Vogelarten nahe:

- das **Rebhuhn als „Repräsentant“ einer Feldflur mit einem hohen Anteil von Ackerbrachen, Ruderalfluren, Wirtschaftswegen und ruderalen Säumen** (vgl. Kap. 7.1.1);
- der **Flussregenpfeifer als Zielart gewässernaher oder -reicher Pionierstandorte v.a. in Tagebauen, Flussauen sowie auf Bau- und Sonderflächen** (s.u.; vgl. Kap. 7.1.2);
- der **Kiebitz als Zielart ebener, grenzlinienarmer, großparzellierter und gleichförmiger Landschaften aus Ackerland und Grünland** (vgl. Kap. 7.1.3).

Im Südraum Leipzig verwendet z.B. ALTMOOS (1999) den Flussregenpfeifer als eine Zielart zur Auswahl von Vorranggebieten für den Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft.

7.1.5 Übertragbarkeit der Ergebnisse in Raum und Zeit

In der vorliegenden Untersuchung wurden mit Hilfe eines *Resampling*-Verfahrens die Bruthabitatpräferenzen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz im RBL von 1993 bis 1995 ermittelt. Die erzielten Ergebnisse müssen in diesem Kontext betrachtet werden und können nur bedingt mit den in anderen Räumen, zu anderen Zeiten, auf anderen Maßstabsebenen und mit Hilfe anderer Methoden und Materialien erzielten Ergebnissen verglichen werden (vgl. WIENS 1989a): Ihre Übertragbarkeit ist eingeschränkt.

Grundsätzlich nicht übertragbar sind die hier ermittelten Bruthabitatpräferenzen auf andere Arten: Sie sind artspezifisch. Der Vergleich der Brutreviere von Rebhuhn, Flussregenpfeifer

und Kiebitz im Hinblick auf artübergreifend untersuchte Habitatfaktoren in Kap. 6.4.4 verdeutlicht, dass sich die Bruthabitatpräferenzen verschiedener Arten unterscheiden.

Sämtliche die Bruthabitatwahl einer Vogelart bzw. eines Vogels beeinflussenden Faktoren (vgl. Kap. 2) sind weder in Raum noch Zeit konstant (WIENS 1989a). Den jeweiligen Gegebenheiten entsprechend entwickeln Vögel daher in unterschiedlichen Räumen und zu unterschiedlichen Zeiten abweichende Habitatansprüche. Nach BRÄSECKE (2002) werden z.B. Hecken vom Rebhuhn in einigen Gebieten gemieden, in anderen bevorzugt (vgl. Kap. 4.2). Der Flussregenpfeifer besitzt nach STEFFENS et al. (1998b) in Sachsen regional unterschiedliche Habitatpräferenzen in Abhängigkeit des jeweiligen Angebots an Lebensräumen (vgl. Kap. 4.2). Die hier ermittelte besondere Bedeutung von Braunkohlentagebauflächen als Bruthabitat für den Flussregenpfeifer im RBL (vgl. Kap. 7.1.2) wird sich nicht auf die Gebiete Deutschlands übertragen lassen, in denen keine Braunkohlentagebauflächen vorkommen.

Beim Kiebitz sind nach STEFFENS et al. (1998b) beträchtliche lokale Bestandsschwankungen in Sachsen typisch (vgl. Kap. 4.2). Aufgrund des von WIENS (1976), CODY (1985) und ROSENZWEIG (1985) beschriebenen Einflusses der Siedlungsdichte auf die Bruthabitatwahl muss mit folgendem gerechnet werden: Untersuchungen aus Jahren mit einem großen Brutbestand des Kiebitzes, in denen dieser evtl. auch „suboptimale“ Habitate besiedelt, ergeben andere Bruthabitatpräferenzen als Untersuchungen aus Jahren mit einem kleinen Brutbestand, in denen der Kiebitz nur in „optimalen“ Habitaten brütet. Bei Untersuchungen wie der vorliegenden, die Daten aus mehreren Jahren berücksichtigen, wird der Einfluss von Bestandsschwankungen jedoch in der Regel reduziert (vgl. JOKIMÄKI & HUHTA 1996).

Eine weitere Komplikation ergibt sich aus der zeitverzögerten Reaktion von Organismen auf Veränderungen in ihrer Umwelt (WIENS 1989a, BUREL 1993). Weder in der vorliegenden Arbeit noch in anderen Untersuchungen kann mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass sich die Beziehung einer Art zu ihrer Umwelt im Moment der Untersuchung in einem Gleichgewicht befindet (BUREL 1993, PRIBIL & PICMAN 1997). In Sachsen hat sich nach STEFFENS et al. (1998b) seit Anfang der 50er Jahre des 20. Jh. die Vertikalverbreitung des Rebhuhns um 450 m verringert und die des Flussregenpfeifers um 400 m vergrößert. Daher sind die hier ermittelten Höhenlagen der mittleren Brutreviere nur als „Momentaufnahmen“ sich ständig verändernder Verbreitungsmuster zu verstehen. Grundsätzlich gilt: Je räumlich

ähnlicher und zeitlich näher eine Situation der hier untersuchten ist, desto besser übertragbar oder vergleichbar sind die hier erzielten Ergebnisse.

Einen ganz entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse von Habitatanalysen übt die jeweils betrachtete Maßstabsebene aus (vgl. WIENS 1989b, WIENS 1989a, PRIBIL & PICMAN 1997, STORCH 2002). Analysiert man die Habitatansprüche von Vögeln auf regionaler Ebene, so können z.B. klimatische Habitatfaktoren ausschlaggebend sein, auf lokaler Ebene sind es dagegen oft strukturelle Habitatfaktoren (vgl. BEZZEL & PRINZINGER 1990, MAUERSBERGER & GÖRNER 1980, BLANA 1978, JOKIMÄKI & HUHTA 1996). In der vorliegenden Arbeit wurden Habitatfaktoren beider Ebenen berücksichtigt, weil sich aus der Verteilung der Brutreviere über das 438 600 ha große Gebiet des RBL auf der einen Seite (vgl. Folien 1 bis 3 in der Anlage in Verbindung mit den Karten 4 bis 12 im Anhang) und den Ausprägungen der Habitatfaktoren in den 3,14 ha großen Brutrevieren auf der anderen Seite (vgl. Ausschnitte 1 bis 3 in den Karten 4 und 5 im Anhang) die Möglichkeit ergab, die Habitatpräferenzen der drei Arten in Bezug auf regional wie lokal wirksame Habitatfaktoren zu untersuchen. Dies kann die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der hier erzielten Ergebnisse insofern verbessern, als dass Aussagen zu auf unterschiedlichen Maßstabsebenen wirksamen Habitatfaktoren möglich sind. Prinzipiell gelten die für den RBL ermittelten Habitatpräferenzen aber auf der bei der statistischen Auswertung betrachteten Maßstabsebene der „künstlich“ erzeugten Brutreviere und nicht auf anderen, größeren oder feineren Auswertungsmaßstäben (vgl. Kap. 7.2.1 und MCGARIGAL & MCCOMB 1995).

Schließlich muss beim Übertragen und Vergleichen der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bedacht werden, mit Hilfe welcher Methoden und Materialien diese erzielt wurden (vgl. Kap. 5 und Kap. 7.2 sowie PRIBIL & PICMAN 1997). So können z.B. auf Grundlage von räumlich anders aufgelösten oder im Vektorformat statt im Rasterformat ausgewerteten abiotischen und biotischen Landschaftsdaten andere Habitatpräferenzen ermittelt werden (BLASCHKE 1997a). Die thematische Auflösung der Biotopdaten ist ebenso ein Einflussfaktor auf die LSM wie die vor der Berechnung mit FRAGSTATS festzulegenden Programmparameter (vgl. Kap. 5.4.4; BLASCHKE 1999b, SYRBE 1999, MCGARIGAL & MARKS 1995). Für das hier angewendete *Resampling*-Verfahren wurde das Signifikanzniveau auf $\alpha = 5\%$ und die Anzahl der Durchgänge auf 999 festgelegt (vgl. Kap. 5.4.5). Auch dies beeinflusst die Ergebnisse (SACHS 1997, MANLY 1998). Ein weiterer entscheidender Einflussfaktor ist der für die Erzeugung der Brutreviere und Vergleichsflächen gewählte Pufferradius von 100 m (vgl. Kap. 5.3.3).

Die hier ermittelten Habitatpräferenzen müssen also immer im Kontext ihres räumlichen und zeitlichen Bezugsrahmens, der bei der statistischen Auswertung betrachteten Maßstabsebene der einzelnen Brutreviere sowie der verwendeten Methoden und Materialien gesehen werden. Insbesondere die hier berechneten absoluten und relativen Werte der Habitatfaktoren in den einzelnen und mittleren Brutrevieren können nicht ohne weiteres aus ihrem Zusammenhang gerissen und auf andere Gebiete übertragen werden. Vielmehr sollten sie in ihrer Relation zueinander und unter Berücksichtigung der besonderen landschaftlichen Bedingungen im RBL bewertet und verwendet werden.

7.2 Diskussion des Materials und der Methoden

In der vorliegenden Untersuchung konnten für Rebhuhn, Kiebitz und Flussregenpfeifer auf der regionalen Maßstabsebene des RBL und mit den verwendeten Materialien und Methoden zahlreiche Habitatpräferenzen ermittelt werden (vgl. Kap. 6.4.1 bis 6.4.3), die beim Vergleich mit den in der Literatur gemachten Angaben zu den Habitatansprüchen dieser Arten grundsätzlich glaubhaft erscheinen (vgl. Kap. 7.1.1 bis 7.1.3 und Kap. 4.2). Dennoch kann nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass die erzielten Ergebnisse von Fehlern der Datengrundlagen, Datenaufbereitung und Datenauswertung beeinflusst oder beeinträchtigt werden. In Kap. 7.2.1 werden mögliche Fehlerquellen benannt. Wegen der spezifischen Problematik der Datenauswertung und des in der vorliegenden Arbeit verfolgten „alternativen“ Lösungsansatzes (vgl. Kap. 5.4.1 und Kap. 5.4.5) ist es darüber hinaus von Interesse, die Chancen und Grenzen des *Resampling*-Verfahrens im Vergleich mit anderen statistischen Verfahren zur Habitatanalyse zu diskutieren. Dies wird in Kap. 7.2.2 geschehen.

7.2.1 Fehlerquellen und Einflussgrößen

Mögliche Fehlerquellen und Einflussgrößen auf die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sind im folgenden unter thematischen Gesichtspunkten zusammengestellt.

Zeitliche Auflösung der Datengrundlagen

Die untersuchten Vogeldaten stammen aus der Brutvogelpunktkartierung der Jahre 1993 bis 1995 (vgl. Kap. 5.2.4). Sie wurden mit aktuellen Reliefdaten (Stand 2002), von 1970 bis 1990 erhobenen Bodendaten, von 1961 bis 1990 erfassten Klimadaten sowie Biotopdaten aus der CIR-Biotoptypenkartierung der Jahre 1992 und 1993 in Beziehung gesetzt (vgl. Tab. 3).

Aufgrund der zeitlichen Nähe der Vogel- und Biotopdaten sowie der Anzahl der untersuchten Brutreviere dürfte der Einfluss zwischenzeitlicher Landnutzungsänderungen auf die erzielten Ergebnisse gering sein. In Bezug auf die verwendeten Relief-, Boden- und Klimadaten sind auf der betrachteten Maßstabsebene keine grundlegenden Veränderungen zwischen deren Erhebungszeiträumen und dem Erfassungszeitraum der Vogeldaten zu befürchten.

Räumliche Auflösung der Datengrundlagen

Die räumliche Auflösung der verwendeten Datengrundlagen reicht von den punktgenauen Angaben zu den Brutvorkommen der drei Arten über die Biotopdaten im Maßstab 1 : 10 000 und die Relief- und Bodendaten im Maßstab 1 : 25 000 bis zu den Klimadaten mit einer Auflösung von 1 x 1 km (vgl. Tab. 3). Obwohl in den unterschiedlichen Auflösungen auch die unterschiedlichen Maßstabsebenen zum Ausdruck kommen, auf denen nach BEZZEL & PRINZINGER (1990) ein Einfluss der jeweiligen Habitatfaktoren auf die Verbreitung von Vögeln zu erwarten ist (vgl. Kap. 7.1.5), ist diese Konstellation sicher nicht ideal. Sie ergab sich jedoch aus der Notwendigkeit, flächendeckende digitale Daten für den gesamten RBL mit einem sinnvollen Zeitbezug zur Brutvogelpunktkartierung (s.o.) in die vorliegende Untersuchung mit einzubeziehen, und aus der Verfügbarkeit solcher Daten. Vor diesem Hintergrund ist es umso erstaunlicher, dass in Bezug auf alle verwendeten Landschaftsdaten einige aus der Literatur abgeleitete Hypothesen bestätigt werden konnten. Im Hinblick auf die „schlechten“ Testergebnisse beim Rebhuhn (vgl. Tab. 12) ist es denkbar, dass die verwendeten Datengrundlagen, insbesondere die Biotopdaten, keine ausreichende räumliche Auflösung besitzen, um die Habitatpräferenzen des Rebhuhns zu untersuchen.

Qualität der Datengrundlagen

Die verwendeten Datengrundlagen sind nicht fehlerfrei. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte jedoch keine Überprüfung der Daten im Gelände erfolgen. Wenn sich allerdings bei der Datenaufbereitung und Datenauswertung Fehler, Lücken, Ungenauigkeiten oder Unstimmigkeiten zeigten, wurden die entsprechenden Daten nach bestem Wissen und Gewissen verbessert oder von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen (vgl. Kap. 5).

Im Gegensatz zu den gut dokumentierten und publizierten Ergebnissen der Brutvogelrasterkartierung (vgl. STEFFENS et al. 1998a) liegen die Ergebnisse der Brutvogelpunktkartierung bislang ohne eine vergleichbare Dokumentation und Publikation vor. Ihre Fehlerhaftigkeit ist daher nur schwer zu beurteilen. Die hier verwendeten Punktdaten

wurden jedoch von den Kartierern mit wenigen Ausnahmen als „sichere“ Brutvorkommen klassifiziert (vgl. Kap. 5.3.3). Aus den von JENTSCH & LAUSCH (2001) erstellten Karten zur Punktkartierung lässt sich erahnen, in welchen Gebieten keine Daten erhoben wurden (vgl. Kap. 5.2.4). Dabei dürfte sich v.a. das Fehlen der Vogeldaten in einem größeren und höher gelegenen Gebiet im Süden des RBL auf die Ergebnisse zu den Habitatfaktoren Relief und Klima ausgewirkt haben. Weitere mögliche Fehlerquellen einer Brutvogelkartierung an sich sind MÜHLENBERG (1993) sowie STEFFENS et al. (1998a) zu entnehmen. Da die Brutvogelpunktkartierung keine Absenz- und Abundanz-Daten und keine Angaben zum Bruterfolg enthält, eignet sie sich weder zur Erstellung eines Habitatmodells mit Hilfe einer Diskriminanz- oder Regressionsanalyse (vgl. Kap. 7.2.2 und KLEYER et al. 1999) noch zur Bestimmung der Habitatqualität (vgl. Kap. 7.2.2 und MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Während die Klimadaten flächendeckend und ohne erkennbare Fehler geliefert wurden, fehlten bei den Boden- und Reliefdaten die Daten für kleinere Gebiete (vgl. Kap. 5.2.2), was bei der Datenaufbereitung „behoben“ werden konnte (vgl. Kap. 5.3.1). Über mögliche Fehler bei der Erfassung dieser Daten können hier jedoch keine Angaben gemacht werden. Bei den Biotopdaten wurden zwei Fehler festgestellt, von denen einer bei der Datenaufbereitung korrigiert wurde, während der andere zum Ausschluss eines Teilgebietes von der Datenauswertung führte (vgl. Kap. 5.3.2).

Auf die Schwierigkeiten bei der Erkennung und Benennung von Biotoptypen auf Grundlage von CIR-Luftbildern wird vom SÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1994) sowie von GLASER (1997) hingewiesen. Nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) ist bei CIR-Biotoptypenkartierungen generell mit einer Fehlerquote von 3% bis 10% der Gesamtfläche zu rechnen. Bei der Klassenbildung der Biotopdaten wurden hier allerdings nur solche Kartiereinheiten berücksichtigt, die nach dem SÄCHSISCHEN LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1994) bei der CIR-Biotoptypenkartierung „sicher“ erkannt werden konnten (vgl. Kap. 5.2.3). Im Einzelfall aufgetretene Fehler sollten sich zudem bei der großen Anzahl ausgewerteter Brutreviere und Vergleichsflächen nicht negativ in den Ergebnissen bemerkbar machen. Nach FRIETSCH (1997: 7) ist die CIR-Biotoptypenkartierung insgesamt „als eine flächendeckende Momentaufnahme des Landschaftszustandes eine wichtige Datengrundlage für die unterschiedlichsten naturschutzfachlichen und landschaftsplanerischen Zwecke“.

Auswahl der bei der statistischen Auswertung zu betrachtenden Maßstabsebene

Bei Untersuchungen zur Habitatwahl von Vögeln kommt der Auswahl der zu betrachtenden Maßstabsebene eine besondere Bedeutung zu (vgl. Kap. 7.1.5; WIENS 1989b, WIENS 1989a, PRIBIL & PICMAN 1997, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Da in der vorliegenden Arbeit der Einfluss der Landschaftsstruktur i.w.S. auf die Bruthabitatwahl untersucht werden sollte, erschien es zweckmäßig, die bei der statistischen Auswertung zu betrachtende Maßstabsebene an der Größe eines einzelnen Brutreviers zu orientieren und somit die sog. „individuelle Maßstabsebene“ zu wählen (WIENS et al. 1987 zit. in MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Die obere Grenze dieses Auswertungsmaßstabs wird hier durch die Revierfläche der Brutreviere, die untere Grenze durch die Rasterzellengröße der Landschaftsdaten bestimmt (vgl. Kap. 5.3.1 bis 5.3.3 sowie GUSTAFSON 1998, O'NEILL et al. 1996). Um die Brutreviere mit den Vergleichsflächen vergleichen zu können, mussten obere und untere Grenze bei beiden gleich sein. Dies ist hier gegeben. Von der „individuellen Maßstabsebene“ der statistischen Auswertung zu unterscheiden ist die regionale Maßstabsebene des Untersuchungsgebietes der vorliegenden Arbeit: Der Bezugsraum für die hier erzielten Ergebnisse der Habitatanalyse ist der RBL (vgl. Kap. 1 und MCGARIGAL & MCCOMB 1995).

Sämtliche untersuchten Brutreviere wurden durch Pufferung mit einem einheitlichen Pufferradius von 100 m aus Punktdaten „künstlich“ erzeugt (vgl. Kap. 5.3.3). Die resultierende Revierfläche von 3,14 ha wurde unter Berücksichtigung der untersuchten Fragestellung (vgl. Kap. 1) als ein realitätsnaher, ökologisch vertretbarer und aussagekräftiger Kompromiss für alle drei Arten angesehen. Jedoch können die hier untersuchten Brutreviere hinsichtlich ihrer Größe und Form nicht mit im Gelände kartierten realen Brutrevieren gleichgesetzt werden (vgl. Kap. 5.3.3 und MÜHLENBERG 1993). Die Auswahl des Pufferradius und die „künstliche“ Abgrenzung der Brutreviere sind entscheidende Einflussgrößen auf die ermittelten Habitatpräferenzen (vgl. WIENS 1989b, WIENS 1989a, MCGARIGAL & MCCOMB 1995, PRIBIL & PICMAN 1997, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Die untersuchten Landschaftsdaten wurden, unabhängig von ihrem Ausgangsmaßstab, im Verlauf der Datenaufbereitung mit einer Rasterzellengröße von 10 x 10 m gerastert (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 5.3.2). Die Rasterzellengröße beeinflusst die Berechnung der LSM (vgl. Kap. 5.4.4; MCGARIGAL & MARKS 1995, HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996, HERZOG & LAUSCH 2001) und die Ermittlung der Habitatpräferenzen (MCGARIGAL & MCCOMB 1995). In Bezug auf die Biotopdaten im Maßstab 1 : 10 000 kann ein 3,14 ha großes Brutrevier rein

rechnerisch aus 314 Rasterzellen mit verschiedenen Biotopklassen bestehen, in Bezug auf die Klimadaten mit einer Auflösung von 1 x 1 km wird es sich dagegen meist aus 314 Rasterzellen mit dem gleichen Wert zusammensetzen. Aufgrund der großräumigen Verteilung der Brutreviere und Vergleichsflächen über den gesamten RBL war es dennoch möglich, Habitatpräferenzen für bestimmte klimatische Habitatfaktoren zu ermitteln (vgl. Kap. 6.4).

Räumliche Autokorrelation und Multikollinearität der Habitatfaktoren

Bei raumbezogenen Untersuchungen ist immer mit dem Einfluss räumlicher Autokorrelation zu rechnen (SCHRÖDER 2000). Das bedeutet für diese Arbeit: Je näher zwei Brutreviere und Vergleichsflächen beieinander liegen, desto ähnlicher sind sich in der Regel die Werte der in ihnen gemessenen Habitatfaktoren (LEGENDRE & FORTIN 1989 zit. in SCHRÖDER 2000). Mit Hilfe spezieller Verfahren können die möglichen Auswirkungen räumlicher Autokorrelation überprüft werden (SCHRÖDER 2000). Diese Überprüfung hätte allerdings den Rahmen der vorliegenden Arbeit gesprengt.

Ein weiteres Problem bei Habitatanalysen stellt die Multikollinearität von Landschaftsdaten, d.h. eine starke Korrelation von Habitatfaktoren wie z.B. Höhenlage, Temperatur und Niederschlag, dar, da sie die Aussagekraft der Ergebnisse verringert (SCHRÖDER 2000). Um zu überprüfen, wie stark die hier untersuchten Habitatfaktoren miteinander korrelieren, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt (vgl. Kap. 5.4.6 und Kap. 6.3 sowie SACHS 1997). Da im RBL zwischen Höhenlage und Niederschlag ein starker Zusammenhang besteht, werden die entsprechenden Ergebnisse in Kap. 6.4 und Kap. 7.1 vorsichtig interpretiert und diskutiert. Auf einen Ausschluss stark korrelierter Habitatfaktoren konnte in der vorliegenden Arbeit jedoch verzichtet werden, weil bei der Datenauswertung keine multivariaten statistischen Verfahren verwendet wurden (vgl. SACHS 1997).

Auswahl der Landschaftsdaten und Landschaftsstrukturmaße

Die Auswahl der in die vorliegende Untersuchung eingegangenen Landschaftsdaten und LSM erfolgte auf Grundlage der in Kap. 4.3 formulierten artspezifischen Hypothesen. Diese Hypothesen wurden wiederum v.a. aus den in der Literatur gemachten Angaben über die Habitatansprüche der drei Arten abgeleitet (vgl. Kap. 4.2). Die Auswahl der Landschaftsdaten und LSM basiert damit auf beobachteten, beschriebenen und zumindest z.T. erklärten ökologischen Zusammenhängen (vgl. Kap. 7.2.2) – es wurde also nicht „im Trüben gefischt“ (GUSTAFSON 1998). Dies ist von Bedeutung, weil sich bei der Untersuchung des Einflusses

vieler verschiedener Habitatfaktoren auf die Bruthabitatwahl immer statistische Signifikanzen ermitteln lassen, die aber an sich keine Aussagen über zugrundeliegende Kausalitäten ermöglichen und daher oft keinen „ökologischen Sinn“ ergeben (vgl. Kap. 7.2.2 und MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, MORRISON et al. 1998). In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass hier für jede Vogelart „nur“ der Einfluss von 20 Habitatfaktoren statistisch überprüft wurde (vgl. Kap. 4.3). Es ist möglich, dass weitere wichtige Habitatfaktoren vernachlässigt wurden (vgl. MORRISON et al. 1998).

Auch bei der Klassenbildung der Boden- und Biotopdaten wurde unter Berücksichtigung der untersuchten Fragestellung auf eine ökologisch sinnvolle Zusammenfassung der Kartiereinheiten geachtet (vgl. Kap. 5.3.1 und Kap. 5.3.2). Die Anzahl und Auswahl der thematischen Klassen ist eine entscheidende Einflussgröße auf die erzielten Ergebnisse (BLASCHKE 1999b, MORRISON et al. 1998). Bei einer anderen Klassenbildung als der hier vorgenommenen können sich demnach die ermittelten Habitatpräferenzen verschieben.

Auf Grundlage der mit einer Rasterzellenweite von 10 x 10 m ins Rasterformat konvertierten Biotopdaten wurden LSM berechnet (vgl. Kap. 5.3.2 und Kap. 5.4.4). Die Grenzen einzelner Landschaftselemente werden im Rasterformat anders abgebildet als im Vektorformat. Dies beeinflusst die Werte der hier verwendeten Flächen-, Kanten- und Formmaße MPS, ED, MSI und AWMSI (vgl. Kap. 5.3.2 und MCGARIGAL & MARKS 1995, HERZOG & LAUSCH 2001). Ferner beziehen sich sämtliche LSM auf die „künstlichen“ Brutreviere bzw. Vergleichsflächen – ohne Rücksicht darauf, wie es jenseits der „künstlichen“ Grenze eines Brutreviers bzw. einer Vergleichsfläche weitergeht (vgl. GUSTAFSON 1998, O’NEILL et al. 1996). So betreffen z.B. die hier berechneten mittleren Größen von Äckern, Wiesen und Weiden immer nur deren Flächenanteile innerhalb der Brutreviere und Vergleichsflächen.

Grundsätzlich können LSM wichtige Eigenschaften einer Landschaft beschreiben (DRAMSTAD et al. 1998). Um sie richtig interpretieren zu können, ist jedoch ein vollständiges Verständnis ihrer Berechnung und Bedeutung Voraussetzung (MCGARIGAL & MARKS 1995, HARGIS et al. 1998). Mit Ausnahme der Formmaße MSI und AWMSI sind alle hier verwendeten LSM leicht quantifizierbar und interpretierbar (vgl. Anhang und HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996). Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass mit den hier berechneten LSM nicht die komplexen Habitatstrukturen der untersuchten Brutreviere beschrieben, sondern signifikante Unterschiede zwischen den Brutrevieren und zufällig gewählten Vergleichsflächen ermittelt werden sollten.

7.2.2 Chancen und Grenzen des *Resampling*-Verfahrens im Vergleich mit anderen statistischen Verfahren zur Habitatanalyse

Angesichts der verwendeten Datengrundlagen, dem „Skalen-Sprung“ zwischen der kleinen Revierfläche der Brutreviere und der großen Gesamtfläche des RBL, über den die Brutreviere verteilt sind, sowie den sehr unterschiedlichen Stichprobenumfängen der Brutreviere und Vergleichsflächen war es in der vorliegenden Untersuchung nur mit Hilfe des *Resampling*-Verfahrens möglich, die in Kap. 4.3 formulierten Hypothesen zu überprüfen und statistische Signifikanzaussagen zu ermitteln (KÜHN, mündl. Mitt. 2002).

Das *Resampling*-Verfahren ersetzt in der vorliegenden Untersuchung „klassische“ statistische Testverfahren wie z.B. den *t*-Test oder χ^2 -Test (vgl. Kap. 5.4.5). Es dient hier dem Nachweis statistisch signifikanter Unterschiede zwischen den Brutrevieren und zufällig gewählten Vergleichsflächen und damit der Entscheidung zwischen den in Kap. 4.3 formulierten Alternativhypothesen und den jeweils entgegengesetzten Nullhypothesen (vgl. Kap. 5.4.5 und SIMON 1997). Im Vergleich mit einem „einfachen“ *t*-Test oder χ^2 -Test leistet das *Resampling*-Verfahren in der vorliegenden Untersuchung jedoch weitaus mehr.

Das *Resampling*-Verfahren leistet hier folgendes (vgl. Kap. 5.4.5):

- die 999-mal wiederholte zufällige Auswahl einer bestimmten Anzahl von Vergleichsflächen aus insgesamt 14 224 zur Verfügung stehenden Vergleichsflächen;
- die Berechnung der Mittelwerte eines jeden Habitatfaktors für die 999 mittleren Vergleichsflächen sowie für das mittlere Brutrevier der jeweiligen Art;
- den eigentlichen Test, ob sich das mittlere Brutrevier auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 5\%$ hinsichtlich eines Habitatfaktors signifikant von den Vergleichsflächen unterscheidet;
- die Berechnung der jeweiligen empirischen Irrtumswahrscheinlichkeit *P* (*P*-Wert).

In der biologischen und ökologischen Forschung finden *Resampling*-Verfahren und die mit ihnen verwandten *Randomization*-Verfahren und Monte-Carlo-Simulationen mittlerweile vielfach Verwendung (vgl. MANLY 1998). So modellieren z.B. BLACKBURN & GASTON (2001) den Einfluss eines regionalen Vogelarten-Pools auf lokale avifaunistische Biozönosen, indem sie die Eigenschaften von zufällig aus dem regionalen Vogelarten-Pool erzeugten Brutvogelgemeinschaften mit denen einer real erfassten Brutvogelgemeinschaft vergleichen.

Demgegenüber nutzen STOCKWELL & PETERSON (2002) das *Resampling* bei der Erzeugung eines Datensatzes von Präsenz-Absenz-Daten für Vogelarten, mit dem sie untersuchen, wie verschiedene Stichprobenumfänge die Genauigkeit von Habitatmodellen beeinflussen.

Im Vergleich mit „klassischen“ statistischen Testverfahren wie dem *t*-Test oder χ^2 -Test schneiden *Randomization*-Verfahren unter „normalen“ Bedingungen, bei denen die Voraussetzungen für die Anwendung des jeweiligen Tests erfüllt sind (vgl. BÖHNER 1990, KÖHLER et al. 1996, BAHRENBERG et al. 1999, ZAR 1999), in etwa gleich gut ab (MANLY 1998). Sind die jeweiligen Testvoraussetzungen nicht erfüllt, wie z.B. durch nicht normalverteilte Daten, scheinen *Randomization*-Verfahren nach heutigen Erkenntnissen sogar überlegen zu sein (MANLY 1998). Ein Teil der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Daten ist nicht normalverteilt (vgl. Kap. 6.3). Vor diesem Hintergrund könnte auch das hier verwendete *Resampling* zur Aufdeckung von mehr tatsächlich bestehenden signifikanten Unterschieden zwischen den Brutrevieren und zufällig gewählten Vergleichsflächen geführt haben als die Anwendung eines „klassischen“ statistischen Testverfahrens. Dies lässt sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht nachprüfen.

Mit dem *Resampling*-Verfahren konnten im RBL auf Grundlage punktueller Präsenz-Daten – ohne Absenz- und Abundanz-Daten (s.u.) – zahlreiche Bruthabitatpräferenzen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz für einzelne Habitatfaktoren statistisch nachgewiesen werden (vgl. Kap. 6.4). Je signifikanter der dabei festgestellte Unterschied zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen, desto größer ist der mutmaßliche Einfluss (s.u.) des einzelnen Habitatfaktors auf die Bruthabitatwahl (KÜHN, mündl. Mitt. 2002).

Mit Hilfe sog. Habitatpräferenzindizes wie dem *Ivlev's Electivity Index* lassen sich, zunächst ohne statistische Signifikanzaussagen, ebenfalls Unterschiede zwischen dem Angebot und der Nutzung bestimmter Habitatfaktoren quantifizieren und als Habitatbindung oder -meidung interpretieren (vgl. STORCH 2002, KLENNER & HUGGARD 1998, MORRISON et al. 1998, KREBS 1989, LECHOWICZ 1982). In Verbindung mit statistischen Testverfahren wie dem *t*-Test oder χ^2 -Test können diese Habitatpräferenzen auf ihre statistische Signifikanz hin überprüft und ähnliche Aussagen wie in der vorliegenden Arbeit getroffen werden (vgl. AHRENS 1998, BLASCHKE 1997a, BLASCHKE 1997b, PRIBIL & PICMAN 1997).

Im Vergleich mit multivariaten Habitatanalyse-Verfahren wie einer multiplen logistischen Regression hat das hier angewendete *Resampling*-Verfahren – wie die anderen genannten

statistischen Testverfahren – jedoch einen entscheidenden Nachteil: Es kann nicht die Einflussstärke eines einzelnen Habitatfaktors auf die Habitatwahl im Verhältnis zu den anderen untersuchten Habitatfaktoren quantifizieren (vgl. MCGARIGAL et al. 2000, BAHRENBERG et al. 1992, JAMES & MCCULLOCH 1990). Daher können weder Rangfolgen der wichtigsten Habitatfaktoren noch sog. „landschaftliche Schlüsselfaktoren“ identifiziert werden, d.h. diejenigen Habitatfaktoren, die das Vorkommen oder Nichtvorkommen einer Art am besten erklären (vgl. JENTSCH 2002, SCHRÖDER 2000, KLEYER et al. 1999, KUHN & KLEYER 1999, KUHN et al. 1998, KUHN 1997).

Der Einsatz multivariater statistischer Verfahren war in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht möglich, da weder Absenz- noch Abundanz-Daten für die drei Arten vorlagen (s.o.; vgl. SCHRÖDER 2000, KLEYER et al. 1999, MÜHLENBERG 1993). Für Habitatanalysen ohne Absenz-Daten könnte in Zukunft evtl. der von HIRZEL (2001) und HIRZEL et al. (2002) verfolgte Lösungsansatz der *Ecological-Niche Factor Analysis* sowie deren BIOMAPPER-Programm (HIRZEL et al. 2001) eine vielversprechende Perspektive aufzeigen, im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte dies aber noch nicht miteinbezogen werden. Eine kritische Erörterung multivariater statistischer Verfahren u.a. im Hinblick auf Habitatanalysen ist bei JAMES & MCCULLOCH (1990) zu finden.

Bei sämtlichen Verfahren zur Habitatanalyse werden die Ergebnisse entscheidend davon beeinflusst, welche Habitatfaktoren wie in die Untersuchung einbezogen werden (vgl. Kap. 7.2.1 und MORRISON et al. 1998) – wobei das „*Garbage In – Garbage Out*“-Prinzip gilt. So wäre es in einer Untersuchung wie der vorliegenden evtl. besser, nur die Hauptlebensräume der untersuchten Art beim *Resampling* zu berücksichtigen (z.B. Agrarlandschaft beim Rebhuhn), anstatt die Vergleichsflächen über die gesamte Landschaft inkl. der Siedlungen etc. zu verteilen (vgl. Diskussion „Grenzliniendichte“ in Kap. 7.1.1 und JONES 2001). Allerdings besteht die Schwierigkeit in der Bestimmung und Abgrenzung dieser Hauptlebensräume.

Ein weiteres grundsätzliches Problem aller statistischen Habitatanalysen besteht darin, dass ein ermittelter statistischer Zusammenhang nicht notwendigerweise eine zugrundeliegende biologische Kausalität voraussetzt (WIENS 1976, KUHN et al. 1998, MORRISON et al. 1998). Es stellt sich immer die Frage: Warum wird ein bestimmter Habitatfaktor bevorzugt oder gemieden (ROSENZWEIG 1985) bzw. was wird „wirklich“ präferiert (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997)? Vielleicht präferiert z.B. der Flussregenpfeifer Braunkohlentagebaue gar nicht „direkt“ als Bruthabitat, sondern nur „indirekt“, weil es dort zur Brutzeit mehr Nahrung und weniger

Konkurrenten, Prädatoren oder Parasiten gibt (vgl. ROSENZWEIG 1985, DUNNING et al. 1992). Der sichere Nachweis einer „wirklichen“ Habitatpräferenz ist allerdings schwierig und so begnügt man sich meist damit, Korrelationen statt Kausalitäten nachzuweisen (WIENS 1976), insbesondere wenn diese biologisch und ökologisch plausibel erscheinen.

Schließlich sind von den „direkten“ und „indirekten“ Faktoren, die die Wahl eines Brutplatzes beeinflussen, solche zu trennen, die über den Bruterfolg und damit die Qualität eines Bruthabitats entscheiden (vgl. Kap. 2; GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen also,

- dass sich die untersuchten Brutreviere des Rebhuhns, Flussregenpfeifers und Kiebitzes im RBL hinsichtlich zahlreicher Habitatfaktoren signifikant von zufällig gewählten Landschaftsausschnitten unterscheiden;
- welche Ausprägungen dieser Habitatfaktoren bevorzugt bzw. gemieden werden.

Sie geben aber keine Auskunft darüber,

- in welcher Rangfolge diese Habitatfaktoren die Bruthabitatwahl beeinflussen;
- warum diese Habitatfaktoren die Bruthabitatwahl beeinflussen;
- wie die Habitatqualität in den Brutrevieren ist.

8 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde der Frage nachgegangen, ob sich die von 1993 bis 1995 im Regierungsbezirk Leipzig kartierten Brutvorkommen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz bzw. die „künstlichen“ Brutreviere, die aus diesen Punktdaten mit einem einheitlichen Pufferradius von 100 m erzeugt wurden, hinsichtlich ihrer abiotischen, biotischen und strukturellen Eigenschaften signifikant von zufällig aus dem Untersuchungsgebiet gewählten Landschaftsausschnitten unterscheiden oder nicht.

Zur Beantwortung dieser Frage wurden jeweils 20 artspezifische Hypothesen zum Einfluss ausgewählter Landschaftsfaktoren, Landnutzungen und Landschaftsstrukturen auf die Bruthabitatwahl von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz aus der Literatur abgeleitet und statistisch überprüft. Mit Hilfe Geographischer Informationssysteme wurden dafür Klima-, Boden-, Relief- und Biotopdaten aufbereitet und ausgewertet sowie mit Hilfe eines Landschaftsstrukturanalyse-Programms ausgewählte Landschaftsstrukturmaße berechnet.

Die statistische Überprüfung der Hypothesen erfolgte mit Hilfe eines *Resampling*-Verfahrens. Dabei wurden 999-mal so viele Vergleichsflächen, wie Brutreviere für die Überprüfung der jeweiligen Hypothese zur Verfügung standen, aus einer Menge von über 14 000 gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilten Vergleichsflächen zufällig gezogen. Die abiotischen, biotischen und strukturellen Eigenschaften der 3,14 ha großen Vergleichsflächen wurden anschließend mit denen der ebenfalls 3,14 ha großen Brutreviere verglichen. Auf diesem Weg konnten für zahlreiche Habitatfaktoren statistisch signifikante Unterschiede zwischen dem mittleren Brutrevier von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz sowie den jeweils 999 mittleren Vergleichsflächen festgestellt werden.

Die Brutreviere des Rebhuhns befinden sich im Regierungsbezirk Leipzig signifikant häufiger als die zufällig gewählten Vergleichsflächen in tief gelegenen, warmen und trockenen Gebieten mit hohen Windgeschwindigkeiten und Gebieten mit einem hohen Flächenanteil von Ackerland, Brach- und Ruderalflächen sowie Wirtschaftswegen. Sie zeichnen sich ferner durch einen hohen Flächenanteil von Landschaftselementen mit ruderalen Säumen und eine vergleichsweise hohe Dichte von Ruderalflächen aus. Für weitere in der Literatur genannte Habitatpräferenzen des Rebhuhns, z.B. für Böden aus lehmigen und schluffigen Substraten, Baumreihen, Einzelbäume, Hecken und Gebüsche, eine hohe Dichte von Grenzlinien sowie eine geringe Größe von Ackerflächen, konnten auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 5\%$ jedoch

keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Brutrevieren und Vergleichsflächen im Regierungsbezirk Leipzig ermittelt werden. So mussten beim Rebhuhn schließlich 11 der 20 untersuchten Hypothesen abgelehnt werden.

Beim Flussregenpfeifer und Kiebitz konnten dagegen jeweils 16 der 20 überprüften Hypothesen angenommen werden. So befinden sich die Brutreviere des Flussregenpfeifers in tief gelegenen, warmen und trockenen Gebieten, Gebieten mit einem hohen Flächenanteil von Böden aus grobkörnigen Substraten, Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen, Ruderal- und Brachflächen, Fließ- und Stillgewässern, Ablass- und Absatzstellen, Spülbecken sowie Bauflächen signifikant häufiger, in Gebieten mit einem hohen Flächenanteil von Böden aus feinkörnigen Substraten signifikant seltener als bei zufälliger Bruthabitatwahl zu erwarten. Außerdem unterscheiden sich seine Brutreviere durch einen hohen Flächenanteil von offenen Flächen und Sonderflächen mit Pioniervegetation sowie eine hohe Dichte der Uferlinien von Fließgewässern signifikant von zufällig gewählten Landschaftsausschnitten. Kein statistisch signifikantes Ergebnis wurde hingegen für eine Bevorzugung von Kies- und Sandgruben im Regierungsbezirk Leipzig erzielt.

Der Kiebitz brütet in tief gelegenen, ebenen, warmen und trockenen Gebieten, Gebieten mit einem hohen Flächenanteil von Böden aus tonigen und lehmigen Substraten, anthropogen umgelagerten Substraten, Ackerland, Grünland sowie Sümpfen und Mooren signifikant häufiger als bei zufälliger Bruthabitatwahl zu erwarten. Dies gilt ferner für Gebiete mit relativ großen, „quadratischen“ Äckern, Wiesen und Weiden sowie einer geringen Dichte von Grenzlinien. Für eine Bevorzugung von Braunkohlentagebauflächen, Stillgewässern sowie offenen Flächen und Sonderflächen mit Pioniervegetation wurden dagegen keine statistisch signifikanten Ergebnisse ermittelt. In Gebieten mit einem hohen Flächenanteil von Böden aus schluffigen Substraten siedelt der Kiebitz schließlich signifikant seltener als bei zufälliger Bruthabitatwahl zu erwarten.

Die signifikanten Unterschiede zwischen dem Angebot bestimmter Habitatfaktoren im Regierungsbezirk Leipzig und deren Nutzung durch die drei untersuchten Vogelarten in den Brutrevieren werden hier, der gegebenen Definition des Begriffes „Habitatpräferenz“ folgend, als Bevorzugung oder Meidung der entsprechenden Habitatfaktoren interpretiert. Auf der bei der statistischen Auswertung betrachteten „individuellen Maßstabebene“ der Brutreviere und mit den verwendeten Materialien und Methoden konnten somit auf Grundlage punktueller Präsenz-Daten der Jahre 1993 bis 1995 erfolgreich Bruthabitatpräferenzen von Rebhuhn,

Flussregenpfeifer und Kiebitz im Regierungsbezirk Leipzig nachgewiesen werden. Dabei ist jedoch grundsätzlich zu hinterfragen, ob wirklich „direkt“ die untersuchten landschaftlichen Habitatfaktoren oder aber damit zusammenhängende oder nichtzusammenhängende Faktoren wie z.B. das Vorkommen von Nahrung, Konkurrenten und Prädatoren die Bruthabitatwahl der drei Vogelarten entscheidend beeinflussen.

Das *Resampling*-Verfahren erwies sich für die spezifische Problemstellung und Zielsetzung als zielführende Alternative zu „klassischen“ statistischen Testverfahren wie dem *t*-Test oder χ^2 -Test. Die mit dem *Resampling*-Verfahren erzielten Ergebnisse sind zudem sehr gut nachvollziehbar, reproduzierbar und interpretierbar. Aufgrund des Fehlens von Absenz- und Abundanz-Daten konnten multivariate statistische Verfahren wie die für Habitatanalysen häufig verwendete multiple logistische Regression in der vorliegenden Arbeit nicht eingesetzt werden. Die sich unmittelbar an diese Untersuchung anschließenden Fragen, warum und in welcher Rangfolge die Habitatfaktoren, für deren Bevorzugung oder Meidung statistisch signifikante Testergebnisse erzielt wurden, bei der Bruthabitatwahl der drei Vogelarten von Bedeutung sind, können und sollen hier nicht beantwortet werden.

Die für den Regierungsbezirk Leipzig ermittelten Bruthabitatpräferenzen von Rebhuhn, Flussregenpfeifer und Kiebitz können z.B. auf folgenden Gebieten in der Forschung und Planung Anwendung finden: Erstellung weiterführender Habitat- und Populationsmodelle, Durchführung von Gefährdungsanalysen sowie naturschutzfachliche Landschaftsplanung und Landschaftsbewertung mit den Arten und für die Arten.

Literaturverzeichnis

- ABRESCH, J.-P., GASSNER, E. & KORFF, J. VON (2000): *Naturschutz und Braunkohlesanierung*. – Angewandte Landschaftsökologie 27, Bonn: 427.
- AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. – 4. Aufl., Hannover: 392.
- AHRENS, M. (1998): *GIS-gestützte Untersuchungen zur Habitatstruktur der Heidelerche (Lullula arborea) auf einem ehemaligen militärischen Truppenübungsgelände (Rote Fläche 3b) im Naturschutzpark Lüneburger Heide*. – Unveröff. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen: 180.
- ALTMOOS, M. (1999): *Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozessschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig*. – UFZ-Bericht 18/1999, Stadtökologische Forschungen 23, Dissertation, Universität Leipzig: 252.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & NIPPER, J. (1992): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik*. – 2. Aufl., Stuttgart: 415.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & NIPPER, J. (1999): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 1: Univariate und bivariate Statistik*. – 4. Aufl., Stuttgart: 234.
- BAIRLEIN, F. (1998): Die Vogelwelt rekultivierter Standorte. – In: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz*. – Berlin: 316-324.
- BARTHEL, P.H. & MAY, H. (1996): Jahresvogel 1996: Kiebitz. Flugkünstler vor dem Absturz. – *Naturschutz heute* 1/96 [Online]: 8-9. URL: <http://www.nabu.de/nh/archiv/kiebitz196.htm>.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. – 2. Aufl., Heidelberg: 564.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1997): *Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung*. – 2. Aufl., Wiesbaden: 715.
- BEAMAN, M. & MADGE, S. (1998): *Handbuch der Vogelbestimmung: Europa und Westpaläarktis*. – Stuttgart: 867.

- BERKNER, A. (1998): Naturraum und ausgewählte Geofaktoren im Mitteldeutschen Förderraum - Ausgangszustand, bergbaubedingte Veränderungen, Zielvorstellungen. – In: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz*. – Berlin: 767-779.
- BERKNER, A. (2001): Von der Tagebau- zur Seenlandschaft. Wasserwirtschaftliche Sanierung im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. – *Geographische Rundschau* 53 (9): 11-18.
- BERNHARDT, A., HAASE, G., MANNSFELD, K., RICHTER, H. & SCHMIDT, R. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. – *Sächsische Heimatblätter* 32: 145-228.
- BETTINGER, P., BRADSHAW, G.A. & WEAVER, G.W. (1996): Effects of geographic information system vector-raster-vector data conversion on landscape indices. – *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1416-1425.
- BEZZEL, E. (1985): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas: Nonpasseriformes - Nichtsingvögel*. – Wiesbaden: 792.
- BEZZEL, E. & PRINZINGER, R. (1990): *Ornithologie*. – 2. Aufl., Stuttgart: 552.
- BEZZEL, E. (1991): Vogel des Jahres 1991: Steht das Rebhuhn noch auf der Tagesordnung? – *Naturschutz heute* 1/91 [Online]: 6-11. URL: <http://www.nabu.de/nh/archiv/rebhuhn191.htm>.
- BILL, R. (1999): *Grundlagen der Geo-Informationssysteme. Band 1: Hardware, Software und Daten*. – 4. Aufl., Heidelberg: 454.
- BLACKBURN, T.M. & GASTON, K.J. (2001): Local avian assemblages as random draws from regional pools. – *Ecography* 24: 50-58.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Verbreitung der Vögel im südlichen Bergischen Land. Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. – In: GESELLSCHAFT RHEINISCHER ORNITHOLOGEN (Hrsg.): *Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes* 12. – Düsseldorf: 225. Zugl.: Dissertation (1977), Universität Köln.
- BLASCHKE, T. (1997a): *Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen*. – *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 243, Trier: 320.
- BLASCHKE, T. (1997b): Weg vom reagierenden Naturschutz? Beispiele der Modellierung von Lebensräumen mit GIS als Grundlage der Bewertung und Planung. In: KRATZ, R. &

- SUHLING, F. (Hrsg.): *Geographische Informationssysteme im Naturschutz: Forschung, Planung, Praxis*. – Magdeburg: 31-49.
- BLASCHKE, T. (1999a): Habitatanalyse und Modellierung mit Desktop-GIS. – In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. – Heidelberg: 259-274.
- BLASCHKE, T. (1999b): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme. – In: WALZ, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung*. – IÖR-Schriften 29, Dresden: 9-25.
- BLASCHKE, T. & PETCH, J. (1999): Landscape structure and scale: comparative studies on some landscape indices in Germany and the UK. – In: MAUDSLEY, M.J. & MARSHALL, E.J.P. (Hrsg.): *Heterogeneity in Landscape Ecology: Pattern and Scale. Proceedings of the European IALE Conference held at the Long Ashton Research Station, Bristol, September 1999*. – IALE-UK Conference Series, Aberdeen: 75-84.
- BÖHNER, J. (1990): *Statistik für Geographen (oder: „Jetzt rechne ich selbst“)*. – Unveröff. Skript zur Vorlesung und Übung, Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen: 63.
- BRÄSECKE, R. (2002): Ausgeräumte Landschaft nimmt dem Rebhuhn das Lebensumfeld. Früher „Massenvogel“ - heute bedrohte Art der Roten Liste. – *LÖBF-Mitteilungen* 1/02: 16-23.
- BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG (Hrsg.) (2001): *Aktuelle Daten zur Entwicklung der Städte, Kreise und Gemeinden. Ausgabe 2000*. – Berichte 8, Bonn: 347.
- BUREL, F. (1993): Time lags between spatial pattern changes and species distribution changes in dynamic landscapes. – *Landscape and Urban Planning* 24: 161-166.
- CODY, M.L. (1985): An introduction to habitat selection in birds. – In: CODY, M.L. (Hrsg.): *Habitat Selection in Birds*. – Physiological Ecology, Orlando: 3-56.
- DATHE, H. (1953): *Der Flussregenpfeifer*. – Die neue Brehm-Bücherei 93, Leipzig: 38.
- DRAMSTAD, W.E., FJELLSTAD, W.J. & FRY, G.L.A. (1998): Landscape indices - useful tools or misleading numbers? – In: DOVER, J.W. & BUNCE, R.G.H. (Hrsg.): *Key Concepts in Landscape Ecology. Proceedings of the European IALE Conference held at the Myerscough College, Preston, September 1998*. – IALE-UK Conference Series, Aberdeen: 63-68.

- DUNNING, J.B., DANIELSON, B.J. & PULLIAM, H.R. (1992): Ecological processes that affect populations in complex landscapes. – *Oikos* 65 (1): 169-175.
- DUNNING, J.B., STEWART, D.J., DANIELSON, B.J., NOON, B.R., ROOT, T.L., LAMBERSON, R.H. & STEVENS, E.E. (1995): Spatially explicit population models: current forms and future uses. – *Ecological Applications* 5: 3-11.
- DWENGER, R. (1991): *Das Rebhuhn - Perdix perdix*. – 2. Aufl., Die Neue Brehm-Bücherei 447, Wittenberg: 144.
- FISCHER, J. (2002): Mündliche Mitteilung. – LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat Bodenkartierung / Geochemie, Dresden.
- FLADE, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung*. – Eching: 879. Zugl.: Dissertation (1993), Technische Universität Berlin.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986): *Landscape Ecology*. – New York: 619.
- FORMAN, R.T.T. (1995): *Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions*. – Cambridge: 632.
- FRIETSCH, G. (1997): Ergebnisse der CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in der Naturschutzpraxis. – In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): *Ergebnisse der CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in der Naturschutzpraxis*. – Heft 3/97, Dresden: 7-11.
- GEMBALLA, R. (2002): Mündliche Mitteilung. – LAF Sächsische Landesanstalt für Forsten, Fachbereich Bodenkunde / Waldernährung, Graupa.
- GLÄNZER, U. & BUCHMANN, H. (1987): Rebhuhn - *Perdix perdix*. – In: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1.2: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme*. – Stuttgart: 955-964.
- GLÄNZER, U., HAVELKA, P. & THIEME, K. (1993): *Rebhuhn-Forschung in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt im Strohgäu bei Ludwigsburg*. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 70, Karlsruhe: 107.

- GLASER, F.F. (1997): Möglichkeiten und Grenzen der Interpretation vegetationsbedeckter, insbesondere naturschutzrelevanter, Biotoptypen aus Colorinfrarot-Luftbildern. – In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): *Ergebnisse der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in der Naturschutzpraxis*. – Heft 3/97, Dresden: 12-18.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes*. – 2. Aufl., Wiesbaden: 700.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1999): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 6: Charadriiformes (1. Teil)*. – 3. Aufl., Wiesbaden: 840.
- GOTTSCHALK, T. (2002): *Entwicklung einer Methode zur GIS-gestützten Analyse avifaunistischer Daten unter Verwendung von Fernerkundungsdaten und deren Potential für die Nutzung in einem Umweltmonitoring*. – Vortrag am 03.04.2002 im UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- GUSTAFSON, E.J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? – *Ecosystems* 1: 143-156.
- HAASE, D. (2002): Mündliche Mitteilung. – UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig.
- HAINES-YOUNG, R. & CHOPPING, M. (1996): Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. – *Progress in Physical Geography* 20: 418-445.
- HARGIS, C.D., BISSONETTE, J.A. & DAVID, J.L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. – *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- HENLE, K., POSCHLOD, P. & BAHL, A. (1999): Gefährdungsanalysen auf populationsbiologischer Grundlage: Einführung in Konzepte und Begriffe. – In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. – Stuttgart: 46-52.
- HERZOG, F. & LAUSCH, A. (2001): Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. – *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 37-50.
- HILDÉN, O. (1965): Habitat selection in birds: a review. – *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75.

- HIRZEL, A. (2001): *When GIS Come to Life. Linking Landscape and Population Ecology for Large Population Management Modelling: the Case of Ibex (Capra ibex) in Switzerland.* – Dissertation, University of Lausanne: 106.
- HIRZEL, A., HAUSSER, J. & PERRIN, N. (2001): *BIOMAPPER: a GIS-toolkit to Model Habitat Suitability.* – Laboratory for Conservation Biology, Institute of Ecology, University of Lausanne. URL: <http://www.unil.ch/biomapper>.
- HIRZEL, A., HAUSSER, J., CHESSEL, D. & PERRIN, N. (2002): Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? – *Ecology* 83: 2027-2036.
- HÖLZINGER, J. (1987): Flussregenpfeifer - *Charadrius dubius*. – In: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1.2: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme.* – Stuttgart: 983-993.
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & MÜHLENBERG, M. (1993): *Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.* – Berichte aus der ökologischen Forschung 1, Jülich: 277.
- JAMES, F.C. & MCCULLOCH, C.E. (1990): Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? – *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 129-166.
- JEDICKE, E. (1996): Tierökologische Daten in raumbedeutsamen Planungen. – *Geographische Rundschau* 48: 633-639.
- JEDICKE, E. (1997): Ornithologische Daten in der Landschaftsplanung - Gründe, Wege, Chancen und Grenzen. – *Mitteilungen aus der NNA* 8 (2): 70-78.
- JENTSCH, A. & LAUSCH, A. (2001): *Brutvogelkartierung im Regierungsbezirk Leipzig im Zeitraum 1993-1995.* – Unveröff. Manuskript inkl. CD-ROM, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig: 68.
- JENTSCH, A. (2002): *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen.* – Unveröff. Diplomarbeit, Fachbereich Landbau / Landespflege, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH): 94.
- JOKIMÄKI, J. & HUHTA, E. (1996): Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. – *Ornis Fennica* 73: 97-113.

- JONES, J. (2001): Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. – *The Auk* 118: 557-562.
- KAULFUSS, W. & KRAMER, M. (2000): Naturlandschaften und Nutzungspotentiale Sachsens. – In: KOWALKE, H. (Hrsg.): *Sachsen*. – Perthes Länderprofile, Gotha: 49-88.
- KLENNER, W. & HUGGARD, D. (1998): Nesting and foraging habitat requirements of woodpeckers in relation to experimental harvesting treatments at Opax Mountain. – In: VYSE, A., HOLLSTEDT, C. & HUGGARD, D. (Hrsg.): *Managing the Dry Douglas-fir Forests of the Southern Interior: Workshop Proceedings. April 29-30, 1997, Kamloops, British Columbia, Canada*. – Working Paper 34, Ministry of Forests, Government of British Columbia, Victoria: 277-291.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, G. & SCHRÖDER, B. (1999): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (1996): *Biostatistik. Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler*. – 2. Aufl., Berlin: 285.
- KOOIKER, G. & BUCKOW, C.V. (1997): *Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land*. – Sammlung Vogelkunde, Wiesbaden: 144.
- KREBS, C.J. (1989): *Ecological Methodology*. – New York: 654.
- KRUG, H., KLAUS, D., BOTT, U. & BELLMANN, A. (1997): Neue Räume für Pflanzen und Tiere. Die Bedeutung des Tagebaurestloches Borna-Ost/Bockwitz für den Natur- und Artenschutz im Südraum Leipzig. – In: SÄCHSISCHE AKADEMIE FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg.): *Naturschutz in Bergbauregionen. Umsetzung von Naturschutzstrategien im Braunkohlebergbau*. – Heft 2/97, Dresden: 99-123.
- KUHN, W. (1997): *Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Bewertung von Habitateignung und -isolation mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems*. – Dissertation, Universität Stuttgart: 212.
- KUHN, W., BIEDERMANN, R. & KLEYER, M. (1998): *Das Überleben von Tierpopulationen in der Kulturlandschaft: Die Bedeutung von Habitatqualität, Flächengröße und Isolation*. – CD-ROM, Universität Rostock.
- KUHN, W. & KLEYER, M. (1999): Landschaftsanalyse. – In: AMLER, K., BAHL, A., HENLE, K., KAULE, G., POSCHLOD, P. & SETTELE, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der*

- Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren.* – Stuttgart: 53-66.
- KÜHN, I. (2002): Mündliche Mitteilung. – UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Biozönoseforschung, Halle.
- KÜSTER, S. (in Bearb.): *Untersuchungen raum-zeitlicher Veränderungen der Landschaftsstruktur und deren Einfluss auf die Verbreitung ausgewählter Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig.* – Unveröff. Diplomarbeit, Institut für Geographie, Universität Leipzig.
- LANDESVERMESSUNGSAMT SACHSEN (Hrsg.) (2001): *ATKIS - DGM 25: Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Geländemodell 25.* – Faltblatt, 3. Aufl., Dresden: 2.
- LAUSCH, A. (2002): Mündliche Mitteilung. – UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Leipzig.
- LECHOWICZ, M.J. (1982): The sampling characteristics of electivity indices. – *Oecologia* 52: 22-30.
- LESER, H. (1991): *Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung.* – 3. Aufl., Uni-Taschenbücher 521, Stuttgart: 647.
- LUNNEBORG, C.E. (2000): *Data Analysis by Resampling: Concepts and Applications.* – Pacific Grove: 568.
- LUTZE, G., WIELAND, R. & SCHULTZ, A. (1999): Habitatmodelle für Tiere und Pflanzen - Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. – In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung.* – Heidelberg: 223-236.
- MANLY, B.F.J. (1998): *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology.* – 2. Aufl., Texts in Statistical Science, London: 399.
- MANNFELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.) (1995): *Naturräume in Sachsen.* – Forschungen zur deutschen Landeskunde 238, Trier: 228.
- MATTHÄUS, G. (1992): Vögel - Hinweise zur Erfassung und Bewertung im Rahmen landschaftsökologischer Planungen. – In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutz*

- in der Planung. Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. BVDL-Tagung, Bad Wurzach, November 1991.* – *Ökologie in Forschung und Anwendung* 5, Weikersheim: 27-38.
- MAUERSBERGER, G. & GÖRNER, M. (1980): Die Erkundung innerer Habitatstrukturen und ihre Bedeutung für den Schutz von Arten und Biozönosen. – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 20 (3): 121-131.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1995): *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure.* – USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, Portland: 122.
- MCGARIGAL, K. & MCCOMB, W.C. (1995): Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. – *Ecological Monographs* 65 (3): 235-260.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. & STAFFORD, S. (2000): *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research.* – New York: 283.
- MORRISON, M.L., MARCOT, B.G. & MANNAN, R.W. (1998): *Wildlife-habitat Relationships. Concepts and Applications.* – 2. Aufl., Madison: 435.
- MÜHLENBERG, M. & HOVESTADT, T. (1992): Das Zielartenkonzept. – *NNA-Berichte* 5 (1): 36-41.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie.* – 3. Aufl., Uni-Taschenbücher 595, Wiesbaden: 512.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. (1997): *Kulturlandschaft als Lebensraum.* – Uni-Taschenbücher 1947, Wiesbaden: 312.
- NAGEL, P. (1999): Biogeographische Raumanalyse und Raumbewertung mit Tieren. – In: SCHNEIDER-SLIWA, R., SCHAUB, D. & GEROLD, G. (Hrsg.): *Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden.* – Berlin: 397-425.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (Hrsg.) (29.06.2002): *Die Vögel des Jahres seit 1971.* – URL: <http://www.nabu.de/vdj/Liste.htm>.
- NEEF, E. (1950): Landesplanung und geographische Forschung. – *Berichte zur deutschen Landeskunde* 7: 310-332.
- NICOLAI, B. (Hrsg.) (1993): *Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen.* – Jena: 314.

- O'NEILL, R.V., HUNSAKER, C.T., TIMMINS, S.P., JACKSON, B.L., JONES, K.B., RIITERS, K.H. & WICKHAM, J.D. (1996): Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. – *Landscape Ecology* 11: 169-180.
- ONNEN, J. & ZANG, H. (1995): Kiebitz - *Vanellus vanellus*. – In: ZANG, H., GROSSKOPF, G. & HECKENROTH, H. (Hrsg.): *Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Austernfischer bis Schnepfen*. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 2.5, Hannover: 115-133.
- OSING, H. (1993): *Der Flussregenpfeifer - Charadrius dubius (Scopoli, 1786), Charadrius dubius curonicus (Gmelin, 1789)*. – Bibliothek Natur und Wissenschaft 1, Solingen: 89.
- PEGEL, M. (1987): *Das Rebhuhn (Perdix perdix L.) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitwelfaktoren*. – Schriften des Arbeitskreises für Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen 18, Stuttgart: 198.
- PLACHTER, H. (1991): *Naturschutz*. – Uni-Taschenbücher 1563, Stuttgart: 463.
- PRIBIL, S. & PICMAN, J. (1997): The importance of using the proper methodology and spatial scale in the study of habitat selection by birds. – *Canadian Journal of Zoology* 75: 1835-1844.
- RAU, S., STEFFENS, R. & ZÖPHEL, U. (1999): Rote Liste Wirbeltiere. – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1999*. – Dresden: 24.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.) (1999): *Landschaftsrahmenplanung in Westsachsen*. – Leipzig: 74.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.) (2001): *Regionalplan Westsachsen*. – Leipzig: 160.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND WESTSACHSEN (Hrsg.) (29.05.2002): *Die Region*. – URL: <http://www.rpv-vestsachsen.de>.
- REICHHOLF, J.H. (1996): Der Kiebitz: Vogel des Jahres. – *Naturwissenschaftliche Rundschau* 49 (3): 86-90.
- ROSENZWEIG, M.L. (1985): Some theoretical aspects of habitat selection. – In: CODY, M.L. (Hrsg.): *Habitat Selection in Birds*. – Physiological Ecology, Orlando: 517-540.

- SACHS, L. (1997): *Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden.* – 8.Aufl., Berlin: 884.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.) (1994): *Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus Color-Infrarot-Luftbildern. Beschreibung der Kartiereinheiten und Luftbildinterpretationsschlüssel Freistaat Sachsen.* – Dresden: 178.
- SCHAEFER, M. (1992): *Ökologie.* – 3. Aufl., Wörterbücher der Biologie, Uni-Taschenbücher 430, Jena: 433.
- SCHÄFERS, G. (1990): *Das Rebhuhn. Bestandssituation und ihre Ursachen. Hegeempfehlungen.* – Wildschutzbericht 1/90, Umweltbehörde Hamburg: 34.
- SCHLÜTER, H. (1991): *Ökologische Gliederung und Bewertung des Bezirkes Leipzig nach Vegetationsmerkmalen.* – In: INSTITUT FÜR GEOGRAPHIE UND GEOÖKOLOGIE LEIPZIG (Hrsg.): *Ausgewählte geoökologische Entwicklungsbedingungen Nordwestsachsens (ehemaliger Bezirk Leipzig).* – Leipzig: 51-67.
- SCHRÖDER, B. (2000): *Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitataignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor.* – Landschaftsökologie und Umweltforschung 35, Dissertation, Technische Universität Braunschweig: 228.
- SCHUMAKER, N.H. (1998): *A Users Guide to the PATCH Model.* – EPA/600/R-98/135, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis: 120.
- SIMON, J.L. (1997): *Resampling: The New Statistics.* – 2. Aufl. [Online]: 436. URL: <http://www.resample.com/content/text/index.shtml>.
- STAATLICHES UMWELTFACHAMT LEIPZIG (Hrsg.) (1995): *Brutvogelatlas der Stadt und des Landkreises Leipzig.* – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1995, Leipzig: 137.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (Hrsg.) (29.05.2002): *Regionaldaten: Kreisstatistik.* – URL: <http://www.statistik.sachsen.de/Index/22kreis/unterseite22.htm>.
- STATSOFT (1997): *STATISTICA: Benutzerhandbuch.* – Tulsa: 638.
- STEFFENS, R., KRETZSCHMAR, R. & RAU, S. (1998a): *Atlas der Brutvögel Sachsens.* – In: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg.): *Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege 1998.* – Dresden: 132.

- STEFFENS, R., SAEMANN, D. & GRÖSSLER, K. (Hrsg.) (1998b): *Die Vogelwelt Sachsens*. – Jena: 530.
- STEIF, K. (1983): Zur Eignung von Vögeln als Bioindikatoren für die Landschaftsplanung. – *Natur und Landschaft* 58: 340-341.
- STOCKWELL, D.R.B. & PETERSON, A.T. (2002): Effects of sample size on accuracy of species distribution models. – *Ecological Modelling* 148:1-13.
- STORCH, I. (2002): On spatial resolution in habitat models: can small-scale forest structure explain capercaillie numbers? – *Conservation Ecology* 6 (1/6) [Online]: 27. URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art6>.
- SVENSSON, L., GRANT, P.J., MULLARNEY, K. & ZETTERSTRÖM, D. (1999): *Der neue Kosmos-Vogelführer: Alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens*. – Kosmos Naturführer, Stuttgart: 401.
- SYRBE, R.-U. (1999): Landschaftsmaße und ihre Aussagekraft auf der Basis geoökologischer Raumeinheiten im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. – In: WALZ, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung*. – IÖR-Schriften 29, Dresden: 27-40.
- TISCHENDORF, L. (1995): *Modellierung von Populationsdynamiken in strukturierten Landschaften*. – Dissertation, Philipps-Universität Marburg: 107.
- TURNER, M.G. (1989): Landscape ecology: the effect of pattern on process. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- TURNER, M.G., ARTHAUD, G.J., ENGSTROM, R.T., HEIL, S.J., LIU, J., LOEB, S. & MCKELVEY, K. (1995): Usefulness of spatially explicit population models in land management. – *Ecological Applications* 5: 12-16.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & O'NEILL, R.V. (2001): *Landscape Ecology in Theory and Practice. Pattern and Process*. – New York: 404.
- WALZ, U. (2001): *Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und der Geoinformatik*. – Berlin: 204. Zugl.: Dissertation (2000), Technische Universität Dresden.

- WIEDEMANN, D. (1998): Entwicklung ausgewählter Wirbeltierarten in Bergbaufolgelandschaften. – In: PFLUG, W. (Hrsg.): *Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz*. – Berlin: 645-653.
- WIEGAND, T., MOLONEY, K.A., NAVES, J. & KNAUER, F. (1999): Finding the missing link between landscape structure and population dynamics: a spatially explicit perspective. – *The American Naturalist* 154: 605-627.
- WIENS, J.A. (1976): Population responses to patchy environments. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 7: 81-120.
- WIENS, J.A. (1989a): *The Ecology of Bird Communities. Volume 1: Foundations and Patterns*. – Cambridge Studies in Ecology, Cambridge: 539.
- WIENS, J.A. (1989b): *The Ecology of Bird Communities. Volume 2: Processes and Variations*. – Cambridge Studies in Ecology, Cambridge: 316.
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O. & KNIEF, W. (1998): Rote Liste der Brutvögel (*Aves*). – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): *Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands*. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55, Bonn: 40-47.
- ZANG, H. (1985): Rebhuhn - *Perdix perdix*. – In: KNOLLE, F. & HECKENROTH, H. (Hrsg.): *Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Hühner- und Kranichvögel*. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 2.4, Hannover: 35-39.
- ZANG, H. & SEITZ, J. (1995): Flussregenpfeifer - *Charadrius dubius*. – In: ZANG, H., GROSSKOPF, G. & HECKENROTH, H. (Hrsg.): *Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen. Austernfischer bis Schnepfen*. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B, Heft 2.5, Hannover: 60-68.
- ZAR, J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*. – 4. Aufl., Upper Saddle River: 663.

Anhang

Programme zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen zahlreicher einzelner Landschaftsausschnitte mit FRAGSTATS

Formeln der mit FRAGSTATS für die Brutreviere und Vergleichsflächen berechneten Landschaftsstrukturmaße

Ergebnisse der Korrelationsanalyse der auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren

Karten 4 bis 12 (vgl. Kartenverzeichnis am Anfang der Arbeit)

Programme zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen zahlreicher einzelner Landschaftsausschnitte mit FRAGSTATS

AML-Skript zum automatischen Ausschneiden einzelner Landschaftsausschnitte aus den im Gridformat vorliegenden Biotopdaten mit ESRI ARCINFO (verändert nach WALZ 2001):

```
&type
&sv input = [response 'Name der auszuwertenden Landschaftskarte im Gridformat']
&type %input%
&sv landscape = [response 'Datei mit Grenzen der einzelnen Landschaftsausschnitte']
&sv l_item = [response 'Spalte mit individueller Nr. der Landschaftsausschnitte']
&sv xa = [response 'Erster auszuschneidender Landschaftsausschnitt']
&sv xe = [response 'Letzter auszuschneidender Landschaftsausschnitt']
&type %landscape%
&do i = %xa% &to %xe%
&stat 9999
arcplot
reselect %landscape% poly %l_item% = %i%
mapex %landscape%
polys %landscape%
writeselect seltemp%i%.tab
quit
reselect %landscape% temp%i% # seltemp%i%.tab
grid
setwindow temp%i%
t_grid%i% = selectpolygon (%input%, temp%i%, inside)
q
gridimage t_grid%i% # e%i% e
kill temp%i%
kill t_grid%i%
&end
```

BATCH-Datei zum automatischen Berechnen der Landschaftsstrukturmaße für zahlreiche einzelne Landschaftsausschnitte mit FRAGSTATS (zur Verfügung gestellt von und verändert nach LAUSCH, mündl. Mitt 2002):

```
For %%%a in (*.gis) do d:\v_bererw\fragstat.exe
%%a rblrw 10 $ 5 $ $ 0 40 $ $ $ $ $ $ $ $ %%%a

rem    fragstat.bat in das gleiche Verzeichnis wie fragstat.exe kopieren!
rem    Pfadangabe (in .bat-Datei) auf eigenes System anpassen (max. 8 Zeichen)!
rem    alle *.gis-Dateien in das gleiche Verzeichnis wie fragstat.exe kopieren!
rem    Output-Datei benennen (max. 8 Zeichen)!
rem    Programmparameter eingeben ($ Default):

rem    10    cell size of input data
rem    $    edge distance for core area metrics [keine Angabe]
rem    5    input data type [.gis-Dateien]
rem    $    rows [keine Angabe]
rem    $    columns [keine Angabe]
rem    0    background [Hintergrund]
rem    40    maximum number of patch types [40 Biotopklassen]
rem    $    weight file input [nein]
rem    $    ID image output [nein]
rem    $    description file input [nein]
rem    $    boundary weight [nein]
rem    $    diagonal neighbors [ja]
rem    $    search radius for nearest-neighbor metrics [keine Angabe]
rem    $    nearest-neighbor metrics [nein]
rem    $    patch indices [ja]
rem    $    class indices [ja]
```

Formeln der mit FRAGSTATS für die Brutreviere und Vergleichsflächen berechneten Landschaftsstrukturmaße

In den Formeln verwendete Symbole (verändert nach MCGARIGAL & MARKS 1995):

i	1, ..., m Klassen
j	1, ..., n <i>Patches</i> (Landschaftselemente)
k	1, ..., m Klassen
A	Gesamtfläche der Landschaft (m^2)
a_{ij}	Flächengröße des <i>Patches</i> ij (m^2)
E	Gesamtlänge der Grenzlinien in der Landschaft (m); hier ohne die äußere Grenze der Landschaft und ohne die Grenzen der Hintergrund- <i>Patches</i>
e_{ik}	Gesamtlänge der Grenzlinien in der Landschaft zwischen den Klassen i und k (m); hier ohne die gemeinsamen Grenzabschnitte der Klasse i und der Landschaft und ohne die gemeinsamen Grenzen der Klasse i und der Hintergrund- <i>Patches</i>
m	Anzahl der in der Landschaft vorhandenen Klassen
N	Gesamtzahl aller <i>Patches</i> in der Landschaft ohne Hintergrund- <i>Patches</i>
$n = n_i$	Anzahl der <i>Patches</i> von Klasse i in der Landschaft
p_{ij}	Umfang des <i>Patches</i> ij (m)

Die Formeln der verwendeten LSM (verändert nach MCGARIGAL & MARKS 1995):

- **Formel A-1a: Patch Density (PD) auf Landschaftsebene**

Dichte sämtlicher *Patches* (Dichtemaß)

$$PD = \frac{N}{A} (10\,000) (100)$$

Ebene: Landschaft

Einheit: #/100 ha

Bereich: $PD > 0$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Die PD ist auf Landschaftsebene gleich der Gesamtzahl aller *Patches* in der Landschaft, dividiert durch die Gesamtfläche (m^2) der Landschaft und multipliziert mit 10 000 und 100, um sie als Anzahl der *Patches* pro 100 ha angeben zu können.

- **Formel A-1b: *Patch Density* (PD) auf Klassen-Ebene**

Dichte der *Patches* von Klasse i (Dichtemaß)

$$PD = \frac{n_i}{A} (10\,000) (100)$$

Ebene: Klasse

Einheit: #/100 ha

Bereich: $PD > 0$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Die PD ist auf Klassen-Ebene gleich der Anzahl der *Patches* der betrachteten Klasse, dividiert durch die Gesamtfläche (m^2) der Landschaft und multipliziert mit 10 000 und 100, um sie als Anzahl der *Patches* der betrachteten Klasse pro 100 ha angeben zu können.

- **Formel A-2: *Mean Patch Size* (MPS) auf Klassen-Ebene**

Mittlere Größe der *Patches* von Klasse i (Flächenmaß)

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10\,000} \right)$$

Ebene: Klasse

Einheit: ha

Bereich: $MPS > 0$ (Begrenzung s.u.)

Beschreibung: Die MPS ist gleich der Summe der Flächengrößen (m^2) sämtlicher *Patches* der betrachteten Klasse, dividiert durch die Anzahl der *Patches* der betrachteten Klasse und dividiert durch 10 000, um sie in ha angeben zu können.

Die MPS kann hier bedingt durch die Rasterzellengröße der Daten und die Flächengröße der Brutreviere und Vergleichsflächen nur zwischen ca. 0,01 und 3,14 ha liegen.

- **Formel A-3a: *Edge Density* (ED) auf Landschaftsebene**

Dichte der Grenzlinien sämtlicher *Patches* (Kantenmaß)

$$ED = \frac{E}{A} (10\ 000)$$

Ebene: Landschaft

Einheit: m/ha

Bereich: $ED \geq 0$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Die ED ist auf Landschaftsebene gleich der Gesamtlänge (m) sämtlicher Grenzlinien in der Landschaft, dividiert durch die Gesamtfläche (m²) der Landschaft und multipliziert mit 10 000, um sie in m/ha angeben zu können. Hier wurden die äußeren Grenzen der Brutreviere und Vergleichsflächen und die Grenzen der Hintergrund-*Patches* mit fehlenden Daten nicht berücksichtigt.

Die ED ist auf Landschaftsebene gleich 0, wenn das jeweilige Brutrevier oder die jeweilige Vergleichsfläche aus einem einzigen *Patch* besteht.

- **Formel A-3b: *Edge Density* (ED) auf Klassen-Ebene**

Dichte der Grenzlinien der *Patches* von Klasse *i* (Kantenmaß)

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10\ 000)$$

Ebene: Klasse

Einheit: m/ha

Bereich: $ED \geq 0$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Die ED ist auf Klassen-Ebene gleich der Summe der Grenzlinienlängen (m) sämtlicher *Patches* der betrachteten Klasse, dividiert durch die Gesamtfläche (m²) der Landschaft und multipliziert mit 10 000, um sie in m/ha angeben zu können. Hier wurden die gemeinsamen Grenzabschnitte der betrachteten Klasse und der Landschaft sowie die gemeinsamen Grenzen der betrachteten Klasse und der Hintergrund-*Patches* mit fehlenden Daten nicht berücksichtigt.

Die ED ist auf Klassen-Ebene gleich 0, wenn das jeweilige Brutrevier oder die jeweilige Vergleichsfläche ausschließlich aus *Patches* der betrachteten Klasse besteht.

- **Formel A-4: Mean Shape Index (MSI) auf Klassen-Ebene**

Mittlerer Formindex der *Patches* von Klasse i (Formmaß)

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i}$$

Ebene: Klasse

Einheit: keine

Bereich: $MSI \geq 1$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Der MSI ist bei Rasterdaten gleich dem für alle *Patches* der betrachteten Klasse summierten Quotienten aus 1) dem mit einer Konstanten einer quadratischen Standardform korrigierten Umfang (m) eines *Patch* und 2) der Quadratwurzel der Flächengröße (m²) des jeweiligen *Patch*, dividiert durch die Anzahl der *Patches* der betrachteten Klasse.

Der MSI ist gleich 1, wenn sämtliche *Patches* der betrachteten Klasse quadratisch sind, und steigt mit zunehmender Ungleichförmigkeit der *Patches* der betrachteten Klasse.

- **Formel A-5: Area-Weighted Mean Shape Index (AWMSI) auf Klassen-Ebene**

Mittlerer nach Flächengröße gewichteter Formindex der *Patches* von Klasse i (Formmaß)

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$$

Ebene: Klasse

Einheit: keine

Bereich: $AWMSI \geq 1$ (ohne Begrenzung)

Beschreibung: Der AWMSI ist bei Rasterdaten gleich dem für alle *Patches* der betrachteten Klasse summierten Produkt aus 1) dem Quotienten des mit einer Konstanten einer quadratischen Standardform korrigierten Umfangs (m) eines *Patch* und der Quadratwurzel der Flächengröße (m²) des jeweiligen *Patch* sowie 2) dem Quotienten aus der Flächengröße (m²) des jeweiligen *Patch* und der Gesamtfläche (m²) sämtlicher *Patches* der betrachteten Klasse.

Der AWMSI ist gleich 1, wenn sämtliche *Patches* der betrachteten Klasse quadratisch sind, und steigt mit zunehmender Ungleichförmigkeit der *Patches*, insbesondere der großen *Patches*, der betrachteten Klasse.

Ergebnisse der Korrelationsanalyse der auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren

Tab. 15: Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 204 Brutreviere des Rebhuhns im RBL

	Rel-Mean	Rel-Range	Sdj-Mean	Tmj-Mean	Ndj-Mean	Wdj-Mean	Bod-2+3+7	Sub-4+8	Erw-20	Erw-6	Erw-7+19	Erw-9	Erw-35+39+40	Erw-11+13-15	Erw-30	Spa-1+8-12	Erw-la-ED
Rel-Mean	1,000	0,531	-0,395	-0,614	0,841	-0,035	0,443	-0,380	0,049	0,048	-0,006	0,021	-0,076	0,078	0,028	0,055	0,092
Rel-Range	0,531	1,000	-0,060	-0,486	0,525	-0,047	0,091	-0,138	-0,179	0,166	0,104	0,061	0,176	0,080	0,065	0,037	0,217
Sdj-Mean	-0,395	-0,060	1,000	-0,196	-0,250	0,058	-0,290	0,349	0,054	0,015	-0,051	0,001	-0,108	-0,026	0,064	-0,040	-0,079
Tmj-Mean	-0,614	-0,486	-0,196	1,000	-0,694	0,055	-0,176	0,037	-0,034	-0,099	0,078	-0,017	0,141	-0,049	-0,077	-0,005	-0,059
Ndj-Mean	0,841	0,525	-0,250	-0,694	1,000	-0,132	0,291	-0,245	0,016	0,113	-0,045	0,024	-0,106	0,074	0,047	0,067	0,105
Wdj-Mean	-0,035	-0,047	0,058	0,055	-0,132	1,000	0,349	-0,187	0,472	-0,011	0,000	-0,021	0,042	0,104	-0,059	0,032	-0,109
Bod-2+3+7	0,443	0,091	-0,290	-0,176	0,291	0,349	1,000	-0,205	0,394	-0,030	-0,037	-0,017	-0,124	0,077	-0,025	0,070	-0,128
Sub-4+8	-0,380	-0,138	0,349	0,037	-0,245	-0,187	-0,205	1,000	-0,189	0,200	-0,022	-0,012	-0,075	0,006	0,073	0,033	0,051
Erw-20	0,049	-0,179	0,054	-0,034	0,016	0,472	0,394	-0,189	1,000	-0,333	-0,203	-0,039	-0,192	-0,041	-0,144	-0,020	-0,443
Erw-6	0,048	0,166	0,015	-0,099	0,113	-0,011	-0,030	0,200	-0,333	1,000	0,058	-0,001	-0,055	0,221	0,068	0,146	0,390
Erw-7+19	-0,006	0,104	-0,051	0,078	-0,045	0,000	-0,037	-0,022	-0,203	0,058	1,000	0,036	0,077	0,075	0,105	0,079	0,281
Erw-9	0,021	0,061	0,001	-0,017	0,024	-0,021	-0,017	-0,012	-0,039	-0,001	0,036	1,000	0,015	0,000	0,035	0,000	0,037
Erw-35+39+40	-0,076	0,176	-0,108	0,141	-0,106	0,042	-0,124	-0,075	-0,192	-0,055	0,077	0,015	1,000	-0,049	-0,015	-0,022	-0,021
Erw-11+13-15	0,078	0,080	-0,026	-0,049	0,074	0,104	0,077	0,006	-0,041	0,221	0,075	0,000	-0,049	1,000	0,111	0,144	0,379
Erw-30	0,028	0,065	0,064	-0,077	0,047	-0,059	-0,025	0,073	-0,144	0,068	0,105	0,035	-0,015	0,111	1,000	0,050	0,391
Spa-1+8-12	0,055	0,037	-0,040	-0,005	0,067	0,032	0,070	0,033	-0,020	0,146	0,079	0,000	-0,022	0,144	0,050	1,000	0,191
Erw-la-ED	0,092	0,217	-0,079	-0,059	0,105	-0,109	-0,128	0,051	-0,443	0,390	0,281	0,037	-0,021	0,379	0,391	0,191	1,000

Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Sdj-Mean:** Mittlere Sonnenscheindauer, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Wdj-Mean:** Mittlere Windgeschwindigkeit, **Bod-2+3+7:** Gesamtfläche von Böden aus lehmigen, schluffigen und lehmig-schluffigen Substraten, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Erw-20:** Gesamtfläche von Ackerland, **Erw-6:** Gesamtfläche von Grünland, **Erw-7+19:** Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen, **Erw-9:** Gesamtfläche von Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen, **Erw-35+39+40:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen, **Erw-11+13-15:** Gesamtfläche von Baumreihen, Einzelbäumen, Hecken und Gebüsch, **Erw-30:** Gesamtfläche von Wirtschaftswegen, **Spa-1+8-12:** Gesamtfläche von Gewässern, Baumgruppen, Baumreihen, Alleen, Hecken und Ackerland mit ruderalem Saum, **Erw-la-ED:** Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente

Tab. 16: Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 97 Brutreviere des Flussregenpfeifers im RBL

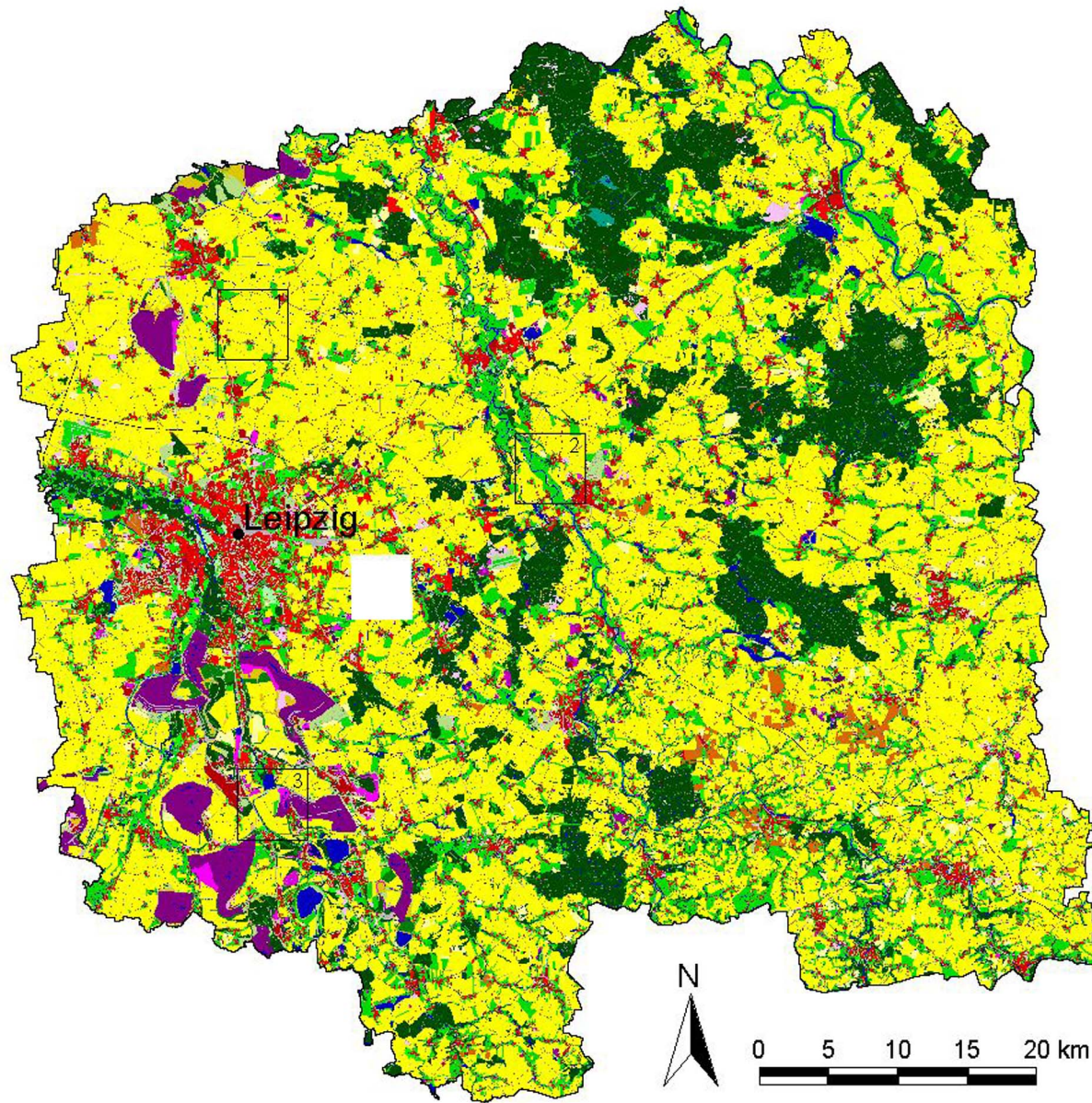
	Rel-Mean	Rel-Range	Tmj-Mean	Ndj-Mean	Bod-1-9	Bod-11	Sub-3	Sub-4+8	Erw-2	Erw-1+3	Erw-38	Erw-35+39+40	Erw-36	Erw-7+19	Erw-33	Spa-5+13	Erw-la-PD
Rel-Mean	1,000	0,531	-0,614	0,841	0,104	-0,099	0,058	-0,380	-0,023	-0,069	0,023	-0,076	0,020	-0,006	-0,008	-0,048	0,098
Rel-Range	0,531	1,000	-0,486	0,525	-0,124	0,129	0,021	-0,138	0,110	0,000	0,060	0,176	0,012	0,104	-0,016	0,104	0,229
Tmj-Mean	-0,614	-0,486	1,000	-0,694	-0,148	0,146	0,111	0,037	-0,033	0,090	-0,015	0,141	0,017	0,078	0,025	0,111	-0,058
Ndj-Mean	0,841	0,525	-0,694	1,000	0,100	-0,097	-0,059	-0,245	0,039	-0,052	0,026	-0,106	-0,002	-0,045	-0,013	-0,081	0,110
Bod-1-9	0,104	-0,124	-0,148	0,100	1,000	-0,992	-0,048	0,057	-0,137	-0,176	0,001	-0,219	-0,057	-0,130	-0,072	-0,165	-0,405
Bod-11	-0,099	0,129	0,146	-0,097	-0,992	1,000	0,050	-0,061	0,127	0,178	0,000	0,221	0,058	0,132	0,072	0,166	0,406
Sub-3	0,058	0,021	0,111	-0,059	-0,048	0,050	1,000	-0,073	-0,021	0,029	-0,010	0,054	0,069	0,093	0,003	0,049	0,035
Sub-4+8	-0,380	-0,138	0,037	-0,245	0,057	-0,061	-0,073	1,000	0,224	0,058	-0,003	-0,075	-0,019	-0,022	-0,037	-0,049	0,051
Erw-2	-0,023	0,110	-0,033	0,039	-0,137	0,127	-0,021	0,224	1,000	0,067	-0,008	-0,049	0,002	0,086	-0,018	-0,034	0,359
Erw-1+3	-0,069	0,000	0,090	-0,052	-0,176	0,178	0,029	0,058	0,067	1,000	0,034	0,050	-0,006	0,084	-0,011	0,050	0,211
Erw-38	0,023	0,060	-0,015	0,026	0,001	0,000	-0,010	-0,003	-0,008	0,034	1,000	0,018	-0,004	0,019	-0,007	0,046	0,025
Erw-35+39+40	-0,076	0,176	0,141	-0,106	-0,219	0,221	0,054	-0,075	-0,049	0,050	0,018	1,000	0,026	0,077	-0,003	0,464	-0,021
Erw-36	0,020	0,012	0,017	-0,002	-0,057	0,058	0,069	-0,019	0,002	-0,006	-0,004	0,026	1,000	0,047	-0,008	0,013	0,055
Erw-7+19	-0,006	0,104	0,078	-0,045	-0,130	0,132	0,093	-0,022	0,086	0,084	0,019	0,077	0,047	1,000	0,076	0,061	0,299
Erw-33	-0,008	-0,016	0,025	-0,013	-0,072	0,072	0,003	-0,037	-0,018	-0,011	-0,007	-0,003	-0,008	0,076	1,000	0,006	0,063
Spa-5+13	-0,048	0,104	0,111	-0,081	-0,165	0,166	0,049	-0,049	-0,034	0,050	0,046	0,464	0,013	0,061	0,006	1,000	-0,006
Erw-la-PD	0,098	0,229	-0,058	0,110	-0,405	0,406	0,035	0,051	0,359	0,211	0,025	-0,021	0,055	0,299	0,063	-0,006	1,000

Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Bod-1-9:** Gesamtfläche sämtlicher Böden aus tonigen, lehmigen, schluffigen und sandigen Substraten, **Bod-11:** Gesamtfläche der Bodenklasse „Fehlende bzw. andere Daten“, **Sub-3:** Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Erw-2:** Gesamtfläche von Fließgewässern, **Erw-1+3:** Gesamtfläche von Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern, **Erw-38:** Gesamtfläche von Kies- und Sandgruben, **Erw-35+39+40:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebau- sowie sonstigen Abgrabungs- und Ablagerungsflächen, **Erw-36:** Gesamtfläche von Ablass- und Absatzstellen sowie Spülbecken, **Erw-7+19:** Gesamtfläche von Ruderalfluren und Ackerbrachen, **Erw-33:** Gesamtfläche von Bauflächen und militärischen Sonderbauflächen, **Spa-5+13:** Gesamtfläche von offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation, **Erw-la-PD:** Dichte sämtlicher Landschaftselemente

Tab. 17: Quadratische Matrix des Rang-Korrelationskoeffizienten r_s nach Spearman für sämtliche auf Landschaftsebene untersuchten Bruthabitatfaktoren der 99 Brutreviere des Kiebitzes im RBL

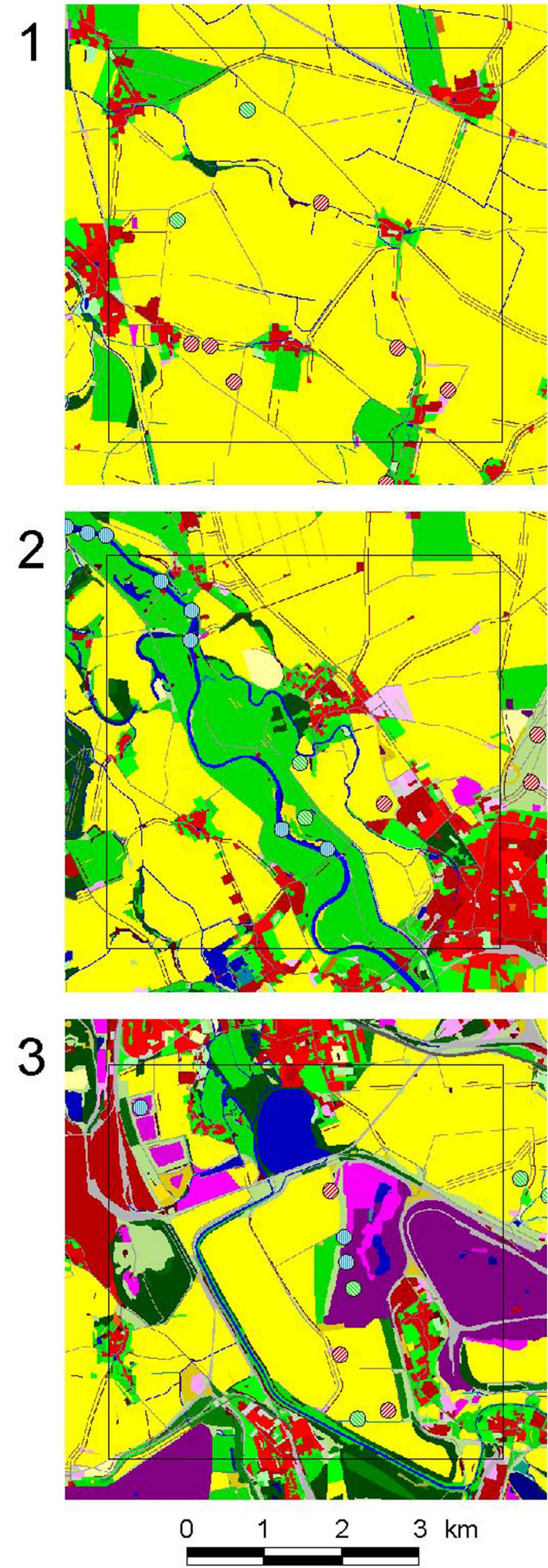
	Rel-Mean	Rel-Range	Tmj-Mean	Ndj-Mean	Bod-3	Bod-1+2	Sub-4+8	Sub-3	Erw-6	Erw-20	Erw-5	Erw-39	Erw-1+3	Spa-5+13	Spa-2-4+7+15	Erw-la-ED
Rel-Mean	1,000	0,531	-0,614	0,841	0,520	0,038	-0,380	0,058	0,048	0,049	-0,051	-0,113	-0,069	-0,048	-0,015	0,092
Rel-Range	0,531	1,000	-0,486	0,525	0,371	-0,006	-0,138	0,021	0,166	-0,179	-0,019	0,146	0,000	0,104	0,141	0,217
Tmj-Mean	-0,614	-0,486	1,000	-0,694	-0,423	0,044	0,037	0,111	-0,099	-0,034	-0,013	0,162	0,090	0,111	0,068	-0,059
Ndj-Mean	0,841	0,525	-0,694	1,000	0,484	-0,051	-0,245	-0,059	0,113	0,016	-0,026	-0,133	-0,052	-0,081	-0,012	0,105
Bod-3	0,520	0,371	-0,423	0,484	1,000	-0,137	-0,156	-0,042	0,057	-0,058	-0,012	-0,074	-0,030	-0,048	0,012	0,074
Bod-1+2	0,038	-0,006	0,044	-0,051	-0,137	1,000	-0,054	0,125	-0,040	0,136	-0,013	-0,051	-0,007	-0,025	-0,016	-0,038
Sub-4+8	-0,380	-0,138	0,037	-0,245	-0,156	-0,054	1,000	-0,073	0,200	-0,189	0,073	-0,073	0,058	-0,049	0,115	0,051
Sub-3	0,058	0,021	0,111	-0,059	-0,042	0,125	-0,073	1,000	-0,014	-0,076	0,007	0,014	0,029	0,049	0,088	0,037
Erw-6	0,048	0,166	-0,099	0,113	0,057	-0,040	0,200	-0,014	1,000	-0,333	0,034	-0,087	0,115	-0,058	0,287	0,390
Erw-20	0,049	-0,179	-0,034	0,016	-0,058	0,136	-0,189	-0,076	-0,333	1,000	-0,056	-0,176	-0,147	-0,131	-0,226	-0,443
Erw-5	-0,051	-0,019	-0,013	-0,026	-0,012	-0,013	0,073	0,007	0,034	-0,056	1,000	-0,011	0,070	-0,009	0,050	0,044
Erw-39	-0,113	0,146	0,162	-0,133	-0,074	-0,051	-0,073	0,014	-0,087	-0,176	-0,011	1,000	0,044	0,515	0,023	-0,086
Erw-1+3	-0,069	0,000	0,090	-0,052	-0,030	-0,007	0,058	0,029	0,115	-0,147	0,070	0,044	1,000	0,050	0,289	0,193
Spa-5+13	-0,048	0,104	0,111	-0,081	-0,048	-0,025	-0,049	0,049	-0,058	-0,131	-0,009	0,515	0,050	1,000	0,044	-0,004
Spa-2-4+7+15	-0,015	0,141	0,068	-0,012	0,012	-0,016	0,115	0,088	0,287	-0,226	0,050	0,023	0,289	0,044	1,000	0,340
Erw-la-ED	0,092	0,217	-0,059	0,105	0,074	-0,038	0,051	0,037	0,390	-0,443	0,044	-0,086	0,193	-0,004	0,340	1,000

Abkürzungen der Habitatfaktoren: **Rel-Mean:** Mittlere Höhenlage, **Rel-Range:** Höhendifferenz, **Tmj-Mean:** Mittlere Jahrestemperatur, **Ndj-Mean:** Mittlerer Jahresniederschlag, **Bod-3:** Gesamtfläche von Böden aus schluffigen Substraten, **Bod-1+2:** Gesamtfläche von Böden aus tonigen und lehmigen Substraten, **Sub-4+8:** Gesamtfläche fluvilimnogener Substrate, **Sub-3:** Gesamtfläche anthropogen umgelagerter Substrate, **Erw-6:** Gesamtfläche von Grünland, **Erw-20:** Gesamtfläche von Ackerland, **Erw-5:** Gesamtfläche von Sümpfen und Mooren, **Erw-39:** Gesamtfläche von Braunkohlentagebauflächen, **Erw-1+3:** Gesamtfläche von Stillgewässern und trockengefallenen Gewässern, **Spa-5+13:** Gesamtfläche von offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Pioniervegetation, **Spa-2-4+7+15:** Gesamtfläche von Gewässern mit Gehölzsaum sowie Grünland, Ruderalfluren, offenen Flächen und anthropogen genutzten Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs, **Erw-la-ED:** Dichte der Grenzlinien sämtlicher Landschaftselemente



**Ausgewählte Landschaftsausschnitte
(von Nord nach Süd) mit den Brutrevieren
der drei Vogelarten:**

- 1) Agrarlandschaft im Südosten von Delitzsch
- 2) Auenlandschaft der Mulde im Nordwesten von Wurzen
- 3) Bergbau(folge)landschaft im Südraum Leipzig



**Landnutzungen
im Untersuchungsgebiet**

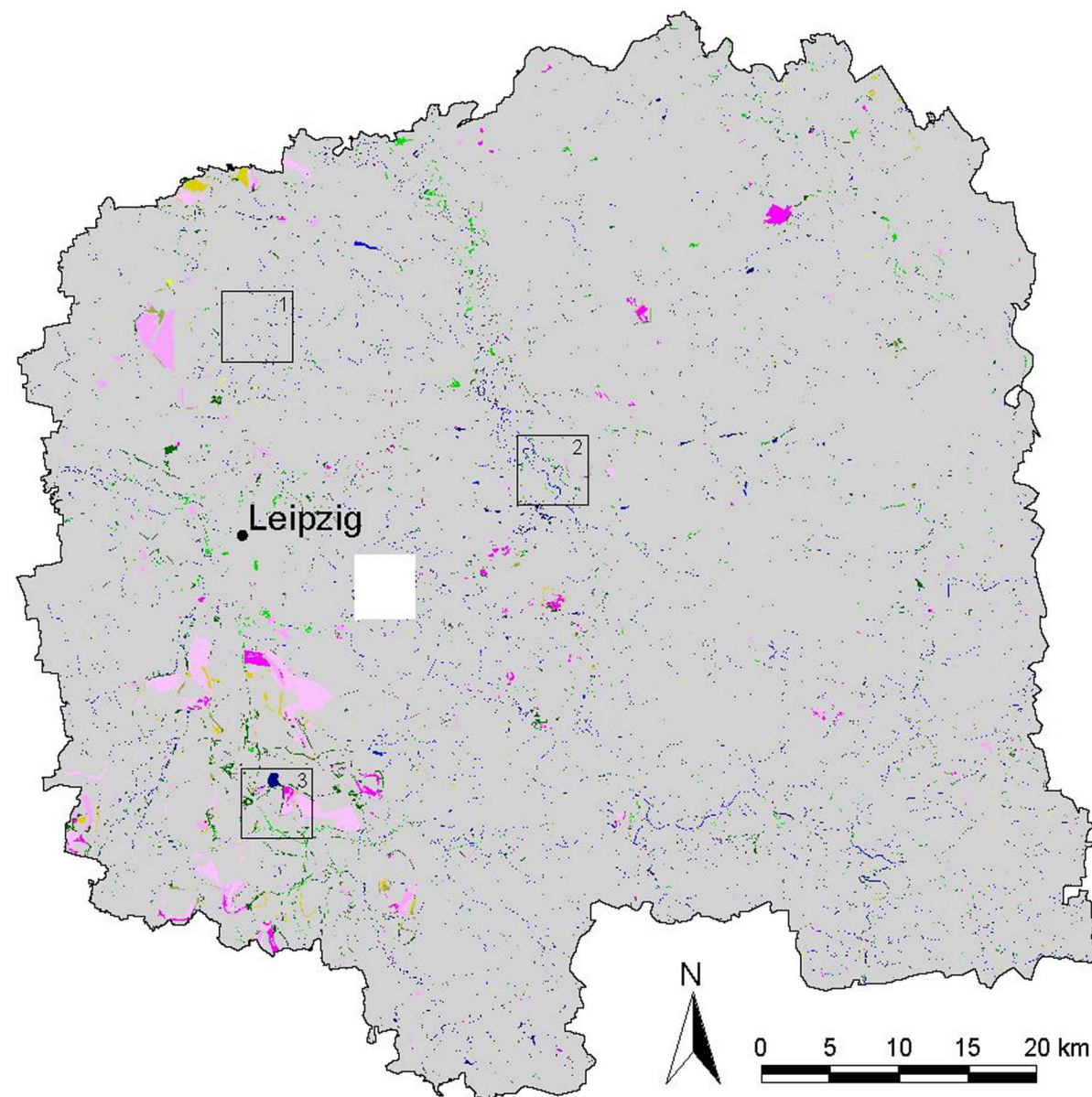
Landnutzungen	
	Trockengefallene Gewässer
	Fließgewässer
	Stillgewässer
	Gewässerbegleitende Vegetation (flächig)
	Sümpfe, Moore
	Grünland
	Ruderalfluren
	Offene Flächen
	Zwergstrauchheiden, Mager- und Trockenrasen
	Baumgruppen
	Baumreihen
	Aleen
	Einzelbäume
	Hecken
	Gebüsch
	Laub-, Nadel-, Misch- und Feuchtwälder
	Waldrandbereiche, Vorwälder
	Wiederaufforstungen
	Ackerbrachen
	Ackerland
	Sonderkulturen
	Wohngebiete
	Mischgebiete
	Industriegebiete, Gewerbegebiete
	Kleingärten, Gärten, Gartenbrachen, Grabeland
	Sonstige Grün- und Freiflächen
	Autobahnen
	Landstraßen, Bundesstraßen
	Sonstige Straßen
	Wirtschaftswege
	Gleisanlagen, Bahnanlagen
	Sonstige Verkehrsflächen
	Bauflächen, militärische Sonderbauflächen
	Lagerflächen
	Sonstige Ablagerungsflächen
	Ablass- und Absatzstellen, Spülbecken
	Steinbrüche, anstehender Fels
	Kiesgruben, Sandgruben
	Braunkohlentagebaue
	Sonstige Abgrabungsflächen
	Fehlende Daten
	Grenze Regierungsbezirk Leipzig
	Brutreviere des Rebhuhns
	Brutreviere des Flussregenpfeifers
	Brutreviere des Kiebitzes

Karte 4

Datengrundlagen:
 Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000):
 CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung im
 Freistaat Sachsen 1992-1993;
 Staatliches Umweltfachamt Leipzig [o.J.]:
 Brutvogelpunkt kartierung im
 Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995

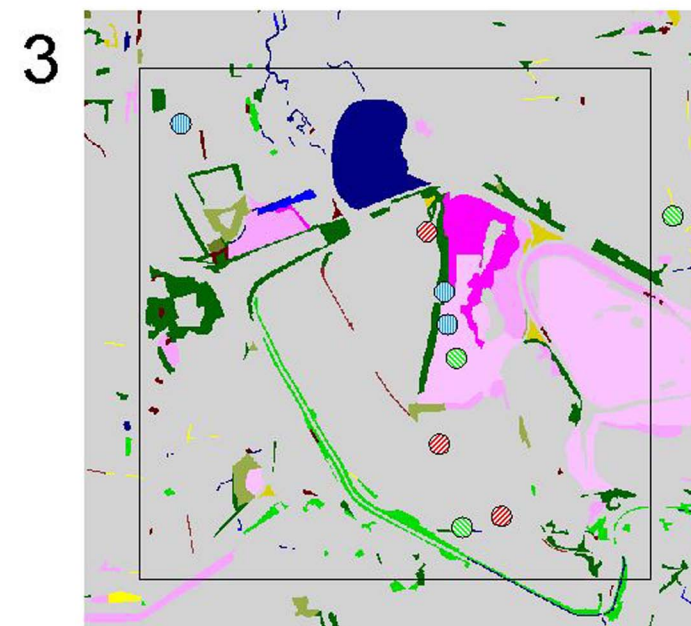
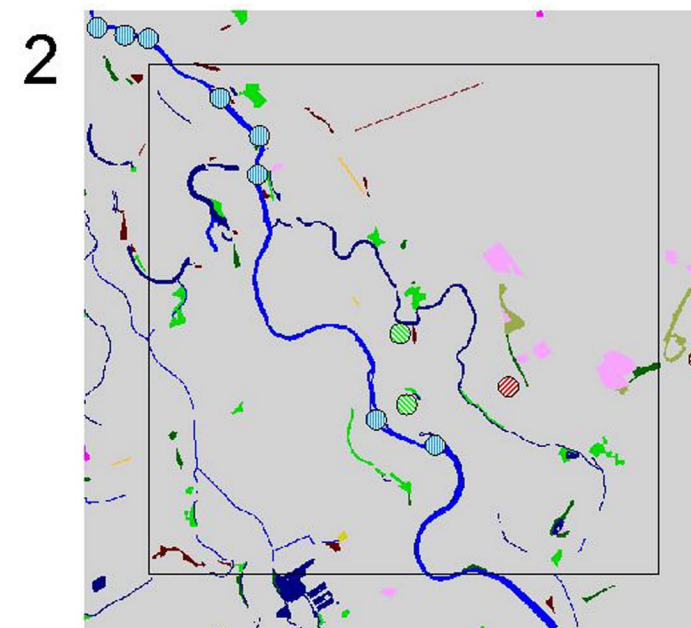
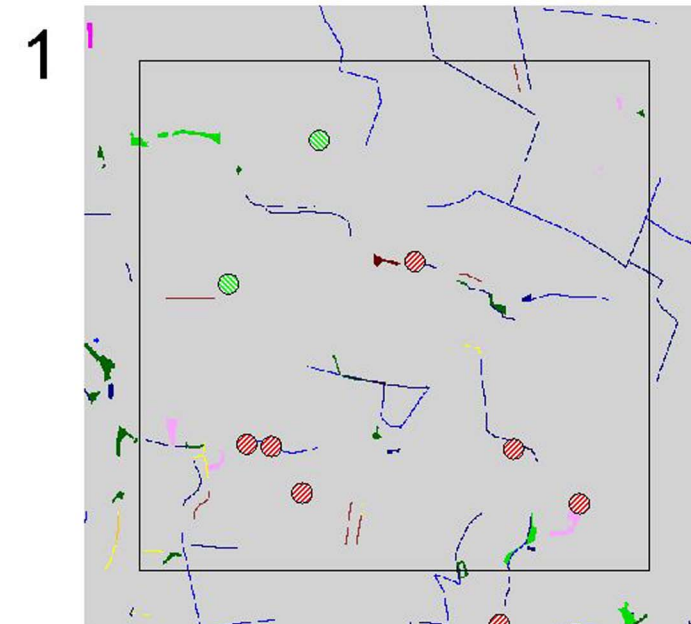
Bearbeitung:
 Bastian Bomhard
 Diplomarbeit
 August 2002





**Ausgewählte Landschaftsausschnitte
(von Nord nach Süd) mit den Brutrevieren
der drei Vogelarten:**

- 1) Agrarlandschaft im Südosten von Delitzsch
- 2) Auenlandschaft der Mulde im Nordwesten von Wurzen
- 3) Bergbau(folge)landschaft im Südraum Leipzig



**Sukzessionsstadien
und Saumstrukturen
im Untersuchungsgebiet**

- Sukzessionsstadien und Saumstrukturen**
- Gewässer mit ruderalem Saum
 - Gewässer mit Gehölzsaum
 - Grünland mit Gehölzaufwuchs
 - Ruderalfluren mit Gehölzaufwuchs
 - Offene Flächen mit Pioniervegetation
 - Offene Flächen mit Ruderalvegetation
 - Offene Flächen mit Gehölzaufwuchs
 - Baumgruppen mit ruderalem Saum
 - Baumreihen mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
 - Alleen mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
 - Hecken mit ruderalem Saum (nicht an Straßen)
 - Ackerland mit ruderalem Saum
 - Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Pioniervegetation
 - Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Ruderalvegetation
 - Anthropogen genutzte Sonderflächen mit Gehölzaufwuchs
 - Andere Daten
 - Fehlende Daten
- Grenze Regierungsbezirk Leipzig
● Brutreviere des Rebhuhns
● Brutreviere des Flussregenpfeifers
● Brutreviere des Kiebitzes

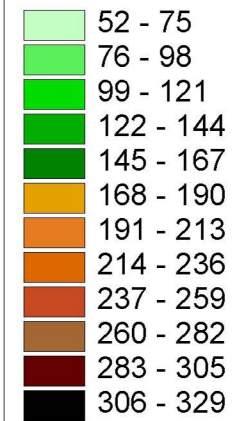
Karte 5

Datengrundlagen:
 Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000):
 CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung im
 Freistaat Sachsen 1992-1993;
 Staatliches Umweltfachamt Leipzig [o.J.]:
 Brutvogelpunktkartierung im
 Regierungsbezirk Leipzig 1993-1995

Bearbeitung:
 Bastian Bomhard
 Diplomarbeit
 August 2002

Das Relief im Untersuchungsgebiet: Höhenlage

Höhenlage (m ü. NN)



 Grenze Regierungsbezirk Leipzig

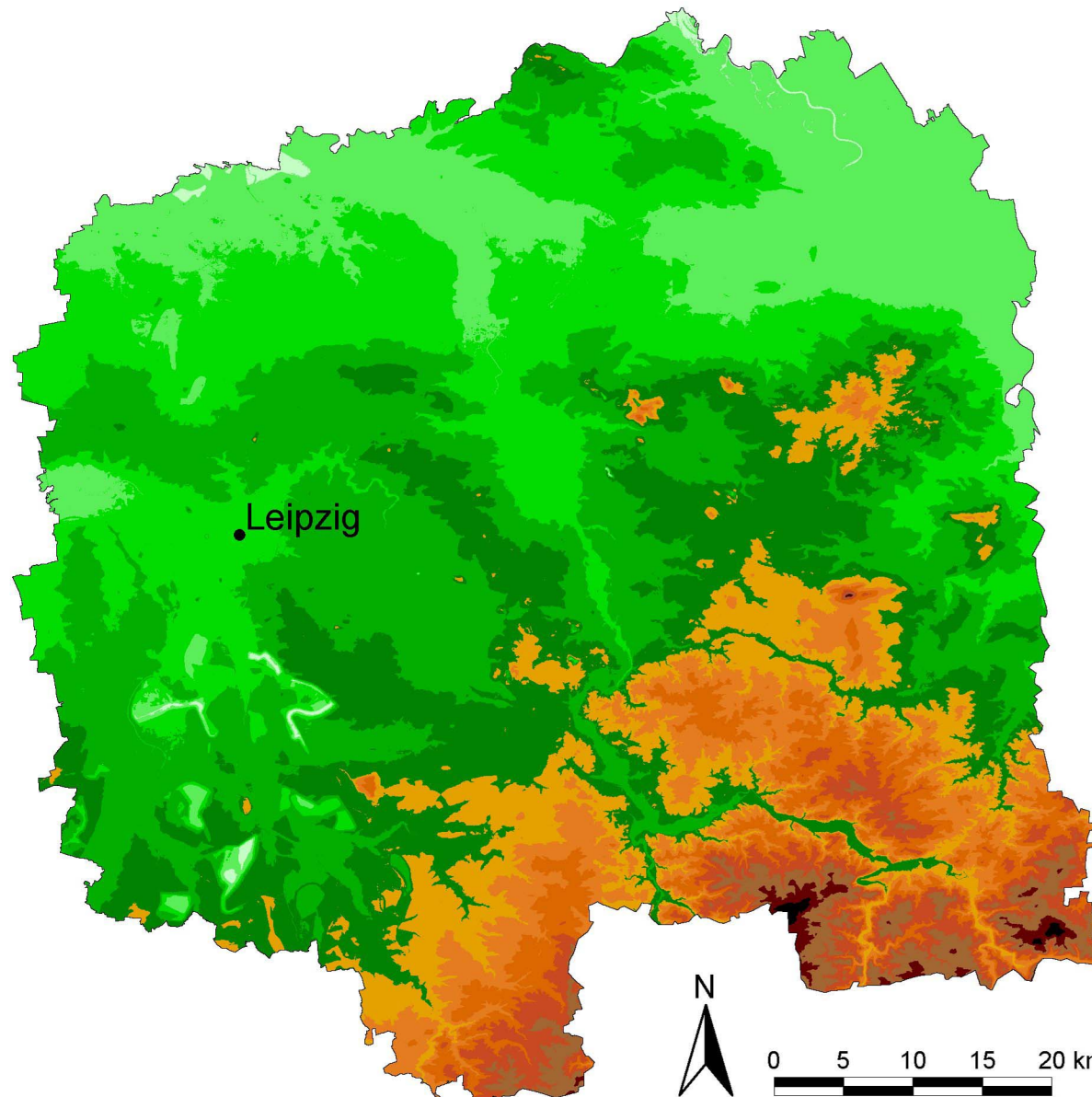
Karte 6

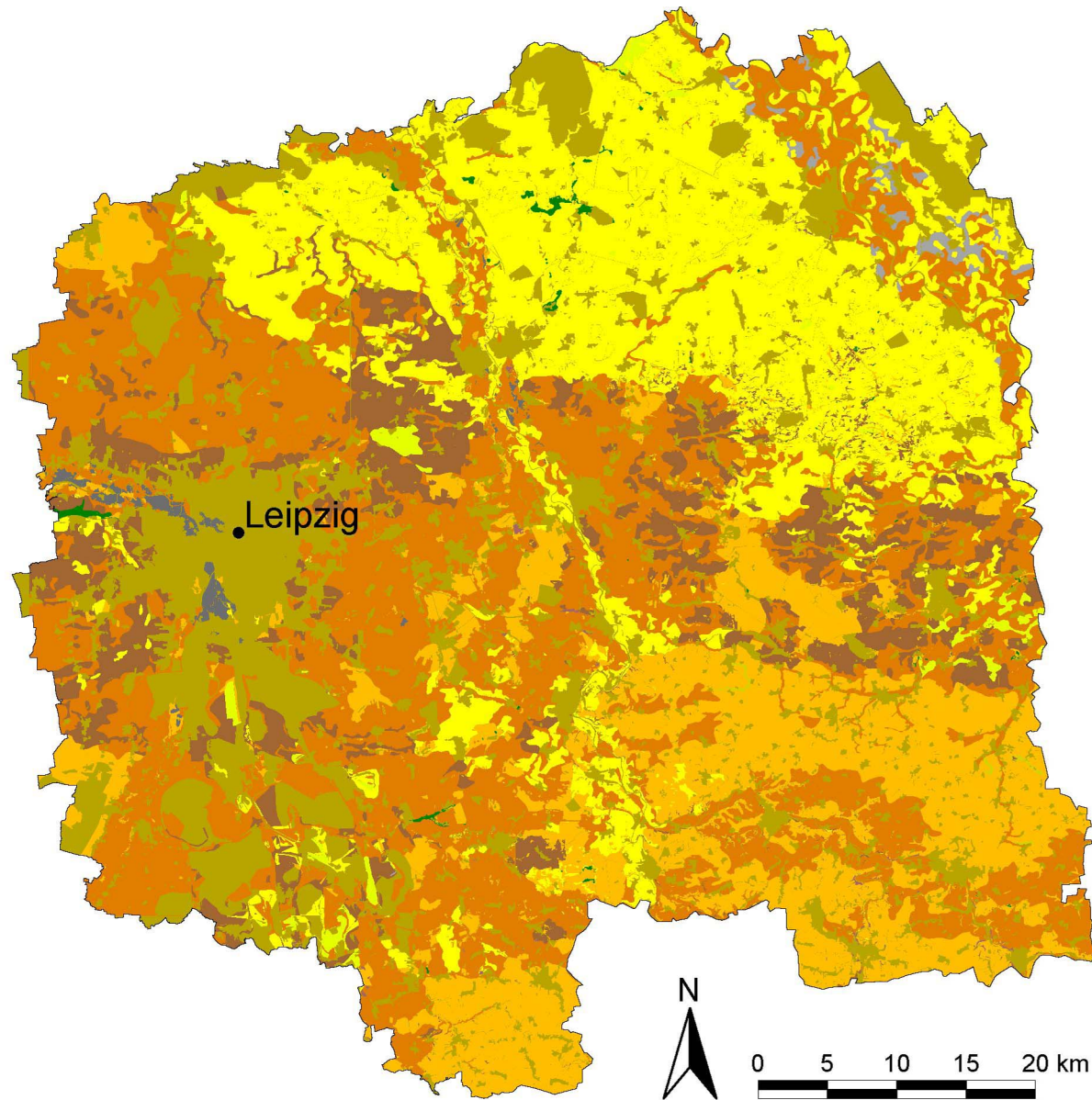
Datengrundlagen:

Landesvermessungsamt Sachsen (2002):
Amtliches Topographisch-Kartographisches
Informationssystem - Digitales Geländemodell
im Maßstab 1:25 000 (ATKIS - DGM 25)

Bearbeitung:












Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002





Die Böden im Untersuchungsgebiet: Bodenartenhauptgruppen

Bodenartenhauptgruppen

	Ton
	Lehm
	Schluff
	Sand
	Ton - Lehm
	Ton - Schluff
	Lehm - Schluff
	Lehm - Sand
	Lehm - Schluff - Sand
	Torf
	Fehlende bzw. andere Daten

 Grenze Regierungsbezirk Leipzig

Karte 7

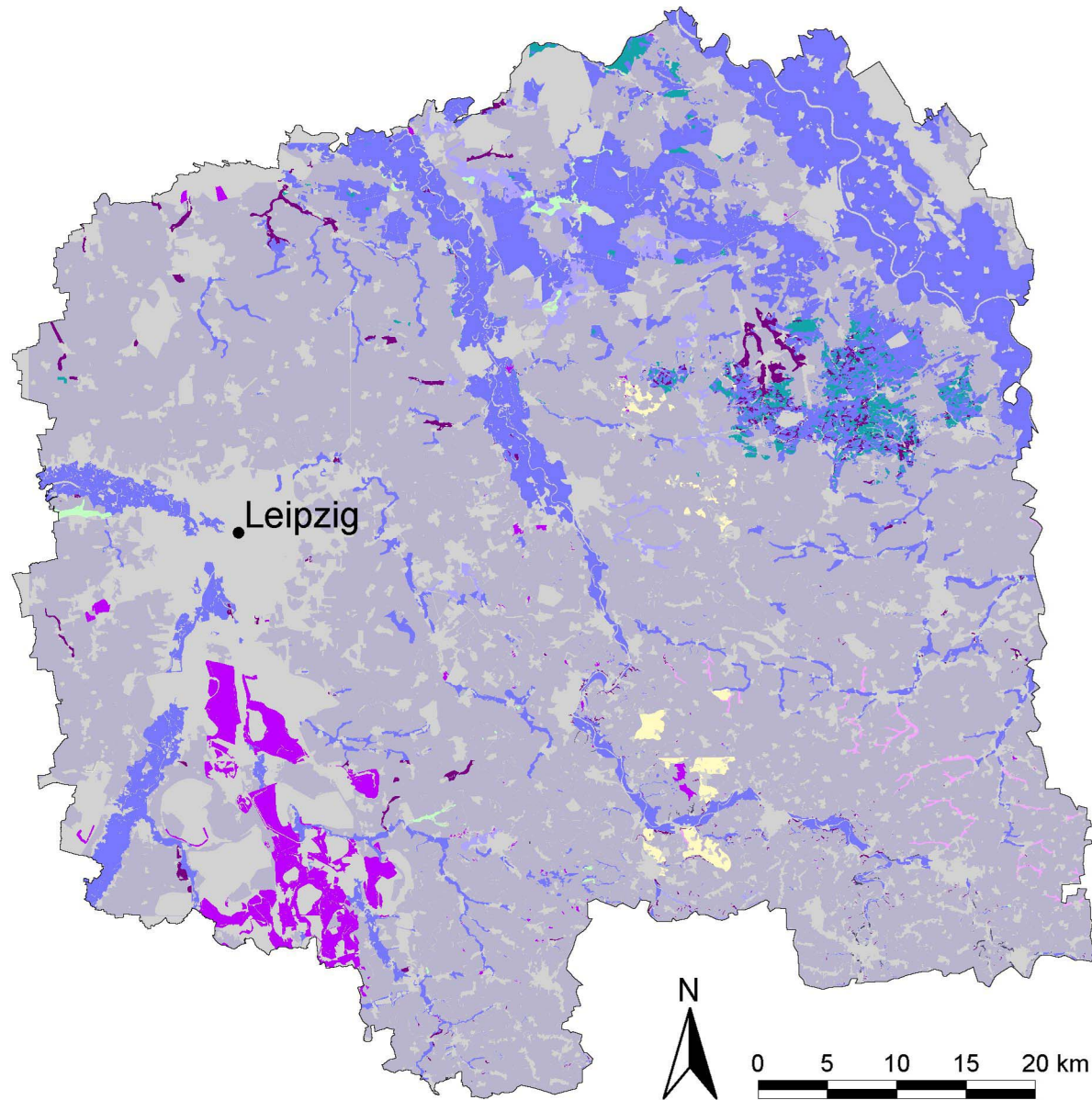
Datengrundlagen:

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000):
Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
im Maßstab 1:25 000 (MMK 25) und Waldbodenkarte
im Maßstab 1:25 000 (WBK 25)

Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002





Die Böden im Untersuchungsgebiet: Geogenese

Geogenese

- In-situ-Verwitterung
- Natürliche Umlagerung
(inkl. kolluvialer Ablagerung)
- Anthropogene Umlagerung
- Fluvilimnogene Ablagerung
(inkl. alluvialer Ablagerung)
- Glazigene Ablagerung
- Periglaziäre Ablagerung
- Äolische Ablagerung
- Fluvilimnogene Ablagerung -
Natürliche Umlagerung
- Periglaziäre Ablagerung -
Natürliche Umlagerung
- Torf
- Fehlende bzw. andere Daten

Grenze Regierungsbezirk Leipzig

Karte 8

Datengrundlagen:

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000):
Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
im Maßstab 1:25 000 (MMK 25) und Waldbodenkarte
im Maßstab 1:25 000 (WBK 25)

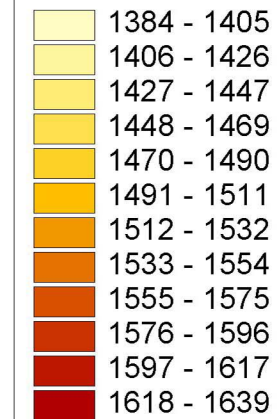
Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Das Klima im Untersuchungsgebiet: Sonnenscheindauer

Mittlere jährliche Sonnenscheindauer
1961-1990 (h)



 Grenze Regierungsbezirk Leipzig

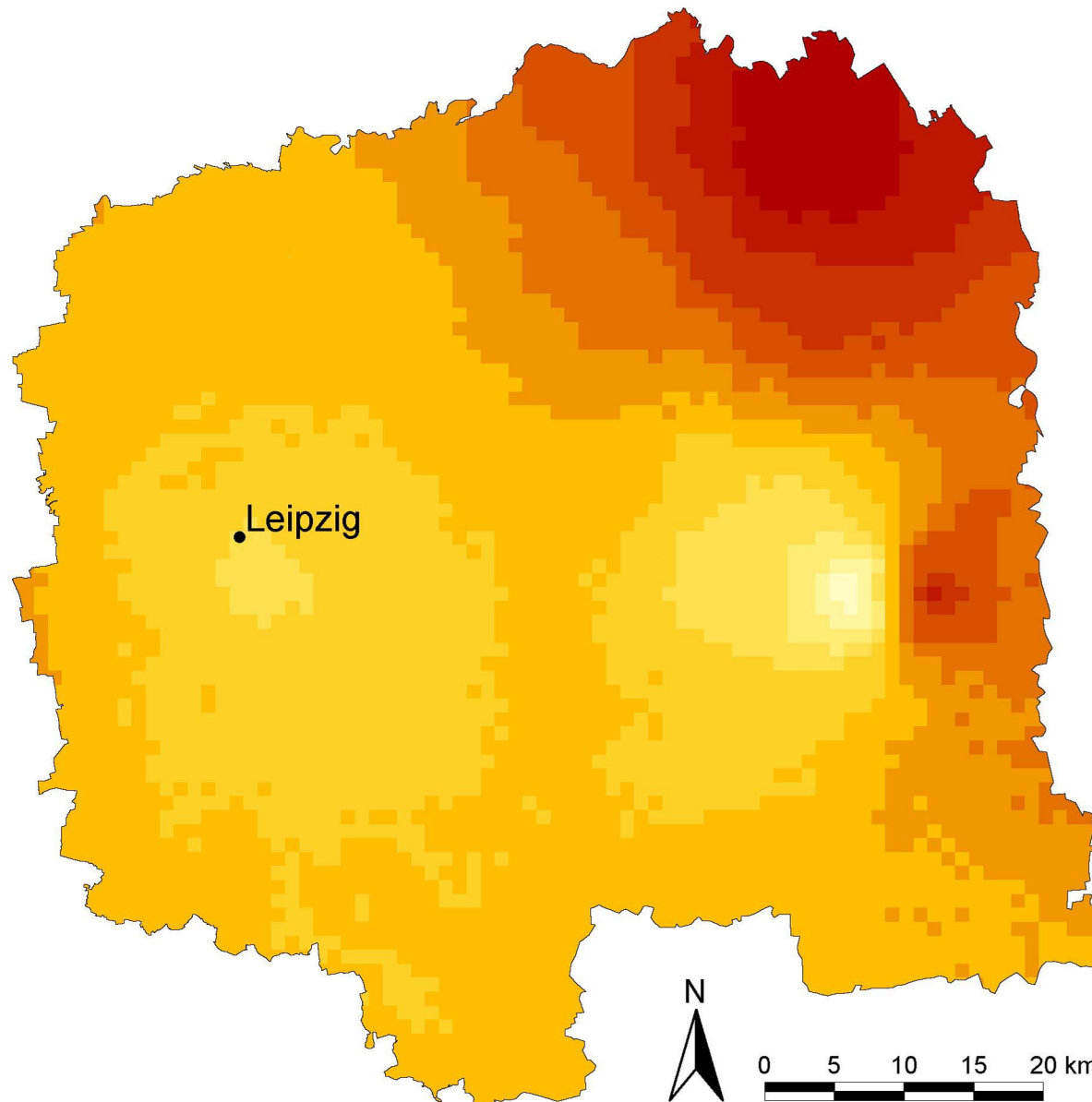
Karte 9

Datengrundlagen:

Deutscher Wetterdienst (2002):
Langjähriges Mittel der Sonnenscheindauer
1961-1990 im 1 x 1 km Raster

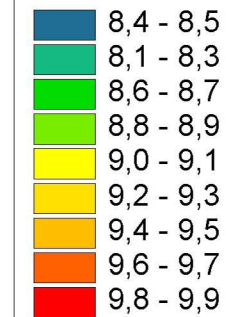
Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Das Klima im Untersuchungsgebiet: Jahrestemperatur

Mittlere Jahrestemperatur 1961-1990 (°C)



 Grenze Regierungsbezirk Leipzig

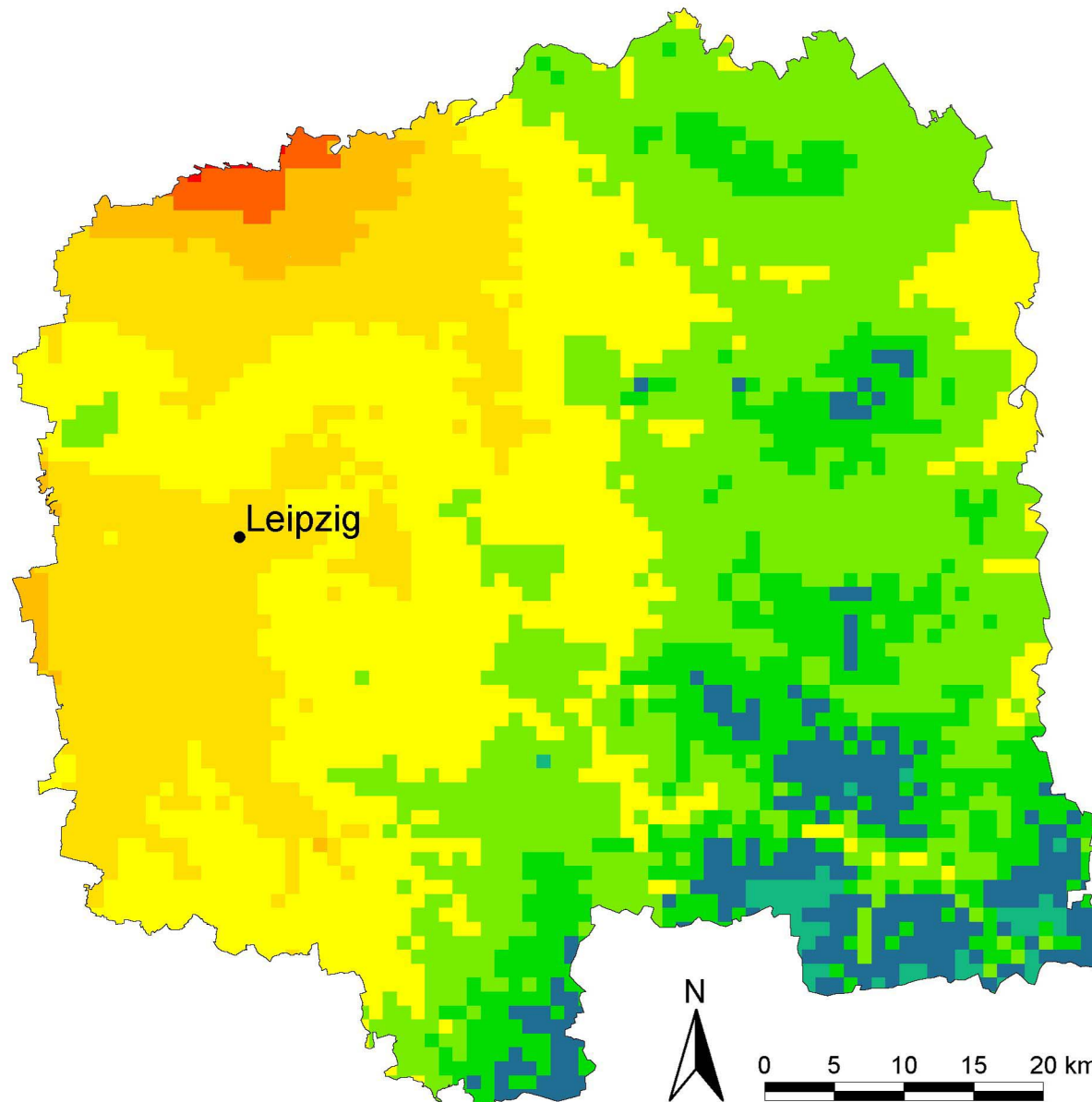
Karte 10

Datengrundlagen:

Deutscher Wetterdienst (2002):
Langjähriges Mittel der Jahrestemperatur
1961-1990 im 1 x 1 km Raster

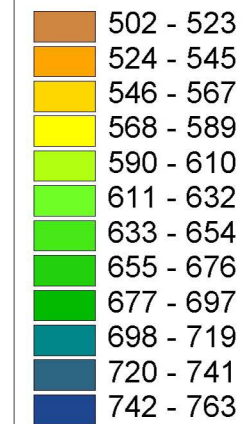
Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Das Klima im Untersuchungsgebiet: Jahresniederschlag

Mittlerer Jahresniederschlag 1961-1990 (mm)



 Grenze Regierungsbezirk Leipzig

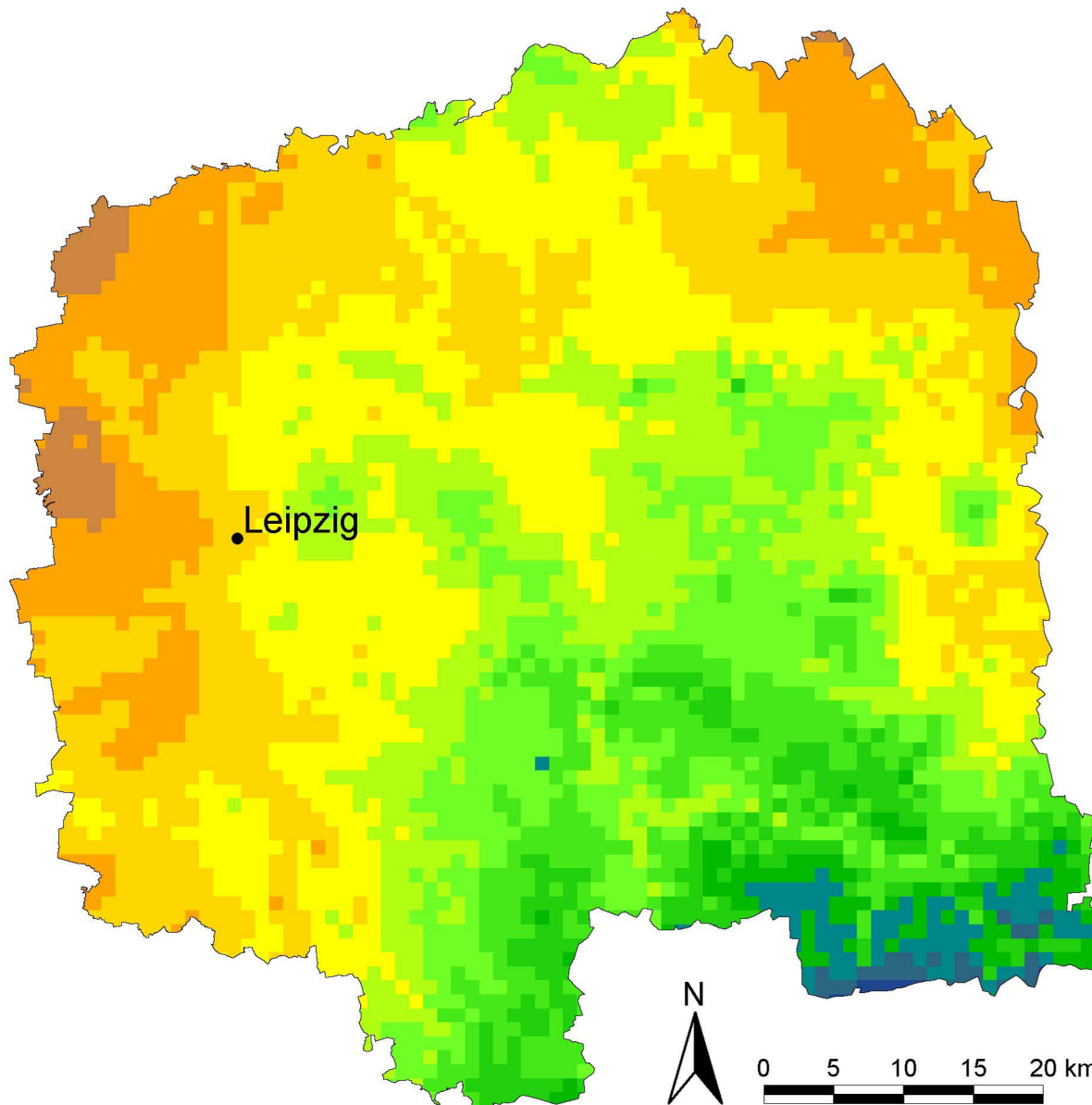
Karte 11

Datengrundlagen:

Deutscher Wetterdienst (2002):
Langjähriges Mittel des Jahresniederschlags
1961-1990 im 1 x 1 km Raster

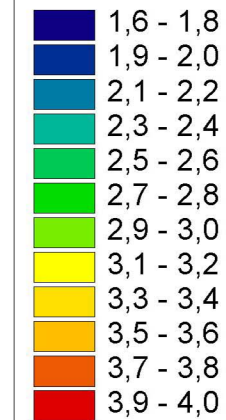
Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Das Klima im Untersuchungsgebiet: Windgeschwindigkeit

Mittlere jährliche Windgeschwindigkeit
in 10 m über Grund 1981-1990 (m/s)



∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

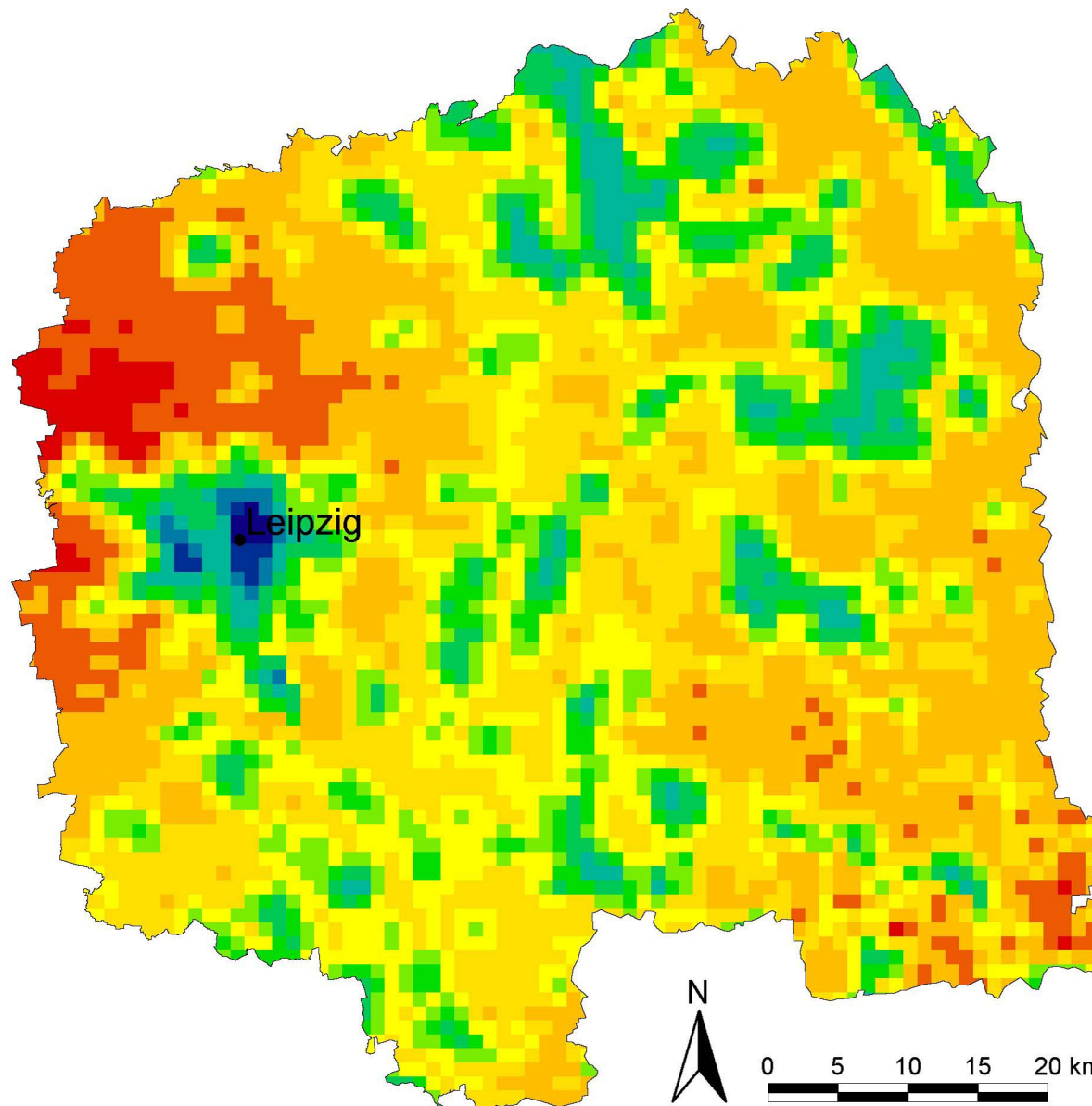
Karte 12

Datengrundlagen:

Deutscher Wetterdienst (2002):
Langjähriges Mittel der Windgeschwindigkeit
1981-1990 im 1 x 1 km Raster

Bearbeitung:

Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Anlage

Folien 1 bis 3 (vgl. Folienverzeichnis am Anfang der Arbeit)

Folie 1

- Untersuchte Brutvorkommen des Rebhuhns
- ∩ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

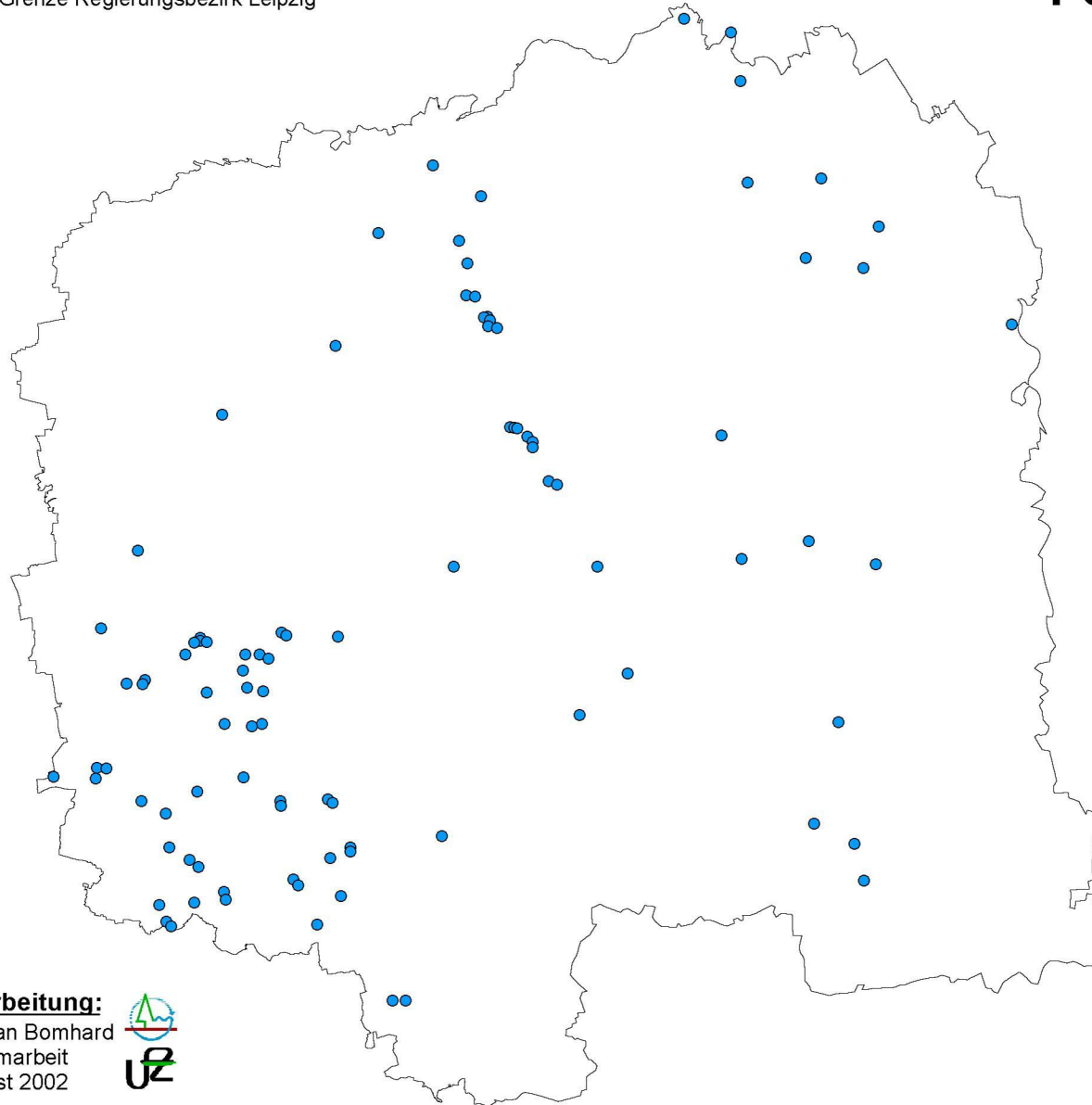


Bearbeitung:
Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Folie 2

● Untersuchte Brutvorkommen des Flussregenpfeifers
∧ Grenze Regierungsbezirk Leipzig

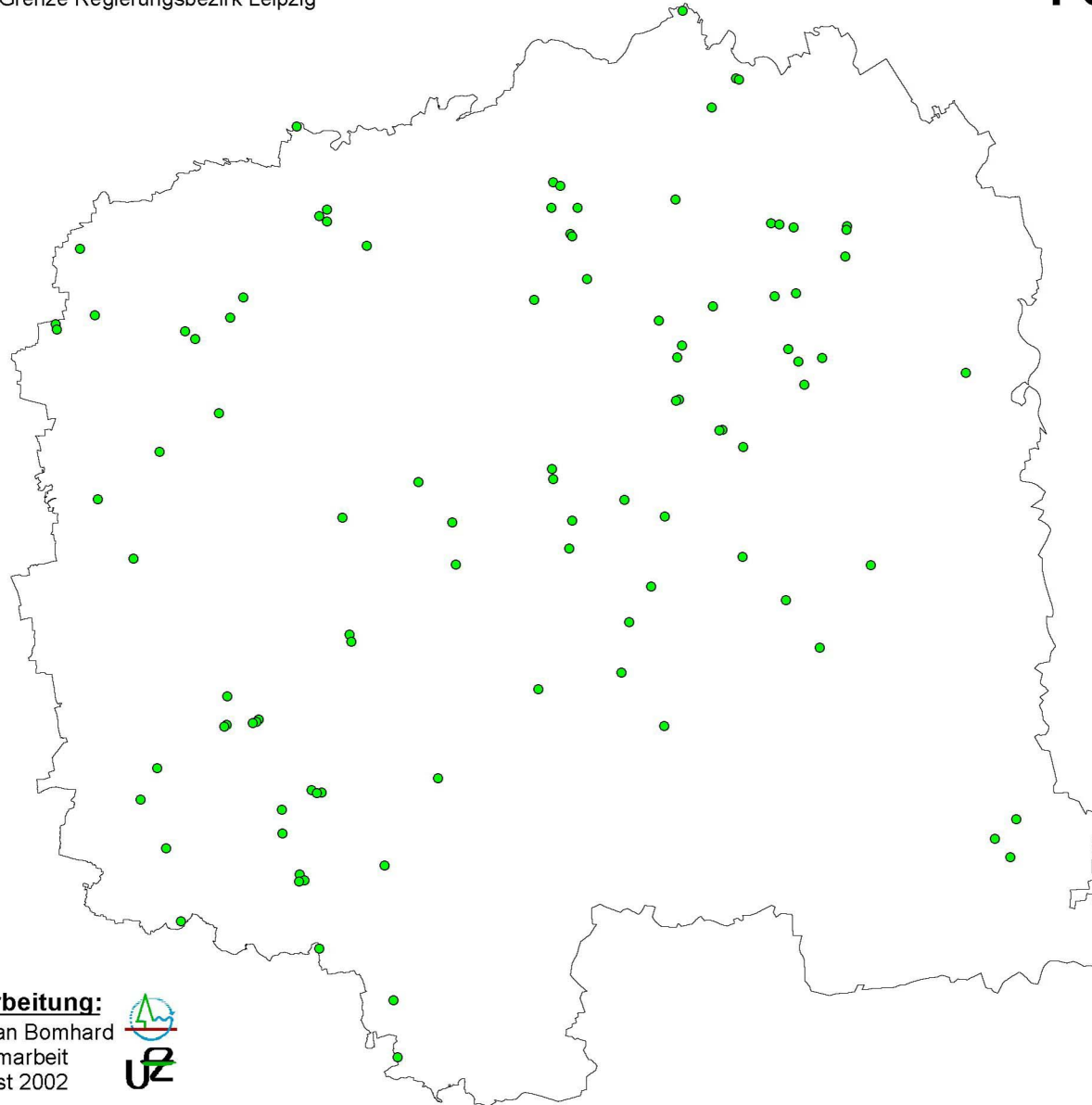


Bearbeitung:
Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002



Folie 3

● Untersuchte Brutvorkommen des Kiebitzes
∧ Grenze Regierungsbezirk Leipzig



Bearbeitung:
Bastian Bomhard
Diplomarbeit
August 2002

