

Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau / Landespflege

Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

DIPLOMARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades eines Diplomingenieurs (Dipl.-Ing. FH)
im Studiengang Landespflege

vorgelegt von

Angelika Jentsch

betreut durch:



Prof. Dr. A. Auhagen

Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau / Landespflege
Studiengang Landespflege



Dr. A. Lausch

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

Dresden, im März 2002

Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich die beiliegende Diplomarbeit selbständig verfasst, keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt, sowie alle wörtlich oder sinngemäß übernommenen Stellen in der Arbeit gekennzeichnet habe.

Ferner gestatte ich der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), die beiliegende Diplomarbeit unter Beachtung insbesondere datenschutz- und wettbewerbsrechtlicher Vorschriften für Lehre und Forschung zu nutzen.

Ich weiß, dass jede Weitergabe meiner Diplomarbeit bzw. deren Ergebnisse an Dritte oder eine Publikation der Zustimmung des ersten Gutachters bedarf.

Mir ist bekannt, dass der Fachbereich die Diplomarbeit von der Öffentlichkeit ausschließen kann.

Dresden, den 24. März 2002

.....

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all denen einen persönlichen Dank aussprechen, die zum Gelingen der vorliegenden Arbeit einen entscheidenden Beitrag geleistet haben.

Frau Dr. Angela Lausch (Sektion Angewandte Landschaftsökologie, UFZ Leipzig-Halle) danke ich besonders für ihre liebevolle Betreuung und für die vielen fundierten, fachlichen Ratschläge zur Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen sowie für ihre Unterstützung im Umgang mit dem Geografischen Informationssystem. Bei Herrn Prof. Dr. Axel Auhagen (Fachbereich Landbau/Landespflege, HTW Dresden (FH)) möchte ich mich dafür bedanken, dass er Vertrauen in mich hatte und mir die Bearbeitung dieses umfassenden, vielschichtigen Themas ermöglichte.

Ganz besonderer Dank gilt meiner Schwester Marita Klöss (Institut für Medizin, Informatik, Statistik und Epidemiologie (IMISE) Leipzig), die mich bei der statistischen Auswertung auf den richtigen Weg führte und durch konstruktive Diskussionen wesentlich zum Verständnis der komplizierten Materie beigetragen hat.

Den Ornithologen Winfried Nachtigall (Coswig) und Bernd Holfter (Grimma) sei dafür gedankt, dass sie ihre Zeit investierten, um mir wichtige Fragen zur Brutvogelkartierung in Sachsen sowie zu Habitatsprüchen der untersuchten Vogelarten zu beantworten. Weiterhin danke ich Herrn Michael Scherfke (LfUG Sachsen, Referat 51), der mir fehlende Daten zur Korrektur der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen (1992/1993) zur Verfügung stellte.

Bei dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ), insbesondere den Mitarbeitern der Sektion Angewandte Landschaftsökologie möchte ich mich für die Bereitstellung von Daten und Arbeitsmaterialien sowie für die Unterstützung bei Komplikationen im Umgang mit der Hard- und Software bedanken. Jörg Holtkötter und Bastian Bomhard, die sich in ihrer Diplomarbeit mit ähnlichen Fragestellungen befassten, danke ich für den produktiven Gedankenaustausch.

Mein Dank gebührt auch denjenigen, die sich die Zeit für die kritische Durchsicht meiner Diplomarbeit nahmen und mir Anregungen zur Strukturierung und zur leichteren Verständlichkeit der Arbeit gaben.

Nicht zuletzt danke ich besonders den Menschen, durch die ich immer wieder Kraft für die Bewältigung neuer, komplizierter Aufgaben geschöpft habe und die mir bei schwierigen Entscheidungen zur Seite standen. Hier sind insbesondere Uwe Beyer, Marita und Frank Klöss sowie meine Eltern zu nennen, die mir das Studium ermöglicht haben und die mir jederzeit Verständnis und Unterstützung entgegenbrachten.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Tabellenverzeichnis.....	IV
Bildverzeichnis.....	V
Kartenverzeichnis.....	VI
Abkürzungsverzeichnis.....	VII
1 Einführung.....	1
2 Das Untersuchungsgebiet Sachsen.....	4
2.1 Administrative Einordnung.....	4
2.2 Naturräumliche Gliederung.....	5
3 Der Untersuchungsgegenstand	9
3.1 Die ausgewählten Vogelarten.....	9
3.2 Die Landschaftsstruktur	17
3.2.1 Einordnung der Landschaftsstruktur in den Zusammenhang möglicher Einflussfaktoren auf die Verbreitung bzw. Habitatwahl von Vogelarten	17
3.2.2 Der Einflussfaktor Landschaftsstruktur.....	19
4 Material und Methoden.....	21
4.1 Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit Landschaftsstrukturmaßen (LSM)	21
4.2 Datengrundlagen	24
4.2.1 Brutvogelkartierung Sachsen 1993 – 1996 (STEFFENS et al. 1998)	24
4.2.2 Color-Infrarot-Biototypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie).....	25
4.2.3 Digitales Höhenmodell (Institut für Angewandte Geodäsie Frankfurt/Main).....	26
4.3 Aufbereitung der Daten.....	27
4.3.1 Landschaftsdaten.....	27
4.3.2 Bezugseinheiten → Messtischblattquadranten.....	31
4.3.3 Vogeldaten	31
4.3.4 Höhendaten.....	32
4.4 Berechnung der Parameter zur Beschreibung der Landschaftsstruktur	33
4.4.1 Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS 2.0	33
4.4.2 Ermittlung weiterer Landschaftsstrukturparameter mit Erdas Imagine 8.4	35
4.5 Auswahl relevanter Landschaftsstrukturmaße, Vorstellung der Maße und Hypothesenbildung.....	36

4.5.1	Auswahl der geeigneten Landschaftsstrukturmaße	36
4.5.2	Vorstellung der ausgewählten Landschaftsstrukturmaße	37
4.5.3	Hypothesen zu Zusammenhängen zwischen den gewählten Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Vogelarten	40
4.6	Statistische Auswertung	46
4.6.1	Zusammenstellung der Daten	46
4.6.2	Korrelationsanalyse	46
4.6.3	Transformation der abhängigen Variablen	47
4.6.4	Statistische Modellierung	48
5	Ergebnisse	51
5.1	Charakterisierung der Vorkommen der drei Vogelarten	51
5.1.1	Verteilung der Vorkommen in Sachsen	51
5.1.2	Häufigkeit der Vorkommen und Nichtvorkommen in Sachsen	52
5.2	Ergebnisse der statistischen Auswertung zum Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	53
5.2.1	Univariate Analyse (Vorkommen Grauspecht ↔ Einflussgröße)	53
5.2.2	Multivariate Analyse (Abschlussmodell)	54
5.2.3	Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen	56
5.3	Ergebnisse der statistischen Auswertung zum Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	57
5.3.1	Univariate Analyse (Vorkommen Kiebitz ↔ Einflussgröße)	57
5.3.2	Multivariate Analyse (Abschlussmodell)	58
5.3.3	Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen	59
5.4	Ergebnisse der statistischen Auswertung zur Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	60
5.4.1	Univariate Analyse (Vorkommen Schleiereule ↔ Einflussgröße)	60
5.4.2	Multivariate Analyse (Abschlussmodell)	61
5.4.3	Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen	63
6	Diskussion	65
6.1	Überprüfung der Hypothesen	65
6.1.1	Interpretation der Modellergebnisse zum Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	65
6.1.2	Interpretation der Modellergebnisse zum Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	68
6.1.3	Interpretation der Modellergebnisse zur Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	71
6.2	Schlussfolgerungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur	75
6.3	Faktoren mit unmittelbarem Einfluss auf die Werte von Landschaftsstrukturmaßen	76
6.3.1	Abhängigkeit der LSM von den verwendeten Datengrundlagen	76
6.3.2	Abhängigkeit der LSM von anwendungsspezifischen Aspekten des Programms FRAGSTATS 2.0	78

6.4	Faktoren mit Einfluss auf die Modellergebnisse und deren Interpretation	78
6.4.1	Qualität der Datengrundlagen	78
6.4.2	Stimmigkeit der Datengrundlagen in Raum und Zeit.....	80
6.4.3	Methodische Vorgehensweise.....	80
6.4.4	Problematik der räumlichen Autokorrelation.....	81
6.5	Übertragbarkeit und Grenzen bei der Anwendung der Modellergebnisse.....	82
6.5.1	Räumliche und zeitliche Übertragbarkeit der Modellergebnisse	82
6.5.2	Grenzen bei der Anwendung der Modellergebnisse	83
6.6	Schlussbetrachtung.....	83
6.7	Ausblick.....	85
7	Zusammenfassung	87
8	Literaturverzeichnis.....	89
9	Anhang A.....	95
9.1	Ablaufschema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung der Datengrundlagen, Variablenberechnung und statistischen Auswertung	95
9.2	Themen und ihre Strukturklassen.....	97
9.3	Selektionsbeispiel.....	104
9.4	AML-Script (Automatisches Ausschneiden der Quadranten).....	105
9.5	Wichtungsdatei zu Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung) und Thema 2 (Landnutzung)	106
9.6	Batch-Datei zur Berechnung mehrerer Landschaftseinheiten hintereinander mit FRAGSTATS 2.0	110
9.7	Formeln (FRAGSTATS 2.0).....	111
9.8	Formeln (extra berechnete Maße)	115
9.9	Univariate Analyse zum Grauspecht (<i>Picus canus</i>).....	117
9.10	Univariate Analyse zum Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	119
9.11	Univariate Analyse zur Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	121

Anhang B: Kartierschlüssel der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie - LFUG 1994)

Anhang C: Kartenanhang (Karten 1 – 18)

Anlage: Folie 1 (Grauspechtvorkommen)
Folie 2 (Kiebitzvorkommen)
Folie 3 (Schleiereulenvorkommen)

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ausschnitt aus der Polygon-Attribut-Tabelle (PAT) der digitalen CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung 1992/1993 (LfUG Sachsen)	26
Tabelle 2:	Themen zur Auswahl relevanter Strukturklassen in Bezug zu den Habitatansprüchen der Vogelarten.....	28
Tabelle 3:	Ausschnitt aus der „Schlüsseltabelle“ zum Vorkommen der Vogelarten	32
Tabelle 4:	Hypothesen zum Vorkommen des Grauspechts (<i>Picus canus</i>) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße	42
Tabelle 5:	Hypothesen zum Vorkommen des Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße	44
Tabelle 6:	Hypothesen zum Vorkommen der Schleiereule (<i>Tyto alba</i>) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße	45
Tabelle 7:	Ausschnitt aus dem Datensatz nach Verknüpfung der Variablen in SPSS 10.0	46
Tabelle 8:	Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen des Grauspechts (<i>Picus canus</i>).....	54
Tabelle 9:	Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen des Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>).....	58
Tabelle 10:	Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen der Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	62
Tabelle 11:	Strukturklassen zu Thema 1 (Hauptlandnutzung).....	97
Tabelle 12:	Strukturklassen zu Thema 2 (Landnutzung)	98
Tabelle 13:	Strukturklassen zu Thema 3 (Waldarten).....	99
Tabelle 14:	Strukturklassen zu Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung).....	101
Tabelle 15:	Strukturklassen zu Thema 5 (Offenland)	101
Tabelle 16:	Strukturklassen zu Thema 6 (Siedlung/Sondernutzung).....	102
Tabelle 17:	Strukturklassen zu Thema 7 (Verkehrsnetz)	102
Tabelle 18:	Strukturklassen zu Thema 8 (Gehölze).....	103
Tabelle 19:	Ergebnisse der univariaten Analyse zum Grauspecht (<i>Picus canus</i>)	118
Tabelle 20:	Ergebnisse der univariaten Analyse zum Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>).....	120
Tabelle 21:	Ergebnisse der univariaten Analyse zur Schleiereule (<i>Tyto alba</i>)	122

Bildverzeichnis

Bild 1:	Lage und Landkreise Sachsens (Quelle: eigene Bearbeitung, Datengrundlagen: UFZ).....	4
Bild 2:	Naturräume Sachsens nach Bernhardt 1986 (Quelle: verändert aus STEFFENS et al. 1998a)..	5
Bild 3:	Mögliche Einflussfaktoren auf die räumliche und zeitliche Verbreitung bzw. Habitatwahl von Vogelarten (eigene Bearbeitung auf Grundlage von MAUERSBERGER & GÖRNER 1980, KLOFT & GRUTSCHWITZ 1988, BEZZEL & PRINZINGER 1990, BAIRLEIN 1996); rot umrahmt: Untersuchungsbereich der vorliegenden Arbeit.....	17
Bild 4:	Überblick über Landschaftsstrukturmaße des Programms FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) sowie Ebenen der Betrachtung/Berechnung (eigene Bearbeitung)	23
Bild 5:	Häufigkeit der Vorkommen und Nichtvorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule in Sachsen (ausgehend von 525 berücksichtigten Messtischblattquadranten)..	52
Bild 6:	Univariater Zusammenhang zwischen Grauspechtvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern %LAND_wa2 (Buchenwaldreinbestand) und ED_In1 (Fließgewässer).....	53
Bild 7:	Univariater Zusammenhang zwischen Kiebitzvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern MECI_In7 (Wirtschaftsgrünland) und MPS_In30 (Acker/Ackerbrache)	57
Bild 8:	Univariater Zusammenhang zwischen Schleiereulenvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern MPI_s20 (Streuobstwiese) und MW_hoehe (Mittlere Geländehöhe).....	60
Bild 9:	Ablaufschema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung der Datengrundlagen, Variablenberechnung und statistischen Auswertung	96

Kartenverzeichnis (zu Anhang C)

Karte 1:	Landnutzung in Sachsen (Thema 2)	1:500 000
Karte 2:	Thema 3 (Waldarten) – Ausschnitt TK 10 (N) Nr. 5051-SW (Lichtenhain)	1:35 000
Karte 3:	Thema 5 (Offenland) – Ausschnitt TK 10 (N) Nr. 4746-SW (Zehren)	1:35 000
Karte 4:	Thema 6 (Siedlung/Sondernutzung) – Ausschnitt TK 10 (N) Nr. 5142-NO Limbach-Oberfrohna)	1:35 000
Karte 5:	Brutvorkommen der drei untersuchten Vogelarten in Sachsen	1:2 250 000
Karte 6:	Digitales Höhenmodell (1 x 1 km) für das Untersuchungsgebiet Sachsen	1:1 250 000
Karte 7:	Vorkommen und Nichtvorkommen des Grauspechts in Sachsen	1:1 250 000
Karte 8:	Vorkommen und Nichtvorkommen des Kiebitz in Sachsen	1:1 250 000
Karte 9:	Vorkommen und Nichtvorkommen der Schleiereule in Sachsen	1:1 250 000
Karte 10:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_in27 (Feuchtwaldanteil) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 11:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa2 (Laubbaumreinbestand Buche) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 12:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa13 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 13:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 14:	Verteilung der Einflussgröße Range_hoeh (Reliefenergie) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 15:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_o15 (Acker) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 16:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_o16 (Ackerbrache) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 17:	Verteilung der Einflussgröße MPS_s20 (Mittlere Streuobstwiesengröße) in Sachsen	1:1 250 000
Karte 18:	Verteilung der Einflussgröße %LAND_h6 (Anteil Wälder und Forsten) in Sachsen	1:1 250 000

Abkürzungsverzeichnis

AAT	Arc-(Linien-)Attribut-Tabelle
ATKIS	Amtliches Topografisch-Kartografisches Informationssystem
AU	Ausprägung
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BESTAND	Bestand bzw. Biotoptyp
CIR	Color-Infrarot
CIR-Kartierung	Color-Infrarot- Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993 (Landesamt für Umwelt und Geologie)
CORINE	CORINE (CoORDinated INformation on the Environment) Programm der Europäischen Union zur europaweiten Erhebung der Landnutzung anhand von Satellitenbilddaten (Landsat TM) ⇒ Teilprojekt „CORINE Landcover“
GIS	Geografisches Informationssystem
HG	Hauptgruppe
IfAG	Institut für Angewandte Geodäsie
LfUG	Landesamt für Umwelt und Geologie
LSM	Landschaftsstrukturmaß(e)
MTBQ	Messtischblattquadrant(en)
NU	Nutzung
PAT	Polygon-Attribut-Tabelle
SächsNatSchG	Sächsisches Naturschutzgesetz
SMUL	Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung
SN	Sekundärnutzung
SO	Sondernutzung, Besonderheit
StUFA	Staatliches Umweltfachamt
TK 10 (AV)	Topografische Karte 1:10000 (Ausgabe Volkswirtschaft)
TK 10 (N)	Topografische Karte 1:10000 (Normalausgabe)
TK 25	Topografische Karte 1:25000
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
UG	Untergruppe
vs.	versus

Landschaftsstrukturmaße:

%LAND	<i>Percent of Landscape</i>	(Flächenanteil in Prozent)
CA	<i>Class Area</i>	(Klassenfläche)
ED	<i>Edge Density</i>	(Kantendichte)
MECI	<i>Mean Edge Contrast Index</i>	(Mittlerer Kantenkontrastindex)
MPI	<i>Mean Proximity Index</i>	(Mittlerer Näheindex)
MPS	<i>Mean Patch Size</i>	(Mittlere Patchgröße)
PD	<i>Patch Density</i>	(Patchdichte)
SIDI	<i>Simpson's Diversity Index</i>	(Diversitätsmaß nach SIMPSON)
TA	<i>Total Area</i>	(Totale Landschaftsfläche)
TE	<i>Total Edge</i>	(Totale Kantenlänge)

Themenkürzel:	*_h	Hauptlandnutzung
	*_ln	Landnutzung
	*_wa	Waldarten
	*_w	Waldarten mit Altersstufung
	*_o	Offenland
	*_s	Siedlung/Sondernutzung

Range_hoehe	Reliefenergie
MW_hoehe	Mittlere Geländehöhe

1 Einführung

Die heutige Zeit ist von einer immer rascheren wirtschaftlichen, technischen und infrastrukturellen Entwicklung geprägt. Landschaften unterliegen einem Strukturwandel, der neben natürlich bedingten Veränderungen überwiegend auf anthropogene Eingriffe zurückzuführen ist.

Das genaue Verständnis der Zusammenhänge zwischen dem Landschaftsmuster und ökologischen Prozessen gewinnt damit zunehmend an Bedeutung. Erst die Einsicht in diese Zusammenhänge gestattet es, die Auswirkungen von Landschaftsveränderungen auf das Überleben bestimmter Arten oder ganzer Organismengemeinschaften zu bewerten. Damit kann ein Beitrag geleistet werden, um zu einer fachlich fundierten, zielführenden Argumentation bei Entscheidungen zu raumrelevanten Projekten zu gelangen.

STRUKTURABHÄNGIGKEIT VON VÖGELN

Eine Artengruppe, die in besonderem Maß auf strukturelle Veränderungen der Landschaft reagiert, sind Vögel. Die Abnahme des Struktureichtums stellt neben der Störung und der direkten Verfolgung durch den Menschen die Hauptursachen für ihre Gefährdung dar (KAULE 1991). Aufgrund dieser Strukturabhängigkeit sind Vögel besonders geeignet, Veränderungen der Landschaftsstruktur anzuzeigen.

Während in der Vergangenheit bei zahlreichen Untersuchungen zu Vogelmgemeinschaften der räumliche Einfluss vernachlässigt wurde (WIENS 1989), spielen heute landschaftsstrukturelle Aspekte in wissenschaftlichen Studien zu Vögeln eine zunehmende Rolle.

Mittlerweile gibt es eine nahezu unüberschaubare Zahl an Arbeiten, die unter ganz verschiedenen Fragestellungen die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Avifauna verdeutlichen. Als Beispiele seien Studien genannt, die den Zusammenhang zwischen Landschaftsstruktur und Artenvielfalt oder Individuendichte (SIMON 1989, FARINA 1997, FULLER et al. 1997, BERRY & BOCK 1998) untersuchen. Viele Analysen beschäftigen sich mit der Verbreitung und Habitatnutzung von Vogelarten in Abhängigkeit von der Lebensraumfragmentierung (SISK et al. 1997, TRZCINSKI et al. 1999, VILLARD et al. 1999 und MÖRTBERG 2001) oder in direktem Bezug zu Verbindungselementen in der Landschaft (BAIRLEIN & SONNTAG 1994, HAAS 1995, CLERGEAU & BUREL 1997). Andere Arbeiten untersuchen die Mortalität und Reproduktion von Vogelarten (WITH & KING 2001) oder den Nestraub (BERGIN et al. 2000) – jeweils in Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Aspekten.

LANDSCHAFTSSTRUKTURMAßE ZUR LANDSCHAFTSSTRUKTURANALYSE

Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur gegenwärtigen Forschung auf dem Gebiet der modernen Landschaftsökologie, der sogenannten „Landscape Metrics“ leisten. Dieser Forschungszweig stammt ursprünglich aus Nordamerika und beschäftigt sich im speziellen mit den räumlichen Strukturen von Landschaften und Ökosystemen (BLASCHKE 2000). Grundlage dieses neuen Ansatzes in der Landschaftsökologie bilden einschlägige Arbeiten von FORMAN & GODRON (1986) und TURNER &

GARDNER (1991) sowie HANSSON et al. (1995). Letztere weisen mit vielen Beispielen auf die Bedeutung von Raummustern für die Habitatnutzung verschiedener Tierarten hin.

Dabei haben die Zusammensetzung und die Anordnung der einzelnen Landschaftselemente eine besondere Bedeutung. Durch sie bekommt eine Landschaft ihr eigenes charakteristisches Gepräge, über das sie identifiziert und beschrieben werden kann (WALZ 2001).

Um die Zusammenhänge zwischen dieser Landschaftscharakteristik und der Verbreitung von Vogelarten analysieren zu können, muss eine Quantifizierung der Landschaftsstruktur stattfinden. Hierbei spielen Landschaftsstrukturmaße („landscape metrics“) eine besondere Rolle.

Durch die Berechnung solcher Maße, die als Indikatoren der räumlichen Landschaftscharakteristik angesehen werden können, wird es möglich, mit Methoden der Statistik (z.B. Regressionsanalyse) direkte Zusammenhänge zwischen diesen metrischen Landschaftsparametern und dem Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der entsprechenden Arten aufzudecken.

Beispielsweise untersuchten MCGARIGAL & MCCOMB (1995) den Zusammenhang zwischen Landschaftsstruktur und Brutvogelreichtum an der Küste des Bundesstaates Oregon (USA), indem sie verschiedene Landschaftsstrukturmaße anhand digitaler Vegetationsbedeckungskarten berechneten und statistisch auswerteten. Sie fanden heraus, dass der Artenreichtum im Rahmen ihrer Untersuchung in heterogenen Landschaften generell höher war.

FAUTH et al. (2000) nutzten Landschaftsstrukturmaße, um multivariate Modelle zu entwickeln, die Variationen in der Individuendichte und dem Fortpflanzungserfolg wandernder Vogelarten im Norden Indianas (USA) erklären sollten.

HABITATMODELLE ZUR ERKLÄRUNG VON ART-HABITAT-BEZIEHUNGEN

Die Beziehungen zwischen Tierarten und ihrer Umwelt lassen sich am besten in Habitatmodellen formalisieren (KUHN 1997, KLEYER et al. 1999/2000, SCHRÖDER 2000). „Habitatmodelle bilden Teilbereiche der Natur ab und beschreiben die erfahrene Realität. Dabei konzentrieren sie sich auf wesentliche Eigenschaften und vernachlässigen die für nebensächlich erachteten Aspekte“ (KUHN 1997: 105). Sie können nicht nur zur Klärung noch ungenügend bekannter Zusammenhänge beitragen, sondern auch den Einfluss der erkannten Schlüsselfaktoren quantifizieren. Unter bestimmten Bedingungen sind sie geeignet, das Vorkommen von Arten zu prognostizieren.

Der Einsatz von Habitatmodellen fand in Deutschland erst in den letzten 10 Jahren, mit der zunehmenden Verfügbarkeit Geografischer Informationssysteme (GIS), verstärkte Anwendung. Zahlreiche Beispiele dazu nennen KLEYER et al. (1999/2000).

Welche Methodik zur Habitatmodellierung in Frage kommt, orientiert sich an der jeweiligen Fragestellung, dem verfügbaren Expertenwissen und dem Aufwand zur Beschaffung der Datengrundlagen (KLEYER et al. 1999/2000).

In Sachsen erlaubt die systematische Erhebung der Vogelvorkommen in der Brutvogelkartierung von 1993-1996 (STEFFENS et al. 1998) die Entwicklung eines statistischen Habitatmodells. Gegenüber

literatur- bzw. wissensbasierten Habitatmodellen hat es den Vorteil, dass die Auswertung konkrete quantitative Aussagen darüber enthält, wie zuverlässig die gefundenen Beziehungen die zugrunde liegenden Hypothesen zum Vorkommen der Art erklären (KUHN & KLEYER 1999). Zudem zeichnen sich statistische Habitatmodelle durch eine größere Objektivität aus (KUHN 1997), was ihre Akzeptanz als Argument bei Planungsentscheidungen fördert.

Mit der flächendeckenden Erfassung der Präsenz und Absenz von Vogelarten über die gesamte Standortbreite Sachsens eröffnet sich die Möglichkeit, landschaftsstrukturelle Abhängigkeiten auf regionaler Maßstabebene zu analysieren. VOGEL & ROTHHAUPT (1999) verweisen auf eine großräumige Betrachtungsweise als Grundvoraussetzung von Schutzkonzeptionen für Arten mit hohem Flächenanspruch.

AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG

In der vorliegenden Arbeit sollen auf Basis der Präsenz-Absenz-Daten zu Grauspecht (*Picus canus*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Schleiereule (*Tyto alba*) statistische Habitatmodelle entwickelt werden, die der Erklärung vermuteter landschaftsstruktureller Zusammenhänge dienen.

Die Landschaftsstrukturmaße, die aus der Color-Infrarot (CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsens von 1992/1993 (LfUG Sachsen) abgeleitet werden, gehen zusammen mit Parametern zum Relief (Digitales Höhenmodell Deutschland, IfAG Frankfurt/Main) als unabhängige Variablen bzw. Habitatfaktoren in das Modell ein. Hierbei kommen verschiedene Geografische Informationssysteme (GIS) sowie das Raummuster-Analyseprogramm FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) zur Anwendung.

Für die Analyse der Landschaftsstruktur stehen eine Vielzahl an Landschaftsstrukturmaßen zur Verfügung. Um eine geeignete Auswahl treffen zu können, sollen in dieser Arbeit Hypothesen aufgestellt werden, die konkrete Vermutungen zum Einfluss raumstruktureller Parameter auf das Vorkommen der Arten enthalten. Mit der logistischen Regression werden diese Hypothesen statistisch überprüft und Schlüsselfaktoren der Landschaftsstruktur ermittelt.

Im Ergebnis sollen gezielte Aussagen getroffen werden, welche Landschaftsstrukturparameter für das Vorkommen der jeweiligen Art ausschlaggebend sind und wie sie die Vorkommens chance beeinflussen.

Weiterhin sollen die Ergebnisse Aufschluss darüber geben, ob die gewählte Maßstabebene geeignet ist, Zusammenhänge zwischen Parametern der Landschaftsstruktur und dem Verbreitungsmuster der Arten zu untersuchen.

Ebenso soll geprüft werden, inwiefern sich die verwendeten Datengrundlagen als geeignet erweisen und welche Rolle dabei die spezifischen Ansprüche der betrachteten Art spielen.

Nicht zuletzt soll die Arbeit zum weiteren Verständnis komplexer Art-Habitatbeziehungen sowie zur Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen in diesem Zusammenhang beitragen.

2 Das Untersuchungsgebiet Sachsen

Das Untersuchungsgebiet umfasst den gesamten Freistaat Sachsen.

Die Auswahl dieses Untersuchungsgebietes richtete sich zum einen nach dem Bearbeitungsgebiet der Brutvogelkartierung (STEFFENS et al. 1998) auf Messtischblattquadrantenbasis, zum anderen sollte ein möglichst großes Gebiet untersucht werden, so dass für eine statistische Auswertung genügend Daten zu unterschiedlichen Landschaftscharakteristika in die Untersuchung einfließen konnten.

2.1 Administrative Einordnung

Der Freistaat Sachsen hat eine Gesamtfläche von 18413 km² (STATISTISCHES LANDESAMT 2000). Er liegt im Süden Ostdeutschlands, wird im Osten durch die Republik Polen und im Süden durch die Tschechische Republik begrenzt. Im Westen schließen sich die Bundesländer Bayern und Thüringen sowie nordwestlich und nördlich Sachsen-Anhalt und Brandenburg an (vgl. Bild 1).

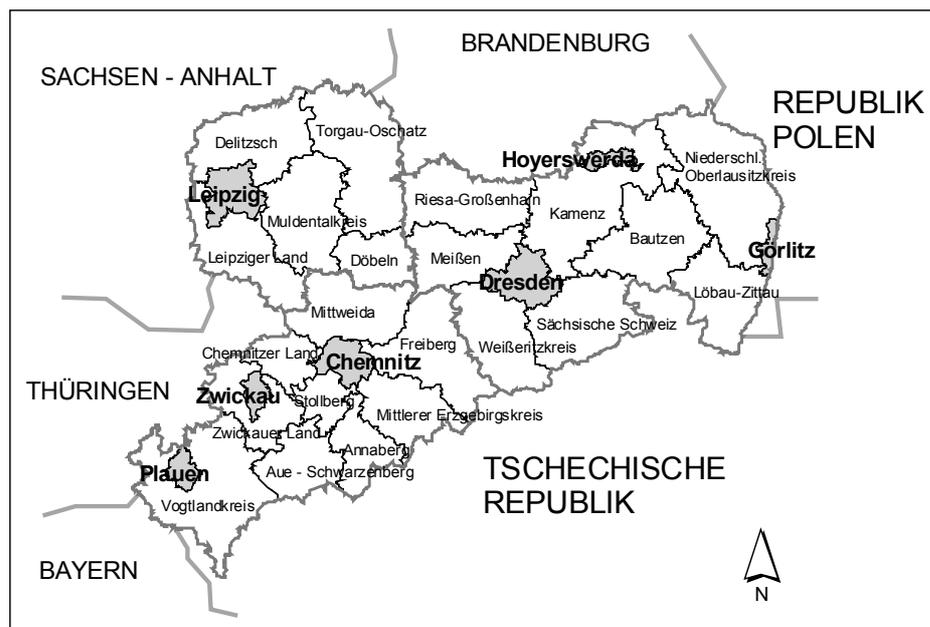


Bild 1: Lage und Landkreise Sachsens (Quelle: eigene Bearbeitung, Datengrundlagen: UFZ)

Sachsen wird von den drei Regierungsbezirken Dresden, Leipzig und Chemnitz verwaltet, welche sich wiederum in insgesamt 29 Kreise untergliedern. Mit ca. 4,4 Millionen Einwohnern und einer Bevölkerungsdichte von 242 Einwohnern je km² liegt Sachsen etwas über dem Bundesdurchschnitt. Der Landkreis Chemnitzer Land weist die größte Bevölkerungsdichte auf. Am geringsten ist der Niederschlesische Oberlausitzkreis besiedelt (STATISTISCHES LANDESAMT 2000).

2.2 Naturräumliche Gliederung

CHARAKTERISIERUNG DER NATURRÄUME

In Sachsen treffen drei große Naturregionen aufeinander: das Tiefland (Sächsisch Niederlausitzer Heideland), der Lössgürtel (Sächsisches Lössgefülle) und die Mittelgebirgsschwelle (Sächsisches Bergland und Mittelgebirge) (vgl. Bild 2). Daraus ergibt sich ein äußerst vielgestaltiges Bild der Landschaft.

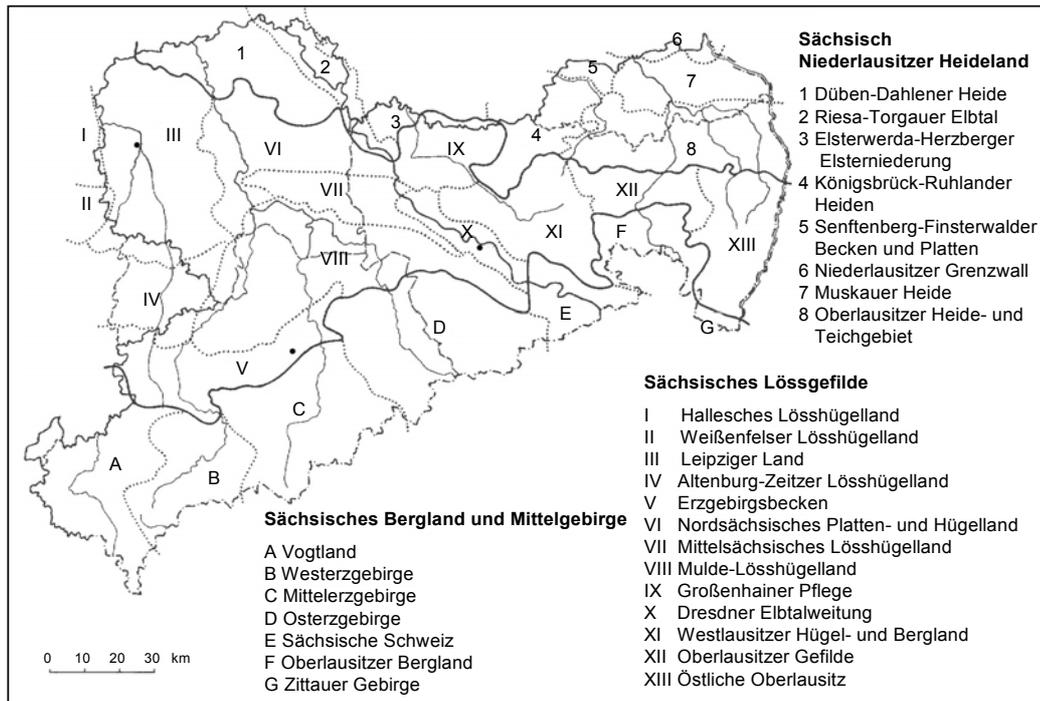


Bild 2: Naturräume Sachsens nach Bernhardt 1986 (Quelle: verändert aus STEFFENS et al. 1998a)

Im folgenden sollen diese drei Räume hinsichtlich ihrer natürlichen Gegebenheiten sowie der Landnutzung charakterisiert werden. Die Angaben beziehen sich hierbei auf Ausführungen von MANNFELD & RICHTER (1995), STEFFENS et al. (1998a) sowie KOWALKE (2000).

DAS SÄCHSISCH-NIEDERLAUSITZER HEIDELAND

Das Sächsisch-Niederlausitzer Heideland gehört zu den südlichsten Tieflandregionen Ostdeutschlands und untergliedert sich in acht Naturräume (vgl. Bild 2: Naturräume 1-8).

Das eher flache Relief von weniger als 200m ü. NN wird nur vereinzelt durch einige Hügel und Kuppen aufgelockert. Es handelt sich um ein Altmoränenland mit Aufschüttungen aus der Elster- und Saale-Kaltzeit und somit überwiegend sandig-kiesigen Oberflächenbildungen, was überwiegend nährstoffarme Böden zur Folge hat (Podsole, Gleye und Moore). Aufgrund des großen Grundwasserreichtums werden trockene Moränenkuppen und Binnendünen durch vermoorte Niederungen und Teichlandschaften unterbrochen.

Klimatisch weist die Tieflandsregion keine großen Differenzierungen auf. Bei einer mittleren Lufttemperatur von 8 – 9 C° und einer zunehmenden Kontinentalität von West nach Ost fallen relativ wenig Niederschläge (500-550mm, bis 700mm/Jahr im einsetzenden Stau des Lausitzer Berglandes).

Große Teile der Region sind von Wald (meist Kiefer) bedeckt, der auf den grundwasserfernen, sandigen Moränen der Dübener und Dahleiner Heide, auf Treibsand- und Dünengebieten sowie Schotter- und Kiesrücken der Lausitz stockt. In der Muskauer Heide zwischen Spree und Neiße gibt es auch größere Fichtenvorkommen.

Ackerbau findet man vorwiegend in Gebieten mit Lösseinfluss oder bindigeren Geschiebelehm Böden. In grundwasserbeeinflussten Niederungen wird die Landnutzung meist von Grünländern, teilweise mit Auwaldresten, Erlenbrüchen und Sümpfen bestimmt.

Zu weiteren Landschaftscharakteristiken zählen Zwischen- und Hochmoore, Röhrichte, Rieder, Zwergstrauchheiden, Birkenbrüche sowie Moor-Kiefernwälder, wobei aus avifaunistischer Sicht dem Zadtlitzbruch in der Dübener Heide sowie dem Dubringer Moor zusammen mit dem Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet besondere Bedeutung zukommt (STEFFENS et al. 1998a).

SÄCHSISCHE LÖSSGEFILDE

Zwischen dem durch glaziäre Sedimente bestimmten Tiefland und dem Nordrand der Mittelgebirgsschwelle liegt mit einer Größe von ca. 9000 km² die in Sachsen dominierende Naturregion der Lössgefilde. Sie lässt sich in weitere 13 Naturräume untergliedern (vgl. Bild 2: Naturräume I-XIII).

Die Reliefabdachung von Süden (ca. 400 m ü. NN) nach Norden (ca. 150 m ü. NN) erfährt lediglich durch das Elbtal eine Unterbrechung.

Diese Naturregion erhält ihre charakteristische Gestalt durch die Lössablagerungen der Weichselkaltzeit. Die Kernbereiche bilden die Lösshügelländer mit ihren mächtigen Lössdecken und einem flachwelligen Relief. Südlich schließen sich die oftmals durch Staunässe und einen höheren Waldanteil geprägten Lösslehmplateaus und nördlich die sandlössbedeckten Altmoränenplatten an. Die naturräumliche Feingliederung entsteht durch Täler und gesteins- sowie störungsbedingte Schwellen und Stufen im Relief.

Durch einen großen Lössanteil konnten sich überwiegend fruchtbare Böden entwickeln (Parabraunerden, schwarzerdeähnliche Böden).

Das Klima der Lössgefilde wird im wesentlichen durch zwei Wirkfaktoren geprägt: die zunehmende Höhenlage von Nord nach Süd sowie die Luv- und Lee- Effekte der angrenzenden Gebirge. Im Regenschatten von Harz und Thüringer Gebirge sind die Niederschläge geringer als im Stau des Erzgebirges und Oberlausitzer Berglandes (bis 800mm). Die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 7,8 und 8,8 C°. Das Elbtal ist mit ca. 9 C° thermisch begünstigt.

Aufgrund der überwiegend braunen und fruchtbaren Böden entwickelte sich das Gebiet zu einer ausgeprägten Ackerlandschaft mit Offenlandcharakter. Der Anteil an Waldflächen fällt daher eher

gering aus. Im Westen und Nordwesten stocken hauptsächlich Eiche und andere Hartlaubhölzer, die mit zunehmender Höhe immer mehr in Fichtenbestände übergehen. Auf sand-, sandlöss- und grundgesteinsdominierten Gebieten um Dresden findet man Kiefernbestände vor.

Der Grünlandanteil liegt in Abhängigkeit der Böden oft unter 10 %. Dort, wo oberflächennahe stauende Schichten auftreten, befinden sich lokale Feucht- und Teichgebiete.

SÄCHSISCHES BERGLAND UND MITTELGEBIRGE

Die wohl größte landschaftliche Differenziertheit weist das ungefähr ein Drittel der Landesfläche einnehmende Sächsische Bergland und Mittelgebirge auf. Dies begründet sich nicht nur in der von Nord nach Süd auf über 1000 m ü. NN ansteigenden Geländehöhe und den sich damit ändernden Klima- und Vegetationsverhältnissen. Vielmehr wird die Gestalt des Reliefs durch die große West-Ost-Ausdehnung und den damit verbundenen Unterschieden in der geologischen Entwicklung geprägt. Im Westen bilden Vogtland und Erzgebirge ein zusammenhängendes Gebiet mit hoher Reliefenergie bzw. ausgeprägtem Hochflächencharakter im Osterzgebirge. Daran schließt sich im Verlauf der Elbe das Elbsandsteingebirge mit seinen Tafelbergen, Ebenen und Felsrevieren sowie über die südliche Grenze hinweg das Zittauer Gebirge an. Eine weitere Differenzierung im Relief bewirken schließlich die zahlreichen Einzelberge, Bergkuppen, Bergrücken und Schwellen. Der Osten des Untersuchungsgebietes erhält seine typische Prägung durch das Oberlausitzer Bergland (vgl. Bild 2: Naturräume A bis G).

Aufgrund der Unterschiede in der geologischen Entwicklung und den damit verbundenen unterschiedlichen Ausgangsgesteinen weist diese Naturregion viele verschiedene überwiegend arme Böden auf (Braunerden und Pseudogleye im Vogtland, außerdem Podsole im Erzgebirge und Oberlausitzer Bergland sowie Parabraunerden im Elbsandsteingebirge und Zittauer Gebirge).

Die große Höhenstufung und starke Reliefenergie in dieser Naturregion führt zu einem engräumigen Klimawandel mit vielen Luv- und Lee- Effekten, wobei zwischen den westlich und östlich der Elbe gelegenen Gebieten deutliche Unterschiede bestehen.

Das Erzgebirge und das Vogtland bilden einen klimatisch zusammenhängenden Raum, dem mit steigender Höhenlage eine Temperaturabnahme (von ca. 7 C° auf ca. 5 C° im Mittel) und zugleich Niederschlagszunahme (von ca. 800 mm auf ca. 1000 mm pro Jahr) gemein ist. Die Gipfellagen sind besonders kühl und feucht und weisen zudem im Winter regelmäßig geschlossene Schneedecken auf. Die meist vorherrschenden Westwinde führen durch Stau effekt im Westerzgebirge zu ergiebigeren Niederschlägen als im Osterzgebirge. Im Vogtland sind die Niederschlagsmengen geringer.

Das Elbsandsteingebirge und die Lausitz sind kleinflächiger und von geringerer Höhe, aber kontinentaler und gegenüber dem Lössgefilde sehr exponiert gelegen. Dies führt dazu, dass sich hier ein eigenständiges Klima ausbilden konnte. Die Bergzüge sind beispielsweise feuchter und kühler als vergleichbare Höhenlagen im Erzgebirge (auf 500 m ü. NN bereits 900 – 1000 mm Niederschlag im Jahr). Zudem bewirkt die starke Gliederung im Relief kleinräumige Luv- und Lee-Effekte. Im Zittauer

Gebirge treten besonders niedrige Wintertemperaturen mit hohen Niederschlägen auf. Die östliche Lausitz ist gelegentlich von langanhaltenden Starkregenereignissen betroffen.

Während in den unteren Berglagen noch Offenland mit relativ hohem Ackeranteil dominiert, steigt der Wald- und Grünlandanteil mit zunehmender Höhenlage und damit verbundenen schlechteren Boden- und Klimaverhältnissen an. Nur im Osterzgebirge ist aufgrund von Lösseinfluss und geringerer Reliefenergie (Hochflächencharakter) noch auf 60 % der Flächen eine landwirtschaftliche Nutzung möglich. Besonders in den oberen Berg- und Kammlagen des Erzgebirges herrschen große zusammenhängende forstwirtschaftliche Flächen vor.

Bei der Baumartenzusammensetzung steigt der Fichtenanteil von Ost nach West, sowie mit zunehmender Höhe an. Bei 750 – 950 m ü. NN haben die meisten Laubhölzer ihre Höhengrenze erreicht. Ein erhöhter Kiefernanteil ist im Vogtland, am Westrand des Erzgebirges, im unteren Osterzgebirge sowie der Sächsischen Schweiz zu verzeichnen. Teilweise treten auch größere Buchenwaldkomplexe z.B. im Kreis Annaberg, im Mittleren Erzgebirgskreis, Weißeritzkreis und in der Sächsischen Schweiz auf. Artenreiche Steilhangwälder stocken im Vogtland und Osterzgebirge. In den Kammlagen konnten sich Hochmoore entwickeln.

Die Ausprägungen der drei vorgestellten großen Naturregionen werden im großen und ganzen nur durch die großen Flussauen unterbrochen. Der Hauptneigungsrichtung Sachsens folgend, durchziehen die Flüsse Röder, Elbe, Mulde, Pleiße, Weiße Elster in Südost-Nordwest-Richtung und die Neiße und Spree in Süd-Nord-Richtung das Land Sachsen.

Die Flusstäler weisen eine gewisse Eigenständigkeit bezüglich ihrer natürlichen Ausstattung auf. Typische Charakteristika sind Auelehme in den Überschwemmungsbereichen, Uferabbrüche, Schotter-, Kies- und Sandablagerungen, Altarme, Altwasser und Teichgebiete sowie ein überwiegend trockeneres und wärmeres Klima. Zudem unterliegen die Flächen innerhalb der Deiche meist einer Grünlandnutzung. Während die Elbaue eher waldarm ist, stockt in der Elsteraue noch auf knapp einem Viertel der Fläche Auwald (Leipziger Auwald).

Die Naturräume Sachsens werden größtenteils von einer intensiven Landnutzung und dichten Bebauung überprägt, die in den Flussauen und in der Gefildezone besonders stark ist. Im Erzgebirge, Vogtland und Lausitzer Bergland entstanden im Zuge einer langen Siedlungsentwicklung typische Siedlungs- und Landnutzungsformen mit einer Vielzahl urbaner Lebensräume.

Nicht zuletzt sind auch die Bergbau- und Bergbaufolgelandschaften südlich von Leipzig sowie in den Kreisen Delitzsch, Görlitz, Löbau-Zittau und im nördlichen Bereich der Kreise Kamenz und Bautzen zu nennen. Diese Gebiete lassen sich in keine Naturräume einordnen, da sie künstlich entstanden sind und einer stark anthropogen beeinflussten Landschaftsdynamik unterliegen.

3 Der Untersuchungsgegenstand

3.1 Die ausgewählten Vogelarten

Die vorliegende Arbeit soll das Beziehungsgefüge zwischen Parametern der Landschaftsstruktur und drei in Sachsen vorkommenden Vogelarten untersuchen. Die Auswahl von Arten aus dem Brutvogelatlas von Sachsen (STEFFENS et al. 1998), die sich für eine derartige Untersuchung eignen, richtete sich nach verschiedenen Kriterien:

- ⇒ Die **Verbreitungsgebiete** der Arten sollten Sachsen möglichst vollständig einschließen.
- ⇒ Weiterhin ist in Anbetracht einer späteren statistischen Auswertung zu beachten, dass das **Verhältnis zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen** der Arten in Sachsen relativ ausgewogen ist. Zu viele (flächendeckende) Vorkommen wie beispielsweise von Buchfink oder Haussperling erlauben keine Differenzierung der Lebensraumansprüche auf regionaler Landschaftsebene. Zu wenige Vorkommen, wie es bei den meisten gefährdeten und daher naturschutzfachlich interessanten Arten der Fall ist, können hingegen zu keinen aussagekräftigen statistischen Ergebnissen führen.
- ⇒ Außerdem sollten die Arten möglichst **verschiedene Lebensräume** repräsentieren, um die Reaktionen auf unterschiedliche Landschaftscharakteristika untersuchen zu können.
- ⇒ Zudem sollten die **Aktionsräume**¹ der Arten eine Größe haben, die eine Abhängigkeit von Strukturen im Maßstabbereich der Untersuchung vermuten lässt. In vielen Studien zur Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen in Verbindung mit bestimmten Tierarten wird immer wieder auf die Wichtigkeit der Wahl des richtigen Maßstabs in Bezug zur betrachteten Art hingewiesen (TURNER 1989, MCGARIGAL & MARKS 1994, BLASCHKE 2000, WALZ 2001 u.a.).
- ⇒ Nicht zuletzt sollten Arten gewählt werden, die durch ihre **Gefährdung** in Sachsen bzw. der Bundesrepublik Deutschland oder ihren **Schutzstatus** von naturschutzfachlichem Interesse sind. So können die Ergebnisse der Arbeit dazu beitragen, die Lebensraumansprüche dieser Arten besser zu verstehen und somit zukünftig zu ihrem effektiveren Schutz beitragen.

Auf die explizite Auswahl von Leitarten wurde hier verzichtet. Laut der Definition nach FLADE (1994) liefert zwar das Vorkommen oder Fehlen einer Leitart in einem Gebiet mehr Informationen über die Landschaftsqualitäten und Habitatstrukturen als andere Arten, jedoch repräsentieren sie nur Strukturen und Requisiten ihrer bewohnten ökologischen Nische. Zu Aussagen und Bewertungen von Lebensräumen auf Landschaftsebene sind nach FLADE (1994) ganze Leitartengruppen, möglichst nicht

¹ KLOFT UND GRUTSCHWITZ (1988) verwenden den Begriff „Aktionsraum“ für das Gebiet, auf bzw. in dem ein Tier seinen Routine-Aktivitäten nachgeht. Er umfasst das Gebiet, mit welchem ein Tier vertraut ist und welches es nicht freiwillig verlässt.

nur aus Vögeln bestehend, notwendig.

Demnach ist eine reine Auswahl von Leitarten nicht angebracht. Die vorliegende Arbeit beinhaltet nicht die Bewertung einer Landschaft anhand des Vorkommens bestimmter Arten, sondern soll die landschaftsstrukturellen Beziehungen zum Vorkommen am Beispiel einzelner Arten analysieren.

Im Hinblick auf die oben genannten Aspekte wurden anhand des Brutvogelatlas von Sachsen (STEFFENS et al. 1998) folgende drei Arten ausgewählt:

- **Grauspecht** (*Picus canus*), überwiegend an Wald und Halboffenland gebunden
- **Kiebitz** (*Vanellus vanellus*), ausgeprägte Offenlandart
- **Schleiereule** (*Tyto alba*), an Siedlungen und Halboffenland gebunden

Im Anschluss sollen diese Arten und im Speziellen ihre Lebensraumsprüche in Form dreier tabellarischer „Steckbriefe“ vorgestellt werden.

Die Angaben im Steckbriefkopf (Artnamen, Ordnung, Familie, Wanderungsverhalten) richten sich nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1994) und STEFFENS et al. (1998a). Außerdem werden die Gefährdungskategorien nach Roter Liste (LFUG 1999, WITT et al. 1998), der Schutzstatus nach Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) bzw. Vogelschutzrichtlinie 97/409/EWG (SSYMANK et al. 1998) sowie der Bestand der Arten in Sachsen angegeben. Es erfolgt eine Zusammenstellung der wesentlichen artspezifischen Eigenschaften und Habitatansprüche, die auf Abhängigkeiten der Arten von Habitatstrukturen hinweisen. Sie bilden die Grundlage für die Aufstellung von Hypothesen, welche konkrete Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der Arten definieren sollen.

Unter *Brutzeit* ist im folgenden der gesamte Zeitraum zu verstehen, in dem Gelege in einer Population vorhanden sind, einschließlich Ersatzgelege (KOOIKER & BUCKOW 1997).

Das *Habitat* einer Art ist dem Lebensraum gleichzusetzen und ist bestimmt von der Summe der abiotischen und biotischen Eigenschaften des Ortes für die betrachtete Art (BAIRLEIN 1996).

Bei der Habitatfläche ist jeweils die Spanne zwischen der benötigten Größe unter optimalen und pessimalen Lebensbedingungen, beispielsweise bezüglich dem Nahrungsangebot, angegeben (FLADE 1994).

Die *Fluchtdistanz* gibt nach FLADE (1994) die grobe Entfernung an, ab der die Annäherung eines Menschen (ungedeckt, zu Fuß) zur Flucht führen kann. Nicht darunter fallen jedoch Gelege bebrütende Vögel, weil diese stark an ihr Nest gebunden sind. Demzufolge ist dieser Wert im Zusammenhang mit störenden Einflüssen auf brütende Vögel vorsichtig zu interpretieren.

GRAUSPECHT *Picus canus* GMELIN, 1788



Ordnung Piciformes - Spechtvögel

Familie Picidae - Spechte

Jahresvogel

Gefährdung: -

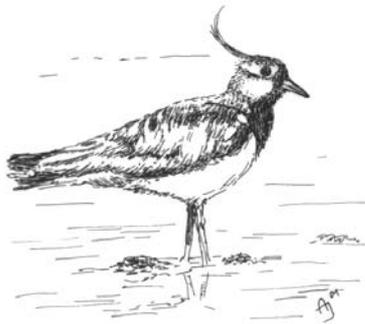
Schutz: streng geschützt (§ 1 Satz 2 BArtSchV)
Art des Anhang I der Vogelschutz-
richtlinie (79/409/EWG) für die besondere
 Schutzmaßnahmen durchzuführen sind

Bestand in Sachsen: 300 - 600 Brutpaare (STEFFENS et al. 1998)

Arteigenschaften mit möglicher Untersuchungsrelevanz	Literaturangaben
Brutzeit / Brutbiologie - Ende April bis Ende Mai	BLUME 1996
- Höhlen- bzw. Baumbrüter; Höhlen vorwiegend in Buchen und Eichen	FLADE 1994; KULTURBUND E.V. 1990, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, STEFFENS et al. 1998a (S. 281), WEIS & KRÜGER 1999
Habitat / -ansprüche zur Brutzeit - Bergbuchenwälder, Hartholzauen, Weidenwälder, Eichen-Hainbuchenwälder	FLADE 1994
- aufgelockerte Buchen (Misch-) Wälder mit Altholzbestand im Hügel- und Bergland sowie Eichen-Hainbuchenwälder, möglichst großflächig und extensiv mit kleineren Lichtungen, Kahlschlägen, Waldwiesen	FLADE 1994; vgl. auch FLADE & MIECH 1986, BLUME 1996, J. Zaumseil in: GNIELKA & ZAUMSEIL 1997, SINGER 1998
- feste Bindung an Laubholz; Meiden von reinen Nadelwäldern	STEFFENS et al. 1998a (S. 281);
- in deutschen Mittelgebirgen fast ausschließlich in Buchenwäldern	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- besiedelt vorwiegend Waldinneres (besonders in stärker bewaldeten Regionen)	FLADE & MIECH 1986, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
" In den deutschen Mittelgebirgen lebt er in größeren geschlossenen Hochwäldern (Buchenwälder, Buchenaltholzinseln), die lückige Randbestände mit Höhlenbäumen, Kahlschläge und Überhälter aufweisen, also vertikal gut strukturiert sind. Wie bei <i>Picus viridis</i> ist für die Größe des Reviers die Länge verfügbarer Grenzlinien maßgeblich. Die Bedeutung des Rand- oder Grenzlinieneffektes wird durch Habitatuntersuchungen bestätigt. So geht ... hervor, dass der Grauspechtbestand um so höher ist, je größer die Anzahl der Altersklassen ist."	BLUME 1996 (S. 54)
- besondere Bedeutung von stark dreidimensional strukturierten Wäldern	
- großer Einfluss von Landschaftsgliederung	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- reich gegliederte Landschaft mit hohem Grenzlinienanteil zwischen Laubmischwald und halboffener Landschaft (z.B. Streuobstwiesen)	
- manchmal auch in Kiefernforst mit Buchenbeimischung	STEFFENS et al. 1998a (S. 281)
- besiedelt auch halboffene Landschaft mit kleineren Laubholzbeständen (Parks, Alleen, Friedhöfe, Gärten, Weinberge, Streuobstbestände, Feldgehölze), waldähnliche Parks, Hartholz- und Weichholzauen an Flüssen und Bächen, Bruchwälder, Obstbaumbestände in Waldrandlage; laubholzreiche Ortslagen	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, FLADE 1994; vgl. auch STEFFENS et al. 1998a; WEIS & KRÜGER 1999, SINGER 1998
- besonders an Talhängen vorkommend	STEFFENS et al. 1998a (S. 281); vgl. auch FLADE & MIECH 1986

- Bevorzugung von Plätzen mit südlicher Hauptexposition	BLUME 1996 zit. nach Imhof 1984 u.a.
- Balzrevier zwischen 1 und 2 km ²	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- Nistbäume benachbarter Paare mindestens 1,25 km voneinander entfernt	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 zit. nach P. Baur (briefl.)
- Altvogel entfernen sich bis 1,2 km vom Brutplatz	GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 zit. nach Mey 1967
- <u>ganzjähriger</u> Aufenthaltsraum ca. 500 ha groß	FLADE 1994
- Habitatfläche von 1 bis > 2 km ² für erfolgreiche Reproduktion notwendig	FLADE 1994
Nahrung	
- Ameisen, kältestarre Fliegen, Insekten, Spinnen, (Früchte, Samen)	FLADE 1994; vgl. auch GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, SINGER 1998
- überwiegend Nahrungssuche auf Erdboden	Blume 1996
Fluchtdistanz	
- 30 bis 60m	FLADE 1994
Bestandstrend in Sachsen	
- im Erzgebirge seit Anfang der 80er Jahre drastischer Rückgang, aber Zunahme in ostelbischem Gefilde und Lausitzer Niederung	STEFFENS et al. 1998a (S. 281)
Gefährdung	
- intensive Forstwirtschaft (Fichtenmonokulturen, Umtriebszeiten von weniger als 80 Jahren, zu wenig verschiedene Altersstufen, zu geringer Alt- und Totholzanteil)	BLUME 1996
- Verkehrstod	
Verbreitung in Europa	
	Bild verändert nach NICOLAI 1993
- siedelt in Europa bis in Höhenstufen von 1000m ü. NN	BLUME 1996
- überwiegend montan verbreitet	
- Besiedlung endet mit natürlicher Buchenwaldgrenze	STEFFENS et al. 1998a (S. 42)
Verbreitung in Sachsen	
- über ganz Sachsen relativ gleichmäßig verteilt; unbesiedelt bleiben waldarme Teile der Gefildezone und des Leipziger Landes sowie reine Nadelwaldgebiete	STEFFENS et al. 1998; STEFFENS et al. 1998a (S. 281)
- Nordsachsen bildet Nordgrenze des mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes	STEFFENS et al. 1998a (S. 281)
- Vorkommenszentren im Elbsandsteingebirge, unterem Erzgebirge, Erzgebirgsvorland	
- vertikale Verbreitungsgrenze bei 900m ü. NN (Buchengrenze im Erzgebirge)	

KIEBITZ *Vanellus vanellus* LINNÉ, 1758



Ordnung Charadriiformes - Schnepfen-, Möwen-, Alkenvögel

Familie Charadriidae - Regenpfeifer

Sommervogel, Durchzügler

Gefährdung: stark gefährdet nach Roter Liste Sachsen
gefährdet nach Roter Liste Deutschland

Schutz: streng geschützt (§ 1 Satz 2 BArtSchV)

Bestand in Sachsen: 900 - 1600 Brutpaare (STEFFENS et. al. 1998)

Arteigenschaften mit möglicher Untersuchungsrelevanz	Literaturangaben
Brutzeit / Brutbiologie - Ende März bis Ende Mai / Mitte Juni	KULTURBUND E.V. 1990, KOOIKER & BUCKOW 1997
- Freibrüter, Bodenbrüter; braucht freie Sicht über Revier; in kleinen bis mittelgroßen Kolonien mit sich überlappenden Brutrevieren (Minimierung von Nestraub), brutortstreu	FLADE 1994; STEFFENS et al. 1998a (S. 216) ; GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, KOOIKER & BUCKOW 1997
- auf Ackerflächen Nestanlage bevorzugt im zentralen Bereich; Nistplatzdistanz zwischen einzelnen Brutpaaren zwischen 20 und 75m	KOOIKER & BUCKOW 1997
Habitat / -ansprüche zur Brutzeit - Regenmoore, Salzwiesen, Feuchtgrünland, feuchte Wiesen und Sümpfe, Überschwemmungsflächen, Äcker, Ackerbrachen, (Spülflächen, Heide, Ruderalflächen, trockenliegende Teichböden)	FLADE 1994; vgl. auch GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, STEFFENS et al. 1998a (S. 215), SINGER 1998, WEIS & KRÜGER 1999
- kurzrasige Wiesen mit Staunässe bzw. regelmäßiger Überschwemmung sind typischer Lebensraum; überwiegend Grünlandbrüter - auch größere Äcker (Untersuchungen aus der Oberlausitz)	KOOIKER & BUCKOW 1997; ZÖLLNER 1994
- flache, weithin offene, strukturarme, möglichst ungeneigte Flächen mit fehlender bzw. lückiger, zu Beginn der Brutzeit sehr kurzer Vegetation	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, KULTURBUND E.V. 1990, FLADE 1994, T. Stenzel in: GNIELKA & ZAUMSEIL 1997, KOOIKER & BUCKOW 1997
- Acker als Ausweichhabitat zu Grünland (hier meist Mais-, Kartoffel-, Raps-, Klee-, Luzernen- oder Getreideäcker)	FLADE 1994; vgl. auch HÖLZINGER 1987, KOOIKER & BUCKOW 1997, T. Stenzel in : GNIELKA & ZAUMSEIL 1997, STEFFENS et al. 1998a (S. 215)
- Bodenfarbe hat Einfluss auf Biotopwahl im Frühjahr (schwarze, braune und graugrüne Flächen bevorzugt)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984 zit. nach Lister 1964
- Bevorzugung von feuchten Flächen besonders im Zusammenhang mit der Vegetationshöhe (auf staunassen und überschwemmten Böden geringere Vegetationshöhe im Frühjahr und somit bessere Erreichbarkeit der Nahrung)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, BOSCHERT 1999
- am geeignetsten kleinparzellierte Äcker mit verschiedenen Feldfrüchten in Kombination mit kurzrasigen Grünlandflächen bzw. Kleinstflächen (gewährleistet reiches Nahrungsangebot sowie Einwandern in benachbarte Flächen mit Küken bei aufkommender Vegetation im Bruthabitat möglich); - Grünland inmitten von Ackerflächen als bedeutendes Aufzuchthabitat für Küken notwendig	KOOIKER & BUCKOW 1997; WILSON et al. 2001
- Nahrungsflächen (feuchte Flächen) müssen nicht unbedingt am Neststandort liegen, benachbarte Flächen werden auch genutzt	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984
- Meiden von Gehölzen zum Schutz vor Beutegreifern (hält Mindestabstand ein)	FLADE 1994; vgl. auch STEFFENS et al. 1998a (S. 215)

- einzelne Horste höherer Vegetation geduldet, Einzelbäume jedoch kaum	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984
- geringerer Schlupferfolg bei Nestern mit einem Abstand von weniger als 50m zu Gehölzen	KOOIKER & BUCKOW 1997
- negativer Einfluss von Gehölzen sowie belebten Straßen und Wegen; 80-250m breite Streifen entlang solcher Strukturen bleiben unbesiedelt;	FLADE 1994 zit. nach Kreutzkamp 1983;
- außerdem geringere Populationsdichte in Straßennähe	REIJNEN et al. 1996
- Brutflächen, die von Landschaftselementen wie Siedlungen und Straßen oder wesentlich höherer Vegetation umgeben sind, sollten gewisse Mindestgrößen nicht unterschreiten (ca. 5 ha)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984 zit. nach Klomp 1954 und Nicholson 1938/39 (5ha) sowie nach Kirchhoff 1971 (10 ha)
- bei Restflächen in bebautem Gelände sogar bis zu 10 ha	
- Meiden von geeigneten Brutplätzen unter Freileitungen und Windkraftanlagen	KOOIKER & BUCKOW 1997
- Habitatfläche von 1 – 3 ha für erfolgreiche Reproduktion notwendig	FLADE 1994
Nahrung	
- kleine Bodentiere, Insekten, bodenbewohnende Insektenlarven, andere Wirbellose, Samen und Früchte in geringem Anteil	FLADE 1994; vgl. auch KOOIKER & BUCKOW 1997, SINGER 1998
Fluchtdistanz	
- 30 bis 100m	FLADE 1994
- 20 bis 40m an viel befahrenen Straßen und Wegen, sonst 100 bis 400m	KOOIKER & BUCKOW 1997
Bestandstrend in Sachsen	
- auffallender Rückgang nach 1980	STEFFENS et al. 1998
- nur noch ca. 40-50%, in Hauptvorkommensgebieten nur 10-30% der damaligen Werte	
- allgemein Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von der Frühjahrswitterung (Verluste bei großer Trockenheit, hohe Bestandsdichten nach niederschlagsreichen Wintern und Frühjahrshochwasser)	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984 (S. 428)
Gefährdung	
- Umbruch von Grünland, Entwässerung, massive Düngung, häufige bzw. zu frühe Mahd, zu hoher Viehbesatz	NICOLAI 1993, FLADE 1994, STUFA LEIPZIG 1995, KOOIKER & BUCKOW 1997, STEFFENS et al. 1998a (S. 215), WILSON et al. 2001
- intensive Ackerbewirtschaftung (Düngemittel, Biozide, weniger räumliche und zeitliche Fruchtfolgen), Intensivierung der Graswirtschaft	
- Zerstörung von Gelegen auf Äckern durch einsetzende Feldarbeit, Verluste auf Grasland durch Weidevieh	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984
- Verlust wichtiger Nahrungshabitate für Küken sowie Isolation von Neststandorten und Aufzuchthabitaten durch Veränderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung	JOHANSSON & BLOMQUIST 1996
- Flurbereinigung	FLADE 1994
- Straßenverkehr, Freileitungen	HÖLZINGER 1987
Verbreitung in Europa	
	Bild verändert nach NICOLAI 1993
- gemäßigte und mediterrane Zonen	KOOIKER & BUCKOW 1997
- fehlt auf Island, in Nordskandinavien, in Teilen Italiens, in Griechenland und auf Iberischer Halbinsel	
- bes. im Tiefland unter 200 m ü. NN	GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984
- in Mittelgebirge und Alpenvorland auch zwischen 400 und 550 m ü. NN zahlreiche Vorkommen	
Verbreitung in Sachsen	
- über gesamtes Gebiet in offenen Landschaften verteilt	STEFFENS et al. 1998a (S. 215)
- weniger in gewässerarmen Lössgebieten	
- brütet bis in eine Höhe von 750m ü. NN im Osterzgebirge und 850m ü. NN im Westerzgebirge	

SCHLEIEREULE *Tyto alba* SCOP., 1769

(*Tyto alba guttata* BREHM, 1831 – Subspezies in Mitteleuropa)

Ordnung *Strigiformes* - Eulen

Familie *Tytonidae* - Schleiereulen

Jahresvogel

Gefährdung: gefährdet nach Roter Liste Sachsen

Schutz: -

Bestand in Sachsen: 400 - 600 Brutpaare ; nahrungs- bzw. witterungsbedingte Schwankungen möglich (STEFFENS et al. 1998)



Arteigenschaften mit möglicher Untersuchungsrelevanz	Literaturangaben
Brutzeit / Brutbiologie	
- Ende April - Ende Juni, in günstigen Jahren Zweitbrut Mitte Juli - Ende August	STEFFENS et al. 1998a (S. 265)
- Gebäudebrüter, (Höhlen-, Halbhöhlen-, Nischenbrüter)	FLADE 1994
- brütet in offenen Ställen, Scheunen, Kirchtürmen, Ruinen, Burgen, Schlössern, Gutsgebäuden, Wohnhäusern, teilweise auch in Steinbrüchen	HÖLZINGER 1987, FLADE 1994, STUFA LEIPZIG 1995, K. Gedeon in: GNIELKA & ZAUMSEIL 1997, STEFFENS et al. 1998a (S. 265)
- Brutplätze meist nicht im Zentrum des Aktionsraumes - geeignetster Brutplatz sind Scheunen bzw. Kirchtürme	BRANDT & SEEBAB 1994; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, B. Holfter 2001 (briefl.)
Habitat / -ansprüche zur Brutzeit	
- Ortschaften in waldarmer offener Landschaft, auch in mittelgroßen Städten und Randlagen von Großstädten; Großstädte selbst werden gemieden	STEFFENS et al. 1998a (S. 265), B. Holfter 2001 (briefl.)
- offene bis halboffene, reich strukturierte Kulturlandschaft - außerdem Tageseinstände (meist Scheunen, auch Bäume) besonders für das Männchen und Ansitzwarten wichtig	BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- Tageseinstände während Brutphase meist weniger als 500m vom Brutort entfernt; am optimalsten direkt am Brutplatz	BRANDT & SEEBAB 1994; B. Holfter 2001 (briefl.)
- Dörfer besonders geeignet wenn: bewirtschaftete Bauernhöfe mit für Vögel zugänglichen Ställen und Scheunen, Verbindung zur offenen Landschaft, nahegelegene feuchte Grünländer, alte Obstbäume, Dorfteich, Nutzgärten, geringer Gartenstadtanteil	FLADE 1994; vgl. auch HÖLZINGER 1987
- bei Städten möglichst viele und alte Bäume, begrünte Höfe, Kleinparks und Freiflächen in der Nähe	FLADE 1994; vgl. auch STEFFENS et al. 1998a (S. 265)
- Nahrungssuche vorwiegend auf dornnahen kleinsäugerreichen Wiesen und Weiden sowie Feldern (möglichst mehrjährige Kulturen wie Rotklee, Luzerne), Brachen (meist im Suchflug aber auch Ansitzjagd)	HÖLZINGER 1987, FLADE 1994, STEFFENS et al. 1998a (S.265), BRANDT & SEEBAB 1994, B. Holfter 2001(briefl.)
- bevorzugt Grünländer mit hohem Anteil an (Obst-)bäumen und Saumbiotopen als Nahrungsflächen (Kleinsäugerreichtum, energiesparende Ansitzjagd möglich)	BRANDT & SEEBAB 1994, vgl. auch GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- jagt gerne am Rand von Siedlungen, entlang von Straßen u. Wegen (hier kein ständiger Bodenbruch); liebt strukturreiches Gelände (Hecken, Raine, Gräben, Kleingewässer) welches an Feuchtgebiete grenzt und somit auch in feldmausarmen Jahren genug Beute bietet	B. Holfter 2001 (briefl.); vgl. auch GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
- Habitatnutzung abhängig von Vegetationshöhe und -dichte (zu hohe und dichte Pflanzendecke verhindert Erreichbarkeit der Beute)	BRANDT & SEEBAB 1994, B. Holfter 2001 (briefl.)
- geschlossene Waldgebiete werden gemieden - aber Waldränder und Waldschneisen teilweise von großer Bedeutung als Nahrungshabitat	STEFFENS et al. 1998a (S. 265), B. Holfter 2001 (briefl.); vgl. auch BRANDT & SEEBAB 1994, K. Gedeon in: GNIELKA & ZAUMSEIL 1997

- freier An- und Abflug am Brutplatz muss gewährleistet sein (daher Gebäude in Randlagen und Kirchen besonders geeignet); Hindernisse wie Bäume, Gebäudeteile u.ä. in der Nähe des Einflugloches hinderlich	BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, B. Holfter 2001 (briefl.)
- Habitatfläche von 0,4 – 2 km ² für erfolgreiche Reproduktion notwendig	FLADE 1994
- Raumbedarf variiert in Abhängigkeit von Jahreszeit und Raumqualität - rel. große Aktionsräume durch hohe Mobilität der Schleiereule (90–369 ha bei Beobachtungen an 4 Vögeln im Weserbergland bei Rinteln 1991) - Nahrungsflächen können bis 3,5 km vom Brutort entfernt liegen; - Aktionsradien von 800 – 1500m	BRANDT & SEEBAB 1994; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 zit. nach A. Schmidt (briefl.)
Nahrung - Kleinsäuger (Hauptbeute Feldmaus, Spitzmaus), kleinere Vögel, große terrestrische Insekten (Käfer)	FLADE 1994; vgl. auch HÖLZINGER 1987, BRANDT & SEEBAB 1994, SINGER 1998
Fluchtdistanz - weniger als 8 bis 20m	FLADE 1994
Bestandstrend in Sachsen - regional, starker Bestandsverlust seit 1970 (besonders um Dresden und Chemnitz)	STEFFENS et al. 1998a (S. 265)
- nahrungs- (Feldmausbestände) und witterungsabhängig (schneereiche Winter, Schlechtwetterperioden mit Regen und Wind)) stark schwankend; - in Jahren mit Tiefstand der Feldmauspopulation können mitunter bis zu 60% der Population nicht brüten, in feldmausreichen Jahren hingegen oftmals Zweitbruten (allg. Angaben, nicht speziell für Sachsen)	BRANDT & SEEBAB 1994, STEFFENS et al. 1998a (S. 265), K. Gedeon in: GNIELKA & ZAUMSEIL 1997, B. Holfter 2001 (briefl.); GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
Gefährdung - zunehmend gefährdet durch Gebäudeabriss (Scheunen) und Sanierung (z.B. Kirchtürme), Verschluss der Einfluglöcher sowie Versiegelung der Landschaft - es stehen somit weniger Versteck- und Brutmöglichkeiten zur Verfügung - Abschneiden des Dorfkerns von der freien Landschaft z.B. durch Bau von Einfamilien- und Reihenhaussiedlungen; Zersiedelung bäuerlicher Kulturlandschaften - Beeinträchtigung durch Strukturwandel in der Landwirtschaft (Flurbereinigung, Intensivierung, Umbruch von Grünland, Abnahme Strukturereichtum) führt zu Verlust von Nahrungsflächen - Verkehrstod (besonders in strukturarmer Kulturlandschaft Nahrungssuche an Straßenböschungen und Wegrainen, die viele Ansitzplätze bieten)	STEFFENS et al. 1998, B. Holfter 2001 (briefl.); vgl. auch BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, STUFA LEIPZIG 1995, HARTUNG 1996 FLADE 1994; HÖLZINGER 1987 BRANDT & SEEBAB 1994, FLADE 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, STEFFENS et al. 1998a (S. 265) HÖLZINGER 1987, KULTURBUND E.V. 1990, BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, B. Holfter 2001 (briefl.)
- Hungertod in besonders harten Wintern	BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
Verbreitung in Europa	Bild verändert nach NICOLAI 1993
	
- sehr großes Verbreitungsgebiet, verbunden mit kultureller Entwicklung des Menschen (Kulturfolger) - seltener in Gebieten höher 600m ü. NN (Meiden der Alpen) - natürliche Verbreitungsgrenze, wo winterliche Schneehöhe von > 7 cm durchschnittlich über 40 Tage andauert	BRANDT & SEEBAB 1994 FLADE 1994; vgl. auch BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994
Verbreitung in Sachsen - Hauptvorkommen in den Lößfeldern - Einzelvorkommen in Heide- und Teichgebieten des Tieflandes sowie in Bergland und Mittelgebirge - höchstgelegene Brutorte zwischen 500 und 650 m ü. NN	STEFFENS et al. 1998a (S. 265); vgl. auch HARTUNG 1996 STEFFENS et al. 1998a (S. 265)

3.2 Die Landschaftsstruktur

3.2.1 Einordnung der Landschaftsstruktur in den Zusammenhang möglicher Einflussfaktoren auf die Verbreitung bzw. Habitatwahl von Vogelarten

Bevor Analysen zum Vorkommen von Vogelarten durchgeführt werden, muss bekannt sein, welche Faktoren die Habitatwahl bzw. die Verbreitung dieser Arten bestimmen können.

Bild 3 enthält eine Zusammenstellung dieser möglichen Einflussfaktoren, die sich grob in drei Gruppen (grau hinterlegt) gliedern lassen:

- artspezifische Eigenschaften
- natürlich und anthropogen bedingte Habitateigenschaften
- Interaktionen zwischen Arten / Individuen.

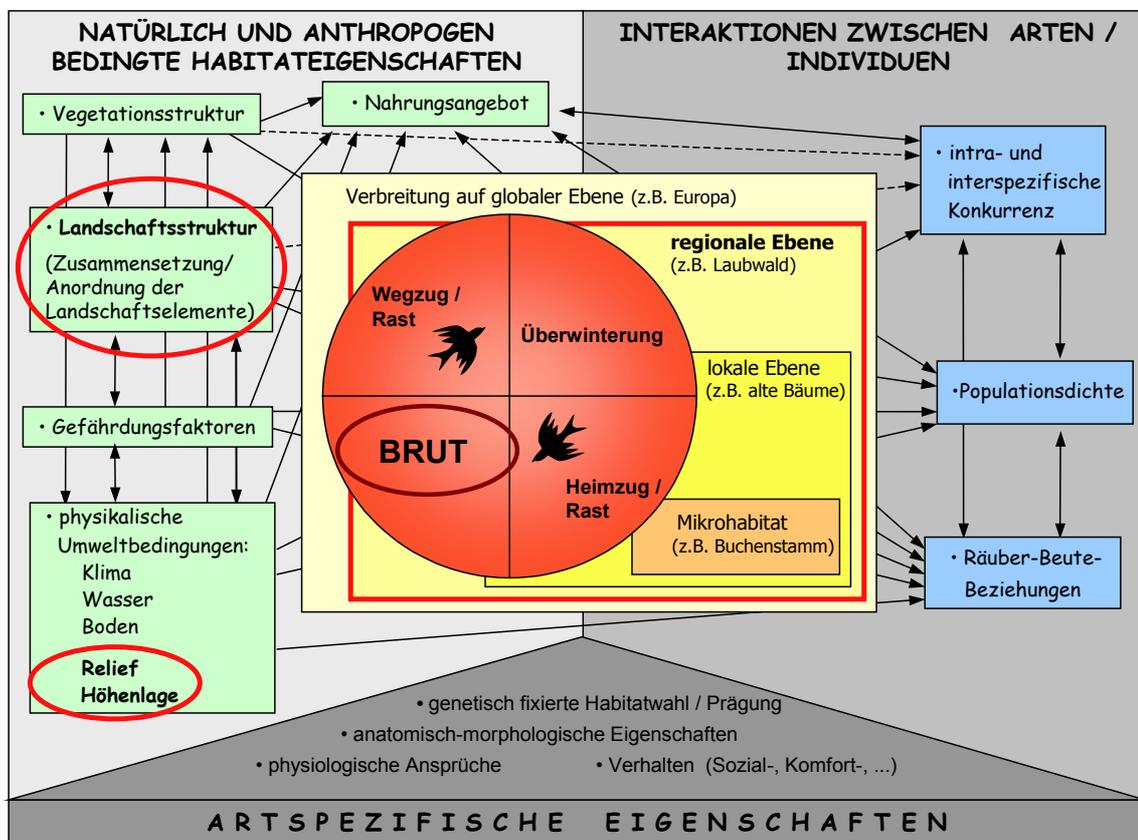


Bild 3: Mögliche Einflussfaktoren auf die räumliche und zeitliche Verbreitung bzw. Habitatwahl von Vogelarten (eigene Bearbeitung auf Grundlage von MAUERSBERGER & GÖRNER 1980, KLOFT & GRUTSCHWITZ 1988, BEZZEL & PRINZINGER 1990, BAIRLEIN 1996); rot umrahmt: Untersuchungsbereich der vorliegenden Arbeit

Basierend auf Ausführungen in MAUERSBERGER & GÖRNER (1980), KLOFT & GRUTSCHWITZ (1988), BEZZEL & PRINZINGER (1990) sowie BAIRLEIN (1996) können diese Einflussfaktoren folgendermaßen erläutert werden:

Vögel wählen Habitate so aus, dass die Überlebenschance möglichst hoch ist und ein maximaler Fortpflanzungserfolg gewährleistet werden kann. Dabei sind neben dem Bruthabitat auch all die anderen Habitate, die ein Vogel im Laufe seines Lebens nutzt, von entscheidender Bedeutung.

Zu diesen gehören beispielsweise Habitate zur Nahrungsaufnahme, zum Überwintern oder zum Rasten während der Zugzeiten. Neben dieser zeitlichen Dimension (rot gefüllter Kreis in Bild 3) sind bei einer Analyse zur Verbreitung der Vögel auch die verschiedenen Dimensionen des Raumes (gelbe Box in Bild 3) zu beachten. Jede Art besiedelt entsprechend ihrer Lebensraumansprüche bestimmte Gebiete auf der Erde, in denen sie wiederum auf regionaler, lokaler und Mikrohabitat-Ebene eine spezielle Auswahl bezüglich ihres Lebensraumes trifft (vgl. auch MCGARIGAL & MARKS 1994). In Abhängigkeit von der betrachteten Maßstabsebene können verschiedene Faktoren für die Habitatwahl verantwortlich sein. Während auf globaler Ebene möglicherweise das Klima den entscheidenden Einflussfaktor darstellt, sind es im Mikrohabitat beispielsweise die Form und die Farbe eines Buchenstammes.

Innerhalb einer bestimmten räumlichen und zeitlichen Betrachtungsebene wirken nun verschiedenste Faktoren auf die Habitatwahl einer Vogelart ein. Wie in Bild 3 dargestellt, bilden die Faktoren aus der Gruppe der **artspezifischen Eigenschaften** die Basis für die Wahl eines Lebensraumes. Eine Art wird sich nur dort ansiedeln, wo angepasst an ihre anatomisch-morphologischen Eigenschaften entsprechende Habitatstrukturen vorhanden sind. Ebenso müssen auch ihre physiologischen Ansprüche (z.B. bezüglich der Nahrung) sowie die Ausübung bestimmter Aktivitäten (Verhaltensweisen) wie Gesang und Gefiederpflege im Habitat möglich sein. Schließlich besitzt jede Art eine genetisch fixierte bzw. durch Erfahrung (Prägung) erworbene Präferenz für einen ganz bestimmten Lebensraum, welche von vornherein ein gewisses Grundmuster bei der Habitatwahl bildet.

Weiterhin sind verschiedene **natürlich und anthropogen bedingte Habitateigenschaften** (zweite Gruppe der Einflussfaktoren) von Bedeutung, wobei das Nahrungsangebot entscheidend dazu beiträgt, ob eine Vogelart den entsprechenden Lebensraum besiedelt oder nicht. Die vom Individuum erkennbaren Eigenschaften der Landschaft, also Vegetations- und Landschaftsstruktur mit ihrem Angebot an Nahrung, Nist- und Singplätzen sowie Schutzräumen haben einen unmittelbaren Einfluss auf die Habitatwahl. Entscheidend sind im Zusammenhang mit der Habitatqualität natürlich auch die gegebenen physikalischen Umweltbedingungen wie Klima-, Wasser- und Bodenverhältnisse sowie Relief und Höhenlage, die z.B. den Energiehaushalt von Vögeln entscheidend beeinflussen. Unter Gefährdungsfaktoren sind hier anthropogene und natürliche Einflüsse zu verstehen, die sich negativ auf die Eignung bestimmter Habitate auswirken. Dazu gehören unterschiedliche Formen der Landbewirtschaftung, die das Brutgeschäft stören oder unmöglich machen, Umweltgifte, menschliche Störungen und Einrichtungen wie Windkraftanlagen und Freileitungen, Naturkatastrophen sowie Witterungsanomalien.

In einer dritten Gruppe lassen sich Faktoren zusammenfassen, die durch **Interaktionen zwischen Arten und Individuen** entstehen. So kann z.B. inter- oder intraspezifische Konkurrenz² dazu führen, dass eine Art auf suboptimale Habitate ausweichen muss. Ähnliches würde sich aufgrund einer zu hohen Populationsdichte ergeben, welche aber wiederum von einer Vielzahl weiterer Faktoren wie Wetter, Parasiten und Krankheiten, Reproduktionsrate, Mortalität, Prädationsrate und Habitatqualität abhängig ist (BAIRLEIN 1996). Nicht zuletzt spielen auch Räuber-Beute-Beziehungen eine entscheidende Rolle bei der Auswahl eines geeigneten Lebensraumes, sei es auf der Suche einer Art nach einem Platz im Schutz vor Fressfeinden oder auf der Suche nach Gebieten mit hohen Beutevorkommen.

Aus Bild 3 wird ersichtlich, dass neben den artspezifischen Eigenschaften all die genannten Faktoren der Habitateigenschaften und der Interaktionen zwischen Arten und Individuen nicht nur als solche die Verbreitung von Vogelarten steuern, sondern sich darüber hinaus in vielfältigen Wechselbeziehungen gegenseitig beeinflussen. Die Verbreitung bzw. Habitatwahl von Vogelarten ist demnach das Ergebnis eines komplexen Wirkungsgefüges der unterschiedlichsten Einflussfaktoren, von denen im Rahmen einer Diplomarbeit nur ein Teilbereich erfassbar ist.

3.2.2 Der Einflussfaktor Landschaftsstruktur

In dieser Arbeit sollen Faktoren der natürlich und anthropogen bedingten Habitateigenschaften, insbesondere die Landschaftsstruktur sowie Höhenlage und Relief im Mittelpunkt der Betrachtung stehen.

Dies begründet sich in der großen Strukturabhängigkeit von Vögeln (vgl. Kapitel 1) und in der Tatsache, dass die räumliche Landschaftsstruktur neben dem kulturellen Einfluss des Menschen in besonderem Maß von biotischen als auch abiotischen Merkmalen geprägt wird (TURNER 1989, JEDICKE 2001). Somit ist die Landschaftsstruktur ein Ergebnis der Wechselwirkungen von natürlichen und anthropogenen Einflüssen. Sie ist damit Ausdruck vieler Einzelfaktoren, die separat betrachtet nur geringe Aussagekraft besitzen können.

Doch wie kann die räumliche Struktur einer Landschaft definiert werden?

Laut FORMAN & GODRON (1986) besteht die Landschaft aus einem Mosaik von Patches. Dabei ist unter einem „Patch“ eine Fläche zu verstehen, die als homogen betrachtet werden kann und sich von ihrer Umgebung unterscheidet (FORMAN 1995). In einer Biototypen- und Landnutzungskartierung könnte dies beispielsweise ein zusammenhängender Feuchtwiesenbereich, ein Teich oder ein Straßenabschnitt sein.

² Solche Konkurrenz tritt auf, wenn die Nutzung einer der Lebensgrundlagen (Nahrung, Wasser, Nistplatz, Raum o.a.) durch ein Individuum die Verfügbarkeit der gleichen Lebensgrundlage für ein anderes Individuum der gleichen Art (intraspezifische Konkurrenz) oder aber einer anderen Art (interspezifische Konkurrenz) verringert. (Definition nach KLOFT & GRUTSCHWITZ 1988)

Es ist jedoch zu beachten, dass die Patches je nach Betrachtungsmaßstab (bzw. aus dem Blickwinkel eines bestimmten Organismus) größere oder kleinere Einheiten bilden können.

Diese Patches, am besten mit dem Begriff „Landschaftselement“ zu übersetzen, bilden schließlich ein bestimmtes räumliches Muster, welches die Charakteristik einer Landschaft ausmacht.

Unter „**Landschaftsstruktur**“ soll demzufolge die Zusammensetzung und räumliche Anordnung dieser einzelnen Landschaftselemente bzw. Patches verstanden werden.

Die reine Betrachtung von Zusammensetzung und Anordnung der Patches integriert jedoch nicht die vertikalen Strukturverhältnisse einer Landschaft. Es sollen daher auch Daten in die Analyse einfließen, welche die vertikale Gliederung der Landschaft berücksichtigen. Dazu eignen sich besonders Angaben zu Höhenlage und Relief, die sich aus einem digitalen Höhenmodell ableiten lassen. Außerdem können mit einigen Landschaftsstrukturmaßen (sog. Kantenkontrastmaße) Höhenkontraste berechnet werden.

Der Untersuchungsbereich der vorliegenden Arbeit wird durch die rote Umrahmung in Bild 3 (Kapitel 3.2.1) noch einmal deutlich. Er umfasst die Einflussfaktoren **Landschaftsstruktur** sowie **Höhenlage** und **Relief**, um die Frage zu klären, welche landschaftsstrukturellen Parameter das Vorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule maßgeblich beeinflussen.

Aufgrund der Verwendung der Brutvogelkartierung von Sachsen (STEFFENS et al. 1998) als Datengrundlage, ist darauf hinzuweisen, dass die Untersuchungen sich nur auf die Habitate beschränken können, die zur **Brutzeit** für die jeweiligen Arten von Bedeutung sind. Die Verteilung und Erreichbarkeit des Bruthabitats nimmt jedoch eine Schlüsselstellung für das Überleben von Vogelpopulationen ein (HANSSON et al. 1995: 293).

Außerdem soll darauf aufmerksam gemacht werden, dass aufgrund der verwendeten Daten nur landschaftsstrukturelle Zusammenhänge auf **regionaler Ebene** erklärt werden können. Die Betrachtung in einem feineren Maßstab z.B. auf Mikrohabitatebene unter Beachtung der Vegetationsstruktur ist mit den vorliegenden Datengrundlagen nicht möglich.

4 Material und Methoden

Um die Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und den Vorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule mit statistischen Habitatmodellen analysieren zu können, muss eine Quantifizierung der Landschaftsstruktur erfolgen.

Nach einer theoretischen Einführung zu Landschaftsstrukturmaßen wird neben den verwendeten Datengrundlagen die Vorgehensweise bei der Datenaufbereitung, der Berechnung der Landschaftsstrukturparameter (Quantifizierung) sowie der statistischen Auswertung erläutert.

Einen Überblick zur Abfolge der Arbeitsschritte gibt Bild 9 (Anhang A, 9.1).

Folgende Programme wurden zur Erstellung der vorliegenden Arbeit verwendet:

- **GIS-Software:** ArcInfo 8.1 und Erdas Imagine 8.4 unter UNIX;
ArcView 3.2 (+Spatial Analyst 1.0) unter MS Windows NT
- **Software zur Quantifizierung der Landschaftsstruktur:** FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) unter MS-DOS
- **Statistik-Software:** SPSS 10.0 unter MS Windows NT
- **Software zur Text-, Tabellen-, Datenbank- und Bildbearbeitung:** MS Office 2000 (Word, Excel, Access, Powerpoint);
Adobe Photoshop 5.5

4.1 Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit Landschaftsstrukturmaßen (LSM)

Quantitative Methoden werden immer dann benötigt, wenn verschiedene Landschaften miteinander verglichen, signifikante Veränderungen der Landschaft über die Zeit identifiziert oder Landschaftsmuster in Beziehung zu ökologischen Funktionen gesetzt werden sollen (TURNER 1989).

Wenn also die Landschaftscharakteristik mit Präsenz- und Absenzdaten von Vogelarten in Beziehung gesetzt werden soll, so muss sie durch Quantifizierung in messbare Werte überführt werden.

Bereits in Kapitel 1 wurde auf die Bedeutung von Landschaftsstrukturmaßen („landscape metrics“) in der neueren landschaftsökologischen Forschung aufmerksam gemacht.

Dabei können Landschaftsstrukturmaße (LSM) als Indikatoren verstanden werden, durch die das Muster, die Komposition und Konfiguration der Biotop- und Landschaftsstruktur in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen beschrieben, charakterisiert und quantifiziert werden kann (LAUSCH 2000).

Mittlerweile gibt es zu den unterschiedlichsten Fragestellungen eine fast unüberschaubare Zahl an Arbeiten zu LSM, meist auf Grundlage von Luft- und Satellitenbilddaten (LAUSCH 1999).

Bei einer Zusammenstellung von Forschungsschwerpunkten in LAUSCH (2000: 20) wird ersichtlich, dass insbesondere in der Populationsökologie, z.B. bei Fragen zur Habitatqualität, Isolation,

Zerschneidung, Flächenbedarf, Habitatdiversität, und im Landschaftsmonitoring Landschaftsstrukturmaße zum Einsatz kommen. Daneben finden sie auch im Rahmen der Landschaftsbewertung oder bei Untersuchungen zur Biotop- und Landschaftsdiversität sowie zu Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Landschaftsfunktion Anwendung.

Für all die verschiedenen Fragestellungen bieten sich eine Vielzahl von Landschaftsstrukturmaßen zur Analyse an. Mit einem Verweis auf einschlägige Arbeiten von O'NEILL et al. (1988), LI & REYNOLDS (1993), GUSTAFSON & PARKER (1994), MCGARIGAL & MARKS (1994), HAINES-YOUNG & CHOPPING (1996), RIITERS et al. (1996) sowie GUSTAFSON (1998) soll und kann an dieser Stelle nicht im Einzelnen auf die Vielzahl der verfügbaren Maße eingegangen werden.

MCGARIGAL & MARKS (1994) entwickelten mit dem Programm FRAGSTATS 2.0 eine Software, mit der sich viele der gängigen LSM berechnen lassen. Da dieses Programm in der vorliegenden Arbeit zur Berechnung der Maße herangezogen wird, beziehen sich die folgenden Erläuterungen ausschließlich auf die Anwendung dieses Programms und die dort analysierbaren Landschaftsstrukturmaße.

FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994)

Mit zwei separaten Versionen bietet FRAGSTATS 2.0 die Möglichkeit, thematische Karten sowohl im Raster- als auch im Vektorformat zu analysieren. Dem Nutzer sollten bei der Entscheidung für eine der beiden Versionen mögliche Konsequenzen bewusst sein (vgl. MCGARIGAL & MARKS 1994).

Ein wichtiger Aspekt ist die Auswahl einer geeigneten Größe der zu untersuchenden Landschaft bzw. des kleinsten betrachteten Landschaftselements (Patch). Die Patchgröße ist nach unten durch die Rasterzellgröße (Rasterversion) begrenzt. Sie sollte sinnvoll in Bezug zum Untersuchungsgegenstand (z.B. zur betrachteten Art) gewählt werden. Beispielsweise nehmen Vögel die Landschaft in größeren Strukturen wahr als Organismen, deren Aktionsraum sich auf wenige Quadratmeter einer Wiese beschränkt.

Neben diesen Vorüberlegungen sind noch weitere Aspekte von Bedeutung, die in Abhängigkeit von der jeweiligen Aufgabenstellung vor dem Start von FRAGSTATS 2.0 zu beachten sind. Auf diese wird später ausführlich im Kapitel 4.4.1 eingegangen.

FRAGSTATS 2.0 berechnet Landschaftsstrukturmaße auf Grundlage dreier verschiedener Betrachtungsebenen (vgl. Bild 4 im Anschluss):

- ⇒ **Patchebene:** LSM dieser Ebene charakterisieren Form und Größe jedes einzelnen Patches in der Landschaft sowie die Beziehung zum nächsten benachbarten Patch (vgl. Waldpatches Nr. 1 bis 11 in Bild 4).
- ⇒ **Klassenebene:** Maße dieser Ebene beschreiben den räumlichen Charakter einer ganzen Klasse innerhalb des Landschaftsmosaiks, die sich aus mehreren Patches des selben Typs (z.B. Wald) zusammensetzt (vgl. Bild 4; 7 verschiedene Klassen).
- ⇒ **Landschaftsebene:** Die Landschaftsmaße dienen der Analyse des räumlichen Charakters der Landschaft in ihrer gesamten (definierten) Ausdehnung (vgl. Bild 4).

Die meisten Maße basieren auf Messungen der Patchebene. LSM der Klassen- und Landschaftsebene stellen überwiegend statistische Größen (Mittelwerte, Summen,...) der Maße auf Patchebene dar.

Es obliegt dem Nutzer, welche Maße von welcher Ebene er für die jeweilige Untersuchung heranzieht.

Die Maße, die auf Ebene der Klasse und der Landschaft berechnet werden, lassen sich in zwei Kategorien einordnen, die auf verschiedene Art und Weise räumliche Strukturen beschreiben (MCGARIGAL & MARKS 1994):

- Maße der **Komposition** (Zusammensetzung der Landschaft)
- Maße der **Konfiguration** (Anordnung der Landschaftselemente).

Am Beispiel der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung sind Kompositionsmaße ein Ausdruck für die Vielfalt und den jeweiligen Flächenanteil der unterschiedlichen Landnutzungstypen in der Landschaft (z.B. Anzahl verschiedener Landnutzungsklassen, Anteil Ackerland).

Die Konfigurationsmaße hingegen haben einen direkten räumlichen Bezug, indem sie beispielsweise die Form und Gestalt der Elemente in der Landschaft, ihre Lage in Bezug zu anderen Elementen oder die Art ihrer räumlichen Verteilung in der Gesamtlandschaft beschreiben (z.B. Form eines Waldpatches, Größe und Entfernung zwischen den Patches, Isolation usw.).

Neben den verschiedenen Berechnungsebenen gibt Bild 4 einen groben Überblick über die verschiedenen räumlichen Zusammenhänge, die sich mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen des Programms FRAGSTATS 2.0 ermitteln lassen.

Detaillierte Erläuterungen zu ausgewählten relevanten Maßen erfolgen später in Kapitel 4.5.2.

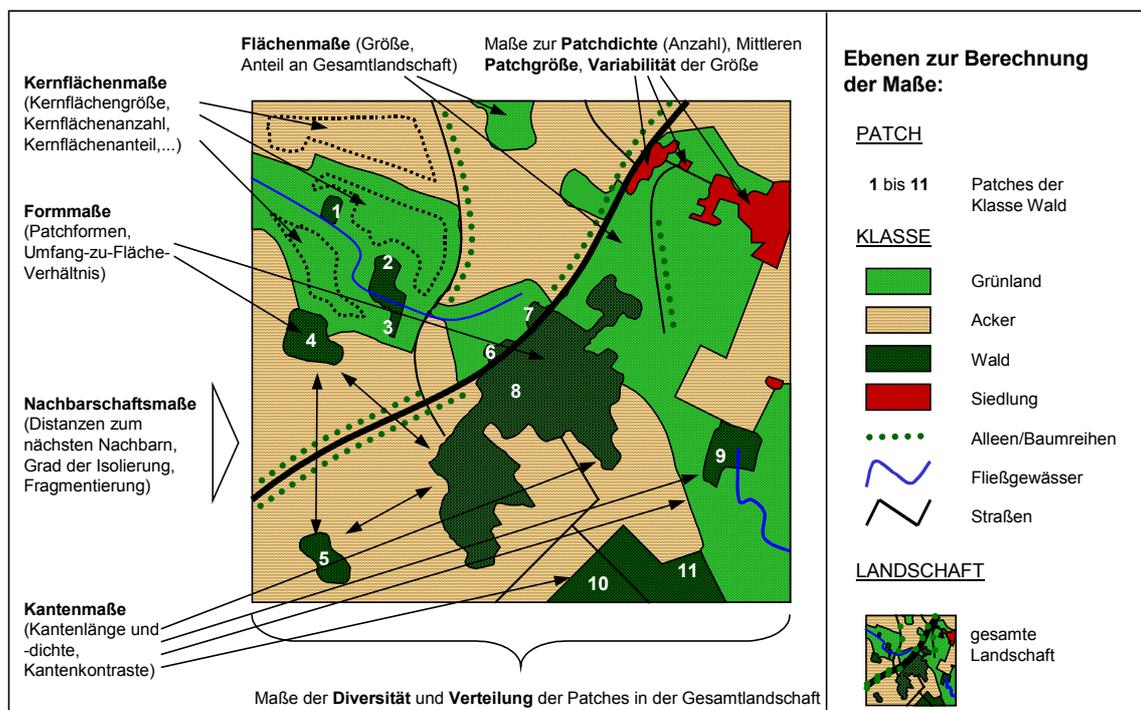


Bild 4: Überblick über Landschaftsstrukturmaße des Programms FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) sowie Ebenen der Betrachtung/Berechnung (eigene Bearbeitung)

4.2 Datengrundlagen

Die vorliegende Arbeit basiert ausschließlich auf Daten, die bereits im Bestand des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (UFZ) vorlagen. Eigene Erfassungen bzw. Kontrollen von Biootypen im Gelände konnten aufgrund der großen räumlichen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes (Gesamtfläche Sachsens) und im vorgegebenen zeitlichen Rahmen nicht stattfinden. Die verwendeten Datengrundlagen sind in Bild 9 (Anhang A, 9.1) aufgeführt.

4.2.1 Brutvogelkartierung Sachsen 1993 – 1996 (STEFFENS et al. 1998)

Auf Veranlassung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) wurde von 1993 bis 1996 zusammen mit den Staatlichen Umweltfachämtern sowie ornithologischen Vereinen und Naturschutzverbänden für gesamt Sachsen eine flächendeckende Brutvogelkartierung durchgeführt.

Insgesamt 659 Messtischblattquadranten (MTBQ) wurden von Ornithologen aus ganz Sachsen kartiert. Dabei entspricht ein MTBQ der Topografischen Karte 1:10 000 (TK10 (N)) und hat eine durchschnittliche Flächengröße von 32,5 km² sowie eine Kantenlänge von ca. 5,7 km. Aufgrund der Erdkrümmung sind die nördlicher gelegenen MTBQ kleiner und die südlicher gelegenen etwas größer. Für jeden der Quadranten wurden die derzeit brütenden Vogelarten erfasst und entsprechend der Nachweissicherheit in folgende Kategorien eingeordnet:

- B** – möglicher Brutvogel
- C** – wahrscheinlicher Brutvogel
- D** – sicherer Brutvogel

Angestrebt wurde stets ein D-Nachweis. Das heißt, im jeweiligen MTBQ konnten eindeutige Hinweise auf eine Brut (Eischalen, Jungvögel, futtertragende Altvögel, Nest mit Eiern) festgestellt werden.

Bei C-Nachweisen konnten nur Anzeichen einer Brut festgestellt werden. Das heißt, es wurde ein Paar während der Brutzeit im arttypischen Lebensraum angetroffen, das Revier war noch nach einer Woche besetzt, es wurde gerade ein Nest bzw. eine Nisthöhle angelegt oder die Kartierer konnten ein Verhalten beobachten, welches auf eine Paarung oder Jungvögel schließen lässt.

Um einen B-Nachweis handelte es sich, wenn die Art zur Brutzeit im typischen Lebensraum beobachtet wurde bzw. ein singendes Männchen oder Paarungs- und Balzlaute gehört wurden (Angaben nach Erfassungsbogen der Kartierung in STEFFENS et al. 1998).

Bei einer späteren statistischen Analyse wird abzuwägen sein, welche Nachweisgrade in die Untersuchung einfließen sollen bzw. welche eventuell zusammengefasst werden.

Die Darstellung der Vorkommen nach den entsprechenden Nachweisgraden erfolgte in einer Karte der MTBQ von Sachsen und wurde im „Atlas der Brutvögel Sachsens“ (STEFFENS et al. 1998) veröffentlicht.

Dieser Atlas bildete die Grundlage für die Überführung der Daten zum Vorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule in eine Access-Datenbank.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die Kartierung nur qualitative Angaben enthält. Hinweise zur Häufigkeit einer Art in einem Quadranten wären zwar wünschenswert, waren aber nach STEFFENS et al. (1998) aus mehreren Gründen (kurzer Kartierungszeitraum, subjektive Abweichungen zwischen den Kartierern) nicht realisierbar. Der Atlas enthält lediglich geschätzte Häufigkeitsangaben für gesamt Sachsen.

Es wird jedoch deutlich gemacht, dass insgesamt eine hohe Kartierungsintensität und -qualität erreicht wurde, auch wenn sie aufgrund der Vielzahl verschiedener Kartierer (n = 335) nicht absolut einheitlich sein kann.

4.2.2 Color-Infrarot- Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Um die vorhandenen Vogeldaten nun mit landschaftsstrukturellen Parametern in Beziehung setzen zu können, waren entsprechende Daten zur Ausstattung der Landschaft für gesamt Sachsen notwendig.

Für eine Untersuchung im regionalen Maßstab (1:10000) steht dem Nutzer die digitale Color-Infrarot (CIR)-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung, im weiteren kurz CIR-Kartierung genannt, zur Verfügung, die über das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie auf CD-ROM käuflich zu erwerben ist. Im UFZ gehörte sie bereits zum Datenbestand.

Diese Datengrundlage hat den Vorteil, dass sie im Gegensatz zur „Selektiven Biotopkartierung von Sachsen“, die Biotoptypen und Landnutzungen für den Gesamttraum Sachsen flächendeckend erfasst, und vor allem, dass sie in digitaler Form vorliegt. Nur so sind quantitative Untersuchungen der hier erforderlichen Größenordnung realisierbar.

Die Grundlage für die CIR-Kartierung bildeten Color-Infrarot-Luftbilder von Sachsen im Maßstab 1:10000, die aus Befliegungen der Jahre 1992 und 1993 hervorgingen. Die raumbezogenen Informationen wurden schließlich mit Methoden der Fernerkundung, insbesondere der Luftbildinterpretation, mit Hilfe Geografischer Informationssysteme (GIS) in digitale Karten überführt (LFUG 1994). Diese liegen dem Nutzer als Vektordaten³ in Form eines Arcinfo-Coverages (=Datenformat des GIS-Programms ArcInfo) vor.

DER KARTIERSCHLÜSSEL (vgl. Anhang B)

Der Kartierschlüssel der CIR-Kartierung (LFUG 1994) setzt sich hierarchisch aus sieben Gruppen zusammen, die über einen neunstelligen Code beschrieben sind. Die 1. und 2. Stelle definiert die Haupt- und Untergruppe (HG und UG) während der Biototyp bzw. Bestand (BESTAND) über die 3. bis 5. Stelle verschlüsselt ist. Die übrigen 4 Stellen stehen für Ausprägungen (AU), Nutzungen (NU) und Sekundärnutzungen (SN) sowie Sondernutzungen/Besonderheiten (SO) (vgl.

³ Unter Vektordaten wird die auf Punkten beruhende Beschreibung von raumbezogenen Objekten verstanden. Ihre Grundelemente sind der Punkt, die Linie und die Fläche. Ferner werden auch Nachbarschaftsbeziehungen angegeben wie z.B. Anfangs- und Endpunkt einer Linie sowie daran angrenzende Flächen (BILL 1999: 21).

Gruppeneinteilung Kartierschlüssel im Anhang B).

Jeder Biotoptyp kann demnach durch eine Nummer in der Attributtabelle des Vektordatensatzes exakt definiert werden.

Die einzelnen Landschaftselemente sind als Polygone und Linien in diesem Datensatz enthalten, wobei die Polygonattribute in der Polygon-Attribut-Tabelle (PAT) und die Linien in der sogenannten Arc-Attribut-Tabelle (AAT) verschlüsselt sind.

Neben dem Lagebezug, Angaben zu Fläche und Umfang der Polygone (PAT) bzw. Länge der Linien (AAT) und weiteren Angaben bilden die Spalten zu den Gruppen der Kartiereinheiten die wichtigste Informationsquelle. Tabelle 1 zeigt einen Ausschnitt aus der PAT des Arcinfo-Coverages *bio_sachs7*:

Area	Perimeter	bio_sachs7#	bio_sachs7-ID	ID	HG	UG	BESTAND	AU	NU	SN	SO	...
24545,5	1221,503219	104	103	307	4	2	100	4	0	0	6	
20495	741,4177992	105	104	2	8	1	100	0	0	0	0	
7611,5	640,6017848	106	105	308	7	1	109	4	0	0	0	
33070	891,9521647	107	106	309	4	1	300	0	0	0	0	
613	165,3854202	108	107	330	4	2	100	4	0	0	0	
6817	406,5082142	109	108	310	9	1	220	0	0	0	0	

Tabelle 1: Ausschnitt aus der Polygon-Attribut-Tabelle (PAT) der digitalen CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung 1992/1993 (LfUG Sachsen)

Bei dem Polygon mit der Nummer „107“ in Spalte „bio_sachs7-ID“ handelt es sich beispielsweise um die Kartiereinheit 4-2-100-4-0-0-0: „trockene bis frische Ruderalflur/Staudenflur mit Gehölzaufwuchs“ (vgl. Kartierschlüssel in Anhang B).

Diese hierarchische Untergliederung in den einzelnen Spalten der Attributtabelle macht es möglich, Datenbankabfragen auf verschiedenen Ebenen durchzuführen. Es kann somit getrennt nach den einzelnen Gruppen selektiert werden. Sind nur Ruderal- und Staudenfluren allgemein von Interesse, so selektiert man nur nach HG = 4 und UG = 2.

Die punktuellen Daten zu Einzelbäumen liegen als separater Datensatz vor.

4.2.3 Digitales Höhenmodell (Institut für Angewandte Geodäsie Frankfurt/Main)

Für Angaben zur vertikalen Landschaftsgliederung in Sachsen wurde das Digitale Höhenmodell von Deutschland herangezogen. Es gehört zum Bestand des UFZ Leipzig-Halle und wurde vom Institut für Angewandte Geodäsie in Frankfurt/Main (IfAG) erstellt.

Dieses Höhenmodell liegt im Rasterformat⁴ mit einer Auflösung von 1000 m x 1000 m vor. Das heißt, es enthält für jeweils ein quadratisches Raster von der Größe eines Quadratkilometers die durchschnittliche Geländehöhe.

⁴ Rasterdarstellungen beziehen sich auf Flächen statt auf Linien. Ihr geometrisches Grundelement ist das Pixel, welches zeilen- und spaltenweise in einer Matrix gleichförmiger quadratischer und rechteckiger Elemente angeordnet ist und eine einheitliche Flächenfüllung aufweist. Rasterdaten besitzen keine logischen Verbindungen zwischen den einzelnen Bildelementen. Sie enthalten lediglich Werte über Eigenschaften der Pixel (Grau- und Farbwerte, Höhen, Emissionswerte u.a.) (BILL 1999: 22).

4.3 Aufbereitung der Daten

4.3.1 Landschaftsdaten

Den wohl aufwändigsten Teil dieser Arbeit umfasste die Aufbereitung der Daten aus der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung.

Für eine spätere Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit dem Programm FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) war es notwendig die Vektordaten der Kartierung mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems (GIS) in ein Rasterformat zu überführen. FRAGSTATS berechnet zwar auch auf der Basis von Vektoren, allerdings hat dies einige Nachteile. Beispielsweise ist in diesem Format die Berechnung einiger Maße (z.B. Nachbarschaftsmaße) nicht möglich.

DEFINIEREN VON STRUKTURKLASSEN (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Im Vergleich zu Vektordaten basieren Rasterdaten nicht auf den Grundelementen Punkt, Linie und Fläche, sondern hier ist das geometrische Element ein Pixel (BILL 1999).

Thematische Datensätze im Rasterformat enthalten verschiedene Klassen, wobei die Fläche jeder Klasse über die Anzahl der Pixel (Histogrammwert in der Attributtabelle) definiert wird.

Es war daher notwendig, aus der CIR-Kartierung Kartiereinheiten auszuwählen, welche im Rasterformat die thematischen Klassen definieren. Unter Klassen sind demzufolge Landnutzungstypen bzw. Biotoptypen zu verstehen (entspricht der Betrachtungsebene „Klasse“ in Bild 4, Kapitel 4.1).

In Anbetracht der Fragestellung dieser Arbeit war es wichtig, diese „Struktur“-Klassen so zu wählen, dass sie den Lebensraum der Vogelarten möglichst gut repräsentieren können. Dabei war jedoch gleichzeitig zu beachten, dass eine zu feine Untergliederung der Klassen zu einer Gesamtklassenzahl führt, die den Rahmen einer Landschaftsstrukturmaß-Berechnung mit FRAGSTATS 2.0 sprengen würde. Zudem steigt mit zunehmender Feingliederung die Wahrscheinlichkeit möglicher Fehlinterpretationen in der CIR-Kartierung, die mit einer gröberen Einteilung vermindert werden können (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999). Nicht zuletzt sollte die Untergliederung verhältnismäßig und sinnvoll in Anbetracht des Untersuchungsmaßstabes (Auflösung 10 Meter) sein.

Es war nicht möglich, die Strukturklassen so zu wählen, dass in einem einzigen Rasterdatensatz die „Lebensräume“ aller drei Vogelarten gleichermaßen intensiv repräsentiert werden können ohne zu viele Klassen zu erzeugen und möglichst eine Gliederungsebene, welche für die korrekte Berechnung einiger Maße notwendig ist, beizubehalten.

So kann es für den Grauspecht gewiss eine Rolle spielen, aus welchen Baumarten und Altersstufen sich der Wald zusammensetzt. Für den Kiebitz dürfte dies hingegen von geringerer Bedeutung sein.

Aus diesem Grund wurden verschiedene Themen definiert, für die jeweils ein separater Datensatz erzeugt wurde. Je nachdem, welche Vogelart betrachtet wird, können später verschiedene, auf Grundlage der Themen berechnete, Landschaftsstrukturmaße ausgewählt werden und in die

statistische Analyse einfließen.

Es wurden 8 Themen definiert und, bezugnehmend auf die Ansprüche der Vogelarten, Klassen ausgewählt. Bei den Waldthemen wurden teilweise mehrere Kartiereinheiten zu einer Klasse zusammengefasst (z.B. als sonstige Laubmischwälder). Die Themen 3-8 enthalten jeweils eine Hintergrundklasse. Diese beinhaltet alle übrigen Landnutzungen, die nicht von dem jeweiligen Thema abgebildet werden (z.B. Wälder und Siedlungen bei Thema 5: Offenland).

Folgende Themen (Tabelle 2) wurden zusammengestellt. Die entsprechenden Klassen zu jedem Thema sind in Tabelle 11 bis Tabelle 18 (Anhang A, 9.2) aufgelistet:

Thema	ausgewählte Kartiereinheiten nach Kartierschlüssel	Anzahl Klassen	Bedeutung	Thema relevant für:		
				Grauspecht	Kiebitz	Schleiereule
1 Hauptlandnutzung	enthält flächendeckend die Hauptlandnutzungseinheiten (<u>Hauptgruppe</u>)	8	Grundlage zur Berechnung von Maßen, die die Landschaft als Gesamtheit betrachten bzw. von	X	X	X
2 Landnutzung	enthält flächendeckend die Landnutzungseinheiten (<u>Untergruppe</u>)	38	Maßen, bei denen eine relativ grobe Untergliederung der Landnutzung in Bezug zu den Arten ausreicht	X	X	X
3 Waldarten	<u>Bestände/Biotoptypen</u> der Wälder und Forsten	32	Grundlage zur Berechnung von Maßen, die die Baumarten-	X		
4 Waldarten mit Altersstufung	in Vergleich zu Thema 3 weitere Untergliederung nach der <u>Ausprägung</u> (Alter) der Wälder	104	zusammensetzung einbeziehen und die Anordnung der Waldpatches sowie Höhenkontraste bezüglich des Alters der Baumarten beschreiben	X		
5 Offenland	enthält ausschließlich Klassen des Offenlandes, bei denen sich eine Untergliederung bis zur Ebene von <u>Bestand</u> und <u>Ausprägung</u> anbietet	18	Grundlage zur Berechnung von Maßen, die das Offenland näher charakterisieren		X	X
6 Siedlung / Sondernutzung	enthält ausschließlich <u>Biotoptypen (Bestand)</u> der Siedlungen und anthropogenen Sondernutzungen	28	Grundlage zur Berechnung von Maßen, die Siedlungsstrukturen charakterisieren	X		X
7 Verkehrsnetz	enthält ausschließlich Straßen und Bahnanlagen (<u>Bestand</u>)	6	Grundlage zur Berechnung der Verkehrsnetzdichte bzw. separate Betrachtung verschiedener Straßentypen		X	X
8 Gehölze	enthält neben den Kartiereinheiten unter der Hauptgruppe 6 „Baumgruppen, Hecken, Gebüsche“ auch gewässerbegleitende Gehölzsäume (<u>Bestand</u>)	23	ursprünglich zur Berechnung von Maßen, die konkret einzelne Gehölztypen berücksichtigen; diese feine Untergliederung erwies sich jedoch später als nicht zielführend, so dass dieses Thema nur der allg. Berechnung der Gesamtgehölzdichte (inkl. gewässerbegleitende Gehölzsäume) diene.	X	X	X

Tabelle 2: Themen zur Auswahl relevanter Strukturklassen in Bezug zu den Habitatansprüchen der Vogelarten

SELEKTION DER STRUKTURKLASSEN IM GIS (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Entsprechend der ausgewählten Themen galt es nun, die verschiedenen Klassen aus dem Vektordatensatz der Biotopkartierung zu selektieren. Dies erfolgte mit dem Programm ArcInfo 8.1 (auf Kommandoebene) jeweils in der Polygon- (PAT) und der Arc-Attribut-Tabelle (AAT).

Entsprechend der Themen wurden neue Spalten definiert und den Attributtabelle hinzugefügt. In diese wurden schließlich neue Werte für die selektierten Klassen eingetragen. Einen Ausschnitt aus einer solchen Abfrage zeigt Anhang A, 9.3.

Problematisch erwies sich die Selektion der Straßen und daran gelegener Baumreihen, Alleen und Hecken. Im CIR-Kartierschlüssel erfolgte eine Attribut-Doppelbelegung bei den Linien mit den Attributen „Baumreihe, Allee bzw. Hecke an Straße“ (vgl. Sekundärnutzung bei HG 6 in Anhang B).

Dies hatte zur Folge, dass bei der Selektion der Straßen an diesen Stellen Lücken auftraten oder umgekehrt die betroffenen Gehölze auch nicht separat (neben der Straße) darstellbar sind.

Zur Lösung dieses Problems wurden schließlich all die betroffenen Linienabschnitte selektiert und in einem Abstand von mehr als 10 Metern (spätere Rasterzellgröße 10 m), über einen automatisierenden Befehl im GIS, daneben versetzt digitalisiert.

So wurde es möglich, dass Baumreihen, Alleen und Hecken sowie die dazugehörigen Straßen separat selektiert und später im Rasterformat nebeneinander dargestellt werden konnten.

KONVERTIERUNG DER VEKTORDATEN INS RASTERFORMAT (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Nach dem Abschluss des Selektionsprozesses konnte die Rasterung der Vektordaten nach den verschiedenen Themen erfolgen.

Das Arcinfo-Coverage der CIR-Kartierung (Vektordatenformat) wurde getrennt nach Linienattributen und Flächenattributen in ein GRID (Rasterdatenformat in ArcInfo 8.1) umgewandelt. Zu jeder neu definierten Spalte (8 Spalten = 8 Themen) wurde mit ArcInfo 8.1 ein entsprechender Rasterdatensatz erzeugt, der sich thematisch aus den selektierten Klassen des jeweiligen Themas (Klassennummern = neu vergebene Werte) aufbaute.

Es wurde eine Rasterzellgröße von 10 Metern gewählt. Diese Zellgröße schien geeignet, die Landschaft ausreichend genau darzustellen und gleichzeitig einen akzeptablen Rechenaufwand zu gewährleisten. Außerdem sollte die Rasterzellgröße stets so klein wie möglich gewählt werden, um zu verhindern, dass sich getrennte Landschaftselemente durch ein grobes Raster miteinander verbinden und so die Originalabbildung stark verfälschen (MCGARIGAL & MARKS 1994).

Der separate Punktdatensatz zur CIR-Kartierung mit den Einzelbäumen wurde ebenfalls auf 10 m gerastert.

FEHLERKORREKTUR

Die Rasterung machte Fehler in der CIR-Kartierung sichtbar, die bei Betrachtung der Vektorabbildung verborgen blieben.

Polygone und Linien, die in der Attributtabelle in der HG (Hauptgruppe) keine Werte enthielten, wurden bei der Selektion nicht erkannt bzw. nicht mit erfasst und demzufolge auch nicht mit gerastert. Es wurden daher einige Lücken sowohl bei den gerasterten Flächen als auch bei den Linien sichtbar.

Hier wurden die Lücken geschlossen, indem zum einen ein Abgleich mit der analogen Karte (vom LfUG Sachsen bereitgestellt) und ein Ergänzen der fehlenden Attribute erfolgte. Zum anderen konnte das LfUG fehlerhafte Daten korrekt nachliefern, so dass nach einer Rasterung der korrigierten Fehler diese mit den anderen Daten verknüpft werden konnten.

Andere offensichtliche Fehler in der Kartierung im Bereich einiger Quadranten der TK10 (AV) konnten nicht korrigiert werden, da dies den Arbeitsaufwand im Rahmen dieser Arbeit weit überschritten hätte. Die Quadranten, die von solchen Fehlern umfassend betroffen waren, mussten von der späteren statistischen Analyse ausgeschlossen werden.

ZUSAMMENFÜHRUNG DER FLÄCHEN- UND LINIENHAFTEN SOWIE PUNKTFÖRMIGEN RASTERDATEN (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Das komplexe Gefüge einer Landschaft entsteht durch das Zusammenspiel von Flächen (Grünländer, Äcker, Wälder u.a.), linienhaften Strukturen mit Verbund- (Hecken, Säume) bzw. Zerschneidungswirkung (Straßen, Bahnlinien) sowie punktförmigen Elementen wie Einzelbäumen.

Aus diesem Grund war es notwendig, in den beiden Landnutzungsthemen die Flächendaten mit den Linien- und Punktdaten in einem Datensatz zu vereinen. Doch auch bei den anderen Themen, die vermeintlich nur Flächen oder Linien separat darstellen, war dieser Schritt notwendig. Dies liegt darin begründet, dass einige Biotoptypen sowohl flächig als auch linear im Ausgangsdatsatz vorlagen. Im Kartierungsmaßstab 1:10000 kommt es vor, dass sich schmale, flächig ausgeprägte Biotoptypen wie Waldrandbereiche nur linienhaft, lineare Elemente wie die Autobahn hingegen nur flächig darstellen lassen.

Mit Hilfe der Analysewerkzeuge der GIS-Software Erdas Imagine 8.4 wurden Flächen, Linien und Punkte schließlich so übereinander angeordnet, dass keine unrealistischen Überlagerungen entstanden. Es wurde beispielsweise darauf geachtet, dass Baumreihen nicht über einer Bebauung liegen oder dass Gewässer unter und nicht über Straßen verlaufen.

Im Ergebnis entstanden acht Datensätze im Rasterformat, die das Untersuchungsgebiet unter verschiedener Thematik abbilden (vgl. Themen nach Tabelle 2).

Sie bilden die räumliche Datengrundlage für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS 2.0 bzw. für zusammenfassende Analysen im GIS.

Karte 1 in Anhang C zeigt das aufbereitete Thema **LANDNUTZUNG** für ganz Sachsen sowie vergrößerte Ausschnitte (MTBQ als Bezugseinheiten) aus typischen Vorkommensgebieten der drei ausgewählten Vogelarten. Hier wird deutlich, in welcher räumlichen Dimension die Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und Vorkommen der Vogelarten analysiert werden sollen. An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass für jeden der vorliegenden Messtischblattquadranten

(mit einer Größe von ca. 32,5 km²) aufgrund der Brutvogelkartierung Sachsens (STEFFENS et al. 1998) bekannt ist, ob die Arten Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule vorkommen oder nicht.

Die **Karten 2, 3 und 4** in Anhang C sollen die feinere Untergliederung der Strukturklassen am Beispiel der Themen **WALDARTEN**, **OFFENLAND** und **SIEDLUNG** veranschaulichen. Diese Themen haben jeweils besondere Relevanz für Grauspecht, Kiebitz bzw. Schleiereule. Zur Untergliederung der übrigen Themen sei noch einmal auf Tabelle 11 bis Tabelle 18 (Anhang A, 9.2) hingewiesen.

4.3.2 Bezugseinheiten → Messtischblattquadranten

Die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße musste jeweils für die selben Landschaftsausschnitte erfolgen, für die auch die Informationen zum Vorkommen der Brutvögel vorlagen.

Als Bezugseinheiten ergaben sich somit die Messtischblattquadranten der Topografischen Karte 1:25000 (N). Diese entsprechen dem Kartenblatt der TK 10 (N).

Um später diese einzelnen Landschaftseinheiten (Zonen) aus der Gesamtlandschaft ausschneiden und die Ergebnisse quadrantenscharf darstellen zu können, mussten sie als Vektordatensatz verfügbar sein. Deshalb wurden auf Grundlage des am UFZ vorliegenden digitalen TK25-Gitters die Viertelquadranten digitalisiert (vgl. „Digitalisierung der Bezugseinheiten“, Bild 9 in Anhang A, 9.1). An der Landesgrenze Sachsens werden Quadranten zerschnitten, weshalb einige nicht mit ihrer vollständigen Fläche in die FRAGSTATS-Berechnung einfließen könnten, was zur Verfälschung der Ergebnisse geführt hätte.

Aus diesem Grund wurde aus dem Gitter der TK10 (N) das Untersuchungsgebiet Sachsen ausgeschnitten und die Flächengrößen der randlichen Quadranten bestimmt. All diejenigen, die zu 75% ihrer Fläche (ausgehend von einer durchschnittlichen MTBQ-Größe von 32,5 km²) innerhalb der Grenzen lagen wurden mit in die Analyse einbezogen. Alle anderen wurden verworfen.

Schließlich verblieben 534 Quadranten als Bezugseinheiten für die Berechnung der verschiedenen Landschaftsstrukturparameter (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1). Diese entsprechen dem Gitternetz in Karte 1 (Anhang C). Jeder MTBQ bildet somit die jeweils untersuchte Gesamtlandschaft ab (= Betrachtungs- bzw. Berechnungsebene „Landschaft“ → vgl. Bild 4 in Kapitel 4.1)

4.3.3 Vogeldaten

Die Daten zum Brutvorkommen der Vogelarten lagen nicht in digitaler Form vor. Es war daher notwendig, die Informationen aus dem Brutvogelatlas (STEFFENS et al. 1998) in eine Datenbank zu überführen, um sie mit den 534 Bezugseinheiten und den dafür ermittelten Parametern zu verknüpfen (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1).

Für nachfolgende statistische Analysen mussten die Nachweisgrade der Vogelvorkommen in Zahlenwerte umgewandelt werden:

kein Vorkommen	→	0
B – mögliches Vorkommen	→	1
C – wahrscheinliches Vorkommen	→	2
D – sicheres Vorkommen	→	3

Tabelle 3 zeigt einen Ausschnitt aus dieser Datenbank. Die laufende Nummer (LFD_NR 1-534) verschlüsselt die einzelnen MTBQ und stellt gleichzeitig die Schlüsselspalte zum Verknüpfen sämtlicher Daten dar. Die Quadranten (TK10) sind durch eine 5-stellige Zahl eindeutig definiert. Die ersten vier Stellen sind gleichbedeutend mit der zugrundeliegenden TK25-Nummer. Die fünfte Stelle steht für den jeweiligen Viertelquadranten (Nordwest = 1, Nordost = 2, Südwest = 3, Südost = 4).

LFD_NR	TK25	TK10	Kiebitz	Grauspecht	Schleiereule
1	4344	43443	3	0	0
2	4343	43434	2	2	3
3	4343	43433	3	2	3
4	4342	43424	1	1	3
5	4342	43423	0	2	3
.
.
533	5639	56393	0	1	0
534	5739	57392	0	1	0

Tabelle 3: Ausschnitt aus der „Schlüsseltabelle“ zum Vorkommen der Vogelarten

Die räumliche Verbreitung der drei Arten gibt **Karte 5** im Anhang C wieder. Die verschiedenen Punktsymbole stehen für die jeweiligen Nachweisgrade, die aus der Brutvogelkartierung abgeleitet wurden. Bei der Angabe keines Nachweisgrades wurde von einem Fehlen der Art in diesem MTBQ ausgegangen.

4.3.4 Höhendaten

Für die Bereitstellung der Höhendaten von Sachsen wurde im GIS der Bereich des gesamten Untersuchungsgebietes aus dem Rasterdatensatz des Digitalen Höhenmodells von Deutschland (IfAG Frankfurt/Main) ausgeschnitten und in einen thematischen Datensatz überführt (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1).

Somit lagen für ganz Sachsen die Geländehöhen für jedes „1x1 km²-Raster“ vor, welche in einer Karte (vgl. **Karte 6** in Anhang C) dargestellt wurden.

4.4 Berechnung der Parameter zur Beschreibung der Landschaftsstruktur

4.4.1 Berechnung der Landschaftsstrukturmaße mit FRAGSTATS 2.0

Wie bereits erwähnt, ist es notwendig die raumstrukturellen Eigenschaften der Landschaft in messbare Werte zu bringen, um Beziehungen zum Vorkommen der Vogelarten herstellen zu können. Hierzu mussten für die im Rasterformat vorliegenden, aufbereiteten Landschaftsdaten (8 Themen) charakterisierende Maße berechnet werden.

Für solch eine Quantifizierung der Landschaftsstruktur bieten die verschiedenen GIS-Programme unterschiedliche Analysewerkzeuge an. Eine umfassende Quantifizierung durch mehrere Maße bietet das von MCGARIGAL & MARKS (1994) entwickelte Raummuster-Analyse-Programm FRAGSTATS 2.0 (vgl. Kapitel 4.1).

In der sich anschließenden statistischen Analyse werden die Informationen zum Vorkommen der Vogelarten mit den berechneten Landschaftsstrukturmaßen in Beziehung gesetzt. Diese Informationen zum Vorkommen der Arten liegen jeweils für jeden MTBQ von Sachsen vor (vgl. Kapitel 4.3.2).

Es war daher notwendig für jeden Quadranten einzeln die Maße zur Charakterisierung der Landschaftsstruktur zu ermitteln. Dazu mussten die MTBQ (Anzahl = 534) zuerst aus dem Ausgangsrasterdatensatz ausgeschnitten und einzeln als GRID-Dateien abgespeichert werden, bevor sie wiederum einzeln mit FRAGSTATS 2.0 berechnet werden konnten. Um diese zeitaufwändige Prozedur abzukürzen wurde mit Hilfe zweier Programmteile das Ausschneiden und die Berechnung der 534 Quadranten automatisiert.

Nachfolgend werden die einzelnen Arbeitsschritte erläutert:

AUTOMATISCHES AUSSCHNEIDEN DER QUADRANTEN AUS DEN AUSGANGSDATENSÄTZEN (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Mit Hilfe eines AML-Scripts unter UNIX („ausschn.aml“ – vgl. Anhang A, 9.4) wurden aus den Rasterdatensätzen der Themen 1-6 automatisch alle 534 Quadranten entsprechend dem erzeugten Vektordatensatz, der jede einzelne Fläche der MTBQ abbildet (vgl. Kapitel 4.3.2) ausgeschnitten. Für die verbleibenden, vorwiegend von linearen Elementen geprägten, Themen „Verkehrsnetz“ und „Gehölze“ sollte später keine Berechnung mit FRAGSTATS 2.0 erfolgen, weshalb das Ausschneiden hier überflüssig war.

VOREINSTELLUNGEN VOR DER BERECHNUNG

Bevor FRAGSTATS 2.0 mit der Berechnung der Maße beginnt, sind verschiedene Voreinstellungen im Programm notwendig. Neben grundlegenden Einstellungen wie der Name der Datei mit dem Ausgangsdatsatz (ausgeschnittener Quadrant im Gridformat) und der Datei, welche die Ergebnisse enthalten soll, der Rasterzellgröße (10 m), der Anzahl der möglichen Klassen (z.B. 38 beim Thema 2:

Landnutzung) u. a. verlangt das Programm weitere Einstellungen, die je nach Fragestellung unterschiedlich zu definieren sind. Dazu gehören:

Core Area Distance (Kernflächenabstand):

Sollen Kernflächenmaße berechnet werden, so muss hier ein Abstand in Metern von der Außenkante eines Patches angegeben werden. Diese Maße fanden jedoch in der vorliegenden Arbeit keine Beachtung.

Suchradius für Proximity Index (Erläuterung dieses Nachbarschaftsmaßes später in Kapitel 4.5.2):

Durch Angabe dieses Radius sollen nicht mehr relevante Nachbarschaftsbeziehungen ausgeschlossen werden (WALZ 2001). Die Suchradien für die Berechnung der Maße zum nächsten Nachbarn wurden in Abhängigkeit der Themen und den jeweiligen benötigten Habitatflächen bzw. Ansprüchen der Vogelarten definiert:

Thema 3 u. 4 (Wälder): **565m** (Grauspechtrevier unter optimalen Brutbedingungen nach FLADE (1994) ca. 1km² groß, Radius ca. 565m)

Thema 5 (Offenland): **500m** (für Kiebitz nah beieinanderliegende Grünländer als Ausweichhabitate bedeutsam; keine Angaben in der Literatur zu derartigen Mindestabständen; daher Wahl eines Wertes in geeigneter Größenordnung)

Thema 6 (Siedlung): **620m** (durchschnittlich benötigte Habitatfläche der Schleiereule nach FLADE (1994) ca. 1,2 km² groß, Radius ca. 620m); Der Radius der benötigten Habitatfläche unter optimalen Bedingungen (0,4km²) erschien in Anbetracht der großen Aktionsradien der Schleiereule als zu gering).

Thema 1 u. 2 (Landnutzungen): **620m**
Diese Themen sind für alle drei Vogelarten relevant. Der Radius wurde daher so gewählt, dass die Nachbarschaftsbeziehungen für alle Arten eingeschlossen sind.

Wichtigungsdatei:

Zur Berechnung von Kantenkontrasten (in diesem Falle Höhenkontraste zwischen Patches verschiedener Klassen) muss eine Datei angegeben werden, welche die Kontrastwerte für die verschiedenen möglichen Patchangrenzungen enthält.

So wurde für Thema 2 (Landnutzung) und für Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung) eine solche Datei erstellt (Erläuterung und Ausschnitte aus diesen Dateien in Anhang A, 9.5).

In einem Wald sind die vertikalen Strukturverhältnisse für den Grauspecht von Interesse. Die allgemeine Höhengliederung der Landschaft kann für den Kiebitz bedeutsam sein (Hypothesen später in Kapitel 4.5.3).

DIE BERECHNUNG DER LANDSCHAFTSSTRUKTURMAßE (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Für die Berechnung wurde eine Batch-Datei („frag.bat“ in Anhang A, 9.6) verwendet, welche für die einzelnen Quadranten automatisch hintereinander die FRAGSTATS-Berechnung am PC unter MS-DOS durchführte. Die Voreinstellungen mussten demnach nur einmal eingegeben werden und galten dann für alle 534 Quadranten eines Themas. Dieser Algorithmus wurde für die Themen 1-6 nacheinander gestartet.

DIE AUSGABEDATEIEN

Die Ergebnisse werden in vier Textdateien im ASCII-Format mit den Endungen „*.patch“, „*.class“, „*.land“ und „*.full“ ausgegeben. Die „Full-Datei“ enthält alle berechneten Landschaftsstrukturmaße sowie die eingegebenen Voreinstellungen, während die anderen Dateien jeweils die Maße für die jeweiligen Berechnungsebenen (Patch, Klasse, Landschaft) enthalten. Im Rahmen dieser Arbeit waren nur die Klassen- und Landschaftsdatei von Interesse.

4.4.2 Ermittlung weiterer Landschaftsstrukturparameter mit Erdas Imagine 8.4

Für die Themen 7 (Verkehrsnetz) und 8 (Gehölze) sollten Parameter zur Verkehrsnetzdichte oder Gehölzanteile für jeden Quadranten ermittelt werden.

Um das Relief in jedem MTBQ charakterisieren zu können, war es sinnvoll, Schwankungsbreiten und Mittelwerte aus dem digitalen Höhenmodell zu berechnen.

Hierzu bietet das Programm Erdas Imagine 8.4 ein geeignetes GIS-Analysewerkzeug an. Mit dem Befehl „Summary“ werden die Pixelzahlen einer Klasse (z.B. Wirtschaftswege) oder aller vorhandenen Klassen eines Themas (z.B. alle Gehölzklassen, ausgenommen der Hintergrundklasse) zusammengefasst. Weiterhin werden für die thematischen Klassen eines Rasterdatensatzes (z.B. verschiedene Geländehöhen im Höhenmodell) deskriptive Statistiken wie Minimum, Maximum, Mittelwerte, Schwankungsbreiten usw. berechnet.

Unter Angabe einer Datei, welche die Quadrantenflächen im Rasterformat abbildet (sog. Zonenfile), wurden für alle 534 Quadranten (Zonen) solche Statistiken zu verschiedenen Ausgangsdatensätzen (Themen 7 und 8 oder einzelne Klassen daraus, digitales Höhenmodell) berechnet (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1). Über die Gesamtpixelzahl der Quadranten (Pixelgröße 10 m) wurden zu Klassen der Themen 7 und 8 prozentuale Flächenanteile an der Gesamtlandschaft (Quadrant) bestimmt.

4.5 Auswahl relevanter Landschaftsstrukturmaße, Vorstellung der Maße und Hypothesenbildung

Mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen lassen sich verschiedene Beziehungen zwischen raumstrukturellen Aspekten der Landschaft und ökologischen Prozessen erklären. Um diese Beziehungen richtig interpretieren zu können schlägt TISCHENDORF (2001) vor, aus der Vielzahl der berechneten LSM eine Auswahl zu treffen und Hypothesen zu formulieren, um diese dann mit Methoden der Statistik zu überprüfen. Im folgenden sollen daher die Auswahlkriterien erläutert werden. Dem schließt sich die Beschreibung der ausgewählten Maße und die Formulierung der Hypothesen an, die den vermuteten Zusammenhang zwischen den jeweiligen Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Arten definieren.

4.5.1 Auswahl der geeigneten Landschaftsstrukturmaße

Aus der Vielzahl an Maßen, die FRAGSTATS 2.0 auf allen Betrachtungsebenen (Patch, Klasse, Landschaft) berechnet, mussten relevante Landschaftsstrukturparameter ausgewählt werden, die in die statistische Habitatmodellierung Eingang finden sollen.

Die Auswahl dieser Maße richtete sich sowohl nach inhaltlichen, als auch nach methodischen (statistischen) Gesichtspunkten, die im folgenden erläutert werden sollen. (vgl. auch Bild 9 in Anhang A, 9.1)

AUSWAHL NACH INHALTLICHEN GESICHTSPUNKTEN

Die Auswahl relevanter Parameter beschränkte sich von vornherein auf die **Maße der Klassen- und Landschaftsebene**. Eine Betrachtung der Einzelflächen (Patches) steht in Anbetracht des Maßstabes der Untersuchung (Land Sachsen mit Raumbezug der MTBQ) in keinem Verhältnis zur Fragestellung. Zudem fehlt der direkte Bezug zum Patch, da keine punktgenauen Angaben zum Vorkommen der Arten vorliegen.

Auf Klassenebene wird jedes Maß für jede der vorhandenen Klassen (z.B. 38 Klassen bei Thema 2: Landnutzung) berechnet. Daher musste nicht nur eine Auswahl relevanter Maße erfolgen, sondern auch der jeweiligen Klasse, die dieses Maß beschreiben soll.

Im Wesentlichen richtete sich die Wahl geeigneter Maße danach, welche LSM und Klassen geeignet erschienen, um die in der **Literatur** beschriebenen, strukturellen Habitatansprüche (vgl. Steckbriefe in Kapitel 3.1) der drei Vogelarten zu charakterisieren.

Hierbei konnten über die **Formulierung von Hypothesen** zur Vorkommenswahrscheinlichkeit der Vogelarten wichtige Landschaftsstrukturparameter identifiziert werden, die vermutlich eine Schlüsselstellung bezüglich des Vorkommens der Arten einnehmen.

Weiterhin wurden vorrangig Maße gewählt, die **gut interpretierbar** sind und in der Fachliteratur

nicht kontrovers diskutiert werden (z.B. Contagion Index, vgl. BLASCHKE 2000: 285). Ausgeschlossen wurden demnach Formmaße, Kernflächenmaße sowie Verteilungs- und Ansteckungsmaße (Contagion- und Juxtaposition).

AUSWAHL NACH METHODISCHEN GESICHTSPUNKTEN

Nach der inhaltlichen Auswahl musste eine weitere Reduzierung der Maße stattfinden, um eine saubere statistische Auswertung im Anschluss gewährleisten zu können.

Da die meisten Maße auf Messungen der Patchebene basieren, enthalten viele Klassen- und Landschaftsmaße die selbe Grundinformation. Dies führt dazu, dass eine große Anzahl der Indizes sehr stark miteinander korreliert. Oftmals handelt es sich bei hochkorrelierten Maßen um LSM mit ähnlicher Aussagequalität. Beispielsweise führt die Erhöhung der mittleren Patchgröße oder Patchanzahl von Äckern zwangsläufig auch zur Erhöhung des Flächenanteils „Acker“ im MTBQ.

Um die wichtigsten Struktureigenschaften zu beschreiben reicht es daher aus, die nicht oder wenig korrelierten Maße zu nutzen (vgl. WALZ 2001, BLASCHKE 2000 u.a.).

Zur Ermittlung dieser Maße wurde eine **Korrelationsanalyse** durchgeführt, die später in Kapitel 4.6.2 erläutert wird.

Aus den hochkorrelierten Maßen musste schließlich ein LSM ausgewählt werden, das in die statistische Auswertung einfließen sollte. Die Entscheidung für eines der Maße richtete sich danach, welches **besser zu interpretieren** war und für welches die **stärkeren Hypothesen** zum Vorkommen der Arten vorlagen.

Übrig blieb eine immer noch große, aber überschaubare Zahl von Landschaftsstrukturparametern, die geeignet waren, die wesentlichen vermuteten Zusammenhänge zu erklären.

4.5.2 Vorstellung der ausgewählten Landschaftsstrukturmaße

(vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1, Variablen-Auswahl)

Folgende Maße zu Komposition und Konfiguration der Landschaftselemente aus dem Programm FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) wurden für die raumstrukturelle Charakterisierung verschiedener Klassen bzw. der Landschaft (MTBQ) herangezogen (**Formeln in Anhang A, 9.7**):

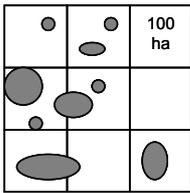
BETRACHTUNGSEBENE DER KLASSEN (Landnutzungs- bzw. Biotoptypen und Ausprägungen)

Flächenmaße (= Maße der Komposition)

- **%LAND** (*Percent of Landscape*) Flächenanteil an der Gesamtlandschaft [%] ⇒ FORMEL 1c
 - gibt an, wie viel Prozent der Landschaftsfläche (= Fläche eines MTBQ) von einer Klasse eingenommen wird (z.B. Grünlandanteil in einem MTB-Quadranten)

Maße der Patchgröße, Patchdichte und Variabilität (= Maße der Konfiguration)

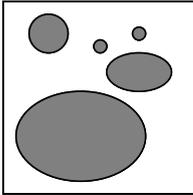
- **PD** (*Patch Density*) Patchdichte [Anzahl / 100 ha] \Rightarrow FORMEL 2a



- gibt die Anzahl der vorhandenen Patches einer Klasse bezogen auf eine Einheitsfläche von 100 Hektar an (z.B. 1,5 Streuobstwiesen-Patches pro 100 ha; dies entspricht 3 Streuobstwiesen-Patches auf 200 ha usw.)

Durch den Bezug zur Einheitsfläche wird es möglich, Landschaften (MTBQ) unterschiedlicher Größe miteinander zu vergleichen (z.B. mit 75%-Quadranten an der Grenze Sachsens).

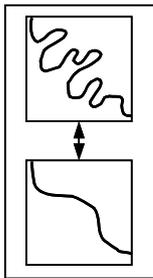
- **MPS** (*Mean Patch Size*) Mittlere Patchgröße [ha] \Rightarrow FORMEL 2b



- gibt die durchschnittliche Größe der Patches einer Klasse an
 - ist ein Ausdruck der Habitatfragmentierung oder allgemein der Landschaftscharakteristik (z.B. kleinparzellierte Äcker gegenüber großen monotonen Ackerschlägen)
 - kann minimal die Größe eines Pixels ($10\text{m} \times 10\text{m} = 0,01\text{ ha}$) und maximal die Größe eines Quadranten annehmen (ca. $32,5\text{ km}^2 = 3250\text{ ha}$)

Kantenmaße (= Maße der Konfiguration)

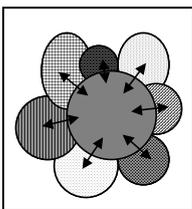
- **ED** (*Edge Density*) Kantendichte [m / ha] \Rightarrow FORMEL 3c



- gibt die Gesamtlänge der Randlinien (Kanten) einer bestimmten Klasse in Bezug zu einer Einheitsfläche von einem Hektar an (z. B. Länge der Waldränder pro ha in einem Quadranten)

Durch den Bezug zur Einheitsfläche wird es möglich, Landschaften (MTBQ) unterschiedlicher Größe miteinander zu vergleichen (75%- vs. 100%-Quadranten). Es ist zu beachten, dass die Randlinienlänge in der Rasterversion von der Pixelgröße abhängt. Je größer die Pixel, umso länger sind die gemessenen Kanten im Vergleich zur Realität.

- **MECI** (*Mean Edge Contrast Index*) Mittlerer Kantenkontrastindex [%] \Rightarrow FORMEL 3d



- gibt den mittleren Kantenkontrast einer Klasse (in der vorliegenden Arbeit mit Höhenkontrast gleichzusetzen) als einen Prozentsatz des maximal möglichen Kontrastes der Landschaft an

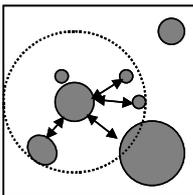
- basiert auf vorher definierter Wichtungstabelle (vgl. Kapitel 4.4.1), die die verschiedenen möglichen Patchangrenzungen und deren Kontraste (Höhenkontraste) enthält (z.B. beträgt der Höhenkontrast zwischen Acker und Wald 80 %)

Je höher der MECI einer Klasse, umso größer sind die Höhenunterschiede zwischen Patches dieser Klasse und allen anderen angrenzenden Patches der übrigen Klassen.

Nachbarschaftsmaße (= Maße der Konfiguration)

- **MPI** (*Mean Proximity Index*) Mittlerer Näheindex [ohne Einheit] \Rightarrow FORMEL 4a

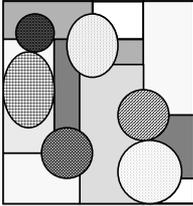
- gibt an, wie stark die Patches einer Klasse durchschnittlich voneinander isoliert liegen



Innerhalb eines vorgegebenen Suchradius (vgl. Kapitel 4.4.1) wird für jedes Patch einer Klasse ermittelt wie stark es isoliert liegt und ein Durchschnittswert für die gesamte Klasse berechnet. Das heißt, es wird sowohl die Entfernung bis zum nächsten Patch der selben Klasse, als auch der Flächenanteil des Patches innerhalb des Suchradius berücksichtigt. Kleine MPI-Werte stehen somit für eine spärliche Verteilung kleiner Patches, große MPI-Werte hingegen stehen für Verteilungen, wo viele große Patches nahe beieinander liegen. MPI ist demnach ein Maß der Fragmentierung und Isolation (MCGARIGAL & MARKS 1994).

BETRACHTUNGSEBENE LANDSCHAFT (gesamter MTBQ)**Kantenmaße** (= Maße der Konfiguration)

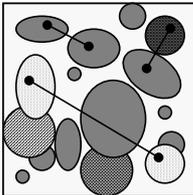
- **MECI** (*Mean Edge Contrast Index*) Mittlerer Kantenkontrastindex [%] \Rightarrow FORMEL 3e



- gibt den mittleren Kantenkontrast einer Landschaft (in der vorliegenden Arbeit mit Höhenkontrast gleichzusetzen) als einen Prozentsatz des maximal möglichen Kontrastes an
 - basiert auf der selben Wichtungstabelle wie für die Klassenberechnung (s. oben)
- Im Vergleich zur Klassenebene gibt der MECI auf Landschaftsebene den mittleren Höhenkontrast zwischen allen Patches in einer Landschaft (einem Quadranten) an. Das heißt, je höher der mittlere Höhenkontrast, umso häufiger grenzen „niedrige“ Patches an „hohe“ Patches an.

Diversitätsmaße (= Maße der Komposition)

- **SIDI** (*Simpson's Diversity Index*) Diversitätsmaß nach SIMPSON [ohne Einheit] \Rightarrow FORMEL 5a



- entspricht der Wahrscheinlichkeit, dass zwei willkürlich ausgewählte Patches zu verschiedenen Klassen gehören
- Der SIDI ist demnach umso höher, je mehr verschiedene Klassen in der Landschaft (im Quadranten) vertreten sind und je mehr sich die Flächenanteile unter den Klassen angleichen. Somit fließt neben der Vielfalt auch die Gleichmäßigkeit in der Verteilung der Patches mit ein.

Die folgenden Maße (**Formeln** ebenfalls **in Anhang A, 9.7**) wurden benötigt, um später weitere sinnvoll erscheinende Maße im Statistik-Programm SPSS (10.0) zu berechnen. Dabei handelt es sich um spezielle Flächen- und Kantenlängenanteile (z.B. Anteil Grünflächen an Siedlungsflächen, Kantenlängen innerhalb des Waldes als Prozentsatz der Gesamtkantenlänge u.ä.). Auf die speziellen Formeln zu den neu berechneten Maßen wird bei den Hypothesen (Kapitel im Anschluss) verwiesen.

Flächenmaße (= Maße der Komposition)

- **CA** (*Class Area*) Klassenfläche [ha] \Rightarrow FORMEL 1a
 - gibt an, wie viel Hektar der Gesamtlandschaft (des Quadranten) von einer Klasse (z.B. Grünland) eingenommen werden (= totaler Wert im Vergleich zu %LAND)
- **TA** (*Total Area*) Totale Landschaftsfläche [ha] \Rightarrow FORMEL 1b
 - gibt die Ausdehnung der gesamten Landschaft an (= MTBQ \rightarrow ca. 32,5 km² = 3250 ha)
 - dient als Bezugsgröße zur Berechnung von Flächenanteilen

Kantenmaße (= Maße der Konfiguration)

- **TE** (*Total Edge*) Totale Kantenlänge [m] \Rightarrow FORMEL 3a und 3b
 - auf Klassen- und Landschaftsebene
 - gibt die absolute Länge der Randlinien aller Patches einer Klasse (z.B. Acker) bzw. aller Klassen (alle Landnutzungen in der Landschaft) an
 - totaler Wert im Vergleich zu ED; notwendig zur Berechnung von Kantenlängenanteilen

Anschließend werden die Maße aufgeführt, die aus der GIS-Analyse mit dem Befehl „Summary“ im Programm Erdas Imagine 8.4 hervorgegangen sind:

• **Flächenanteil in %** (z.B. Gehölzanteil: ghlz_%)

- prozentualer Anteil einer Klasse (z.B. Wirtschaftswege) oder mehrerer Klassen zusammen (z.B. alle Klassen des Themas Verkehrsnetz oder alle Gehölzklassen) an der Gesamtlandschaft

• **Range_hoehe** - Reliefenergie [m]

Unter Reliefenergie wird die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem Punkt innerhalb einer definierten Raumeinheit verstanden (WALZ 2001: 103).

Dieses Maß gibt daher den Schwankungsbereich zwischen der niedrigsten und höchsten Höhenangabe im digitalen Höhenmodell innerhalb eines Quadranten in Metern an. Je höher der Schwankungsbereich ist, umso stärker ist das Relief bewegt.

• **MW_hoehe** - Mittlere Geländehöhe [m]

- gibt die durchschnittliche Geländehöhe eines Quadranten an
- Mittelwert, berechnet aus den 1km²-Höhenangaben aus dem digitalen Höhenmodell

4.5.3 Hypothesen zu Zusammenhängen zwischen den gewählten Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der Vogelarten

Die folgenden Tabellen enthalten für jede Vogelart die konkreten Maße⁵ und die dazugehörigen Hypothesen. Sie bilden die Grundlage für die Aufstellung und Auswertung des statistischen Habitatmodells zur Ermittlung der Schlüsselfaktoren zum Vorkommen der Arten. Die Begründungen basieren einerseits auf Angaben in der Literatur sowie Hinweisen eines fachkundigen Ornithologen (vgl. Steckbriefe in Kapitel 3.1) und andererseits auf eigenen sachbezogenen Überlegungen.

Jeweils zuvor soll in einer kurzen Zusammenfassung noch einmal auf die grundlegenden Ansprüche der Arten eingegangen werden.

⁵ Die Abkürzungen zu den Maßen, die mit FRAGSTATS 2.0 berechnet wurden, setzen sich aus dem Kürzel des jeweiligen Landschaftsstrukturmaßes, dem Themenkürzel und der entsprechenden Klassennummer zusammen (z.B. %LAND_In27: Flächenanteil [%LAND] im Thema Landnutzung [_In] von Klasse Feuchtwald [27]).

ZUSAMMENFASSUNG DER WESENTLICHEN HABITATANSPRÜCHE ZUM **GRAUSPECHT**

- benötigt Laubwälder zur Brut (insbesondere Buchen und Eichen zum Höhlenbau) bzw. laubholzreiches Halboffenland oder Ortslagen mit hohem Grünflächenanteil
- möglichst reich gegliederte Landschaft mit hohem Grenzlinienanteil zwischen Wald und Halboffenland sowie ein bewegtes Relief mit Tälern
- innerhalb des Waldes starke horizontale und vertikale Gliederung vorteilhaft (verschiedene Altersklassen, Lichtungen, Wiesen, Schlagfluren)

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
1. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zu Flächenanteil und Lage der bevorzugten Bruthabitate hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Grauspechts.	
%LAND_In21 - Flächenanteil Laubbaumreinbestand %LAND_In25 - Flächenanteil Laubmischwald %LAND_In27 - Flächenanteil Feuchtwald	- feste Bindung an Laubholz bei der Brutplatzwahl (Laubreinbestände, Laubmischwälder, Hartholzauen, Weidenwälder, Bruchwälder) Ein steigendes Angebot an geeigneten Bruthabitaten erhöht die Chance, ausreichend Nahrungs- und Nistplätze zu finden.
%LAND_wa2 - Flächenanteil Laubbaumreinbestand Buche %LAND_wa13 - Flächenanteil Laubmischwald mit HB Eiche %LAND_wa14 - Flächenanteil Laubmischwald mit HB Buche	- Brutplätze bevorzugt in <u>reinen Buchenwäldern</u> , <u>Eichen-Hainbuchen-Wäldern</u> und <u>Buchen-Mischwäldern</u> - Nisthöhlen vorwiegend in Buchen und Eichen Ein erhöhter Waldanteil mit überwiegend Buchen und Eichen bietet zunehmend geeignete Nistplätze.
MPI_In21 - Mean Proximity Index Laubbaumreinbestand MPI_In25 - Mean Proximity Index Laubmischwald	Aufgrund einer festen Bindung an Laubholz ist zu vermuten, dass größere und näher beieinander liegende Laubholzbestände die Qualität des Grauspechtlebensraumes erhöhen. Liegen größere Laubwälder nahe beieinander, so erhöht sich die Chance, dass die zur Reproduktion benötigte Habitatfläche (1-2km ²) in der Landschaft verfügbar ist.
2. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zum Flächenanteil weiterer relevanter (benötigter) Landnutzungen hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Grauspechts.	
p_grl_nw - Flächenanteil (%) Grünland/Ruderalflur von Nichtwald (FORMEL A in Anhang A, 9.8)	- bevorzugt abwechslungsreiche Waldgebiete mit eingestreuten Wiesen und Lichtungen sowie einem hohen Anteil angrenzenden Halboffenlandes Die Chance solche Strukturen anzutreffen erhöht sich, wenn die Gebiete, die nicht von Wald bedeckt sind, überwiegend von Strukturen der Grünländer und Ruderalfluren und nicht von großen Siedlungen und Ackerflächen geprägt sind.
p_gr_sov - Flächenanteil (%) Grün- und Freiflächen an Siedlungsflächen (ausgenommen Verkehrsfl.) (FORMEL B in Anhang A, 9.8) p_gfa_nw - Flächenanteil (%) Grün- und Freiflächen, Feldgehölze, Baumreihen u. Alleen v. Nichtwald (FORMEL C in Anhang A, 9.8)	- besiedelt außerdem stark durchgrünte (laubholzreiche) Ortslagen sowie gut von Gehölzen strukturierte Halboffenlandschaften Daher ist anzunehmen, dass durch einen hohen Anteil an durchgrünter Siedlungsflächen und zahlreichen Gehölzen außerhalb der Waldgebiete das Vorkommen des Grauspechts zusätzlich begünstigt wird.

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
3. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung des Strukturreichtums der Landschaft hohe Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen des Grauspechts.	
ghlz_% - Flächenanteil Gehölze (insgesamt) PD_s20 - Patch Density Streuobstwiese	- reich gegliederte Landschaften mit hohem Angebot an Gehölzen (Feldgehölze, Baumreihen, Alleen, Hecken, gewässerbegleitende Gehölzsäume) sowie Obstbäumen (Streuobstwiesen) bevorzugt Eine hohe Zahl an Streuobstwiesen und Gehölzen ist Zeichen einer abwechslungsreichen Landschaft, die noch nicht so stark durch intensive landwirtschaftliche Nutzungsformen, in ihrer Qualität als reich gegliederte Kulturlandschaft, beeinträchtigt ist.
ED_1_o_s - Kantendichte Landschaft ohne Siedlungsflächen (FORMEL D in Anhang A, 9.8) SIDI_h - Simpsons Diversity Index Hauptlandnutzung (auf Landschaftsebene)	- großer Einfluss der Landschaftsgliederung - benötigt möglichst reich gegliederte Landschaft mit vielen Grenzlinien zwischen Wäldern und halboffener Landschaft, die wiederum reich strukturiert sein sollte Eine steigende Grenzlinienlänge zwischen den Hauptlandnutzungstypen (ausgenommen Siedlung/Infrastruktur/Grünflächen) verweist auf zunehmende Kleinteiligkeit der Landschaft (ED_1_o_s). SIDI steigt, wenn die Hauptlandnutzungen reich vertreten sind und eine gleichmäßige und daher abwechslungsreiche Verteilung der Patches in der Landschaft gewährleistet ist.
4. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Beschreibung der vertikalen Gliederung der Landschaft hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Grauspechts.	
MECI_w - Mean Edge Contrast Index Waldarten mit Altersstufung (auf Landschaftsebene) zusammen zu betrachten mit: p_kwi_kw - Prozentanteil Kantenlänge Waldinneres von der Gesamtkantenlänge des Themas „Waldarten mit Altersstufung“ (FORMEL E in Anhang A, 9.8)	- bevorzugt vertikal gut strukturierte Wälder mit möglichst vielen verschiedenen Altersklassen und hohem Grenzlinienanteil zwischen den Waldpatches Laut Wichtungstabelle (Anhang A, 9.5) ist der Höhenkontrast umso stärker, je häufiger alte Baumbestände an sehr junge Bestände bzw. an Kahlschlagflächen o.ä. aber auch an die Außengrenzen des Waldes (Hintergrundklasse mit Höhe 0 definiert) stoßen. Daher ist der benötigte Strukturreichtum innerhalb der Grenzen des Waldes nur gegeben, wenn zu dem allgemein starken Höhenkontrast noch eine erhöhte Kanten- bzw. Grenzlinienlänge zwischen den verschiedenen Waldpatches (ohne Einbeziehung der Waldaußenkanten) hinzukommt. Das Maß p_kwi_kw ist somit zusätzlich Ausdruck eines stark gegliederten Waldinnenbereiches und stellt auch einzeln betrachtet ein wertvolles Maß zum Strukturreichtum des Waldes dar.
Range_hoeh - Reliefenergie (Schwankungsbereich Min ↔ Max) ED_in1 - Edge Density Fließgewässer	- Brutplätze an Talhängen (möglichst mit südlicher Hauptexposition) besonders beliebt Ein bewegtes Relief und eine zunehmende Kantenlängendichte bei den Fließgewässern sind ein Zeichen für vorhandene Täler. Zudem zählen Fluss- und Bachtäler zu den geeigneten Lebensräumen des Grauspechts.

Tabelle 4: Hypothesen zum Vorkommen des Grauspechts (*Picus canus*) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße

ZUSAMMENFASSUNG DER WESENTLICHEN HABITATANSPRÜCHE ZUM KIEBITZ

- besiedelt überwiegend flache und offene Landschaft mit freier Sicht über das Revier
- brütet vorwiegend auf Grünländern (feucht, Überschwemmungsbereiche), Äckern und Brachen – allgemein auf Standorten mit besonders kurzer Vegetation zu Beginn der Brutzeit
- benötigt abwechslungsreiches Offenland mit geringem Gehölzanteil und wenigen Straßen (Umfeld besonders belebter Straßen wird gemieden)

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
1. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zum Flächenanteil bevorzugter Bruthabitate hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Kiebitz.	
%LAND_In6 - Flächenanteil Niedermoor / Sumpf %LAND_o3 - Flächenanteil Saatgrasland, artenarm %LAND_o5 - Flächenanteil Feucht- / Nassgrünland %LAND_o15 - Flächenanteil Acker %LAND_o16 - Flächenanteil Ackerbrache	- Niedermoore/Sümpfe sowie feuchte Grünländer verfügen meist über geringere Vegetationshöhen im Frühjahr und ermöglichen aufgrund der aufgeweichten Böden eine bessere Erreichbarkeit der Nahrung. - Saatgrasländer und Äcker (Ackerbrachen) können aufgrund ihrer fehlenden bzw. niedrigen Vegetation im Frühjahr und entsprechender grau-grüner Bodenfarbe attraktive Brutplätze darstellen. Eine Landschaft, die über ausreichend potenzielle Bruthabitate verfügt ist vermutlich besonders für eine Besiedlung durch den Kiebitz geeignet.
2. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zu Größe und Lage einiger bevorzugter Habitate hohe Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen des Kiebitz.	
PD_In30 - Patch Density Acker (+Ackerbrache) MPS_In30 - Mean Patch Size Acker (+Ackerbrache)	- Landschaften mit vielen, aber nicht zu kleinen Äckern (Mindestabstand zu Gehölzen und Straßen), die an weitere potenzielle Habitate (z.B. Grünländer) angrenzen, bieten heute wichtige Ausweichhabitate. Eine hohe Patchdichte (PD) ist somit Ausdruck einer großen Anzahl an Ackerschlägen. Eine steigende mittlere Patchgröße (MPS) wirkt sich insofern positiv aus, als dass der Einfluss störender Randelemente (Straßen, Gehölze) gemindert wird. (Zu große Schläge deuten jedoch auf intensive ackerbauliche Nutzung mit geringem Grünlandanteil und Bewirtschaftungsmethoden hin, die zur Beeinträchtigung der Kiebitzbestände führen.)
MPI_o3 - Mean Proximity Index Saatgrasland, artenarm MPI_o5 - Mean Proximity Index Feucht- / Nassgrünland	Geeignete Grünländer in nächster Nachbarschaft zueinander und zwischen Ackerflächen werden benötigt, damit in der Nähe für die Küken genügend Aufzuchtshabitate zur Verfügung stehen, wenn im Bruthabitat die Vegetationshöhe zunimmt oder die Bewirtschaftung (z.B. Mahd, ackerbauliche Bearbeitung) einsetzt.
3. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zu weiteren begünstigenden Landschaftselementen hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Kiebitz.	
%LAND_h1 - Flächenanteil Gewässer	- bevorzugt Bruthabitate mit staunassen Böden, Überschwemmungsflächen und nutzt auch trockenliegende Teichböden Die Nähe zu Gewässern (bei hohem Flächenanteil anzunehmen) wie z.B. in Flussniederungen oder Teichlandschaften hat vermutlich einen positiven Einfluss auf das Vorkommen des Kiebitz.
4. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Beschreibung des Strukturereichtums innerhalb des Offenlandes hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Kiebitz.	
p_koi_ko - Prozentanteil Kantenlänge innerh. der Offenlandflächen von der Gesamtkantenlänge des Themas „Offenland“ (FORMEL F in Anhang A, 9.8)	Mit zunehmender Kantenlänge zwischen den Offenlandbiotopen erhöht sich die Chance, dass Äcker, Brachen, verschiedene Grünlandtypen und Ruderalfluren aneinander grenzen und so genügend geeignete Aufzuchtshabitate bzw. Ausweichhabitate in Nachbarschaft zu den Bruthabitaten zur Verfügung stehen.
5. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung der vertikalen Gliederung der Landschaft niedrige Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen des Kiebitz.	
MECI_In7 - Mean Edge Contrast Index Wirtschaftsgrünland	- von Brut- und Aufzuchtflächen freie Sicht über Revier notwendig Je niedriger der durchschnittliche Höhenkontrast zu benachbarten Flächen des Grünlandes ist (vgl. Wichtungstabelle zum Thema 2: Landnutzung in Anhang A, 9.5), umso offener und übersichtlicher ist der potenzielle Lebensraum des Kiebitz. Außerdem grenzen demnach häufiger „niedrige“ Biototypen wie Äcker, Brachen und Gewässer an die Grünländer an, welches für den Kiebitz verbesserte Brutbedingungen mit sich bringt.
Range_hoeh - Reliefenergie (Schwankungsbereich Min ↔ Max)	- bevorzugt flache, ungeneigte Flächen mit freier Sicht Ein Relief mit geringen Schwankungen in der Geländehöhe eignet sich daher vermutlich besonders als Bruthabitat.

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
6. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung von negativ wirkenden Landschaftselementen hohe Werte annehmen, hemmen das Vorkommen des Kiebitz.	
MPI_h6 - Mean Proximity Index Wälder und Forsten	Je näher größere Waldflächen beieinander liegen, umso weniger Flächen verbleiben mit Offenlandbereichen und freier Sicht übers Revier.
ghlz_% - Flächenanteil Gehölze (insgesamt)	- steigender Gehölzanteil bietet zunehmend möglichen Räubern Ansitzmöglichkeiten und verringert die freie Sicht übers Revier - Meiden von Gehölzen Bei zu hoher Gehölzdichte verbleiben nicht genügend Flächen, auf denen der Kiebitz den gewünschten Mindestabstand einhalten kann.
verkn_% - Flächenanteil Verkehrsnetz (Straßen und Gleise insgesamt) lstr_% - Flächenanteil Landstraße / Bundesstraße	- negative Wirkung von Straßen (belebten Verkehrswegen) - Kiebitz hält Mindestabstände ein Eine zunehmende Verkehrsnetzdicke minimiert die verbleibenden störungsfreien potenziellen Bruthabitate. - besonders negativer Einfluss von belebten Straßen (Landstraßen, Bundesstraßen)

Tabelle 5: Hypothesen zum Vorkommen des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße

ZUSAMMENFASSUNG DER WESENTLICHEN HABITATANSPRÜCHE ZUR SCHLEIEREULE

- als Kulturfolger auf menschliche Siedlungen (besonders mit dörflichem Charakter, hohem Grünflächenanteil und Kontakt zur offenen Landschaft) angewiesen
- benötigt vorwiegend Kirchtürme und Scheunen als Brutplatz
- für erfolgreiche Jagd offene bis halboffene, strukturreiche Kulturlandschaft mit hohem Anteil an Äckern, Grünländern, Obstwiesen, Brachen, Säumen und Gehölzen

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
1. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zu Flächenanteilen bevorzugter Brut- und Jagdhabitate hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen der Schleiereule.	
%LAND_s9 - Flächenanteil Mischgebiet, dörflich	- Brutplätze vorwiegend in Kirchtürmen und Scheunen dörflich geprägter Siedlungen Dörfer bieten im Gegensatz zu Städten bessere Brutbedingungen (ruhiger, Kontakt zur offenen Landschaft eher gewährleistet). Eine Zunahme dörflicher Strukturen bedeutet eine Steigerung der potenziellen Brutmöglichkeiten.
%LAND_In7 - Flächenanteil Wirtschaftsgrünland %LAND_In8 - Flächenanteil Ruderalflur / Staudenflur %LAND_o5 - Flächenanteil Feucht- /Nassgrünland %LAND_o15 - Flächenanteil Acker %LAND_o16 - Flächenanteil Ackerbrache	Äcker, Ackerbrachen, Grünländer (insbesondere Feuchtgrünländer) sowie Ruderal- und Staudenfluren zählen zu den wichtigsten Jagdbiotopen der Schleiereule. Diese Biotoptypen zeichnen sich durch einen hohen Kleinsäugerreichtum (Hauptbeute Feldmaus) aus. Eine Zunahme dieser Kleinsäugerlebensräume wirkt sich vermutlich positiv auf den Jagderfolg der Schleiereule aus.

HYPOTHESE	
ausgewählte Maße (allg. Formeln in Anhang A, 9.7)	Begründung / Erläuterung
2. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung weiterer bevorzugter Ausstattungselemente der Landschaft hohe Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen der Schleiereule.	
PD_s4 - Patch Density bäuerlicher Hofstandort, Einzelgehöft, Aussiedlerhof PD_s17 - Patch Density Friedhof	Eine steigende Zahl (Dichte) bäuerlicher Hofstandorte, die meist in direktem Kontakt zur offenen Landschaft stehen, erhöht die Zahl möglicher Brutplätze. Friedhöfe findet man meist im Zusammenhang mit Kirchen vor, zumindest in Dörfern ist dies häufig der Fall. Eine Zunahme der Friedhöfe assoziiert demnach das Vorhandensein weiterer wichtiger potenzieller Brutmöglichkeiten.
PD_s20 - Patch Density Streuobstwiese MPS_s20 - Mean Patch Size Streuobstwiese) MPI_s20 - Mean Proximity Index Streuobstwiese	Aufgrund des Kleinsäugerreichtums werden Grünländer mit hohem Anteil an Obstbäumen (Streuobstwiesen) für die Jagd bevorzugt. - Nicht nur die steigende Zahl (Dichte) an Streuobstwiesen, und damit verbundener Strukturreichtum der Landschaft, müsste sich demnach positiv auswirken, sondern auch die zunehmende Größe (MPS) dieser Biotoptypen. - Ein nahes Beieinanderliegen von Streuobstwiesen (MPI), als weiteres Zeichen einer alten, dörflich geprägten Kulturlandschaft, verbessert wahrscheinlich zusätzlich die Jagdbedingungen für die Schleiereule.
p_gr_sov - Flächenanteil (%) Grün- und Freiflächen an Siedlungsflächen (ausgenommen Verkehrsflächen) (FORMEL B in Anhang A, 9.8)	Dörfer und Städte, die von vielen Grünflächen (Parks, Gärten, sonst. Freiflächen) durchzogen sind, werden bevorzugt. Sie stellen den Kontakt zur umgebenden Landschaft her. Stark durchgrünte Siedlungen müssten demnach die Lebensraumqualität erhöhen.
3. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung des Strukturreichtums der Landschaft hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen der Schleiereule.	
ghlz_% - Flächenanteil Gehölze (insgesamt) p_koi_ko - Prozentanteil Kantenlänge innerh. der Offenland- flächen von der Gesamtkantenlänge des Themas „Offenland“ (FORMEL F in Anhang A, 9.8)	- benötigt strukturreiche Landschaft zur Jagd, mit vielen Ansitzmöglichkeiten (Gehölze) sowie kleinsäugerreiche Saumbiotop an Gehölzrändern Hohe Kantenlängen zwischen Biotoptypen des Offenlandes (versch. Grünländer, Äcker, Ruderal- und Staudenfluren) haben ebenfalls eine Zunahme kleinsäugerreicher Säume zur Folge.
4. Landschaften (MTBQ), in denen das Maß zur Beschreibung der Höhenlage einen niedrigen Wert annimmt, fördert das Vorkommen der Schleiereule.	
MW_hoche - Mittelwert Geländehöhe	Höhere Lagen (Mittelgebirge) werden vermutlich aufgrund zunehmender Verschlechterung der klimatischen Bedingungen (winterliche Schneelage, häufigere Schlechtwetterereignisse) und damit vermindertem Nahrungsangebot bzw. ungünstigen Aufzuchtbedingungen für die Jungvögel gemieden.
5. Landschaften (MTBQ), in denen ein ausgewähltes Maß zum Flächenanteil von negativ wirkenden Landschaftselementen einen hohen Wert annimmt, hemmt das Vorkommen der Schleiereule.	
%LAND_h6 - Flächenanteil Wälder und Forsten	- geschlossene großflächige Waldgebiete werden gemieden Eine starke Zunahme der Waldflächen verringert das Angebot an potenziellen Jagdflächen und müsste somit das Vorkommen der Schleiereule hemmen.
6. Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zum Flächenanteil ruhiger Verkehrswege hohe Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen der Schleiereule.	
wiwg_% - Flächenanteil Wirtschaftswege sstr_% - Flächenanteil sonstige Straßen	Gerade in strukturärmeren Landschaften nutzen Schleiereulen die Böschungen / Randstreifen von Wegen und ruhigeren Straßen zur Jagd. Die Randstreifen unterliegen keinem ständigen Bodenumbruch und sind daher meist sehr kleinsäugerreich. (Bei belebteren Straßen wie Bundesstraßen oder Autobahnen steigt die Gefahr des Verkehrstodes!)

Tabelle 6: Hypothesen zum Vorkommen der Schleiereule (*Tyto alba*) anhand ausgewählter Landschaftsstrukturmaße

4.6 Statistische Auswertung

4.6.1 Zusammenstellung der Daten

Für die statistische Auswertung wurde das Programm SPSS 10.0 verwendet.

Die Landschaftsstrukturparameter aus den Hypothesen wurden mit der Schlüsseltabelle zum Vorkommen der Vogelarten (vgl. Tabelle 3 Kapitel 4.3.3) verknüpft. Das geschah über die Schlüsselvariable LFD_NR (Quadrantennummern 1-534).

Die folgende Tabelle 7 zeigt einen Ausschnitt aus diesem Datensatz:

<i>Fallzahl</i>	LFD NR	TK25	TK10	K	G	S	%LAND ln21	%LAND ln25	%LAND ln27	...
1	1	4344	43443	3	0	0	1,35	0,32	0,11	.
2	2	4343	43434	2	2	3	0,10	0,05	0,24	.
3	3	4343	43433	3	2	3	3,78	3,86	0,45	.
.
.
524	533	5639	56393	0	1	0	1,46	0,43	0,02	.
525	534	5739	57392	0	1	0	0,90	0,16	0,04	.

Tabelle 7: Ausschnitt aus dem Datensatz nach Verknüpfung der Variablen in SPSS 10.0

In den Spalten sind die Variablen angeordnet (LFD_NR, TK25 und TK10 nur informativ). Die Variablen zu den Vorkommen der Vogelarten Kiebitz, Grauspecht und Schleiereule (K,G und S) bilden die abhängigen Variablen. Die einzelnen Landschaftsstrukturparameter (%LAND_ln21,...usw.) sind die unabhängigen Variablen.

In den Zeilen stehen die einzelnen Fälle. Diese entsprechen der Anzahl aller Quadranten (Bezugseinheiten), die in die statistische Auswertung einfließen.

Im Kapitel 4.3.1 (Fehlerkorrektur) wurde darauf hingewiesen, dass die CIR-Biototypen- und Landnutzungskartierung im Bereich einiger MTBQ offensichtlich fehlerhafte Landnutzungen enthält. Um den Eingang falscher Informationen zu verhindern, wurden diese Quadranten von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen.

Die Zahl der betrachteten Fälle reduzierte sich damit von 534 auf 525 (vgl. erste Spalte in Tabelle 7).

4.6.2 Korrelationsanalyse (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1)

Wenn mit einem statistischen Modell ermittelt werden soll, welche der unabhängigen Variablen (Landschaftsstrukturparameter) entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen der Vogelarten (abhängige Variablen) haben, so dürfen diese untereinander nicht hoch korreliert sein.

Sind zwei (oder mehr) Variablen stark miteinander korreliert, kann eine multivariate Analyse⁶ den jeweiligen Beitrag der Variablen zum Ergebnis nicht zuverlässig beurteilen (KATZ 1999).

⁶ Die multivariate Analyse ist ein Werkzeug, mit dem die relativen Beiträge unterschiedlicher Einflüsse zu einem bestimmten Ereignis ermittelt werden können (KATZ 1999).

Für die Ermittlung der Variablen, die in einem starken Zusammenhang zueinander stehen, bietet sich die Durchführung einer Korrelationsanalyse an (BAHRENBURG et al. 1990).

Über eine Korrelationsmatrix können sämtliche unabhängige Variablen miteinander in Beziehung gesetzt werden. Der jeweilige Korrelationskoeffizient beschreibt Stärke und Richtung eines möglichen linearen Zusammenhangs zwischen zwei metrischen Variablen. Er kann zwischen -1 und 1 liegen. Positive Werte stehen für einen gleichläufigen, negative Werte für einen gegenläufigen Zusammenhang zwischen den Variablen. Je näher der Betrag des Korrelationskoeffizienten bei 1 liegt, umso stärker sind die Variablen korreliert (SACHS 1997).

Die meisten Landschaftsstrukturparameter weisen keine Normalverteilung auf. Einige besitzen starke Ausreißer. Am Beispiel des Flächenanteiles Feuchtwald (%LAND_In27), der in den meisten Quadranten den Wert 0 annimmt und in einigen MTBQ plötzlich stärker vertreten ist, wird dies deutlich.

Aus diesem Grund wurde das Korrelationsverfahren nach SPEARMAN angewendet, welches nach BAHRENBURG et al. (1990) Verwendung findet, wenn die Variablen nicht normalverteilt sind.

Alle Variablen, die betragsmäßig stärker als $0,8$ miteinander korrelieren, können Probleme in der weiteren Analyse verursachen (KATZ 1999).

Bei der Auswahl relevanter Landschaftsstrukturparameter bildete die Korrelationsanalyse daher ein weiteres Auswahlkriterium (vgl. Kapitel 4.5.1 - nach methodischen Gesichtspunkten). Bei Variablen, die betragsmäßig um mehr als **0,8** miteinander korrelierten, wurde entsprechend der Kriterien aus Kapitel 4.5.1 eine sinnvolle Variable ausgewählt.

Hohe Korrelationen traten meist zwischen den Landschaftsstrukturmaßen %LAND und PD, MPS sowie MPI auf. Die mittlere Geländehöhe (MW_hoeh) und die Reliefenergie (Range_hoeh) waren ebenfalls so hoch korreliert ($0,846$), dass immer nur eines der beiden Maße in die Auswertung einfließen konnte.

4.6.3 Transformation der abhängigen Variablen

Die Daten zum Vorkommen der Vogelarten lagen in vier Kategorien (4 Nachweisgrade) vor (vgl. Kapitel 4.3.3). In den Quadranten der Kategorien 1 und 2 konnte nur ein mögliches bzw. wahrscheinliches Vorkommen der Arten nachgewiesen werden.

Der Nachweisgrad 2 (wahrscheinliches Brüten) ist bei qualitativen Aussagen oft mit einem sicheren Brüten gleichzusetzen. Der Nachweisgrad 1 (mögliches Brüten) sollte hingegen mit Vorsicht interpretiert werden (schriftliche Mitteilung des Ornithologen W. Nachtigall).

Um die Fehlerrate möglichst gering zu halten, wurde festgelegt, dass nur sicher nachgewiesene Vorkommen bzw. Nichtvorkommen in der statistischen Auswertung Beachtung finden sollten.

Eine Ausnahme stellt der Grauspecht dar. Für ihn konnten nur wenige sichere Brutnachweise erbracht werden (ca.55). Seine Bruthöhlen lassen sich verhältnismäßig schwer nachweisen (KULTURBUND E.V.

1990, FLADE & MIECH 1986), was dafür spricht, dass überwiegend „nur“ wahrscheinliche Angaben zum Vorkommen vorliegen. Da auch wahrscheinliche Vorkommen als relativ sicher einzustufen sind (W. Nachtigall, schriftliche Mitteilung) wurde beim Grauspecht der Nachweisgrad 2 mit zu den Vorkommen gezählt. Aus Sicht der Statistik ist zudem ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen (wie es bei den beiden anderen Arten der Fall ist) günstiger.

Folgende Transformationen wurden vorgenommen:

Grauspecht:	Nachweisgrad 2 + 3	⇒	1	(Vorkommen)
	Nachweisgrad 0	⇒	0	(Nichtvorkommen)
	Nachweisgrad 1	⇒	als Fehlwert definiert	
Kiebitz/Schleiereule:	Nachweisgrad 3	⇒	1	(Vorkommen)
	Nachweisgrad 0	⇒	0	(Nichtvorkommen)
	Nachweisgrad 1 + 2	⇒	als Fehlwert definiert	

4.6.4 Statistische Modellierung

4.6.4.1 Multiple logistische Regression

Für eine multivariate Analyse (mehrere Einflussgrößen bedingen ein Ergebnis) können mehrere Verfahren in Frage kommen. Welches dieser Verfahren das geeignete ist, wird durch den Charakter der Zielgröße bestimmt. Handelt es sich um eine dichotome Zielgröße⁷ (Vorkommen des Vogels → Ja/Nein), so kommt die multiple logistische Regression zur Anwendung (KATZ 1999). Sie ist das gängigste Verfahren in der Habitatmodellierung zu Präsenz-Absenz-Daten (KLEYER et al. 1999/2000).

Die Gleichung für die logistische Regression lautet:

$$\ln \frac{P}{1-P} = \alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n$$

P = Wahrscheinlichkeit „Vogel kommt vor“

$1 - P$ = Wahrscheinlichkeit „Vogel kommt nicht vor“

α = Regressionskonstante

$\beta_{i(i=1...n)}$ = Regressionskoeffizient der i-ten Einflussgröße

$X_{i(i=1...n)}$ = i-te Einflussgröße (unabhängige Variable)

Die Wahrscheinlichkeit „Vogel kommt vor“ geteilt durch die Wahrscheinlichkeit „Vogel kommt nicht vor“ wird auch als *Odds* (Chance des Vorkommens) bezeichnet. Der Regressionskoeffizient β_i gibt den spezifischen Einfluss einer Variable X_i (Landschaftsstrukturparameter) auf das Ergebnis (Chance des Vorkommens) an. Die Regressionskoeffizienten werden für jede Einflussgröße anhand der Daten (Werte in jedem MTBQ) geschätzt.

Einen Überblick über die weiteren Schritte der statistischen Auswertung gibt Bild 9 (Anhang A, 9.1).

⁷ Eine dichotome Variable (hier Zielgröße) kann zwei konkrete Werte annehmen (KATZ 1999).

4.6.4.2 Transformation der Einflussgrößen

Liegen die Einflussgrößen in metrischer Form vor, so muss die Voraussetzung der Linearität erfüllt sein. Das heißt, bei Zunahme der Werte der Einflussgröße sollte sich der Logarithmus des *Odds* über den gesamten Wertebereich hinweg ebenfalls gleichmäßig verändern.

Bei nicht normalverteilten Einflussgrößen kann man dies oft nur durch geeignete Transformation erreichen. Dies wäre bei der großen Zahl an Einflussgrößen und jeweils verschiedenen Transformationsverfahren äußerst aufwändig. Zudem erschwert dies die Interpretierbarkeit der Ergebnisse. Aus diesem Grund wurde der zweite nach KATZ (1999) beschriebene Weg vorgezogen: die Bildung multipler dichotomer Variablen.

Dabei untergliedert man jeweils eine Einflussgröße in mehrere Kategorien, für die separat die Beziehung zur Zielgröße (Vorkommen Ja /Nein) untersucht wird. Dies hat zudem den Vorteil, dass Fehlwerte (aufgrund nicht berechneter LSM, wenn eine Klasse im jeweiligen MTBQ gar nicht vorhanden war) mit in die niedrigste Kategorie 1 (im allgemeinen ungünstigster Fall) eingeordnet werden konnten. Ein Informationsverlust durch den sonst notwendigen Wegfall aller Quadranten mit Fehlwerten konnte damit verhindert werden.

KATZ (1999) schlägt vor, so zu gruppieren, dass die Fallzahl (MTBQ) in jeder Kategorie annähernd gleich ist. Jedoch müssen gleichzeitig noch genügend Fälle vertreten sein, wo die Zielgröße den Wert „Vogel kommt vor“ annimmt. Andernfalls kann diese Gruppe das Ergebnis der Analyse nicht ausreichend beeinflussen und zur Instabilität der Modelle führen.

Entsprechend diesem Gruppierungsvorschlag wurden die Landschaftsstrukturparameter in drei Gruppen eingeteilt. Dabei muss eine der Gruppen als Referenzkategorie definiert werden. Die beiden anderen Kategorien werden im Vergleich zur Referenzkategorie betrachtet. Für die Abbildung dieser 3 Kategorien sind für die Modellierung zwei sogenannte Indikatorvariablen erforderlich, die es ermöglichen, die Gruppen 2 und 3 separat in Bezug zur Referenzkategorie zu schätzen.

Setzt man nun das *Odds* zweier Gruppen (z.B. den Ackeranteil der Gruppe 2: %LAND_o15 > 25 bis 45% und der Referenzkategorie (Gruppe 1): %LAND_o15 ≤ 25%) ins Verhältnis, erhält man das sogenannte *Odds Ratio* (Chancenverhältnis).

Ist das *Odds Ratio* gleich 1, würde dies bedeuten, dass sich die beiden Gruppen bezüglich des Vorkommens der Vogelart nicht unterscheiden. Liegt es bei 2, dann erhöht sich die Chance des Vorkommens in Gruppe 2 um das Doppelte.

Sinngemäß gilt dies für das Verhältnis von Gruppe 3 (%Land_o15 ≥ 45%) zur Referenzkategorie 1.

4.6.4.3 Univariate Analyse

Mit der univariaten Analyse wurden zuerst alle Variablen einzeln bezüglich ihres Erklärungsgehaltes untersucht. Um zu überprüfen, ob eine Beziehung zwischen den Einflussgrößen und der Zielgröße vorlag, wurde für jede gruppierte Variable eine Kreuztabelle erzeugt. Hier sollte möglichst ein deutlicher Anstieg oder Abfall des Ergebnisses (Zahl der Quadranten mit Vogelvorkommen) von

Kategorie zu Kategorie zu verzeichnen sein. Grafisch wurde dieser Zusammenhang durch die Erstellung eines Balkendiagramms sichtbar. Um zu prüfen, ob der verzeichnete Trend auch statistisch signifikant ist, wurde der Chi-Quadrat-Test durchgeführt (vgl. KATZ 1999).

Bei einer vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % wiesen demnach Signifikanzwerte (p-Werte) $\leq 0,05$ auf statistisch gesicherte (signifikante) Zusammenhänge hin.

4.6.4.4 Multivariate Modellierung

Aufgrund der hohen Variablenzahl (bei jeder Vogelart ca. 18) sind die in den statistischen Programmen verfügbaren automatischen Selektionsverfahren zur Variablenauswahl nicht geeignet.

Es wurde daher das schrittweise Verfahren nach COLLETT (1994) angewendet, um die Landschaftsparameter mit dem größten Einfluss auf das Vorkommen der Vogelarten zu ermitteln.

Dabei wurden in einem **1. Schritt** alle *univariat signifikanten* Variablen in einem Modell (logistische Regression: Einschussverfahren) gemeinsam betrachtet. Anschließend wurden diese Variablen einzeln hintereinander aus dem Modell entfernt und dieses nochmals ohne die jeweilige entfernte Variable gerechnet.

Führte der Wegfall der Variable zu einer signifikanten Verschlechterung der Modellanpassung (festgestellt über den Vergleich des „-2 Log-Likelihood“-Wertes), so war davon auszugehen, dass diese Variable einen Beitrag leistet, um das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der betrachteten Vogelart zu erklären. Nachdem alle Variablen einzeln durchgeprüft wurden, fielen diejenigen heraus, die offensichtlich keinen Beitrag zur Erklärung leisten konnten.

Im **2. Schritt** wurde erneut ein Modell gerechnet, welches die verbliebenen Variablen enthält. Hier wurden, genau wie im 1. Schritt, nacheinander alle Variablen einzeln entfernt und geprüft, welche keinen signifikanten Beitrag zum Modell leisten. Diese fielen wiederum heraus. Diese Prozedur wiederholte sich so lange, bis keine Variable mehr herausfiel.

In einem **3. Schritt** wurde umgekehrt geprüft, ob die Hinzunahme einer der *herausgefallenen* oder der *univariat nicht signifikanten* Variablen zu einer signifikanten Verbesserung des Modells führte. War dies der Fall, so musste das Modell noch einmal zusammen mit diesen Variablen gerechnet werden.

Danach erfolgte wiederum nacheinander der Variablenausschluss, wie ab dem 1. Schritt beschrieben. Konnte keine Variable mehr hinzugefügt werden, die das Modell signifikant verbessern würde und keine Variable mehr entfernt werden, ohne das Modell signifikant zu verschlechtern, wurde dies als **Abschlussmodell** angenommen (vgl. Bild 9 in Anhang A, 9.1).

Es verblieben somit die **Schlüsselvariablen**, die am besten den Zusammenhang zwischen der Landschaftsstruktur und dem Vorkommen der Art beschreiben.

5 Ergebnisse

5.1 Charakterisierung der Vorkommen der drei Vogelarten

5.1.1 Verteilung der Vorkommen in Sachsen

In der statistischen Analyse wurden nur möglichst sichere Nachweise zu den Brutvorkommen der Arten sowie die Nichtvorkommen untersucht (vgl. Kapitel 4.6.3).

Die **Karten 7, 8 und 9** (Anhang C) zeigen die Verteilung der Brutvorkommen und Nichtvorkommen der drei Vogelarten, wie sie für die statistische Auswertung aufbereitet (zu „0“ und „1“ transformiert) wurden. Zum Vergleich sei auf Karte 5 (Anhang C) hingewiesen, welche die Verteilung der Arten unter Einbezug aller Nachweisgrade entsprechend der Brutvogelkartierung Sachsens (STEFFENS et al. 1998) darstellt. Bei den Quadranten mit Punktraster in den Karten 7 bis 9 (und den folgenden Karten) handelt es sich um die MTBQ, die aufgrund der Fehler in der CIR-Kartierung von der statistischen Analyse ausgeschlossen wurden (vgl. Kapitel 4.6.1).

VERTEILUNG DER GRAUSPECHTVORKOMMEN

In **Karte 7** wird deutlich, dass die Vorkommen des Grauspechts verstreut über gesamt Sachsen nachgewiesen wurden. Als Verbreitungsschwerpunkte zeichnen sich jedoch das Elbsandsteingebirge, das mittlere und östliche Erzgebirge sowie das Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet ab (vgl. mit Bild 2 in Kapitel 2.2). Weitere Vorkommen befinden sich im Vogtland, in der Düben-Dahlener Heide und in Gegenden, die innerhalb der Lössgefilde höhere Wald- und Grünlandanteile aufweisen (vgl. mit Karte 1: Landnutzung in Sachsen).

VERTEILUNG DER KIEBITZVORKOMMEN

Karte 8 veranschaulicht die Vorkommen des Kiebitz. Dieser brütet ebenfalls verteilt über das gesamte Untersuchungsgebiet, wobei reine Waldgebiete und die höheren Lagen des Erzgebirges unbesiedelt bleiben (vgl. mit Karte 1: Landnutzung in Sachsen). Deutliche Vorkommensschwerpunkte sind nicht erkennbar. Im Großen und Ganzen befinden sich die Brutvorkommen in von Grünland und Acker geprägten Landschaften. Ebenso gehören die Königsbrück-Ruhlander Heide sowie das Heide- und Teichgebiet der Oberlausitz zu Brutgebieten des Kiebitz.

VERTEILUNG DER SCHLEIEREULENVORKOMMEN

In **Karte 9** wird ersichtlich, dass die Vorkommen der Schleiereule sich überwiegend auf Nordwest-Sachsen konzentrieren. Die Art fehlt zum großen Teil in stärker bewaldeten Gebieten (vgl. Karte 1: Landnutzung in Sachsen). Dazu gehören das Sächsische Bergland und Mittelgebirge sowie die Heide- und Teichgebiete im Nordosten Sachsens. Ihr Hauptverbreitungsgebiet bilden die Sächsischen

Lössgefilde mit Ausnahme des Westlausitzer Hügel- und Berglandes sowie großer Teile der östlichen Oberlausitz (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2).

5.1.2 Häufigkeit der Vorkommen und Nichtvorkommen in Sachsen

Bild 5 zeigt für jede untersuchte Vogelart, wie viele der 525 Quadranten jeweils in die Analyse eingeflossen sind. Die Kreisdiagramme veranschaulichen, mit welchem prozentualen Anteil (Quadrantenzahl in Klammern) die Vorkommen (grün) bzw. Nichtvorkommen (rot) bei jeder Art vertreten waren.

Grau schraffiert ist jeweils der Anteil MTBQ, der von der Analyse ausgeschlossen wurde. Hierzu zählen alle Quadranten, in denen nach der Brutvogelkartierung (STEFFENS et al. 1998) kein sicheres bzw. wahrscheinliches (beim Grauspecht) Vorkommen nachgewiesen werden konnte (vgl. Kapitel 4.6.3: Transformation der abhängigen Variablen).

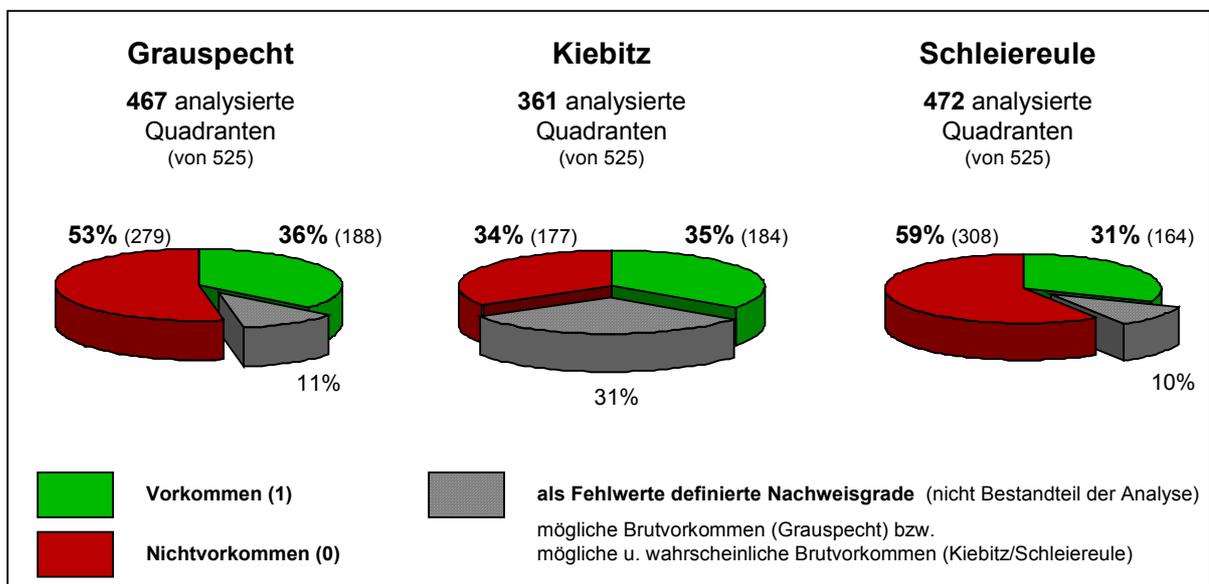


Bild 5: Häufigkeit der Vorkommen und Nichtvorkommen von Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule in Sachsen (ausgehend von 525 berücksichtigten Messtischblattquadranten)

Die Gesamtzahl analysierter Quadranten ist beim Kiebitz geringer (361) als bei Grauspecht (467) und Schleiereule (472), da aufgrund der Transformation der abhängigen Variablen ein großer Teil der Nachweisgrade als Fehlwert (31 %) definiert wurde.

Während beim Kiebitz ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Vorkommen (35 %) und Nichtvorkommen (34 %) besteht, überwiegen bei Grauspecht und Schleiereule die Nichtvorkommen (36 % ↔ 53 % bzw. 31 % ↔ 59 %).

5.2 Ergebnisse der statistischen Auswertung zum Grauspecht

5.2.1 Univariate Analyse (Vorkommen Grauspecht ↔ Einflussgröße)

Vor der multivariaten Betrachtung aller Einflussgrößen wurde der Zusammenhang zwischen jedem einzelnen Landschaftsstrukturparameter aus den formulierten Hypothesen (vgl. Kapitel 4.5.3) und dem Vorkommen des Grauspechts (*Picus canus*) untersucht.

Die Ergebnisse dieser univariaten Analyse enthält Tabelle 19 (Anhang A, 9.9). Sie gibt für jede der definierten Kategorien einer Einflussgröße an, mit wie vielen Quadranten diese vertreten ist und wie hoch der Anteil an der Gesamtzahl der analysierten MTBQ (467) ist. Die wesentlichste Information, die aus dieser Tabelle hervorgeht ist jedoch der prozentuale Anteil der Vorkommen des Grauspechts in jeder Kategorie. Hier lässt sich schnell ein möglicher Trend von einer zur anderen Kategorie ablesen. Der p-Wert in der letzten Spalte sagt aus, ob dieser verzeichnete Trend Zufall ist, oder ob es sich tatsächlich um signifikante Unterschiede handelt. Dies trifft zu, wenn $p \leq 0,05$ ist.

In den folgenden zwei Diagrammen (Bild 6) werden die Informationen, die aus der Tabelle hervorgehen noch einmal an zwei Beispielen deutlich.

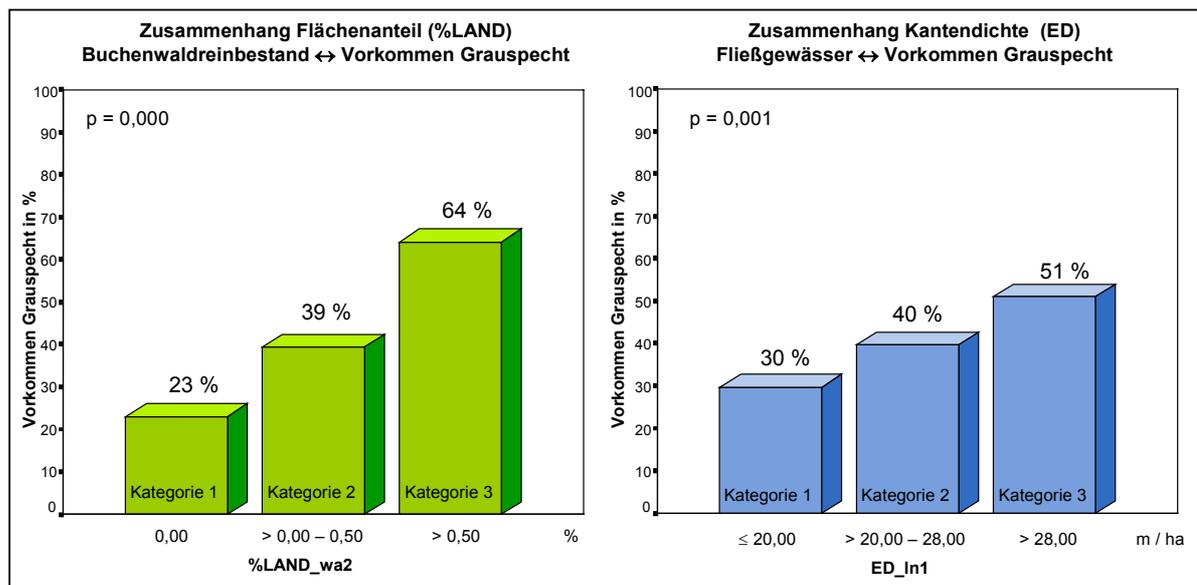


Bild 6: Univariater Zusammenhang zwischen Grauspechtvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern %LAND_wa2 (Buchenwaldreinbestand) und ED_In1 (Fließgewässer)

Sowohl %LAND_wa2 als auch ED_In1 zeigen signifikante Trends bei dem Wechsel in eine nächsthöhere Kategorie.

Besonders auffällig ist dies bei %LAND_wa2, wo sich das Grauspechtvorkommen von Kategorie 1 (Buchenwaldanteil = 0 %) zu Kategorie 3 (Buchenwaldanteil $\geq 0,50$ %) fast verdreifacht (23 % → 64 %).

Doch auch mit zunehmender Kantendichte der Fließgewässer (und damit steigender

Gewässernetzdichte) ist ein stetiger Anstieg bei den Grauspechtvorkommen (30 % → 40 % → 51 %) zu verzeichnen.

Weitere Parameter (vgl. Tabelle 19 in Anhang A, 9.9), die signifikant positive Trends von Kategorie 1 zu Kategorie 2 bzw. 3 aufzeigten waren die Flächenanteile **%LAND_ln21** (Laubreinbestand), **%LAND_ln25** (Laubmischwald), **%LAND_ln27** (Feuchtwald), **%LAND_wa13** und **%LAND_wa14** (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche bzw. Buche), **p_grl_nw** (Grünland/Ruderalflur von Nichtwald), **p_gr_sov** (Grün- und Freiflächen, Feldgehölze,... von Nichtwald), der Näheindex **MPI_ln21** (Laubreinbestand), die Kantendichte **ED_1_o_s** (Gesamtlandschaft ohne Siedlungsflächen), das Diversitätsmaß **SIDI_h** (Hauptlandnutzung), der Kantenlängenanteil **p_kwi_kw** (Kantenlänge Waldinneres von Gesamtkante Wald) und die Reliefenergie **Range_hoehe**.

5.2.2 Multivariate Analyse (Abschlussmodell)

Die folgende Tabelle 8 zeigt das Ergebnis der multivariaten Modellierung (vgl. Kapitel 4.6.4.4) zum Grauspecht. Sie enthält die im Modell verbliebenen Schlüsselvariablen und gibt in jeder Kategorie Auskunft darüber, wie sich die Chance des Vorkommens des Grauspechts im Vergleich zur Referenzkategorie (1) verändert (*Odds Ratio*). Der p-Wert gibt an, ob der festgestellte Unterschied zwischen Referenzkategorie und den Kategorien 2 bzw. 3 statistisch gesichert ist ($p \leq 0,05$). Das 95%-Konfidenzintervall ist ein Ausdruck dafür, wie präzise (genau) die Werte geschätzt wurden (KATZ 1999). Das heißt, je kleiner dieser Bereich ist, umso genauer ist die Schätzung des *Odds Ratios* für die jeweilige Kategorie.

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Odds Ratio (Chancenverhältnis)	Signifikanz (p-Wert)	95%-Konfidenzintervall
%LAND_ln27 (Feuchtwald)	1 $\leq 0,02$	%		0,000	
	2 $> 0,02 - 0,20$		1,409	0,167	0,866 – 2,293
	3 $> 0,20$		3,068	0,000	1,756 – 5,361
%LAND_wa2 (Laubreinbestand Buche)	1 0,00	%		0,000	
	2 $> 0,00 - 0,50$		1,974	0,012	1,165 – 3,346
	3 $> 0,50$		6,427	0,000	3,504 – 11,787
%LAND_wa13 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche)	1 $\leq 0,30$	%		0,000	
	2 $> 0,30 - 1,00$		1,626	0,057	0,986 – 2,683
	3 $> 1,00$		2,834	0,000	1,692 – 4,746
nicht im Modell verbliebene Variablen:					
%LAND_ln21, %LAND_ln25, %LAND_wa14, MPI_ln21, MPI_ln25, p_grl_nw, p_gr_sov, p_gfa_nw, ghlz_%, PD_s20, ED_1_o_s, SIDI_h, MECI_w, p_kwi_kw, Range_hoehe, ED_ln1					
Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ:					
			Vorkommen	→ 44,7 %	
			Nichtvorkommen	→ 83,5 %	
			insgesamt	→ 67,9 %	

Tabelle 8: Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen des Grauspechts (*Picus canus*)

Weiterhin werden in der Tabelle alle Variablen aufgeführt, die nicht im Modell verblieben sind. Dies sind alle Einflussgrößen, die beim schrittweisen Ausschlussverfahren nach COLLETT (1994) herausgefallen sind.

Der Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ gibt darüber Auskunft, wie sicher mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen des Grauspechts erklärt werden kann.

Nach dem schrittweisen Variablenausschluss der multivariaten Modellierung verblieben demnach nur die in Tabelle 8 aufgeführten Einflussgrößen als Schlüsselvariablen im Modell. Sie haben alle einen statistisch signifikanten Einfluss auf das Vorkommen des Grauspechts (p-Werte bei allen Einflussgrößen = 0,000).

%LAND_In27 (Flächenanteil Feuchtwald)

MTBQ der Kategorie 2 (Flächenanteil zwischen 0,02 und 0,2 %) weisen im Vergleich zur Referenzkategorie (1) noch keine signifikant erhöhte Chance auf, dass der Grauspecht vorkommt (*Odds Ratio* = 1,409 mit $p = 0,167$). Steigt der Feuchtwaldanteil pro MTBQ jedoch auf über 0,2 % an (Kategorie 3), dann erhöht sich die Chance des Vorkommens etwa um das dreifache im Vergleich zur Referenzkategorie (*Odds Ratio* = 3,068). Diese erhöhte Chance ist statistisch gesichert ($p = 0,000$).

%LAND_wa2 (Flächenanteil Laubbaumreinbestand Buche)

Bereits das alleinige Vorhandensein von wenig Buchenwald (Kategorie 2: > 0 bis 0,5 %) erhöht die Vorkommenschance des Grauspechts beinahe um das Doppelte (*Odds Ratio* = 1,974, $p = 0,012$). Ganz gravierend und hoch signifikant ($p = 0,000$) erhöht sich jedoch die Möglichkeit eines Vorkommens, wenn der Buchenwaldanteil auf mehr als 0,5 % (Kategorie 3) der Fläche eines MTBQ ansteigt. In diesem Falle kommt der Grauspecht mit einer mehr als 6-fach erhöhten Chance (*Odds Ratio* = 6,427) im Vergleich zur Referenzkategorie 1 vor.

%LAND_wa13 (Flächenanteil Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche)

Bei einer Steigerung des Flächenanteils „Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche“ um mehr als 1 %, erhöht sich die Vorkommenschance des Grauspechts signifikant etwa um das 2,8-fache (*Odds Ratio* = 2,834) im Vergleich zu Quadranten der Kategorie 1. Die 1,6-fach erhöhte Chance bei einem Wechsel von Kategorie 1 zu Kategorie 2 ist nicht signifikant ($p = 0,057$). Sie verweist jedoch deutlich auf den allgemeinen Trend, dass eine Steigerung des Flächenanteils dieses Waldtyps eine positive Wirkung auf das Vorkommen des Grauspechts ausübt.

Die kleinen Konfidenzintervalle zeigen jeweils, dass die *Odds Ratios* äußerst genau geschätzt wurden.

Das gebildete Abschlussmodell kann mit einer Sicherheit von **67,9 %** das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen des Grauspechts erklären. Bei 44,7% der Quadranten stimmt die Vorhersage zum Vorkommen des Grauspechts mit den tatsächlich beobachteten Vorkommen überein. Die Vorhersage zu den Nichtvorkommen stimmt mit 83,5 % der Beobachtungen überein.

5.2.3 Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen

Die Karten 10, 11 und 12 (Anhang C) zeigen, wie die verbliebenen Einflussgrößen (Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur) mit ihren Kategorien über gesamt Sachsen (alle 525 Quadranten) verteilt sind.

Die Verteilung der Quadranten mit einem Feuchtwaldanteil (%LAND_In27) > 0,2 % (vgl. **Karte 10**) ist sehr heterogen. Die meisten MTBQ mit erhöhtem Feuchtwaldanteil liegen in Ostsachsen und verstärkt im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet. Weiterhin befinden sich in der Düben-Dahlener Heide, in Leipzig sowie im Mittleren Erzgebirge und Vogtland Gebiete mit einem Feuchtwaldanteil > 0,2 %.

Reine Buchenwaldbestände (%LAND_wa2) mit Flächenanteilen über 0,5 % pro MTBQ befinden sich nach **Karte 11** vorwiegend im Erzgebirge, in der Sächsischen Schweiz und im Westlausitzer Hügel- und Bergland (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2). Frei von Buchenwald (Kategorie 1 = 0 %) ist das Leipziger Land sowie die überwiegend ackerbaulich geprägten Gebiete der Lössgefülle und die Heidegebiete im Nordosten Sachsens (vgl. Karte 1: Landnutzung Sachsens).

Aus **Karte 12** wird ersichtlich, dass größere Anteile (> 1% pro MTBQ) Eichen-Laubmischwald (%LAND_wa13) vorwiegend in den Sächsischen Lössgefüllen und im östlichen Osterzgebirge vorzufinden sind. Eine Ausnahme stellen dabei jedoch das Leipziger Land, der stark landwirtschaftlich geprägte Raum der Landkreise Riesa-Großenhain und Döbeln (vgl. Bild 2, Kapitel 2.2) sowie Teilbereiche des Westlausitzer Hügel- und Berglandes dar.

In der Anlage befinden sich Folien, auf denen die Verteilung von Vorkommen und Nichtvorkommen der untersuchten Vogelarten entsprechend den Karten 7 bis 9 in Anhang C dargestellt ist.

Legt man die **Folie 1** zur Verteilung des Grauspechts über die Karten zu den Schlüsselparametern (Karten 10, 11 u. 12) so kann der bestehende Zusammenhang zwischen diesen Parametern und dem Vorkommen des Grauspechts gut veranschaulicht werden. Hier ist jedoch zu beachten, dass es sich nur um den univariaten Zusammenhang zwischen dem Vorkommen und der jeweiligen Einflussgröße handelt. Die angegebene Vorhersagewahrscheinlichkeit des Gesamtmodells (67,9 %) bezieht sich auf das Zusammenspiel aller drei Einflussgrößen.

5.3 Ergebnisse der statistischen Auswertung zum Kiebitz

Die Ergebnisse der statistischen Analyse zum Kiebitz (*Vanellus vanellus*) werden nun in gleicher Weise wie im vorigen Kapitel zum Grauspecht dargestellt. Auf nochmalige Erläuterungen der allgemeinen Inhalte der Tabellen wird daher verzichtet.

5.3.1 Univariate Analyse (Vorkommen Kiebitz ↔ Einflussgröße)

Der univariate Zusammenhang zwischen den einzelnen Landschaftsstrukturparametern und dem Vorkommen des Kiebitz ist Tabelle 20 (Anhang A, 9.10) zu entnehmen.

Mögliche signifikante Trends (p -Wert $\leq 0,05$) von einer zur anderen Kategorie lassen sich hier ablesen.

Die beiden Diagramme in Bild 7 machen an zwei Beispielen deutlich, dass diese Trends von einer zur anderen Kategorie nicht unbedingt in eine Richtung gehen müssen.

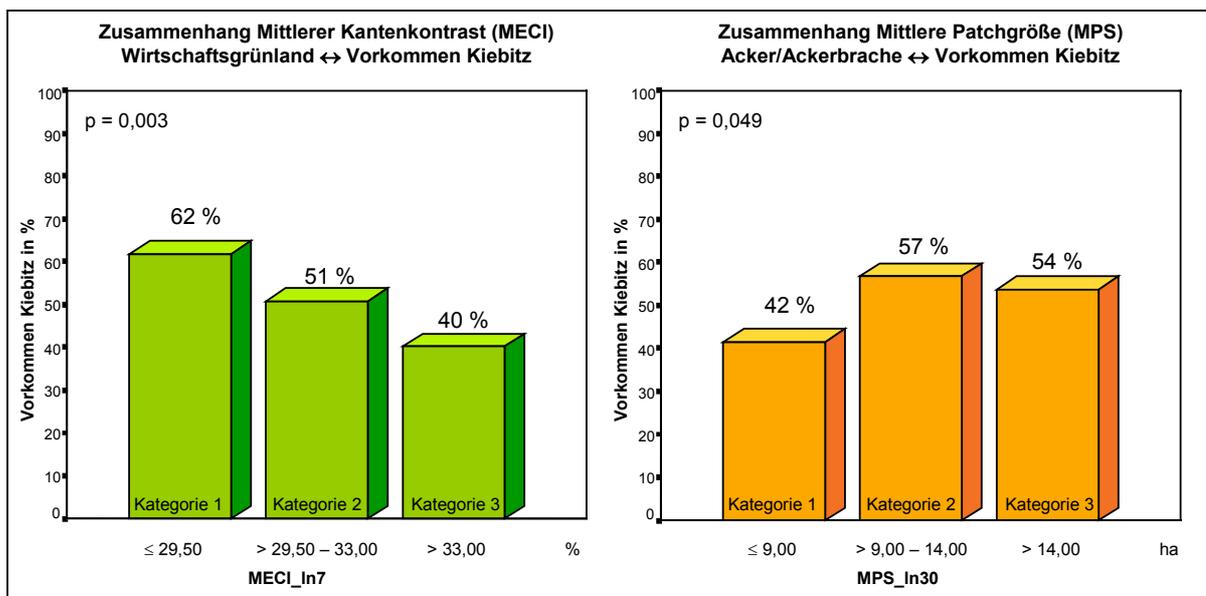


Bild 7: Univariater Zusammenhang zwischen Kiebitzvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern MECI_In7 (Wirtschaftsgrünland) und MPS_In30 (Acker/Ackerbrache)

Die Zunahme des mittleren Kantenkontrastes der Klasse Wirtschaftsgrünland (**MECI_In7**) übt univariat betrachtet einen signifikant ($p = 0,003$) negativen Einfluss auf den Kiebitz aus, da das Vorkommen von Kategorie 1 zu Kategorie 3 stetig abnimmt (62 % → 51 % → 40 %).

Die mittlere Größe von Ackerpatches (**MPS_In30**) zeigt hingegen einen Trend, der besagt, dass sich größere zusammenhängende Ackerflächen univariat positiv auswirken. Jedoch setzt sich dieser Trend nicht gleichmäßig fort. Ab einer bestimmten Ackergröße nimmt das Kiebitzvorkommen nicht mehr zu. Von Kategorie 2 zu Kategorie 3 erfolgt wieder eine geringe Abnahme von 57 % auf 54 %. Trotzdem sind die verzeichneten Unterschiede zwischen den Kategorien noch statistisch signifikant ($p = 0,049$).

Nach Tabelle 20 in Anhang A, 9.10 zeigen weiterhin folgende Parameter signifikant positive Trends von Kategorie 1 zu Kategorie 3: Flächenanteile %LAND_In6 (Niedermoor/Sumpf), %LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm), %LAND_o15 (Acker), %LAND_o16 (Ackerbrache), Patchdichte PD_In30 (Acker/Ackerbrache), Näheindex MPI_o3 (Saatgrasland, artenarm) sowie Kantenlängenanteil p_koi_ko (Kantenlängenanteil innerhalb das Offenlandes von Gesamtoffenland).

Die Zunahme der Parameterwerte von dem Näheindex MPI_o5 (Feucht-/Nassgrünland), der Reliefenergie Range_hoehc sowie dem Flächenanteil des Verkehrsnetzes verkn_% bewirken univariat einen negativen Trend bei den Kiebitzvorkommen.

Signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien, aber keinen Trend in eine bestimmte Richtung (wie z.B. bei MPS_In30 in Bild 7), zeigen der Näheindex MPI_h6 (Wälder und Forsten) sowie der Flächenanteil von Landstraßen und Bundesstraßen lstr_%.

5.3.2 Multivariate Analyse (Abschlussmodell)

Tabelle 9 enthält die Parameter, welche sich bei der statistischen Modellierung als die das Kiebitzvorkommen erklärenden Schlüsselfaktoren der Landschaftsstruktur herausgestellt haben.

Dies sind die Parameter %LAND_o3 sowie Range_hoehc. Beide Schlüsselfaktoren haben einen statistisch signifikanten Einfluss auf das Vorkommen des Kiebitz, da die p-Werte dieser Einflussgrößen bei 0,000 liegen.

Bei dem Parameter Range_hoehc wurde die Kategorie 3 als Referenzkategorie definiert. Dies ermöglicht eine leichtere Interpretation der *Odds Ratios*.

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Odds Ratio (Chancenverhältnis)	Signifikanz (p-Wert)	95%-Konfidenzintervall
%LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm)	1 ≤ 4,00	%		0,000	
	2 > 4,00 - 8,50		2,429	0,002	1,378 – 4,283
	3 > 8,50		5,761	0,000	3,118 – 10,645
Range_hoehc (Reliefenergie)	3 > 130,00	m		0,000	
	2 > 65,00 – 130,00		2,742	0,001	1,547 – 4,860
	1 ≤ 65,00		7,082	0,000	3,831 – 13,092
nicht im Modell verbliebene Variablen:					
%LAND_In6, %LAND_o5, %LAND_o15, %LAND_o16, PD_In30, MPS_In30, MPI_o3, MPI_o5, %LAND_h1, p_koi_ko, MECI_In7, MPI_h6, ghlz %, verkn %, lstr %					
Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ:					
			Vorkommen	→ 69,6	
			Nichtvorkommen	→ 59,3	
			insgesamt	→ 64,5	

Tabelle 9: Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen des Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

%LAND_o3 (Flächenanteil Saatgrasland, artenarm)

Bereits eine Steigerung des Saatgraslandanteils von weniger als 4 % der Fläche eines MTBQ (Referenzkategorie 1) auf mehr als 4 bis 8,5 % (Kategorie 2) der Fläche führt zu einer etwa 2,4-fach erhöhten Chance, dass ein Brutvorkommen im Quadranten vorzufinden ist (*Odds Ratio* = 2,429, $p = 0,002$). Bei einem Anteil größer 8,5 % erhöht sich die Chance fast um das 5,8-fache (*Odds Ratio* = 5,761) im Vergleich zur Referenzkategorie. Der Unterschied in dieser Größenordnung ist auch statistisch gesichert ($p = 0,000$).

Range_hohe (Reliefenergie)

Mit der Abnahme des Schwankungsbereiches zwischen der minimalen und der maximalen Geländehöhe innerhalb eines Quadranten (Reliefenergie) erhöht sich die Vorkommenschance des Kiebitz. Von der Referenzkategorie 3 (> 130m) zu Kategorie 2 (> 130m-65m) erhöht sich die Chance bereits signifikant um das 2,7-fache (*Odds Ratio* = 2,741 bei $p = 0,001$). Bei einem Wechsel in Kategorie 1 (≤ 65 m) steigt sie sogar um mehr als das 7-fache im Vergleich zur Referenzkategorie 3 (*Odds Ratio* = 7,082, $p = 0,000$).

Die Breite der Konfidenzintervalle deutet wie beim Grauspecht auf eine sehr genaue Schätzung der *Odds Ratios* hin.

In Tabelle 9 sind weiterhin alle Variablen aufgelistet, die nicht im Modell verblieben sind.

Das gebildete Abschlussmodell kann mit einer Sicherheit von **64,5 %** das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen des Kiebitz erklären. Bei 69,6% der Quadranten stimmt die Vorhersage zum Vorkommen des Kiebitz mit den tatsächlich beobachteten Vorkommen überein. Die Vorhersage zu den Nichtvorkommen stimmt in 59,3 % der Beobachtungen überein.

5.3.3 Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen

Die Verteilung der Schlüsselvariablen mit ihren Kategorien wird in den Karten 13 und 14 in Anhang C dargestellt.

Karte 13 zeigt, dass artenarmes Saatgrasland (%LAND_o3) mit einem Flächenanteil von über 8,5 % pro MTBQ (Kategorie 3) in Sachsen überwiegend im Mittleren und Osterzgebirge, im Vogtland, im Erzgebirgsbecken und Mulde-Lösshügelland vorzufinden ist. Weiterhin weisen der Naturraum der Düben-Dahlener Heide, die Großenhainer Pflege sowie die Naturräume der Lausitz und Oberlausitz erhöhte Anteile dieses Grünlandtyps auf. (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2)

In **Karte 14** wird deutlich, dass die Reliefenergie (Range_hohe) im Tiefland (Sächsisch Niederlausitzer Heideland) sowie im Leipziger Land, in der Großenhainer Pflege und im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet mit weniger als 65 m Schwankungen in der Geländehöhe (Kategorie 1) am geringsten ist. Besonders stark ist das Relief im Sächsischen Bergland und den Mittelgebirgen sowie

im Bereich des Elbtals bei Dresden bewegt (Referenzkategorie 3 mit > 130 m Schwankungsbereich).

Folie 2 in der Anlage gibt die Verbreitung des Kiebitz (entsprechend Karte 8 in Anhang C) wieder. Legt man die Folie über die Karten zu den Schlüsselparametern (Karten 13 und 14), so wird deutlich, dass der bestehende Zusammenhang relativ schwach ausgeprägt ist.

Besonders beim Kiebitz, mit einer geringeren Modellvorhersage (64,5 %) als beim Grauspecht, sei noch einmal darauf hingewiesen, dass erst die Kopplung beider Variablen das Vorkommen mit dem genannten Prozentsatz erklären kann. Univariat lässt sich der schwache Zusammenhang zu den Schlüsselparametern schwer sichtbar machen.

5.4 Ergebnisse der statistischen Auswertung zur Schleiereule

Im folgenden werden die Ergebnisse der statistischen Analyse zur Schleiereule (*Tyto alba*) in der bereits vorgestellten Art und Weise erläutert.

5.4.1 Univariate Analyse (Vorkommen Schleiereule ↔ Einflussgröße)

Tabelle 21 (Anhang A, 9.11) enthält die Ergebnisse der univariaten Analyse der Zusammenhänge zwischen den Einflussgrößen der Landschaftsstruktur und dem Vorkommen der Schleiereule.

Auch hier sollen die Ergebnisse an zwei Beispielen verdeutlicht werden. Bild 8 zeigt zwei Einflussgrößen, deren Zunahme das Vorkommen der Schleiereule univariat betrachtet unterschiedlich beeinflusst.

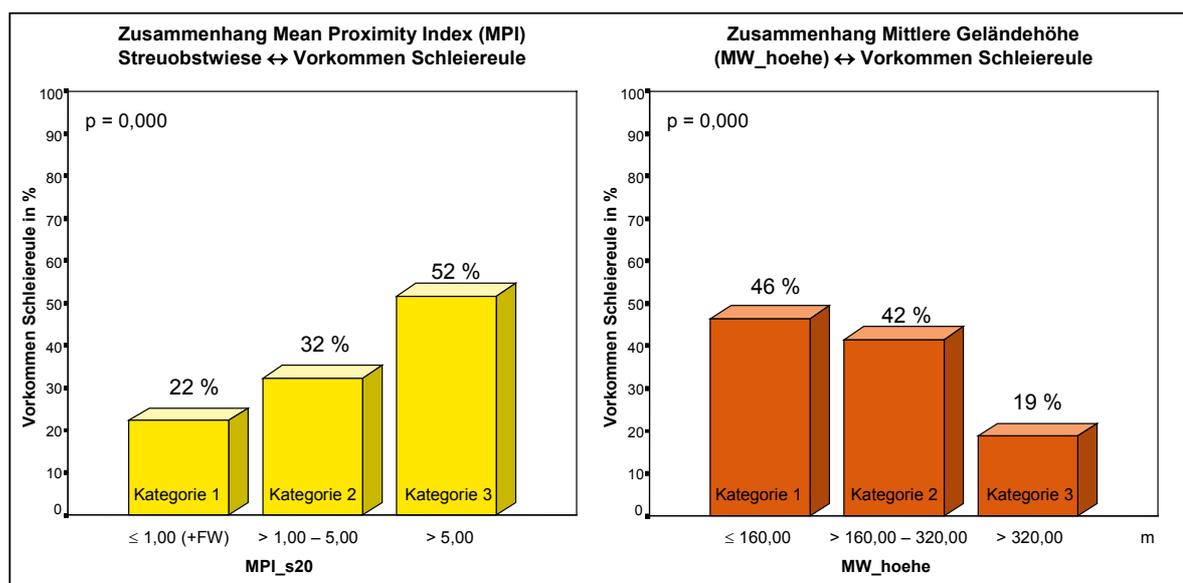


Bild 8: Univariater Zusammenhang zwischen Schleiereulenvorkommen und den Landschaftsstrukturparametern MPI_s20 (Streuobstwiese) und MW_hoehe (Mittlere Geländehöhe)

Liegen Streuobstwiesen zunehmend näher beieinander (**MPI_s20**), so erhöht sich das Vorkommen der Schleiereule. Dieser positive Trend von Kategorie 1 zu Kategorie 3 (22 % → 32 % → 52 %) ist signifikant ($p = 0,000$).

Die Zunahme der Mittleren Geländehöhe (**MW_hoehe**) hat ebenfalls einen signifikanten Trend bezüglich des Vorkommens zur Folge ($p = 0,000$). Dieser Trend verläuft jedoch entgegengesetzt. Mit steigender Geländehöhe nimmt das Vorkommen der Schleiereule ab. Während die Schleiereule bei einer mittleren Geländehöhe von weniger als 160 m (Kategorie 1) noch in 46 % der Quadranten vorkommt, verringert sich ihr Anteil in Kategorie 2 (> 160 – 320 m) auf 42 % und in Kategorie 3 (>320m) sogar auf 19 %.

Bei der Schleiereule zeigen **alle** in den Hypothesen enthaltenen Landschaftsstrukturparameter einen univariat signifikanten (alle p -Werte < 0,05) Zusammenhang zum Vorkommen der Art (vgl. Tabelle 21 in Anhang A, 9.11).

Neben **MW_hoehe** zeigen auch **%LAND_o5** (Flächenanteil Feucht-/Nassgrünland), **%LAND_h6** (Flächenanteil Wälder und Forsten) sowie **wiwg_%** (Flächenanteil Wirtschaftswege) einen negativen Trend von Kategorie 1 über Kategorie 2 zu Kategorie 3.

Die Flächenanteile **%LAND_In7** (Wirtschaftsgrünland), **%LAND_In8** (Ruderal-/Staudenflur), **ghlz_%** (Gehölze) sowie der „Kantenlängenanteil innerhalb des Offenlandes vom Gesamtoffenland“ (**p_koi_ko**) zeigen zwar signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien, jedoch ist kein linearer Trend über alle drei Kategorien erkennbar (vgl. Tabelle 21).

Alle übrigen Variablen zeigen positive Trends, wobei diese bei **%LAND_o15** (Flächenanteil Acker; 7,7 % → 38,2 % → 66,7 %) und **MPS_s20** (Mittlere Streuobstwiesengröße; 19,0 % → 33,3 % → 60,3 %) besonders extrem ausgeprägt sind.

5.4.2 Multivariate Analyse (Abschlussmodell)

Tabelle 10 zeigt die Schlüsselvariablen der multivariaten Modellierung zur Schleiereule.

Die Flächenanteile **%LAND_o15** (Acker), **%LAND_o16** (Ackerbrache), **%LAND_h6** (Wälder und Forsten) sowie die mittlere Streuobstwiesengröße (**MPS_s20**) haben einen statistisch gesicherten Einfluss auf das Vorkommen der Schleiereule. Dies bestätigt jeweils der geringe p -Wert, der bei allen Variablen deutlich unter 0,05 liegt.

Die kleinen Konfidenzintervalle verweisen bei allen Variablen auf sehr genaue Schätzungen (vgl. Tabelle 10 im Anschluss).

Die nicht im Modell verbliebenen Variablen sowie die Vorhersagekraft des Modells (vgl. Prozentangaben) werden ebenfalls in Tabelle 10 aufgeführt.

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Odds Ratio (Chancenverhältnis)	Signifikanz (p-Wert)	95%-Konfidenzintervall
%LAND_o15 (Acker)	1 ≤ 25,00	%		0,000	
	2 > 25,00 – 45,00		4,915	0,000	2,459 – 9,824
	3 > 45,00		7,347	0,000	3,391 – 15,919
%LAND_o16 (Ackerbrache)	1 ≤ 0,20	%		0,017	
	2 > 0,20 – 1,50		1,618	0,080	0,944 – 2,771
	3 > 1,50		2,474	0,005	1,315 – 4,654
MPS_s20 (Streuobstwiese)	1 ≤ 0,45	ha		0,001	
	2 > 0,45 - 0,60		1,207	0,524	0,677 – 2,153
	3 > 0,60		2,796	0,001	1,545 – 5,060
%LAND_h6 (Wälder und Forsten))	3 > 20,00	%		0,000	
	2 > 13,00 – 20,00		1,916	0,059	0,976 – 3,758
	1 ≤ 13,00		3,698	0,000	1,968 – 6,947
nicht im Modell verbliebene Variablen: %LAND_s9, %LAND_ln7, %LAND_ln8, %LAND_o5, PD_s4, PD_s17, PD_s20, MPI_s20, p_rg_sov, ghlz_%, p_koi_ko, MW_hoehe, wiwg_%, sstr_%					
Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ: Vorkommen → 64,0 Nichtvorkommen → 85,7 insgesamt → 78,2					

Tabelle 10: Abschlussmodell mit Schlüsselvariablen der Landschaftsstruktur zum Vorkommen der Schleiereule (*Tyto alba*)

%LAND_o15 (Flächenanteil Acker)

Diese Variable scheint das Vorkommen der Schleiereule am stärksten zu beeinflussen. Darauf deuten die hoch signifikanten *Odds Ratios* der Kategorien 2 und 3 hin (p-Werte = 0,000). Steigt der Ackeranteil von weniger als 25 % pro MTBQ auf > 25 % bis 45 % (Kategorie 2) an, so ist die Chance, dass die Schleiereule vorkommt etwa um das 5-fache erhöht (*Odds Ratio* = 4,915). Steigt der Flächenanteil auf über 45 % an (Kategorie 3), so erhöht sich die Chance sogar um das 7,3-fache im Vergleich zur Referenzkategorie (*Odds Ratio* = 7,347).

%LAND_o16 (Flächenanteil Ackerbrache)

Ein erhöhter Flächenanteil Ackerbrachen begünstigt ebenfalls das Vorkommen der Art. Der Anstieg von weniger als 0,2 % auf > 0,2-1,5 % (Kategorie 2) bewirkt jedoch noch keine signifikant erhöhte Vorkommenschance (p = 0,080). Erst ab einem Flächenanteil von mehr als 1,5 % (Kategorie 3) ist eine signifikant erhöhte Chance eines Schleiereulenvorkommens um das 2,5-fache im Vergleich zur Referenzkategorie 1 zu verzeichnen (*Odds Ratio* = 2,474 bei p = 0,005).

MPS_s20 (Mittlere Patchgröße von Streuobstwiesen)

Eine Zunahme der Patchgröße bei Streuobstwiesen bewirkt ebenfalls eine erhöhte Antreffwahrscheinlichkeit der Schleiereule im MTBQ. Während ein Wechsel von Kategorie 1 (≤ 0,45 ha) zu Kategorie 2 (> 0,45-0,60 ha) noch keine erwähnenswerte Erhöhung der Vorkommenschance bewirkt (*Odds Ratio* = 1,207 bei p = 0,524), kann die Schleiereule in

Quadranten der Kategorie 3 (> 0,60 ha) mit einer 2,8-fach erhöhten Chance angetroffen werden (*Odds Ratio* = 2,796). Dies ist statistisch gesichert ($p = 0,001$).

%LAND_h6 (Flächenanteil Wälder und Forsten)

Im Vergleich zur Referenzkategorie 3 (Flächenanteil Wälder und Forsten > 20 %) steigt die Vorkommenschance der Schleiereule signifikant an ($p = 0,000$), wenn der Waldanteil auf weniger als 13 % (Kategorie 1) abfällt. In diesem Falle erhöht sich die Chance des Vorkommens um das 3,7-fache (*Odds Ratio* = 3,698). Ein Waldanteil von >13-20 % (Kategorie 2) bewirkt im Vergleich zur Referenzkategorie 3 eine fast zweifach erhöhte Chance (*Odds Ratio* = 1,916), jedoch ist diese Aussage noch nicht signifikant ($p = 0,059$). Sie bestätigt aber den allgemeinen Trend, dass sich ein verringerter Waldanteil positiv auf das Vorkommen der Schleiereule auswirkt.

Mit einem Prozentsatz von insgesamt **78,2 %** richtig vorhergesagter Messtischblattquadranten besitzt das gebildete Abschlussmodell zur Schleiereule die größte Vorhersagekraft im Vergleich zu den Modellen von Grauspecht (67,9 %) und Kiebitz (64,5 %).

Dabei stimmen die vorhergesagten Schleiereulenvorkommen mit 64,0 % der beobachteten Fälle überein. Bei 85,7 % der Fälle konnte ein beobachtetes Nichtvorkommen richtig vorhergesagt werden.

5.4.3 Verteilung der „Schlüssel“-Landschaftsstrukturparameter in Sachsen

In den Karten 15 bis 18 in Anhang C wird die Verteilung der Schlüsselvariablen mit ihren Kategorien in Sachsen deutlich.

In **Karte 15** ist erkennbar, dass der prozentuale Flächenanteil Ackerland (%LAND_o15) in den Sächsischen Lössgebieten (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2) besonders hoch ist. Hier befinden sich die meisten MTBQ der Kategorie 3 (Flächenanteil > 45 %). Weiterhin weist das Riesa-Torgauer Elbtal einen hohen Ackerflächenanteil auf. Im Bereich der Städte Leipzig und Dresden tritt der Ackeranteil zurück (Kategorie 1 mit weniger als 25 % Flächenanteil). Die Verteilung der Ackerflächen in Sachsen wird auch im Vergleich mit Karte 1 (Landnutzung Sachsens in Anhang C) sehr gut sichtbar.

Karte 16 veranschaulicht die Verteilung der Kategorien zur Einflussgröße %LAND_o16 (Flächenanteil Ackerbrachen). Bis auf das Westlausitzer Hügel- und Bergland, die Oberlausitzer Gefilde und die östliche Oberlausitz konzentriert sich der Großteil der Ackerbrachen (Kategorie 3: Flächenanteil > 1,5 %) auf die Sächsischen Lössgebieten (vgl. mit Bild 2 in Kapitel 2.2). Im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet sowie in der Muskauer Heide befinden sich weitere MTBQ mit höherem Ackerbrachenanteil.

Karte 17 zeigt, dass die größten Streuobstwiesen (MPS_s20 > 0,60 ha, Kategorie 3) im Sächsischen Lössgebieten (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2) und im Bereich des Flusslaufes der Elbe vorzufinden sind.

Auch der Naturraum der Düben-Dahlener Heide sowie der nördliche Bereich der Königsbrück-Ruhlander Heiden weisen größere Streuobstwiesen auf.

Die Verteilung der Einflussgröße %LAND_h6 (Flächenanteil Wälder und Forsten) ist in **Karte 18** dargestellt. Hier wird deutlich, dass die größten Waldgebiete (Flächenanteil über 20 %, Referenzkategorie 3) im Sächsischen Bergland und Mittelgebirge sowie im Sächsisch Niederlausitzer Heideland (vgl. Bild 2 in Kapitel 2.2) verbreitet sind. Weitere größere Waldgebiete befinden sich nördlich der Elbe bei Dresden (Dresdner Heide) und in einigen Gebieten südöstlich und südlich von Leipzig. Die genaue Verteilung der Waldgebiete in Sachsen wird durch Hinzunahme der Karte 1 in Anhang C (Landnutzung in Sachsen) sehr anschaulich deutlich.

Folie 3 (Anlage) zeigt die Verbreitung der Schleiereule in Sachsen entsprechend der Karte 9 in Anhang C. Legt man diese Folie über die Karten zu den Schlüsselparametern (Karten 15 bis 18) so wird sichtbar, wie sich diese Parameter im einzelnen mit dem Vorkommen der Schleiereule decken. Aufgrund der starken Vorhersagekraft des Abschlussmodells (78,2 %) und der hohen Signifikanz der Zusammenhänge zwischen den einzelnen Variablen und den Artvorkommen (univariate Analyse) wird diese Abhängigkeit optisch sehr gut sichtbar.

6 Diskussion

6.1 Überprüfung der Hypothesen

In Kapitel 4.5.3 wurden Hypothesen zum Zusammenhang zwischen ausgewählten Landschaftsstrukturparametern und dem Vorkommen der Vogelarten formuliert.

Anschließend werden diese vermuteten Abhängigkeiten anhand der Ergebnisse der multivariaten Modellierung diskutiert. Somit soll herausgestellt werden, ob die gewonnenen Erkenntnisse zur weiteren Erklärung bzw. Untermauerung der bereits aus der Literatur bekannten Zusammenhänge beitragen können.

6.1.1 Interpretation der Modellergebnisse zum Grauspecht (*Picus canus*)

Die erste aufgeführte Hypothese zum Vorkommen des Grauspechts (vgl. Tabelle 4 in Kapitel 4.5.3) konnte sich größtenteils bestätigen:

Landschaften (MTBO), in denen ausgewählte Maße zu Flächenanteil und Lage der bevorzugten Bruthabitate hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Grauspechts.

Die multivariate Analyse ergab, dass ausschließlich Maße zum prozentualen Flächenanteil bevorzugter Bruthabitate eine Schlüsselstellung einnehmen. Dazu gehören die Flächenanteile von:

Feuchtwald (%LAND_ln27)

Laubbaumreinbestand Buche (%LAND_wa2)

Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche (%LAND_wa13).

Nach dem Luftbildinterpretationsschlüssel der CIR-Kartierung (LFUG 1994) gehören Bruch- und Sumpfwälder, Auwälder (Hartholz- und Weichholzaunen, Erlen-Eschenwälder) sowie Schlucht- und Schatthangwälder zur Gruppe der Feuchtwälder.

Unter Buchenreinbeständen werden Buchenaufforstungen und von Buchen dominierte mesophile Laubwälder frischer, basenreicher Standorte verstanden, bei denen mindestens 9/10 der Waldfläche mit Buchen bedeckt ist.

Laubmischwälder müssen auf 9/10 der Fläche Laubbaumarten aufweisen. Als ein typisches Beispiel für einen naturnahen Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche ist der Eichen-Hainbuchenwald zu nennen.

Die Ergebnisse der multivariaten Modellierung bestätigen voll und ganz die aus der Literatur bekannten Vorlieben der Art für bestimmte Waldarten (vgl. Steckbrief zum Grauspecht in Kapitel 3.1). Beispielsweise wurde immer wieder auf die Abhängigkeit des Grauspechts von Buchen und Eichen hingewiesen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, FLADE 1994, BLUME 1996, STEFFENS et al. 1998a, WEIS & KRÜGER 1999 u.a.). Diese Baumarten sind für die Anlage von Bruthöhlen besonders geeignet. Das liegt darin begründet, dass sich Bäume erst ab einem gewissen Baumdurchmesser und damit einem bestimmten Alter für die Anlage von Spechthöhlen eignen. Die

meisten heutigen Wirtschaftswälder (z.B. Fichtenmonokulturen) weisen dafür jedoch zu kurze Umtriebszeiten (< 80 Jahre) auf (FLADE & MIECH 1986, BLUME 1996). BLUME (1996) erwähnt einen Mindeststammdurchmesser von 40-42 cm. Diesen findet man vorwiegend noch bei alten Harthölzern. Auf die besondere Bedeutung von Altholzbeständen wurde mehrfach hingewiesen (vgl. Steckbrief in Kapitel 3.1).

Es ist nun die Frage berechtigt, warum es keine Hypothese zum Flächenanteil **alter** Buchen- und Eichen-Mischwälder gab, obwohl diese Strukturklassen in Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung) definiert waren.

Bei der Auswahl der Landschaftsstrukturmaße nach methodischen Gesichtspunkten (vgl. Kapitel 4.5.1) zeigte die Korrelationsanalyse, dass es sich bei den in Sachsen vorkommenden Buchen-(Misch-) Wäldern und Eichen-Laubmischwäldern zum überwiegenden Teil um alte Bestände handelt. Dies zeigten die extrem hohen Korrelationskoeffizienten (0,936 bis 0,981) zwischen den jeweiligen Waldarten und ihrer Ausprägung „mittleres Baumholz-Altholz“. Bei der Entscheidung für jeweils eines der beiden korrelierten Maße wurde demnach die Untergliederung nach Waldarten (Thema 3) als ausreichend erachtet.

Nach Angaben in der Literatur (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, FLADE 1994 u.a.) bieten auch Feuchtwälder (insbesondere Hartholz- und Weichholzlauen, Bruchwälder) aus morphologischer und nahrungsökologischer Sicht geeignete Brutmöglichkeiten für den Grauspecht, was die Ermittlung dieser Waldart als weiteren Schlüsselfaktor bestätigt. Auch BLASCHKE (1997, zit. nach Nitsche und Plachter 1987) verweist auf den Grauspecht als charakteristische Vogelart der Auwälder. Zudem stellen Auwälder ein beliebtes Überwinterungsbiotop dar (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Aufgrund der Affinität zu alten, totholzreichen Baumbeständen können Spechte insgesamt als Indikatoren naturnaher Waldzustände gelten (BLASCHKE 1997, zit. nach Scherzinger 1982). Es ist jedoch zu beachten, dass der Grauspecht aufgrund seiner Neigung zu offenen Strukturen von Rodungen und einem höheren Anteil an Wegen nicht negativ beeinflusst sein muss. Aus diesem Grund ist seine Eignung als Indikator für naturnahe Waldzustände nur eingeschränkt möglich (vgl. BLASCHKE 1997: 171).

Entsprechend Hypothese 1 (vgl. Tabelle 4 in Kapitel 4.5.3) wurde auch bei der Einflussgröße %LAND_wa14 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche) eine Abhängigkeit des Grauspechts vermutet. Es soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass diese Waldart wahrscheinlich eine ähnliche Bedeutung hat, wie das Vorhandensein von reinem Buchenwald. %LAND_wa2 und %LAND_wa14 erschienen bei der schrittweisen logistischen Regression abwechselnd als Parameter, welche die Modellanpassung positiv beeinflussten. Beide nebeneinander konnte das Modell jedoch nicht tragen. Dies liegt vermutlich an der relativ hohen Korrelation dieser beiden Maße (0,770). Mit %LAND_wa2 konnte eine bessere Modellanpassung erreicht werden, weshalb dieses Maß im Abschlussmodell verblieben ist. Trotzdem kann auch „Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche“ als eine Waldart eingestuft werden, die das Vorkommen des Grauspechts positiv beeinflusst.

In Hypothese 1 (vgl. Tabelle 4 in Kapitel 4.5.3) wurde auch die Vermutung geäußert, dass sich eine günstige Lage möglicher Bruthabitate ebenso positiv auf die Grauspechtvorkommen auswirkt. Diese Proximity-Maße (MPI_In21, MPI_In25) verblieben jedoch nicht als Schlüsselvariablen im Modell. Es sei jedoch zu erwähnen, dass der Parameter **MPI_In21** (Mean Proximity Index zur Klasse „Laubbaumreinbestand“) bis zum Ende der schrittweisen Modellbildung einen positiven Einfluss auf die Modellanpassung zeigte. Aufgrund fehlender Signifikanz ($p = 0,129$) konnte sie jedoch nicht im Abschlussmodell verbleiben. Dies zeigt jedoch den Trend auf, dass auch die Anordnung der reinen Laubwälder (nähere Lage zueinander) einen Einfluss auf die Besiedlung durch den Grauspecht ausüben.

Die weiteren Hypothesen zum Vorkommen des Grauspechts (vgl. Tabelle 4 in Kapitel 4.5.3) konnten sich nicht bestätigen. Dies darf jedoch nicht in der Weise interpretiert werden, dass diese Einflussgrößen keinerlei Relevanz haben. Sie nehmen nur keine Schlüsselstellung ein. Beispielsweise scheint sich der Strukturreichtum der Landschaft bzw. die Landschaftsgliederung entscheidend auf das Grauspechtvorkommen auszuwirken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Einen Hinweis in dieser Richtung brachte das Maß **ED_I_o_s** (Kantendichte der Gesamtlandschaft ohne Siedlungsflächen). Ebenso wie MPI_In21 verblieb es bis zum Schluss im Abschlussmodell, musste aber ebenfalls aufgrund fehlender Signifikanz ausgeschlossen werden. Der geringe p-Wert (0,053) zeigt jedoch, dass eine positive Beeinflussung des Grauspechtvorkommens durch eine strukturreiche Landschaft mit einem hohen Grenzlinienanteil zwischen Wäldern, Halboffenland und Offenland sehr nahe liegt.

Die Ergebnisse der Modellierung zum Grauspecht zeigen, dass das erzeugte Habitatmodell wesentlich zur Erklärung des bereits vorhandenen Expertenwissens (Angaben aus der Literatur, vgl. Steckbrief zum Grauspecht in Kapitel 3.1) beitragen kann. Bereits formulierte Zusammenhänge konnten mit dem Modell bestätigt werden.

Folgendermaßen lassen sich die Erkenntnisse zusammenfassen:

Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Landschaft (MTBQ) vom Grauspecht besiedelt ist, steigt mit zunehmendem Anteil naturnaher, altholzreicher Buchen- (Misch-) wälder und von Eichen dominierter Laubmischwälder sowie bei einem erhöhten Feuchtwaldanteil.

Die Zunahme des Flächenanteils nur einer Schlüsselvariablen um eine Kategorie gemäß Tabelle 8 (Kapitel 5.2.2) führt zu einer mehrfach erhöhten Vorkommenschance, wobei diese bei reinem Buchenwald besonders hoch ist. Erhöhen sich die Anteile mehrerer Schlüsselfaktoren gleichzeitig um eine oder zwei Kategorien, führt die Multiplikation der Chancenverhältnisse (*Odds Ratios*) zu entsprechend höheren Vorkommenschancen.

Anhand landschaftsstruktureller Parameter können mit diesem Modell **67,9 %** der Vorkommen und Nichtvorkommen des Grauspechts richtig erklärt werden.

Dass dieser Prozentsatz nicht höher liegt, kann verschiedene Ursachen haben. Wie in Kapitel 3.2.1 aufgezeigt, kann die Verbreitung bzw. die Habitatwahl einer Vogelart neben der Landschaftsstruktur

durch eine Vielzahl weiterer Faktoren beeinflusst werden, die in das vorliegende Habitatmodell keinen Eingang gefunden haben.

Beim Grauspecht ist zu vermuten, dass Faktoren wie Bruthöhlenkonkurrenz, beispielsweise mit dem Star (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994), oder klimatische (Bevorzugung südexponierter Standorte) und edaphische Faktoren (BLUME 1996) das Vorkommen der Art entscheidend mit beeinflussen.

Auf weitere Möglichkeiten, die zur unerklärten Varianz beitragen, wird in Kapitel 6.4 (Faktoren mit Einfluss auf die Modellergebnisse und deren Interpretation) noch näher eingegangen.

In diesem Zusammenhang soll darauf hingewiesen werden, dass das entwickelte Modell kein Vorhersagemodell, sondern ein erklärendes Modell ist. Was ein Modell mit Vorhersagekraft ausmacht, wird später in Kapitel 6.5.1 erläutert.

6.1.2 Interpretation der Modellergebnisse zum Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Mit den Ergebnissen der schrittweisen Modellbildung zum Kiebitz konnten zwei der sechs aufgestellten Hypothesen (vgl. Tabelle 5 in Kapitel 4.5.3) teilweise bestätigt werden:

Hypothese 1: *Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zum Flächenanteil bevorzugter Bruthabitate hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen des Kiebitz.*

Diese Hypothese bewahrheitete sich nur für den Flächenanteil „**artenarmes Saatgrasland**“ (%LAND_o3).

Hypothese 5: *Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung der vertikalen Gliederung der Landschaft niedrige Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen des Kiebitz.*

Diese Vermutung fand in der Einflussgröße Range_hohe (**Reliefenergie**) Bestätigung.

Unter Saatgrasländern versteht man Grasländer, die in kurzen Abständen immer wieder umgebrochen und neu eingesät werden. Sie bestehen aus einem oder mehreren Futtergräsern und werden regelmäßig gedüngt (Luftbildinterpretationsschlüssel, LFUG 1994).

Mit der Einflussgröße %LAND_o3 (artenarmes Saatgrasland) hat sich zwar eine der vielen vermuteten Zusammenhänge zu bevorzugten Bruthabitaten bestätigt, jedoch ist eine derart hohe Relevanz sowie die Aussage dieses Parameters kritisch zu hinterfragen.

Saatgrasländer können vermutlich geeignete Bruthabitate darstellen, da sie gerade im Frühjahr, ähnlich wie Äcker, eine vom Kiebitz bevorzugte, extrem kurze (keine) Vegetation und damit eine gute Erreichbarkeit der Nahrung sowie eine freie Sicht über das Revier gewährleisten. Allerdings deckt sich dieses Ergebnis nicht mit den in der Literatur angeführten wesentlichen Habitatansprüchen (überwiegend staunasse, feuchte Grünländer) und Gefährdungsursachen des Kiebitz (vgl. Steckbrief „Kiebitz“ in Kapitel 3.1).

Gerade eine intensive Bewirtschaftung der Äcker und Grünländer mit häufigem Umbruch sowie häufige Mahd und massive Düngung zählen zu den Hauptgefährdungsursachen des Kiebitz. Es stellt

sich die Frage, warum ausgerechnet der Saatgraslandanteil das Vorkommen des Kiebitz entscheidend positiv beeinflussen soll.

Eine mögliche Erklärung liegt in der Tatsache, dass die Brutvogelkartierung Sachsens (STEFFENS et al. 1998) „nur“ die Brutvorkommen (Brutpaar mit Nest und evtl. Küken) erfasst. Ob die Brut erfolgreich zu Ende geführt werden konnte, kann dieser Datengrundlage nicht entnommen werden. Aber gerade darin liegt die Gefahr für diese in Sachsen (LFUG 1999) stark gefährdete Art.

Saatgrasländer weisen aufgrund ihrer Bewirtschaftungsform eine ähnliche Charakteristik auf wie Äcker (häufiger Umbruch, Düngung). Ackerflächen dienen dem Kiebitz als Ausweichhabitate zu den zunehmend aus der Kulturlandschaft verdrängten, feuchten Grünländern (FLADE 1994, KOOIKER & BUCKOW 1997, STEFFENS et al. 1998a, u.a.). Aber hier werden die Gelege häufig durch die einsetzende Feldarbeit zerstört. ZÖLLNER (1994) konnte in der Oberlausitz einen Gelegeverlust von 31 %, verursacht durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung, nachweisen.

Wie die Äcker bieten vermutlich Saatgrasländer (flache, offene Flächen mit grau-grüner Bodenfarbe) dem Kiebitz vorerst gute Brutmöglichkeiten. Damit geraten sie jedoch in eine sogenannte „ökologische Falle“, da der Bruterfolg hier nicht gesichert ist.

Die zweite Einflussgröße, die das Vorkommen der Art signifikant positiv beeinflusst, ist eine geringe Reliefenergie (Range_hohe). Dieses Ergebnis deckt sich mit den in der Literatur erwähnten Abhängigkeiten des Kiebitz von flachen ungeneigten Flächen, die dem Koloniebrüter eine freie Sicht über das Revier ermöglichen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, FLADE 1994, KOOIKER & BUCKOW 1997 u.a.). Zudem gilt der Kiebitz als Tieflandbrüter (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984). Da der Landschaftsstrukturparameter zur Geländehöhe (MW_hohe) sehr hoch mit der Reliefenergie korreliert ist (Korrelationskoeffizient = 0,846), kann hier von beinahe dem selben Informationsgehalt ausgegangen werden.

In der 5. Hypothese zum Einfluss der vertikalen Landschaftsgliederung war noch ein zweites Maß angegeben, bei dem ebenfalls ein größerer Einfluss auf das Kiebitzvorkommen zu vermuten wäre (vgl. Tabelle 5 in Kapitel 4.5.3). Das Maß **MECI_In7** (Mean Edge Contrast Index der Klasse Grünland) betrachtet direkt den Höhenkontrast zu den benachbarten Flächen der Klasse Grünland. Wenn weitere offene, flache Biotop an Grünländer angrenzen (Äcker, Brachen, Gewässer), so bieten sich dem Kiebitz mehrere potenzielle Ausweichmöglichkeiten zur Nahrungssuche und Kükenaufzucht sowie ein besserer Überblick übers Revier.

MECI_In7 verblieb bis zum Ende des schrittweisen Variablenausschlusses im Modell, musste aber wegen fehlender Signifikanz ($p = 0,114$) ausgeschlossen werden. Dies bestätigt jedoch, dass ein sinkender mittlerer Höhenkontrast zum Grünland das Vorkommen des Kiebitz begünstigen kann.

Weiterhin scheint sich der Anteil stark befahrener Straßen auf eine Besiedlung durch den Kiebitz auszuwirken. Der Parameter **Istr_%** (Anteil Landstraßen/Bundesstraßen) verblieb ebenso wie MECI_In7 im Modell und musste aus den selben Gründen verworfen werden. Es war ein leichter Trend eines negativen Einflusses ab einem deutlich erhöhten Landstraßenanteil (Kategorie 3:

> 0,25 %) zu erkennen. Dies deckt sich mit den geäußerten Vermutungen in Hypothese 6 (vgl. Tabelle 5 in Kapitel 4.5.3).

Alle weiteren Parameter, zu denen Hypothesen aufgestellt wurden, konnten nicht als Schlüsselvariablen bestätigt werden, wofür es vielfältige Ursachen geben kann (vgl. Kapitel 6.4).

Die Ausführungen zur Interpretation der Modellergebnisse machen deutlich, dass das entwickelte Habitatmodell nur eingeschränkt die in der Literatur angeführten Erkenntnisse zu optimalen Brutbedingungen des Kiebitz (Feuchtgrünland, Acker nur als Ausweichhabitat) bestätigen kann. SCHRÖDER (2000) verweist auf die Bedeutung eines Abgleichs mit dem bereits vorhandenen empirisch-experimentellen Wissen über die jeweilige Art. Die kausalen Abhängigkeiten der Art-Habitatbeziehung sollten immer wieder hinterfragt werden. Nur so können Modelle Relevanz erhalten und eine erklärende Rolle in der Ökologie spielen.

Dass die Modellergebnisse nur gering zur Erklärung der Kiebitzvorkommen beitragen, findet auch im Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ Bestätigung. Dieser liegt mit **64,5 %** im Vergleich mit den beiden anderen untersuchten Vogelarten (Grauspecht: 67,9 %, Schleiereule: 78,2 %) am niedrigsten. Bereits der univariate Vergleich der Vorkommen und Nichtvorkommen des Kiebitz mit den beiden Schlüsselvariablen in Kapitel 5.3.3 (Vergleich der Karten 13 und 14 mit Folie 2) veranschaulichte diese eher schwache Abhängigkeit.

Der geringe Erklärungsgehalt des vorliegenden Habitatmodells anhand landschaftsstruktureller Aspekte kann verschiedene Ursachen haben.

Ein Hauptgrund ist mit Sicherheit die starke Abhängigkeit des Kiebitz von weiteren, im Modell nicht betrachteten, abiotischen Einflussgrößen. In der Literatur wird auf die Notwendigkeit von hoch anstehendem Grundwasser sowie geeigneten Böden im Kiebitzhabitat hingewiesen, die eine leichte Erreichbarkeit der Nahrung ermöglichen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1984, ZÖLLNER 1994, KOOIKER & BUCKOW 1997). Aus Biotop- und Landnutzungstypen einer CIR-Kartierung können diese Zusammenhänge nur schwer abgeleitet werden. Hier kommt noch hinzu, dass gerade die für den Kiebitz bedeutenden Grünlandtypen (z.B. Feuchtgrünland) im Luftbild oftmals nicht eindeutig erkannt werden (LFUG 1994). Ein gewisser Anteil der unerklärten Varianz ist daher auch in der Qualität und Aussagekraft der Datengrundlagen begründet (vgl. Kapitel 6.4.1.1 im Anschluss).

Neben diesen genannten Einflussgrößen spielen für die Verbreitung des Kiebitz noch weitere Faktoren (z.B. Witterungsbedingungen, Räuberdruck u. a.) eine Rolle bei der Habitatwahl (vgl. Bild 3 in Kapitel 3.2.1). Auf diese kann jedoch an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden. Ausführliche Angaben dazu befinden sich in KOOIKER & BUCKOW (1997).

Methodische Aspekte können das Modellergebnis ebenfalls entscheidend beeinflussen. Hier spielt mit großer Wahrscheinlichkeit der Maßstab der Untersuchung (MTBQ-Ebene) eine entscheidende Rolle. Die spezifischen Ansprüche des Kiebitz an die landschaftsstrukturelle Ausprägung seines Lebensraumes können mit den relativ groben Angaben der Brutvogelkartierung (STEFFENS et al. 1998)

auf Quadrantenebene, also ohne das Wissen der punktgenauen Vorkommen, offenbar schwer nachvollzogen werden. In diesem Zusammenhang sei auf eine in Arbeit befindliche Diplomarbeit (BOMHARD 2002) hingewiesen, in der ebenfalls ein Habitatmodell für den Kiebitz mit ähnlicher methodischer Vorgehensweise entwickelt wird. Grundlage ist hier die punktuelle Brutvogelkartierung des Regierungsbezirkes Leipzig. Es bleibt abzuwarten, welche Schlüsselfaktoren sich ableiten lassen, wenn der genaue Brutplatz bekannt ist und somit die Landschaftscharakteristik der unmittelbaren Umgebung des Neststandortes analysiert werden kann.

Die gewonnenen Erkenntnisse zeigen, dass die ausgewählten Parameter der Landschaftsstruktur auf der untersuchten Maßstabebene (MTBQ) kaum zur Erklärung der Kiebitzvorkommen beitragen können. Durch die geringe Vorhersagekraft (64,5 %) wird dies bestätigt. Das Modell kann daher nicht zur objektiven Begründung von Handlungsempfehlungen zum Schutz von Kiebitzpopulationen herangezogen werden.

6.1.3 Interpretation der Modellergebnisse zur Schleiereule (*Tyto alba*)

Die Ergebnisse zur Habitatmodellierung der Schleiereule zeigen, dass sich drei der sechs aufgestellten Hypothesen bewahrheiten konnten. Die prozentualen Flächenanteile zu bevorzugten oder gemiedenen Habitaten nahmen dabei den überwiegenden Teil ein.

Hypothese 1: *Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zu Flächenanteilen bevorzugter Brut- und Jagdhabitats hohe Werte annehmen, fördern das Vorkommen der Schleiereule.*

Diese Hypothese bestätigte sich für die prozentualen Flächenanteile von:

Acker (%LAND_o15) und **Ackerbrache** (%LAND_o16).

Nach dem Luftbildinterpretationsschlüssel (LFUG 1994) können Äcker als intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen ohne Unterscheidung der angebauten Frucht definiert werden. Zu Ackerbrachen sind Flächen zu zählen, die offensichtlich in der jüngsten Vergangenheit als Acker genutzt wurden und jetzt durch Ruderalgesellschaften oder Hackwildkraut- und Getreidewildkrautgesellschaften charakterisiert sind.

Hypothese 2: *Landschaften (MTBQ), in denen ausgewählte Maße zur Charakterisierung weiterer bevorzugter Ausstattungselemente der Landschaft hohe Werte annehmen, begünstigen das Vorkommen der Schleiereule.*

Von den aufgeführten Landschaftsstrukturparametern fand diese Hypothese für das Maß

Mittlere Größe von Streuobstwiesen (MPS_s20) Bestätigung.

Streuobstwiesen sind nach LFUG (1994) extensiv genutzte Obstbaumbestände aus hochstämmigen Gehölzen in oft unregelmäßiger Anordnung. Deren Grünlandunterwuchs besteht zumeist aus mageren Frischwiesen, Halbtrockenrasen oder Brachestadien.

Hypothese 5: *Landschaften (MTBQ), in denen ein ausgewähltes Maß zum Flächenanteil von negativ wirkenden Landschaftselementen einen hohen Wert annimmt, hemmt das Vorkommen der Schleiereule.*

Dieser Zusammenhang konnte an dem prozentualen Flächenanteil von:

Wälder und Forsten (%LAND_h6) nachgewiesen werden.

Mit den genannten Schlüsselfaktoren konnte die multivariate Modellierung Ergebnisse hervorbringen, welche die bereits bekannten Ansprüche der Art an ihren Lebensraum noch untermauern können (vgl. Steckbrief „Schleiereule“ in Kapitel 3.1).

Die Schleiereule ist als Kulturfolger auf menschliche Siedlungen und deren landwirtschaftlich genutztes Umfeld angewiesen. Mit den Schlüsselfaktoren „Flächenanteil Acker und Ackerbrache“ wird diese Abhängigkeit deutlich. Vergleicht man die Verbreitung der Schleiereule mit den Naturräumen in Sachsen (vgl. Kapitel 5.1.1), so ist zu erkennen, dass die überwiegend agrarisch geprägten Sächsischen Lössgefülle zur ihrem Hauptverbreitungsgebiet zählen.

Außerdem gehören Äcker und Ackerbrachen neben Grünländern zu den wichtigsten Jagdbiotopen der Schleiereule (HÖLZINGER 1987, BRANDT & SEEBAB 1994, FLADE 1994 u.a.). Sie sind der Lebensraum ihres Hauptbeutetiers, der Feldmaus. Im Vergleich zu Grünland sind die Dichte und die Artenzahlen von Mäusen in Getreidefeldern oftmals deutlich höher (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, zit. nach Mensch & Watzke 1996). Bei zu großen Vegetationshöhen ist die Erreichbarkeit der Beute jedoch beeinträchtigt.

Auch Brachen bieten zusammen mit Hecken vielen Kleintieren (z.B. Mäusen) einen beliebten Lebensraum (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Ackerbrachen unterliegen keinem Umbruch und können somit wichtige Regenerationsräume für Mäuse und andere Kleinsäuger der Agrarlandschaft sein. Eine Massenvermehrung der Feldmaus ist in solchen Biotopen sehr wahrscheinlich, womit sich das potenzielle Nahrungsangebot der Schleiereule erhöht.

Dass der Schleiereule jedoch eine einseitig durch Acker geprägte Kulturlandschaft nicht ausreicht, zeigt der weitere Schlüsselfaktor MPS_s20 (Mittlere Streuobstwiesengröße). In der Literatur wird besonders der Strukturreichtum der Kulturlandschaft als limitierender Faktor für eine Besiedlung durch die Eule genannt (BRANDT & SEEBAB 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 sowie B. Holfer 2001 (briefl.)). Des Weiteren ist die Schleiereule auf das Vorhandensein möglichst alter, ursprünglicher Dörfer angewiesen, die einen unmittelbaren Kontakt zur offenen, durch Grünland, Streuobstwiesen, Hecken und andere typische Ausstattungselemente charakterisierten Landschaft, haben. Streuobstwiesen können hier in gewisser Weise eine Indikatorstellung einnehmen. Sie liegen häufig als eine Art „lückiger Gürtel“ um alte Dorflagen herum (JEDICKE & JEDICKE 1992, vgl. auch SMUL 1995, STUFA RADEBEUL 1997). Heutzutage sind viele der Streuobstwiesen zugunsten landwirtschaftlicher Intensivierung, Siedlungserweiterung sowie Freizeit- und Gartenanlagen verdrängt, sodass der Kontakt des Dorfkerns zur offenen Landschaft nur noch eingeschränkt gewährleistet ist. Somit ist auch die Erreichbarkeit potenzieller Jagd- und Nahrungshabitate für die

Schleiereule verhindert.

Aufgrund der überwiegend extensiven Nutzung der Grünlandtypen von Streuobstwiesen weist dieser Biotoptyp einen hohen Kleinsäugerreichtum auf. Die Bäume erlauben der Schleiereule eine energiesparende Ansitzjagd (BRANDT & SEEBAB 1994).

Die Bedeutung von Streuobstwiesen für die Schleiereule erscheint daher plausibel. Es stellt sich nun die Frage, warum gerade die mittlere Größe der Obstwiesen einen Schlüsselfaktor darstellt.

Es ist davon auszugehen, dass mit dem Zurückdrängen der Streuobstwiesen zugunsten der bereits genannten Faktoren in erster Linie eine Verkleinerung der Bestände einhergeht. Die Dörfer verlieren somit zunehmend ihre, von der Schleiereule benötigten, typisch ländlichen Strukturen (Gefährdung der Schleiereule durch Siedlungserweiterung u.a., vgl. Steckbrief in Kapitel 3.1). Größere, ausgeprägte Streuobstwiesen können somit Ausdruck einer typischen noch nicht so stark von Intensivierung und Verbauung geprägten Kulturlandschaft sein. Zurecht gehören die artenreichen Streuobstwiesen zu den in Sachsen geschützten Biotopen (§ 26 (1) Nr. 6 SächsNatSchG).

Der vierte und damit letzte Schlüsselfaktor ist der prozentuale Flächenanteil von Wäldern und Forsten (%LAND_h6). Dass dieser Faktor das Vorkommen der Schleiereule hemmt, kann anhand zahlreicher Quellen bestätigt werden (BRANDT & SEEBAB 1994, STEFFENS et al. 1998a, B. Holfter 2001 (briefl.)). Die überwiegend an landwirtschaftlich geprägte Strukturen gebundene Schleiereule findet mit Ausnahme von Waldrändern und Waldschneisen in Waldgebieten weder geeignete Brut- noch Nahrungshabitate vor. Besonders in Gebieten (MTBQ) die zu mehr als 20 % von Wäldern und Forsten bedeckt sind (vgl. Verbreitung der Einflussgröße %LAND_h6 auf Karte 18 im Anhang) gehen die Schleiereulenvorkommen stark zurück.

In einer Habitatmodellierung zur Schleiereule von LUTZE et al. (2001) wird als entscheidender, limitierender Faktor das Vorhandensein geeigneter Nistplätze angeführt. Zu diesen Nistplätzen gehören vor allem Scheunen und Kirchtürme (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, B. Holfter 2001 (briefl.) u.a.). In den Hypothesen (vgl. Tabelle 6 in Kapitel 4.5.3) wurde versucht, diesem Aspekt mit den Parametern %LAND_s9 (Mischgebiet, dörflich), PD_s4 (bäuerlicher Hofstandort,...) und PD_s17 (Friedhöfe) Rechnung zu tragen. Dies ist aufgrund der untersuchten Maßstabebene (MTBQ) jedoch nur eingeschränkt möglich. Das bloße Vorhandensein dörflicher Mischgebiete, Hofstandorte und Friedhöfe (und damit evtl. Kirchen) sagt noch nichts über den Zustand möglicher Scheunen oder Kirchtürme aus. Vermutlich sind ihre Einfluglöcher verbaut oder sind aufgrund ihrer ungünstigen Lage nicht erreichbar. Dies stellt eine der Hauptgefährdungsursachen der Schleiereule dar (vgl. Steckbrief in Kapitel 3.1). Die CIR-Kartierung kann derartige Informationen nicht liefern. Nur eine Kontrolle vor Ort kann diesen mit Sicherheit entscheidenden Schlüsselfaktor erklären.

All die anderen in den Hypothesen enthaltenen Landschaftsstrukturparameter weisen keine Schlüsselfunktion auf, was jedoch nicht in der Weise zu interpretieren ist, dass diese keinerlei Bedeutung für das Vorkommen der Schleiereule besitzen. Die univariate Analyse (vgl. Tabelle 21 in Anhang A, 9.11) ergab bei allen Parametern signifikante Zusammenhänge. Bei ihnen kann nur nicht

von einer Schlüsselstellung im Rahmen des Untersuchungsbereichs dieser Arbeit ausgegangen werden.

Die Ergebnisse der multivariaten Modellierung zeigen, dass das entwickelte Habitatmodell entscheidend zur Untermauerung des bereits vorhandenen Expertenwissens über die in Sachsen gefährdete Schleiereule (LFUG 1999) beitragen kann.

Eine Ermittlung der Schlüsselfaktoren mit Hilfe der multivariaten Analyse macht es möglich, die gewonnenen Ergebnisse folgendermaßen zu formulieren:

Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Landschaft (MTBQ) von der Schleiereule besiedelt ist, ist am höchsten, wenn sie neben einem erhöhten Ackeranteil sowie geringen Wald- und Forstflächen auch durch strukturierende Elemente wie Ackerbrachen sowie größere Streuobstwiesen charakterisiert ist.

Die alleinige Zunahme eines Parameters führt zwar auch schon zu entsprechend erhöhten Vorkommenschancen (vgl. *Odds Ratios* in Tabelle 10 in Kapitel 5.4.2), jedoch kann der optimalere Zustand erreicht werden, wenn alle Faktoren zusammen erhöhte Werte (bzw. geringere Werte bei Wäldern und Forsten) aufweisen.

Der hohe Prozentsatz der mit dem vorliegenden Modell richtig vorhergesagten MTBQ deutet auf die große Abhängigkeit der Schleiereule von landschaftsstrukturellen Aspekten der untersuchten Maßstabsebene hin. Mit einer Wahrscheinlichkeit von **78,2 %** kann anhand der ermittelten Schlüsselfaktoren der Landschaftsstruktur das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen in Sachsen richtig erklärt werden.

Doch auch hier verbleiben noch weitere Faktoren, die das Vorkommen der Schleiereule außerdem beeinflussen können. Neben dem Vorhandensein geeigneter Nistplätze können dies vor allem klimatische Faktoren (harte Winter, langanhaltende Schlechtwetterperioden) sein. Ab einer bestimmten winterlichen Schneelage ist es der Schleiereule unmöglich genügend Nahrung zu finden (vgl. Gefährdung, Verbreitung im Steckbrief in Kapitel 3.1). Eine Abhängigkeit von der Mittleren Höhenlage wäre hier zu vermuten. Dies konnte über den Parameter MW_hoehe nur univariat bestätigt werden (vgl. Tabelle 21 in Anhang A, 9.11).

Nicht zu unterschätzen ist die Abhängigkeit der Schleiereule von den Bestandsschwankungen der Feldmauspopulationen (vgl. Bestandstrend im Steckbrief, Kapitel 3.1). Wie gut die Schleiereule solche Schwankungen ausgleichen kann ist jedoch in besonderem Maß von der landschaftsstrukturellen Charakteristik einer Landschaft und den damit verbundenen potenziellen Kleinsäugerlebensräumen (Brachen, Streuobstwiesen, Hecken, Säume,) abhängig (B. Holfter 2001, briefl.).

Wie bei den beiden anderen untersuchten Vogelarten bereits erwähnt, tragen noch weitere Einflüsse zur unerklärten Varianz bei, die im Anschluss in Kapitel 6.4 erläutert werden sollen.

6.2 Schlussfolgerungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur

Bei der multivariaten Analyse des Einflusses unterschiedlicher Landschaftsstrukturparameter konnte bei allen drei untersuchten Vogelarten ein ähnlicher Trend festgestellt werden:

Die Landschaftsstrukturmaße zur Beschreibung der Zusammensetzung (Komposition) der Landschaft überwiegen deutlich gegenüber den Maßen zur Charakterisierung der räumlichen Anordnung (Konfiguration) der Elemente in der Landschaft.

Die prozentualen Flächenanteile (Kompositionsmaß %LAND) schienen bei allen drei Arten von größter Bedeutung zu sein. Das einzige Konfigurationsmaß, welches als Schlüsselfaktor ermittelt wurde war die „Mittlere Patchgröße von Streuobstwiesen“ (MPS_s20) bei der Schleiereule.

Zu Beginn der Arbeit (vgl. Kapitel 1) wurde auf die große Strukturabhängigkeit von Vogelarten hingewiesen. In vielen Untersuchungen zu Vögeln konnten Abhängigkeiten von der räumlichen Anordnung der Landschaftselemente nachgewiesen werden. Diese Studien fanden jedoch zu anderen Arten und unter anderen Umständen (Datengrundlagen, methodische Vorgehensweise) und auf meist größeren Maßstabsebenen statt. Ein Vergleich mit diesen Arbeiten ist daher nicht möglich.

Wahrscheinlich wiegen auf Ebene der MTBQ die prozentualen Flächenanteile gegenüber den Maßen zur Anordnung der Landschaftselemente wesentlich stärker. Zudem wäre es auch fragwürdig, wenn nur Landschaftsstrukturmaße der Konfiguration als Schlüsselvariablen im Modell verblieben wären. Für die Arten ist es vordergründig wichtig, dass der benötigte Habitattyp im MTBQ vorhanden ist. Die Anordnung der Habitatelemente spielt dabei eine untergeordnete Rolle. Es wäre jedoch zu klären, inwiefern sich die Bedeutung der Anordnung der Elemente verändert, wenn der jeweilige Habitattyp nur noch sehr vereinzelt und mit geringer Flächenausdehnungen in der Landschaft vorkommt. Es ist zu vermuten, dass in diesem Fall nahe beieinander liegende Habitate eher besiedelt werden, als isoliert liegende Habitate. Können vielleicht sogar mehrere nah gelegene kleine Habitate ein großes ersetzen? Auf derartige Fragestellungen muss in Zukunft noch weiteres Augenmerk gelegt werden.

Die Bedeutung der Aussagekraft von prozentualen Flächenanteilen bevorzugter Habitate sollte jedoch nicht unterschätzt werden. GUSTAFSON (1998) weist darauf hin, dass das Wissen über den Anteil einer bestimmten Klasse an der Landschaft bereits eine Menge wichtiger Informationen (beispielsweise zu Heterogenität und Konfiguration) enthält. Ist der Flächenanteil gering, so sind vermutlich auch die einzelnen Patches der jeweiligen Klasse sehr klein und liegen somit relativ isoliert voneinander. Dieser Zusammenhang konnte auch in der vorliegenden Arbeit anhand einiger Korrelationen zwischen den prozentualen Flächenanteilen (%LAND) und dem Nachbarschaftsmaß MPI (Mean Proximity Index) bestätigt werden. Besonders hohe Korrelationskoeffizienten wiesen diese beiden Maße beispielsweise bei den drei untersuchten Waldarten des Themas 3 zum Grauspecht auf. Aus diesem Grund wurde nur eines der beiden Maße (%LAND) analysiert (Auswahlkriterien vgl. Kapitel 4.5.1). Es kann davon ausgegangen werden, dass der scheinbar größere Einfluss der Kompositionsmaße auch darin begründet liegt, dass sie bei der Entscheidung für eines der korrelierten Maße den

Konfigurationsmaßen vorgezogen wurden.

Experten auf dem Gebiet der Ornithologie werden die Notwendigkeit von Untersuchungen der vorliegenden Art in Frage stellen, da sie auch ohne komplizierte statistische Modellbildung Aussagen zur Bedeutung des Flächenanteils bevorzugter Bruthabitate treffen können. Diese Aussagen sind jedoch von allgemeinem, subjektivem Charakter und können schwer bei der Argumentation für bestimmte Managementmaßnahmen zum Schutz der Art oder zum Schutz vor Eingriffen in Natur und Landschaft herangezogen werden. Mit ihnen kann die gewünschte Objektivität in der Planung nur schwer erreicht werden (SCHRÖDER 2000).

Die Ergebnisse dieser Arbeit erlauben präzise Angaben zu Flächenanteilen und deren Bedeutung bzw. Gewichtung für die jeweilige Art (ablesbar an den *Odds Ratios* zu jeder Kategorie). Nach einer zunächst unvermeidbar, teilweise subjektiv geprägten Auswahl relevanter Maße sowie der Formulierung von Hypothesen, erfolgte die Ermittlung der Schlüsselfaktoren objektiv über die schrittweise logistische Regression.

Des weiteren tragen die Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit zur Klärung einer wesentlichen Fragestellung bei. Es war zu klären, ob die Konfiguration (Anordnung) der Landschaftselemente überhaupt einen entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen der Arten ausübt.

Es konnte jedoch gezeigt werden, dass auf der betrachteten Maßstabsebene (MTBQ) offensichtlich reine Flächenanteile in der Bedeutung überwiegen.

6.3 Faktoren mit unmittelbarem Einfluss auf die Werte von Landschaftsstrukturmaßen

Die Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit Landschaftsstrukturmaßen kann in Abhängigkeit vieler Faktoren zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die Maße nehmen je nach verwendeter Datengrundlage und weiterer nutzungsspezifischer Aspekte verschiedene Werte an. Aus diesem Grund ist eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen anderer Studien auf dem Gebiet der LSM nur eingeschränkt oder überhaupt nicht möglich (BLASCHKE 1999, BLASCHKE & PETCH 1999, WALZ 2001).

6.3.1 Abhängigkeit der LSM von den verwendeten Datengrundlagen

Landschaftsstrukturmaße reagieren beispielsweise sehr stark auf Unterschiede im **Datenformat** (MCGARIGAL 2001). Besonders für Maße, die Kantenlängen und den Umfang von Patches beinhalten (z.B. ED-Edge Density) spielt die Verwendung von Vektor- oder Rasterdaten als Grundlage der Berechnung eine entscheidende Rolle. Die Rasterung der Linien führt zu einer realitätsferneren Darstellung der selben räumlichen Information. Kantenlängen (z.B. von Fließgewässern) erhöhen sich in Abhängigkeit von der Rasterzellgröße mehr oder weniger.

Für die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit wurde trotz der genannten Nachteile eine Rasterung der Vektordaten der CIR-Kartierung für eine FRAGSTATS-Berechnung notwendig. Zum einen berechnet FRAGSTATS keine Nachbarschaftsmaße auf Vektorebene, zum anderen hat es die Eigenschaft im Vektorformat alle linearen Elemente, die Flächen der selben Klasse zerschneiden (z.B. Straßen, Bäche), herauszulöschen. Eine Pufferung aller Linienelemente wäre so unumgänglich. Eine Rasterung der Vektordaten erwies sich in Anbetracht des großen Datensatzes als geeignetere Möglichkeit, die Linienelemente flächig darstellen zu können. Außerdem ist darauf hinzuweisen, dass eine Konvertierung der Vektordaten ins Rasterformat nicht automatisch mit einem signifikanten Genauigkeitsverlust begleitet wird (BLASCHKE 1999). In dem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass erst ab einer Überschreitung der Erfassungsgenauigkeit der Vektordaten die Rasterdarstellung einen Informationsverlust bewirkt.

Mit der gewählten **räumlichen Auflösung** von 10 x 10 Metern (kleinste abgebildete Fläche = 100 m²) konnte bei gleichzeitig noch vertretbarem Rechenaufwand der Erfassungsgenauigkeit der CIR-Kartierung (Maßstab 1:10000) entsprochen werden. In dieser werden flächige Elemente erst ab einer Größe von ca. 2500 m² erfasst (FISCHER 1998).

Neben der räumlichen Auflösung der Datengrundlagen stellt die **thematische Auflösung** den wohl größten Einflussfaktor auf die Ergebnisse der LSM dar. Nach BLASCHKE (1999) kann sich die Anzahl der Klassen, in die eine Landschaft eingeteilt wird, entscheidend auf Maße, welche die Formen, Gestalten und Muster eines Landschaftsausschnittes beschreiben, auswirken. Zum Beispiel konnten für Diversitätsmaße Unterschiede zwischen den gröber untergliederten ATKIS-Daten und der CIR-Kartierung nachgewiesen werden. Detaillierte Ausführungen zum Einfluss unterschiedlicher Datengrundlagen auf LSM finden sich in WALZ (2001).

Der Aspekt der Klassenanzahl spielte auch bei der Wahl der Strukturklassen (vgl. Kapitel 4.3.1) eine entscheidende Rolle. Eine Vereinigung von mehreren Gliederungsebenen in einem Thema hätte zu verfälschten Aussagen vieler Maße (SIDI, ED, MPS u.a.) geführt. Mit der Entscheidung für die Darstellung der verschiedenen Ebenen in entsprechend auf die Ansprüche der Vogelarten abgestimmten Themen, konnte dieser Problematik wirksam begegnet werden.

Die Abbildung der Landschaft in Themen, die nicht alle Landnutzungen integrieren, hat aber auch Folgen, die mitunter gravierenden Einfluss auf die Werte bestimmter LSM haben. Bei einem Vergleich der Karte 3 Anhang C (Thema Offenland) mit dem Quadranten Nr. 190 auf Karte 1 wird ersichtlich, dass aufgrund des Rasterprozesses die überwiegend flächig ausgeprägten Biototypen miteinander verschmelzen. Dadurch werden zerschneidende Elemente wie Straßen und Bäche eliminiert. Während hauptsächlich Kantenmaße, Patchgrößen und Patchdichten von diesem Phänomen betroffen sind, bleiben Flächenanteile (%LAND) relativ unbeeinflusst. Maße der Themen 1 und 2 (Haupt- und Landnutzung) sind von diesem Phänomen nicht betroffen. Bei den in den Hypothesen (vgl. Tabelle 4 bis Tabelle 6 in Kapitel 4.5.3) ausgewählten Maßen der Themen 3 bis 6 (Waldarten, Offenland, Siedlung) spielen die genannten Effekte eine untergeordnete Rolle bzw. sind beabsichtigt.

6.3.2 Abhängigkeit der LSM von anwendungsspezifischen Aspekten des Programms FRAGSTATS 2.0

Die Ergebnisse der LSM werden weiterhin von der Wahl geeigneter **Bezugseinheiten** (z.B. naturräumliche Einheiten, Landes- und Kreisgrenzen, Quadranten) beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit mussten die MTBQ als Raumeinheiten gewählt werden. Nur so konnten die Ergebnisse der Brutvogelkartierung Sachsens (auf MTBQ-Ebene) in Bezug zur Landschaftscharakteristik untersucht werden. MTBQ haben jedoch den Nachteil, dass aufgrund des „Abschneidens“ der Landschaft an den Quadrantenrändern Patches zerschnitten werden und damit die Gesamtzahl der Patches höher liegt, als es in der Realität der Fall ist (GUSTAFSON 1998). Weiterhin ergeben sich Probleme bezüglich der Aussagekraft von Nachbarschaftsmaßen wie z.B. bei dem Mean Proximity Index (MCGARIGAL 2001). Das nächste benachbarte Patch kann in Wirklichkeit nur wenige Meter von dem untersuchten Patch entfernt liegen. Die künstlich gesetzte Grenze des MTBQ bewirkt jedoch, dass ein Patch, welches kurz hinter dieser Quadrantengrenze liegt, nicht erkannt wird und somit der Wert für den MPI kleiner ausfällt, als es in der Realität der Fall wäre. MCGARIGAL (2001) weist jedoch darauf hin, dass solche negativen Grenzeffekte vom Maßstab abhängig sind. Je größer die untersuchte Landschaft im Verhältnis zur durchschnittlichen Patchgröße ist, umso weniger fällt dieser Faktor ins Gewicht. Bei einer MTBQ-Größe von ca. 32,5 km² kann vermutet werden, dass sich dieser negative Effekt in Grenzen hielt. Zudem behalten die Strukturmaße ihre Aussagekraft, wenn Landschaften gleicher Größe miteinander verglichen werden (GUSTAFSON 1998). Dies trifft im Falle der MTBQ überwiegend zu (Ausnahme bilden MTBQ in Grenzlage).

Die **Einstellungen** die vor dem Start des Programms **FRAGSTATS 2.0** anzugeben sind (vgl. Kapitel 4.4.1), bewirken eine weitere Gefahr der subjektiven Beeinflussung der Ergebnisse (SYRBE 1999). Hier seien insbesondere die Angaben in der Wichtungsdatei sowie die Vorgabe des Suchradius für den Proximity Index zu nennen.

6.4 Faktoren mit Einfluss auf die Modellergebnisse und deren Interpretation

Neben der direkten Beeinflussung der Modellergebnisse durch die Werte der Landschaftsstrukturmaße können weitere Faktoren die Aussagekraft der entwickelten Habitatmodelle beeinflussen. Die folgenden Gesichtspunkte sollten bei der Interpretation nicht unbeachtet bleiben.

6.4.1 Qualität der Datengrundlagen

6.4.1.1 CIR- Biotoptypen- und Landnutzungskartierung von Sachsen (1992/1993)

Die CIR-Kartierung basiert auf der Interpretation von Luftbildern der Jahre 1992/1993 von Sachsen. Anhand von Luftbildern lassen sich einige Biotoptypen, insbesondere die verschiedenen

Grünlandtypen nur schwer eindeutig zuordnen (LFUG 1994, FRIETSCH 1999). Hiervon scheinen in besonderer Weise die Modellergebnisse zum Kiebitz betroffen zu sein, da für ihn die Ausprägung der Grünländer eine entscheidende Schlüsselstellung einnimmt (Präferenz für Feuchtgrünland, vgl. Steckbrief in Kapitel 3.1). Die Laubbaumarten (relevant für den Grauspecht) sowie Ackerbiotope (relevant für die Schleiereule) können hingegen gut im Luftbild erkannt werden (FRIETSCH 1999). Für die Gesamtfläche Sachsens verweisen BASTIAN & SCHREIBER (1999) auf eine Fehlerquote von 3-10% bei der korrekten Ansprache der Biotope aufgrund von Interpretationsunsicherheiten. Trotzdem zählt die CIR-Kartierung zu den wichtigsten flächendeckenden Datengrundlagen im Naturschutz (FRIETSCH 1999). Für die Untersuchung räumlicher Zusammenhänge bildet sie neben ATKIS- und CORINE-Daten, die einzige digitale Informationsquelle, die für gesamt Sachsen, neben Informationen zur Landnutzung, eine feine Untergliederung in Biotoptypen und deren Ausprägungen enthält.

6.4.1.2 Brutvogelkartierung Sachsen (1993-1996)

Die vorliegenden Habitatmodelle basieren auf Präsenz-Absenz-Daten der Brutvogelkartierung Sachsens (STEFFENS et al.1998). Diese enthält keine Angaben zur Häufigkeit jeder einzelnen Art im MTBQ. Vermutlich hätten so noch genauere Ergebnisse bezüglich der Habitatpräferenz der untersuchten Vogelarten ermittelt werden können, da im allgemeinen eine hohe Habitatqualität auch durch hohe Besiedlungsdichten gekennzeichnet ist (SCHRÖDER 2000). Dass Quadranten mit nur einem Vorkommen qualitativ als genauso bedeutend eingestuft werden wie Quadranten mit einer Vielzahl an Vorkommen, kann die Aussagekraft der Modellergebnisse negativ beeinflussen. Andererseits weist SCHRÖDER (2000) darauf hin, dass von einer hohen Individuendichte nicht zwangsläufig auf eine hohe Habitatqualität geschlossen werden kann.

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor bei Präsenz-Absenzdaten ist die Möglichkeit, dass Nicht-Nachweise einer Art nicht automatisch ein sicheres „Nichtvorkommen“ bedeuten (KUHN 1997). Hiervon wird jedoch bei der Analyse ausgegangen. Bei den „Vorkommen“ konnte diesem Unsicherheitsfaktor begegnet werden, indem nur diejenigen MTBQ in die Analyse integriert wurden, in denen sichere Nachweise (Ausnahme Grauspecht, vgl. Kapitel 4.6.3) vorlagen.

Ein großer Vorteil der Präsenz-Absenz-Daten gegenüber quantitativen Erhebungen liegt jedoch darin begründet, dass ihre Erfassung weniger arbeitsaufwändig ist (KUHN 1997) und somit schnell flächendeckende Informationen bereitgestellt werden können. Für das gesamte Bundesland Sachsen wurde mit der Brutvogelkartierung eine Grundlage geschaffen, die es ermöglicht die Reaktionen einer Art auf vielen verschiedener Standorten zu untersuchen. Damit sind Präsenz-Absenz-Erhebungen für Analysen zum Zusammenhang zwischen Habitateigenschaften und dem Vorkommen einer Art besonders geeignet (vgl. KUHN 1997).

Sollen anhand der Modellergebnisse Handlungsempfehlungen für den Naturschutz abgeleitet werden, so ist jedoch unbedingt zu beachten, dass Präsenz-Absenz-Daten keinerlei Informationen zum Bruterfolg der jeweiligen Art beinhalten. Ohne die Gewährleistung einer erfolgreichen Reproduktion

kann eine Art nicht langfristig überleben. Besonders deutlich wird dies am Beispiel des Kiebitz (vgl. Kapitel 6.1.2).

Ein letzter nicht zu vernachlässigender Einflussfaktor ist die Erfassungsqualität der Brutvogelkartierung, die für gesamt Sachsen betrachtet sehr uneinheitlich sein kann (W. Nachtigall 2002, briefl.). STEFFENS et al. (1998) weisen selbstkritisch auf mögliche objektiv als auch subjektiv zu begründende Unterschiede in der Kartierungsintensität und -qualität hin.

6.4.2 Stimmigkeit der Datengrundlagen in Raum und Zeit

Um zu interpretierbaren Ergebnissen zu gelangen, ist die Wahl des richtigen Maßstabs in Bezug zum untersuchten Phänomen (Präsenz/Absenz einer Vogelart) von grundlegender Bedeutung (MCGARIGAL & MARKS 1994, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, GUSTAFSON 1998, LUTZE et al. 2001 u.a.).

Aufgrund des selben Untersuchungsmaßstabes stellt die CIR-Kartierung (Maßstab 1:10000) eine geeignete Datengrundlage für die Brutvogelquadrantenkartierung auf Ebene der MTBQ, und damit der Topographischen Karte 1:10000 entsprechend, dar. Inwiefern sie zur Analyse von Zusammenhängen zwischen Habitatqualität und Vorkommen von Arten geeignet ist, hängt von den Ansprüchen der jeweils untersuchten Vogelart ab. Für Arten mit großen Aktionsräumen ist sie vermutlich besser geeignet, als für Vogelarten mit starker Abhängigkeit von Kleinstrukturen. Auch beim Kiebitz ist aufgrund der Modellergebnisse von einer Strukturabhängigkeit im größeren Maßstab auszugehen. In dem Fall gewinnt die Analyse von punktuellen Präsenz-Absenz-Daten mehr und mehr an Bedeutung (vgl. Kapitel 6.1.2 in Zusammenhang mit BOMHARD 2002).

Fehler, die auf eine zeitliche Differenz zwischen den Erfassungszeiträumen der Datengrundlagen zurückzuführen sind, können größtenteils ausgeschlossen werden. Die Brutvogelkartierung schließt sich mit ihrem Kartierungszeitraum von 1993-1996 unmittelbar an die Luftbildbefliegungen (1992/1993) für die CIR-Kartierung an. Eine grundlegende Veränderung von Landnutzungen und Biotoptypen mit erheblichen Auswirkungen auf die Vorkommen der Arten in einem MTBQ war daher nicht zu erwarten.

6.4.3 Methodische Vorgehensweise

6.4.3.1 Auswahl relevanter Landschaftsstrukturmaße

Für die statistische Auswertung musste die große Zahl möglicher Landschaftsstrukturparameter eingegrenzt werden (vgl. Kapitel 4.5.1: Auswahl nach inhaltlichen und methodischen Gesichtspunkten). Aus diesem Grund wurden nur Maße in die Hypothesen aufgenommen, die absolut wesentlich in Bezug zum Vorkommen der Arten erschienen und nicht hoch mit anderen LSM korreliert waren. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass aufgrund dieser mehr oder weniger subjektiven Auswahl mögliche ungeahnte Zusammenhänge außer Acht gelassen wurden.

6.4.3.2 Statistische Methodik

Um die Relevanz und den statistischen Erklärungsgehalt der ausgewählten Landschaftsstrukturparameter zu bestimmen, wurde die logistische Regression als Analyseverfahren verwendet. Diese erweist sich neben der Diskriminanzanalyse in vielen Studien zur Habitatmodellierung auf Grundlage von Präsenz-Absenz-Daten als besonders geeignet (KUHN 1997, KLEYER et al. 1999/2000, SCHRÖDER 2000). Mit der logistischen Regression können robustere Modelle erreicht werden (KLEYER et al. 1999/2000, zit. nach Efron 1975; Press & Wilson 1978). Die Stabilität der entwickelten Habitatmodelle zu Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule kann dies bestätigen. Außerdem stellt die logistische Regression das leistungsfähigere und besser handhabbare Verfahren dar (SCHRÖDER 2000).

Mit einer steigenden Zahl unabhängiger Variablen wird die logistische Regression immer schwerer durchschaubar und interpretierbar (BAHRENBERG et al. 1992). Aus diesem Grund nutzen einige Arbeiten die Hauptkomponentenanalyse, um die Variablenzahl zu reduzieren (z.B. DEUTSCHEWITZ 2001). Dies hat jedoch den Nachteil, dass durch Zusammenfassung mehrerer Variablen in einer Hauptkomponente nicht erkannt werden kann, welche Variable genau zur Erklärung des untersuchten Phänomens beiträgt. Die Interpretation ist damit schwierig und zudem subjektiv.

Soll die logistische Regression auch mit einer relativ hohen Variablenzahl zu relevanten Ergebnissen führen ist eine entsprechend hohe Fallzahl notwendig. Als Richtlinie nennt KATZ (1999) mindestens 10 Fälle pro unabhängige Variable. Bei durchschnittlich 18 Variablen pro Vogelart müssten demnach mindestens 180 MTBQ in die Auswertung einfließen. Mit 361 (Kiebitz) sowie 467 (Grauspecht) und 472 (Schleiereule) analysierten Quadranten konnte die logistische Regression demnach ohne Bedenken zur Anwendung kommen.

Aus den in Kapitel 4.6.4.2 genannten Gründen wurden die unabhängigen metrischen Einflussgrößen in kategoriale Variablen umgewandelt. Dies kann zwar einen Informationsverlust zur Folge haben, bewirkt aber eine wesentlich bessere Interpretierbarkeit der Ergebnisse. Somit sind sie auch für den Laien einfacher zu verstehen und nachzuvollziehen, was beispielsweise bei der Abwägung von Planungsentscheidungen von großer Bedeutung ist. Jedoch dürfen die Kategoriengrenzen nicht als Schwellenwerte interpretiert werden. Die Kategorieneinteilung richtete sich überwiegend nach rein methodischen Gesichtspunkten. Die Definition von festen Schwellenwerten bedarf Untersuchungen, die weit über die der vorliegenden Arbeit hinaus gehen.

6.4.4 Problematik der räumlichen Autokorrelation

Die Habitatmodellierung mit der logistischen Regression unterliegt der Annahme, dass die analysierten Daten (MTBQ) voneinander unabhängig sind. Aufgrund von räumlichen Autokorrelationen kann diese Annahme jedoch verletzt werden (vgl. SCHRÖDER 2000). Dies ist der Fall, wenn das Vorkommen einer Vogelart in einem MTBQ davon abhängt, was für eine

landschaftsstrukturelle Ausprägung der benachbarte Quadrant besitzt. Denkbar wäre zum Beispiel, dass die Schleiereule eher in einem MTBQ vorkommt, der inmitten einer Ackerlandschaft liegt, als in einem, der zwar grundsätzlich geeignete Habitatstrukturen aufweist, aber von ausgedehnten Waldgebieten umgeben ist.

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, wie das Problem der Autokorrelation umgangen werden kann (Beispiele in SCHRÖDER 2000). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war dies jedoch nicht leistbar. Die Konsequenzen dieses Phänomens können zu Verzerrungen der Modellergebnisse geführt haben.

6.5 Übertragbarkeit und Grenzen bei der Anwendung der Modellergebnisse

6.5.1 Räumliche und zeitliche Übertragbarkeit der Modellergebnisse

Die Habitatmodelle wurden auf Grundlage von Daten ermittelt, die nur einen bestimmten räumlichen Ausschnitt (Bundesland Sachsen) sowie einen bestimmten Zeitabschnitt (1993-1996) beleuchten. Grundsätzlich dürfen nur Aussagen innerhalb des räumlichen und zeitlichen Rahmens der zugrunde liegenden Daten getroffen werden (SCHRÖDER 2000, zit. nach Fielding & Haworth 1995).

Dies trifft besonders bei Vorhersagemodellen zu. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass eine Art bei Herstellung ähnlicher Habitatbedingungen wie im Untersuchungsgebiet z.B. im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen schlagartig auftritt (KLEYER et al. 1999/2000). Hier spielen weitere Aspekte wie Demografie und Mobilität der betrachteten Art eine entscheidende Rolle. Zudem sind für solche Prognosen noch weitere, im Rahmen dieser Arbeit nicht untersuchte Einflussfaktoren, zu beachten.

Um zu allgemeingültigen Aussagen zu gelangen, müsste eine Modellvalidierung in räumlicher und zeitlicher Dimension durchgeführt werden (KUHN 1997, KLEYER et al. 1999/2000, SCHRÖDER 2000). Hierfür ist eine Modellübertragung auf unabhängige Daten notwendig. Eine Möglichkeit der Validierung wäre beispielsweise die Überprüfung der Ergebnisse auf Grundlage der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung sowie der Brutvogelkartierung anderer Bundesländer. Die Vergleichbarkeit ist hier jedoch nur eingeschränkt möglich, da es keine einheitlich festen Vorgaben zur Erfassung der jeweiligen Datengrundlagen gibt. Beispielsweise entspricht der Sächsische Kartierschlüssel zur CIR-Kartierung nicht der bundesweit vorgeschlagenen Klassifikation, so dass eine Vergleichbarkeit über die Landesgrenzen hinaus nur bedingt gegeben ist (WALZ 2001: 57). Weiterhin ist zu beachten, dass die Ergebnisse nur innerhalb des untersuchten Maßstabsbereiches und dem selben Flächenbezug (MTBQ) interpretierbar und vergleichbar sind (BLASCHKE 1999, LUTZE et al. 2001).

Die Habitatmodelle zu Grauspecht, Kiebitz und Schleiereule dienen nur der Erklärung und Präzisierung bereits vorhandenen Expertenwissens und nicht der Vorhersage. Eine Überprüfung der Ergebnisse an unabhängigen Daten ist in dem Fall nicht zwingend erforderlich (LUTZE et al. 2001).

Für Sachsen kann davon ausgegangen werden, dass die allgemeinen Erkenntnisse zu landschaftsstrukturellen Habitatpräferenzen Gültigkeit besitzen. Mögliche Abweichungen sind darauf zurückzuführen, dass die Ergebnisse auf ganz bestimmten Bedingungen der Jahre 1993-1996 basieren. Über die Zeit ist jedoch nicht von einer Konstanz der Umweltbedingungen auszugehen (eingeschränkte zeitliche Übertragbarkeit).

6.5.2 Grenzen bei der Anwendung der Modellergebnisse

Bei der Anwendung statistischer Habitatmodelle ist zu beachten, dass sie gegenüber populationsdynamischen Modellen einige Vereinfachungen implizieren (KLEYER et al. 1999/2000): Sie bilden nicht die Dynamik der Population über die Zeit ab. Weiterhin geben sie keine Informationen zur Populationsgröße und gehen davon aus, dass das Vorkommen einer Art sowie die Umweltbedingungen in Zeit und Raum einer Situation im Gleichgewicht entsprechen.

Dies macht deutlich, dass selbst unter Beachtung aller relevanten Umweltparameter die im Modell verbliebenen, erklärenden Variablen nur einen Teil der im gesamten Lebenszyklus der Vogelarten wichtigen Habitateigenschaften abbilden können. Die gewonnenen Schlüsselfaktoren können daher nur mehr oder weniger sinnvolle Annäherungen an die real wirksamen Prozesse sein (SCHRÖDER 2000, zit. nach Smith 1994).

Inwiefern die Modellergebnisse eine sinnvolle Anwendung finden können soll in Kapitel 6.7 (Ausblick) erläutert werden.

Damit die aufgestellten Habitatmodelle Relevanz erhalten und eine erklärende Rolle in der Ökologie spielen können, ist es erforderlich, den biologischen Aussagegehalt der Modelle immer wieder zu hinterfragen und einen Abgleich mit dem vorhandenen, empirisch-experimentellen Wissen durchzuführen (SCHRÖDER 2000). Am Beispiel des Kiebitz konnte gezeigt werden, dass hier kein Konsens zwischen dem vorhandenen Wissen und den Modellergebnissen besteht (vgl. Kapitel 6.1.2).

6.6 Schlussbetrachtung

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass sich auf Grundlage der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung 1992/1993 (LfUG Sachsen) und der Brutvogelquadrantenkartierung (STEFFENS et al. 1998) wesentliche Zusammenhänge zwischen der Landschaftsstruktur und der Verbreitung der Arten ableiten lassen. Jedoch gehen die Informationen kaum über prozentuale Flächenanteile bevorzugter Landschaftselemente hinaus. Gründe dafür sind zum einen die teilweise hohen Korrelationen zwischen Maßen der Komposition und Konfiguration, so dass beide zusammen nicht in die Analyse einfließen konnten und bei der Auswahl oftmals den Kompositionsmaßen Vorzug gegeben wurde. Zum anderen kann davon ausgegangen werden, dass auf der betrachteten Maßstabsebene (MTBQ) das Vorhandensein und der Flächenanteil ausgewählter Landschaftselemente

gegenüber ihrer räumlichen Anordnung vorrangige Bedeutung haben.

Die alleinige Betrachtung von Konfigurationsmaßen könnte in nachfolgenden Studien über ihre Bedeutung Aufschluss geben. Jedoch wird dies auf MTBQ-Basis, ohne Kenntnis der genauen punktuellen Vorkommen der Arten, schwierig. Ist das besiedelte Patch bekannt, so kann direkt die Lage und der Bezug zu anderen Patches der gleichen Klasse analysiert werden. Auf MTBQ-Ebene können hingegen nur allgemeingültige Aussagen getroffen werden.

Weiterhin hat die vorliegende Arbeit gezeigt, dass Maße zu Themen mit besonders fein untergliederten Strukturklassen (Waldarten mit Altersstufung, Offenland) weniger geeignet erschienen, Beziehungen zum Vorkommen der Vogelarten zu erklären. Maße zu Klassen, die sich auf Landnutzungen und Biotoptypen bezogen, waren für die untersuchte Maßstabsebene zweckmäßiger.

Bei Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung) konnte eine Unterteilung in Altersstufen aufgrund der hohen Korrelationen zwischen „*Waldart, alt*“ und „*Waldart*“ keine genaueren Ergebnisse bringen (vgl. Kapitel 6.1.1). Die Untergliederung in verschiedene Grünlandtypen in Thema 5 (Offenland) erwies sich als ungeeignet, da die verschiedenen Grünländer bei der Luftbildinterpretation zur CIR-Kartierung nur schwer eindeutig zugeordnet werden können (LFUG 1994). Diese Fehlerquelle hat die Modellergebnisse des Kiebitz vermutlich negativ beeinflusst (vgl. Kapitel 6.1.2).

Am Beispiel des Kiebitz konnte gezeigt werden, dass ein Hinterfragen der kausalen Beziehungen zwischen den ermittelten Schlüsselfaktoren und dem bereits bekannten biologisch-ökologischen Fachwissen zur betrachteten Art unabdingbar ist, um zu relevanten, nachvollziehbaren Modellen zu gelangen. Bereits SCHRÖDER (2000) verwies darauf, dass nicht alle Arten gleichermaßen gute Modellergebnisse versprechen können. Besonders gute Modellergebnisse sind bei den Arten zu erwarten, deren spezifische Habitatansprüche auf der untersuchten Maßstabsebene möglichst gut zu erfassen sind. Bei den mobileren Arten Grauspecht und Schleiereule (größerer Aktionsraum) traf dies offensichtlich besser zu, als beim Kiebitz, der kleinere Habitatflächen beansprucht (vgl. Steckbriefe in Kapitel 3.1).

Die entwickelten Habitatmodelle dienen ausschließlich der Erklärung vermuteter Zusammenhänge zwischen den Vogelvorkommen und landschaftsstrukturellen Habitatfaktoren. Der Prozentsatz der richtig vorhergesagten MTBQ (vgl. Tabelle 8 bis Tabelle 10 in Kapitel 5) sagt nur etwas darüber aus, wie stark das Vorkommen von landschaftsstrukturellen Aspekten im untersuchten Maßstab beeinflusst wird. In der Realität wird die Verbreitung der Vogelarten noch von weiteren, nicht erfassten Faktoren gesteuert (vgl. Kapitel 3.2.1).

Die schrittweise logistische Regression erwies sich als geeignetes Verfahren, um objektiv Schlüsselfaktoren zu ermitteln. Anhand der *Odds Ratios* lässt sich gut die Bedeutung der Parameter in ihrer jeweiligen Ausprägung (Kategorien) ableiten.

Durch die umfassende Auseinandersetzung mit Landschaftsstrukturmaßen im Rahmen dieser Arbeit wurde eines besonders deutlich:

Für die Interpretation der Ergebnisse ist ein Verständnis der Aussagekraft von Landschaftsstrukturmaßen in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung und den verwendeten Datengrundlagen von äußerster Wichtigkeit. Die Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit LSM wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst, deren Auswirkungen dem Nutzer im Vorfeld bekannt sein sollten (vgl. Kapitel 6.3). Aus diesem Grund ist eine Vergleichbarkeit mit anderen Studien zu Landschaftsstrukturmaßen beinahe unmöglich. Bisher gibt es noch keine Richtlinien, welche Maße bei welcher Fragestellung die geeigneten sind (BLASCHKE 2000). Arbeiten wie diese können jedoch einen wertvollen Beitrag zur Klärung dieser Frage leisten.

Das Begreifen der Zusammenhänge zwischen Landschaftsstrukturmaßen und ökologischen Prozessen sowie die Kenntnis verschiedener Einflussfaktoren auf die Aussagen von LSM macht es möglich, in Zukunft Normen und Regeln für bestimmte Fragestellungen abzuleiten.

Dass der Einsatz von Landschaftsstrukturmaßen in der weiteren ökologischen Forschung und Planung zunehmend an Bedeutung gewinnen sollte, zeigt folgendes Zitat von WALZ (2001: 141):

„Unter Beachtung von Datengenauigkeiten, Aggregationsniveaus usw. kann durch die räumlich explizite Betrachtung der Landschaftsstruktur ein bisher wenig genutztes, zusätzliches Potenzial erschlossen werden. Insbesondere für einen „modernen“ Natur- und Landschaftsschutz, der immer stärker die Dynamik und die Prozesse in einer Landschaft einbezieht und vom ausschließlich kleinräumigen Erhalten einiger Inseln in der Kulturlandschaft zugunsten eines flächenhaften Funktionsschutzes abrückt, sind diese Möglichkeiten von elementarer Bedeutung.“

6.7 Ausblick

Die Ergebnisse der statistischen Habitatmodellierung erlauben konkrete, quantitative Aussagen zur Bedeutung von Parametern der Landschaftsstruktur für die Vorkommenswahrscheinlichkeit der jeweils untersuchten Vogelarten. Dies erleichtert die Beurteilung und Bewertung von landschaftsstrukturellen Veränderungen, die beispielsweise auf anthropogene Eingriffe zurückzuführen sind. Somit wird eine fundierte Argumentation bei landschaftsplanerischen Entscheidungen möglich.

Besondere Bedeutung können die aus der vorliegenden Arbeit hervorgegangenen Ergebnisse erhalten, wenn es sich bei den untersuchten Einzelarten um Zielarten im Rahmen bestimmter Planungen handelt. „Zielarten stellen das vordergründige Ziel von Schutzbemühungen (im Sinne von Umweltqualitätszielen) und darauf ausgerichtete Planungsmaßnahmen dar“ (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Mit ihnen lassen sich Zielstellungen der Landschaftsplanung besonders gut und öffentlichkeitswirksam durchsetzen.

Dabei orientiert sich die Bewertung von Habitaten an den Bedürfnissen der betroffenen Zielart, was zur Folge hat, dass insbesondere Habitatgröße, spezifische Habitatqualität, Populationsgröße und

Entfernung zur nächstgelegenen Population beachtet werden müssen (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Zwar können mit statistischen Habitatmodellen konkrete Abhängigkeiten der Arten von bestimmten Habitatqualitäten (einschließlich Raumbezug) ermittelt werden, jedoch erklären sie damit nur einen Teil der Vorkommen. Die Klärung eines weiteren Teils der Vorkommenswahrscheinlichkeit von Arten ist erst durch die Hinzunahme von artspezifischen demografischen Parametern (Reproduktion, Wachstum, Mortalität) möglich. Weiterhin berücksichtigen die Habitatmodelle nicht die räumliche und zeitliche Dynamik der Population in einer sich verändernden Landschaft. Bereits in Kapitel 6.5.2 wurde auf die Grenzen bei der Anwendung der statistischen Habitatmodelle hingewiesen.

Werden die statistischen Habitatmodelle mit raum-zeitlich expliziten Populationsmodellen gekoppelt, so wird es möglich, Vorhersagen zur Populationsentwicklung zu treffen. Die Entwicklung der Population kann somit bei verschiedenen Landschaftsveränderungen simuliert werden.

In der Landschaftsplanung eröffnet dies die Möglichkeit, vorausschauend zu handeln, da mögliche Auswirkungen von Landschaftsveränderungen für das Überleben von Arten prognostiziert werden können. Beispielsweise könnten die Auswirkungen verschiedener Planungsszenarien auf das Überleben der jeweils untersuchten Art dargestellt bzw. visualisiert werden (Modellsimulation). Insbesondere im Rahmen von Eingriffsbewertungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen kommt diesem Instrumentarium eine besondere Bedeutung zu. Mit ihm können die Folgen von Eingriffen in Natur und Landschaft für die Überlebenswahrscheinlichkeit von Arten abgeschätzt werden.

Ein raum-zeitlich explizites Populationsmodell erlaubt demnach eine Prognose der Wirkung eines Eingriffs (bzw. einer Veränderung) auf die betrachtete Art (Wirkungsprognose). An sie schließt sich eine Wirkungsbeurteilung an. Diese Bewertung der prognostizierten Wirkungen kann zum Beispiel mit der Durchführung einer ökologischen Risikoanalyse erfolgen (AUHAGEN 1998).

Bei der Verwendung solcher Modelle für Prognosen ist unbedingt der jeweilige Gültigkeitsbereich zu beachten. Es können nur Vorhersagen innerhalb des analysierten Maßstabsbereiches stattfinden. Außerdem erlangen die Modelle, solange sie nicht an unabhängigen Daten aus anderen Gebieten validiert worden sind, nur innerhalb des Untersuchungsgebietes (Sachsen) Gültigkeit.

7 Zusammenfassung

Vögel reagieren in besonderem Maß auf landschaftsstrukturelle Veränderungen (vgl. **Kapitel 1**).

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, mit Methoden der Geoinformation und Statistik (statistisches Habitatmodell), vermutete Zusammenhänge zwischen dem räumlichen Landschaftsmuster und der Verbreitung ausgewählter Vogelarten in Sachsen zu klären und so zu einem besseren Verständnis von Art-Habitatbeziehungen beizutragen.

In den **Kapiteln 2 und 3** werden das Untersuchungsgebiet Sachsen sowie der Untersuchungsgegenstand vorgestellt. Dieser umfasst die ausgewählten Vogelarten Grauspecht (*Picus canus*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Schleiereule (*Tyto alba*) sowie die Landschaftsstruktur (zusammen mit Relief und Höhenlage) als ein entscheidender Einflussfaktor bei der Habitatwahl und Verbreitung der Arten.

Die angewendete Methodik zur Quantifizierung der Landschaftsstruktur, die Datengrundlagen und Datenaufbereitung sowie die statistische Modellbildung werden in **Kapitel 4** (vgl. auch Bild 9: Ablaufschema in Anhang A, 9.1) erläutert.

Auf Grundlage der CIR-Biotoptypen- und Landnutzungskartierung von 1992/1993 (LfUG Sachsen) und dem Digitalen Höhenmodell Deutschlands (IfAG Frankfurt/Main) fand eine Quantifizierung der Landschaftsstruktur sowie die Ermittlung von Parametern zum Relief statt. Dies erfolgte mit dem Raummuster-Analyse-Programm FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994) und verschiedenen GIS-Analysewerkzeugen des Programms Erdas Imagine 8.4. Zu sechs (bzw. 8) verschiedenen Themen im Rasterformat wurden Landschaftsstrukturmaße (LSM) berechnet, die als Indikatoren der räumlichen Landschaftscharakteristik angesehen werden können. Mit ihnen kann die Komposition (Zusammensetzung) und die Konfiguration (Anordnung) von Landschaftselementen beschrieben werden.

Für insgesamt 525 Messtischblattquadranten (MTBQ) von ca. 32,5 km² erfolgte die Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen, um sie mit den Vogelvorkommen in Beziehung setzen zu können.

In Hypothesen wurden Zusammenhänge zwischen ausgewählten Landschaftsstrukturmaßen und dem Vorkommen der drei Vogelarten formuliert. Deren Erklärungsgehalt wurde durch die Entwicklung statistischer Habitatmodelle überprüft. Die berechneten Landschaftsstrukturparameter gingen dabei als unabhängige Variablen ins Modell ein. Die abhängigen Variablen (Präsenz-Absenz-Daten) konnten der Brutvogelkartierung Sachsens (1993-1996) auf Ebene der Messtischblattquadranten (STEFFENS et al. 1998) entnommen werden.

Mit der logistischen Regression konnten schließlich Schlüsselfaktoren ermittelt werden, die am besten das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen der Arten anhand landschaftsstruktureller Aspekte erklären können.

Die Ergebnisse dieser multivariaten Modellierung (**Kapitel 5**) haben gezeigt, dass nicht bei allen drei Vogelarten gleich gute Modellanpassungen erreicht werden konnten. In Abhängigkeit der spezifischen Habitatanprüche der jeweiligen Art spielen landschaftsstrukturelle Aspekte auf der untersuchten Maßstabsebene eine unterschiedliche Rolle.

In **Kapitel 6** werden die Modellergebnisse diskutiert. Es erfolgt eine Überprüfung der Hypothesen, die Diskussion und Interpretation der gewonnenen Erkenntnisse sowie die Erläuterung von Möglichkeiten und Grenzen bei der Anwendung. In einem Ausblick wird erläutert, wie die gewonnenen Erkenntnisse Eingang in die Landschaftsplanung finden können.

Folgendermaßen können die Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit zusammengefasst werden:

Besonders gute Modellergebnisse, und damit eine hohe Abhängigkeit von landschaftsstrukturellen Parametern, wurden bei der Schleiereule erreicht. In 78,2 % der MTBQ konnten die Vorkommen und Nichtvorkommen der Schleiereule mit den ermittelten Schlüsselfaktoren richtig erklärt werden.

Auch beim Grauspecht konnten die Schlüsselfaktoren gut zur Erklärung der Vorkommen beitragen (67,9 %). Während die Ergebnisse zu Grauspecht und Schleiereule das bereits vorhandene biologisch-ökologische Fachwissen über die Arten untermauern konnten, wiesen die Modellergebnisse zum Kiebitz einen geringeren Erklärungsgehalt auf.

Weiterhin konnte festgestellt werden, dass sich auf der untersuchten Maßstabsebene (MTBQ) insbesondere die Bedeutung von Maßen der Komposition wie %LAND (prozentualer Flächenanteil einer Klasse / eines Biotoptyps) als Schlüsselfaktoren abzeichnet (vgl. Kapitel 6.2).

Die Analyse auf Grundlage der CIR-Kartierung und der Brutvogelquadrantenkartierung eignet sich am ehesten für Arten mit großem Flächenanspruch bzw. Aktionsraum. Sie führt zu allgemeingültigen quantitativen Aussagen innerhalb eines Messtischblattquadranten. Für konkrete Angaben zur landschaftsstrukturellen Ausstattung des direkten Umfeldes der Brutplätze sind Punktkartierungen im größeren Maßstabsbereich notwendig.

Die vorliegende Arbeit konnte außerdem zeigen, dass die Modellergebnisse von zahlreichen Faktoren beeinflusst werden können (vgl. Kapitel 6.3 und 6.4). Zum einen werden die Werte von Landschaftsstrukturmaßen direkt von den verwendeten Datengrundlagen (räumliche und thematische Auflösung) sowie anwendungsspezifischen Aspekten des Programms FRAGSTATS 2.0 beeinflusst. Zum anderen hängt die Interpretation der Modellergebnisse von weiteren Faktoren (z.B. Qualität der Datengrundlagen, methodische Vorgehensweise) ab.

Grundsätzlich konnte festgestellt werden, dass die Quantifizierung der Landschaftsstruktur mit LSM geeignet ist, um Beziehungen zum Vorkommen von Vogelarten in statistischen Habitatmodellen zu analysieren. Damit die Modelle Relevanz erlangen, ist ein Überprüfen der kausalen Zusammenhänge zwischen den ermittelten Schlüsselfaktoren und dem vorhandenen Fachwissen zu den Habitatanprüchen der betrachteten Art sowie die Abgrenzung des Gültigkeitsbereichs der Modelle von großer Wichtigkeit.

8 Literaturverzeichnis

- AUHAGEN, A. 1998: Skript der Vorlesungsreihe Landschaftsplanung - Studiengang Landespflege. Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH). Fachbereich Landbau / Landespflege. Als Typoskript vervielfältigt. sfps-Hochschulschriften, Dresden. 250 S.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E., NIPPER, J. 1990: Statistische Methoden in der Geographie - Band 1. Univariate und bivariate Statistik. 3. überarb. Auflage. Teubner, Stuttgart. 233 S.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E., NIPPER, J. 1992: Statistische Methoden in der Geographie - Band 2. Multivariate Statistik. 2. Auflage. Teubner, Stuttgart. 412 S.
- BAIRLEIN, F. 1996: Ökologie der Vögel. Physiologische Ökologie - Populationsökologie - Vogelmenschen - Naturschutz. Gustav Fischer, Stuttgart. 149 S.
- BAIRLEIN, F. & SONNTAG, B. 1994: Zur Bedeutung von Straßenhecken für Vögel. Natur und Landschaft 69 (2): 43-48.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) 1999: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. neu bearb. Auflage. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg. 564 S.
- BERGIN, T.M., BEST, L.B., FREEMARK, K.E., KOEHLER, K.J. 2000: Effects of landscape structure on nest predation in roadsides of a midwestern agroecosystem: a multiscale analysis. Landscape Ecology 15 (2): 131-143.
- BERRY, M.E. & BOCK, C.E. 1998: Effects of habitat and landscape characteristics on avian breeding distributions in Colorado foothills shrub. Southwestern Naturalist 43 (4): 453-461.
- BEZZEL, E. & PRINZINGER, R. 1990: Ornithologie. 2. neu bearb. und erw. Auflage. UTB für Wissenschaft. Ulmer, Stuttgart. 538 S.
- BILL, R. 1999: Grundlagen der Geoinformationssysteme - Band 1. 4. neu bearb. Auflage. Wichmann, Heidelberg. 454 S.
- BLASCHKE, T. 1997: Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS - Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayrischen Salzachauen. Forschungen zur deutschen Landeskunde. Selbstverlag, Trier. 320 S.
- BLASCHKE, T. 1999: Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS - Potential und Probleme (9-25). In: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur - Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften, Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). 137 S.
- BLASCHKE, T. 2000: Landscape metrics - Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 39: 267-299.
- BLASCHKE, T. & PETCH, J. 1999: Landscape structure and scale: comparative studies on some landscape indices in Germany and UK. (75-84). In: Maudsley, M. & Marshall, J. (Hrsg.): Heterogeneity in landscape ecology - pattern and scale. IALE (UK), Bristol.
- BLUME, D. 1996: Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. 5. überarb. Auflage. Spektrum, Magdeburg. 111 S.
- BOMHARD, B. 2002: GIS-gestützte Untersuchungen zum Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Bruthabitatwahl ausgewählter bodenbrütender Vogelarten im Regierungsbezirk Leipzig. Diplomarbeit (in Bearb.). Georg-August-Universität Göttingen, Geografisches Institut.
- BOSCHERT, M. 1999: Bestandsentwicklung des Kiebitz nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung - Untersuchungen in drei Gebieten der Oberrheinebene. Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (2): 51-57.

- BRANDT, T. & SEEBAB, CH. 1994: Die Schleiereule - Ökologie eines heimlichen Kulturfolgers. Sammlungen für Vogelkunde. Aula-Verlag, Wiesbaden. 146 S.
- CLERGEAU, P. & BUREL, F. 1997: The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level - an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning* 38: 37-43.
- COLLETT, D. 1994: Modelling Survival Data in Medical Research. Texts in Statistical Science. Chapman & Hall, London. 347 S.
- DEUSCHEWITZ, K. 2001: Landschaftsstruktur und Verbreitungsmuster invasiver Pflanzengruppen - Untersuchungen zu Beziehungen zwischen Landschaftsstrukturparametern und dem Vorkommen fremdländischer Pflanzenartengruppen im mesoskaligen Bereich mit Methoden der Geoinformatik und Statistik. Diplomarbeit. Universität Potsdam, Institut für Geoökologie. 102 S.
- FARINA, A. 1997: Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agroecosystem. *Landscape Ecology* 12: 365-378.
- FAUTH, P.T., GUSTAFSON, E.J., RABENOLD, K.N. 2000: Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical migrants in the midwestern US. *Landscape Ecology* 15 (7): 621-631.
- FISCHER, C. 1998: Nutzung der CIR-Luftbildinterpretation für regionale naturschutzfachliche Planungen am Beispiel des Landkreises Delitzsch. Diplomarbeit. Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachbereich Landbau/Landespflege. 82 S.
- FLADE, M. 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Nordostdeutschlands - Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching. 879 S.
- FLADE, M. & MIECH, P. 1986: Brutbestand und Habitat der Spechte südlich von Wolfsburg unter besonderer Berücksichtigung des Mittelspechts und des Grauspechts. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen* 18 (2): 33-56.
- FORMAN, R.T.T. 1995: Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions. University Press, Cambridge. 632 S.
- FORMAN, R.T. T. & GODRON, M. 1986: Landscape Ecology. John Wiley & Sons, New York. 600 S.
- FRIETSCH, G. 1999: Ergebnisse der Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus CIR-Luftbildern und ihre Nutzungsmöglichkeiten. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 41: 19-24.
- FULLER, R.J., TREVELYAN, R.J., HUDSON, R.J. 1997: Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. *Ecography* 20: 295-307.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & BAUER, K.M. 1994: Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 9. Columbiformes - Piciformes. 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiesbaden. S. 917-943, 253-276.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., BAUER, K.M., BEZZEL, E. 1984: Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 6. Charadriiformes (1. Teil). 2. Auflage. Aula-Verlag, Wiesbaden. S. 405-471.
- GNIELKA, R. & ZAUMSEIL, J. (Hrsg.) 1997: Atlas der Brutvögel Sachsen-Anhalts - Kartierung des Sütteils von 1990 bis 1995. Ornithologenverband Sachsen-Anhalt e.V., Halle. 219 S.
- GUSTAFSON, E.J. 1998: Quantifying landscape spatial pattern - what is the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- GUSTAFSON, E.J. & PARKER, G.R. 1994: Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning* 29: 117-130.
- HAAS, C.A. 1995: Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9 (4): 845-854.
- 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 (4): 418-445.

- HANSSON, L., FAHRIG, L., MERRIAM, G. 1995: Mosaic Landscapes and Ecological Processes. Chapman & Hall, London. 356 S.
- HARTUNG, B. 1996: Brutvorkommen und Schutz der Schleiereule im Altkreis Meißen. Naturschutzarbeit in Sachsen 38: 67-68.
- HÖLZINGER, J. (Hrsg.) 1987: Die Avifauna Baden-Württembergs - Band 1. Gefährdung und Schutz. Ulmer, Karlsruhe. 722 S.
- JEDICKE, E. 2001: Biodiversität, Geodiversität, Ökodiversität - Kriterien zur Analyse der Landschaftsstruktur - ein konzeptioneller Diskussionsbeitrag. Naturschutz und Landschaftsplanung 33 (2/3): 59-68.
- JEDICKE, L. & JEDICKE, E. 1992: Farbatlas Landschaften und Biotope Deutschlands. Ulmer, Stuttgart. 320 S.
- JOHANSSON, O.C. & BLOMQVIST, D. 1996: Habitat selection and diet of Lapwing (*Vanellus vanellus*) chicks on coastal farmland in SW Sweden. *Journal of Applied Ecology* 33 (5): 1030-1040.
- KATZ, M.H. 1999: *Multivariable Analysis: a practical guide for clinicians*. Cambridge University Press, Cambridge. 192 S.
- KAULE, G. 1991: *Arten- und Biotopschutz*. 2. überarb. u. erw. Auflage. UTB für Wissenschaft. Ulmer, Stuttgart. 519 S.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, G., SCHRÖDER, B. 1999/2000: Habitatmodelle für Tierarten - Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8: 177-194.
- KLOFT, W.J. & GRUTSCHWITZ, M. 1988: *Ökologie der Tiere*. 2. überarb. Auflage. Ulmer, Stuttgart. 333 S.
- KOOIKER, G. & BUCKOW, C.V. 1997: *Der Kiebitz - Flugkünstler im offenen Land*. Sammlungen für Vogelkunde. Aula-Verlag, Wiesbaden. 144 S.
- KOWALKE, H. (Hrsg.) 2000: *Sachsen. Perthes Länderprofile*. Klett-Perthes, Gotha. 376 S.
- KUHN, W. 1997: *Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter - Bewertung von Habitatsignung und -isolation mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems*. Dissertation. Universität Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie. 212 S.
- KUHN, W. & KLEYER, M. 1999: Landschaftsanalyse. (53-66). In: Amler, K., Bahl, A., Henle, K., Kaule, G., Poschod, P., Settele, J. (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis - Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 336 S.
- KULTURBUND E.V. (Bund für Natur und Umwelt, Hrsg.) 1990: *Anleitung zur Brutvogelkartierung*. In: APUS - Beiträge zu einer Avifauna der Bezirke Halle und Magdeburg 7 (4/5): 145-240.
- LAUSCH, A. 1999: *Raumstrukturmaße in der Tagebaufolgelandschaft „Südraum Leipzig“ - Landschaftsmonitoring und Bewertungsansätze*. (77-91). In: Walz, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur - Auswertung mit GIS und Fernerkundung*. IÖR-Schriften, Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). 137 S.
- LAUSCH, A. 2000: *Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation*. UFZ-Bericht Nr. 12/2000. Dissertation. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, 185 S.
- LFUG (Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, Hrsg.) 1994: *Biotoptypen- und Landnutzungskartierung aus Colorinfrarot-Luftbildern - Beschreibung der Kartiereinheiten und Luftbildinterpretationsschlüssel Freistaat Sachsen*. Dresden. 178 S.

- LFUG (Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, Hrsg.) 1999: Rote Liste Wirbeltiere. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Dresden. 23 S.
- LI, H. & REYNOLDS, J.F. 1993: A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8 (3): 155-162.
- LUTZE, G., WIELAND, R., SCHULTZ, A. 2001: Habitatmodelle – Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumsansprüchen mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. 14 S. <http://www.zalf.de/lsad/habitat/lutze/habitlanu.htm>. 24.10.2001.
- MANNSFELD, K. & RICHTER, H. (Hrsg.) 1995: Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde - Band 238. Selbstverlag, Trier. 228 S.
- 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. 2001: Landscape pattern metrics. Fragstats documentation - Background material. 27 S. http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats_documents.htm. 24.10.2001.
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B. J. 1994: FRAGSTATS - Spatial Pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. Oregon State University, Corvallis.
- MCGARIGAL, K. & MCCOMB, W.C. 1995: Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65 (3): 235-260.
- MÖRTBERG, U.M. 2001: Resident bird species in urban forest remnants - landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology* 16: 193-203.
- MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J. 1997: Kulturlandschaft als Lebensraum. UTB für Wissenschaft. Quelle & Meyer, Wiesbaden. 312 S.
- NICOLAI, B. (Hrsg.) 1993: Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands - Mecklenburg/Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. Gustav Fischer, Jena. 314 S.
- O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DEANGELIS, D.I., MILNE, B.T., TURNER, M.G., ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.W., DALE, V.H., GRAHAM, R.I. 1988: Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1 (3): 153-162.
- REIJNEN, R., FOPPEN, R., MEEUWSEN, H. 1996: The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75 (3): 255-260.
- RIITERS, K.-H., O'NEILL, R.V., WICKHAM, J.D., JONES, K.B. 1996: A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology* 11 (4): 197-202.
- SACHS, L. 1997: *Angewandte Statistik - Anwendung statistischer Methoden*, 8. neu bearb. u. erw. Auflage. Springer, Heidelberg. 881 S.
- SCHRÖDER, B. 2000: Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie - Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Dissertation. Technische Universität Braunschweig, Institut für Geografie und Geoökologie. 202 S.
- SIMON, B. 1989: Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Landschaftselementen und Brutvögeln im NSG „Riß“ (Kreis Jessen). *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 25 (1): 13-30.
- SINGER, D. 1998: *Die Vögel Mitteleuropas*. 3. Auflage. Kosmos, Stuttgart. 383 S.
- SISK, T.D., HADDAD, N.M., EHRlich, P.R. 1997: Bird assemblages in patchy woodlands - modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7 (4): 1170-1180.
- SMUL (Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung Sachsen, Hrsg.) 1995: Besonders geschützte Biotope in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege (Heft 2), Dresden. 86 S.

- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, CH., SCHRÖDER, E. 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000 - BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (Heft 53). 560 S.
- STATISTISCHES LANDESAMT 2000: Ausgewählte Ergebnisse aus dem Statistischen Jahrbuch Sachsen 2000. 4 S. <http://www.statistik.sachsen.de/36high/Sachsenbarometer.htm>. 16.10.2001.
- STEFFENS, R., KRETZSCHMAR, R., RAU, S. 1998: Atlas der Brutvögel Sachsens. In: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Dresden. 132 S.
- STEFFENS, R., SAEMANN, D., GRÖSSLER, K. (Hrsg.) 1998a: Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer, Jena. 530 S.
- STUFA LEIPZIG (Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Hrsg.) 1995: Brutvogelatlas der Stadt und des Landkreises Leipzig. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Leipzig. 137 S.
- STUFA RADEBEUL (Staatliches Umweltfachamt Radebeul, Hrsg.) 1997: Geschützte Biotopie in der Planungsregion Oberes Elbtal/Osterzgebirge. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege (Heft 1), Radebeul. 54 S.
- SYRBE, R.-U. 1999: Landschaftsmaße und ihre Aussagekraft auf der Basis geoökologischer Raumeinheiten im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. (27-40). In: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur - Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften, Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). 137 S.
- TISCHENDORF, L. 2001: Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- TRZCINSKI, M.K., FAHRIG, L., MERRIAM, G. 1999: Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9 (2): 586-593.
- TURNER, M.G. 1989: Landscape ecology - the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (Hrsg.) 1991: Quantitative methods in landscape ecology. *Ecological Studies*. Springer, New York. 536 S.
- TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., GARDNER, R.H., MILNE, B.T. 1989: Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3 (3/4): 153-162.
- VILLARD, M.A., TRZCINSKI, M.K., MERRIAM, G. 1999: Fragmentation effects on forest birds - relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13 (4): 774-783.
- VOGEL, B. & ROTHHAUPT, G. 1999: Die überregionale Ebene als Minimalvoraussetzung von Schutzkonzeptionen für Arten mit hohem Flächenanspruch. (232-238). 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. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 336 S.
- WALZ, U. 2001: Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und der Geoinformatik. Logos, Berlin. 204 S.
- WEIS, D. & KRÜGER, S. 1999: Die Brutvögel im Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Verwaltung des Biosphärenreservates Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, Mücka. 151 S.
- WIENS, J.A. 1989: The ecology of bird communities. Vol. 2 - Processes and variations. University Press, Cambridge. 316 S.
- WILSON, A.M., VICKERY, J.A., BROWNE, S.J. 2001: Numbers and distribution of Northern Lapwings (*Vanellus Vanellus*) breeding in England and Wales in 1998. *Bird Study* 48: 2-17.

- WITH, K.A. & KING, A.W. 2001: Analysis of landscape sources and sinks - the effect of spatial pattern on avian demography. *Biological Conservation* 100 (1): 75-88.
- WITT, K., BAUER, H.-G., BERTHOLD, P., BOYE, P., HÜPPOP, O., KNIEF, W. 1998: Rote Liste der Brutvögel (Aves). (40-47). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (Heft 55). Landwirtschaftsverlag, Bonn. 434 S.
- ZÖLLNER, T. 1994: Untersuchungen zur Populationsbiologie des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in der Oberlausitz. *Mitt. Ver. Sächs. Orn.* 7: 209-219.

Gesetze / Verordnungen / Richtlinien:

- Sächsisches Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Sächsisches Naturschutzgesetz - SächsNatSchG) vom 11. Oktober 1994. In: *Naturschutzrecht 1995*. 7. Auflage. Beck-Texte im dtv.
- Verordnung zum Schutz wild lebender Tier- und Pflanzenarten (Bundesartenschutzverordnung - BArtSchV) vom 14. Oktober 1999. In: *Naturschutzrecht 2000*. 8. Auflage. Beck-Texte im dtv.
- Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten vom 2. April 1979 (Vogelschutzrichtlinie). In: SSYMANK et al. 1998.

Briefliche Kontakte zu Ornithologen:

- Bernd Holfter (Grimma): Angaben zu Habitatansprüchen der Schleiereule (*Tyto alba*)
- Winfried Nachtigall (Coswig): Angaben zur Kartierung der Brutvögel in Sachsen im Rahmen der Brutvogelquadrantenkartierung nach STEFFENS et al. (1998)

9 Anhang A

9.1 Ablaufschema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung der Datengrundlagen, Variablenberechnung und statistischen Auswertung

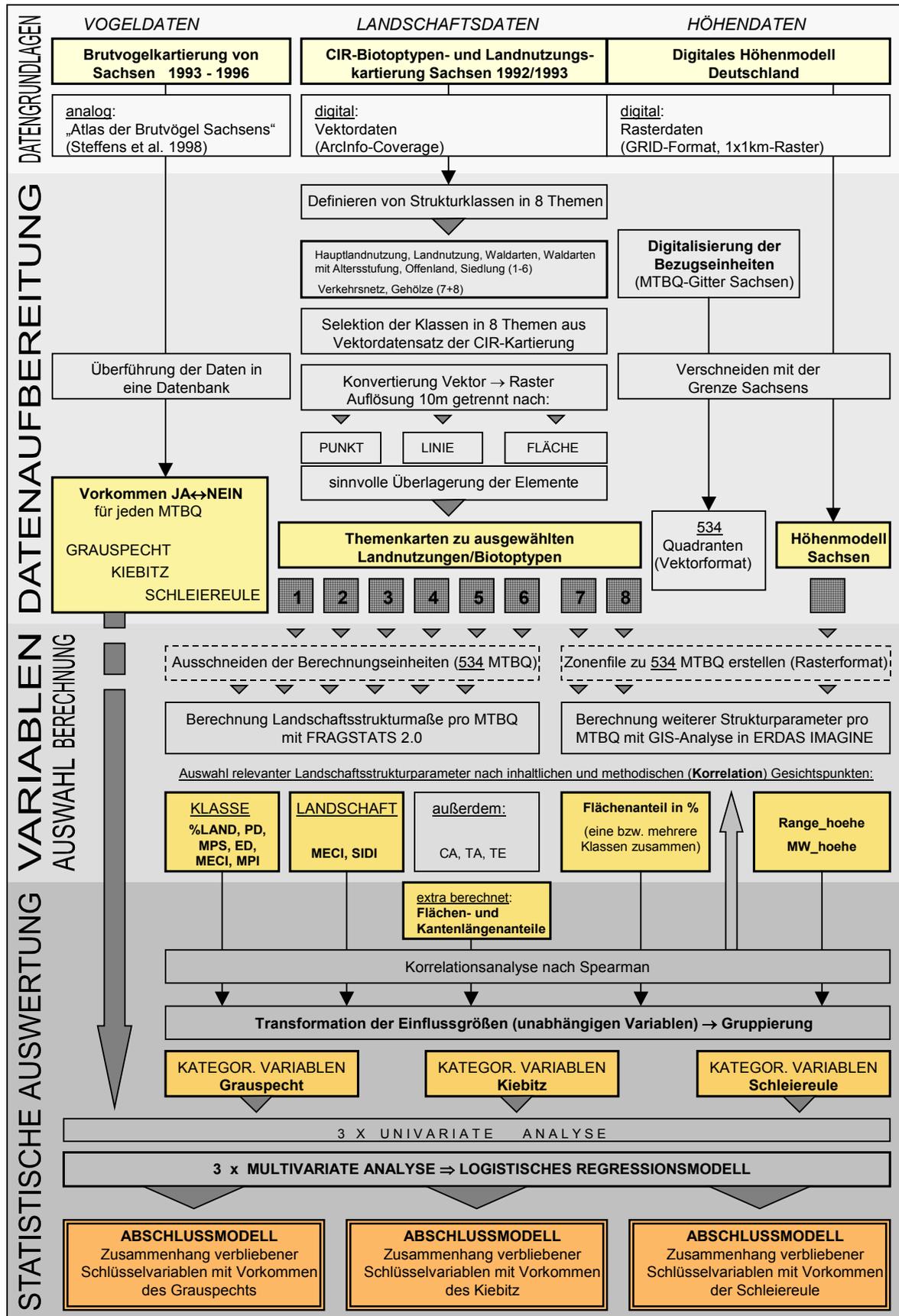


Bild 9: Ablaufschema zur Vorgehensweise bei der Aufbereitung der Datengrundlagen, Variablenberechnung und statistischen Auswertung

9.2 Themen und ihre Strukturklassen

1. Thema: **HAUPTLANDNUTZUNG** (Kürzel: *_h)

Klassennummer	Klassennamen
1	Gewässer
2	Moore/Sümpfe
3	Grünland/Ruderalflur
4	Magerrasen/Felsfluren/Zwergstrauchheiden
5	Baumgruppen/Hecken/Gebüsche
6	Wälder und Forsten
7	Acker/Sonderstandorte
8	Siedlung/Infrastruktur/Grünflächen

Tabelle 11: Strukturklassen zu Thema 1 (Hauptlandnutzung)

2. Thema: **LANDNUTZUNG** (Kürzel: *_ln)

Klassennummer	Klassennamen
1	Fließgewässer
2	Stillgewässer
3	gewässerbegleitende Vegetation
4	Bauwerke am Gewässer
5	Hochmoor/Übergangsmoor
6	Niedermoor/Sumpf
7	Wirtschaftsgrünland
8	Ruderalflur/Staudenflur
9	anstehender Fels
10	Blockschutthalden
11	größere Lesesteinhaufen und offene Steinrücken
12	offene Flächen
13	Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen
14	Magerrasen trockener Standorte
15	Feldgehölz/Baumgruppe
16	Baumreihe
17	Allee
18	Solitär (einzeln stehender Baum)
19	Hecke
20	Gebüsch
21	Laubbaumreinbestand
22	Nadelbaumreinbestand
23	Laub-Nadel-Mischwald
24	Nadel-Laub-Mischwald
25	Laubmischwald
26	Nadelmischwald
27	Feuchtwald

Klassennummer	Klassennamen
28	Waldrandbereiche/Vorwälder
29	Wiederaufforstung
30	Acker
31	Sonderkulturen
32	offene Rieselfelder
33	Wohngebiet
34	Mischgebiet
35	Gewerbegebiet/technische Infrastruktur
36	Grün- und Freiflächen
37	Verkehrsflächen
38	anthropogen genutzte Sonderflächen

Tabelle 12: Strukturklassen zu Thema 2 (Landnutzung)

3. Thema: **WALDARTEN** (Kürzel: *_wa)

Klassennummer	Klassennamen
1	Laubbaumreinbestand Eiche
2	Laubbaumreinbestand Buche
3	sonst. Laubbaumreinbestand
4	Nadelbaumreinbestand Fichte
5	Nadelbaumreinbestand Kiefer
6	sonst. Nadelbaumreinbestand
7	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche
8	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche
9	sonst. Laub-Nadelmischwald
10	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche
11	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche
12	sonst. Nadel-Laubmischwald
13	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche
14	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche
15	sonst. Laubmischwald
16	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte
17	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer
18	sonst. Nadelmischwald
19	Moorwald
20	Bruchwald/Sumpfwald
21	Hartholzauwald
22	Weichholzauwald
23	sonst. Auwald
24	Schlucht- und Schatthangwald
25	sonst. Feuchtwälder
26	Altbaumbestände an Schlaggrenzen
27	gestufter Waldrandbereich
28	Vorwaldstadien
29	Schlagfluren

Klassennummer	Klassennamen
30	sonst. Waldrandbereiche/Vorwälder
31	Wiederaufforstung
32	Hintergrund

Tabelle 13: Strukturklassen zu Thema 3 (Waldarten)

4. Thema: WALDARTEN MIT ALTERSSTUFUNG (Kürzel: *_w)

Klassennummer	Klassennamen
1	Laubbaumreinbestand Eiche ohne Altersangabe
2	Laubbaumreinbestand Eiche, Dickung bis Stangenholz
3	Laubbaumreinbestand Eiche, Stangenholz bis mittleres Baumholz
4	Laubbaumreinbestand Eiche, mittleres Baumholz bis Altholz
5	Laubbaumreinbestand Eiche, ungleichaltrig, gestuft
6	Laubbaumreinbestand Buche, ohne Altersangabe
7	Laubbaumreinbestand Buche, Dickung bis Stangenholz
8	Laubbaumreinbestand Buche, Stangenholz bis mittleres Baumholz
9	Laubbaumreinbestand Buche, mittleres Baumholz bis Altholz
10	Laubbaumreinbestand Buche, ungleichaltrig, gestuft
11	sonst. Laubbaumreinbestand, ohne Altersangabe
12	sonst. Laubbaumreinbestand, Dickung bis Stangenholz
13	sonst. Laubbaumreinbestand, Stangenholz bis mittleres Baumholz
14	sonst. Laubbaumreinbestand, mittleres Baumholz bis Altholz
15	sonst. Laubbaumreinbestand, ungleichaltrig, gestuft
16	Nadelbaumreinbestand Fichte, ohne Altersangabe
17	Nadelbaumreinbestand Fichte, Dickung bis Stangenholz
18	Nadelbaumreinbestand Fichte, Stangenholz bis mittleres Baumholz
19	Nadelbaumreinbestand Fichte, mittleres Baumholz bis Altholz
20	Nadelbaumreinbestand Fichte, ungleichaltrig, gestuft
21	Nadelbaumreinbestand Kiefer, ohne Altersangabe
22	Nadelbaumreinbestand Kiefer, Dickung bis Stangenholz
23	Nadelbaumreinbestand Kiefer, Stangenholz bis mittleres Baumholz
24	Nadelbaumreinbestand Kiefer, mittleres Baumholz bis Altholz
25	Nadelbaumreinbestand Kiefer, ungleichaltrig, gestuft
26	sonst. Nadelbaumreinbestand, ohne Altersangabe
27	sonst. Nadelbaumreinbestand, Dickung bis Stangenholz
28	sonst. Nadelbaumreinbestand, Stangenholz bis mittleres Baumholz
29	sonst. Nadelbaumreinbestand, mittleres Baumholz bis Altholz
30	sonst. Nadelbaumreinbestand, ungleichaltrig, gestuft
31	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche, ohne Altersangabe
32	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche, Dickung bis Stangenholz
33	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche, Stangenholz bis mittl. Baumholz
34	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche, mittleres Baumholz bis Altholz
35	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Eiche, ungleichaltrig, gestuft
36	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche, ohne Altersangabe
37	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche, Dickung bis Stangenholz

Klassennummer	Klassennamen
38	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche, Stangenholz bis mittl. Baumholz
39	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche, mittleres Baumholz bis Altholz
40	Laub-Nadelmischwald mit Hauptbaumart Buche, ungleichaltrig, gestuft
41	sonst. Laub-Nadelmischwald, ohne Altersangabe
42	sonst. Laub-Nadelmischwald, Dickung bis Stangenholz
43	sonst. Laub-Nadelmischwald, Stangenholz bis mittleres Baumholz
44	sonst. Laub-Nadelmischwald, mittleres Baumholz bis Altholz
45	sonst. Laub-Nadelmischwald, ungleichaltrig, gestuft
46	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche, ohne Altersangabe
47	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche, Dickung bis Stangenholz
48	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche, Stangenholz bis mittl. Baumholz
49	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche, mittleres Baumholz bis Altholz
50	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Eiche, ungleichaltrig, gestuft
51	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche, ohne Altersangabe
52	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche, Dickung bis Stangenholz
53	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche, Stangenholz bis mittl. Baumholz
54	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche, mittleres Baumholz bis Altholz
55	Nadel-Laubmischwald mit Nebenbaumart Buche, ungleichaltrig, gestuft
56	sonst. Nadel-Laubmischwald, ohne Altersangabe
57	sonst. Nadel-Laubmischwald, Dickung bis Stangenholz
58	sonst. Nadel-Laubmischwald, Stangenholz bis mittleres Baumholz
59	sonst. Nadel-Laubmischwald, mittleres Baumholz bis Altholz
60	sonst. Nadel-Laubmischwald, ungleichaltrig, gestuft
61	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche, ohne Altersangabe
62	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche, Dickung bis Stangenholz
63	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche, Stangenholz bis mittleres Baumholz
64	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche, mittleres Baumholz bis Altholz
65	Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche, ungleichaltrig, gestuft
66	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche, ohne Altersangabe
67	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche, Dickung bis Stangenholz
68	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche, Stangenholz bis mittleres Baumholz
69	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche, mittleres Baumholz bis Altholz
70	Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche, ungleichaltrig, gestuft
71	sonst. Laubmischwald, ohne Altersangabe
72	sonst. Laubmischwald, Dickung bis Stangenholz
73	sonst. Laubmischwald, Stangenholz bis mittleres Baumholz
74	sonst. Laubmischwald, mittleres Baumholz bis Altholz
75	sonst. Laubmischwald, ungleichaltrig, gestuft
76	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte, ohne Altersangabe
77	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte, Dickung bis Stangenholz
78	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte, Stangenholz bis mittleres Baumholz
79	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte, mittleres Baumholz bis Altholz
80	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Fichte, ungleichaltrig, gestuft
81	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer, ohne Altersangabe
82	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer, Dickung bis Stangenholz
83	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer, Stangenholz bis mittleres Baumholz
84	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer, mittleres Baumholz bis Altholz
85	Nadelmischwald mit Hauptbaumart Kiefer, ungleichaltrig, gestuft

Klassennummer	Klassennamen
86	sonst. Nadelmischwald, ohne Altersangabe
87	sonst. Nadelmischwald, Dickung bis Stangenholz
88	sonst. Nadelmischwald, Stangenholz bis mittleres Baumholz
89	sonst. Nadelmischwald, mittleres Baumholz bis Altholz
90	sonst. Nadelmischwald, ungleichaltrig, gestuft
91	Moorwald
92	Bruch-/Sumpfwald
93	Hartholzauwald
94	Weichholzauwald
95	sonst. Auwald
96	Schlucht- und Schatthangwald
97	sonst. Feuchtwälder
98	Altbaumbestände an Schlaggrenzen
99	gestufter Waldrandbereich
100	Vorwaldstadien
101	Schlagfluren
102	sonst. Waldrandbereiche/Vorwälder
103	Wiederaufforstung
104	Hintergrund

Tabelle 14: Strukturklassen zu Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung)

5. Thema: **OFFENLAND** (Kürzel: *_o)

Klassennummer	Klassennamen
1	mesophil. Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen
2	mesophil. Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen mit Gehölzaufwuchs
3	Saatgrasland, artenarm
4	Saatgrasland, artenarm mit Gehölzaufwuchs
5	Feucht-/Nassgrünland
6	Feucht-/Nassgrünland mit Gehölzaufwuchs
7	sonst. Wirtschaftsgrünland
8	sonst. Wirtschaftsgrünland mit Gehölzaufwuchs
9	Ruderal-/Staudenflur trocken-frisch
10	Ruderal-/Staudenflur trocken-frisch mit Gehölzaufwuchs
11	Ruderal-/Staudenflur feucht-nass
12	Ruderal-/Staudenflur feucht-nass mit Gehölzaufwuchs
13	sonst. Ruderal-/Staudenflur
14	sonst. Ruderal-/Staudenflur mit Gehölzaufwuchs
15	Acker
16	Ackerbrache
17	offene Rieselfelder
18	Hintergrund

Tabelle 15: Strukturklassen zu Thema 5 (Offenland)

6. Thema: **SIEDLUNG / SONDERNUTZUNG** (Kürzel: *_s)

Klassennummer	Klassennamen
1	Wohngebiet, städtisch geprägt
2	Wohngebiet, ländlich geprägt
3	Burg, Schloss, Kloster, Gut
4	bäuerlicher Hofstandort, Einzelgehöft, Aussiedlerhof
5	Ruine
6	sonst. Einzelanwesen
7	sonst. Wohngebiet
8	Mischgebiet, städtisch
9	Mischgebiet, dörflich
10	sonst. Mischgebiet
11	landwirtschaftlicher Betriebsstandort, industrielle Ausprägung
12	sonst. Gewerbegebiet/technische Infrastruktur
13	kleinere Parkanlagen
14	Sport- und Freizeitanlagen
15	Campingplatz/Feriansiedlung
16	Kleingartenanlage
17	Friedhof
18	Dorfanger/Dorfplatz
19	Garten- und Grabeland
20	Streuobstwiese
21	sonst. Freiflächen
22	Bauflächen, offenes Bauerwartungsland
23	Lagerflächen
24	Aufschüttung/Altablagerung
25	Abgrabungen/Rohstoffgewinnung
26	militärische Sonderbaufläche
27	sonst. anthropogene Sonderfläche
28	Hintergrund

Tabelle 16: Strukturklassen zu Thema 6 (Siedlung/Sondernutzung)

7. Thema: **VERKEHRSNETZ**

Klassennummer	Klassennamen
1	Autobahn
2	Landstraße/Bundesstraße
3	sonstige Straße
4	Wirtschaftsweg
5	Bahnanlagen
6	Hintergrund

Tabelle 17: Strukturklassen zu Thema 7 (Verkehrsnetz)

8. Thema: **GEHÖLZE**

Klassennummer	Klassennamen
1	Feldgehölz/Baumgruppe Nadelreinbestand
2	Feldgehölz/Baumgruppe Nadelmischbestand
3	Feldgehölz/Baumgruppe Laubreinbestand
4	Feldgehölz/Baumgruppe Laubmischbestand
5	Feldgehölz/Baumgruppe Mischbestand
6	Nadelbaumreihe
7	Laubbaumreihe
8	gemischte Baumreihe
9	Laubbaumallee
10	Feldhecke einreihig oder lückig
11	Feldhecke mehrreihig
12	sonst. Hecke einreihig oder lückig
13	sonst. Hecke mehrreihig
14	Steinrücken einreihig oder lückig
15	Trockengebüsch
16	Feuchtgebüsch
17	sonstiges Gebüsch
18	gewässerbegleitender Gehölzsaum
19	Einzelbaum/Solitär
20	Nadelbaumallee
21	gemischte Allee
22	Steinrücken mehrreihig
23	Hintergrund

Tabelle 18: Strukturklassen zu Thema 8 (Gehölze)

9.3 Selektionsbeispiel

Beispiel zur Selektion der Klassen im Thema 5 (Offenland) aus dem Vektordatensatz (ArcInfo-Coverage) der CIR-Kartierung mit ArcInfo 8.1 unter UNIX:

```
Arcedit: ec bio_sachs7
The edit coverage is now /BIO_SACHS7
Arcedit: ef poly
979065 element(s) for edit feature POLY
Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1
146299 element(s) now selected
Arcedit: resel BESTAND = 200
89523 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 0
82734 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 1 (mesophiles Grünland..., keine Angabe)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1
146299 element(s) now selected
Arcedit: resel BESTAND = 200
89523 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 4
6785 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 2 (mesophiles Grünland..., mit Gehölzaufwuchs)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1
146299 element(s) now selected
Arcedit: resel BESTAND = 300
19718 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 0
19699 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 3 (Saatgrasland , artenarm, keine Angabe)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1 and BESTAND = 300
19718 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 4
16 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 4 (Saatgrasland, artenarm, mit Gehölzaufwuchs)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1 and BESTAND = 400
9932 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 0
8921 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 5 (Feuchtgrünland, keine Angabe)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1 and BESTAND = 400
9932 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 4
1011 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 6 (Feuchtgrünland, mit Gehölzaufwuchs)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1 and OFFENL = 0
27133 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 0
25605 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 7 (sonst. Wirtschaftsgrünland, keine Angabe)

Arcedit: sel HG = 4 and UG = 1 and OFFENL = 0
1528 element(s) now selected
Arcedit: resel AU = 4
1521 element(s) now selected
Arcedit: calc offenl = 8 (sonst. Wirtschaftsgrünland, mit Gehölzaufwuchs)

...
```

9.4 AML-Script (Automatisches Ausschneiden der Quadranten)

„ausschn.aml“

AML-Script zum automatischen Ausschneiden der 534 Quadranten aus den Ausgangsdatensätzen

verändert nach: WALZ (2001: 175)

```

&type
&sv input = [response 'Name des auszuwertenden Raster-Files']
&type %input%
&sv landscape = [response 'File mit Landschaftseinheiten']
&sv l_item = [response 'items das Landschaften beschreibt']
&sv xa = [response 'Anfangsloop']
&sv xe = [response 'maximale Anzahl der Landschaften']
&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%
temp_grid%i% = selectpolygon (%input%, temp%i%, inside)
q
gridimage temp_grid%i% # erdas%i% erdas
kill temp%i%
kill temp_grid%i%
&end
&return

/* Name des auszuwertenden Rasterfiles: Themen 1-6 im GRID-Format
/* File mit Landschaftseinheiten: Vektordatensatz mit
Quadrantengitter (534 MTBQ)
/* items, das Landschaften beschreibt: Spalte in der Attributtabelle des
Vektordatensatzes, die die
laufende Nummer der Quadranten
enthält (1-534)

/* Anfangsloop: 1
/* maximale Anzahl der Landschaften: 534

```

9.5 Wichtungsdatei zu Thema 4 (Waldarten mit Altersstufung) und Thema 2 (Landnutzung)

Erläuterung der Wichtungsdatei zum Thema 4-WALDARTEN MIT ALTERSSTUFUNG:

- Grundlage für Wichtung: Wuchshöhen der jeweiligen Waldklassen

Zur Orientierung bei der Ableitung der Wuchshöhen wurde der Erläuterungstext zum CIR-Luftbildinterpretationsschlüssel (LFUG 1994) herangezogen.

Altersklassen im CIR-Kartierschlüssel:

I	Dickung bis Stangenholz	2-10m hoch (nach CIR-Schlüssel)
II	Stangenholz bis mittleres Baumholz	10-20m hoch (nach CIR-Schlüssel)
III	mittleres Baumholz bis Altholz	20-30m hoch (eigene Erfahrung)
X	ungleichaltrig, gestuft	?
	ohne Altersangabe	?

Den Klassen wurden demzufolge entsprechend der Altersklassen folgende Höhen (m) zugeordnet:

Klassen 1-90:	I	6,0	(Mittelwert)
	II	15,0	(Mittelwert)
	III	25,0	(Mittelwert)
	X	16,0	(Mittelwert, zwischen 2 und 30m hoch)
	ohne Altersangabe	16,0	(Mittelwert, zwischen 2 und 30m hoch)
Klassen 91-98:		25,0	(Wälder meist im Klimaxstadium, daher wie Altholz)
Klasse 99, 100 u. 102:		6,0	(Waldrand mit Gebüsch und jungen Bäumen, Vorwald, junger Wald)
Klasse 101:		1,0	(Schlagfluren, maximal Aufwuchs kleiner Sträucher)
Klasse 103:		2,0	(Wiederaufforstung, Höhenklasse vor der Dickung)
Klasse 104:		0,0	(Hintergrundklasse = 0, da kein Wald)

Daraus ergeben sich folgende relative Höhenwerte (liegen zwischen 0 und 1, d.h. zwischen 0 und 100%):

0,0m	=	.00
1,0m	=	.04
2,0m	=	.08
6,0m	=	.24
15,0 m	=	.60
16,0 m	=	.64
25,0 m	=	1.00

Es ergeben sich folgende **Höhenkontraste** bei verschiedenen Patchangrenzungen:

<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>0,0m</u> <u>stößt auf Patch einer Klasse mit</u> <u>Höhe:</u>	<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>1,0m</u> <u>stößt auf Patch einer Klasse mit</u> <u>Höhe:</u>	<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>2,0m</u> <u>stößt auf Patch einer Klasse mit</u> <u>Höhe:</u>
0,0m = .00	0,0m = .04	0,0m = .08
1,0m = .04	1,0m = .00	1,0m = .04
2,0m = .08	2,0m = .04	2,0m = .00
6,0m = .24	6,0m = .20	6,0m = .16
15,0m = .60	15,0m = .56	15,0m = .52
16,0m = .64	16,0m = .60	16,0m = .56
25,0m = 1.00	25,0m = .96	25,0m = .92 usw.

Ausschnitt aus der Wichtungsdatei zum Thema 4-WALDARTEN MIT ALTERSSTUFUNG:

1,2,40 (wenn Patch der Klasse 1 an Patch der Klasse 2 grenzt, beträgt der Höhenkontrast 40 %)	1,38,04	1,80,00
	1,39,36	1,81,00
	1,40,00	1,82,40
	1,41,00	1,83,04
1,3,04 (wenn Patch der Klasse 1 an Patch der Klasse 3 grenzt, beträgt der Höhenkontrast 4 %)	1,42,40	1,84,36
	1,43,04	1,85,00
	1,44,36	1,86,00
	1,45,00	1,87,40
1,4,36 ...	1,46,00	1,88,04
1,5,00 ...	1,47,40	1,89,36
1,6,00 ...	1,48,04	1,90,00
1,7,40	1,49,36	1,91,36
1,8,04	1,50,00	1,92,36
1,9,36	1,51,00	1,93,36
1,10,00	1,52,40	1,94,36
1,11,00	1,53,04	1,95,36
1,12,40	1,54,36	1,96,36
1,13,04	1,55,00	1,97,36
1,14,36	1,56,00	1,98,36
1,15,00	1,57,40	1,99,40
1,16,00	1,58,04	1,100,40
1,17,40	1,59,36	1,101,06
1,18,04	1,60,00	1,102,40
1,19,36	1,61,00	1,103,56
1,20,00	1,62,40	1,104,64
1,21,00	1,63,04	2,3,36
1,22,40	1,64,36	2,4,76
1,23,04	1,65,00	2,5,40
1,24,36	1,66,00	2,6,40
1,25,00	1,67,40	.
1,26,00	1,68,04	.
1,27,40	1,69,36	.
1,28,04	1,70,00	usw.
1,29,36	1,71,00	.
1,30,00	1,72,40	.
1,31,00	1,73,04	.
1,32,40	1,74,36	101,102,02
1,33,04	1,75,00	101,103,04
1,34,36	1,76,00	101,104,04
1,35,00	1,77,40	102,103,16
1,36,00	1,78,04	102,104,24
1,37,40	1,79,36	103,104,08

Erläuterung der Wichtungsdatei zum Thema 2-LANDNUTZUNG:

- Grundlage für Wichtung: Objekthöhe bzw. Höhe (Vegetation) der jeweiligen Landnutzungs Klasse

Zur Orientierung bei der Ableitung von Objekt- bzw. Landnutzungshöhen wurde der Erläuterungstext zum CIR-Luftbildinterpretationsschlüssel (LFUG 1994) herangezogen.

Den Klassen wurden folgende Höhen (m) zugeordnet (Erläuterungen teilweise in Klammern):

1	Fließgewässer	0,0	
2	Stillgewässer	0,0	
3	gewässerbegleitende Vegetation	3,0	(Mittelwert zwischen 0,0 und 6,0)
4	Bauwerke an Gewässern	1,0	
5	Hochmoor/Übergangsmoor	3,0	
6	Niedermoor/Sumpf	0,8	(Röhrichte, Seggenrieder)
7	Wirtschaftsgrünland	0,2	
8	Ruderalflur/Staudenflur	1,0	
9	anstehender Fels	0,0	
10	Blockschutthalden	0,5	
11	größere Lesesteinhaufen/offene Steinrücken	0,5	
12	offene Flächen	0,05	
13	Zwergstrauchheiden/Borstgrasrasen	0,6	(Mittelwert zwischen 0,2 und 1,0)
14	Magerrasen trockener Standorte	0,1	
15	Feldgehölz/Baumgruppe	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
16	Baumreihe	16,0	(5m jung bis 25-30m alt)
17	Allee	16,0	(5m jung bis 25-30m alt)
18	Einzelbaum/Solitär	16,0	(5m jung bis 25-30m alt)
19	Hecke	6,0	(Bäume u. Sträucher)
20	Gebüsch	4,0	(überwiegend Sträucher)
21	Laubbaumreinbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
22	Nadelbaumreinbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
23	Laub-Nadel-Mischbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
24	Nadel-Laub-Mischbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
25	Laubmischbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
26	Nadelmischbestand	16,0	(wie ungleichaltriger Wald, Thema 4)
27	Feuchtwälder	16,0	(meist Klimaxstadien von ca. 25m Höhe, trotzdem 16m um im Verhältnis zu anderen Waldhöhen zu bleiben)
28	Waldrandbereiche/Vorwälder	6,0	
29	Wiederaufforstung	2,0	
30	Acker	0,0	(Zustand im Frühjahr)
31	Sonderkulturen	2,0	(Mittelwert zwischen 0,0 und 4,0)
32	offene Rieselfelder	0,3	
33	Wohngebiet	15,0	(6-Geschosser als Orientierung , +/-)
34	Mischgebiet	17,0	(etwas höher als Wohngebiete)
35	Gewerbegebiet/technische Infrastruktur	20,0	(höher weil evtl. hohe Fabrikgebäude, Schornsteine)
36	Grün- und Freiflächen	10,0	(Mittelwert zwischen 0,0 und 20,0)
37	Verkehrsflächen	0,0	
38	anthropogen genutzte Sonderflächen	0,0	(Abgrabung / Aufschüttung)

Daraus ergeben sich folgende **relative Höhenwerte** (liegen zwischen 0 und 1, d.h. zwischen 0 und 100%):

0,00m =	.00	2,00m =	.10
0,05m =	.00	3,00m =	.15
0,10m =	.00	4,00m =	.20
0,20m =	.01	6,00m =	.30
0,30m =	.02	10,00m =	.50
0,50m =	.03	15,00 =	.75
0,60m =	.03	16,00 =	.80
0,80m =	.04	17,00 =	.85
1,00m =	.05	20,00 =	1.00

Es ergeben sich folgende **Höhenkontraste** bei verschiedenen Patchangrenzungen:

<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>0,00m stößt auf Patch einer</u> <u>Klasse mit Höhe:</u>	<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>0,05m stößt auf Patch einer</u> <u>Klasse mit Höhe:</u>	<u>Patch einer Klasse mit Höhe</u> <u>0,10m stößt auf Patch einer</u> <u>Klasse mit Höhe:</u>
0,00m = .00	0,00m = .00	0,00m = .00
0,05m = .00	0,05m = .00	0,05m = .00
0,10m = .00	0,10m = .00	0,10m = .00
0,20m = .01	0,20m = .01	0,20m = .01
0,30m = .02	0,30m = .02	0,30m = .02
0,50m = .03	0,50m = .03	0,50m = .03
0,60m = .03	0,60m = .03	0,60m = .03
0,80m = .04	0,80m = .04	0,80m = .04
1,00m = .05	1,00m = .05	1,00m = .05
2,00m = .10	2,00m = .10	2,00m = .10
3,00m = .15	3,00m = .15	3,00m = .15
4,00m = .20	4,00m = .20	4,00m = .20
6,00m = .30	6,00m = .30	6,00m = .30
10,00m = .50	10,00m = .50	10,00m = .50
15,00 = .75	15,00 = .75	15,00 = .75
16,00 = .80	16,00 = .80	16,00 = .80
17,00 = .85	17,00 = .85	17,00 = .85
20,00 = 1.00	20,00 = 1.00	20,00 = 1.00 usw.

Ausschnitt aus der Wichtungsdatei zum Thema 2-LANDNUTZUNG:

1,2,,00 (wenn Patch der Klasse 1 an Patch der Klasse 2 grenzt, beträgt der Höhenkontrast 0 %)	1,14,00	1,31,,10	.
1,3,,15 (wenn Patch der Klasse 1 an Patch der Klasse 3 grenzt, beträgt der Höhenkontrast 15 %)	1,15,,80	1,32,,02	.
1,4,,05 ...	1,16,,80	1,33,,75	usw.
1,5,,15 ...	1,17,,80	1,34,,85	.
1,6,,04 ...	1,18,,80	1,35,1.00	.
1,7,,01	1,19,,30	1,36,,50	35,36,,50
1,8,,05	1,20,,20	1,37,,00	35,37,1.00
1,9,,00	1,21,,80	1,38,,00	35,38,1.00
1,10,,03	1,22,,80	2,3,,15	36,37,,50
1,11,,03	1,23,,80	2,4,,05	36,38,,50
1,12,,00	1,24,,80	2,5,,15	37,38,,00
1,13,,03	1,25,,80	2,6,,04	
	1,26,,80	2,7,,01	
	1,27,,80	2,8,,05	
	1,28,,30	2,9,,00	
	1,29,,10	2,10,,03	
	1,30,,00	2,11,,03	

9.6 Batch-Datei zur Berechnung mehrerer Landschaftseinheiten hintereinander mit FRAGSTATS 2.0

„frag.bat“

BAT-Datei zur Berechnung mehrerer Landschaftseinheiten (Quadranten) hintereinander am Beispiel des Themas 2 (Landnutzung)

Dr. A. Lausch, bezogen auf Startroutine des Programms FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994)

```
For %%a in (*.gis) do c:\fragstat.exe %%a ln 10 $ 5 $ $ 0 38 land.dat $ $ $
$ 620 $ $ $ %%a
```

```
rem frag.bat-Datei in das gleiche Verzeichnis wie die fragstats.exe-Datei
kopieren zusammen mit den Dateien zu den Landschaftseinheiten
(534 ausgeschnittene Quadranten: erdas1.gis, erdas2.gis,...)und evtl.
der Wichtungsdatei
```

```
rem ln = Outputfilename (hier „ln“ zum Thema Landnutzung)
```

```
rem weitere Angaben = Voreinstellungen für Fragstats 2.0 (Rasterversion)
der Reihe nach; keinen auslassen, wenn optional, dann $
```

```
rem 10           = Pixelgröße
rem $           = evtl. Wert angeben für Corearea distance
rem 5           = data-type (lan/gis)
rem $           = rows
rem $           = cols
rem 0           = background (Hintergrundwert - Histogramm = 0)
rem 38          = maximale Klassenanzahl (hier 38 Klassen im Thema
Landnutzung)
rem land.dat    = Wichtungsdatei zum Thema Landnutzung
rem $           = evtl. 1 angeben, wenn ID-Image erzeugt werden soll
rem $           = evtl. 1 angeben für desc_file / Textbeschreibung der
Klassen
rem $           = bound_wght
rem $           = diags ja, patch = 8
rem 620         = Suchradius für Proximity Index (620m bei Thema
Landnutzung)
rem $           = Berechnung nndist / n = nein
rem $           = Berechnung patch_stat
rem $           = Berechnung class_stat
```

9.7 Formeln (FRAGSTATS 2.0)

Formeln zu einer Auswahl an Landschaftsstrukturmaßen berechnet mit dem Programm FRAGSTATS 2.0 (MCGARIGAL & MARKS 1994)

verwendete Symbole und Ausdrücke in den Formeln:

i	= 1,...,m oder m' Klassen
j	= 1,...,n Patches
k	= 1,...,m oder m' Klassen
s	= 1,...,n Patches innerhalb eines angegebenen Suchradius
A	= Gesamtfläche der Landschaft [m ²]
a_{ij}	= Fläche eines Patches ij [m ²]
a_{ijs}	= Fläche eines Patches ijs [m ²] innerhalb eines angegebenen Suchradius (in m) zu Patch ij
d_{ik}	= Wichtungsfaktor eines Patches ik
E	= Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft [m]
e_{ik}	= Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft zwischen Patches der Klassen i und k [m]
h_{ijs}	= Entfernung [m] zwischen Patch ijs (gelegen innerhalb eines angegebenen Suchradius von Patch ij) und Patch ij , basierend auf dem Abstand „Kante-zu-Kante“
m (= m')	= Anzahl der Klassen, die in der Landschaft vorhanden sind
N	= Gesamtanzahl der Patches in der Landschaft, ohne Hintergrundpatches
n (= n') = n_i	= Anzahl der Patches von Klasse i in der Landschaft
P_i	= Anteil von einer Klasse i an der Landschaft
p_{ij}	= Umfang [m] von Patch ij
p_{ijk}	= Länge [m] der Kante von Patch ij (= Teilstück aus Gesamtumfang des Patches ij), welches an Klasse k angrenzt

Formeln:

Flächenmaße (= Maße der Komposition)

- **CA** (*Class Area*) Klassenfläche

FORMEL 1a

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Einheit: Hektar

Bereich: $CA > 0$, obere Grenze = Größe der Landschaft (MTBQ)

Ebene: Klasse

-
- **TA** (*Total Area*) Totale Landschaftsfläche

FORMEL 1b

$$TA = A \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Einheit: Hektar

Bereich: $TA > 0$, Größe der Landschaft (MTBQ: ca. 3250 ha)

Ebene: Landschaft

- **%LAND** (*Percent of Landscape*) Flächenanteil an der Gesamtlandschaft

FORMEL 1c

$$\%Land = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Einheit: Prozent
 Bereich: $0 < \%Land \leq 100$
 Ebene: Klasse

Maße der Patchgröße, Patchdichte und Variabilität (= Maße der Konfiguration)

- **PD** (*Patch Density*) Patchdichte

FORMEL 2a

$$PD = \frac{n_i}{A} (10000)(100)$$

Einheit: Anzahl / 100 Hektar
 Bereich: $PD > 0$, ohne Begrenzung
 Ebene: Klasse

- **MPS** (*Mean Patch Size*) Mittlere Patchgröße

FORMEL 2b

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10000} \right)$$

Einheit: Hektar
 Bereich: $MPS > 0$, obere Grenze = Größe der Landschaft (MTBQ)
 Ebene: Klasse

Kantenmaße (= Maße der Konfiguration)

- **TE** (*Total Edge*) Totale Kantenlänge

FORMEL 3a

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

FORMEL 3b

$$TE = E$$

Einheit: Meter
 Bereich: $TE \geq 0$, ohne Begrenzung
 Ebene: Klasse

Einheit: Meter
 Bereich: $TE \geq 0$, ohne Begrenzung
 Ebene: Landschaft

- **ED** (*Edge Density*) Kantendichte

FORMEL 3c

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10000)$$

Einheit: Meter / Hektar

Bereich: $ED \geq 0$, ohne Begrenzung

Ebene: Klasse

- **MECI** (*Mean Edge Contrast Index*) Mittlerer Kantenkontrastindex

FORMEL 3d

$$MECI = \frac{\sum_{j=1}^n \left[\frac{\sum_{k=1}^{m'} (p_{ijk} \cdot dik)}{p_{ij}} \right]}{n_i} (100)$$

Einheit: Prozent

Bereich: $0 \leq MECI \leq 100$

Ebene: Klasse

FORMEL 3e

$$MECI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\frac{\sum_{k=1}^{m'} (p_{ijk} \cdot dik)}{p_{ij}} \right]}{N} (100)$$

Einheit: Prozent

Bereich: $0 \leq MECI \leq 100$

Ebene: Landschaft

Nachbarschaftsmaße (= Maße der Konfiguration)

- **MPI** (*Mean Proximity Index*) Mittlerer Näheindex

FORMEL 4a

$$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h^2_{ijs}}}{n_i}$$

Einheit: keine

Bereich: $MPI \geq 0$, ohne Begrenzung

$MPI = 0$, wenn alle Patches der betrachteten Klasse keine Nachbarpatches der selben Klasse innerhalb des Suchradius haben

Ebene: Klasse

Diversitätsmaße (= Maße der Komposition)

- **SIDI** (*Simpson's Diversity Index*) Diversitätsmaß nach SIMPSON

FORMEL 5a

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$$

Einheit: keine

Bereich: $0 \leq SIDI < 1$

SIDI = 0, wenn Landschaft nur aus einem Patch besteht

SIDI geht gegen 1, wenn die Zahl verschiedener Klassen zunimmt und sich die proportionale Verteilung der Flächen unter den verschiedenen Klassen angleicht

Ebene: Landschaft

9.8 Formeln (extra berechnete Maße)

Zusätzlich berechnete spezielle Formeln auf Grundlage einiger FRAGSTATS-Maße

verwendete FRAGSTATS-Maße nach MCGARIGAL & MARKS 1994 (Formeln in Anhang A, 9.7):

CA (*Class Area*) Klassenfläche [ha]

TA (*Total Area*) Totale Landschaftsfläche [ha]

TE (*Total Edge*) Totale Kantenlänge [m] → auf Klassen- und Landschaftsebene

zusätzlich neu berechnete Formeln zu speziellen Klassen aus verschiedenen Themen:

FORMEL A

p_grl_nw Prozentualer Flächenanteil Grünland/Ruderalflur von Nichtwald [%]

$$= \frac{(CA_{h3}) 100}{CA_{w104}}$$

CA_h3 = Fläche der Klasse 3 im Thema „Hauptlandnutzung“ (Grünland/Ruderalflur)

CA_w104 = Fläche der Klasse 104 im Thema „Waldarten mit Altersstufung“ (Hintergrund)

FORMEL B

p_gr_sov Prozentualer Flächenanteil Grün- und Freiflächen an Siedlungsflächen (ausgenommen Verkehrsflächen) [%]

$$= \frac{(CA_{ln36}) 100}{(CA_{h8} - CA_{ln37})}$$

CA_ln36 = Fläche der Klasse 36 im Thema „Landnutzung“ (Grün- und Freiflächen)

CA_h8 = Fläche der Klasse 8 im Thema „Hauptlandnutzung“ (Siedlung/Infrastruktur/Grünflächen)

CA_ln37 = Fläche der Klasse 37 im Thema „Landnutzung“ (Verkehrsflächen)

FORMEL C

p_gfa_nw Prozentualer Flächenanteil Grün- und Freiflächen, Feldgehölze/Baumgruppen, Baumreihen und Alleen von Nichtwald [%]

$$= \frac{(CA_{ln36} + CA_{ln15} + CA_{ln16} + CA_{ln17}) 100}{CA_{w104}}$$

CA_ln36 = Fläche der Klasse 36 im Thema „Landnutzung“ (Grün- und Freiflächen)

CA_ln15 = Fläche der Klasse 15 im Thema „Landnutzung“ (Feldgehölz/Baumgruppe)

CA_ln16 = Fläche der Klasse 16 im Thema „Landnutzung“ (Baumreihe)

CA_ln17 = Fläche der Klasse 17 im Thema „Landnutzung“ (Allee)

CA_w104 = Fläche der Klasse 104 im Thema „Waldarten mit Altersstufung“ (Hintergrund)

FORMEL D**ED_{l_o_s}** Kantendichte Landschaft ohne Siedlungsflächen [m / ha]

$$= \frac{(TE_h - TE_{h8})}{TA_h}$$

TE_h = totale Kantenlänge der Patches in der Gesamtlandschaft im Thema „Hauptlandnutzung“TE_{h8} = totale Kantenlänge der Patches der Klasse 8 im Thema „Hauptlandnutzung“
(Siedlung/Infrastruktur/Grünflächen)TA_h = totale Landschaftsfläche des Themas „Hauptlandnutzung“ (entspricht MTBQ)**FORMEL E****p_{kwi_kw}** Prozentanteil Kantenlänge Waldinneres von der Gesamtkantenlänge des Themas
„Waldarten mit Altersstufung“ [%]

$$= \frac{(TE_w - TE_{w104}) 100}{TE_w}$$

TE_w = totale Kantenlänge der Patches in der Gesamtlandschaft im Thema „Waldarten mit
Altersstufung“TE_{w104} = totale Kantenlänge der Patches der Klasse 104 im Thema „Waldarten mit Altersstufung“
(Hintergrund)**FORMEL F****p_{koi_ko}** Prozentanteil Kantenlänge innerhalb der Offenlandflächen von der Gesamtkantenlänge
des Themas „Offenland“ [%]

$$= \frac{(TE_o - TE_{o18}) 100}{TE_o}$$

TE_o = totale Kantenlänge der Patches in der Gesamtlandschaft im Thema „Offenland“TE_{o18} = totale Kantenlänge der Patches der Klasse 18 im Thema „Offenland“ (Hintergrund)

9.9 Univariate Analyse zum Grauspecht (*Picus canus*)

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Anzahl MTBQ (von 467)	Anteil MTBQ in %	Grauspecht Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
%LAND_in21 (Laubreinbestand)	1 ≤ 1,00	%	174	37,3	28,7	0,000
	2 > 1,00 – 2,00		140	30,0	38,6	
	3 > 2,00		153	32,8	54,9	
%LAND_in25 (Laubmischwald)	1 ≤ 1,50	%	170	36,4	28,2	0,000
	2 > 1,50 – 3,00		132	28,3	35,6	
	3 > 3,00		165	35,3	56,4	
%LAND_in27 (Feuchtwald)	1 ≤ 0,02	%	154	33,0	27,3	0,000
	2 > 0,02 – 0,20		202	43,3	42,1	
	3 > 0,20		111	23,8	55,0	
%LAND_wa2 (Laubreinbestand Buche)	1 0,00	%	135	28,9	23,0	0,000
	2 > 0,00 – 0,50		226	48,4	39,4	
	3 > 0,50		106	22,7	64,2	
%LAND_wa13 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche)	1 ≤ 0,30	%	170	36,4	28,8	0,000
	2 > 0,30 – 1,00		155	33,2	39,4	
	3 > 1,00		142	30,4	54,9	
%LAND_wa14 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Buche)	1 0,00	%	142	30,4	23,2	0,000
	2 > 0,00 – 0,20		161	34,5	36,0	
	3 > 0,20		164	35,1	59,1	
MPI_in21 (Laubreinbestand)	1 ≤ 15,00 (+1 Fehlwert)	-	147	31,5	29,9	0,001
	2 > 15,00 – 50,00		166	35,5	39,8	
	3 > 50,00		154	33,0	50,6	
MPI_in25 (Laubmischwald)	1 ≤ 40,00 (+2 Fehlwerte)	-	158	33,8	33,5	0,069
	2 > 40,00 – 100,00		142	30,4	40,8	
	3 > 100,00		167	35,8	46,1	
p_grl_nw (Grünland/Ruderalflur von Nichtwald)	1 ≤ 15,00	%	125	26,8	25,6	0,000
	2 > 15,00 – 30,00		183	39,2	44,3	
	3 > 30,00		159	34,0	47,2	
p_gr_sov (Grün- und Freiflächenanteil an Siedlungsflächen (ausg. Verk.-fl.))	1 ≤ 25,00	%	166	35,5	33,7	0,015
	2 > 25,00 – 32,00		149	31,9	38,3	
	3 > 32,00		152	32,5	49,3	
p_gfa_nw (Grün- und Freiflächen, Feldgehölze, Baumreihen, Alleen von Nichtwald)	1 ≤ 4,50	%	166	35,5	35,5	0,291
	2 > 4,50 – 6,50		143	30,6	42,0	
	3 > 6,50		158	33,8	43,7	
ghlz_% (Gehölze, insgesamt)	1 ≤ 1,50	%	183	39,2	34,4	0,118
	2 > 1,50 – 2,00		117	25,1	43,6	
	3 > 2,00		167	35,8	44,3	
PD_s20 (Streuobstwiese)	1 ≤ 0,40	Anzahl / 100 ha	146	31,3	33,6	0,102
	2 > 0,40 – 1,20		163	34,9	45,4	
	3 > 1,20		158	33,8	41,1	
ED_1_o_s (Kantendichte Landschaft ohne Siedlungsflächen)	1 ≤ 60,00	m / ha	145	31,0	33,1	0,001
	2 > 60,00 – 75,00		148	31,7	34,5	
	3 > 75,00		174	37,3	51,1	

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Anzahl MTBQ (von 467)	Anteil MTBQ in %	Grauspecht Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
SIDI_h (Hauptlandnutzung)	1 ≤ 0,65	-	177	37,9	29,4	0,000
	2 > 0,65 – 0,70		104	22,3	39,4	
	3 > 0,70		186	39,8	51,1	
MECI_w (Walddarten mit Altersstufung)	1 ≤ 24,00	%	160	34,3	41,9	0,785
	2 > 24,00 – 28,00		137	29,3	40,9	
	3 > 28,00		170	36,4	38,2	
p_kwi_kw (Kantenlänge Waldinneres von Gesamtkante Wald)	1 ≤ 40,00	%	137	29,3	31,4	0,018
	2 > 40,00 – 60,00		152	32,5	40,1	
	3 > 60,00		178	38,1	47,2	
Range_hoche (Reliefenergie)	1 ≤ 65,00	m	164	35,1	30,5	0,001
	2 > 65,00 – 135,00		166	35,5	41,0	
	3 > 135,00		137	29,3	51,1	
ED_ln1 (Fließgewässer)	1 ≤ 20,00	m / ha	138	29,6	29,7	0,001
	2 > 20,00 – 28,00		184	39,4	39,7	
	3 > 28,00		145	31,0	51,0	

Tabelle 19: Ergebnisse der univariaten Analyse zum Grauspecht (*Picus canus*)

9.10 Univariate Analyse zum Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Anzahl MTBQ (von 361)	Anteil MTBQ in %	Kiebitz Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
%LAND_in6 (Niedermoor/Sumpf)	1 0,00	%	184	51,0	45,1	0,010
	2 > 0,00 – 0,05		101	28,0	50,5	
	3 > 0,05		76	21,1	65,8	
%LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm)	1 ≤ 4,00	%	118	32,7	35,6	0,000
	2 > 4,00 – 8,50		119	33,0	52,9	
	3 > 8,50		124	34,3	63,7	
%LAND_o5 (Feucht-/Nassgrünland)	1 ≤ 0,05	%	132	36,6	55,3	0,457
	2 > 0,05 – 0,3		120	33,2	48,3	
	3 > 0,30		109	30,2	48,6	
%LAND_o15 (Acker)	1 ≤ 20,00	%	108	29,9	37,0	0,002
	2 > 20,00 – 40,00		115	31,9	53,9	
	3 > 40,00		138	38,2	59,4	
%LAND_o16 (Ackerbrache)	1 ≤ 0,10	%	129	35,7	45,7	0,022
	2 > 0,10 – 0,70		113	31,3	46,0	
	3 > 0,70		119	33,0	61,3	
PD_in30 (Acker/Ackerbrache)	1 ≤ 2,00	Anzahl / 100 ha	109	30,2	39,4	0,016
	2 > 2,00 – 3,00		119	33,0	55,5	
	3 > 3,00		133	36,8	56,4	
MPS_in30 (Acker/Ackerbrache)	1 ≤ 9,00	ha	113	31,3	41,6	0,049
	2 > 9,00 – 14,00		125	34,6	56,8	
	3 > 14,00		123	34,1	53,7	
MPI_o3 (Saatgrasland, artenarm)	1 ≤ 18,00 (+10 Fehlwerte)	-	127	35,2	41,7	0,005
	2 > 18,00 – 160,00		112	31,0	49,1	
	3 > 160,00		122	33,8	62,3	
MPI_o5 (Feucht-/Nassgrünland)	1 0,00 (+57 Fehlwerte)	-	145	40,2	59,3	0,031
	2 > 0,00 – 4,00		113	31,3	46,9	
	3 > 4,00		103	28,5	43,7	
%LAND_h1 (Gewässer)	1 ≤ 1,50	%	100	27,7	44,0	0,073
	2 > 1,50 – 2,50		148	41,0	49,3	
	3 > 2,50		113	31,3	59,3	
p_koi_ko (Kantenlängenanteil innerhalb Offenland von Gesamtöffnenland)	1 ≤ 25,00	%	107	29,6	38,3	0,007
	2 > 25,00 – 32,00		111	30,7	55,0	
	3 > 32,00		143	39,6	57,3	
MECI_in7 (Wirtschaftsgrünland)	1 ≤ 29,50	%	123	34,1	61,8	0,003
	2 > 29,50 – 33,00		116	32,1	50,9	
	3 > 33,00		122	33,8	40,2	
Range_hoche (Reliefenergie)	1 ≤ 65,00	m	120	33,2	68,3	0,000
	2 > 65,00 – 130,00		115	31,9	51,3	
	3 > 130,00		126	34,9	34,1	
MPI_h6 (Wälder und Forsten)	1 ≤ 1200,00	-	118	32,7	52,5	0,020
	2 > 1200,00 – 4000,00		122	33,8	59,0	
	3 > 4000,00		121	33,5	41,3	

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	heit	Anzahl MTBQ (von 361)	Anteil MTBQ in %	Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
ghlz_% (Gehölze, insgesamt)	1 ≤ 1,40	%	119	33,0	52,1	0,925
	2 > 1,40 – 2,00		123	34,1	51,2	
	3 > 2,00		119	33,0	49,6	
verkn_% (Verkehrsnetz)	1 ≤ 3,80	%	112	31,0	60,7	0,024
	2 > 3,80 – 4,70		117	32,4	50,4	
	3 > 4,70		132	36,6	43,2	
lstr_% (Landstraße / Bundesstraße)	1 0,00	%	101	28,0	51,5	0,004
	2 > 0,00 – 0,25		145	40,2	60,0	
	3 > 0,25		115	31,9	39,1	

Tabelle 20: Ergebnisse der univariaten Analyse zum Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

9.11 Univariate Analyse zur Schleiereule (*Tyto alba*)

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	MTBQ (von 472)	Anteil MTBQ in %	Schleiereule Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
%LAND_s9 (Mischgebiet, dörflich)	1 ≤ 1,40	%	174	36,9	23,0	0,000
	2 > 1,40 – 2,20		151	32,0	39,1	
	3 > 2,20		147	31,1	44,2	
%LAND_ln7 (Wirtschaftsgrünland)	1 ≤ 11,00	%	149	31,6	38,9	0,000
	2 > 11,00 – 20,00		155	32,8	43,9	
	3 > 20,00		168	35,6	22,6	
%LAND_ln8 (Ruderalflur/Staudenflur)	1 ≤ 0,40	%	196	41,5	25,5	0,002
	2 > 0,40 – 0,80		137	29,0	41,6	
	3 > 0,80		139	29,4	41,0	
%LAND_o5 (Feucht-/Nassgrünland)	1 ≤ 0,04	%	148	31,4	46,6	0,000
	2 > 0,04 – 0,20		141	29,9	41,1	
	3 > 0,20		183	38,8	20,2	
%LAND_o15 (Acker)	1 ≤ 25,00	%	182	38,6	7,7	0,000
	2 > 25,00 – 45,00		152	32,2	38,2	
	3 > 45,00		138	29,2	66,7	
%LAND_o16 (Ackerbrache)	1 ≤ 0,20	%	203	43,0	22,2	0,000
	2 > 0,20 – 1,50		175	37,1	38,3	
	3 > 1,50		94	19,9	55,3	
PD_s4 (bäuerlicher Hofstandort, Einzelgehöft, Aussiedlerhof)	1 ≤ 0,25	Anzahl / 100 ha	163	34,5	25,2	0,006
	2 > 0,25 – 0,50		131	27,8	38,9	
	3 > 0,50		178	37,7	40,4	
PD_s17 (Friedhof)	1 ≤ 0,06	Anzahl / 100 ha	213	45,1	27,7	0,013
	2 > 0,06 – 0,09		118	25,0	39,0	
	3 > 0,09		141	29,9	41,8	
PD_s20 (Streubstwiese)	1 ≤ 0,50	Anzahl / 100 ha	170	36,0	23,5	0,000
	2 > 0,50 – 1,25		148	31,4	32,4	
	3 > 1,25		154	32,6	49,4	
MPS_s20 (Streubstwiese)	1 ≤ 0,45	ha	200	42,4	19,0	0,000
	2 > 0,45 - 0,60		141	29,9	33,3	
	3 > 0,60		131	27,8	60,3	
MPI_s20 (Streubstwiese)	1 ≤ 1,00 (+ 19 Fehlwerte)	-	171	36,2	22,2	0,000
	2 > 1,00 – 5,00		152	32,2	32,2	
	3 > 5,00		149	31,6	51,7	
p_gr_sov (Grün- und Freiflächenanteil an Siedlungsflächen (ausg. Verk.-fl.))	1 ≤ 26,00	%	180	38,1	23,9	0,000
	2 > 26,00 – 32,00		137	29,0	38,0	
	3 > 32,00		155	32,8	44,5	
ghlz_% (Gehölze, insgesamt)	1 ≤ 1,50	%	184	39,0	23,4	0,000
	2 > 1,50 – 2,10		148	31,4	45,9	
	3 > 2,10		140	29,7	37,9	
p_koi_ko (Kantenlängenanteil innerhalb Offenland von Gesamtoffenland)	1 ≤ 28,00	%	201	42,6	21,4	0,000
	2 > 28,00 – 34,00		139	29,4	47,5	
	3 > 34,00		132	28,0	41,7	

Landschaftsstrukturparameter	Kategorie / Einteilung	Einheit	Anzahl MTBQ (von 472)	Anteil MTBQ in %	Schleiereule Vorkommen in %	Signifikanz (p-Wert)
MW_hoche (Geländehöhe)	1 ≤ 160,00	m	142	30,1	46,5	0,000
	2 > 160,00 – 320,00		159	33,7	41,5	
	3 > 320,00		171	36,2	18,7	
%LAND_h6 (Wälder und Forsten)	1 ≤ 13,00	%	153	32,4	66,0	0,000
	2 > 13,00 – 20,00		71	15,0	42,3	
	3 > 20,00		248	52,5	13,3	
wiwg_% (Wirtschaftswege)	1 ≤ 1,75	%	154	32,6	59,7	0,000
	2 > 1,75 – 2,00		49	10,4	51,0	
	3 > 2,00		269	57,0	17,5	
sstr_% (sonstige Straßen)	1 ≤ 1,25	%	173	36,7	25,4	0,000
	2 > 1,25 – 1,70		159	33,7	33,3	
	3 > 1,70		140	29,7	47,9	

Tabelle 21: Ergebnisse der univariaten Analyse zur Schleiereule (*Tyto alba*)

ANHANG B

Kartierschlüssel der
CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen
(LFUG 1994)

Kartiereinheiten der CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen

(LFUG 1994)

Gruppeneinteilung

x	Hauptgruppe
xUntergruppe
xxxBestand / Biotyp
xAusprägung
xNutzung
xSekundärnutzung
xSondernutzung, Besonderheit

(kursiv gesetzte Kartiereinheiten werden nicht sicher im CIR-Luftbild erkannt)

Für alle Kartiereinheiten verwendbare Sondernutzungen/Besonderheiten:

Sondernutzung/Besonderheit
1/pain Park, Landschaftspark
2/gpauf Golfplatz
3/bdauf Binnendüne
4/dmauf Damm
5/gein Geländeeinschnitt
6/aaauf Ausschüttung, Abgrabung
7/dpauf Deponie, Halde
8/vfauf Verkehrsfläche/Bahn/Straße/Flugplatz
9/mimilitärische Nutzung

2 Gewässer

2 1Fließgewässer
2 1 100 <i>Quellbereich</i>
2 1 200Bach
2 1 300Graben
2 1 400Fluß
2 1 500Kanal
2 1 600 <i>Wasserfall</i>
Ausprägung:
0keine Angabe
1/sbmit Schwimmblatt-u. Wasserschwebegesellsch.
2/romit Röhrichtsaun
3/rumit ruderalem Saun
4/gsmit Gehölzsaun
5/ramit Rasenböschung
6/vlmit gestufter Verlandungsvegetation
Nutzung:
0keine Angabe
1/n <i>naturnah</i>
2/kbkünstliche Befestigung, Uferverbauung
3/bvbegradigter Verlauf mit Verbauung
4/bgbegradigter Verlauf ohne Verbauung
5/usUferbänke aus Sand, Kies, Schlamm
Sekundärnutzung
0keine Angabe
7/trtrockengefallen
8/vr <i>verrohrt</i>

2 3	Stillgewässer
2 3 100	Temp. Kleingewässer, Tümpel
2 3 200	Kleingewässer (<1ha)
2 3 300	Teich
2 3 400	Staugewässer
2 3 500	<i>Moorgewässer, dystrophe Gewässer</i>
2 3 600	Altwasser
2 3 700	See
2 3 800	Restgewässer
		Ausprägung:
0	keine Angabe
1/sb	mit Schwimmblatt-u. Wasserschwebegesellsch.
2/ro	mit Röhrichtsaun
3/ru	mit ruderalem Saum
4/gs	mit Gehölzsaum
5/ra	mit Rasenböschung
6/vl	mit gestufter Verlandungsvegetation
		Nutzung:
0	keine Angabe
1/n	<i>naturnah</i>
2/kb	künstliche Befestigung, Uferverbauung
3/bv	begradigter Verlauf mit Verbauung
4/bg	begradigter Verlauf ohne Verbauung
5/us	Uferbänke aus Sand, Kies, Schlamm
		Sekundärnutzung:
0	keine Angabe
7/tr	trockengefallen
2 4	gewässerbegleitende Vegetation (flächige Erfassung)
2 4 100	Schwimmblatt- und Wasserschwebegesellschaften
2 4 200	Röhrichte
2 4 300	<i>Großseggenrieder</i>
2 4 400	<i>Uferstaudenfluren</i>
2 4 500	gewässerbegleitende Gehölze
2 4 600	Verlandungsvegetation, undifferenziert
		Ausprägung:
0/	keine Angabe
1/sb	mit Schwimmblatt-u. Wasserschwebegesellsch.
2/ro	mit Röhrichtsaun
3/ru	mit ruderalem Saum
4/gs	mit Gehölzsaum
5/ra	mit Rasenböschung
6/vl	mit gestufter Verlandungsvegetation
2 5	Bauwerke am Gewässer
2 5 100	Staumauer
2 5 200	Schleuse
2 5 300	<i>Wehr</i>
2 5 400	Buhne
2 5 500	sonstige

3 Moore, Sümpfe

3 1Hochmoor, Übergangsmoor
3 1 100zentraler Moorbereich
3 1 110 <i>offenes Moor, gehölzfrei</i>
3 1 120 <i>zentr. Moorb. M. Kiefern Kusseeln und Moorkieferndickicht</i>
3 1 200 <i>Moorheide</i>
3 1 300 <i>Baumstadium, Moorwald</i>
3 1 310 <i>Birken-Moorwald</i>
3 1 320 <i>Fichten-Moorwald</i>
3 1 330 <i>Kiefern-Moorwald</i>
Nutzung:
0keine Angabe
6/tsTorfstich
7/to <i>Torfstich mit Regeneration</i>
3 2Niedermoor, Sumpf
3 2 200 <i>Kleinseggenried</i>
3 2 300 <i>Großseggenried, Steuwiese</i>
3 2 400 <i>Landröhricht</i>
Ausprägung:
0keine Angabe
4/gamit Gehölzaufwuchs

4 Grünland, Ruderalflur

4 1Wirtschaftsgrünland
4 1 200 <i>mesoph. Grünland, Fettwiesen und –weiden, Bergwiesen</i>
4 1 300 <i>Saatgrasland, artenarm</i>
4 1 400 <i>Feuchtgrünland, Naßgrünland</i>
Ausprägung:
0keine Angabe
4/gamit Gehölzaufwuchs
Sekundärnutzung:
1/grmit Gräben durchzogen
2/stmit Steinrücken
3/bsmit bewachsenen Steinrücken
4 2Ruderalflur, Staudenflur
4 2 100 <i>trocken – frisch</i>
4 2 200 <i>feucht – naß</i>
Ausprägung:
0keine Angabe
4/gamit Gehölzaufwuchs

5 Magerrasen, Felsfluren, Zwergstrauchheiden

5 1ansteher Fels
Ausprägung:
0keine Angabe
4/gamit Gehölzaufwuchs
7/ov <i>ohne Vegetation</i>
8/pimit Pioniervegetation und Felsfluren
5 2Blockschutthalden
Ausprägung:

	0keine Angabe
	4/gamit Gehölzaufwuchs
	7/ov <i>ohne Vegetation</i>
5 3	8/pimit Pioniervegetation und Steinschuttflurengrößere Lesesteinhaufen und offene SteinrückenAusprägung:
	0keine Angabe
	4/gamit Gehölzaufwuchs
	7/ov <i>ohne Vegetation</i>
	8/pimit Pioniervegetation und Ruderalvegetation
5 4	offene Flächen
5 4 100	offene Sandflächen
5 4 200	sonstige offene FlächenAusprägung:
	0keine Angabe
	3/rumit Ruderalvegetation
	4/gamit Gehölzaufwuchs
	7/ov <i>ohne Vegetation</i>
	8/pimit Pioniervegetation (Initialstadium)
5 5	Zwergstrauchheiden und <i>Borstgrasrasen</i>
5 5 100	Zwergstrauchheide
5 5 110	gehölzfrei
5 5 120	Zwergstrauchheide mit überw. Kiefern
5 5 130	Zwergstrauchheide mit überw. Birken
5 5 140	Wacholderheide
5 5 150	Besenginsterheide
5 5 200	 <i>Borstgrasrasen</i>Ausprägung:
	0keine Angabe
	4/gamit GehölzaufwuchsSekundärnutzung:
	0keine Angabe
	1/grmit Gräben durchzogen
	2/stmit Steinrücken
	3/bsmit bewachsenen Steinrücken
5 6	Magerrasen trockener Standorte
5 6 100	 <i>Sand- und Silikatmagerrasen</i>
5 6 200	 <i>basiphile Trocken- und Halbtrockenrasen</i>Ausprägung:
	0keine Angabe
	4/gamit Gehölzaufwuchs

6 Baumgruppen, Hecken, Gebüsch

6 1Feldgehölz / Baumgruppe
6 1 100Nadelreinbestand
6 1 200Nadmischbestand
6 1 300Laubreinbestand
6 1 400Laubmischbestand
6 1 500MischbestandAusprägung:

0keine Angabe
3/rumit ruderalem Saum
6 2Baumreihe
6 2 100Nadelreinbestand
6 2 200Nadelmischbestand
6 2 300Laubreinbestand
6 2 400Laubmischbestand
6 2 500Mischbestand
6 2 600 <i>Obstbaumreihe</i>
6 2 700 <i>Kopfbaumreihe</i>
6 2 800Pappelreihe
Ausprägung:
0keine Angabe
3/rumit ruderalem Saum
Nutzung:
0keine Angabe
1/ddoppelte Baumreihe
2/mmehrreihige Baumreihe
3/llückige Baumreihe
4/dldoppelt lückige Baumreihe
5/mlmehrreihige, lückige Baumreihe
Sekundärnutzung:
0keine Angabe
4/lSan Landesstraße, Bundesstraße
5/san sonstiger Straße
6/wan Wirtschaftsweg
6 3Allee
6 3 100Nadelreinbestand
6 3 200Nadelmischbestand
6 3 300Laubreinbestand
6 3 400Laubmischbestand
6 3 500Mischbestand
6 3 600 <i>Obstbaumallee</i>
6 3 700 <i>Kopfbaumallee</i>
5 3 800Pappelallee
Ausprägung:
0keine Angabe
1/rumit ruderalem Saum
Nutzung:
0keine Angabe
1/ddoppelte Allee
2/mmehrreihige Allee
3/llückige Allee
4/dldoppelte, lückige Allee
5/mlmehrreihige, lückige Allee
Sekundärnutzung
0keine Angaben
4/lSan Landstraße/Bundesstraße
5/san sonstiger Straße
6/wan Wirtschaftsweg
6 4Solitär (einzeln stehender Baum)
6 4 100 <i>Kopfbaum</i>

6 5Hecke
6 5 100 <i>Feldhecke</i>
6 5 200 <i>Hecke auf Steinrücken</i>
6 5 300sonstige Hecken
Ausprägung
0keine Angaben
1/dwdurchgewachsen
3/rumit ruderalem Saum
Nutzung:
0keine Angaben
1/ddoppelte Hecke
2/mmehreihige Hecke
3/llückige Hecke
4/dldoppelte lückige Hecke
5/mlmehreihige,lückige Hecke
Sekundärnutzung:
0keine Angabe
4/lsan Landstraße/Bundesstraße
5/san sonstiger Straße
5/wan Wirtschaftsweg

6 6Gebüsch
6 6 100Trockengebüsch
6 6 200Feuchtgebüsch
5 6 210Ufergebüsch
6 6 220Moor- und Sumpfbüsch
Ausprägung:
0keine Angabe
3/rumit ruderalem Staudensaum

7 Wälder und Forsten

7 1/LLaubbaumart (Reinbestand):
0Eiche
1Buche
2Esche
3Robinie
4Pappel
5Birke
6Erle
7sonst. Hartholzreinb./ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
8sonstiger Laubholzreinb./ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
Begleiter:
.0xkein Begleiter
.01Fichte
.02Kiefer
.03Lärche
.04sonst. Nadelholz/ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
.05Buche
.06Eiche
.07sonstiges Hartholz/ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
.08Birke

.09sonstiges Laubholz/ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
7 2 /NNadelbaumart (Reinbestand):
1Fichte
2Kiefer
3Lärche
9sonstiger Nadelholzreinb./ nicht differenz./ Baumart nicht erkannt
.0xBegleiter:
.00kein Begleiter
.01Fichte
.02Kiefer
.03Lärche
.04sonst. Nadelholz/ nicht differenz./Baumart nicht erkannt
.05Buche
.06Eiche
.07sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
.08Birke
.09sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
7 3/LNLaub-Nadel-Mischwald
x..Laubbaumart (Hauptbaumart):
0..keine Hauptbaumart
1..Eiche
2..Buche
3..Esche
4..Robinie
5..Pappel
6..Birke
7..sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
8..sonst. Weichholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
9..sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
.xNadelbaumart (Nebenbaumart):
.0.keine Nebenbaumart
.1.Fichte
.2.Kiefer
.3.Lärche
.4.sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
..xweitere Nebenbaumart(Begleiter):
..0kein Begleiter
..1Fichte
..2Kiefer
..3Lärche
..4sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
..5Buche
..6Eiche
..7sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
..8Birke
..9sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
7 4 /NLNadel-Laub-Mischwald
x.Nadelbaumart (Hauptbaumart):
0..keine Hauptbaumart
1..Fichte

- 2..Kiefer
- 3..Lärche
- 9..sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

- .x. Laubbaumart (Nebenbaumart):
- .0. keine Nebenbaumart
- .1. Eiche
- .2. Buche
- .3. Esche
- .4. Robinie
- .5. Pappel
- .6. Birke
- .7. sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .8. sonst. Weichholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .9. sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

- .x. weitere Nebenbaumart (Begleiter):
- .0. kein Begleiter
- .1. Fichte
- .2. Kiefer
- .3. Lärche
- .4. sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .5. Buche
- .6. Eiche
- .7. sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .8. Birke
- .9. sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

7 5 /LM

-Laubmischwald
- x..Laubbaumart (Hauptbaumart):
- 0..keine Hauptbaumart
- 1..Eiche
- 2..Buche
- 3..Esche
- 4..Robinie
- 5..Pappel
- 6..Birke
- 7..sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- 8..sonst. Weichholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- 9..sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

- .x. Laubbaumart (Nebenbaumart):
- .0. keine Nebenbaumart
- .1. Eiche
- .2. Buche
- .3. Esche
- .4. Robinie
- .5. Pappel
- .6. Birke
- .7. sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .8. sonst. Weichholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- .9. sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

- .x. weitere Nebenbaumart(Begleiter)
- .0. kein Begleiter

- ..1Fichte
- ..2Kiefer
- ..3Lärche
- ..4sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- ..5Buche
- ..6Eiche
- ..7sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- ..8Birke
- ..9sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

7 6/ NM

-Nadelmischwald
- x..Nadelbaumart (Hauptbaumart):
- 0..keine Hauptbaumart
- 1..Fichte
- 2..Kiefer
- 3..Lärche
- 9..sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

-Nadelbaumart (Nebenbaumart):
- .0.keine Nebenbaumart
- .1.Fichte
- .2.Kiefer
- .3.Lärche
- .9.Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

-weitere Nebenbaumart (Begleiter):
- ..0kein Begleiter
- ..1Fichte
- ..2Kiefer
- ..3Lärche
- ..4sonst. Nadelholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- ..5Buche
- ..6Eiche
- ..7sonst. Hartholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt
- ..8Birke
- ..9sonst. Laubholz/nicht differenz./Baumart nicht erkannt

- xAltersstufe:
- 0keine Angabe
- 1/IDickung bis Stangenholz
- 2/IIStangenholz bis mittleres mittleres Baumholz
- 3/IIImittleres Baumholz bis Altholz
- 4/Xungleichaltrig, gestuft

- xBewirtschaftungsform:
- 0keine Angabe
- 1/VÜberhälterbewirtschaftung
- 2/k*Kahlschlagbewirtschaftung*
- 3/sc*Schirmschlag*
- 4/sa*Saumschlag*
- 5/fe*Femelschlag*
- 6/pl*Plenterung*
- 7/th*ohne sichtb. Bewirtschaft. (totholzreich)*

- 0gesund, keine luftbildsichtb. Schäden

1/sgstark geschädigt, entlaubt, entnadelt

7 7Feuchtwald (Moorwald siehe 3 1 300)
7 7 100Bruchwald/Sumpfwald
7 7 110Erlenbruchwald
7 7 120sonstige Bruchwälder/Sumpfwälder
7 7 200Auwald
7 7 210Weichholzauwald
7 7 220Hartholzauwald
7 7 230*Erlen-Eschenwald*
7 7 300*Schlucht- und Schatthangwälder*

7 8Waldrandbereiche/Vorwälder
7 8 100Altbaumbestände an Schlaggrenzen
7 8 200gestufter Waldrandbereich
7 8 300Vorwaldstadien
7 8 400Schlagfluren

7 9Wiederaufforstung
7 9 100*Laubaufforstung*
7 9 200*Nadelaufforstung*

8 Acker, Sonderstandorte

8 1Acker
8 1 100Ackerbrache
.....Ausprägung:
0keine Angabe
3/rumit ruderalem Saum

8 2Sonderkulturen
8 2 100Erwerbsgartenbau
8 2 110Freibeetanlagen
8 2 120Frühbeet-, Glashaus-, Folienzeltanlagen
8 2 130Baumschule
8 2 200Obstplantagen
8 2 300Weinbauanlagen
8 2 310Weinbauanlagen intensiv genutzt (flurbereinigt)
8 2 320Weinbauanlagen extensive Nutzung
.....Nutzung:
0keine Angabe
8/brbrachgefallen

8 3offene Rieselfelder
.....Nutzung:
0keine Angabe
8/brbrachgefallen

9 Siedlung, Infrastruktur, Grünflächen

9 1Wohngebiet
9 1 100städtisch geprägt
9 1 110Blockrand- und Zeilenbebauung
9 1 120Punktbauung, Hochhäuser
9 1 130Einzel- und Reihenhaussiedlung

9 1 140Villenbebauung (mit parkartigen Gärten)
9 1 200ländlich geprägt
9 1 210innerörtlich
9 1 220außerörtlich
9 1 300Einzelanwesen
9 1 310Burg, Schloß, Kloster, Gut
9 1 320bäuerlicher Hofstandort, Einzelgehöft, Aussiedlerhof
9 1 330Ruine
Ausprägung:
0keine Angabe
4/wamit waldartigem Baumbestand >30% Deckung
9 2Mischgebiet
9 2 100städtisches Mischgebiet
9 2 110 historische Altstadt
9 2 120 sonstige städtische Mischgebiete
9 2 200dörfliches Mischgebiet
 Ausprägung:
0 keine Angabe
4/wa mit waldartigem Baumbestand >30% Deckung
9 3 Gewerbegebiet / technische Infrastruktur
9 3 100 Industriegebiet
9 3 200 Gewerbegebiet und gewerbliche Sondernutzung
9 3 300 landwirtsch. Betriebsstandort, industrielle Ausprägung / ehem. LPG
9 3 400 technische Infrastruktur, Ver- und Entsorgung
 Ausprägung:
0 keine Angabe
3/ru mit ruderalem Saum
4/wa mit waldartigem Baumbestand >30% Deckung
9 4 Grün- und Freiflächen
9 4 100 kleinere Parkanlagen
9 4 110 Zoologische- und Botanische Gärten
9 4 200 Sport- und Freizeitanlagen
9 4 210 Golfplatz (intensiv genutzte Fläche)
9 4 220 Schwimmbad (Freibad)
9 4 230 Badestelle
9 4 240 Tennisplätze, Fußballplätze (versiegelt, intensiv genutzt)
9 4 250 kleine Fußballplätze (Ballspielanlagen, Bolzplätze)
9 4 260 Reitplätze und Rennbahnen
9 4 270 Freizeitparks (intensiv genutzte Fläche)
9 4 280 sonstige Sportanlagen
9 4 300 Campingplatz, Feriensiedlung
9 4 310 Campingplatz
9 4 320 Feriensiedlung
9 4 400 Kleingartenanlage
9 4 500 Friedhof
9 4 600 Dorfanger, Dorfplatz
9 4 700 Abstandsfläche, gestaltet
9 4 800 Garten, Gartenbrachen, Grabeland
9 4 810 überwiegend Ziergarten
9 4 820 überwiegend Nutzgarten
9 4 830 Grabeland
9 4 840 Streuobstwiese

9 4 900sonstige Freiflächen
Ausprägung:
0keine Angabe
4/wa mit waldartigem Baumbestand >30% Deckung
9 5Verkehrsflächen
9 5 100Straßen
9 5 110Autobahn
9 5 120/lsLandstraße, Bundesstraße
9 5 130/ssonstige Straße
9 5 140/wWirtschaftsweg
9 5 200Platz
9 5 210Parkplatz, versiegelt
9 5 220sonstige versiegelte Plätze
9 5 230Parkplatz, sonstige Plätze unversiegelt
9 5 240 Garagenanlage
9 5 300 Bahnanlage
9 5 310Gleisanlagen
9 5 320 Bahnbetriebsgelände
9 5 400 Luftverkehrsfläche
9 5 410 Start- und Landebahnen
9 5 420 Flugbetriebsgelände
9 5 500 Hafenanlage
9 5 600 Verkehrsbegleitgrün
 Ausprägung:
0 keine Angabe
3/ru mit ruderalem Saum
9/vg mit Verkehrsbegleitgrün
9 6 anthropogen genutzte Sonderflächen
9 6 100 Bauflächen, offenes Bauerwartungsland
9 6 200 Lagerflächen
9 6 300 Aufschüttung und Altablagerung
9 6 310 <i>wilde Mülldeponie</i>
9 6 320 <i>geordnete Mülldeponie</i>
9 6 330 <i>Bauschuttalagerung</i>
9 6 340 <i>sonstige Aufschüttung</i>
9 6 350Ablaßstelle, Güllebecken, Spülbecken
9 6 400Abgrabungen, Rohstoffgewinnung
9 6 410Steinbruch
9 6 420Sand-/Kiesgrube
9 6 430Braunkohlentagebau
9 6 440sonstige Abbauflächen
9 6 500militärische Sonderbaufläche
Ausprägung:
0keine Angabe
3/rumit Ruderalvegetation
4/gamit Gehölzaufwuchs
7/ov <i>ohne Vegetation</i>
8/pimit Pioniervegetation

ANHANG C

Kartenanhang

Landnutzung in Sachsen

(Thema 2)

sowie

Beispielquadranten zum
Vorkommen der drei untersuchten Vogelarten



TK 10 (N) Nr. 5142-NO

LIMBACH-OBERFROHNA

MTBQ Nr. 387 mit
Vorkommen der Schleiereule



Maßstab 1:40000



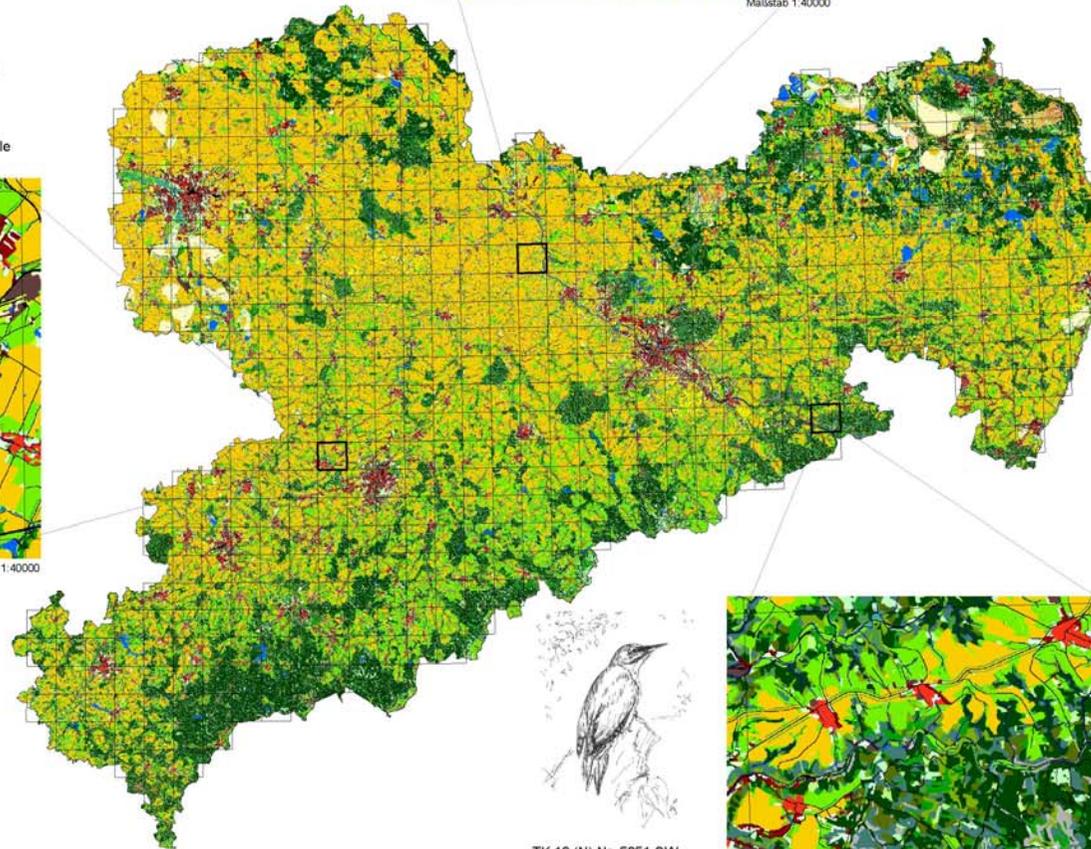
Maßstab 1:40000



TK 10 (N) Nr. 4746-SW

ZEHREN

MTBQ Nr. 190 mit
Vorkommen des Kiebitz



TK 10 (N) Nr. 5051-SW

LICHTENHAIN

MTBQ Nr. 349 mit
Vorkommen des Grauspechts



Maßstab 1:40000

Landnutzungsklassen

- 1 - Fließgewässer
- 2 - Stillgewässer
- 3 - gewässerbegleitende Vegetation
- 4 - Bauwerke an Gewässern
- 5 - Hochmoor / Übergangsmoor
- 6 - Niedermoor / Sumpf
- 7 - Wirtschaftsgrünland
- 8 - Ruderalflur / Staudenflur
- 9 - anstehender Fels
- 10 - Blockschutthalden
- 11 - größere Lesesteinhaufen und offene Steinrücken
- 12 - offene Flächen
- 13 - Zwergstrauchheiden und Borstgrasrasen
- 14 - Magerrasen trockener Standorte
- 15 - Feldgehölz / Baumgruppe
- 16 - Baumreihe
- 17 - Allee
- 18 - Solitär (einzeln stehender Baum)
- 19 - Hecke
- 20 - Gebüsch
- 21 - Laubbaumbestand
- 22 - Nadelbaumbestand
- 23 - Laub-Nadelmischwald
- 24 - Nadel-Laubmischwald
- 25 - Laubmischwald
- 26 - Nadelmischwald
- 27 - Feuchtwald
- 28 - Waldrandbereiche / Vorwälder
- 29 - Wiederaufforstung
- 30 - Acker
- 31 - Sonderkulturen
- 32 - offene Rieselfelder
- 33 - Wohngebiet
- 34 - Mischgebiet
- 35 - Gewerbegebiet / technische Infrastruktur
- 36 - Grün- und Freiflächen
- 37 - Verkehrsflächen
- 38 - anthropogen genutzte Sonderflächen

□ Gitter der Messtischblattquadranten von Sachsen (534 MTBQ)

— Grenze Sachsen (= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 1 Landnutzung in Sachsen (Thema 2)

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landspflege
Studiengang Landschaftspflege

Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

Marz 2002

Maßstab: 1:500000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungs kartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

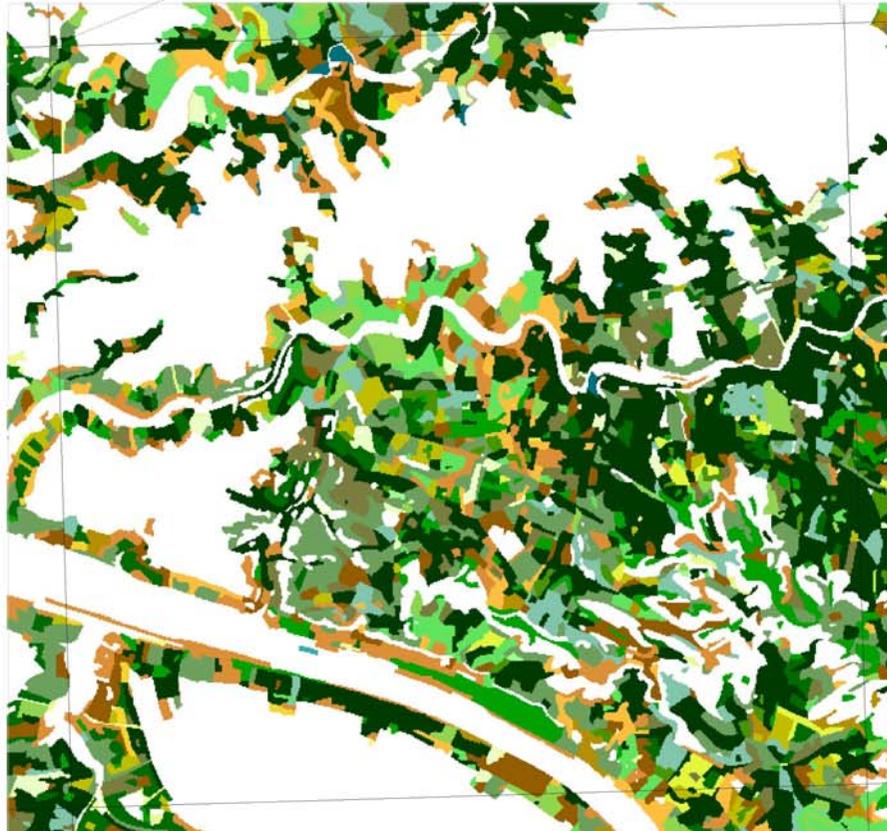


0 20 40 60 80 100 Kilometer

Thema 3 (Waldarten)
- Ausschnitt-

TK 10 (N) Nr. 5051-SW

LICHTENHAIN



0 0,4 0,8 1,2 1,6 2,0 Kilometer

Klassen der Waldarten (Ausschnitt)

- 1 - Laubbaumreinbestand Eiche
- 2 - Laubbaumreinbestand Buche
- 3 - sonst. Laubbaumreinbestand
- 4 - Nadelbaumreinbestand Fichte
- 5 - Nadelbaumreinbestand Kiefer
- 6 - sonst. Nadelbaumreinbestand
- 7 - Laub-Nadelmischwald mit HB Eiche
- 8 - Laub-Nadelmischwald mit HB Buche
- 9 - sonst. Laub-Nadelmischwald
- 10 - Nadel-Laubmischwald mit NB Eiche
- 11 - Nadel-Laubmischwald mit NB Buche
- 12 - sonst. Nadel-Laubmischwald
- 13 - Laubmischwald mit HB Eiche
- 14 - Laubmischwald mit HB Buche
- 15 - sonst. Laubmischwald
- 16 - Nadelmischwald mit HB Fichte
- 17 - Nadelmischwald mit HB Kiefer
- 18 - sonst. Nadelmischwald
- 22 - Weichholzauwald
- 23 - sonst. Auwald
- 24 - Schlucht- und Schatthangwald
- 26 - Altbaumbestände an Schlaggrenzen
- 27 - gestufter Waldrandbereich
- 28 - Vorwaldstadien
- 29 - sonst. Waldrandbereiche / Vorwälder
- 31 - Wiederaufforstung
- 32 - Hintergrund

(HB = Hauptbaumart, NB = Nebenbaumart)

MTBQ Nr. 349
(= TK 10 (N) Nr. 5051-SW)

Karte 2 Thema 3 (Waldarten) - Ausschnitt
TK 10 (N) Nr. 5051-SW (Lichtenhain)

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen

 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflge
Studiengang Landespflge

 Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:35000

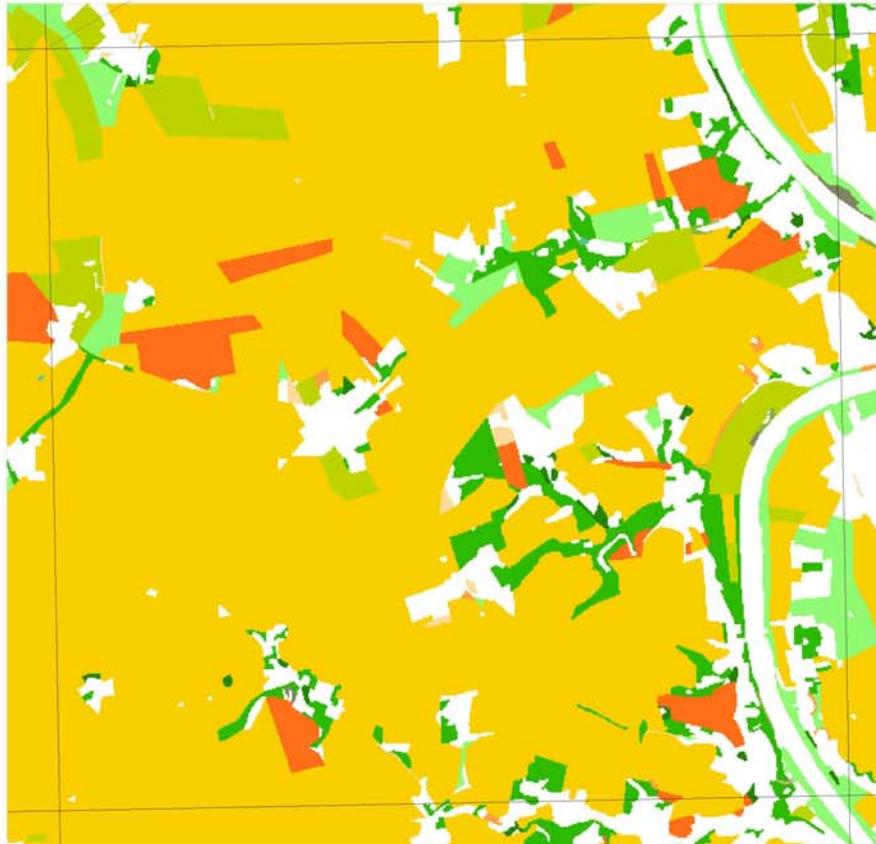
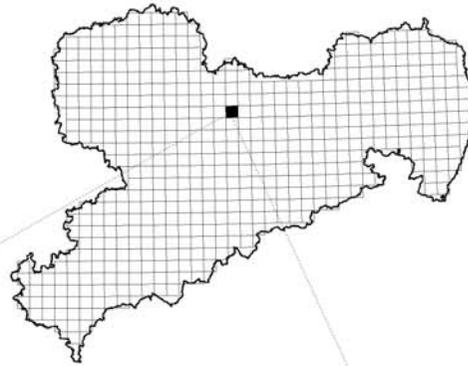
Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)



Thema 5 (Offenland)
- Ausschnitt-

TK 10 (N) Nr. 4746-SW

ZEHREN



0 0,4 0,8 1,2 1,6 2,0 Kilometer

Klassen des Offenlandes (Ausschnitt)

- 1 - mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen
 - 2 - mesophiles Grünland, Fettwiesen und -weiden, Bergwiesen mit Gehölzaufwuchs
 - 3 - Saatgrasland, artenarm
 - 7 - sonst. Wirtschaftsgrünland
 - 8 - sonst. Wirtschaftsgrünland mit Gehölzaufwuchs
 - 9 - Ruderal- / Staudenflur, trocken-frisch
 - 10 - Ruderal- / Staudenflur, trocken-frisch mit Gehölzaufwuchs
 - 11 - Ruderal- / Staudenflur, feucht-nass
 - 12 - Ruderal- / Staudenflur, feucht-nass mit Gehölzaufwuchs
 - 13 - sonst. Ruderal- / Staudenflur
 - 15 - Acker
 - 16 - Ackerbrache
 - 18 - Hintergrundklasse
- MTBQ Nr. 190
(= TK 10 (N) Nr. 4746-SW)

Karte 3 Thema 5 (Offenland) - Ausschnitt
TK 10 (N) Nr. 4746-SW (Zehren)

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen

 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflege
Studiengang Landespflege

 Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:35000

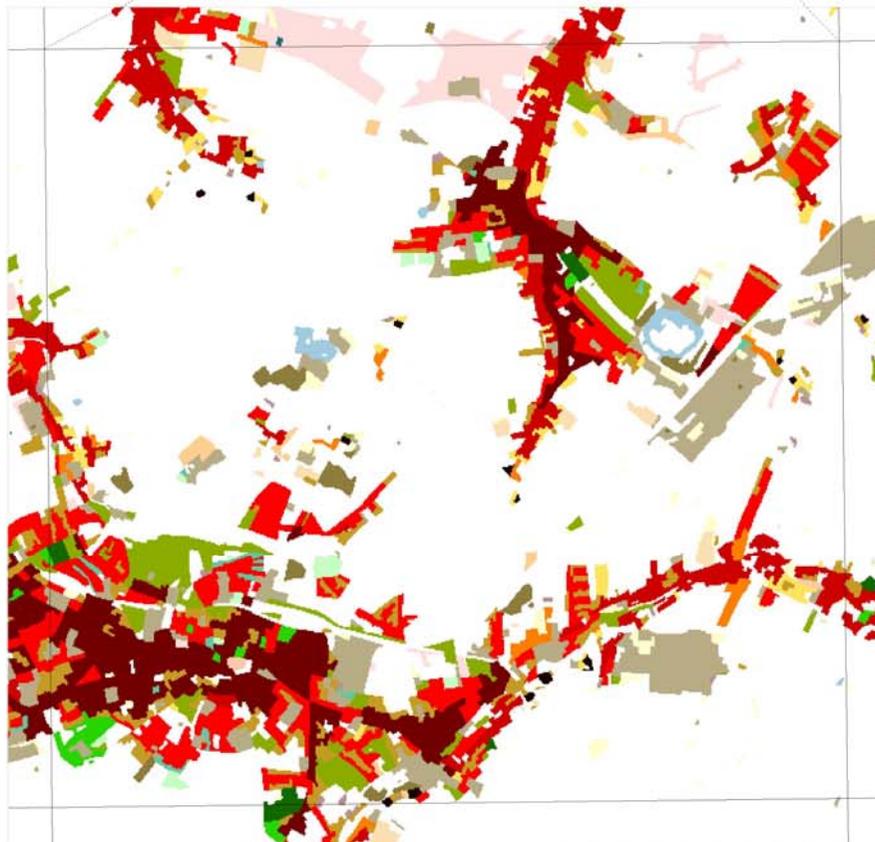
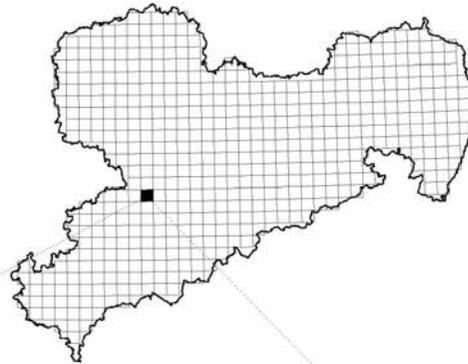
Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)



Thema 6
(Siedlung/Sondernutzung)
- Ausschnitt-

TK 10 (N) Nr. 5142-NO

LIMBACH-OBERFROHNA



0 0,4 0,8 1,2 1,6 2,0 Kilometer

Klassen der Siedlungen/Sondernutzungen
(Ausschnitt)

- 1 - Wohngebiet, städtisch geprägt
- 2 - Wohngebiet, ländlich geprägt
- 3 - Burg, Schloss, Kloster, Gut
- 4 - bäuerlicher Hofstandort, Einzelgehöft, Aussiedlerhof
- 6 - sonstiges Einzelanwesen
- 8 - Mischgebiet, städtisch
- 9 - Mischgebiet, dörflich
- 11 - landwirtschaftlicher Betriebsstandort, industrielle Ausprägung
- 12 - sonst. Gewerbegebiet / technische Infrastruktur
- 13 - kleinere Parkanlagen
- 14 - Sport- und Freizeitanlagen
- 15 - Campingplatz / Feriensiedlung
- 16 - Kleingartenanlage
- 17 - Friedhof
- 19 - Garten- und Grabeland
- 20 - Streuobstwiese
- 21 - sonst. Freiflächen
- 22 - Bauflächen, offenes Bauerwartungsland
- 23 - Lagerflächen
- 24 - Aufschüttung / Altablagerung
- 25 - Abgrabungen / Rohstoffgewinnung
- 27 - sonstige anthropogene Sonderfläche
- 28 - Hintergrundklasse
- MTBQ Nr. 387
(= TK 10 (N) Nr. 5142-NO)

Karte 4 Thema 6 (Siedlung/Sondernutzung) - Ausschnitt
TK 10 (N) Nr. 5142-NO (Limbach-Oberfrohna)

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen

 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflege
Studiengang Landespflege

 Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

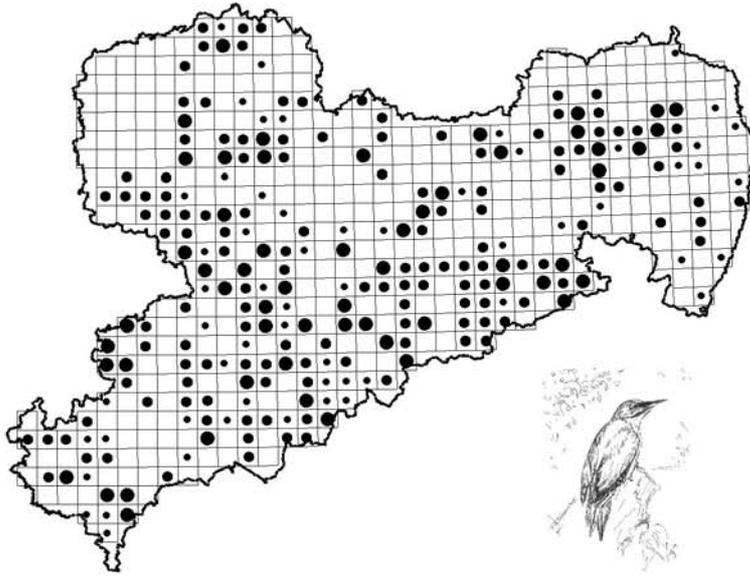
März 2002

Maßstab: 1:35000

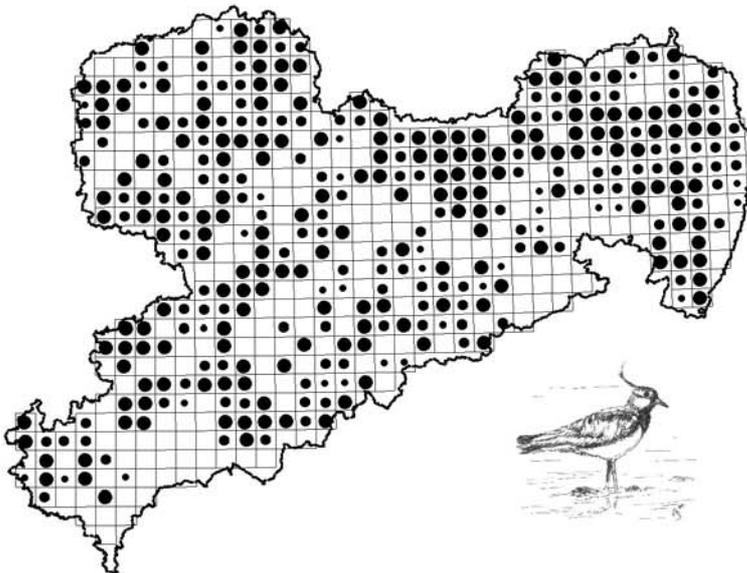
Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)



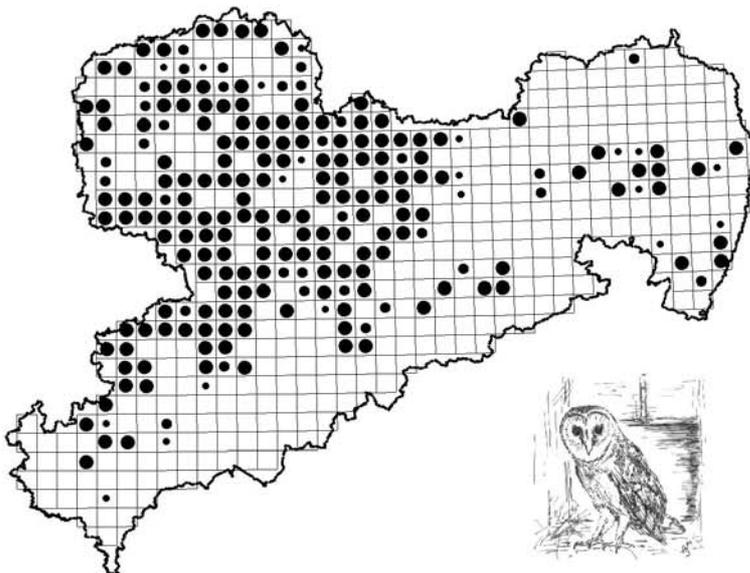
Grauspecht (*Picus canus*)



Kiebitz (*Vanellus vanellus*)



Schleiereule (*Tyto alba*)



Brutvorkommen
der drei untersuchten Vogelarten
in Sachsen

(abgeleitet von den Nachweisgraden der
Brutvogelkartierung Sachsen, 1993-1996)

0 - kein Brutvorkommen

- 1 - mögliches Brutvorkommen
- 2 - wahrscheinliches Brutvorkommen
- 3 - sicheres Brutvorkommen

□ Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)

∩ Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

0 10 20 30 40 50 Kilometer



Karte 5 Brutvorkommen der
drei untersuchten Vogelarten in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von
ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

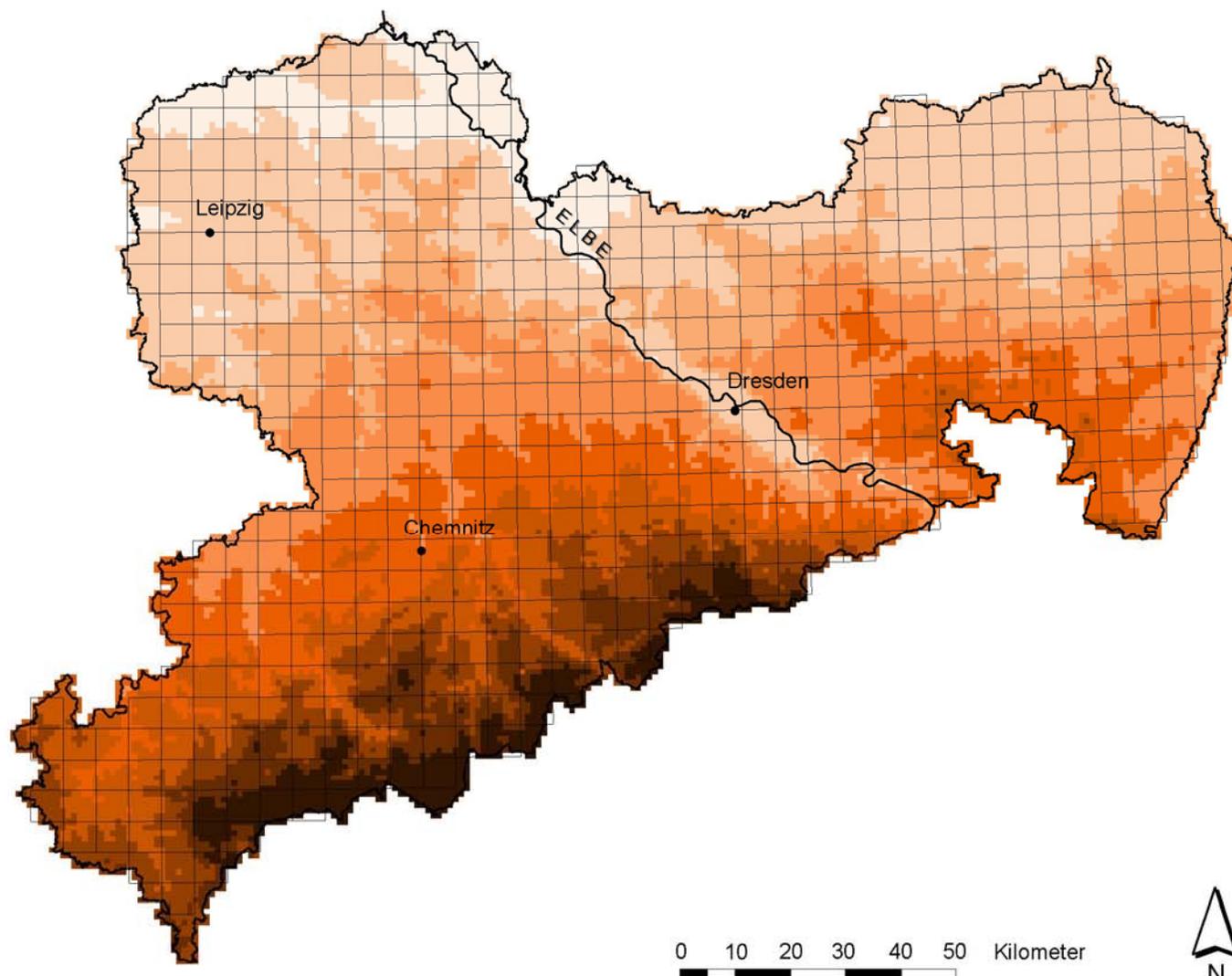
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflege
Studiengang Landespflege
Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

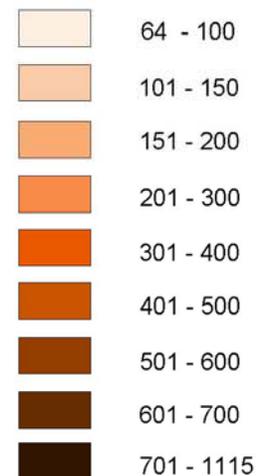
Maßstab: 1:2250000

Quelle: Atlas der Brutvögel Sachsens (Steffens et al. 1998)

Digitales Höhenmodell (1 x 1 km) für das Untersuchungsgebiet Sachsen



Geländehöhe (Meter)



Gitter der Messtischblattquadranten von Sachsen (534 MTBQ)

Grenze Sachsen (= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 6 Digitales Höhenmodell (1 x 1 km) für das Untersuchungsgebiet Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflege
Studiengang Landespflege

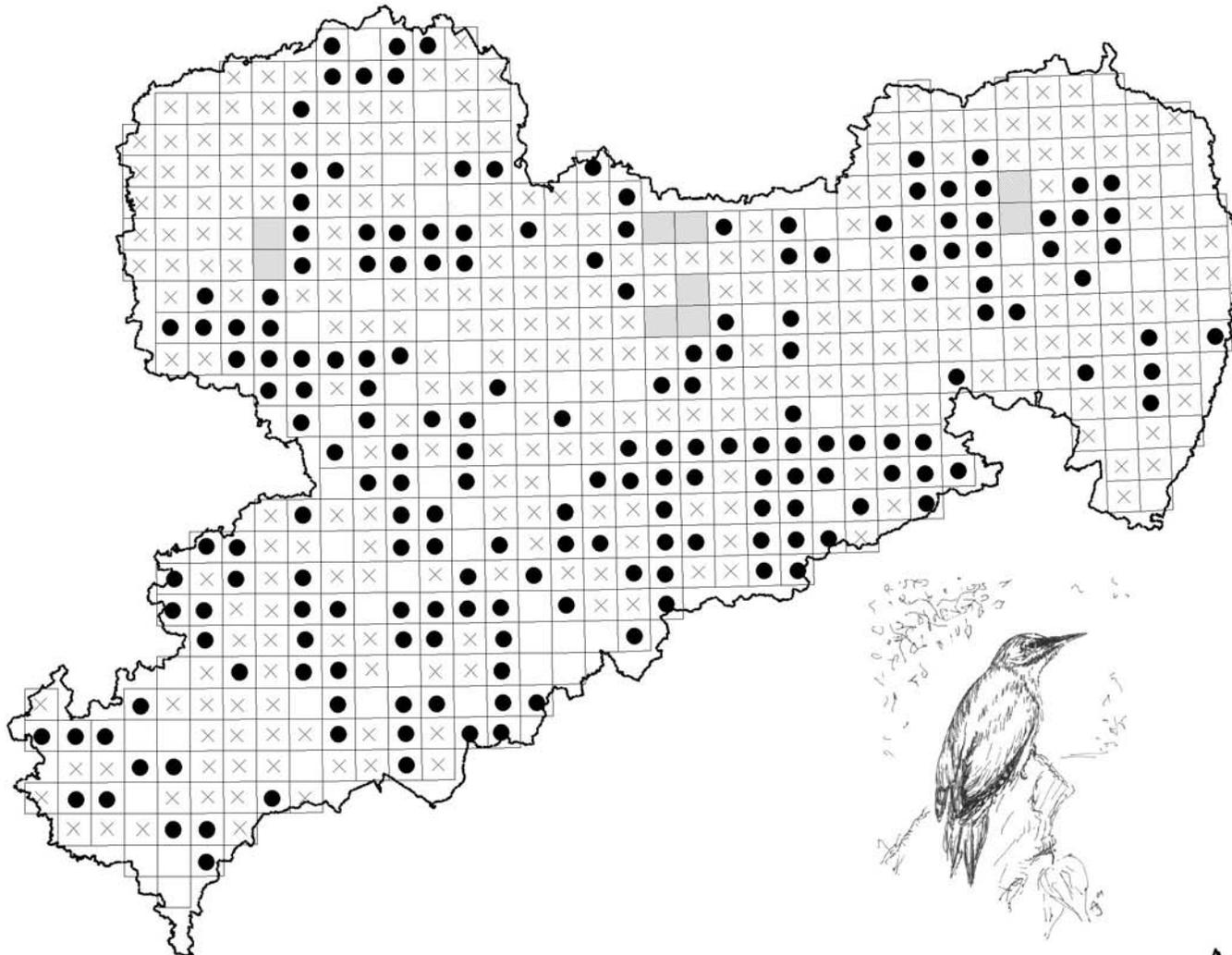
Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: Digitales Höhenmodell (1 x 1 km) Deutschland
(Institut für Angewandte Geodäsie Frankfurt/Main)

Vorkommen und Nichtvorkommen des Grauspechts in Sachsen



Abhängige Variable
(nach Transformation der Nachweisgrade)

- Vorkommen (1)
- × Nichtvorkommen (0)
- MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft
(von Analyse ausgeschlossen)
- Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)
- ⚡ Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 7 Vorkommen und Nichtvorkommen des Grauspechts in Sachsen

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 HTW Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

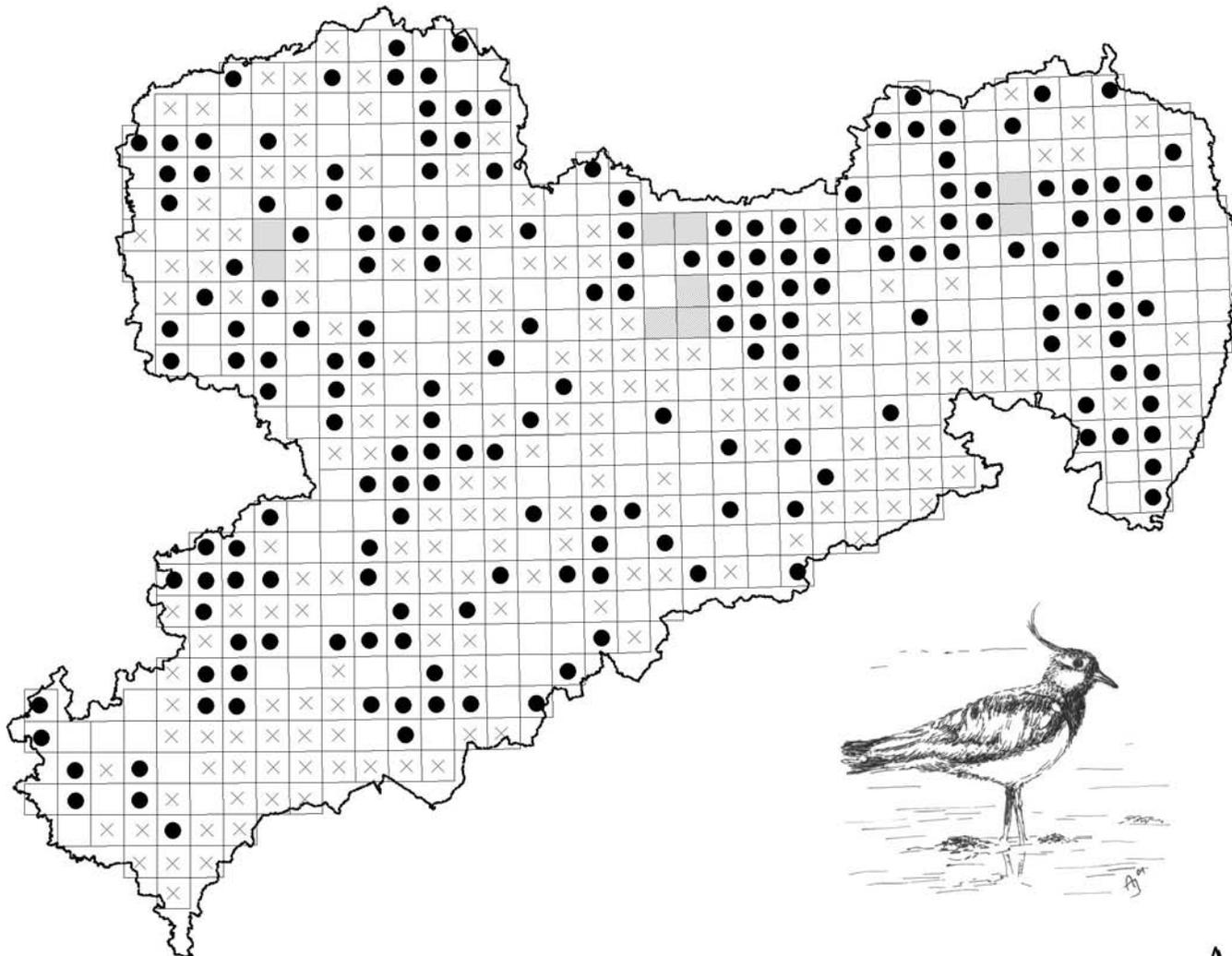
März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: Atlas der Brutvögel Sachsens (Steffens et al. 1998)



Vorkommen und Nichtvorkommen des Kiebitz in Sachsen



Abhängige Variable
(nach Transformation der Nachweisgrade)

● Vorkommen (1)

× Nichtvorkommen (0)

■ MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft
(von Analyse ausgeschlossen)

□ Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)

⚡ Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 8 Vorkommen und Nichtvorkommen des Kiebitz in Sachsen

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen

HTW Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Fachbereich Landbau/Landespflege
Studiengang Landespflege

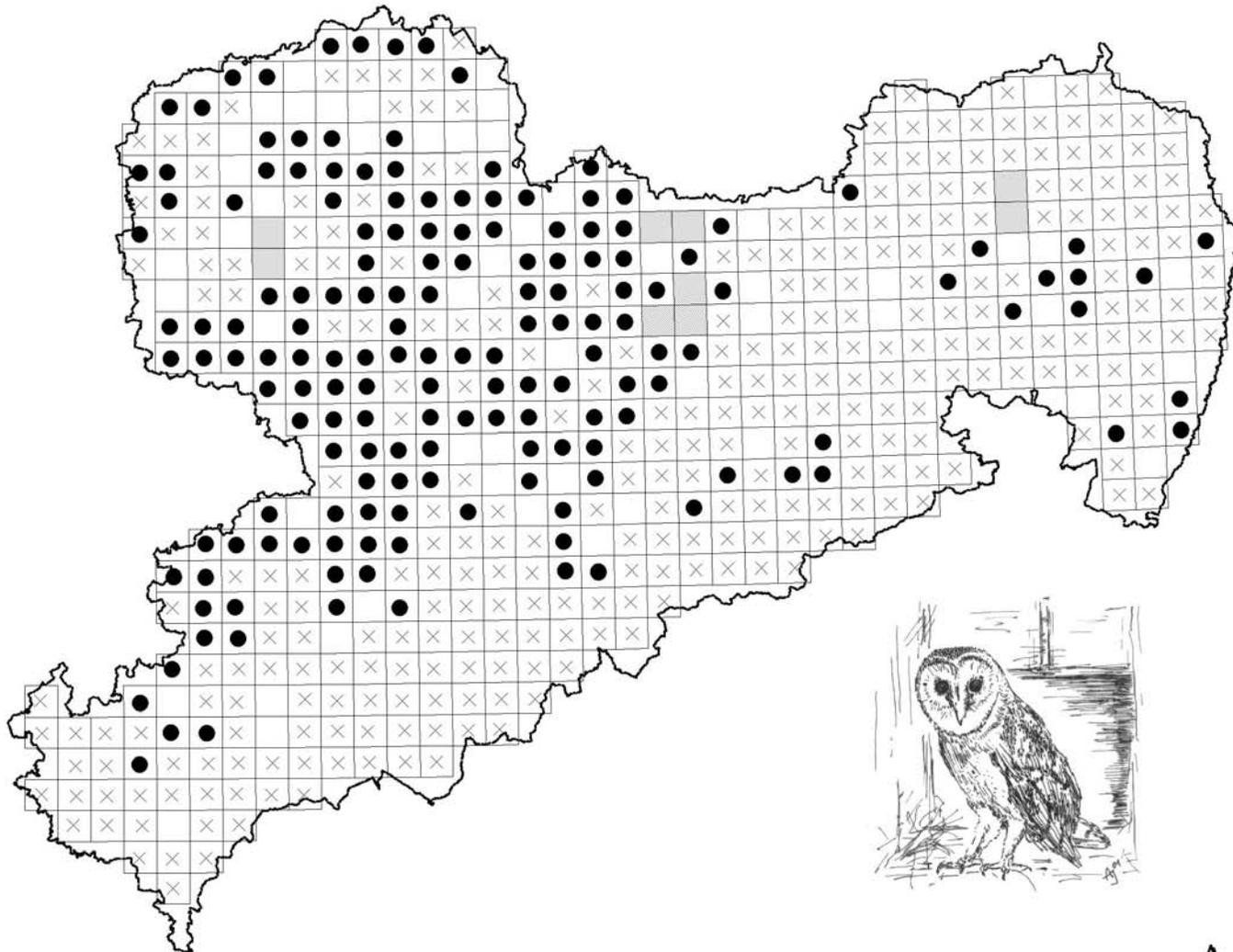
UFZ Dr. A. Lausch
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: Atlas der Brutvögel Sachsens (Steffens et al. 1998)

Vorkommen und Nichtvorkommen der Schleiereule in Sachsen



Abhängige Variable
(nach Transformation der Nachweisgrade)

- Vorkommen (1)
- × Nichtvorkommen (0)
- MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft
(von Analyse ausgeschlossen)
- Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)
- ⚡ Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 9 Vorkommen und Nichtvorkommen der Schleiereule in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

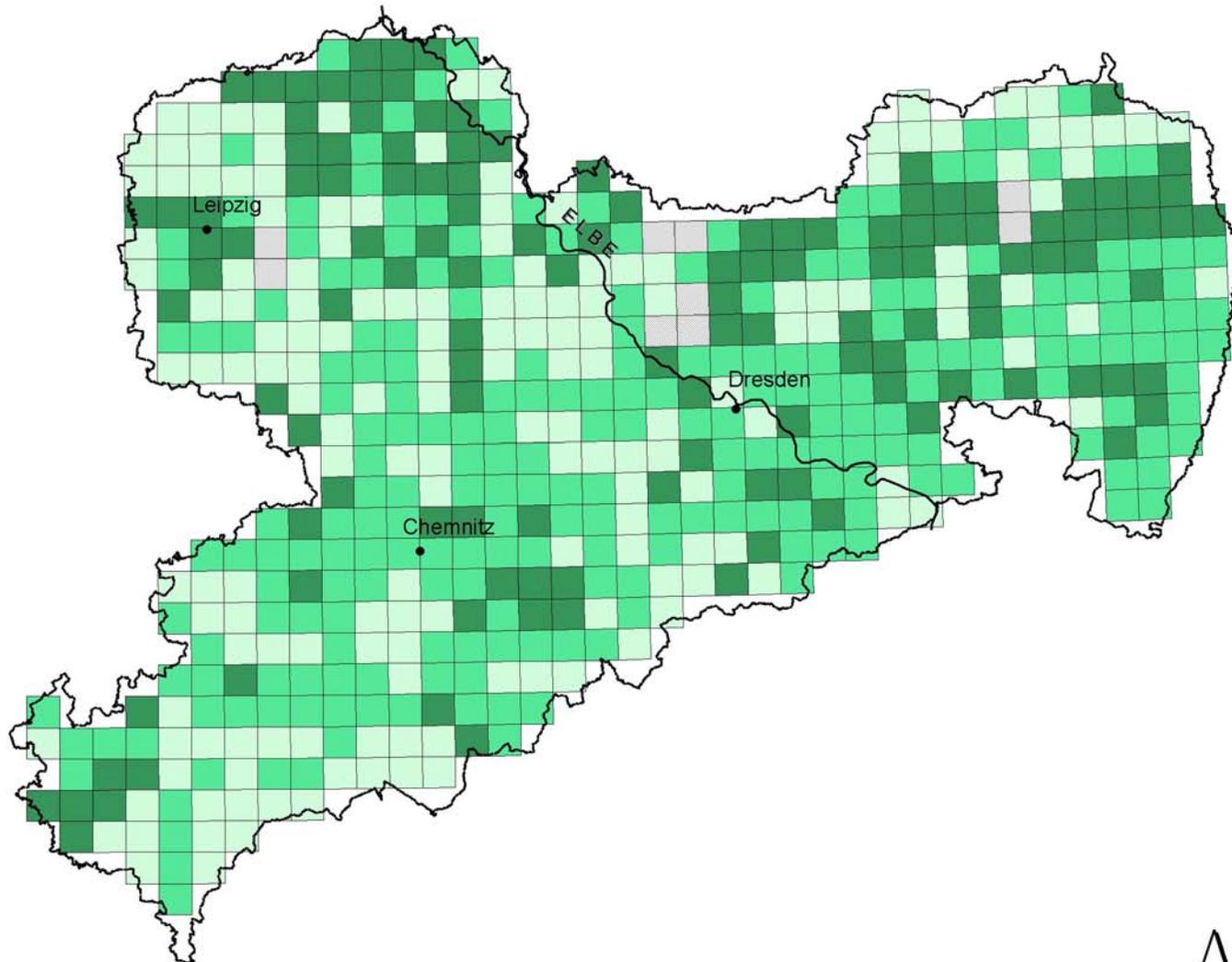
Maßstab: 1:1250000

Quelle: Atlas der Brutvögel Sachsens (Steffens et al. 1998)

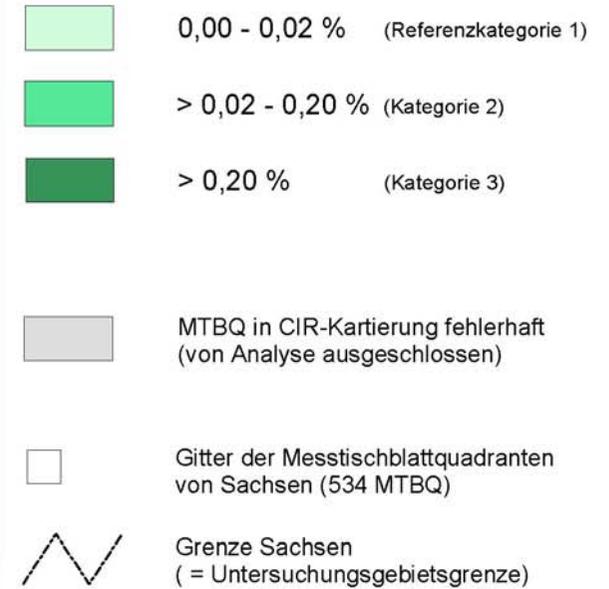
0 10 20 30 40 50 Kilometer



Verteilung der Einflussgröße %LAND_In27 (Feuchtwaldanteil) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu %LAND_In27



Karte 10 Verteilung der Einflussgröße %LAND_In27 (Feuchtwaldanteil) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

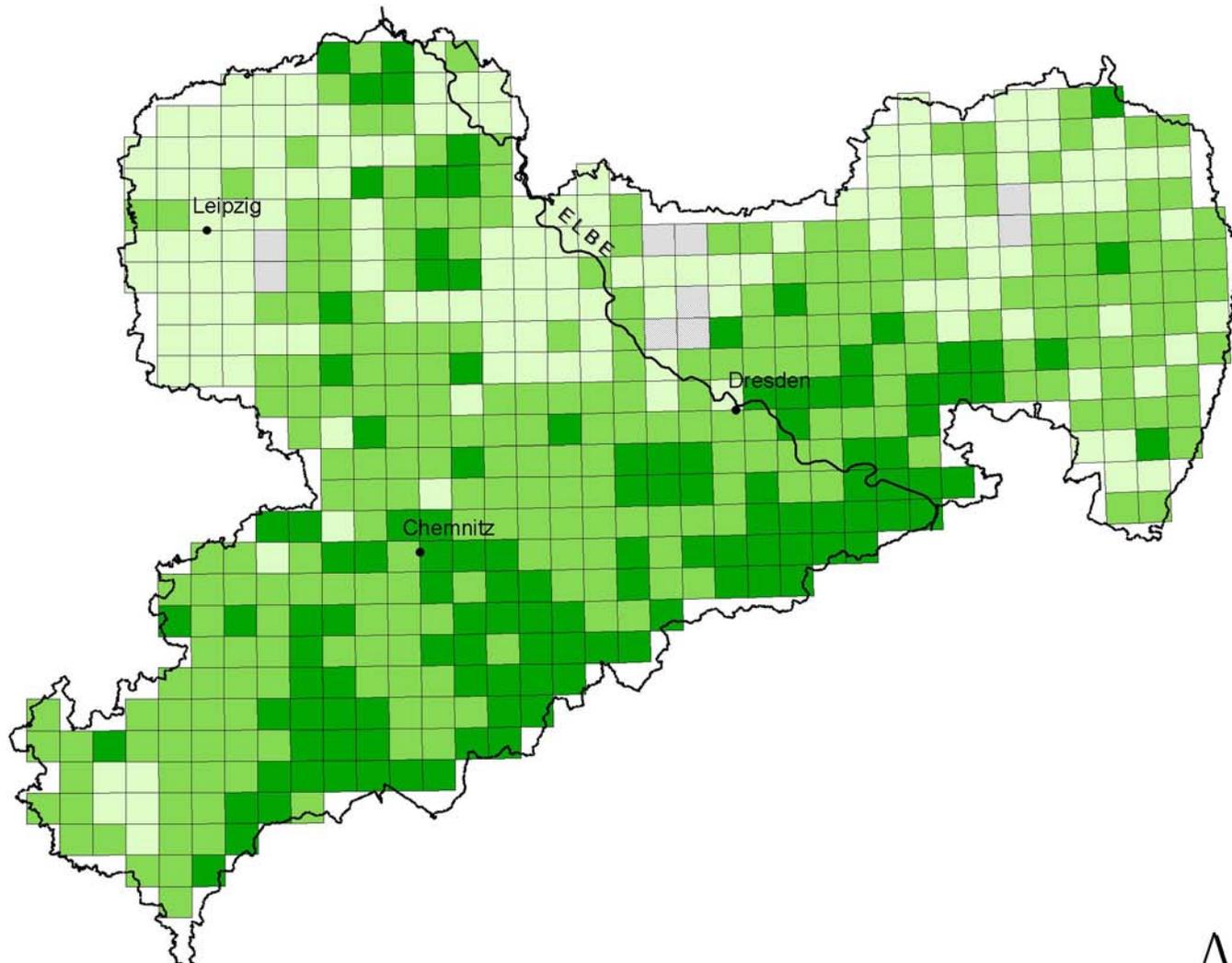
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

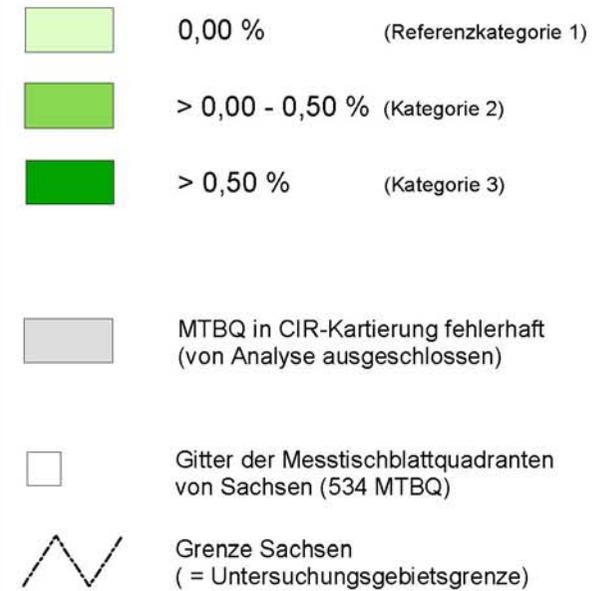
Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa2 (Laubbaumreinbestand Buche) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu %LAND_wa2



Karte 11 Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa2 (Laubbaumreinbestand Buche) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

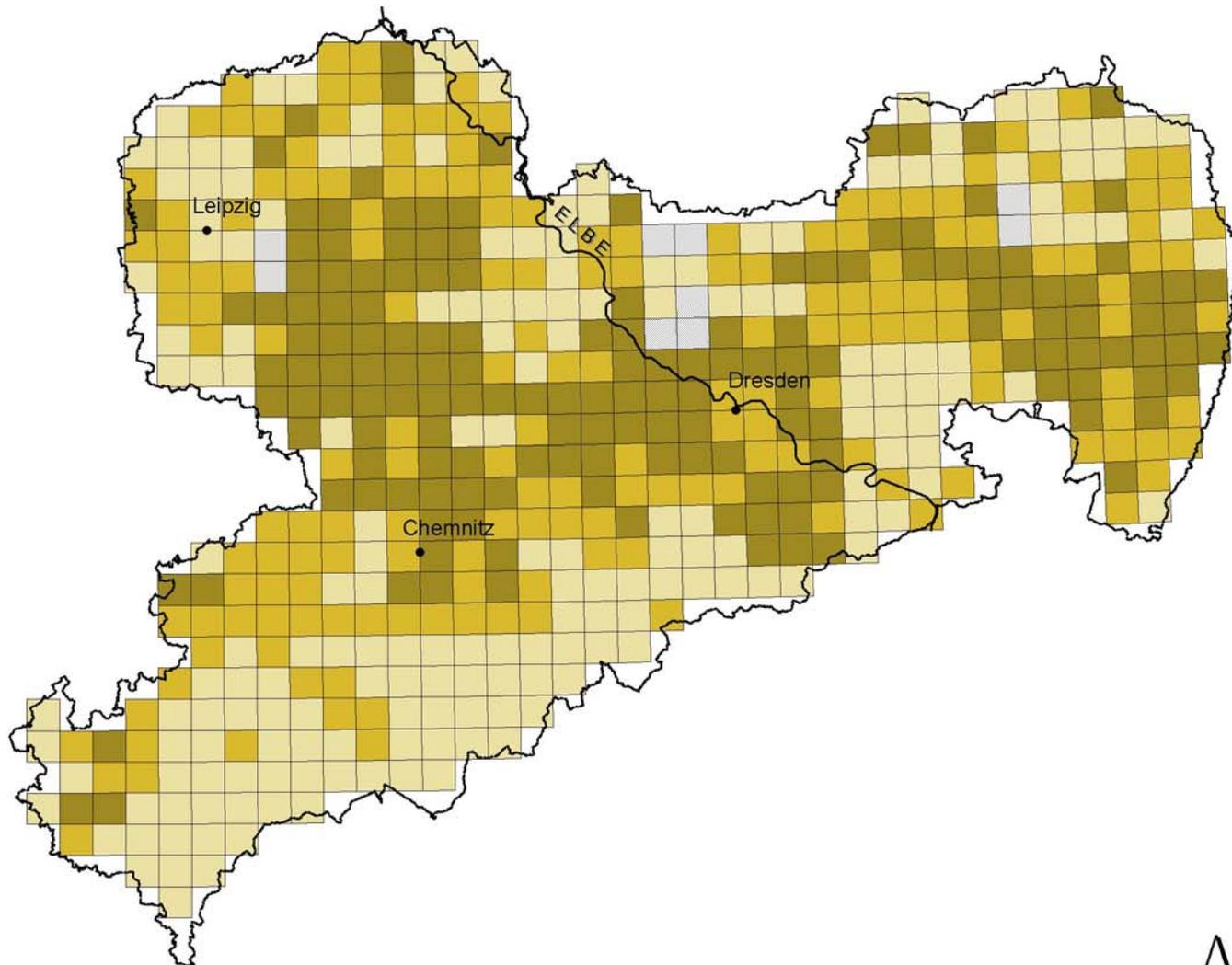
Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

0 10 20 30 40 50 Kilometer



Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa13 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche) in Sachsen



0 10 20 30 40 50 Kilometer



Kategorieneinteilung zu %LAND_wa13

-  0,00 - 0,30 % (Referenzkategorie 1)
-  > 0,30 - 1,00 % (Kategorie 2)
-  > 1,00 % (Kategorie 3)
-  MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft
(von Analyse ausgeschlossen)
-  Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)
-  Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 12 Verteilung der Einflussgröße %LAND_wa13 (Laubmischwald mit Hauptbaumart Eiche) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

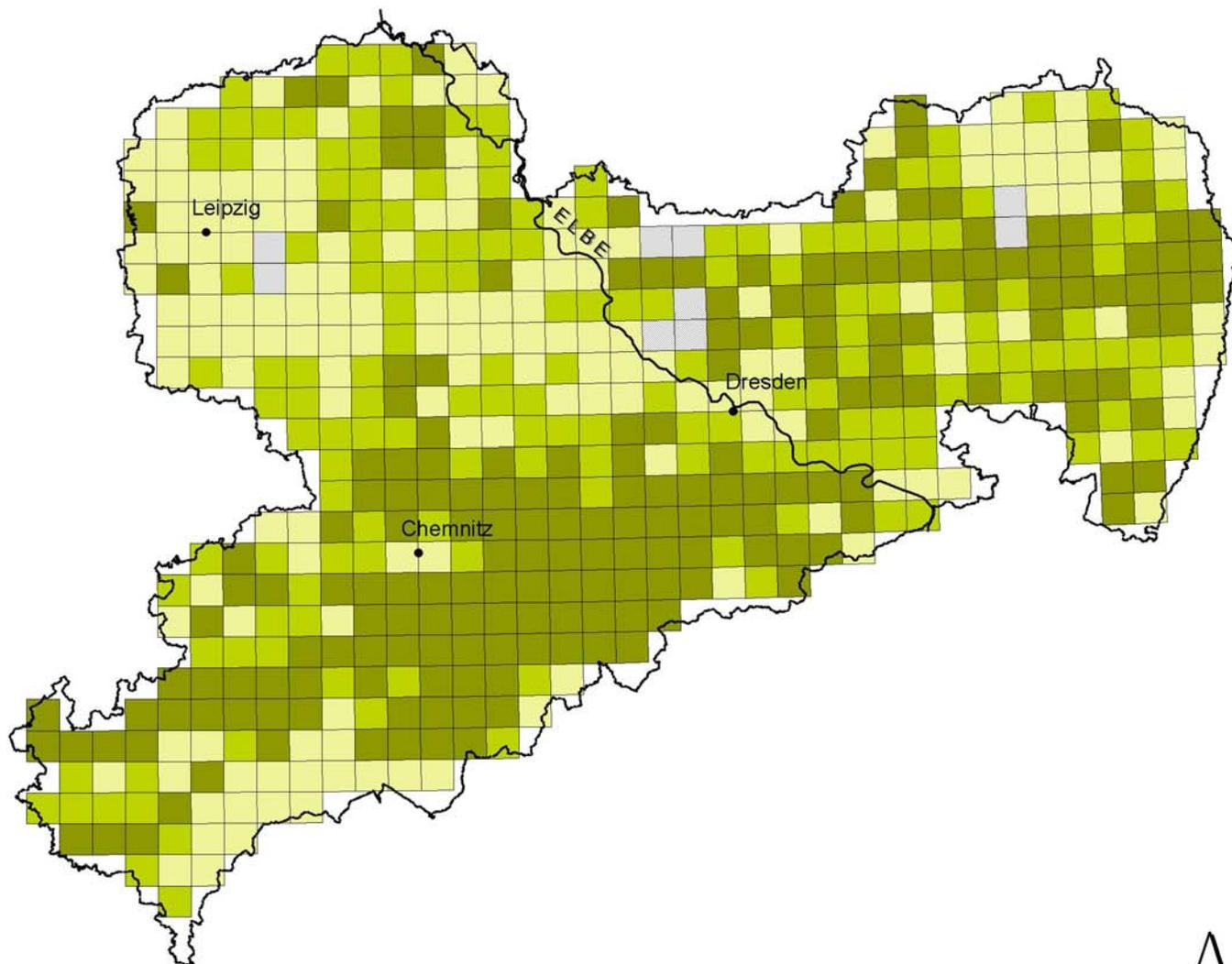
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

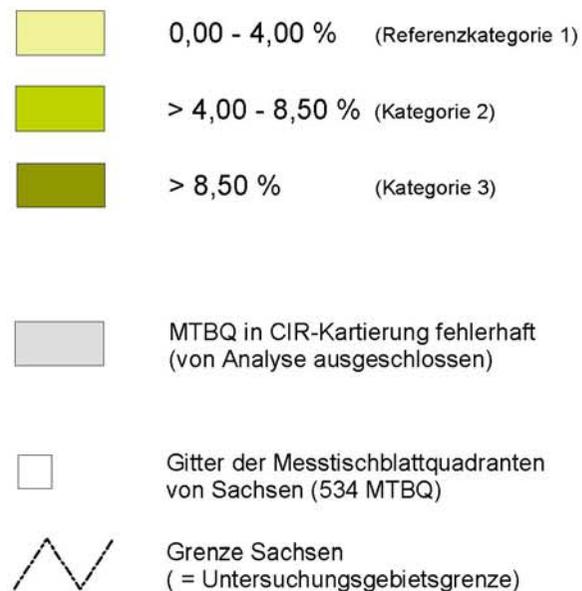
Verteilung der Einflussgröße %LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm) in Sachsen



0 10 20 30 40 50 Kilometer



Kategorieneinteilung zu %LAND_o3



Karte 13 Verteilung der Einflussgröße %LAND_o3 (Saatgrasland, artenarm) in Sachsen

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

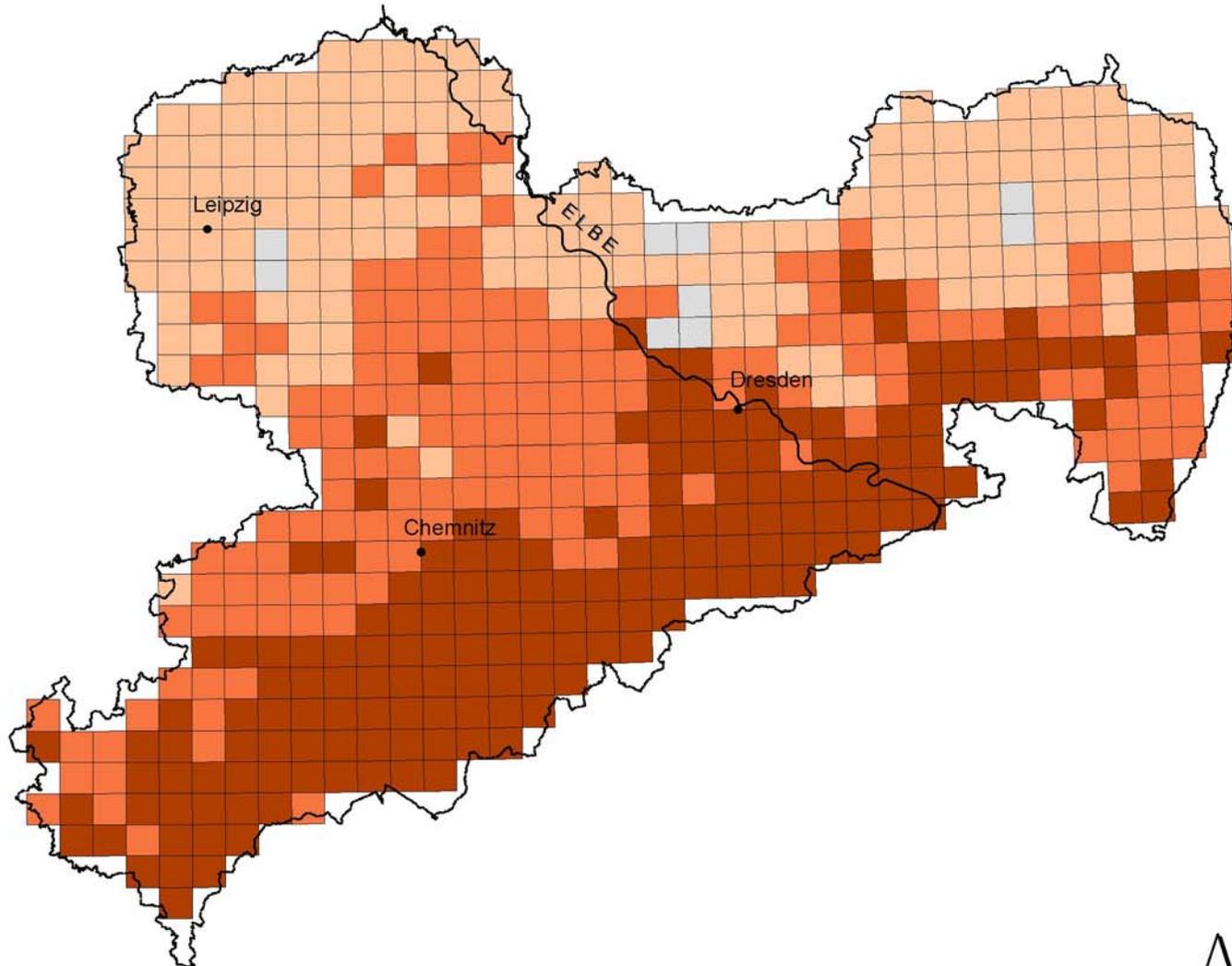
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

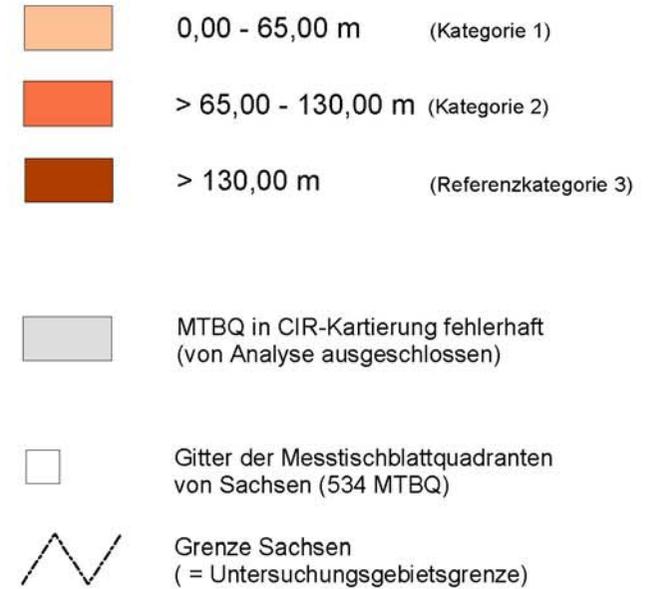
Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Verteilung der Einflussgröße Range_hoehe (Reliefenergie) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu Range_hoehe



Karte 14 Verteilung der Einflussgröße Range_hoehe (Reliefenergie) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

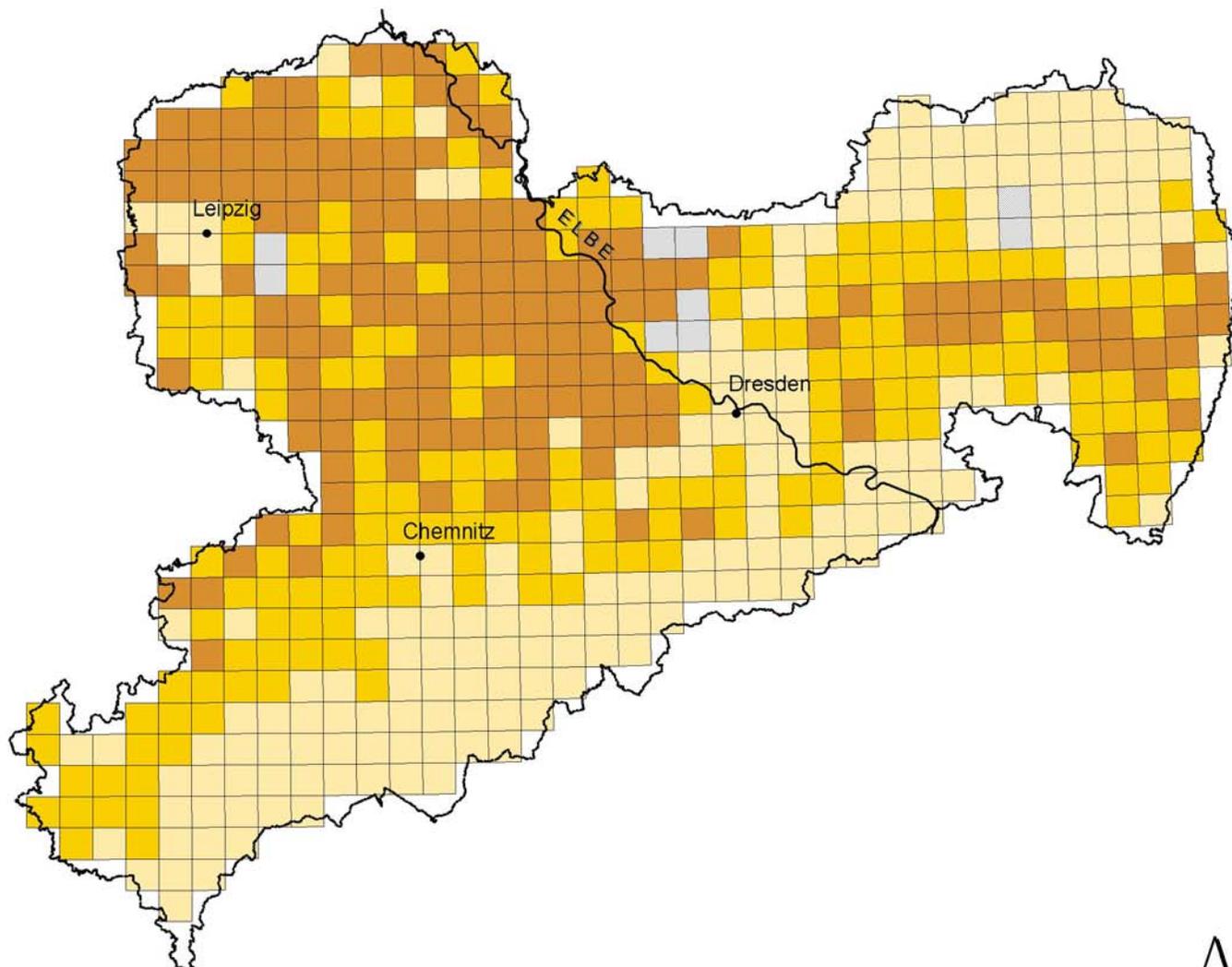
Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

0 10 20 30 40 50 Kilometer



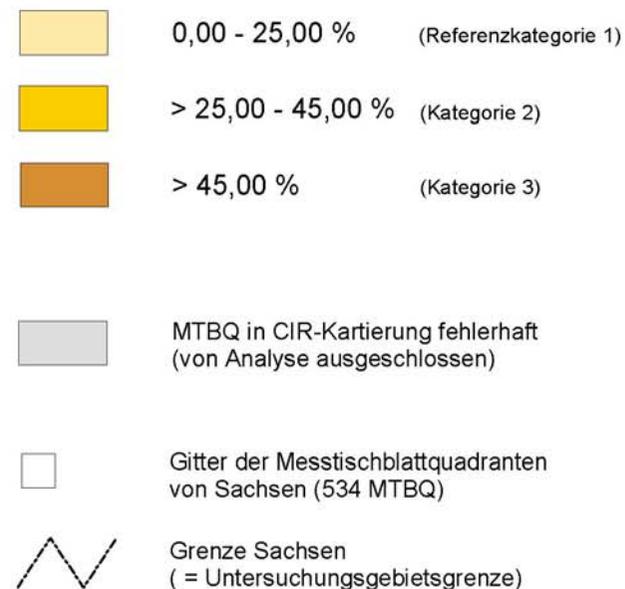
Verteilung der Einflussgröße %LAND_o15 (Acker) in Sachsen



0 10 20 30 40 50 Kilometer



Kategorieneinteilung zu %LAND_o15



Karte 15 Verteilung der Einflussgröße %LAND_o15 (Acker) in Sachsen

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

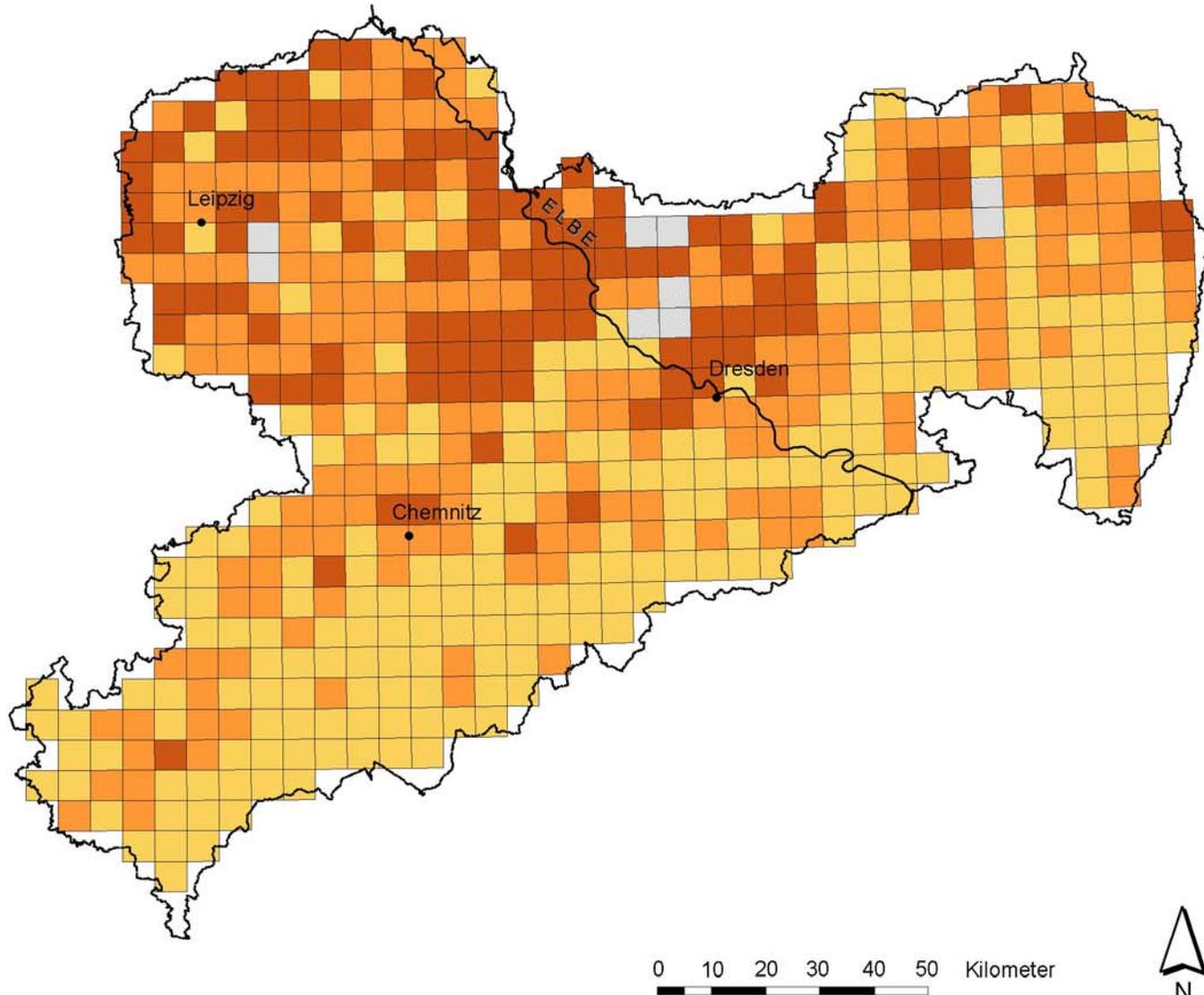
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespfl ege
 Studiengang Landespfl ege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Verteilung der Einflussgröße %LAND_o16 (Ackerbrache) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu %LAND_o16

-  0,00 - 0,20 % (Referenzkategorie 1)
-  > 0,20 - 1,50 % (Kategorie 2)
-  > 1,50 % (Kategorie 3)
-  MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft (von Analyse ausgeschlossen)
-  Gitter der Messtischblattquadranten von Sachsen (534 MTBQ)
-  Grenze Sachsen (= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 16 Verteilung der Einflussgröße %LAND_o16 (Ackerbrache) in Sachsen

Diplomarbeit: Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

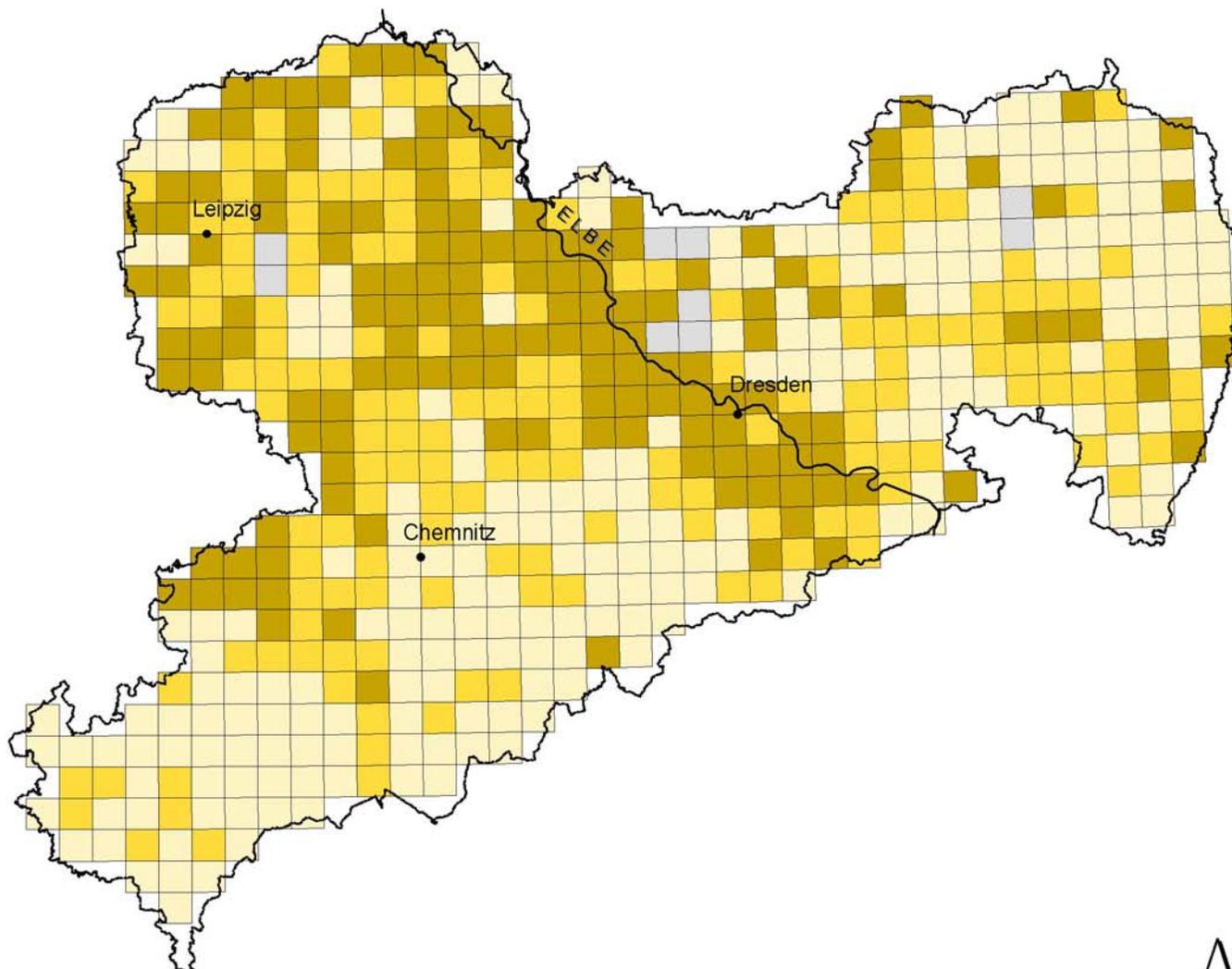
Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

Verteilung der Einflussgröße MPS_s20 (Mittlere Streuobstwiesengröße) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu MPS_s20

-  0,00 - 0,45 ha (Referenzkategorie 1)
-  > 0,45 - 0,60 ha (Kategorie 2)
-  > 0,60 ha (Kategorie 3)
-  MTBQ in CIR-Kartierung fehlerhaft
(von Analyse ausgeschlossen)
-  Gitter der Messtischblattquadranten
von Sachsen (534 MTBQ)
-  Grenze Sachsen
(= Untersuchungsgebietsgrenze)

Karte 17 Verteilung der Einflussgröße MPS_s20 (Mittlere Streuobstwiesengröße) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

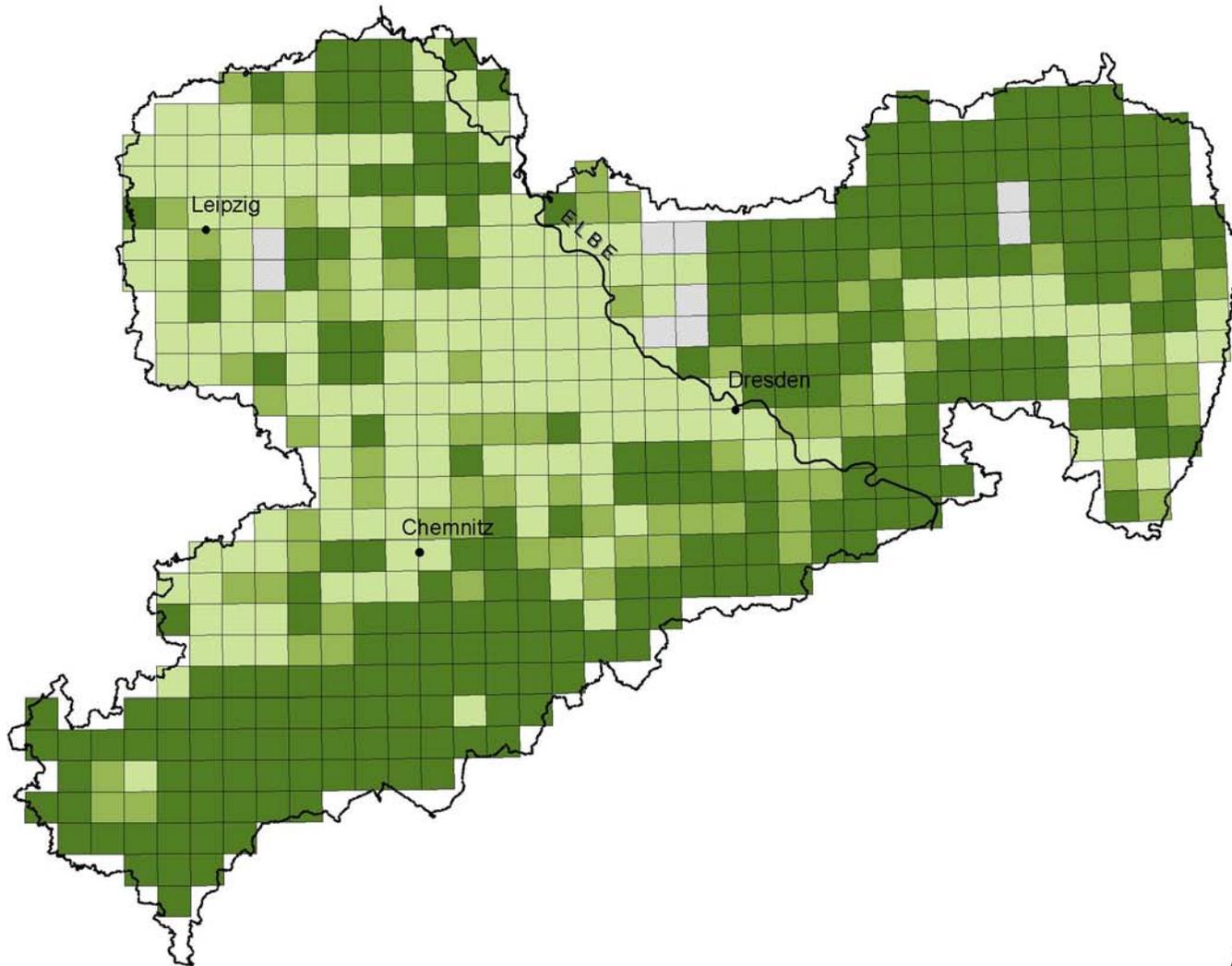
Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
(Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

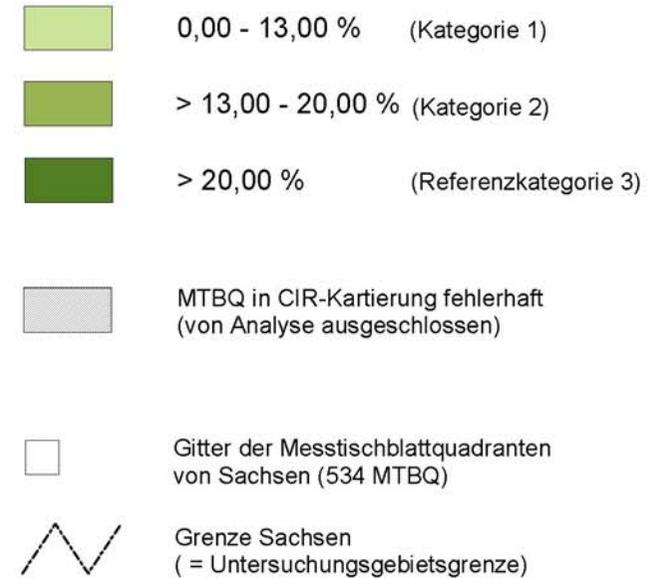
0 10 20 30 40 50 Kilometer



Verteilung der Einflussgröße %LAND_h6 (Anteil Wälder und Forsten) in Sachsen



Kategorieneinteilung zu %LAND_h6



Karte 18 Verteilung der Einflussgröße %LAND_h6 (Anteil Wälder und Forsten) in Sachsen

Diplomarbeit: *Einfluss der Landschaftsstruktur auf das Vorkommen von ausgewählten Vogelarten in Sachsen*

Bearbeitung: Angelika Jentsch, Matr.-Nr. 8768

Betreuung: Prof. Dr. A. Auhagen
 Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
 Fachbereich Landbau/Landespflege
 Studiengang Landespflege
 Dr. A. Lausch
 Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ)
 Sektion Angewandte Landschaftsökologie

März 2002

Maßstab: 1:1250000

Quelle: CIR-Biotypen- und Landnutzungskartierung Sachsen 1992/1993
 (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie)

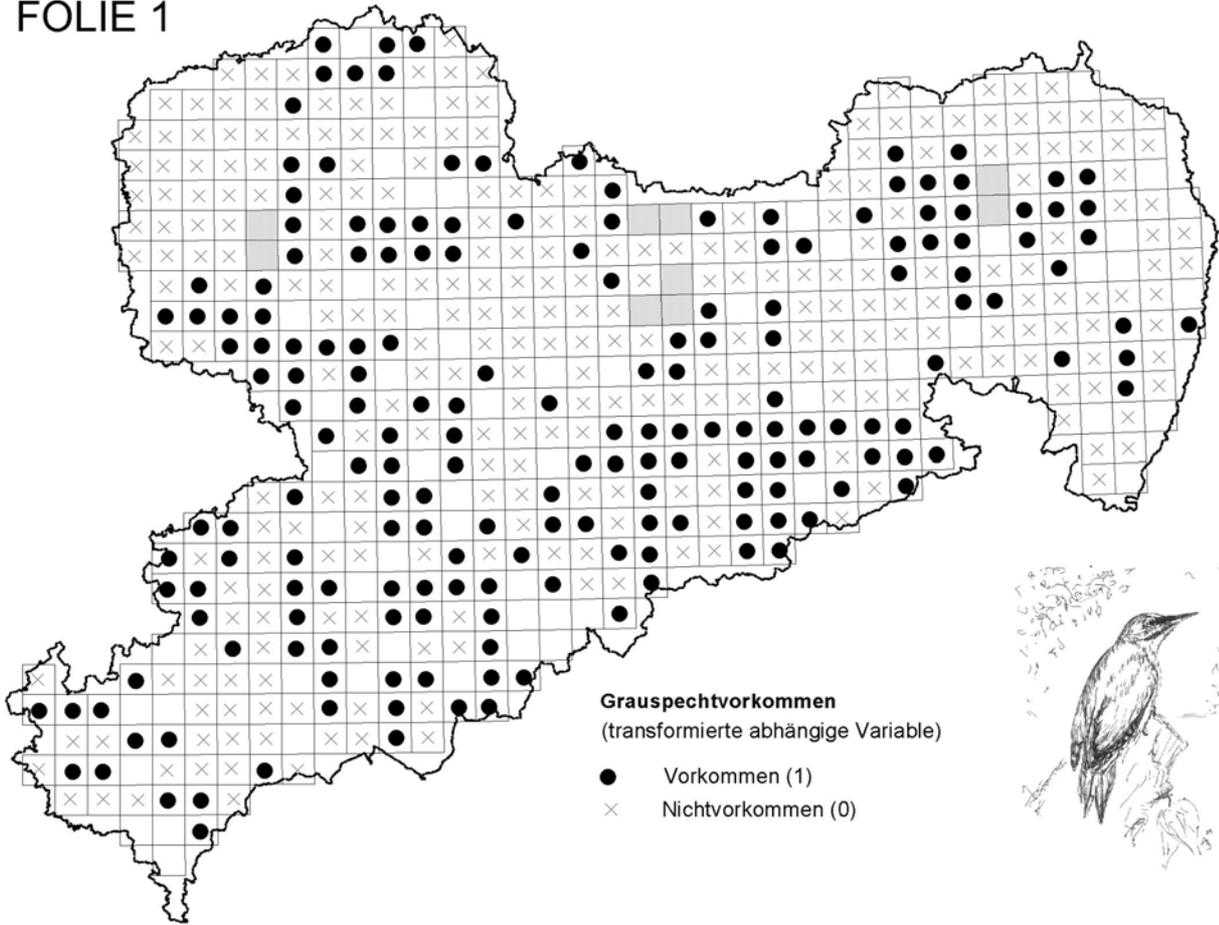
0 10 20 30 40 50 Kilometer



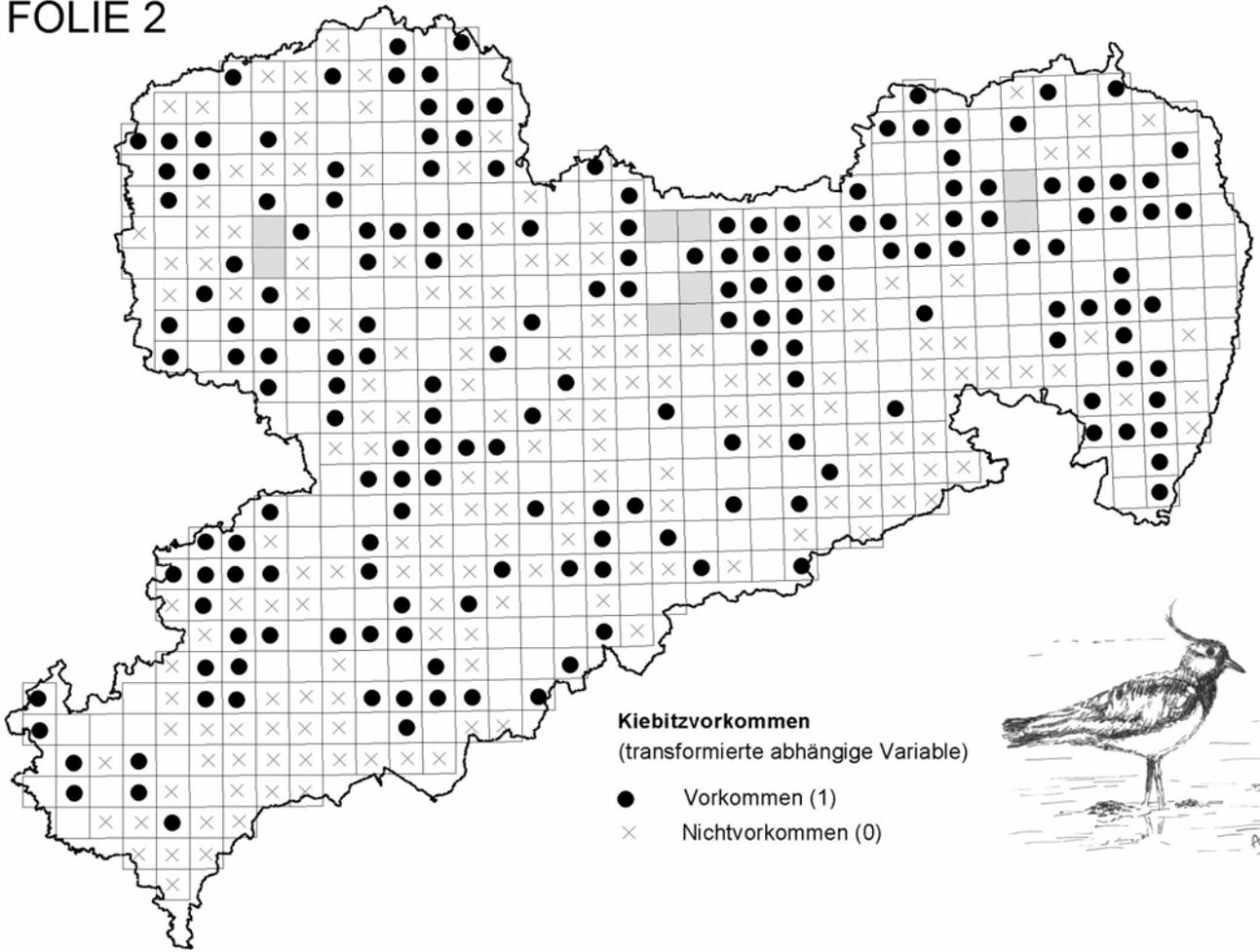
ANLAGE

Folien

FOLIE 1



FOLIE 2



FOLIE 3

