



Sonderheft 363  
*Special Issue*

## Waldfragmentierung und Artenschutz

**Analyse der Auswirkungen der  
Fragmentierung von Waldöko-  
systemen auf Indikatorarten unter  
Berücksichtigung von Landschafts-  
strukturindizes**

Raul Köhler und Britta Eggers



Bundesministerium für  
Ernährung, Landwirtschaft  
und Verbraucherschutz

**Bibliografische Information  
der Deutschen Bibliothek**

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese  
Publikation in der Deutschen Nationalbiblio-  
grafie; detaillierte bibliografische Daten sind  
im Internet über <http://www.d-nb.de/>  
abrufbar.



Johann Heinrich  
von Thünen-Institut

**2012**

**Landbauforschung**  
*vTI Agriculture and  
Forestry Research*

Johann Heinrich von Thünen-Institut  
Bundesforschungsinstitut für  
Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI)  
Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig,  
Germany

Die Verantwortung für die Inhalte liegt  
bei den jeweiligen Verfassern bzw.  
Verfasserinnen.

[landbauforschung@vti.bund.de](mailto:landbauforschung@vti.bund.de)  
[www.vti.bund.de](http://www.vti.bund.de)

**Preis 10 €**

**ISSN 0376-0723**  
**ISBN 978-3-86576-095-1**

**Landbauforschung**  
*vTI Agriculture and  
Forestry Research*

**Sonderheft 363**  
*Special Issue*

## **Waldfragmentierung und Artenschutz**

**Analyse der Auswirkungen der  
Fragmentierung von Waldöko-  
systemen auf Indikatorarten unter  
Berücksichtigung von Landschafts-  
strukturindizes**

Raul Köhler und Britta Eggers

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI),  
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei,  
Institut für Weltforstwirtschaft, Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg



## Inhaltsverzeichnis

<b>DANKSAGUNG</b>	<b>1</b>
<b>1. EINLEITUNG</b>	<b>3</b>
<b>2. PROBLEMSTELLUNG UND HINTERGRUND</b>	<b>5</b>
2.1. FRAGMENTIERUNG VON LEBENSRÄUMEN	5
2.2. INDIKATOREN	6
<b>3. METHODEN</b>	<b>7</b>
3.1. BESTIMMUNG DES WALDFRAGMENTIERUNGSGRADES	7
3.2. DATENGRUNDLAGE	7
3.2.1. Potenzielle Geodaten für flächendeckende Auswertungen von Wald in Deutschland	9
3.2.2. Auswahl der Geodaten	10
3.3. DATENAUFBEREITUNG	10
3.3.1. ATKIS-2008-Daten	10
3.3.2. CLC-Daten	12
3.3.3. Bezugsebenen	12
3.4. AUSWAHL DER ARDEN	12
3.5. AUSWIRKUNG DER FRAGMENTIERUNG AUF AUSGEWÄHLTE ARDEN	13
3.6. MÖGLICHKEITEN DER AUSBREITUNGS- UND NICHTENMODELLIERUNG	15
3.7. NICHTENMODELLE	16
3.7.1. Logistische Regression als Modellierungsmethode	16
3.7.2. Nichtenmodelle mit Maximum-Entropie-Methode (MAXENT)	16
<b>4. ERGEBNISSE</b>	<b>19</b>
4.1. BERECHNETE LANDSCHAFTSSTRUKTURMAßE	19
4.1.1. Ergebnisse auf der Bezugsebene „Bundesrepublik Deutschland“	19
4.1.2. Ergebnisse auf der Bezugsebene „Bundesländer“	20
4.1.3. Ergebnisse auf der Bezugsebene „TK25-Kartenblätter“	22
4.2. BERECHNUNG DER HABITATMODELLE	25
4.2.1. Vorbereitungen für die Habitatmodelle	25
4.2.2. Modellergebnisse: Modell 1	26
4.2.3. Modellergebnisse: Modell 2	31
4.2.4. Modellergebnisse nach Kernflächenberechnungen	35
<b>5. DISKUSSION</b>	<b>39</b>
<b>6. ZUSAMMENFASSUNG UND WEITERER FORSCHUNGSBEDARF</b>	<b>43</b>
<b>7. LITERATUR</b>	<b>45</b>
<b>8. ANHANG</b>	<b>53</b>



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vergleich des Detaillierungsgrades von CLC2000- (oben) und ATKIS2008-Daten (unten) inkl. zerschneidender Linienelemente im Basis-DLM. ....	10
Abbildung 2: Verteilung des nationalen Vorkommens des Schwarzstorches ( <i>Ciconia nigra</i> ). ....	10
Abbildung 3: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: Bundesländer). ....	21
Abbildung 4: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene mit Gemeindestraßen (Bezug: Bundesländer). ....	21
Abbildung 5: Vergleich der Anteile der Waldfläche (PLAND <sub>f</sub> ) zwischen den Berechnungen auf Grundlage des Basis-DLMs (ATKIS 2008 ZEoG) und der Bundeswaldinventur II (BWI <sup>2</sup> ; Quelle: <a href="http://www.bundeswaldinventur.de">http://www.bundeswaldinventur.de</a> ). ....	21
Abbildung 6: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: TK25). ....	23
Abbildung 7: Mittlere euklidische Distanz zur nächsten benachbarten Waldfläche (MENN) in Kilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: TK25). ....	23
Abbildung 8: Landschaftselemente im Kartenblatt TK2126. Datengrundlage: ATKIS 2008 (ZEMG). ....	24
Abbildung 9: Landschaftselemente im Kartenblatt TK8433. Datengrundlage: ATKIS 2008 (ZEMG). ....	24
Abbildung 10: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>C. nigra</i> in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 1). ....	26
Abbildung 11: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>F. silvestris</i> in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 1). ....	27
Abbildung 12: Der vom BUND entwickelte Wildkatzenwegeplan (Quelle: <a href="http://www.bund.net/wildkatze">www.bund.net/wildkatze</a> ). ....	27
Abbildung 13: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>B. barbastellus</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	28
Abbildung 14: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>C. cerdo</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	28
Abbildung 15: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>D. martius</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	29
Abbildung 16: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>L. cervus</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	29
Abbildung 17: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>M. bechsteinii</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	29
Abbildung 18: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>O. eremita</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 1). ....	29
Abbildung 19: Einfluss des Strukturindexes MESH auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>F. silvestris</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	30
Abbildung 20: Einfluss des Strukturindexes MENN auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>M. bechsteinii</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	30
Abbildung 21: Einfluss des Strukturindexes MSI auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>B. barbastellus</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	30
Abbildung 22: Einfluss des Strukturindexes VERD <sub>STR</sub> auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>C. nigra</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	30
Abbildung 23: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>C. nigra</i> in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 2). ....	32
Abbildung 24: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>F. silvestris</i> in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 2). ....	32
Abbildung 25: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>D. martius</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 2). ....	33
Abbildung 26: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>L. cervus</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 2). ....	33
Abbildung 27: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>M. bechsteinii</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 2). ....	33
Abbildung 28: Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>B. barbastellus</i> in Deutschland (MAXENT, Modell 2). ....	33
Abbildung 29: Einfluss des Strukturindexes MPS <sub>f</sub> auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>F. silvestris</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	34
Abbildung 30: Einfluss des Strukturindexes NP <sub>f</sub> auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>O. eremita</i> (Standardabweichung in hellgrau). ....	34

Abbildung 31: Einfluss des Strukturindexes CONTAG auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>C. nigra</i> (Standardabweichung in hellgrau).....	34
Abbildung 32: Einfluss des Strukturindexes CONTAG auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>M. bechsteinii</i> (Standardabweichung in hellgrau).....	34
Abbildung 33: Beispiel für Kernwaldflächen bei 100 m und 1000 m Pufferbreite im Vergleich zur originalen Waldfläche .....	36
Abbildung 34: Einfluss des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (schwarze Linie) auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von <i>B. barbastellus</i> , berechnet nach unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (oben links: 0 m; oben rechts: 10 m; unten links: 100 m; unten rechts: 1000 m; Standardabweichung in hellgrau). .....	37
Abbildung 35: Verteilung des flächengewichteten mittleren Formindexes (AWMSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	73
Abbildung 36: Verteilung des flächengewichteten mittleren Formindexes (AWMSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	73
Abbildung 37: Verteilung der Waldfläche ( $CA_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	73
Abbildung 38: Verteilung der Waldfläche ( $CA_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	73
Abbildung 39: Verteilung des Kohärenzgrades (COH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	74
Abbildung 40: Verteilung des Kohärenzgrades (COH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	74
Abbildung 41: Verteilung des Agglomerationsindexes (CONTAG); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. .	74
Abbildung 42: Verteilung des Agglomerationsindexes (CONTAG); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. .	74
Abbildung 43: Verteilung der Kantendichte (ED); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	75
Abbildung 44: Verteilung der Kantendichte (ED); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	75
Abbildung 45: Verteilung des Größten-Patch-Indexes ( $LPI_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	75
Abbildung 46: Verteilung des Größten-Patch-Indexes ( $LPI_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	75
Abbildung 47: Verteilung des Landschaftsformindexes (LSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	76
Abbildung 48: Verteilung des Landschaftsformindexes (LSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	76
Abbildung 49: Verteilung der mittleren euklidischen Distanz zum nächsten Nachbarn (MENN); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	76
Abbildung 50: Verteilung der mittleren euklidischen Distanz zum nächsten Nachbarn (MENN); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	76
Abbildung 51: Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25....	77
Abbildung 52: Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25....	77
Abbildung 53: Verteilung des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (MPAR); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	77
Abbildung 54: Verteilung des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (MPAR); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	77
Abbildung 55: Verteilung der mittleren Patch-Fraktalen Dimension (MPFD); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	78
Abbildung 56: Verteilung der mittleren Patch-Fraktalen Dimension (MPFD); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	78
Abbildung 57: Verteilung der mittleren Patchgröße ( $MPS_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	78
Abbildung 58: Verteilung des mittleren Patchgröße ( $MPS_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	78
Abbildung 59: Verteilung des mittleren Formindexes (MSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	79
Abbildung 60: Verteilung des mittleren Formindexes (MSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	79
Abbildung 61: Verteilung der Anzahl von Waldflächen ( $NP_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	79
Abbildung 62: Verteilung der Anzahl von Waldflächen ( $NP_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	79
Abbildung 63: Verteilung der Patchdichte je Gesamtfläche ( $PD_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25... .	80
Abbildung 64: Verteilung der Patchdichte je Gesamtfläche ( $PD_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25... .	80
Abbildung 65: Verteilung der Patchdichte je Waldfläche ( $PD_{ff}$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	80

Abbildung 66: Verteilung der Patchdichte je Waldfläche ( $PD_{ff}$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	80
Abbildung 67: Verteilung des Waldflächenanteils ( $PLAND_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	81
Abbildung 68: Verteilung des Waldflächenanteils ( $PLAND_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	81
Abbildung 69: Verteilung des Splitting-Indexes (SPLIT); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	81
Abbildung 70: Verteilung des Splitting-Indexes (SPLIT); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	81
Abbildung 71: Verteilung der Kantenlänge (TE); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	82
Abbildung 72: Verteilung der Kantenlänge (TE); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	82
Abbildung 73: Verteilung der unzerschnittenen verkehrsarmen Waldräume > 50 km <sup>2</sup> (UVZR50); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25. ....	82
Abbildung 74: Verteilung der unzerschnittenen verkehrsarmen Waldräume > 50 km <sup>2</sup> (UVZR50); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25. ....	82
Abbildung 75: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Straßen (VERD <sub>STR</sub> ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.....	83
Abbildung 76: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Straßen (VERD <sub>STR</sub> ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.....	83
Abbildung 77: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Schienen (VERD <sub>SCH</sub> ); Grundlage: ATKIS 2008; Bezug: TK25. ..	83



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Landschaftsstrukturmaße zur Bestimmung des Fragmentierungsgrades der Wälder in Deutschland (Einteilung nach Rutledge, 2003) .....	8
Tabelle 2: Übersicht des Inhalts der projektrelevanten Ebenen des ATKIS-Objektartenkatalogs.....	11
Tabelle 3: Linienelemente aus dem ATKIS-Objektartenkatalog mit potenziellem Zerschneidungseffekt, unterteilt nach Zerschneidungsebenen (ZE). .....	12
Tabelle 4: Ausgewählte Ziel-/Indikatorarten zur Bestimmung des Einflusses der Fragmentierung von Waldflächen. ....	13
Tabelle 5: Gegenüberstellung der Landschaftsstrukturmaße für die nationalen Waldflächen auf Grundlage verschiedener Geodatensätze und Zerschneidungsebenen. ....	19
Tabelle 6: Deskriptive Statistik ausgewählter Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „TK25-Kartenblätter“ (ATKIS 2008 ZEoG bzw. ZEmG).....	22
Tabelle 7: Ausgewählte Landschaftsstrukturmaße für die Kartenblätter TK2126 und TK8433 (Datengrundlage: ATKIS 2008 ZEmG).....	24
Tabelle 8: Zusammenfassung der Modellergebnisse (Modell 1).....	25
Tabelle 9: Zusammenfassung von Modellergebnissen (Modell 2). .....	31
Tabelle 10: Zusammenfassung der Modelle mit unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (Modell 1; berechnet mit MAXENT). .....	35
Tabelle 11: Zusammenfassung der Modelle mit unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (Modell 2; berechnet mit MAXENT). .....	38
Tabelle 12: Hierarchischer Aufbau der CLC-Nomenklatur (Level 1 bis 3).....	54
Tabelle 13: Landschaftsstrukturmaße – Formeln und Ergebnisraum Teil 1 (nach Jaeger, 2000; McGarigal und Marks, 1995). .....	55
Tabelle 14: Landschaftsstrukturmaße – Formeln und Ergebnisraum Teil 2 (nach Jaeger, 2000; McGarigal und Marks, 1995). .....	56
Tabelle 15: Landschaftsstrukturmaße – Interpretation/Erläuterung des Ergebnisraums Teil 1. ....	57
Tabelle 16: Landschaftsstrukturmaße – Interpretation/Erläuterung des Ergebnisraums Teil 2. ....	58
Tabelle 17: Kurzbezeichnung und Bundeslandname der Spaltenüberschriften für Tabelle 18 bis Tabelle 33.....	59
Tabelle 18: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEoG), Teil 1 .....	60
Tabelle 19: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEoG), Teil 2 .....	60
Tabelle 20: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEmG), Teil 1 .....	61
Tabelle 21: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEmG), Teil 2 .....	61
Tabelle 22: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000), Teil 1.....	62
Tabelle 23: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000), Teil 2.....	62
Tabelle 24: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEoG), Teil 1.....	63
Tabelle 25: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEoG), Teil 2.....	63
Tabelle 26: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEmG), Teil 1.....	64
Tabelle 27: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEmG), Teil 2.....	64
Tabelle 28: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90), Teil 1 .....	65
Tabelle 29: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90), Teil 2 .....	65
Tabelle 30: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEoG), Teil 1 .....	66
Tabelle 31: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEoG), Teil 2 .....	66
Tabelle 32: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEmG), Teil 1.....	67
Tabelle 33: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEmG), Teil 2.....	67
Tabelle 34: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „TK25“ (ATKIS2008, ZEoG) ..	68
Tabelle 35: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „TK25“ (ATKIS2008, ZEmG) ..	68
Tabelle 36: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „TK25“ (CLC90).....	69
Tabelle 37: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „TK25“ (CLC2000).....	69

Tabelle 38: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25' (CLC90, ZEoG).....	70
Tabelle 39: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25' (CLC90, ZEmG).....	70
Tabelle 40: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25' (CLC2000, ZEoG)....	71
Tabelle 41: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25' (CLC2000, ZEmG)....	71
Tabelle 42: Korrelationsmatrix der Landschaftsstrukturindizes. Werte von $ R  > 0,7$ sind grau hinterlegt. ....	72
Tabelle 43: Relative Einflüsse (in Prozent) der Strukturmaße auf das MAXENT-Modell1.....	72
Tabelle 44: Relative Einflüsse (in Prozent) der Strukturmaße auf das MAXENT-Modell2.....	72

## Abkürzungsverzeichnis

ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
ATKIS-OK	ATKIS-Objektartenkatalog
AUC	Area Under the ROC Curve (Wert zur Beschreibung der Modellgüte)
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschlands
BWI	Bundeswaldinventur
CLC	CORINE Land Cover
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DLM	Digitales Landschaftsmodell
FFH	Flora – Fauna – Habitat
GIS	Geographisches Informationssystem
GLC	Global Land Cover
Kfz	Kraftfahrzeug
LSM	Landschaftsstrukturmaße (Abkürzungen, Formeln und Bewertungsraum befinden sich im Anhang)
MAXENT	Maximum-Entropie-Methode (eine methodische Grundlage für die berechneten Nischenmodelle)
ROC	Receiver Operating Characteristic
SQL	Structured Query Language
TK	Topographische Karte
vTI	Johann Heinrich von Thünen-Institut
ZE	Zerschneidungsebene
ZEmG	Zerschneidungsebene: mit Gemeindestraßen
ZEoG	Zerschneidungsebene: ohne Gemeindestraßen



## Danksagung

Das Projekt, dessen Ergebnisse in diesem Bericht vorgestellt werden, wurde im Rahmen eines Erlasses des Referats 534 des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) am Institut für Weltforstwirtschaft des Johann Heinrich von Thünen Institut (vTI) bearbeitet.

Wir möchten uns an dieser Stelle bei Herrn Thomas Schneider für die umfassende Unterstützung sowie die organisatorischen Hilfestellungen bei der Projektarbeit bedanken.

Des Weiteren danken wir Eckhard Schröder und Herrn Götz Ellwanger vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die freundliche Unterstützung, indem er uns die Vorkommensdaten ausgewählter Tierarten zur Verfügung stellte. Den Mitarbeitern des vTI-Instituts für Agrarrelevante Klimaforschung gebührt unser Dank für die Bereitstellung der ATKIS-2008-Daten.

Herrn André lost danken wir für die zahlreichen erleuchtenden Fachdiskussionen, die sehr hilfreichen Kommentare sowie die umfangreichen Korrekturlesungen des Manuskripts. An Frau Katja Oehmichen richtet sich unser Dank für den wertvollen Gedankenaustausch und die sehr gute Zusammenarbeit während einzelner Projektphasen. Abschließend bedanken wir uns bei allen hier nicht explizit aufgeführten Kollegen/Kolleginnen innerhalb und außerhalb des Instituts, die unsere Forschungsarbeit durch fruchtbare Diskussionen und Anregungen unterstützten.



## 1. Einleitung

Die Artenvielfalt in Deutschland wird heute neben Landnutzungsänderungen vor allem durch die Fragmentierung und Zerschneidung von Lebensräumen bedroht. Gegenüber landwirtschaftlichen Nutzflächen und Siedlungsräumen gelten Wälder als naturnahe Landbedeckung, die neben der Holzproduktion vielfältige Funktionen (z. B. Lebensraum, Schutz- und Erholungsfunktionen) erfüllt. Landschaftszerschneidende Elemente, wie beispielsweise Straßen, Bahnlinien oder Wasserlinien, stellen für viele Tier- und Pflanzenarten AusbreitungsbARRIEREN dar. Darüber hinaus kann sich die Zerschneidung negativ auf das Mikroklima, den Wasserhaushalt und den Erholungswert der Landschaft auswirken. Die Effekte der Fragmentierung von Wäldern auf bestimmte Arten sind sehr divers und abhängig von deren Ausbreitungsfähigkeiten. Insbesondere ausbreitungsschwache stenotope Arten, die auf kleine, isolierte Resthabitatem zurückgedrängt werden, sind stark gefährdet, da der Individuenaustausch durch andersartige Lebensräume unterbunden oder zumindest stark reduziert ist. Ausgewählte Indikatorarten dienen in dieser Studie als Proxyvariablen für die Artenvielfalt in Wäldern. Dabei soll die Auswirkung der Fragmentierung von Waldökosystemen auf das Vorkommen dieser Arten untersucht werden.

Es werden Strukturindizes identifiziert, die die Fragmentierung von Waldflächen aussagekräftig beschreiben. Die Datengrundlage für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße auf nationaler Ebene ist das Basis-DLM<sup>1</sup> (ATKIS 2008). Die TK25<sup>2</sup>-Blätter dienen als Schnittstelle zwischen berechneten Strukturmaßen und einer Habitatmodellierung.

Um Zusammenhänge zwischen Artenvorkommen und Fragmentierung zu erkennen, wird eine Habitatmodellierung durchgeführt. Hierbei wird getestet, welche Strukturindizes geeignet sind, um das Vorkommen und die potenzielle Gefährdung einer Tierart in der Landschaft vorherzusagen. Ausgewählte Zeigerarten sollen als Proxy für

die Artenvielfalt in Wäldern dienen. Dazu zählen u. a. die Wildkatze (*Felis silvestris*), die Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*), der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*) und der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*).

Mit den erhaltenen Ergebnissen lassen sich

- (1) Aussagen über den Fragmentierungsgrad der untersuchten Waldgebiete treffen,
- (2) verschiedene Indizes mit ausgewählten Arten verbinden und somit
- (3) Voraussagen über das mögliche Vorkommen der Art in anderen – strukturell ähnlichen – Waldgebieten entwickeln.

Die Ergebnisse können damit als Grundlage für weitere auf der entwickelten Methode aufbauende Untersuchungen angesehen werden, die sich mit der Erforschung von Zusammenhängen zwischen Landschafts- bzw. Habitatstruktur und dem Artenvorkommen beschäftigen.

<sup>1</sup> Digitales Landschaftsmodell

<sup>2</sup> Topographische Karte im Maßstab 1:25 000



## 2. Problemstellung und Hintergrund

### 2.1. Fragmentierung von Lebensräumen

Unter Fragmentierung versteht man die Umwandlung eines ehemals ausgedehnten Lebensraumes in kleinere isolierte Resthabitatem, die von einem andersartigen (mehr oder weniger feindlichen) Lebensraum, der Matrix, begrenzt werden (Valladares et al., 2006). Fragmentierung beinhaltet beides, den Verlust von Lebensräumen und die Zerschneidung von Lebensräumen. Der größere Anteil an der Dezimierung der Biodiversität kann allerdings dem Verlust von Lebensräumen zugeordnet werden (Fahrig, 2003). Durch den ständig wachsenden Flächenanspruch der Bevölkerung in Mitteleuropa – und trotz des wachsenden Bewusstseins für die damit verbundene Problematik – werden immer mehr Lebensräume zerstört und fragmentiert. So ist die Fragmentierung von Lebensräumen und die damit verbundenen Folgen, wie die Zerstörung interspezifischer Interaktionen und Beziehungen, die Unfähigkeit von Arten sich auszubreiten und der Verlust an genetischer Variabilität (Debinski und Holt, 2000), einer der häufigsten Gründe für den Artenrückgang (Groom et al., 2006; Pullin, 2002). Verkehrswege-Infrastruktur, Siedlungs- und Industriebaumaßnahmen teilen ehemals zusammenhängende Lebensräume in kleine Resthabitatem und schaffen individuenärmerne Subpopulationen, die voneinander getrennt sind und wirken dabei häufig als Barrieren für viele Arten (vergleiche Jaeger et al., 2005). Das Aussterberisiko kleiner Populationen ist ungleich höher als das der größeren, da sowohl populationsdynamische als auch populationsgenetische Effekte negativ mit der Populationsgröße korrelieren (Assmann und Härdtle, 2002; Frankham et al., 2002). Insbesondere ausbreitungsschwache stenotope Arten, die auf kleine, isolierte Resthabitatem zurückgedrängt werden, sind stark gefährdet, da der Individuenaustausch durch andersartige Lebensräume unterbunden oder zumindest stark reduziert ist. Stirbt eine lokale Population aus, wird ihr Lebensraum unter solchen Bedin-

gungen nur mit geringer Wahrscheinlichkeit wieder besiedelt (Hanski et al., 1995). Eine durch Individuenaustausch gekennzeichnete Population ist besser vor Extinktion geschützt, da die größere Gesamtindividuenzahl zu einer höheren genetischen Variabilität führt und ein langfristiges Überleben der Population sichert (Frankham et al., 2002). Ein weiterer Grund für eine höhere Überlebenschance ist die räumliche Risikostreuung (den Boer, 1968), womit eine natürliche Population mit hoher Variabilität einem geringeren Aussterberisiko durch drastische Umweltveränderungen ausgesetzt ist. Durch eine Reduktion der Habitatgröße nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, dass stochastische Prozesse sich stärker auswirken. Insbesondere Entwicklungen, die in einer Reduktion der Populationsgröße resultieren, sind für die Naturschutzbioologie von Bedeutung. In kleinen Populationen können Ereignisse, die zu einer weiteren Verringerung der Populationsgröße führen, mit größerer Wahrscheinlichkeit auftreten. Dies betrifft sowohl populationsdynamische als auch populationsgenetische Prozesse (Davies und Margules, 1998). Die Fragmentierung von Lebensräumen führt damit nachweislich zu (1) einer Verringerung der Biodiversität stenotoper Arten in kleineren Habitaten (Desender et al., 1999; Magura et al., 2001a), (2) einem Verlust an genetischer Vielfalt (Keller und Largiader, 2003) und (3) einer erhöhten Inzuchtwahrscheinlichkeit in kleineren Populationen. Als eine Folge von genetischer Verarmung führt Habitatfragmentierung zu (4) einer erhöhten Aussterbewahrscheinlichkeit sowie (5) einer verringerten Anpassungsfähigkeit an veränderte Umweltbedingungen (Saccheri et al., 1998). So sind durch genetische Drift beeinflusste Populationen empfindlicher gegenüber stochastischen Umwelteinwirkungen. Ein weiteres Problem der Habitatfragmentierung sind die Randeffekte, die durch die Verkleinerung der Lebensräume zwangsläufig zunehmen. Solche anthropogenen Habitatänder sind durch äußere Einflüsse stark beeinträchtigt (Desender, 2005). So zeigten zwar z. B. Magura et al. (2001b) eine Zunahme der Laufkäfer-Biodiversität in kleinen Habitat-Patches mit starken Randeinflüssen; die Anzahl stenotoper Waldarten ging aber im Gegensatz zur Anzahl der Generalisten aufgrund der kleinen Kernflächen zurück. Krauss et al. (2005) kommen bei ihren Untersuchung über Tagfalterlebensgemeinschaften zu ähnlichen Ergebnissen. Habitspezialisten weisen auch hier höhere Extinktionsraten auf und sind stärker von Habitatverlust betroffen als Generalisten. Desender (2005) fasste die Auswirkungen der Fragmentierung in einem „extinction vortex“ zusammen.

## 2.2. Indikatoren

Indikatoren werden immer häufiger genutzt, um Funktionen und Verhalten zu begutachten und hieraus politische Ziele zu entwickeln. Sie sollen Beziehungen zusammenfassen und komplexe Informationen in einfachere, verständlichere Zusammenhänge überführen, um z. B. Veränderungen und Trends darzustellen (z. B. Watts und Handley, 2010). Dies ist besonders im umweltwissenschaftlichen Bereich schwierig, wenn es viele potenzielle Untersuchungen gibt, aber ein Mangel an Daten vorherrscht. Trotz dieser Schwierigkeiten sind Umweltindikatoren ein wichtiger Bestandteil der politischen Entscheidungsfindung (Lindenmayer et al., 2000).

Naturschutzmaßnahmen gehen oft einher mit Abschätzungen der Biodiversität; nur lässt sich diese nicht immer leicht messen. Um Biodiversität messbar zu machen, sind Indikatoren auch hier als Stellvertreter immer mehr ins Blickfeld der Forschung gerückt (Araujo et al., 2001; Rossi und van Halder, 2010).

Eine Indikatorart oder auch Zeigerart bezeichnet eine Tier- oder Pflanzenart, deren Vorkommen bzw. Fehlen in einem Lebensraum bestimmte Standorts- und Umweltbedingungen anzeigt, zum Beispiel Feuchtigkeit, Licht, Wärme, pH-Wert, Nährstoffverhältnisse des Bodens sowie Wasser- oder Luftverschmutzung. Die Aussagekraft eines Bioindikators ist umso höher, je empfindlicher er auf Veränderungen der äußeren Einflüsse reagiert. Ein idealer Indikator sollte also Eigenschaften wie z. B. eine gute Anwendbarkeit (Noss, 1990) besitzen und außerdem eine kosteneffiziente Erhebung erlauben. Das Wichtigste ist jedoch der bestehende Zusammenhang mit der zu untersuchenden Größe (Sauberer et al., 2004). Zusätzlich sollte eine Indikatorart taxonomisch und ökologisch gut untersucht und leicht zu bearbeiten sein (Gladstone, 2002). Indikatorarten können dann zuverlässige Voraussagen treffen, wenn sie aus der gleichen taxonomischen Gruppe stammen, da es bezüglich ihrer Lebensstrategien und Eigenschaften am ehesten Übereinstimmungen gibt (Fleishman et al., 2005). So sollte man bei Studien für jede taxonomische Gruppe eigene Indikatorarten bestimmen (Sebastiao und Grelle, 2009). Die Schwierigkeit der Definition geeigneter Indikatoren liegt also

darin, jene zu finden, die eine Reihe von Kriterien erfüllen: Sie müssen leicht messbar sein, sensibel auf Stress reagieren, Veränderungen und Störungen anzeigen und dürfen nicht variabel sein (Dale und Beyeler, 2001). Biodiversitätsindikatoren können auf der Artenvielfalt einer oder mehrerer verschiedener Gruppen basieren (Maes und Van Dyck, 2005). In einigen Studien konnten Indikatorgruppen identifiziert werden (Dynesius und Zinko, 2006; Schmidt et al., 2006), wohingegen andere Autoren nur schwache Zusammenhänge feststellten (Chase et al., 2000; Wolters et al., 2006) bzw. die Ergebnisse zu variabel waren, um gesicherte Voraussagen treffen zu können (Prendergast, 1997).

Ein anderer Ansatz beschäftigt sich mit Lebensraumeigenschaften und Landschaftscharakteristiken als Indikatoren für Artenvielfalt (Dauber et al., 2003). Die Grundidee ist, dass sich Landschaft auf Biodiversitätsdynamiken auswirkt und selbst als Indikator funktionieren kann (Araujo et al., 2001; Rossi und van Halder, 2010). Biodiversität auf Maßstabsebene der Lebensraumpatches hängt hauptsächlich von lokalen Lebensraumeigenschaften ab, aber auch von Lebensgemeinschaften, die über die Landschaft verteilt sind. Dies stimmt mit der Annahme überein, dass nicht nur lokale Prozesse die lokale Biodiversität beeinflussen (z. B. lokales Aussterben), sondern dass auch regionale Einflüsse auf biogeografischer Ebene eine große Rolle spielen (z. B. Zuwanderungen in einer funktionierenden Metapopulation; Ricklefs, 1987). Die Zusammensetzung der Landschaft (insbesondere der Matrix-Effekt) hängt mit vielen Prozessen, wie Ausbreitung, source-sink-Dynamiken, Konkurrenz- und Nachbarschaftseffekten und Metapopulationsdynamiken zusammen (Dunning et al., 1992). Fragmentierung von Lebensräumen (With und King, 1999a) und Matrixqualität (Fahrig, 2001) können das Aussterben von Arten beeinflussen, da die Durchlässigkeit der Matrix und die Kolonisierungsrate einen starken Einfluss auf Biodiversitätsdynamiken haben (With und King, 1999b). Die Einflüsse der Landschaftsstruktur sind vielschichtig und hängen sehr von der untersuchten Art und dem Maß ab, wie sie in ihrer Umwelt interagieren (Bestelmeyer et al., 2003).

Die Fragmentierung von Lebensräumen wirkt sehr unterschiedlich auf verschiedene Arten. Aufgrund dessen ist es wichtig, eine Auswahl von Arten mit unterschiedlichen Ausbreitungsfähigkeiten und -strategien zu treffen. Ein möglichst breites Spektrum von Arten kann einen ganzheitlichen Überblick über den Zustand der Wälder, ihre Entwicklungsmöglichkeiten und die Auswirkungen auf Arten ermöglichen.

### 3. Methoden

#### 3.1. Bestimmung des Waldfragmentierungsgrades

Die Landschaft wird durch die Zusammensetzung (Anzahl und Art) sowie die Anordnung einzelner Landschaftselemente in ihrer Größe und Lage zueinander charakterisiert (Walz, 2004). Der Zustand, aber auch die Veränderung der räumlichen Muster der Landschaft können mit Hilfe von statistischen Messgrößen – so genannten Landschaftsstrukturindizes bzw. Landschaftsstrukturmaßen – quantifiziert werden (Köhl und Oehmichen, 2003; McGarigal und Marks, 1995; O'Neill et al., 1988). Jaeger (2003) beschreibt die Zerschneidung oder Fragmentierung als den Prozess im Hinblick auf die Veränderung der Landschaftsstruktur, während der Zerschneidungsgrad bzw. Fragmentierungsgrad den Zustand einer Landschaft darstellt. Landschaftsstrukturmaße sind somit gut geeignet, den Zustand der Landschaft abzubilden bzw. die Vergleichbarkeit verschiedener Landschaften zu sichern. Mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen können Landschaftsmuster in Raum und Zeit aus GIS-Datenbanken beziehungsweise aus Luftbildern oder anderen Fernerkundungsquellen abgeleitet werden. Vorteile sind hierbei die Möglichkeiten von kostengünstigen großflächigen Untersuchungen, die gewöhnlich auf standardisierten methodischen Ansätzen beruhen und damit eine Generalisierung auf großem räumlichen und zeitlichen Maßstab erlauben (Bollinger et al., 2007).

Tabelle 1 stellt die aus der Literatur abgeleiteten Landschaftsstrukturmaße dar, die zur Bestimmung des Fragmentierungsgrades der Waldflächen in Deutschland herangezogen wurden. Die mathematischen Formeln sowie die Interpretation der 24 selektierten Strukturmaße befinden sich im Anhang in Tabelle 13 bis Tabelle 16.

Die ökologische Auswirkung von verschiedenen Kernflächengrößen auf die ausgewählten Tierarten ist nur im eingeschränkten Maß bekannt. Daher wurden zusätzlich die Kernflächen bei definierten Abständen zur Flächenaußengrenze (10 m, 100 m und 1000 m) betrachtet. In diesem Zusammenhang wurden die Landschaftsstrukturmaße CA<sub>f</sub>, PLAND<sub>f</sub>, NP<sub>f</sub>, PD<sub>f</sub>, PD<sub>ff</sub>, MPS<sub>f</sub>, LPI<sub>f</sub> und MENN für die entsprechenden Kernflächen (CORE10, CORE100, CORE1000) kalkuliert.

#### 3.2. Datengrundlage

Die Grundlage für die adäquate Anwendung der Landschaftsstrukturmaße ist eine lückenlose, flächendeckende Abbildung der Landbedeckung mittels nicht-überlappender, in sich einheitlicher und eindeutig identifizierbarer Landschaftsobjekte. Wenn thematische Karten diese Anforderungen erfüllen, können sie in geographischen Informationssystemen (GIS) mit Hinblick auf die Form, Struktur und Verteilung der Landschaftsobjekte analysiert werden. Je detaillierter und genauer die Daten sind, desto aussagekräftiger sind die Ergebnisse und desto fundierter die darauf beruhenden Entscheidungen.

**Tabelle 1: Landschaftsstrukturmaße zur Bestimmung des Fragmentierungsgrades der Wälder in Deutschland (Einteilung nach Rutledge, 2003).**

<b>Landschaftsstrukturmaße zur Beschreibung der ...</b>			
<b>Komposition</b>	<b>Form</b>	<b>Konfiguration</b>	<b>Sonstige</b>
Größe der Gesamtfläche der Landschaft (TA)	Mittleres Umfang-Flächen-Verhältnis der Waldflächen (MPAR)	Agglomerationsindex (CON-TAG)	Gesamtkantenlänge (TE)
Größe der Waldfläche ( $CA_f$ )	Mittlerer Form-Index (MSI)	Mittlere Distanz zur nächsten benachbarten Waldfläche (MENN)	Kantendichte (ED)
Flächenanteil der Waldfläche ( $PLAND_f$ )	Flächengewichteter mittlerer Form-Index (AWMSI)		Anzahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume $\geq 50 \text{ km}^2$
Anzahl der einzelnen Waldflächen ( $NP_f$ )	Landschafts-Form-Index (LSI)		Anzahl der unzerschnittenen verkehrsarme Räume $\geq 100 \text{ km}^2$
Patch-Dichte der Waldflächen bezogen auf TA ( $PD_f$ )	Mittlere Patch-Fraktale Dimension (MPFD)		Verkehrsliniendichte Straßen (VERD <sub>STR</sub> )
Patch-Dichte der Waldflächen bezogen auf $CA_f$ ( $PD_{f\prime}$ )			Verkehrsliniendichte Schießen (VERD <sub>SCH</sub> )
Mittlere Patch-Größe der Waldflächen ( $MPS_f$ )			
Größter-Patch-Index für Waldflächen ( $LPI_f$ )			
Splitting-Index (SPLIT)			
Koheränzgrad der Waldflächen (COH)			
Effektive Maschenweite der Waldflächen (MESH)			

Literaturquellen:

Bogaert et al. (2000); Clauzing (2006); De Clercq und De Wulf (2004); Esswein (2007); Fahrig (2003); Garcia-Gigorro und Saura (2005); Gardner und Urban (2007); Gillanders et al. (2008); Girvetz et al. (2008); Gustafson und Parker (1992); Hargis et al. (1998); Hawbaker und Radeloff (2004); Jaeger (2001); Jaeger (2000); Lauga und Joachim (1992); Moser et al. (2007); Newton et al. (2009); O'Neill et al. (1988); Oehmichen und Köhl (2006); Pearson und Gardner (1997); Pfister (2004); Reck et al. (2008); Riitters et al. (1995); Schumaker (1996); Southworth et al. (2002); Trani und Robert H. Giles (1999); Traub und Kleinn (1999); Trzcinski et al. (1999); Villard et al. (1999); Wickham und Norton (1994); Wu et al. (2002); Wu (2004)

### **3.2.1. Potenzielle Geodaten für flächendeckende Auswertungen von Wald in Deutschland**

Eine flächendeckende Aufnahme der aktuellen Waldflächengeometrien mittels Fernerkundungsdaten ist erstrebenswert, jedoch im zeitlichen und finanziellen Rahmen des Projektes nicht zu gewährleisten. Daher musste auf bereits vorhandene Geodaten zurückgegriffen werden, die im Zusammenhang mit der Quantifizierung des Fragmentierungsgrades der Wälder genutzt werden können. Nachfolgend werden die potenziellen Datenquellen kurz vorgestellt und diskutiert.

#### *Bundeswaldinventur (BWI):*

Die BWI basiert als terrestrische Stichprobeninventur auf einem regelmäßigen Netz von 4 km x 4 km, wobei einige Bundesländer das Stichprobenraster regional auf 2,8 km bzw. 2 km verdichteten. Auf den im Wald liegenden Traktecken wird unter anderem auch die Waldrandlänge aufgenommen, welche als Maß für die Fragmentierung der spezifischen Traktecke gelten könnte. Diese Information ist jedoch nicht ausreichend, um den Fragmentierungsgrad der Waldflächen aussagekräftig zu quantifizieren. Es sind weder Angaben zur Komposition (d. h. Anzahl und Fläche) noch zur Form oder Konfiguration (z. B. Distanz zum nächsten benachbarten Waldpolygon) der Waldflächen aus dieser Datenquelle möglich.

#### *CORINE Land Cover (CLC):*

Auf der pan-europäischen Ebene ist das CORINE<sup>3</sup>-Land-Cover-(CLC)-Projekt hervorzuheben, in dem ein großer Teil der Landbedeckung Europas in einheitlicher hierarchischer Klassifizierung mit 44 Klassen kartiert wurde. Die CORINE-Land-Cover-Datenbank für das Referenzjahr 1990 (CLC90) wurde in dem Maßstab 1:100 000 unter Zuhilfenahme von Zusatzinformationen über die Landbedeckung bzw. Landnutzung erstellt (Heymann et al., 1994). Das Update der CLC-Datenbank erfolgte etwa 10 Jahre später im Rahmen des CORINE-Land-Cover-2000-(CLC2000)-Projekts. Hierbei wurden 4,5 Mio. km<sup>2</sup> der Erdoberfläche mit einer minimalen Kartiereinheit von 25 ha aufgenommen (Büttner et al., 2004). Das Ergebnis ist eine Geodatenbank mit bis dato nicht erreichtem Detailierungsgrad bezüglich der geometrischen Auf-

lösung und Anzahl der thematischen Klassen, die flächendeckend Informationen über die Landbedeckung in Europa liefert. In Kombination mit dem letzten Update (CLC2006) bieten die CLC-Daten außerdem den Vorteil einer Sequenz von Landbedeckungsinformationen für momentan drei Zeitpunkte.

#### *Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS):*

Die ATKIS-Daten des Basis-DLMs<sup>4</sup> stellen momentan die detailliertesten Geo-Informationen dar, die flächendeckende Angaben zur Form, Lage und Verteilung von Waldflächen im gesamten Bundesgebiet Deutschlands enthalten. Der Zielmaßstab liegt bei 1:25 000 bei jedoch höherer angestrebten Lagegenauigkeit ( $\pm 3$  m), was sich gegenüber den CLC-Daten bereits visuell im höheren Strukturreichtum der digitalisierten Flächen zeigt (Abbildung 1). Ausschlaggebend für die Wahl der Datengrundlage zur Berechnung des Fragmentierungsgrades der Wälder Deutschlands ist jedoch das Vorhandensein von Linienelementen, die zerschneidende Wirkung in der Landschaft aufweisen können. Diese liegen im digitalen Basis-Landschaftsmodell vor. Auf nationaler Ebene stellt somit die ATKIS-2008-Geodatenbank die Datengrundlage für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße dar.

#### *Weitere Datenquellen:*

Es sind regional weitere Geodaten vorhanden, die neben dem sehr hohen räumlichen Informationsgehalt zusätzlich auch begrenzte Aussagen zur Habitatqualität von Wäldern geben können, so z. B. Biotoptypenkartierungen. Diese Daten liegen für nationale Auswertungen leider nicht flächendeckend vor und können daher für die aktuelle Aufgabenstellung nicht genutzt werden. Globale Landbedeckungsprodukte, wie z. B. GLC2000<sup>5</sup> oder daraus abgeleitete Ergebnisse, zeigen zwar eine ausreichende räumliche Abdeckung, weisen jedoch für eine ökologisch sinnvolle Auswertung des Fragmentierungsgrads eine unzureichende räumliche Auflösung auf (z. B. GLC2000 mit 1 km).

---

<sup>3</sup> Coordination of Information on the Environment

<sup>4</sup> Digitales Landschaftsmodell

<sup>5</sup> Global Land Cover

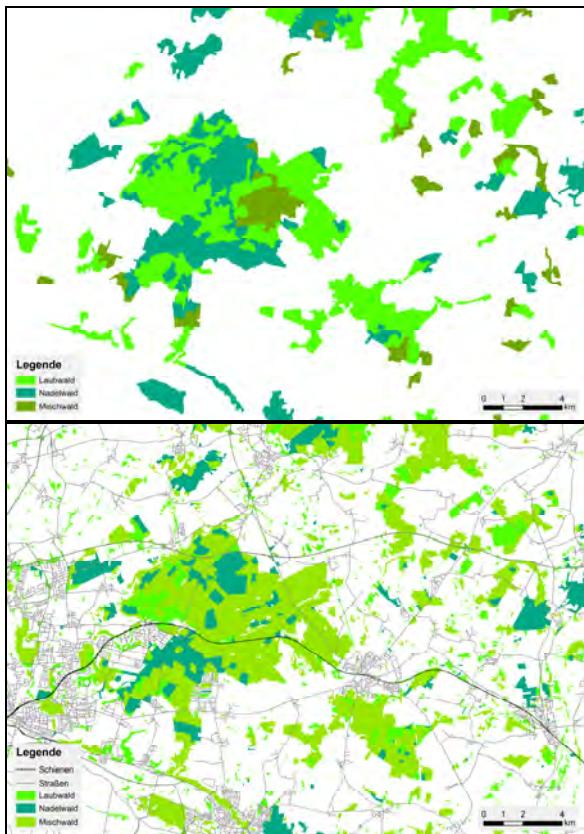


Abbildung 1: Vergleich des Detaillierungsgrades von CLC2000- (oben) und ATKIS2008-Daten (unten) inkl. zerschneidender Linienelemente im Basis-DLM.

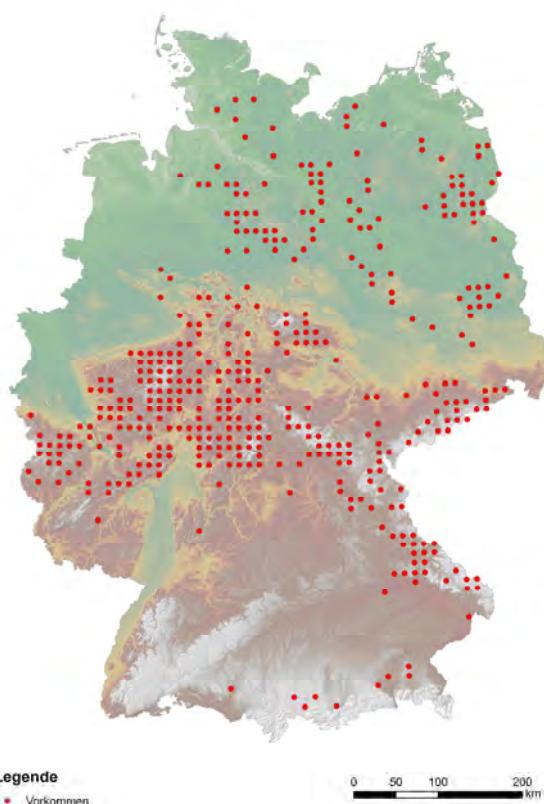


Abbildung 2: Verteilung des nationalen Vorkommens des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*).

### 3.2.2. Auswahl der Geodaten

Die Bestimmung des Waldfragmentierungsgrades wurde mit drei verschiedenen Datensätzen durchgeführt – ATKIS 2008 und CLC90 bzw. CLC2000. Hierbei lagen unterschiedliche Untersuchungsschwerpunkte vor:

- Untersuchung der Skalenabhängigkeit der Daten im Bezug auf den Fragmentierungsgrad
- Multitemporale Aussagen zur Veränderung des Fragmentierungsgrades
- Einfluss verschiedener zerschneidender Landschaftselemente

Für die Habitatmodellierungen sind neben den Waldflächengeometrien für die Berechnung des Fragmentierungsgrades (auf Grundlage der ATKIS2008-Daten) auch die Vorkommensdaten der ausgewählten Indikatorarten nötig. Diese Informationen wurden vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) zur Verfügung gestellt. Für die ausgewählten Indikatorarten liegen die Vorkommensdaten für die TK25-Blätter des gesam-

ten Bundesgebietes vor. In Abbildung 2 ist als Beispiel die Verteilung des Vorkommens des Schwarzstorchs abgebildet.

### 3.3. Datenaufbereitung

#### 3.3.1. ATKIS-2008-Daten

Das Basis-DLM beschreibt die topographischen Objekte der Landschaft im Vektorformat auf der Grundlage der Festlegungen des ATKIS-Objektartenkatalogs (ATKIS-OK). Dabei sind die Objekte auf einzelne Ebenen mit teilweise redundanter Geometrie und direkter Attributanzbindung aufgeteilt (Übersicht siehe Tabelle 2) Durch Aggregation von thematischen Klassen des ATKIS-OK wurden vollständig redundanzfreie binäre Karten (Wald vs. Nichtwald) generiert. Hierbei wurden Siedlungs-, Verkehrs- und Gewässerflächen sowie alle Vegetationsklassen, mit Ausnahme von Wald und Gehölzen, zur neuen Klasse ‚Nichtwald‘ zusammengefasst. Alle internen Grenzen in den Waldflächen wurden aufgelöst, so dass in der neuen

Klasse ‚Wald‘ zusammenhängende Polygone der Waldflächen entstanden. Danach wurde die Klasse ‚Wald‘ (Wald und Gehölze) mit der Klasse ‚Nichtwald‘ überlagert. Bei Flächenkonflikten zwischen Wald/Gehölze und Heide, Moor, Sumpf bzw. nasser Boden haben Wald- und Gehölzflächen die höhere Priorität. Bei allen anderen Flächenüberlagerungen dominiert die Klasse ‚Nichtwald‘ über ‚Wald‘.

Aufgrund der Vergleichbarkeit mit anderen Studien orientiert sich die Auswahl der zerschneidenden Linienelemente an Jaeger et al. (2001). Diese selektierten Linienelemente mit potenziellem Zerschneidungseffekt (siehe Tabelle 3) wurden mittels individueller Pufferfunktionen verarbeitet, damit sie in die überlagerungsfreie Polygongeometrie der Objektklasse ‚ZE‘ (Zerschneidungsebene für Linienelemente) einfließen. Dabei wurden die Linien mit der Hälfte der erfassten Breite des Objekts bzw. mittleren Breite der Objektkategorie gepuffert und zu der Klasse

,ZE‘ hinzugefügt. Wenn keine Angaben zur Objektbreite vorlagen, wurden die minimalen Breiten der Objektart angenommen. Die resultierende Klasse ‚ZE‘ wurde anschließend von den Geometrien der Klasse ‚Wald‘ subtrahiert.

Der Fragmentierungsgrad der Waldlandschaft wird durch die Anzahl und Lage der Linienelemente mit Zerschneidungseffekt beeinflusst. Für bodengebundene Lebewesen gelten Straßen mit einer Verkehrsdichte von mehr als 1000 Kfz/24h als gesicherte Mobilitätsbarriere (Reck et al., 2008). Jedoch reagieren die Arten auf verschiedene potenzielle Barrieren unterschiedlich. Um diesen Effekt auf Arten zu quantifizieren, wurden zwei verschiedene Zerschneidungsebenen (ZE) erstellt, die sich ausschließlich durch die Nutzung von Gemeindestraßen als zusätzliche zerschneidende Elemente unterscheiden (siehe auch Tabelle 3).

**Tabelle 2: Übersicht des Inhalts der projektrelevanten Ebenen des ATKIS-Objektartenkatalogs.**

Objektbereich	Ebene	Inhalt
2000 – Siedlung	SIE01	Ortslage, Wohnplatz
	SIE02	Baulich geprägte Flächen
	SIE03	Siedlungsfreie Flächen (z. B. Sportanlagen)
	SIE04	Bauwerke und sonstige Einrichtungen
	SIE05	Baulich geprägte Flächen (Überlagerungsflächen)
	SIE06	Siedlungsfreie Flächen (Überlagerungsflächen)
3000 – Verkehr	VER01	Straßenverkehr und Rollfelder
	VER02	Schienenverkehr
	VER03	Flugverkehr
	VER04	Schiffsverkehr
	VER05	Brücken, Tunnel und Durchlässe
	VER06	Leitungen, Masten, etc.
4000 - Vegetation	VEG01	Ackerland
	VEG02	Grünland, Gartenland, Heide, Moor
	VEG03	Wald, Gehölz
	VEG04	Sonderkultur, Brachland, vegetationslose Fläche
	VEG05	Sumpf, nasser Boden
	VEG06	Büsche, Bäume
5000 – Gewässer	GEW01	Gewässer
	GEW02	Einrichtungen und Bauwerke an Gewässern
	GEW03	Besondere Objekte in Gewässern

**Tabelle 3: Linienelemente aus dem ATKIS-Objektartenkatalog mit potenziellem Zerschneidungseffekt, unterteilt nach Zerschneidungsebenen (ZE).**

Zerschneidungsebene „ohne Gemeindestraßen“ (ZEoG)	Zerschneidungsebene „mit Gemeindestraßen“ (ZEmG)
Bundesautobahn, Bundesstraßen, Landesstraßen	Bundesautobahn, Bundesstraßen, Landesstraßen, Gemeindestraßen
Schienenwege (nicht stillgelegt)	Schienenwege (nicht stillgelegt)
Gewässer mit einer Breite größer als 6 m, Kanäle (Schifffahrt)	Gewässer mit einer Breite größer als 6 m, Kanäle (Schifffahrt)

### 3.3.2. CLC-Daten

Innerhalb eines CORINE-Land-Cover-Datensatzes ist die Landbedeckung bzw. Landnutzung in 44 thematische Klassen unterteilt, welche durch eindeutige dreistellige Nummern kodiert sind (siehe Tabelle 12 im Anhang). Die Geometrien liegen bereits redundanzfrei vor, so dass sich die Datenaufbereitung auf das Zusammenfassen der Waldtypen und damit eingehend das Auflösen interner Waldgrenzen für jedes Analysejahr (1990 bzw. 2000) beschränkt.

Zusätzlich wurden die aus den ATKIS-Daten extrahierten Linienelemente (ZEoG, ZEmG) von dem CLC2000-Datensatz subtrahiert, um die Analyse der Abhängigkeit des Fragmentierungsgrades des Waldes von der Skalierung der Datengrundlage zu unterstützen.

Abschließend wurden im Rahmen der Fehlerbereinigung der vorbereiteten Geodaten (ATKIS 2008, CLC90, CLC2000) alle Polygone, die eine Fläche kleiner als 1 m<sup>2</sup> aufweisen, aus der jeweiligen Datengrundlage entfernt (Stichwort sliver polygons).

### 3.3.3. Bezugsebenen

Der Fragmentierungsgrad der Waldflächen wurde für drei verschiedene Bezugsebenen bestimmt. Zuerst wurden die Landschaftsstrukturmaße für alle Waldflächen der Bundesrepublik Deutschland kalkuliert (1). An diese nationale Betrachtung schließt sich die Quantifizierung der Strukturmaße für die Bundesländer an (2). Abschließend wurden die Strukturmaße für die TK25-Kartenblätter des gesamten Bundesge-

bietes berechnet (3), da die Vorkommensdaten der ausgewählten Indikatorarten für diese TK25-Blätter vorlagen. Für die Bezugsebenen 2 und 3 kam jeweils das Ausschneideverfahren zum Einsatz, bei dem die Flächen direkt mit dem Bezugsraum verschnitten wurden (vergleiche auch Moser et al., 2007).

### 3.4. Auswahl der Arten

Es wurden Indikatorarten ausgewählt, die auf bestimmte Waldstrukturen angewiesen sind und ein unterschiedliches Ausbreitungsvermögen besitzen, da es in einer Planung nicht möglich ist, alle vorkommenden Arten zu berücksichtigen. Deshalb werden für einen Lebensraum repräsentative Arten ausgewählt, aus deren Ansprüchen die notwendigen Maßnahmen abgeleitet werden können. Ziel- und Leitarten dienen also dazu, Schutzziele zu formulieren und deren Erfolg zu überprüfen. Steht die Erhaltung oder Aufwertung eines Lebensraumes im Vordergrund, werden Leitarten eingesetzt, die für diesen Lebensraum charakteristisch sind. Von den Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums profitieren auch die anderen Bewohner des Lebensraums. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgewählten Arten sind Tabelle 4 zu entnehmen.

**Tabelle 4: Ausgewählte Ziel-/Indikatorarten zur Bestimmung des Einflusses der Fragmentierung von Waldflächen.**

Taxon	Wissenschaftlicher Artnname	Deutscher Artname	Leit-/Zeigerart für
Vögel	<i>Dryocopus martius</i>	Schwarzspecht	naturahe Buchenwälder mit starkem Stammholz; Naturschutzziel: Erhaltung und Entwicklung naturnaher Buchenwälder mit ausreichend starkem Stammholz; Vermehrung des Altholzanteils (Vog.Sch.R. Anh.1)
	<i>Ciconia nigra</i>	Schwarzstorch	ruhige, große zusammenhängende Waldgebiete in Verbindung mit naturnahen Gewässern; Ziel: Vergrößerung des Anteils naturnaher Wald-Gewässer-Komplexe (Vog.Sch.R. Anh.1)
Säugetiere	<i>Felis silvestris</i>	Wildkatze	Unzerschnittene Wälder, ist wie kaum eine andere Art als Zielart für den Lebensraum Wald geeignet, da sie sehr sensibel auf die Fragmentierung von Waldlebensräumen reagiert (FFH-Art)
	<i>Barbastella barbastellus</i>	Mopsfledermaus	Reiches Quartiergebot (vorwiegend abstehende Borke), totholzreiche Wälder (FFH-Art)
Amphibien	<i>Myotis bechsteinii</i>	Bechsteinfledermaus	strukturreiche Laubwälder mit Baumhöhlen, sehr gefährdet auch durch traditionelle Forstwirtschaft (FFH-Art)
	<i>Bufo bufo</i>	Erdkröte	bevorzugter Lebensraum: krautreiche offene Laub- und Mischwälder
Insekten	<i>Lucanus cervus</i>	Hirschkäfer	Indikator für strukturreiche, naturnahe Laubwaldgebiete mit ausreichend Tot- und Altholzstrukturen (FFH-Art)
	<i>Cerambyx cerdo</i>	Heldbock	Naturnahe Wälder mit viel Altholz, Ausbreitung nur über wenige Kilometer möglich (FFH-Art)
	<i>Osmoderma eremita</i>	Eremit	Naturnahe Wälder mit viel Altholz, Baumhöhlen, sehr ausbreitungsschwach (FFH-Art)

### 3.5. Auswirkung der Fragmentierung auf ausgewählte Arten

Stenotope Arten sind besonders von der Fragmentierung betroffen. Speziell Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit haben große Schwierigkeiten, andersartige Lebensräume zu überwinden (Collinge, 2000; Mader et al., 1990; Vermeulen, 1994).

Die ausgewählten Arten weisen schon aufgrund ihrer verschiedenen Körpergröße sehr unterschiedliche Ausbreitungs- und Überlebensfähigkeiten auf. Im Folgenden sind die Ausbreitungsfähigkeiten und Auswirkungen von Lebensraumfragmentierung auf die einzelnen Arten zusammengefasst.

#### *Felis silvestris*:

Die Wildkatze benötigt große ungestörte Gebiete. Die Größe ihrer Homeranges schwankt allerdings sehr, wobei die Männchen bis zu dreimal größere Gebiete im Vergleich zu den Weibchen beanspruchen. Sie schwanken von 0,7 km<sup>2</sup> bis 14 km<sup>2</sup> (♀) bzw. von 2 km<sup>2</sup> bis 50 km<sup>2</sup> (♂) (Monterroso et al., 2009). Die Männchen erforschen größere Areale, um die Chancen zu erhöhen, mit Weibchen in Kontakt zu kom-

men. Die Weibchen legen hingegen mehr Wert auf Ressourcenverfügbarkeit, um bessere Ausgangsbedingungen für die Reproduktion und die Aufzucht der Jungen zu erhalten (Monterroso et al., 2009). Gewöhnlich hängt die Größe der Homerange bei Säugetieren und Vögeln mit dem Vorhandensein und der Dichte benötigter Ressourcen zusammen (Haskell et al., 2002). Die Wildkatze meidet anthropogene Strukturen; sie umläuft beispielsweise ein Dorf mit einem Mindestabstand von 900 m bzw. ein einzeln stehendes Haus mit 200 m (Klar et al., 2008). Gleichzeitig wird ihr Vorkommen aber nicht nur durch das Vorhandensein von Wäldern erklärt. Geringe Distanzen zu Waldrändern und Flussläufen sind ebenso wichtig, was mit dem Vorkommen von Beutetieren zusammenhängt. Uferanliegende Wälder bieten meist – genau wie Waldränder – eine höhere Diversität und Dichte von kleinen Säugetieren, die der Wildkatze als Beute dienen (Doyle, 1990; Gomez und Anthony, 1998; Osbourne et al., 2005).

#### *Myotis bechsteinii*:

Die Bechsteinfledermaus benötigt als Lebensraum Waldfächen mit einer Mindestgröße von 2,5 km<sup>2</sup> bis 3 km<sup>2</sup>. Sie bevorzugt alte, natürliche Waldstandorte

mit Eichenbewuchs (Kanuch et al., 2008). Die Angaben und Daten zu ihren Homeranges schwanken in der Literatur. Sie reichen von einer individuellen Homerange-Größe von unter 1 km<sup>2</sup> (Kerth und Morf, 2004; Kerth et al., 2001) bis zu Aktionsraum durchmessern von ca. 3000 m/Tag (Steinhauser, 2002). In fragmentierten Waldgebieten vergrößert sich der Aktionsraum durchmesser allerdings sehr, was gleichzeitig die Überlebenswahrscheinlichkeit verringert. Weibliche Bechsteinfledermäuse in kleineren Waldgebieten haben einen signifikant geringeren Reproduktionserfolg als Weibchen in größeren Waldgebieten (Norberg und Rayner, 1987; Siemers und Swift, 2006). Allgemein lässt sich aber sagen, dass die Aktionsräume der Bechsteinfledermaus im Vergleich zu anderen Fledermausarten sehr klein ausfallen (Steinhauser, 2002). Die Art meidet Straßen mit viel Verkehr und ist nicht in der Lage, Autobahnen zu überqueren (Kerth und Melber, 2009).

#### *Barbastella barbastellus:*

Die Mopsfledermaus ist selten in Waldgebieten, die kleiner als 1 km<sup>2</sup> sind, anzutreffen. Ihre Homerange-Größe ist sehr variabel und unterliegt großen Schwankungen (1,25 km<sup>2</sup> bis 25 km<sup>2</sup>: Hillen et al., 2009; Aktionsraum durchmesser 4 km bis 5 km: Russo et al., 2004; Steinhauser, 2002). Im Gegensatz zu *Myotis bechsteinii* ist sie ausbreitungsstärker und fliegt auch über Autobahnen (Kerth und Melber, 2009). Ihre zugespitzten Flügel machen sie zu einer sehr guten Jägerin, die Insekten in der Luft fangen kann. Sie jagt auch auf offenen Flächen und an Waldrändern (Kerth und Melber, 2009; Norberg und Rayner, 1987; Steinhauser, 2002).

#### *Bufo bufo:*

Die Erdkröte bevorzugt als Lebensraum lichte, krautreiche Wälder mit möglichst geringen Distanzen zum Laichgewässer. Die Distanzen schwanken zwischen wenigen Metern und reichen bis zu 3 km, die mittlere Distanz, die zurückgelegt wird, liegt bei 1,5 km (Glandt, 1986; Hitchings und Beebee, 1998). Besondere Gefahren sind Straßen, die zwischen Laichgewässer und Waldlebensraum liegen. Untersuchungen zeigen, dass die genetische Diversität der Erdkröte in ländlichen Räumen durchweg höher als in urbanen Gebieten ist. Je größer die Population ist, desto variantenreicher sind die Allele, was in höheren Überlebensraten der Kaulquappen resultiert (Hitchings und

Beebee, 1998). Die hohe Sterblichkeitsrate dieser Art hängt mit (1) ihrer hohen Vorkommensdichte in urbanen Gebieten, (2) weiten Distanzen, die während ihrer Laichzeit zurückgelegt werden müssen, (3) ihrer geringen Geschwindigkeit und (4) ihrer Brutortstreue zusammen, welche sich zusätzlich als ökologische Falle erweisen kann, wenn z. B. eine neue Straße gebaut wurde (Orłowski, 2007; Orłowski et al., 2008; Schlaepfer et al., 2002).

#### *Dryocopus martius:*

Die Reviergröße des Schwarzspechts sollte über 100 ha groß sein (im optimalen Fall 400 ha). Er bevorzugt große natürliche Wälder mit hohen Bäumen, die gleichzeitig an junge Wälder angrenzen, um dort zu jagen (Garmendia et al., 2006). Als Höhlenbauer sind Spechte wichtige Schlüsselarten, deren Anwesenheit eine limitierte Ressource für die ganze Lebensgemeinschaft bietet und deren Aussterben die Biodiversität von sekundären Höhlenbewohnern stark dezimieren würde (Kosinski und Kempa, 2007). Die moderne Forstwirtschaft mit dem Entfernen von Totholz und anderen bevorzugten Lebensräumen des Schwarzspechtes begründet den starken Rückgang dieser Art (Virkkala, 2006).

#### *Ciconia nigra:*

Der Schwarzstorch ist eine sehr spezialisierte Art, die auf große, ungestörte Laubwälder (Laubwaldanteil >80 %) angewiesen ist. Gleichzeitig darf die Entfernung zum nächsten Gewässerkomplex 1 km nicht überschreiten, da er diese zur Jagd und Nahrungsbeschaffung benötigt (Augutis und Sinkevicius, 2005). Seine starke Gefährdung ist vor allem Veränderungen der Waldstruktur zuzuordnen (Rosenvald und Lohmus, 2003). Der Schwarzstorch ist ein sehr scheues Tier. Er meidet anthropogene Strukturen und Randgebiete. Diese sollten vom Nistplatz mindestens 3 km entfernt sein. Die Abwesenheit von Störungen ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für das Vorkommen von Schwarzstörchen. Seine Nester baut er vorzugsweise auf dem höchsten und ältesten Baum. Zusätzlich ist er auch durch Freileitungen gefährdet. Störche erleiden durch ihre großen Flügelspannweiten oft tödliche Stromschläge (Bevanger und Broseth, 2004; Janss und Ferrer, 1998).

***Cerambyx cerdo:***

Der große Heldenbock ist mit seiner Körperlänge von mindestens 55 mm einer der größten Bockkäfer in Europa. Seine Larven entwickeln sich bevorzugt in alten absterbenden Eichen mit mindestens 60 cm Stammdurchmesser (Bily und Mehl, 1989). Aufgrund dieses spezialisierten Lebensraumes ist er stark gefährdet. Er benötigt halboffene Waldstrukturen mit viel Licht und einem hohen Totholzanteil. Eine extensive Beweidung des Waldes kann die Art fördern. Der Heldenbock ist außerdem, wie auch die folgende Art *Osmoderma eremita*, eine sehr gute Indikatorart für eine hohe Anzahl an saproxylen Arten (Buse et al., 2007).

***Osmoderma eremita:***

Der Eremit ist ein ca. 30 mm großer flugfähiger Käfer, der zur Familie der Scarabaeoidea gehört und in Baumhöhlen lebt. Da Höhlenbäume über 100 Jahre bestehen bleiben können und sie ein sehr abgesonderter Lebensraum sind, können über 50 Generationen in ein und demselben Baum leben (Hedin et al., 2008). Außerdem kann ein Höhlenbaum eine Population von bis zu 100 adulten Tieren pro Jahr halten (Ranius, 2001). *O. eremita* verlässt seine Höhle also kaum und ist daher in seiner Ausbreitung stark begrenzt. Die maximale gemessene Distanz liegt bei unter 200 m (Hedin et al., 2008; Ranius und Hedin, 2001). Ca. 90 % aller Individuen kommen allerdings nicht weiter als 50 m und 82-86 % bleiben sogar immer im gleichen Baum. Für sein Überleben braucht der Eremit somit eine hohe Anzahl an Baumhöhlen in seiner näheren Umgebung. Bei Vorkommen in Baumhöhlen mit größerem Abstand von 250 m spricht man folglich bereits von Metapopulationen (Ranius, 2000; Ranius und Hedin, 2001). Wie auch *Cerambyx cerdo* ist er eine sehr gute Indikatorart für eine hohe Anzahl an saproxylen Arten.

***Lucanus cervus:***

Der Hirschkäfer bevorzugt als Lebensraum große unzerschnittene Eichenwälder, allerdings zeigen neuere Studien, dass die Art auch in offeneren und mehr urbanen Gebieten, wie z. B. Parks, Gärten, offenen Wäldern und aufgeforsteten Hängen in der Nähe von großen Wäldern vorkommen kann (Rink und Sinsch, 2006). Auch er benötigt viel Totholz für die Larvalentwicklung, da diese sich über fünf Jahre lang in Eichentotholz auf lehmigen oder schluffigen

Böden entwickelt (Pratt, 2000). Seine Homerange-Größe ist bei Männchen und Weibchen sehr unterschiedlich. Weibchen benötigen nur ca. 0,2 ha und breiten sich nur über kurze Strecken aus (selten über 1 km). Männchen dagegen haben eine Homerange-Größe von ca. 1 ha und breiten sich bis zu 3 km aus (Rink und Sinsch, 2007; Sprecher-Uebersax, 2003). Vor allem durch die geringe Ausbreitungsfähigkeit der Weibchen sind zum Schutz der Art Trittsteinbiotope nötig (Thomaes et al., 2008).

### **3.6. Möglichkeiten der Ausbreitungs- und Nischenmodellierung**

Die Ausbreitungsfähigkeit gehört zu den wichtigsten Faktoren, die das Überleben einer Art bestimmen (Fahrig und Merriam, 1985; Gustafson und Gardner, 1996; Schippers et al., 1996). Da die Ausbreitung durch heterogene Landschaften Populationen zusammenfügt, die durch Lebensraumzerstörung oder -fragmentierung getrennt wurden (Lande, 1987; Lande et al., 1999; Peacock und Smith, 1997), kann die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens einer Metapopulation signifikant durch Ausbreitung verringert werden (Gardner und Gustafson, 2004). Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (oft flugunfähig) sind besonders im Nachteil, wenn sie einen Lebensraum (wieder-)besiedeln. Folglich ist das Verstehen der Zusammenhänge und Einflüsse der Fragmentierung auf die Ausbreitung von Arten ein wichtiger Kernpunkt in der Landschafts- und Naturschützökologie (Groom et al., 2006), welche zusätzlich auf das Verstehen von Arten-Areal-Beziehungen und das Vorhersagen der Artenverteilung im Raum aufgrund von Umweltbedingungen hinzielen (Austin, 2007; Guisan und Thuiller, 2005; Guisan und Zimmermann, 2000).

Simulationsmodelle werden immer wichtiger, um Themen wie Fragmentierung und Lebensraumverlust zu analysieren. Da ökologische Zusammenhänge generell sehr vielschichtig sein können, sind komplexe Modelle eine der wenigen Möglichkeiten, um Antworten auf verschiedenste Fragen über Populationsentwicklungen in unterschiedlichen Landschaften und Szenarios zu finden (Kramer-Schadt et al., 2007; Mooij und DeAngelis, 2003), und sie wurden schon zur Beantwortung zahlreicher naturschutzfachlicher Fragenstellungen angewandt (McKelvey et al., 1993; Rushton et al., 1997). Ziel einer Habitatmodellierung ist es, die Beziehung zwischen Umweltbedingungen und Habitatansprüchen von Arten zu formalisieren.

Auf der Grundlage einfach zu erhebender biotischer und abiotischer Schlüsselfaktoren erlauben die Modelle, die Habitatqualität von Biotopen für ausgewählte Arten zu quantifizieren (Kleyer et al., 1999). In den letzten Jahren ist daher die Entwicklung von vorhersagenden Habitatmodellen stark verbessert worden. Modelle können also helfen, das Vorkommen verborgener oder seltener Arten zu erfassen (Pearce et al., 2001). Des Weiteren können Vorkommensvorhersagen genutzt werden, um den Einfluss von Landschaftsveränderungen auf bestimmte Arten abzuschätzen, Lebensräume zum Wiedereinzügern der Art zu finden und potenzielle Nutzungskonflikte mit anthropogenen Aktivitäten zu identifizieren (Klar et al., 2008; Kramer-Schadt et al., 2007).

### **3.7. Nischenmodelle**

Um gefährdete Arten zu schützen, ist es wichtig, ihre geografische Verbreitung und ihre Lebensraumvorlieben, folglich ihre ökologischen Nischen, zu kennen. Die fundamentale Nische einer Art wird durch die Zusammensetzung der Umweltvariablen eingegrenzt, die ein längerfristiges Überleben ermöglichen. Unter der realisierten Nische versteht man dagegen den Teil der fundamentalen Nische, der wirklich von der Art besiedelt ist. Das Ausnutzen der gesamten fundamentalen Nische durch eine Art ist in der Regel unmöglich, da ihr Lebensraum durch anthropogene Einflüssen, biotische Faktoren (z. B. interspezifische Konkurrenz, Räuber-Beute-Beziehungen) oder auch geografische Barrieren, die eine Ausbreitung verhindern, eingegrenzt wird (Anderson und Martinez-Meyer, 2004; Pulliam, 2000). Eine nischenbasierte Modellierung repräsentiert somit eine Annäherung an die ökologische Nische einer Art mit ihren entsprechenden Umweltbedingungen (Phillips et al., 2006). Obwohl nischenbasierte Modelle die Eignung ökologischer Räume beschreiben, wird das Vorkommen von Arten in geografischen Räumen vorausgesagt. Gebiete, die mit ihren Eigenschaften die Bedürfnisse der Arten erfüllen, repräsentieren somit die fundamentale Nische der Art und aktuell besiedelte geografische Räume die realisierte Nische. Das Ziel von Nischenmodellen ist es also, vorauszusagen, welche Gebiete den ökologischen Anforderungen an einen Lebensraum der betreffenden Art entsprechen, um dementsprechend die potenzielle Verbreitung der Art zu bestimmen (Anderson und Martinez-Meyer, 2004). Die potenzielle Verbreitung wird durch

spezifische Eigenschaften einer Art beschrieben, die ihr Überleben räumlich bestimmen. Sie stellt somit ein wichtiges Instrument für die Naturschutzbioologie dar.

In diesem Projekt wurden zwei Methoden zur Nischenmodellierung angewandt, die im Folgenden näher erläutert werden. Die auf der Bezugsebene „TK25“ berechneten Landschaftsstrukturmaße fließen hier als Umweltvariablen in die Modelle ein. Eine statistische Absicherung der Modellergebnisse wurde durch 100 Wiederholungen je Modell erreicht. Mittels Zufallsstichprobe wurden 75 % der gesamten Vorkommensdaten zum Training der jeweiligen Modelliteration und 25 % für das Testen der Modellergebnisse verwendet. Die Ergebnisse beider Methoden wurden miteinander verglichen.

#### **3.7.1. Logistische Regression als Modellierungsmethode**

Eine Methode, ökologische Nischen- oder Habitatmodelle zu berechnen, ist die Modellierung mit der logistischen Regression (Formel 1). Mit Hilfe dieser kann bestimmt werden, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Ereignis (hier: das Vorkommen einer Art) unter dem Einfluss verschiedener Variablen (hier: Landschaftsstrukturmaße) eintritt oder nicht eintritt. Ergebnis der Modellierung sind „presence-absence-response-curves“ (Peeters und Gardeniers, 1998), welche die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art als Regressionsfunktion der Landschaftsstrukturmaße beschreibt. Als Schlüsselfaktoren werden die Variablen bezeichnet, die den größten Einfluss im Modell auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit besitzen (siehe Formel 1). Um die logistische Regression als Modellierungsmethode anzuwenden, sind folglich Präsenz-Absenz-Daten notwendig, die nicht nur das Vorkommen der jeweiligen Art sondern auch ihr Nicht-Vorkommen beschreiben.

#### **3.7.2. Nischenmodelle mit Maximum-Entropie-Methode (MAXENT)**

Häufig sind über das Vorkommen bestimmter Arten nur Präsenzdaten vorhanden. Sammlungen in Naturkundemuseen und Herbarien gehören zu den reichhaltigsten Quellen für Vorkommensdaten (Ponder et al., 2001). Deren Sammlungen beinhalten aber meistens keine Informationen über das Misslingen der Aufnahmen von Arten, und viele Gebiete wurden gar nicht erfasst.

Dieses Problem kann mit der Maximum-Entropie-Methode (MAXENT) gelöst werden, die in vielen Fachgebieten bereits Anwendung gefunden hat (Verarbeitung natürlicher Sprache: Berger et al., 1996; z. B. Ökonomie: Foley, 1999; Ökologie: Phillips et al., 2006). MAXENT ist eine vielfältig einsetzbare Methode, um auf der Basis von unvollständigen Informationen Voraussagen zu treffen oder Rückschlüsse zu ziehen. Sie wurde 1957 von Edwin Thompson Jaynes in Anlehnung an Methoden der statistischen Mechanik und der Shannonschen Informationstheorie eingeführt (Jaynes, 1957).

Die Grundlage der Methode ist, in Abwesenheit von Information die Entropie der Voraussagewahrscheinlichkeit zu maximieren, da jede andere Zuweisung willkürliche Einschränkungen der betrachteten Situation trafe. Die Maximum-Entropie-Methode beschäftigt sich somit hauptsächlich mit der Frage: Welche Wahrscheinlichkeitsverteilung ist zu gegebenem Kenntnisstand adäquat? Das Prinzip ist einfach: Nutze die vorhandene Datensammlung der zu untersuchenden Faktoren und wähle ein Modell, dass mit allen komplexen Faktoren zusammen passt, welches aber gleichzeitig so konstant wie möglich ist (Berger et al., 1996).

Das Software-Programm ‚Maxent‘ (verwendete Version 3.3.3) basiert auf diesen Grundlagen und rechnet mit der Verteilung von Probepunkten und der dazugehörigen Umweltvariablen im Raum. Das Ziel von ‚Maxent‘ ist es, eine Wahrscheinlichkeitsvertei-

lung zu erhalten, indem die Verteilung der höchsten Informationsdichte (Entropie) gefunden wird (Phillips et al., 2004). Die verfügbaren Daten über die Zielwahrscheinlichkeitsverteilung sind meistens Datensätze bestimmter Eigenschaften mit der Bedingung, dass der erwartete Wert jeder Eigenschaft sich seinem empirischen Mittel (Mittelwert für einen Datensatz von Probepunkten aus der Zielwahrscheinlichkeitsverteilung) angleicht (Phillips et al., 2006).

Zum Berechnen eines Nischenmodells für eine Art nach der Methode der maximalen Entropie mittels ‚Maxent‘ benötigt man georeferenzierte Verbreitungskarten der Art. Zusätzlich sind Daten über die Umweltvariablen in den zu untersuchenden Gebieten notwendig, wie beispielsweise die mittlere Temperatur, Niederschlag oder Höhenangaben (Phillips et al., 2004). Mit dieser Methode kann außerdem zusätzlich die realisierte Nische der Art bestimmt werden, wenn beispielsweise bekannt ist, dass diese Art durch einen Lebensraumverlust (z. B. Entwaldung) in dem Gebiet nicht mehr vorkommt.

**Formel 1: Formel der logistischen Regression. Als Schlüsselfaktoren werden hier die Umweltvariablen mit der größten Aussagekraft bezeichnet**

$$P(x) = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n)}}{1 + e^{(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n)}} \quad \Rightarrow \quad \text{Schlüsselfaktoren}$$

$P(x)$  = Vorkommenswahrscheinlichkeit

$x_i$  = Werte der Umweltvariable (LSM)

$\beta_i$  = Regressionskoeffizient

$\beta_0$  = Konstante



## 4. Ergebnisse

### 4.1. Berechnete Landschaftsstrukturmaße

In einer PostgreSQL-Datenbank befinden sich neben den Basis-Geodaten und Sachdaten auch die Ergebnisse der Kalkulationen des Fragmentierungsgrades. Durch eindeutige Schlüssel sind Verknüpfungen der Ergebnisse mit den einzelnen Elementen der Bezugsebenen (z. B. einem spezifischen Bundesland) möglich. In den folgenden Abschnitten wird eine Auswahl dieser Ergebnis-Datenbanken vorgestellt bzw. visualisiert.

#### 4.1.1. Ergebnisse auf der Bezugsebene ‚Bundesrepublik Deutschland‘

Tabelle 5 zeigt ausgewählte Landschaftsstrukturmaße (LSM) für die Bezugsebene ‚Bundesrepublik Deutschland‘. In der Tabelle sind die LSM auf unterschiedlichen Berechnungsgrundlagen gegenübergestellt. Einerseits betrifft dies die Datengrundlage ATKIS und CLC und andererseits die beiden Zerschneidungsebe-

nen ‚ohne Gemeindestraßen‘ (ZEoG) und ‚mit Gemeindestraßen‘ (ZEmG).

*Einfluss der Gemeindestraßen (ATKIS 2008 ZEoG vs. ATKIS 2008 ZEmG bzw. CLC2000 vs. CLC2000 ZEoG/ZEmG):*

Der Einfluss der Gemeindestraßen ist weniger am Flächenanteil der Waldfläche ( $PLAND_f$ ) festzustellen, sondern zeigt sich deutlicher in den Maßen, die die Dichte der Waldflächen ( $PD_f$ ,  $PD_{ff}$ ) oder den Zerschneidungsgrad (MESH) beschreiben. Die Formmaße MPAR und MPFD unterscheiden sich dagegen nur wenig. Auf die Anzahl unzerschnittener verkehrsarmer Räume (UZVR50, UZVR100) hat das Einbeziehen von Gemeindestraßen zur Zerschneidungsebene erwartungsgemäß einen negativen Einfluss.

Zerschneidende linienförmige Landschaftselemente spielen eine zentrale Rolle bei der Quantifizierung des Fragmentierungsgrades von Waldflächen. Dies zeigt sich deutlich für alle Strukturmaße mit Ausnahme des Waldflächenanteils ( $PLAND_f$ ) beim Vergleich von CLC2000 und CLC2000 ZEoG/ZEmG.

**Tabelle 5: Gegenüberstellung der Landschaftsstrukturmaße für die nationalen Waldflächen auf Grundlage verschiedener Geodatensätze und Zerschneidungsebenen.**

Landschaftsstrukturmaß	ATKIS 2008 ZEoG	ATKIS 2008 ZEmG	CLC90	CLC2000	CLC2000 ZEoG	CLC2000 ZEmG
$PLAND_f$ (%)	31,771	31,755	29,355	29,310	29,195	29,183
$NP_f$	636504	686427	20484	20575	90713	142013
$PD_f$ (n/km <sup>2</sup> )	1,778	1,917	0,057	0,057	0,253	0,397
$PD_{ff}$ (n/km <sup>2</sup> )	5,595	6,037	0,195	0,196	0,868	1,359
$MPS_f$ (km <sup>2</sup> )	0,179	0,166	5,131	5,101	1,152	0,736
$LPI_f$ (%)	0,073	0,070	1,143	1,088	0,100	0,100
MESH (km <sup>2</sup> )	6,017	5,040	191,949	187,330	6,365	5,428
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	83,915	84,449	8,868	8,744	465,137	421,991
AWMSI	1,311	1,188	3,078	3,102	0,800	0,761
LSI	481,942	494,075	153,205	153,806	199,375	217,989
MPFD	1,403	1,404	1,277	1,277	1,667	1,672
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,855	2,927	0,908	0,911	1,181	1,291
UZVR50	143	114	261	257	146	122
UZVR100	31	20	117	115	30	21
MENN (km)	0,089	0,081	0,415	0,413	0,053	0,026

Legende:

ZEoG – Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen

ZEmG – Zerschneidungsebene mit Gemeindestraßen

**Multitemporale Betrachtung (CLC90 vs. CLC2000):**

Landschaftsstrukturmaße spielen ihre Stärken bei der multitemporalen Betrachtung von Landschaften aus. Obwohl die CORINE-Land-Cover-Daten eine deutlich geringere räumliche Auflösung gegenüber den ATKIS-Daten aufweisen, können Unterschiede zwischen den beiden Zeitpunkten (CLC90 und CLC2000) beobachtet und Trends abgeleitet werden. Auffällig ist die Zunahme von Einzelflächen ( $NP_f$ ) bei gleichzeitiger Abnahme des Flächenanteils des Waldes ( $PLAND_f$ ) was in einer Verringerung der mittleren Patchgröße von Waldflächen ( $MPS_f$ ) resultiert. Des Weiteren wird die Zunahme des Fragmentierungsgrades durch die Abnahme der effektiven Maschenweite (MESH) sowie die Zunahme der Kantendichte (ED) beschrieben.

**Skalenabhängigkeit der Landschaftsstrukturmaße (ATKIS 2008 ZEoG vs. CLC2000 ZEoG):**

Obwohl beide Datensätze (ATKIS 2008 ZEoG, CLC2000 ZEoG) mit der Zerschneidungsebene „ohne Gemeindestraßen“ verschnitten wurden, sind die Unterschiede bezüglich der berechneten LSM erheblich. Diese Differenzen ergeben sich aus dem unterschiedlichen räumlichen Detaillierungsgrad der Geodaten und der darauf beruhenden minimalen Größe eines einzelnen digitalisierten Landschaftselementes (CLC: 25 ha; ATKIS: keine festgelegte Minimalfläche). Eine Ausnahme stellt die effektive Maschenweite (MESH) dar, die sich für die beiden Berechnungsgrundlagen ähnelt. Auch die Anzahl der unzerschnittenen verkehrsarmen Räume (UZVR50 bzw. UZVR100) sind vergleichbar.

**4.1.2. Ergebnisse auf der Bezugsebene „Bundesländer“**

Für die Präsentation der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „Bundesländer“ bietet sich die kartographische Ausgabe an. In Abbildung 3 und Abbildung 4 ist die Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH) auf Grundlage der ATKIS2008-Daten im Bundesgebiet dargestellt. MESH wird in Quadratkilometer angegeben und beschreibt die Maschenweite eines Netzes mit gleichmäßiger Maschengröße, das dem Zerschneidungsgrad der betrachteten Landschaft entspricht (Esswein, 2007; Jaeger, 2000). Hohe Werte bedeuten eine größere Maschenweite und somit eine geringere Zerschneidung. Beim Vergleich beider Karten ist zu erkennen, dass die Zerschneidungsebene „mit Gemeindestraßen“ zu geringeren Werten von MESH führt. Besonders deutlich ist das in den Bundesländern Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, aber auch in Baden-Württemberg und Sachsen zu sehen.

In Abbildung 5 ist der Flächenanteil der Waldfläche ( $PLAND_f$ ) basierend auf dem Basis-DLM der ATKIS2008-Daten den Ergebnissen der Bundeswaldinventur II (BWI<sup>2</sup>) gegenübergestellt. Obwohl beide Verfahren unterschiedliche Definitionen für Waldflächen nutzen, sind die Anteile der Waldfläche in den Bundesländern vergleichbar.

Tabelle 18 bis Tabelle 33 im Anhang enthalten weitere Ergebnisse der Berechnung der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene „Bundesländer“ (Definition der Spaltenüberschriften siehe Tabelle 17).

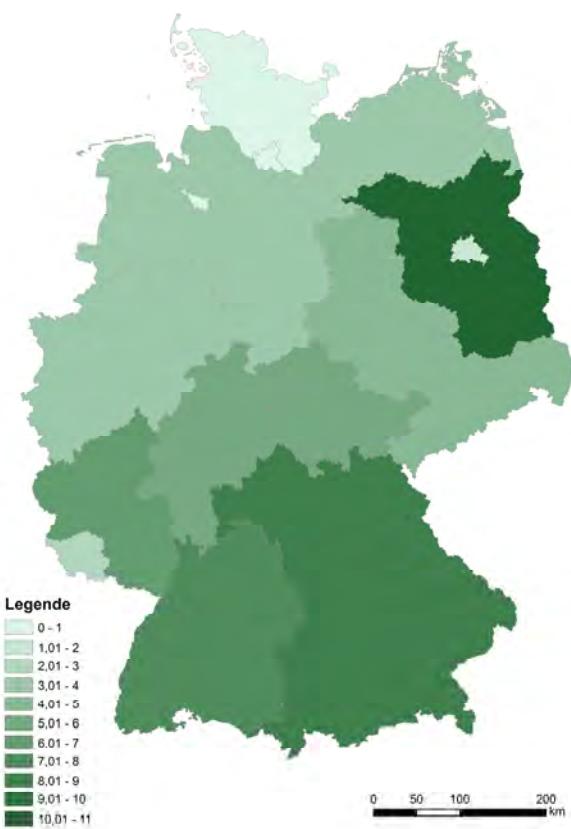


Abbildung 3: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungs-ebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: Bundesländer).

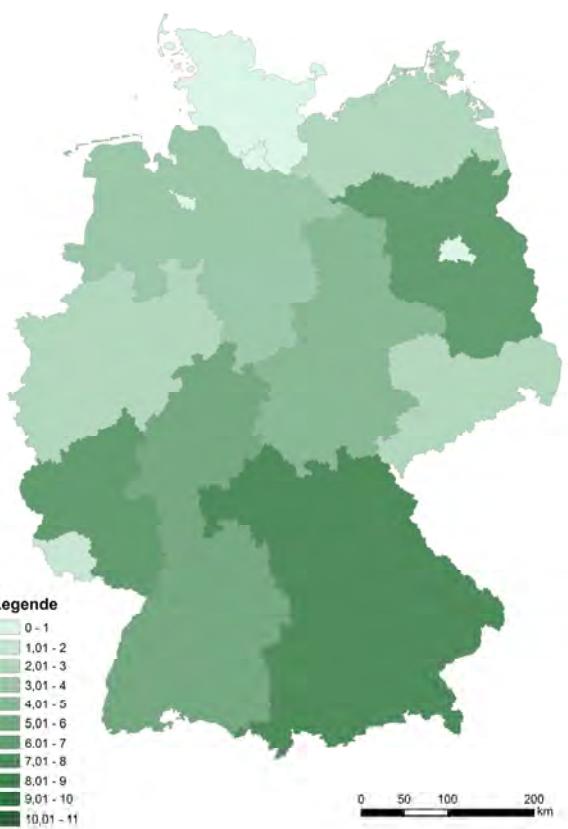


Abbildung 4: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungs-ebene mit Gemeindestraßen (Bezug: Bundesländer).

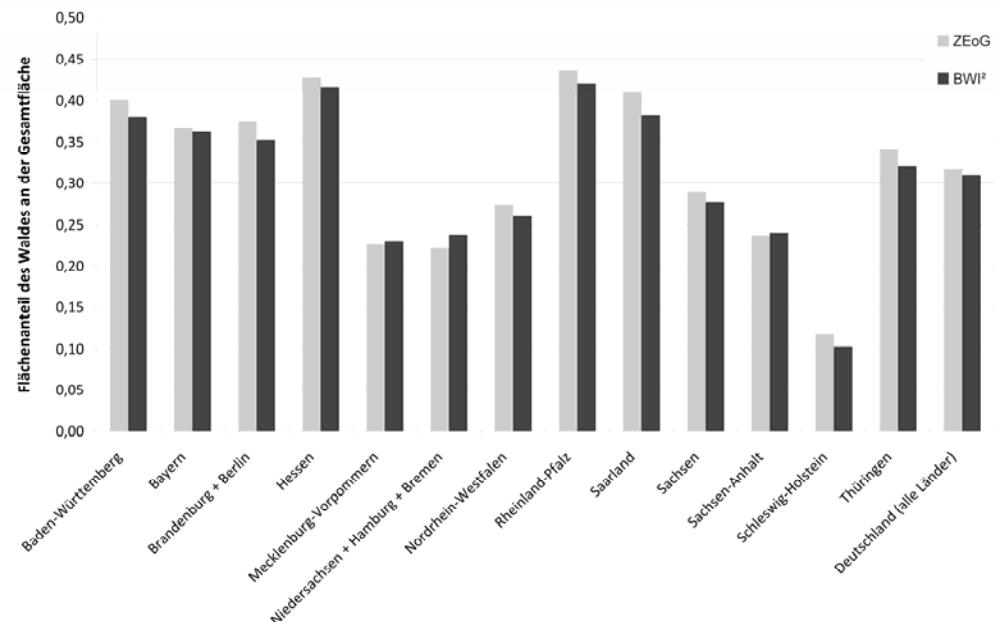


Abbildung 5: Vergleich der Anteile der Waldfläche (PLANDE) zwischen den Berechnungen auf Grundlage des Basis-DLMs (ATKIS 2008 ZEoG) und der Bundeswaldinventur II (BWI<sup>2</sup>; Quelle: <http://www.bundeswaldinventur.de>).

**Tabelle 6: Deskriptive Statistik ausgewählter Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25-Kartenblätter’ (ATKIS 2008 ZEoG bzw. ZEmG).**

Landschaftsstrukturmaß	ATKIS 2008 ZEoG				ATKIS 2008 ZEmG			
	Mittelwert	STABW	MIN	MAX	Mittelwert	STABW	MIN	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,73	7,05	7,90	176,92	129,73	7,05	7,90	176,92
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	38,45	26,30	0,00	129,60	38,57	26,40	0,00	129,60
PLAND <sub>f</sub>	0,29	0,20	0,00	0,96	0,29	0,20	0,00	1,00
NP <sub>f</sub>	233,34	128,09	0	776	250,90	139,07	0	832
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,80	0,98	0,01	6,07	1,94	1,07	0,01	6,44
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	14,82	35,93	0,05	1257,26	15,60	36,33	0,05	1257,26
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,24	0,46	0,00	19,15	0,22	0,44	0,00	19,15
LPI <sub>f</sub>	0,09	0,09	0,00	0,66	0,08	0,09	0,00	0,66
COH	0,02	0,05	0,00	0,47	0,02	0,04	0,00	0,46
MESH (km <sup>2</sup> )	3,06	6,06	0,00	61,49	2,71	5,59	0,00	61,39
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	106,28	149,41	26,64	6618,66	104,68	129,03	26,64	5431,75
MSI	1,82	0,24	1,12	3,59	1,81	0,23	1,12	3,59
AWMSI	1,00	0,91	0,00	7,54	0,93	0,85	0,00	7,60
LSI	8,87	4,28	0,00	25,63	9,10	4,40	0,00	25,92
MPFD	1,41	0,12	1,22	5,64	1,41	0,11	1,22	5,05
CONTAG	63,67	13,55	50,00	99,99	63,64	13,55	50,00	99,99
TE (km)	359,54	175,90	0,00	1051,12	368,92	180,67	0,00	1056,38
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,75	1,31	0,00	7,94	2,82	1,35	0,00	8,09
UZVR50	0,02	0,14	0	2	0,01	0,12	0	1
UZVR100	0,00	0,00	0	0	0,00	0,00	0	0
MENN (km)	0,12	0,81	0,00	43,51	0,11	0,81	0,00	43,51

#### 4.1.3. Ergebnisse auf der Bezugsebene ,TK25-Kartenblätter’

Die Landschaftsstrukturindizes für die einzelnen TK25-Kartenblätter sind die Grundlage für die Habitatmodellierungen. In Tabelle 6 wird mit Hilfe von deskriptiven statistischen Größen die Verteilung der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25-Kartenblätter’ beschrieben. Neben dem Mittelwert sind die Standardabweichung, das Minimum und das Maximum angegeben. Die Messgrößen identifizieren die Verteilung der Strukturmaße in den 2947 Kartenblättern und sind somit nicht identisch mit den nationalen Werten aus Tabelle 5.

Abbildung 6 zeigt die kartographische Darstellung der Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH) in Deutschland. Gegenüber der Abbildung 3 kann der Zerschneidungsgrad der Waldflächen differenzierter dargestellt werden, und die Werte basieren auf ver-

gleichbaren Bezugseinheiten (Kartenblätter). Hohe Werte des MESH, bis zu maximal etwa 61 km<sup>2</sup>, weisen auf unzerschnittene große Waldflächen hin, wohingegen niedrige Werte wenig Wald bzw. stark zerschnittene Waldgebiete signalisieren.

Abbildung 7 stellt die mittlere euklidische Distanz zur nächsten benachbarten Waldfläche für die TK25-Kartenblätter dar. Waldarme Regionen, z. B. im mitteldeutschen Tiefland oder an der Nordseeküste, weisen hohe mittlere Distanzen bis maximal 43 km auf. In den stark bewaldeten Gebieten, z. B. den Mittelgebirgen, sind dagegen geringe Werte unter 0,1 km zu beobachten.

Weitere Ergebnisse auf der Bezugsebene ,TK25-Kartenblätter’ sind im Anhang ab der Tabelle 34 bis Tabelle 41 dargestellt.

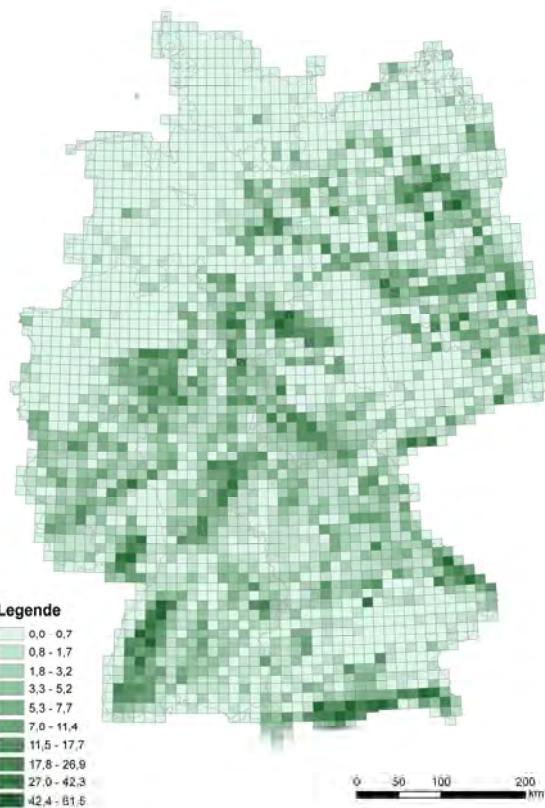


Abbildung 6: Effektive Maschenweite (MESH) in Quadratkilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: TK25).

In Abbildung 8 und Abbildung 9 sind zwei Kartenblätter dargestellt, die sich in der Größe, Form und Zusammensetzung ihrer Landschaftselemente deutlich voneinander unterscheiden. TK2126 befindet sich in Schleswig-Holstein, nördlich von Hamburg, und ist von wenigen kleineren Waldflächen und einer moderaten Straßendichte geprägt. Dagegen wird der überwiegende Anteil von TK8433 durch Wald dominiert, der kaum durch Verkehrswege beeinträchtigt wird. Die zugehörigen Strukturmaße sind in Tabelle 7 ge-

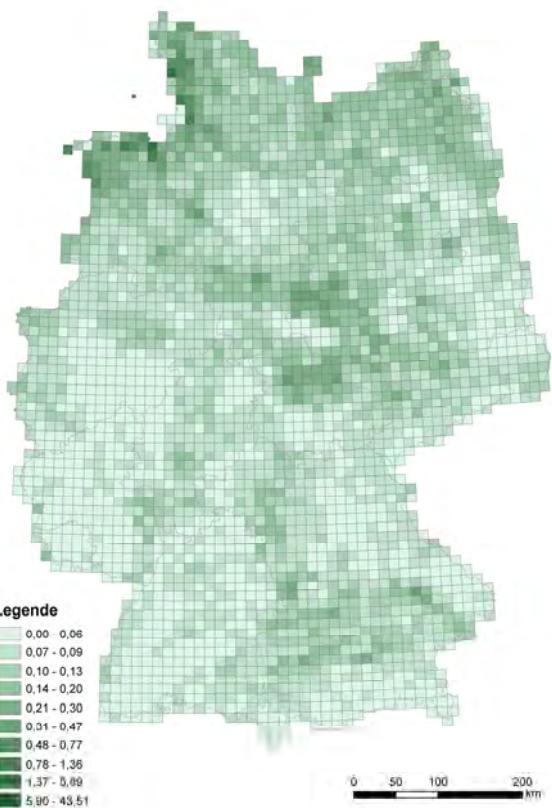


Abbildung 7: Mittlere euklidische Distanz zur nächsten benachbarten Waldfläche (MENN) in Kilometer auf Grundlage des Basis-DLMs; Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (Bezug: TK25).

genübergestellt und unterstreichen die Unterschiede zwischen beiden Landschaftsausschnitten (z. B. MPS<sub>f</sub>, MESH, ED oder MENN).

Aufgrund ihrer Relevanz für die Berechnung der Habitatmodelle sind die räumlichen Verteilungen der einzelnen Landschaftsstrukturmaße in Abbildung 35 bis Abbildung 77 im Anhang dargestellt (Grundlage: ATKIS 2008 – ZEoG bzw. ZEmG).

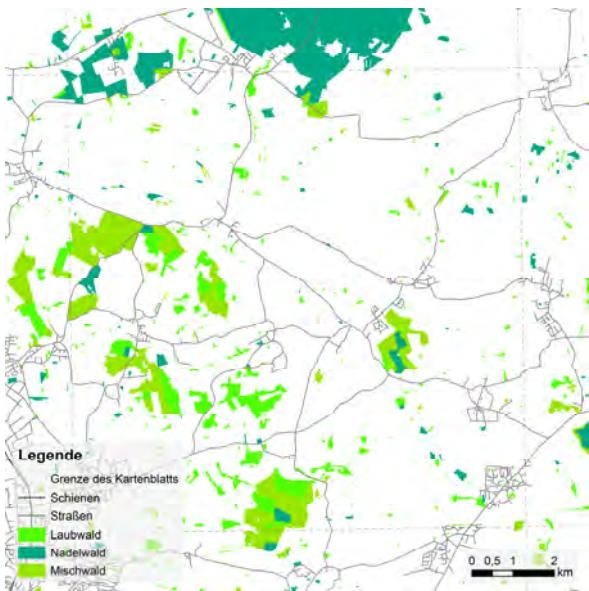


Abbildung 8: Landschaftselemente im Kartenblatt TK2126. Datengrundlage: ATKIS 2008 (ZEmG).

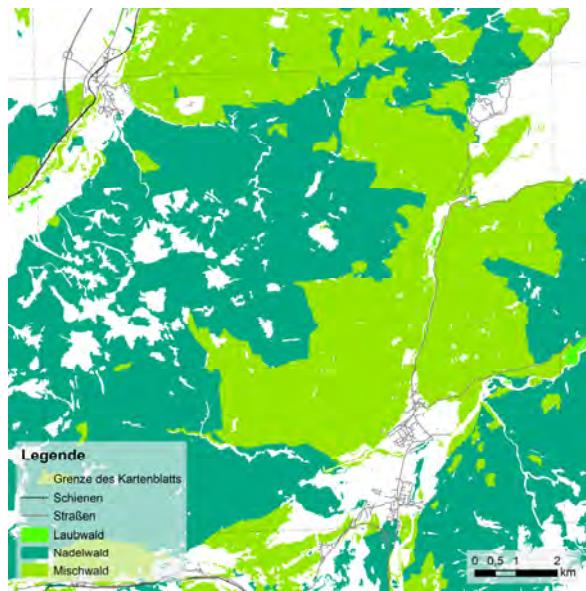


Abbildung 9: Landschaftselemente im Kartenblatt TK8433. Datengrundlage: ATKIS 2008 (ZEmG).

Tabelle 7: Ausgewählte Landschaftsstrukturmaße für die Kartenblätter TK2126 und TK8433 (Datengrundlage: ATKIS 2008 ZEmG).

Strukturmaß	TK2126	TK8433
TA ( $\text{km}^2$ )	122,07	139,55
CA <sub>f</sub> ( $\text{km}^2$ )	12,11	114,54
PLAND <sub>f</sub>	0,10	0,82
NP <sub>f</sub>	278	96
PD <sub>f</sub> ( $\text{n}/\text{km}^2$ )	2,28	0,69
PD <sub>ff</sub> ( $\text{n}/\text{km}^2$ )	22,95	0,84
MPS <sub>f</sub> ( $\text{km}^2$ )	0,04	1,19
LPI <sub>f</sub>	0,01	0,63
SPLIT	1647,82	2,46
COH	0,00	0,41
MESH ( $\text{km}^2$ )	0,07	56,75
MPAR ( $\text{km}/\text{km}^2$ )	119,81	81,78
MSI	1,63	1,98
AWMSI	0,20	5,42
LSI	5,50	10,23
MPFD	1,41	1,41
CONTAG	76,67	66,08
TE (km)	215,38	428,22
ED ( $\text{km}/\text{km}^2$ )	1,76	3,07
UZVR50	0	1
UZVR100	0	0
MENN (km)	0,17	0,02

**Tabelle 8: Zusammenfassung der Modellergebnisse (Modell 1).**

Art	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung (log. Regression)	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung (MAXENT)	Variable mit größtem Einfluss (log. Regression; Art des Einflusses)	Variable mit größtem Einfluss (MAXENT)
<i>B. barbastellus</i>	0,657 ± 0,019	0,764 ± 0,011	MENN (-)	MSI
<i>C. cerdo</i>	0,761 ± 0,021	0,838 ± 0,020	MPFD (-)	VERD <sub>SCH</sub>
<i>C. nigra</i>	0,762 ± 0,110	0,832 ± 0,011	MENN (-)	MESH
<i>D. martius</i>	0,841 ± 0,017	0,849 ± 0,007	MPFD (-)	MPFD
<i>F. silvestris</i>	0,813 ± 0,011	0,889 ± 0,008	MENN (-)	MESH
<i>L. cervus</i>	0,742 ± 0,010	0,777 ± 0,009	MENN (-)	MSI
<i>M. bechsteinii</i>	0,736 ± 0,011	0,761 ± 0,009	MENN (-)	MESH
<i>O. eremita</i>	0,662 ± 0,022	0,828 ± 0,013	MENN (-)	NPF

## 4.2. Berechnung der Habitatmodelle

In den Habitatmodellen wurden die berechneten Strukturmaße mit dem Vorkommen der Arten in Verbindung gebracht. In den folgenden Abschnitten werden ausgewählte Ergebnisse der Modellierungen dargestellt. Die hier beschriebenen Ergebnisse beziehen sich ausschließlich auf Strukturmaße der Zerschneidungsebene mit Gemeindestraßen (ZEmG), da die Resultate der Modelle für die Zerschneidungsebene ohne Gemeindestraßen (ZEoG) mit den hier gezeigten Ergebnissen vergleichbar sind.

### 4.2.1. Vorbereitungen für die Habitatmodelle

Die Habitatmodelle wurden ausschließlich für die Bezugsebene „TK-Kartenblätter“ erstellt. Aufgrund der annähernd identischen Flächengröße der einzelnen Kartenblätter wurde auf die Verwendung einzelner Landschaftsstrukturmaße verzichtet, wenn diese identische Informationen zu einem anderem Index liefern (z. B. ED vs. TE). Um die Modelle ohne redundanzbedingte Fehlerquellen berechnen zu können, wurde anschließend eine Korrelationsanalyse zur Reduktion der Variablenanzahl durchgeführt. Durch die berechneten Korrelationskoeffizienten können Beziehungen zwischen den Variablen festgestellt werden. Nach Schröder und Reineking (2004) werden die Variablen als korreliert angesehen, welche den Grenzwert des Betrags des Korrelationskoeffizienten von 0,7 überschreiten (siehe auch Fielding und Haworth, 1995). Diese werden

nicht gleichzeitig in ein Modell integriert (Ergebnisse in Tabelle 42 im Anhang).

Nach dem Bestimmen der Korrelationen wurden zwei Kombinationen der Variablen ausgewählt, um hoch korrelierte Landschaftsstrukturmaße mit unterschiedlicher naturschutzfachlicher Aussagekraft zur Berechnung hinzuziehen zu können. Somit konnten für jede Art zwei verschiedene Modelle gerechnet werden. In Modell 1 sind folgende Strukturmaße eingeflossen: MENN, MESH, MPAR, MPFD, MSI, NP<sub>f</sub>, VERD<sub>STR</sub> und VERD<sub>SCH</sub>. Modell 2 wurde mit CONTAG, MENN, MPAR, MPFD, MPS<sub>f</sub>, NP<sub>f</sub>, VERD<sub>STR</sub> und VERD<sub>SCH</sub> gerechnet.

Es konnte kein Modell mit *B. bufo* gerechnet werden, da bei der räumlichen Auflösung der uns zur Verfügung stehenden Vorkommensdaten (TK25) ein Ungleichgewicht zwischen den Präsenz- und Absenzdaten bestand. Die Erdkröte kommt in 92 % der TK25-Kartenblätter vor, was das Berechnen einer Vorkommenswahrscheinlichkeit aufgrund von Strukturparametern unnötig macht. Für alle anderen Arten sind die Ergebnisse der beiden Modellansätze (logistische Regression und MAXENT) in Tabelle 8 (Modell 1) und Tabelle 9 (Modell 2) zusammengefasst. Weitere Ergebnisse sind in Tabelle 43 und Tabelle 44 im Anhang dargestellt.

Die Güte eines Modells wird durch den AUC-Wert (Area Under the ROC Curve) beschrieben. Bei Werten von über 0,9 spricht man von sehr guten Modellen, Werte von über 0,8 bedeuten gute Modelle und über 0,7 sind sie befriedigend. Sinkt der AUC-Wert unter 0,5, so ist das Modell nicht besser als ein Zufallsmodell (Reineking und Schröder, 2004).

#### 4.2.2. Modellergebnisse: Modell 1

Die Modellergebnisse zeigen, dass ein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von Arten und der Landschaftsstruktur existiert. Betrachtet man Modell 1, so weisen die Modelle der logistischen Regression größtenteils einen befriedigenden oder guten Erklärungsgehalt auf (AUC-Werte über 0,7 und 0,8). Nur die Modelle von *B. barbastellus* und *O. eremita* sind schlechter. Am besten lässt sich das Vorkommen von *C. nigra*, *D. martius* und *F. silvestris* aufgrund der verwendeten Strukturmaße erklären.

Die Werte der Modellgüte, die mit MAXENT errechnet wurden, sind durchaus vergleichbar mit denen der logistischen Regression. Allerdings weisen die Modelle von *B. barbastellus* und *O. eremita* deutlich höhere AUC-Werte auf, weshalb sie mit Vorsicht betrachtet werden sollten, um eine Überschätzung der Modelle zu vermeiden.

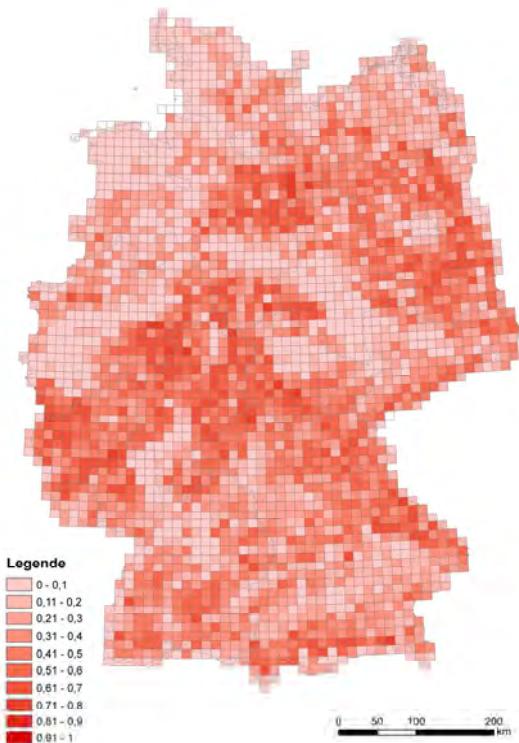
Die Strukturindizes mit dem größten Einfluss in den Modellen sind bei der logistischen Regression die mittlere euklidische Distanz zur nächsten Waldfläche (MENN) und die mittlere fraktale Dimension (MPFD). Bei den MAXENT-Modellen

sind die wichtigsten Landschaftsstrukturmaße variabler. Formindizes (MSI, MPFD), Flächenindizes (MESH, NP<sub>f</sub>) und Maße, die den Zerschneidungsgrad betreffen (MENN, VERD<sub>SCH</sub>), spielen je nach Art eine wichtige Rolle. Zum Vergleich der Methoden sind die Ergebnisse der Modelle von *C. nigra* und *F. silvestris* in Abbildung 10 und Abbildung 11 dargestellt.

Die Karte der Modellergebnisse von *C. nigra* zeigt, dass die höchsten Vorkommenswahrscheinlichkeiten in Gebieten mit hoher Walddichte liegen (Abbildung 10). Alle deutschen Mittelgebiete sowie schwach besiedelte Gebiete in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg weisen hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Schwarzstorchs auf.

Vergleicht man die beiden Methoden mithilfe der Karten (Abbildung 10 und Abbildung 11), so sind ähnliche Muster zu erkennen. Die Karte der logistischen Regression beim Schwarzstorch ist allerdings kontrastreicher und weist insgesamt höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten auf. Hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten an der Küste (Nordsee; logistische Regression) können aufgrund von kleineren Gebieten an Grenzen auftreten und sind wegen der Bezugsfläche „TK“ mit Vorsicht zu betrachten.

*C. nigra* (MAXENT)



*C. nigra* (logistische Regression)

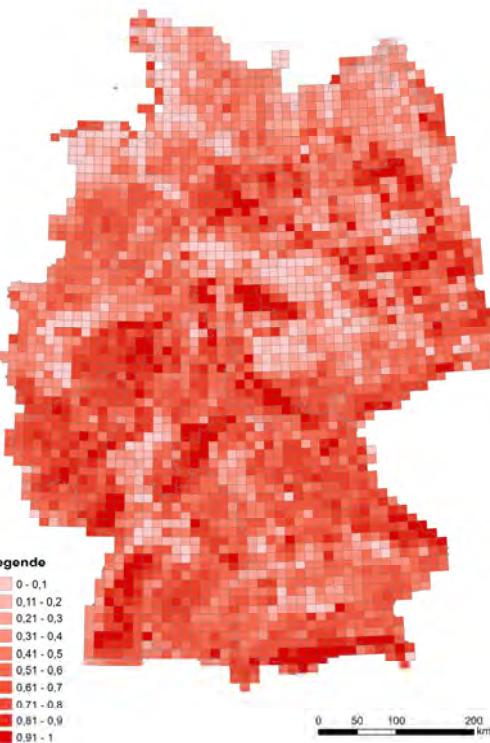


Abbildung 10: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. nigra* in Deutschland, berechnet anhand der Methoden „logistische Regression“ und „MAXENT“ (Modell 1).

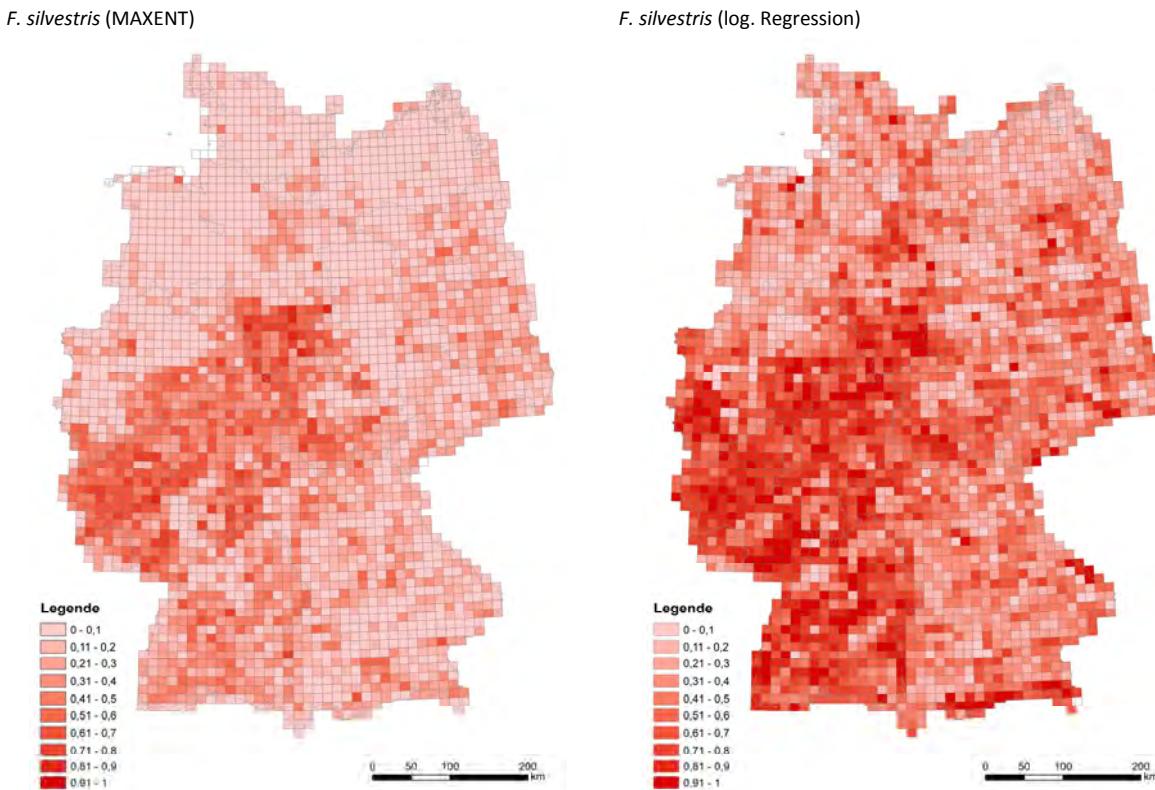
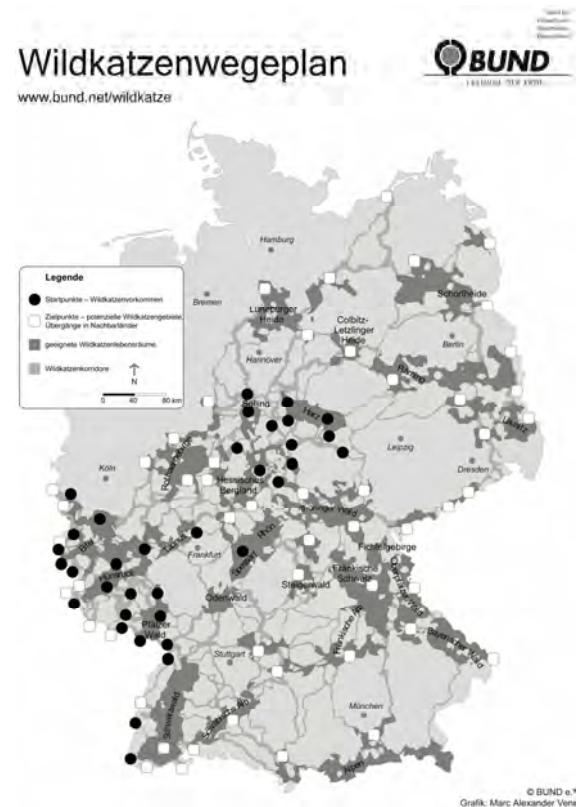


Abbildung 11: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *F. silvestris* in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 1).

Die Modellergebnisse (MAXENT) der Wildkatze (Abbildung 11) zeigen, dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit in Norddeutschland gegen null geht. Die höchsten Werte weisen auch hier die Mittelgebirge auf.

Vergleicht man die Karten der mit MAXENT berechneten Ergebnisse mit denen der logistischen Regression, so kann man auch hier ähnliche Muster feststellen. Die Modelle der logistischen Regression überschätzen allerdings die Vorkommenswahrscheinlichkeiten im Vergleich zu den MAXENT-Modellen. Diese Überschätzung wird zusätzlich deutlich, betrachtet man den „Wildkatzenwegeplan“ vom BUND (Abbildung 12). Dieser basiert unter anderem auf einem Habitatmodell, das mit Hilfe von Telemetriedaten entwickelt wurde (Klar et al., 2008). In dieser Studie ist die Datengrundlage detaillierter, so dass stärker eingegrenzte Gebiete als mögliche Lebensräume dargestellt werden. Die vom BUND ermittelten potenziellen Lebensräume der Wildkatze sind jedoch auch in den Modellen unserer Studie als Ziel-lebensräume zu erkennen.



**Abbildung 12:** Der vom BUND entwickelte Wildkatzenwegeplan (Quelle: [www.bund.net/wildkatze](http://www.bund.net/wildkatze)).

Die Karten der Modelle der anderen Arten (berechnet mit MAXENT) sind in Abbildung 13 bis Abbildung 18 dargestellt und zeigen weniger eindeutige Ergebnisse im Vergleich zu den Modellen der Wildkatze und des Schwarzstorches. Die Modelle von *D. martius*, *L. cervus* und *M. bechsteinii* weisen die höchsten Vorkommenswahrscheinlichkeiten im Westen Deutschlands auf, wobei die dicht besiedelte Rhein-Main-

Region deutlich durch geringe Werte hervortritt. Die Modelle der anderen drei Arten *B. barbastellus*, *C. cerdo* und *O. eremita* ergaben hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten im östlichen Teil Deutschlands. Die guten Modellergebnisse von *C. cerdo* (vergleiche Tabelle 8) sind hingegen mit Vorsicht zu betrachten, da die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art am stärksten von einer hohen Verkehrsliniendichte der Schienen in Deutschland abhängt, was ökologisch kaum zu erklären ist.

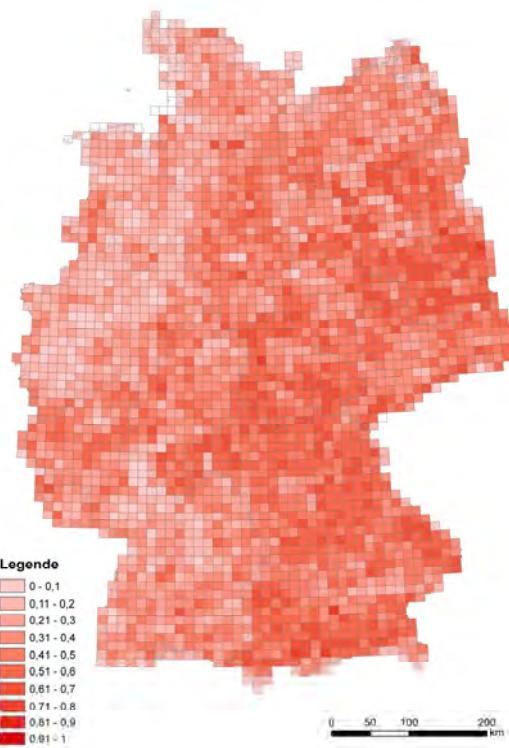


Abbildung 13: Vorkommenswahrscheinlichkeit *B. barbastellus* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).

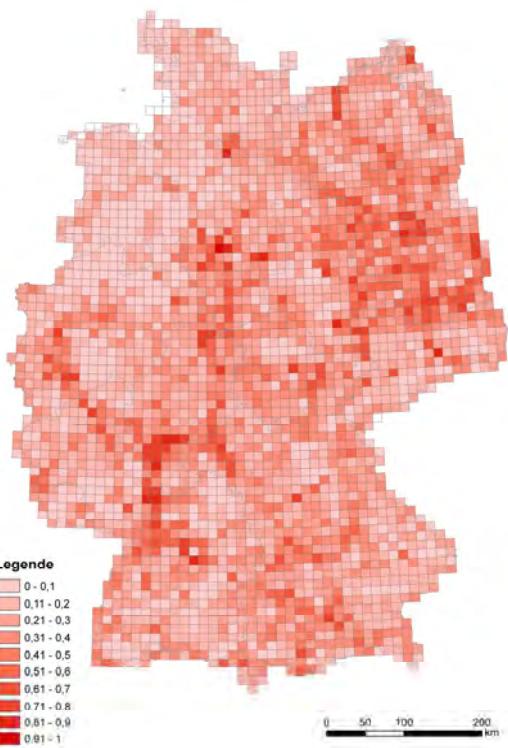
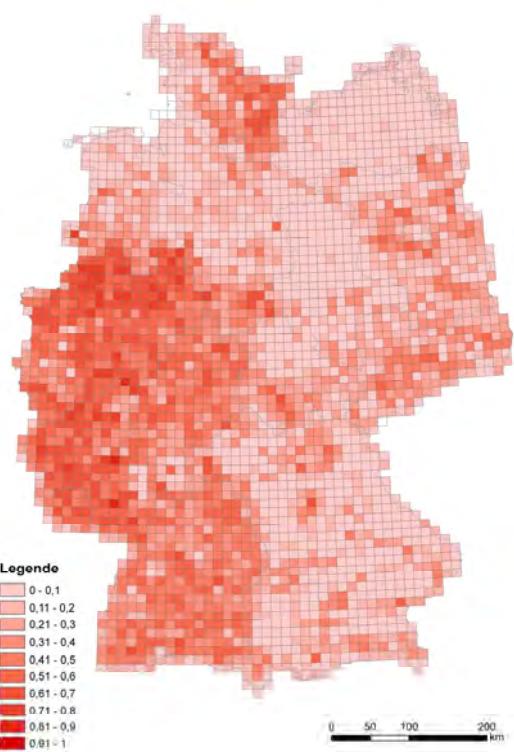
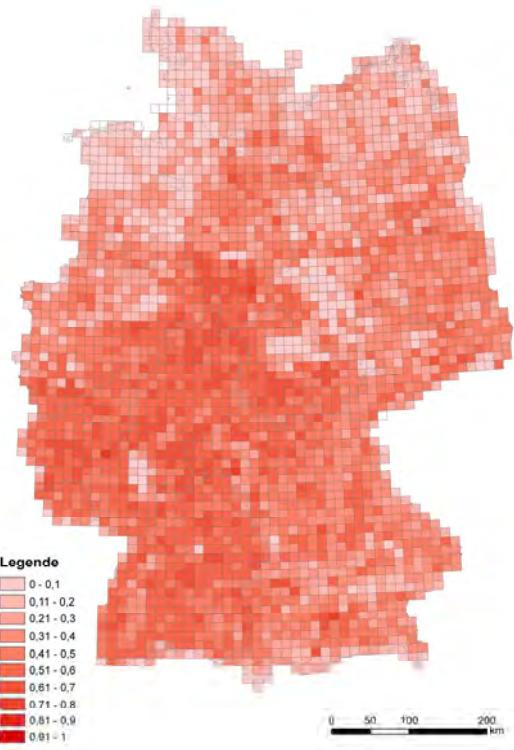
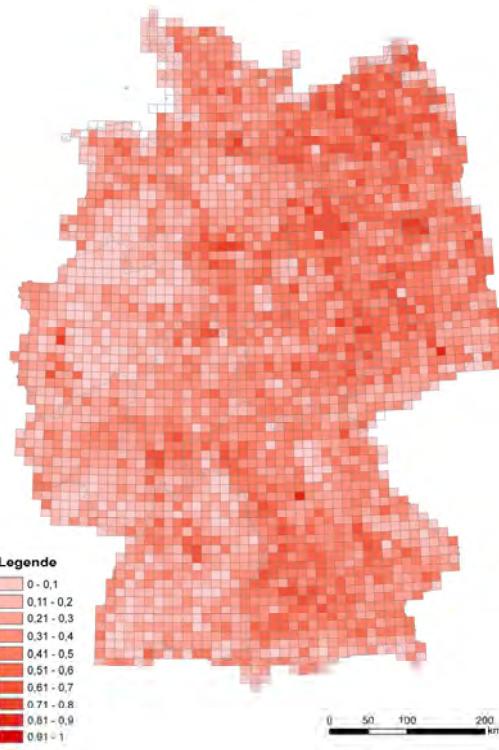


Abbildung 14: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. cerdo* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).

Abbildung 15: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *D. martius* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).Abbildung 16: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *L. cervus* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).Abbildung 17: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *M. bechsteinii* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).Abbildung 18: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *O. eremita* in Deutschland (MAXENT, Modell 1).

Des Weiteren zeigt der Einfluss der Strukturindizes in die jeweiligen Modelle, wie die Strukturmaße mit dem Vorkommen der Art korreliert sind. So weist die Wildkatze eine besonders hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit bei einer mittleren effektiven Maschenweite (MESH) auf (vergleiche Abbildung 19). Die mittlere euklidische Distanz zur nächsten Waldfläche (MENN) ist entscheidend für das Vorkommen der Bechsteinfledermaus (Abbildung 20) und des Schwarzstorches. Je geringer die mittlere Distanz zwischen den Waldflächen in einer topographischen Karte ist, desto höher ist die Vorkommenswahr-

scheinlichkeit der genannten Arten. Die Mopsfledermaus weist eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit auf, wenn der durchschnittliche Formindex (MSI) mittlere Werte annimmt. So sind weder Gleichförmigkeit noch zu unregelmäßig geformte Waldflächen entscheidend für ihr Vorkommen (Abbildung 21). Die Dichte der Verkehrslinien ist der zweitwichtigste Faktor, der die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Schwarzstorches bestimmt (MAXENT-Modell). Je geringer die Dichte an Straßen, desto wahrscheinlicher ist sein Vorkommen (Abbildung 22).

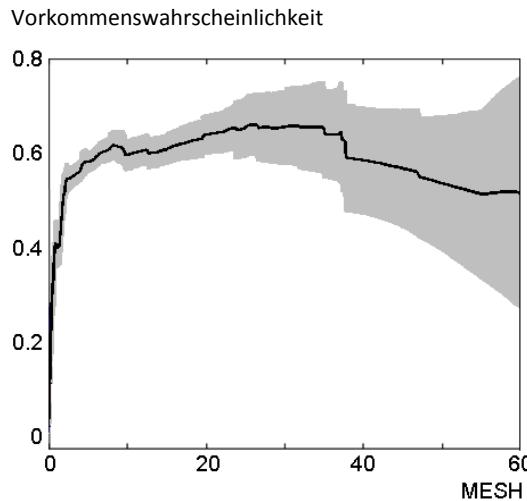


Abbildung 19: Einfluss des Strukturindexes MESH auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *F. silvestris* (Standardabweichung in hellgrau).

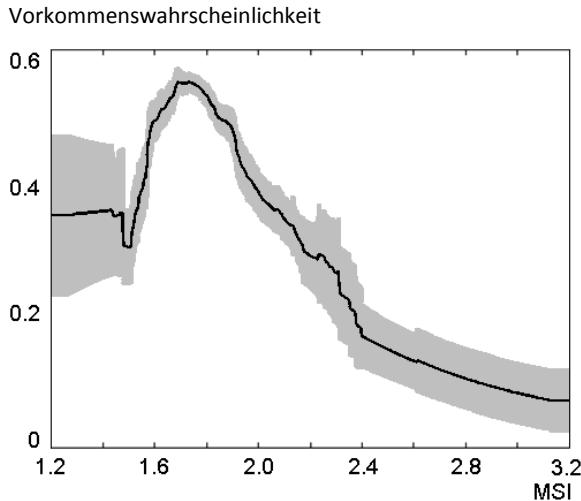


Abbildung 21: Einfluss des Strukturindexes MSI auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *B. barbastellus* (Standardabweichung in hellgrau).

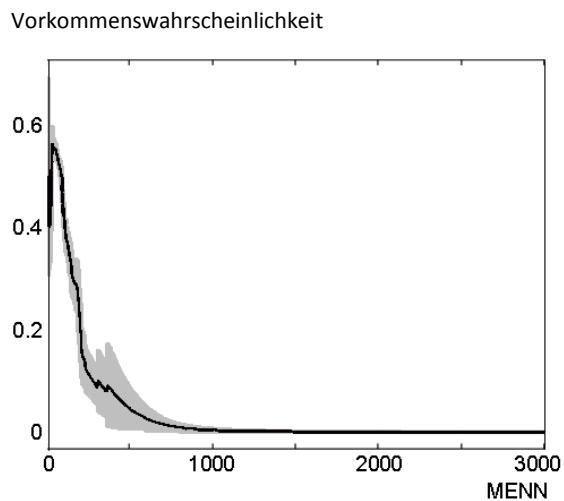


Abbildung 20: Einfluss des Strukturindexes MENN auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *M. bechsteinii* (Standardabweichung in hellgrau).

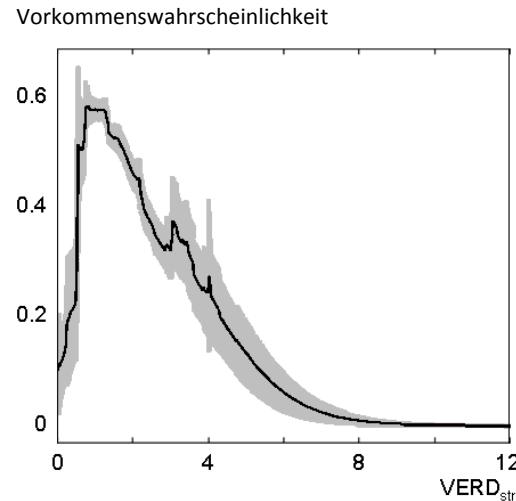


Abbildung 22: Einfluss des Strukturindexes VERD<sub>STR</sub> auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. nigra* (Standardabweichung in hellgrau).

#### 4.2.3. Modellergebnisse: Modell 2

Modell 2, welches statt der effektiven Maschenweite (MESH) und dem mittlere n Formindex (MSI) die mittlere Waldflächengröße ( $MPS_f$ ) und den Agglomerationsindex (CONTAG) enthält, zeigt mit Modell 1 vergleichbare Ergebnisse (vergleiche Tabelle 8 und Tabelle 9). Die Werte der Modellgüte sind ähnlich hoch (AUC-Werte um 0,7 und 0,8).

Bei den Modellen der logistischen Regression (Modell 2) spielen die mittlere euklidische Distanz (MENN) und die mittlere fraktale Dimension (MPFD) die größte Rolle. Auch bei Modell 2 sind die mit MAXENT berechneten Ergebnisse divergenter und variieren von der mittleren Waldflächengröße ( $MPS_f$ ) über die Verkehrsli- niendichte der Schienen (VERD<sub>SCH</sub>), der mittle-

ren euklidischen Distanz, mittleren fraktalen Dimension und CONTAG bis zur Waldflächenanzahl ( $NP_f$ ).

Auch die Karten der Modellergebnisse beider Methoden weisen vergleichbare Ergebnisse auf (Abbildung 23, Abbildung 24). So ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit des Schwarzstorches sowie der Wildkatze in Ggenden mit hohem Waldbedeckungsgrad wie beispielsweise den deutschen Mittelgebirgen am höchsten.

Die Arten *D. martius*, *L. cervus* und *M. bechsteinii* weisen auch im Modell 2 höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten in den westdeutschen Waldgebieten auf (Abbildung 25 bis Abbildung 27). Für *B. barbastellus* ist dagegen die Vorkommenswahrscheinlichkeit wie auch in Modell 1 im Osten Deutschlands höher (Abbildung 28).

**Tabelle 9: Zusammenfassung von Modellergebnissen (Modell 2).**

Art	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung (log. Regression)	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung (MAXENT)	Variable mit größtem Einfluss (log. Regression; Art des Einflusses)	Variable mit größtem Einfluss (MAXENT)
<i>B. barbastellus</i>	0,685 ± 0,013	0,765 ± 0,012	MENN (-)	$MPS_f$
<i>C. cerdo</i>	0,767 ± 0,035	0,834 ± 0,023	VERD <sub>SCH</sub> (+)	VERD <sub>SCH</sub>
<i>C. nigra</i>	0,903 ± 0,011	0,830 ± 0,011	MENN (-)	CONTAG
<i>D. martius</i>	0,874 ± 0,023	0,843 ± 0,008	MENN (-)	MPFD
<i>F. silvestris</i>	0,827 ± 0,014	0,882 ± 0,009	MPFD (+)	$MPS_f$
<i>L. cervus</i>	0,748 ± 0,010	0,778 ± 0,011	MPFD (+)	MPFD
<i>M. bechsteinii</i>	0,774 ± 0,013	0,767 ± 0,008	MPFD (+)	CONTAG
<i>O. eremita</i>	0,653 ± 0,015	0,822 ± 0,015	VERD <sub>SCH</sub> (+)	$NP_f$

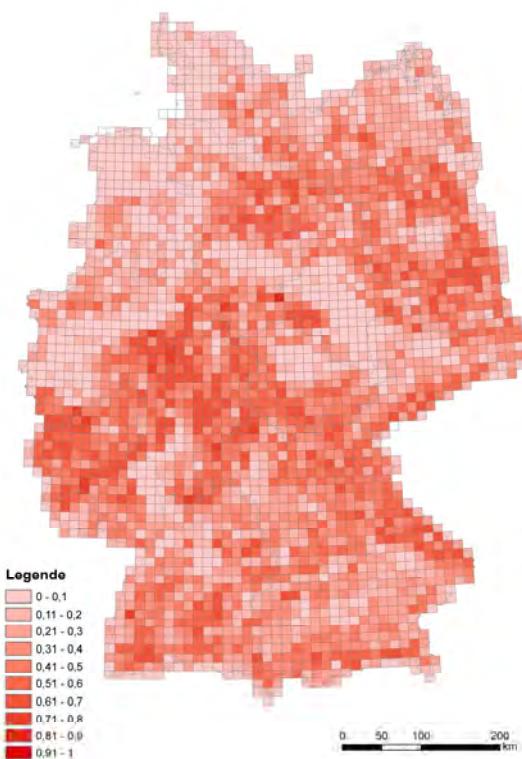
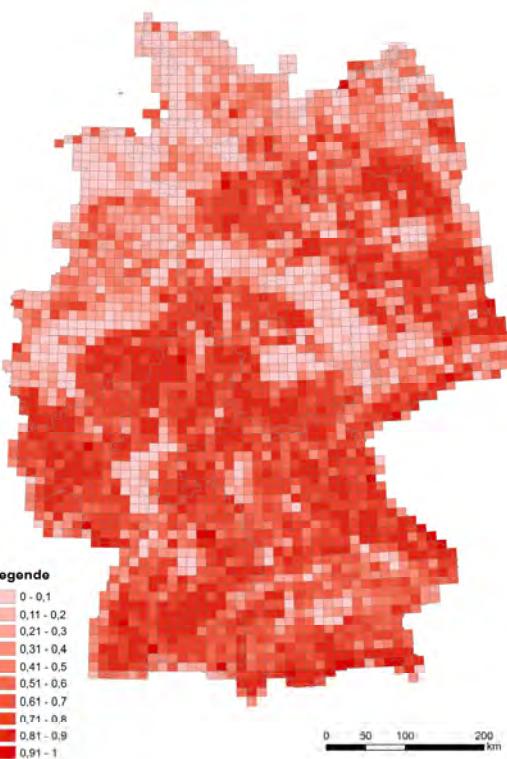
*C. nigra* (MAXENT)*C. nigra* (log. Regression)

Abbildung 23: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. nigra* in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 2).

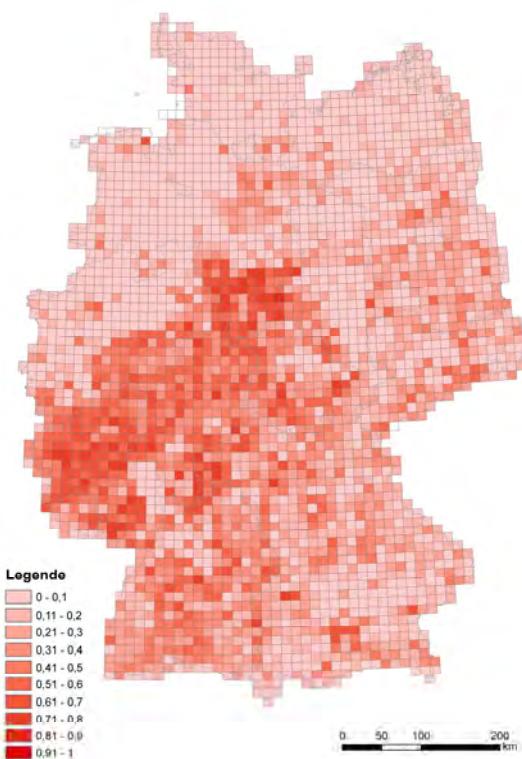
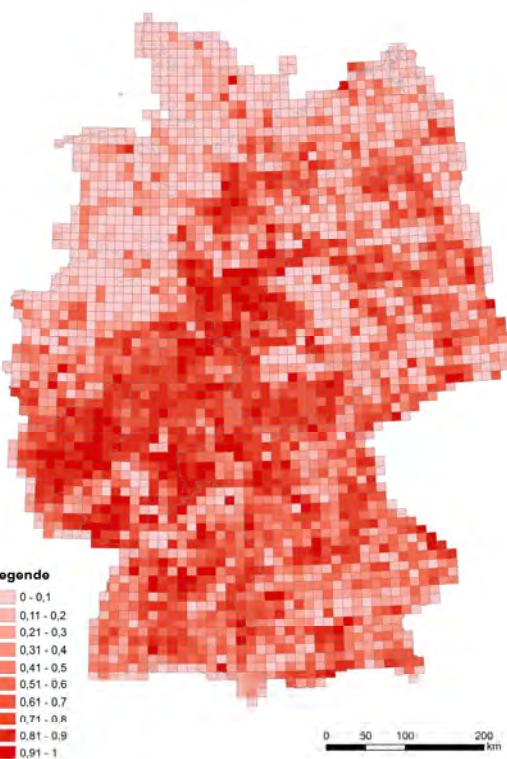
*F. silvestris* (MAXENT)*F. silvestris* (log. Regression)

Abbildung 24: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *F. silvestris* in Deutschland, berechnet anhand der Methoden ‚logistische Regression‘ und ‚MAXENT‘ (Modell 2).

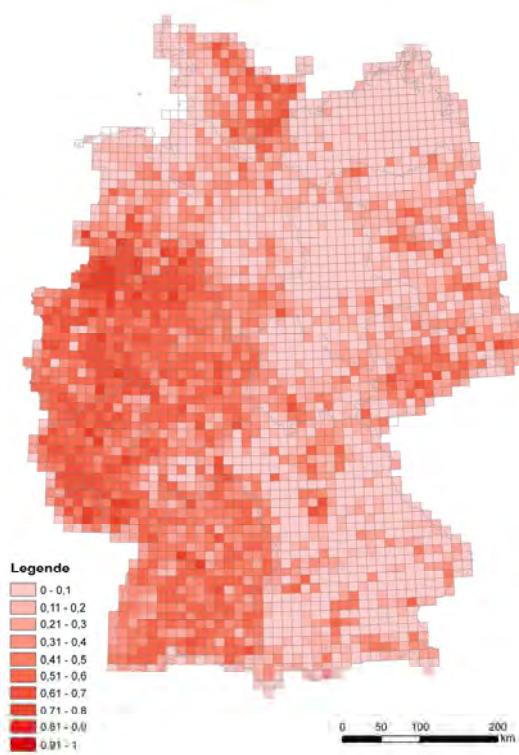


Abbildung 25: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *D. martius* in Deutschland (MAXENT, Modell 2).

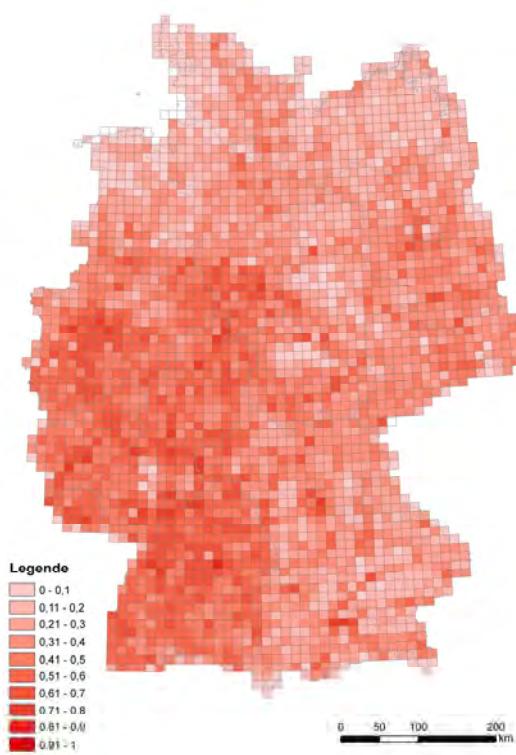


Abbildung 26: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *L. cervus* in Deutschland (MAXENT, Modell 2).

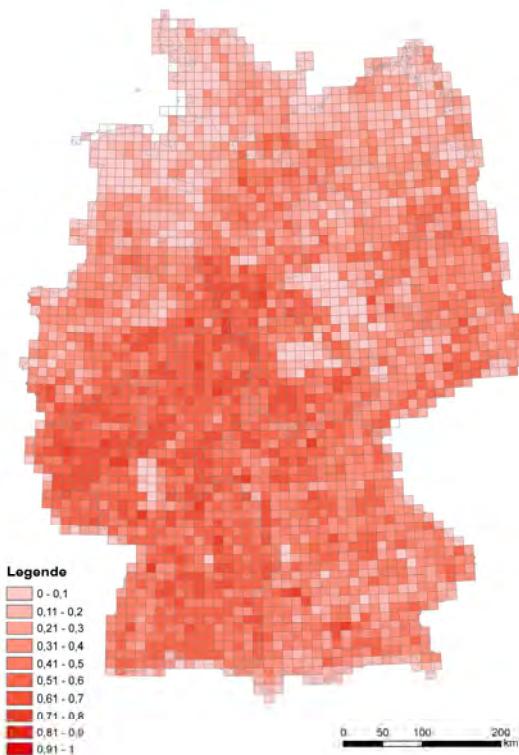


Abbildung 27: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *M. bechsteinii* in Deutschland (MAXENT, Modell 2).



Abbildung 28: Vorkommenswahrscheinlichkeit von *B. barbastellus* in Deutschland (MAXENT, Modell 2).

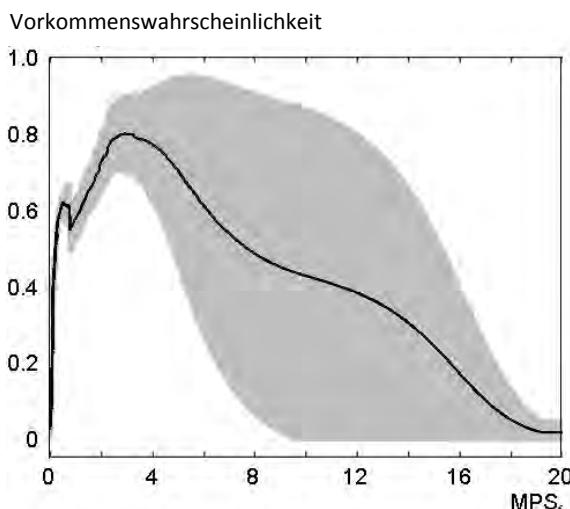


Abbildung 29: Einfluss des Strukturindexes  $MPS_f$  auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *F. silvestris* (Standardabweichung in hellgrau).

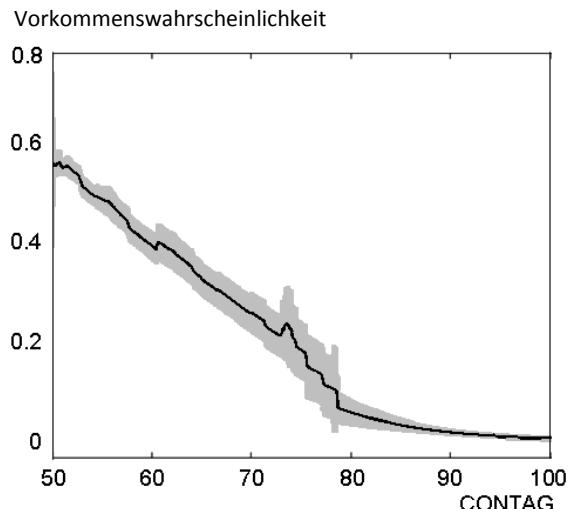


Abbildung 31: Einfluss des Strukturindexes  $CONTAG$  auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *C. nigra* (Standardabweichung in hellgrau).

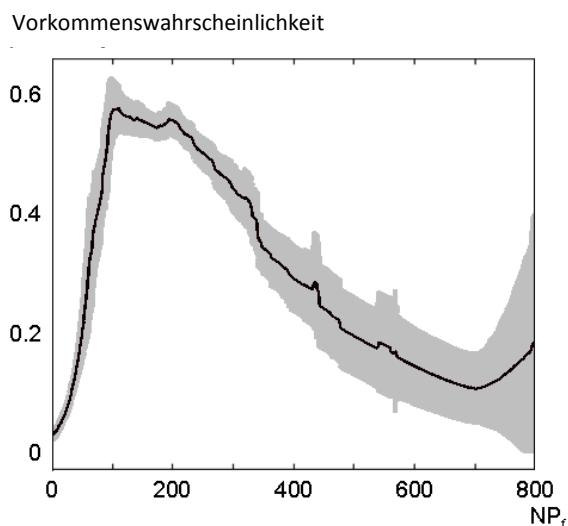


Abbildung 30: Einfluss des Strukturindexes  $NP_f$  auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *O. eremita* (Standardabweichung in hellgrau).

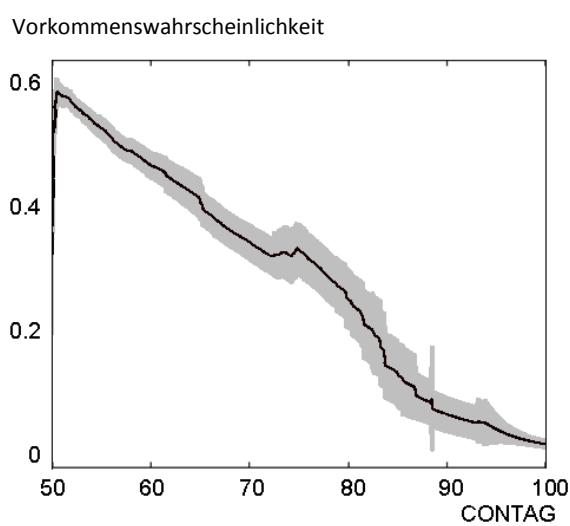


Abbildung 32: Einfluss des Strukturindexes  $CONTAG$  auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *M. bechsteinii* (Standardabweichung in hellgrau).

Unterschiede in den Modellen zeigen sich vor allem in der Art des Einflusses der eingesetzten Variablen. So wird das Modell 1 von *B. barbastellus* am stärksten durch den Formindex MSI und Modell 2 durch die mittlere Waldflächengröße beeinflusst ( $MPS_f$ ). Die Variable mit dem größten Einfluss in das Modell 2 der Wildkatze ist wieder die Waldflächengröße ( $MPS_f$ ). Es zeigt sich, dass eine mittlere Größe der Waldflächen bei den beiden genannten Arten zu einer höheren Vorkommenswahrscheinlichkeit führt (siehe Abbildung 29). In das Modell 2 des Hirschkäfers fließt am stärksten die mittlere fraktale Dimension (MPFD) ein. Das Gewicht der Waldflächenanzahl im Modell 2

des Eremiten zeigt deutlich an, dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit mit einer steigenden Anzahl an Waldflächen pro TK abnimmt (Abbildung 30).  $CONTAG$  ist ein Index, der in den Modellen von *M. bechsteinii* und *C. nigra* eine wichtige Rolle spielt (Abbildung 31 und Abbildung 32). Der Index ist in diesen Fällen ein Maß für die Anhäufung von Flächen der Klasse ‚Nicht-Wald‘ und ist stark negativ korreliert mit der effektiven Maschenweite und dem Waldanteil in einer TK. Je höher der Agglomerationsindex  $CONTAG$ , desto geringer ist die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Arten.

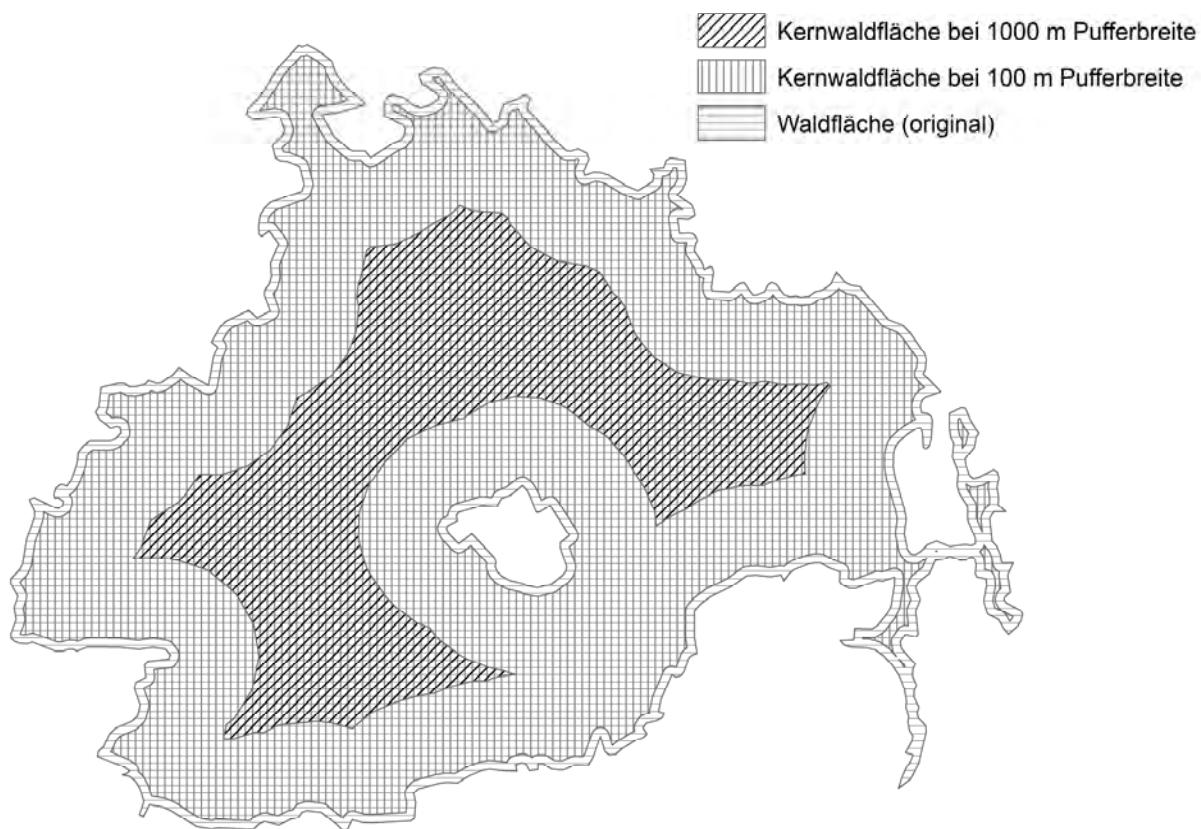
**Tabelle 10: Zusammenfassung der Modelle mit unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (Modell 1; berechnet mit MAXENT).**

Art	Randbreite Waldfläche (m)	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung	Variable mit größtem Einfluss
<i>B. barbastellus</i>	0	0,764 ± 0,011	MSI
	10	0,772 ± 0,010	MPAR/MSI
	100	0,759 ± 0,011	MPAR/MSI
	1000	0,816 ± 0,021	MPAR
<i>C. nigra</i>	0	0,832 ± 0,011	MENN
	10	0,839 ± 0,009	MESH
	100	0,820 ± 0,010	MESH
	1000	0,768 ± 0,026	VERD <sub>STR</sub>
<i>D. martius</i>	0	0,849 ± 0,007	MPFD
	10	0,848 ± 0,007	MPFD
	100	0,832 ± 0,008	MPFD
	1000	0,855 ± 0,019	MPFD
<i>F. silvestris</i>	0	0,889 ± 0,008	MESH
	10	0,892 ± 0,008	MESH
	100	0,882 ± 0,007	MESH
	1000	0,861 ± 0,015	MPFD
<i>L. cervus</i>	0	0,777 ± 0,009	MSI
	10	0,777 ± 0,011	MSI
	100	0,773 ± 0,011	MSI
	1000	0,809 ± 0,022	MPFD
<i>M. bechsteinii</i>	0	0,761 ± 0,009	MESH
	10	0,760 ± 0,008	MESH
	100	0,757 ± 0,008	MESH
	1000	0,795 ± 0,018	MPFD

#### 4.2.4. Modellergebnisse nach Kernflächenberechnungen

Um die Auswirkungen und Bedeutungen der einzelnen berechneten Indizes zu bestimmen, wurden diese für Kernwaldflächen berechnet, die mittels Randgebiete unterschiedlicher Pufferbreite abgeleitet wurden. Die Pufferbreiten von 0 m, 10 m, 100 m und 1000 m wurden sowohl für die Waldaußen- als auch innengrenzen angewendet (siehe Beispiel in Abbildung 33). Mit den so errechneten Strukturmaßen wurden die Modelle ein weiteres Mal mit MAXENT gerechnet. Die Arten *C. cerdo* und *O. eremita* wurden aus den folgenden Berechnungen entfernt, da die Ergebnisse trotz hoher Gütekriterien ökologisch nicht plausibel erscheinen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 10 und Tabelle 11 dargestellt.

Bei einigen Arten ließen sich durchaus Veränderungen bei den Einflüssen der verschiedenen Indizes in den Modellen feststellen. So ist je nach Waldrandgebietsbreite beim Modell des Schwarzstorchs die Nähe zur nächsten Waldfläche, die effektive Maschenweite oder die Form der Waldfläche (MPAR, MSI) wichtig; bei anderen Arten ändern sich die Einflüsse der verschiedenen Maße nur ab einer Pufferbreite von 1000 m. Auffällig ist allerdings, dass sich die Art des Einflusses der Indizes bei verschiedenen Kernflächengrößen ändern kann. So steigt beispielsweise der Einfluss des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (MPAR) in dem Modell der Mopsfledermaus an und die Art des Einflusses ändert sich ebenfalls (Abbildung 34).



**Abbildung 33: Beispiel für Kernwaldflächen bei 100 m und 1000 m Pufferbreite im Vergleich zur originalen Waldfläche.**

Bei einer Randbreite von 1000 m – also bei relativ großen Waldkernflächen – ist die Form oder Komplexität der Waldfläche weniger wichtig als es bei kleineren Waldflächen der Fall ist. Ähnliches gilt für den Index der Waldflächenanzahl ( $NP_f$ ). Bei den Modellen, die unabhängig der Kernflächengröße berechnet wurden, bedeuten hohe Anzahlen an Waldflächen nicht unbedingt eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit der Arten, da es sich oft um sehr kleine Waldflächen handelt. Somit würde dann eine hohe Anzahl an Waldflächen für eine starke Fragmentierung in diesen Kartenblättern sprechen. Dieses ändert sich jedoch beim Hinzunehmen der Waldränder bzw. größeren Kernflächen ( $NP_{f100}$  oder  $NP_{f1000}$ ). Sind die Kerngebiete der Wälder größer, so gibt es auch einen positiven Zusammenhang zwischen Waldflächenanzahl und Vorkommenswahrscheinlichkeit der Arten.

Bei Modell 2 sind die Ergebnisse vergleichbar. So gibt es auch hier Strukturindizes, die bei kleineren Kernflächen der Wälder einen anderen Einfluss haben, als

es bei den berechneten Indizes mit großen Waldkernflächen der Fall ist. Beispielsweise sind die wichtigsten Strukturmaße bei den Modellen der Mopsfledermaus bei kleinen Kernflächengrößen die mittlere Waldflächengröße; bei den Modellen mit größeren Kernflächen spielen diese Maße nur noch eine geringere Rolle (vergleiche Tabelle 11). So nimmt die Bedeutung der Waldflächengröße ab, sobald die Waldflächen eine gewisse Größe erreicht haben. Bei größeren Waldflächen spielen dagegen Formindizes eine wichtigere Rolle.

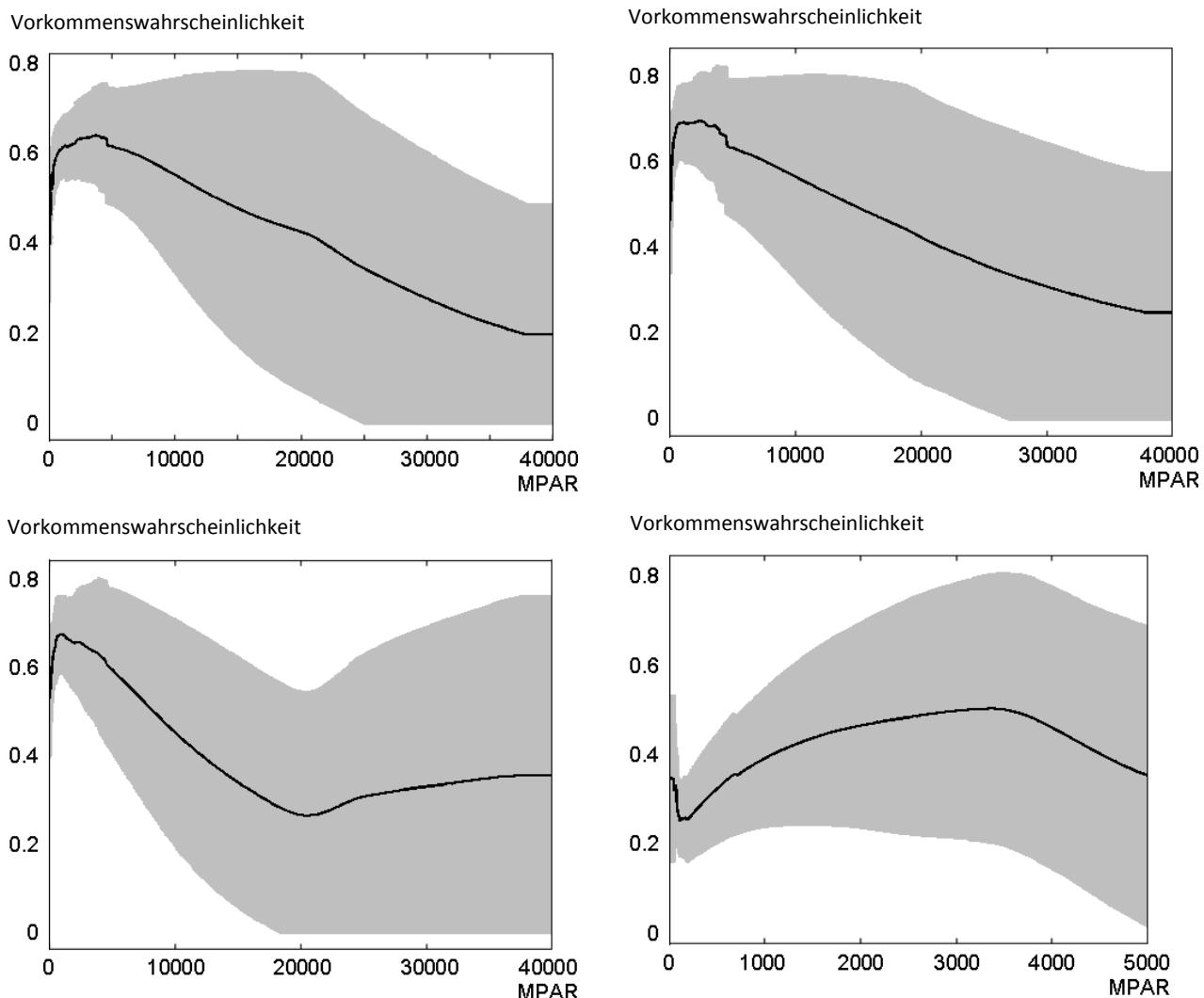


Abbildung 34: Einfluss des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (schwarze Linie) auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *B. barbastellus*, berechnet nach unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (oben links: 0 m; oben rechts: 10 m; unten links: 100 m; unten rechts: 1000 m; Standardabweichung in hellgrau).

**Tabelle 11: Zusammenfassung der Modelle mit unterschiedlichen Randbreiten der Waldflächen (Modell 2; berechnet mit MAXENT).**

Art	Randbreite Waldfläche (m)	mittlerer AUC-Wert ± Standardabweichung	Variable mit größtem Einfluss
<i>B. barbastellus</i>	0	0,765 ± 0,012	MPS <sub>f</sub>
	10	0,772 ± 0,010	MPS <sub>f10</sub>
	100	0,752 ± 0,012	MPAR
	1000	0,815 ± 0,026	MPAR/MPFD
<i>C. nigra</i>	0	0,830 ± 0,011	CONTAG
	10	0,836 ± 0,010	CONTAG
	100	0,818 ± 0,012	CONTAG
	1000	0,771 ± 0,026	VERD <sub>STR</sub>
<i>D. martius</i>	0	0,843 ± 0,008	MPFD
	10	0,838 ± 0,008	MPFD
	100	0,830 ± 0,008	MPFD
	1000	0,850 ± 0,016	MPFD
<i>F. silvestris</i>	0	0,882 ± 0,009	MPS <sub>f</sub>
	10	0,879 ± 0,008	MPS <sub>f10</sub>
	100	0,869 ± 0,009	MPS <sub>f100</sub>
	1000	0,843 ± 0,016	MPFD
<i>L. cervus</i>	0	0,778 ± 0,011	MPFD
	10	0,783 ± 0,010	MPFD
	100	0,771 ± 0,011	MPFD
	1000	0,800 ± 0,023	MPFD
<i>M. bechsteinii</i>	0	0,767 ± 0,008	CONTAG
	10	0,766 ± 0,009	CONTAG
	100	0,755 ± 0,010	CONTAG
	1000	0,793 ± 0,020	MPFD/VERD <sub>STR</sub>

## 5. Diskussion

Die exakte Bestimmung des Waldfragmentierungsgrades ist eine wichtige Voraussetzung für eine Erfolg versprechende Modellierung des Vorkommens von Waldtierarten in Abhängigkeit von der Lebensraumfragmentierung. Dies ist einerseits von der Berechnungsmethodik abhängig, die in der vorliegenden Studie auf etablierten Verfahren der Landschaftsökologie, der Nutzung von Landschaftsstrukturmaßen, beruht. Andererseits spielt die verwendete Datengrundlage eine bedeutende Rolle bei der Bestimmung des Fragmentierungsgrades, was durch verschiedene Schwerpunkttauswertungen in dieser Untersuchung nachgewiesen wurde. So konnte mit Hilfe der ausgewählten Daten die Skalenabhängigkeit selbiger im Bezug auf den Fragmentierungsgrad gezeigt werden. Die verwendeten Daten des digitalen Landschaftsmodells (Basis-DLM von ATKIS 2008) weisen einen sichtlich höheren Detaillierungsgrad als die zum Vergleich herangezogenen CLC2000-Daten auf, was sich bis auf wenige Ausnahmen deutlich in den berechneten Landschaftsstrukturmaßen niederschlägt. Die Verwendung von multitemporalen Daten, wie in diesem Fall CLC90 und CLC2000, erlaubt die Analyse von Veränderungen des Fragmentierungsgrades und die Bestimmung von Trends. Das Fehlen von Linienelementen, die eine Breite von 100 m unterschreiten (Stichwort: minimale Kartiereinheiten), stellt jedoch eine Einschränkung für die umfassende Nutzung der Datengrundlage CORINE Land Cover (CLC) für die Habitatmodellierung dar. Die Auswahl der den Lebensraum zerschneidenden linienförmigen Landschaftselemente hat indes einen bedeutenden Einfluss auf den Fragmentierungsgrad, wie unsere kalkulierten Ergebnisse der Landschaftsstrukturmaße eindrucksvoll belegen. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass die Linienelemente einerseits Barrieren für die jeweilige Art darstellen und andererseits den Lebensraum der Art beeinträchtigen bzw. zerschneiden müssen, um das Vorkommen bzw. die Ausbreitung negativ zu beeinflussen. So konnte bei dem Vergleich von Ergebnissen, die auf zwei verschiedenen Zerschneidungsgeometrien (ohne Gemeindestraßen vs. mit Gemeindestraßen) basieren, zwar Unterschiede bei den Landschaftsstrukturmaßen in der vorliegenden Untersuchung festgestellt werden. Diese Differenzen manifestierten sich

jedoch nicht in den Ergebnissen der Habitatmodellierungen.

Die verwendete Datenbasis (Kombination aus Basis-DLM von ATKIS 2008 und den Vorkommensdaten des BfN) weist einige Einschränkungen hinsichtlich der Nutzung bei Habitatmodellierungen auf. So kann beispielsweise die exakte zeitliche Übereinstimmung zwischen den Aufnahmen der Vorkommensdaten und den Landbedeckungsdaten nicht garantiert werden. Die Datenaktualität der ATKIS-2008-Daten ist nicht für alle Regionen des Bundesgebiets einheitlich, und Kartierrückstände belaufen sich teilweise auf bis zu sechs Jahre (Quelle: [www.ioer-monitor.de](http://www.ioer-monitor.de)). Die fehlende explizite räumliche Zuordnung von Vorkommensdaten zu einer Waldfläche erschwert zusätzlich die Modellierung und das Ableiten gesicherter ökologischer Erkenntnisse. Die Nutzung von topographischen Kartenblättern als Bezugseinheit erlaubt zwar einerseits eine direkt vergleichbare Auswertung verschiedener Regionen; allerdings können kleinräumige Besonderheiten der Landschaft und ihr Einfluss auf die Habitatmodelle nicht analysiert werden. Zusätzlich könnte die Verwendung von Häufigkeitsangaben zu den Beobachtungen der Arten (z. B. Anzahl von Nistplätzen oder auch einfache Klassifizierungen) anstatt der binären Informationen (Vorkommen: ja/nein) die Aussagekraft der Habitatmodellierungen deutlich erhöhen.

Bei der Verwendung von relativ kleinen Bezugsgebieten, wie den topographischen Kartenblättern im Maßstab 1:25 000, darf das Problem der Randeffekte bei der Berechnung der Landschaftsstrukturmaße nicht außer Acht gelassen werden. Aufgrund des in dieser Studie angewandten Ausschneideverfahrens werden Waldflächen am Rand des jeweiligen Untersuchungsgebiets (TK) abgeschnitten, was künstliche Strukturen schafft und sich damit direkt auf die berechneten Landschaftsstrukturmaße auswirkt (vergleiche auch Moser et al., 2007; O'Neill et al., 1996; Turner et al., 1989). Die Alternativen, wie z. B. ein adaptiver Ansatz, der die Auswahl der betrachteten Waldpolygone auf alle in der TK angeschnittenen Waldflächen ausdehnt, oder aber die Beschränkung auf die vollständig in der TK enthaltenen Waldflächen, müssen im Rahmen von weiterführenden Untersuchungen geprüft und bezüglich der Nutzbarkeit für die Fragestellung der Habitatmodellierung bewertet werden.

Die Gegenüberstellung der beiden Modellierungsansätze (logistische Regression und MAXENT) resultiert in vergleichbaren Ergebnissen. So konnte, unabhängig von der Modellierungsmethode, eine ähnliche räumliche Verteilung von potenziellen Lebensräumen für die jeweils betrachtete Art im Bundesgebiet identifiziert werden. Dabei präsentieren sich die Ergebnisse der logistischen Regression gegenüber MAXENT kontrastreicher, d. h. sie weisen größere Schwankungen bei den lokalen Vorkommenswahrscheinlichkeiten auf. Um die logistische Regression als Modellierungsmethode zielführend anzuwenden, sind Präsenz-Absenz-Daten notwendig, die nicht nur das Vorkommen der jeweiligen Art, sondern auch ihr Nicht-Vorkommen beschreiben. Diese Informationen sind jedoch nicht vollständig aus den verfügbaren Vorkommensdaten ableitbar, da diese nur Positivmeldung enthalten. Somit stellt der MAXENT-Ansatz für unserer Datengrundlage die bevorzugte Modellierungsvariante dar, da er konzeptbedingt robustere Ergebnisse liefert.

Landschaftsstrukturindizes sind ein wichtiges Mittel, um Fragmentierung zu quantifizieren. Allerdings ist Vorsicht geboten bei Kombinationen mit anderen Variablen, die ökologische Prozesse beschreiben. Sind die Zusammenhänge zwischen Strukturmaßen und ökologischen Variablen unklar, so ist die statistische Aussagekraft nur begrenzt und oftmals nicht eindeutig (vergleiche Tischendorf, 2001). Li und Wu (2004) weisen darauf hin, dass Landschaftsmodelle und ihre Analysen daher vor allem genutzt werden sollten, um Änderungen in Strukturen darzustellen und ökologische Prozesse in der Landschaft zu berücksichtigen. Die Ergebnisse unserer Studie zeigen, dass man das Vorkommen von Arten anhand von Landschaftsstrukturmaßen – die Lebensraumfragmentierung betreffen – voraussagen kann. Zwar reagieren die Arten sehr unterschiedlich, die Modellergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass es eine allgemeine Beziehung zwischen der Landschaftsstruktur und dem Artenvorkommen gibt. Einige Arten weisen allerdings auch nur geringe oder keine ökologisch plausible Zusammenhänge auf.

Das Vorkommen der untersuchten Arten kann mittels verschiedener Strukturindizes beschrieben werden. MESH, MENN, MSI, VERD<sub>STR</sub>, CONTAG, MPFD, NP<sub>f</sub> und MPS<sub>f</sub> spielen je nach Art eine wichtige Rolle in den einzelnen Modellen. Die Ökologie der in dieser Studie betrachteten Arten wird teilweise sehr gut durch die

Variablen bzw. die Landschaftsstrukturmaße mit dem größten Einfluss auf das Modellergebnis beschrieben. Wie erwartet war das Vorhandensein von ausreichend großen Waldflächen eine der wichtigsten Bestimmungsgrößen für das Vorkommen der Zielarten; vergleicht man jedoch die Arten, sind große Waldflächen nicht der einzige wichtige Faktor. Als ein Index, der sich indirekt auf die Waldflächengröße bezieht (hohe negative Korrelation mit der mittleren Waldflächengröße in einer TK), sei an dieser Stelle CONTAG erwähnt. CONTAG beeinflusst vor allem das Vorkommen von *C. nigra* und *M. bechsteinii*.

*F. silvestris* benötigt zwar auch große ungestörte Flächen; die Vorkommenswahrscheinlichkeit hängt jedoch auch stark von der Waldstruktur ab. Bei einer mittleren Maschengröße (der effektiven Maschenweite MESH) und einer mittleren Waldflächengröße (MPS<sub>f</sub>) ist die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen der Wildkatze am höchsten. Dies ist vor allem dadurch zu erklären, dass für die Wildkatze eine geringe Distanz zu Jagdgebieten (wie Waldränder und Flussläufe) ebenso wichtig ist wie ungestörte Waldgebiete, da diese eine hohe Diversität an Beutetieren versprechen (Doyle, 1990; Gomez und Anthony, 1998; Osbourne et al., 2005). Ähnliches gilt für die Mopsfledermaus *B. barbastellus*. Sie kommt mit hoher Wahrscheinlichkeit in großen Waldgebieten vor, hat ihre Jagdgebiete aber vor allem an Waldrändern, was ihre hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit bei einem mittleren MSI zeigt (Kerth und Melber, 2009; Norberg und Rayner, 1987; Steinhauser, 2002).

*L. cervus* ist eine Art mit relativ geringer Ausbreitungsfähigkeit (Rink und Sinsch, 2007). Sein Vorkommen hängt in hohem Maße vom Vorhandensein von Totholz ab (Pratt, 2000). Gleichzeitig benötigt er mehr oder weniger ungestörte Wälder und legt höchsten Strecken von bis zu 3 km zurück (Männchen; Rink und Sinsch, 2007). Die Modellergebnisse von *L. cervus* (sowie auch *C. cerdo* und *O. eremita*) sind allerdings mit Vorsicht zu betrachten, da für diese kleineren Tiere mit geringen Ausbreitungsfähigkeiten detaillierter Daten (Vorkommensdaten und Landschaftsstrukturindizes) nötig sind, um aussagekräftigere Modelle zu berechnen (vergleiche Garcia-Gigorro und Saura, 2005; Wu, 2004).

Die Bedeutung der Fragmentierungsindizes (wie z. B. MESH, MENN und VERD<sub>STR</sub>) in den verschiedenen Modellen zeigt, wie stark die untersuchten Arten von Lebensraumfragmentierung aufgrund ihrer ökologi-

schen Eigenschaften (hohe Trophiestufen, große Aktionsräume/Homeranges, geringe Ausbreitungsfähigkeit) beeinflusst werden. Die mittlere euklidische Distanz gehört in vielen Modellen zu den wichtigsten Variablen, die das Vorkommen der Arten beeinflussen, insbesondere bei den Modellen, die mit der logistischen Regression berechnet wurden. Dies zeigt, dass fast alle untersuchten Arten von Lebensraumzerschneidung betroffen sind und ihr Vorkommen durch fehlende Verbindungselemente verhindert wird.

Die Ergebnisse der Modelle mit unterschiedlich großen Kernflächen zeigen, dass die untersuchten Arten durch Waldränder beeinflusst werden. Anthropogene Habitatränder sind durch äußere Einflüsse oft stark beeinträchtigt (Desender, 2005). Habitspezialisten weisen höhere Extinktionsraten auf und sind stärker von Habitatverlust betroffen als Generalisten (Krauss et al., 2003; Magura et al., 2001b). Unsere Studie zeigt, dass vor allem Arten wie die Fledermäuse, der Schwarzstorch und die Wildkatze von der Abnahme der Kernflächengröße negativ beeinflusst werden. Diese gehören zu den Arten, die große ungestörte Waldgebiete als Lebensraum benötigen. Die Abwesenheit von Störungen ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für das Vorkommen dieser Arten (Kerth und Melber, 2009; Klar et al., 2008; Rosenvald und Lohmus, 2003). Für nachfolgende Untersuchungen empfehlen wir Berechnungen mit Waldrändern von 10 m bis 100 m.

Wie auch andere Studien zeigen, können wir bestätigen, dass vor allem einfache Landschaftsstrukturmaße größere Einflüsse auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von Arten haben als komplexe (vergleiche Fischer et al., 2004; McGarigal und McComb, 1995; Rutledge und Miller, 2006).

Die berechneten Karten von Modell 1 und Modell 2 zeigen eine leichte Überschätzung des potenziellen Vorkommens, vergleicht man sie mit vorangegangenen Modellen, wie beispielsweise dem „Wildkatzenwegeplan“ des BUND. Dies ist jedoch nicht verwunderlich, sind doch in dieser Studie lediglich Landschaftsstrukturmaße verwendet worden. Neben der Fragmentierung von Waldflächen haben auch andere Größen einen Einfluss auf das Vorkommen der ausgewählten Arten. So konnten wir bereits in unseren Vorarbeiten zeigen, dass neben der Waldfläche auch der Flächenanteil von weiteren Landbedeckungsklassen für das Vorkommen der Art wichtig ist (Köhler et

al., 2010). Des Weiteren spielen Faktoren, wie z. B. der Waldtyp (Laub-, Nadel-, Mischwald), Baumarten oder die Altersstruktur, ebenfalls eine wichtige Rolle bei der Verbreitung einer Art (z. B. bevorzugt der Schwarzstorch alte, reich strukturierte Laub- und Laubmischwälder als Lebensraum). Auch das Nahrungsangebot, der Konkurrenzdruck oder die Habitatqualität sind wichtige Einflussgrößen, die jedoch in unseren Untersuchungen bisher noch nicht näher betrachtet wurden. Um die Modelle zu verbessern, ist die Einbeziehung von Variablen, die die Habitatqualität und/oder biotische und abiotische Faktoren betreffen, unabdingbar (vergleiche *C. cedo*, *O. eremita*).

Ohne Zweifel gehören der Schutz und die Wiederherstellung großer ungestörter Gebiete zu den Prioritäten im Artenschutz (z. B. Drees et al., 2011). Mortelliti et al. (2011) bestätigen dies und fügen hinzu, dass strukturelle Konnektivität nötig ist, welche nicht ohne das Ausmaß an verfügbaren Lebensraum in der Landschaft betrachtet werden sollte. Trotzdem sollte strukturelle Konnektivität nicht ohne die Qualität der Lebensräume bedacht werden, da es diese ist, welche als Haupttreiber für das Vorkommen von Arten fungiert (Mortelliti et al., 2010). Das Kartieren und Abbilden potenzieller Lebensräume – angepasst an verschiedene Skalen (je nach Art) – in Kombination mit der Lebensraumqualität sollte das Hauptziel sein, um zusammenhängende Lebensraumsysteme zu entwickeln. Dies ist umso wichtiger im Zusammenhang mit dem Klimawandel. In fragmentierten Landschaften ist das Aussterberisiko von Arten höher, da das Ausbreiten in abgeschnittene ökologische Nischen und klimatisch günstigere oder andere intakte Lebensräume nicht möglich ist (vergleiche Habel et al., 2010). Hier kann das Verbinden von Landschaftsstrukturmaßen mit dem Vorkommen von Arten ein Ansatz sein, um die Entwicklung von Managementplänen für den Naturschutz zu unterstützen.



## 6. Zusammenfassung und weiterer Forschungsbedarf

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Quantifizierung des Fragmentierungsgrades mit Hilfe von Landschaftsstrukturmaßen generell möglich ist, so lange eine ausreichend detaillierte und flächendeckende Datengrundlage zur Verfügung steht. Allerdings kann der Grad der Waldfragmentierung nicht mittels eines einzigen Parameters erschöpfend beschrieben werden, auch wenn einige Strukturmaße, wie z. B. die effektive Maschenweite, bereits allein eine hohe Aussagekraft aufweisen. Mit Hilfe von unterschiedlichen Bezugsebenen (Bundesgebiet, Bundesländer, Kartenblätter) kann einerseits die einzigartige Charakteristik einer Landschaft detailliert beschrieben werden und anderseits ein Vergleich zwischen unterschiedlichen Regionen vorgenommen werden. Einen deutlichen Einfluss auf den Fragmentierungsgrad von Waldflächen haben neben dem Detaillierungsgrad der Basis-Geodaten vor allem die zerschneidenden Linienelemente. Die trennende Wirkung dieser Elemente ist jedoch artspezifisch (z. B. Laufkäfer vs. Vögel). Hier bedarf es noch weiterer Untersuchungen, um einen ‚artspezifischen Waldfragmentierungsgrad‘ zu bestimmen und damit die Habitatmodellierungen weiter zu verbessern. Eine Bewertung des Fragmentierungsgrades von Waldflächen ist abhängig von den Arten im naturschutzfachlichen oder politischen Fokus. Im Rahmen der Erhaltung der Biodiversität innerhalb von Waldflächen muss ein Zielartenkatalog aufgestellt werden, anhand dessen die ‚artspezifische Waldfragmentierung‘ quantifiziert (unterschiedliche Zerschneidungsebenen) und bewertet (Habitatmodellierung) werden kann.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Möglichkeit besteht, das Vorkommen einiger Arten mittels Landschaftsstrukturmaße vorherzusagen. Für das Bestimmen des Vorkommens von Arten sind jedoch immer mehrere Strukturindizes notwendig. Die Ergebnisse dieser Studie können als Vorarbeiten betrachtet werden, will man den Stand der Lebensraum-/Wald-Fragmentierung in Deutschland oder Europa darstellen. Durch das Zusammenstellen von Landschaftsstrukturmaße auf nationaler Ebene ist bereits eine sehr gute Grundlage für eine Anzahl von Folgeuntersuchungen geschaffen. Auf dieser Basis ist eine Aktualisierung der Daten notwendig, um mittels Verände-

rungsanalysen Tendenzen des Fragmentierungsgrades von Waldflächen aufzuzeigen. Neben diesem Monitoringansatz sollten verschiedene Fragestellungen weiterhin bearbeitet werden, um eine Bewertung der Fragmentierung wissenschaftlich fundiert zu ermöglichen:

- Für die Weiterentwicklung bzw. Auswahl geeigneter Landschaftsstrukturmaße für die Quantifizierung der Fragmentierung können künstliche (neutrale) Landschaften mit definierten Zerschneidungsszenarien zum Einsatz kommen.
- Im Bezug auf die artspezifischen Modelle sind – auch aufgrund der schwierigen Datengrundlage – weitere Untersuchungen nötig, die die Auswirkungen der Waldstruktur auf das Vorkommen der Arten genauer bestimmen. Um die Auswirkungen der Landschaftszerschneidung auf Arten allgemeiner zu beschreiben und zu quantifizieren, fehlen Untersuchungen, die sich von artspezifischen Studien abheben. Ziel sollte sein, Arten zusammenzufassen (z. B. zu funktionellen Gruppen) und so mit makroökologischen Studien allgemeingültigere Aussagen bezüglich der Habitatansprüche zu treffen. Durch die Einteilung der Arten in Gruppen, die in ihrer Lebensweise ähnlich sind – beispielsweise eine gemeinsame Ressource auf ähnliche Weise nutzen – könnten Modelle erstellt werden, die für mehr Arten anwendbar sind.
- Eine weitere Möglichkeit ist die Modellierung mit so genannten Agenten anstelle der realen Arten oder Artengruppen. Diese Agenten decken mit unterschiedlichen Habitatansprüchen vorher definierte Artengruppen ab, um die mit ihnen kalkulierten Modelle zu abstrahieren und allgemeingültiger Aussagen zu machen. Auch die zeitliche Komponente, d. h. Veränderungen der Landschaft und damit der Einfluss auf die Agenten, kann betrachtet werden.
- Zur Entwicklung eines verbesserten Indikators für die Auswirkung der Waldfragmentierung auf Arten bedarf es einer Quantifizierung des Fragmentierungsgrades auf größerem Maßstab (detaillierter). Die Ausweitung der Habitatmodelle auf Gilden oder andere Artengruppen und der Einbezug weiterer Umweltvariablen, wie z. B. Habitatqualität, werden unser Wissen über die landschafts- und artenökologische Zusammenhänge erweitern.

Der aktuelle Forschungsstand lässt Aussagen über den Grad der Waldfragmentierung in Deutschland zu einem Zeitpunkt und die Auswirkungen auf einzelne Arten zu. Um diese Aussagen zu generalisieren, Ent-

wicklungstrends zu zeigen und zu werten, sind jedoch weitere Untersuchungen auf diesem Forschungsgebiet unabdingbar.

## 7. Literatur

- Anderson RP, Martinez-Meyer E (2004) Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: An implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116(2):167-179
- Araujo MB, Humphries CJ, Densham PJ, Lampinen R, Hagemeijer WJM, Mitchell-Jones AJ, Gasc JP (2001) Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography* 24(1):103-110
- Assmann T, Härdtle W (2002) Naturschutzbioologie. In: Härdtle W (Hrsg.) Naturwissenschaften. Berlin: Springer, Studium der Umweltwissenschaften, 113-224, ISBN 3-540-41082-1
- Augutis D, Sinkevicius S (2005) Application of geographic information system (GIS) and technologies in identification of potential nesting habitats of black stork (*Ciconia nigra*). *Acta Zoologica Lituanica* 15(1):3-12
- Austin M (2007) Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200(1-2):1-19
- Berger AL, DellaPietra SA, DellaPietra VJ (1996) A maximum entropy approach to natural language processing. *Computational Linguistics* 22(1):39-71
- Bestelmeyer BT, Miller JR, Wiens JA (2003) Applying species diversity theory to land management. *Ecological Applications* 13(6):1750-1761
- Bevanger K, Broseth H (2004) Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation* 27(2):67-77
- Bily S, Mehl O (1989) Longhorn beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Fennoscandia and Denmark. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Fauna Entomologica Scandinavica, 203 S., ISBN 0106-8377
- Bogaert J, Hecke PV, Eysenrode DS-V, Impens I (2000) Landscape fragmentation assessment using a single measure. *Wildlife Society Bulletin* 28(4):875-881
- Bollinger J, Wagner HH, Turner MG (2007) Identifying and quantifying landscape patterns in space and time. In: Kienast F, Wildi O, Ghosh S (Hrsg.) A Changing World. Challenges for Landscape Research. Dordrecht: Springer, Landscape Series, 177-194, ISBN 978-1-4020-4434-2
- Buse J, Schroder B, Assmann T (2007) Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation* 137(3):372-381
- Büttner G, Feranec J, Jaffrain G, Mari L, Maucha G, Soukup T (2004) The European CORINE LAND COVER 2000 Project. In: XXth Congress of International Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 3, Istanbul, Turkey, 331-346
- Chase MK, Kristan WB, Lynam AJ, Price MV, Rotenberry JT (2000) Single species as indicators of species richness and composition in California coastal sage scrub birds and small mammals. *Conservation Biology* 14(2):474-487
- Clausing T (2006) Landschaftszerschneidung - Anwendung und Vergleich verschiedener methodischer Varianten am Beispiel des Landkreises Havelland (Brandenburg). Institut für Geoökologie der Universität Potsdam, Diplomarbeit, 101 S.
- Collinge SK (2000) Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology* 81(8):2211-2226
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1(1):3-10
- Dauber J, Hirsch M, Simmering D, Waldhardt R, Otte A, Wolters V (2003) Landscape structure as an indicator of biodiversity: Matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98(1-3):321-329
- Davies KF, Margules CR (1998) Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: Experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67(3):460-471
- De Clercq EM, De Wulf RR (2004) Landscape indices for comparison of spatial forest patterns in different geographical regions. In: 12th international conference on Geoinformatics – Geospatial Information Research: Bridging the Pacific and Atlantic., University of Gävle, Sweden, 7-9 Juni, 573-577
- Debinski DM, Holt RD (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2):342-355

- den Boer PJ (1968) Spreading of risk and stabilization of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18:165-192
- Desender K (2005) Theory versus reality: a review on the ecological and population genetic effects of forest fragmentation on wild organisms, with an emphasis on ground beetles. DIAS report 114:49-72
- Desender K, Ervynck A, Tack G (1999) Beetle diversity and historical ecology of woodland in flanders. *Belgian Journal of Zoology* 129(1):139-155
- Doyle AT (1990) Use of Riparian and Upland Habitats by Small Mammals. *Journal of Mammalogy* 71(1):14-23
- Drees C, de Vries H, Härdtle W, Matern A, Persigehl M, Assmann T (2011) Genetic erosion in a stenotopic heathland ground beetle (Coleoptera: Carabidae): a matter of habitat size? *Conservation Genetics* 12(1):105-117
- Dunning JB, Danielson BJ, Pulliam HR (1992) Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65(1):169-175
- Dynesius M, Zinko U (2006) Species richness correlations among primary producers in boreal forests. *Diversity and Distributions* 12(6):703-713
- Esswein H (2007) Der Landschaftszerschneidungsgrad als Indikator für Biodiversität? In: Korn H, Feit U (Hrsg.) Treffpunkt Biologische Vielfalt, 7, 157-164
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34:487-515
- Fahrig L (2001) How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100(1):65-74
- Fahrig L, Merriam G (1985) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66(6):1762-1768
- Fielding AH, Haworth PF (1995) Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9(6):1466-1481
- Fischer J, Lindenmayer DB, Fazey I (2004) Appreciating ecological complexity: Habitat contours as a conceptual landscape model. *Conservation Biology* 18(5):1245-1253
- Fleishman E, Thomson JR, Mac Nally R, Murphy DD, Fay JP (2005) Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology* 19(4):1125-1137
- Foley DK (1999) Statistical Equilibrium in Economics: Method, Interpretation, and an Example. In: XII Workshop on "General Equilibrium: Problems, Prospects and Alternatives", Siena, Italy, 1-25
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA (2002) Introduction to conservation genetics. Cambridge: Univ. Press, 640 S., ISBN 978-0-52170-271-3
- Garcia-Gigorro S, Saura S (2005) Forest fragmentation estimated from remotely sensed data: Comparison across scales possible? *Forest Science* 51(1):51-63
- Gardner RH, Gustafson EJ (2004) Simulating dispersal of reintroduced species within heterogeneous landscapes. *Ecological Modelling* 171(4):339-358
- Gardner RH, Urban DL (2007) Neutral models for testing landscape hypotheses. *Landscape Ecology* 22:15-29
- Garmendia A, Cárcamo S, Schwendtner O (2006) Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodiversity and Conservation* 15(4):1399-1415
- Gillanders SN, Coops NC, Wulder MA, Gergel SE, Nelson T (2008) Multitemporal remote sensing of landscape dynamics and pattern change; describing natural and anthropogenic trends. *Progress in Physical Geography* 32(5):503-528
- Girvetz EH, Thorne JH, Berry AM, Jaeger JAG (2008) Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and urban planning* 86:205-218
- Gladstone W (2002) The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation* 104(2):211-220
- Glandt D (1986) The Seasonal Migrations of the Middle European Amphibians. *Bonner zoologische Beiträge* 37(3):211-228
- Gomez DM, Anthony RG (1998) Small mammal abundance in riparian and upland areas of five seral stages in western Oregon. *Northwest Science* 72(4):293-302
- Groom MJ, Meffe GK, Carroll R (2006) Principles of conservation biology. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 791 S., ISBN 0-87893-518-5

- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9):993-1009
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2-3):147-186
- Gustafson EJ, Gardner RH (1996) The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77(1):94-107
- Gustafson EJ, Parker GR (1992) Relationship between landcover proportion and indexes of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7(2):101-110
- Habel JC, Schmitt T, Meyer M, Finger A, Roedder D, Assmann T, Zachos FE (2010) Biogeography meets conservation: the genetic structure of the endangered lycaenid butterfly *Lycaena helle* (Denis & Schiffermuller, 1775). *Biological Journal of the Linnean Society* 101(1):155-168
- Hanski I, Pakkala T, Kuussaari M, Lei GC (1995) Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72(1):21-28
- Hargis C, Bisonette JA, David JL (1998) The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13:167-186
- Haskell JP, Ritchie ME, Olff H (2002) Fractal geometry predicts varying body size scaling relationships for mammal and bird home ranges. *Nature* 418(6897):527-530
- Hawbaker TJ, Radeloff VC (2004) Roads and landscape pattern in Northern Wisconsin based on a comparison of four road data sources. *Conservation Biology* 18(5):1233-1244
- Hedin J, Ranius T, Nilsson SG, Smith HG (2008) Restricted dispersal in a flying beetle assessed by telemetry. *Biodiversity and Conservation* 17(3):675-684
- Heymann Y, Steenmanns C, Croissille G, Brossard GM (1994) CORINE Land Cover. Technical Guide. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Communities, 163 S.
- Hillen J, Kiefer A, Veith M (2009) Foraging site fidelity shapes the spatial organisation of a population of female western barbastelle bats. *Biological Conservation* 142(4):817-823
- Hitchings SP, Beebee TJC (1998) Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of evolutionary biology* 11(3):269-283
- Jaeger J (2003) Landschaftszerschneidung. In: Konold W, Böcker R, Hampicke U (Hrsg.) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Landsberg: Ecomed-Verlag, 1999-2028, ISBN 978-3-527-32127-8
- Jaeger J (2001) Landschaftszerschneidung und -zersiedelung: Bedarf nach neuen Bewertungsverfahren und der Beitrag der ökologischen Modellierung. *Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung* 14:247-267
- Jaeger J (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15(2):115-130
- Jaeger J, Esswein H, von Raumer H-GS, Müller M (2001) Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33(10):1-13
- Jaeger J, Grau S, Haber W (2005) Special section: Land fragmentation. *GAIA* 14(2):98-185
- Janss GFE, Ferrer M (1998) Rate of bird collision with power lines: Effects of conductor-marking and static wire-marking. *Journal of Field Ornithology* 69(1):8-17
- Jaynes ET (1957) Information Theory and Statistical Mechanics. *Physical Review* 106(4):620-630
- Kanuch P, Danko S, Celuch M, Kristin A, Pjencak P, Matis S, Smidt J (2008) Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology* 73(2):147-155
- Keller I, Largiader CR (2003) Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings Of The Royal Society Of London Series B: Biological Sciences* 270(1513):417-423
- Kerth G, Melber M (2009) Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation* 142(2):270-279
- Kerth G, Morf L (2004) Behavioural and genetic data suggest that Bechstein's bats predominantly mate outside the breeding habitat. *Ethology* 110(12):987-999
- Kerth G, Wagner M, Konig B (2001) Roosting together, foraging apart: information transfer about food is unlikely to explain sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 50(3):283-291

- Klar N, Fernandez N, Kramer-Schadt S, Herrmann M, Trinzen M, Buttner I, Niemitz C (2008) Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141(1):308-319
- Kleyer M, Kratz R, Lutze G, Schröder B (1999) Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 8:177-194
- Köhl M, Oehmichen K (2003) Zur Verwendung von Landschaftsmasszahlen bei Wald- und Landschaftsinventuren: Überblick und Kritik. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 154(1):8-16
- Köhler R, Oehmichen K, Eggers B (2010) Fragmentierung von Waldökosystemen und deren Auswirkung auf das Vorkommen des Schwarzstorches - erste Analyseergebnisse auf Grundlage des ATKIS Basis-DLMs. In: Meinel G, Schumacher U (Hrsg.) Flächennutzungsmonitoring II: Konzepte - Indikatoren - Statistik. Berlin: Rhombos, IÖR Schriften Band 52, 169-180, ISBN 978-3-941216-47-1
- Kosinski Z, Kempa M (2007) Density, distribution and nest-sites of woodpeckers picidae, in a managed forest of Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 55:519-533
- Kramer-Schadt S, Revilla E, Wiegand T, Grimm V (2007) Patterns for parameters in simulation models. *Ecological Modelling* 204(3-4):553-556
- Krauss J, Steffan-Dewenter I, Müller CB, Tscharntke T (2005) Relative importance of resource quantity, isolation and habitat quality for landscape distribution of a monophagous butterfly. *Ecography* 28(4):465-474
- Krauss J, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T (2003) Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia* 137(4):591-602
- Lande R (1987) Extinction Thresholds in Demographic-Models of Territorial Populations. *The American Naturalist* 130(4):624-635
- Lande R, Engen S, Saether BE (1999) Spatial scale of population synchrony: Environmental correlation versus dispersal and density regulation. *The American Naturalist* 154(3):271-281
- Lauga J, Joachim J (1992) Modelling the effects of forest fragmentation on certain species of forest-breeding birds. *Landscape Ecology* 6(3):183-193
- Li HB, Wu JG (2004) Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19(4):389-399
- Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14(4):941-950
- Mader HJ, Schell C, Kornacker P (1990) Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation* 54(3):209-222
- Maes D, Van Dyck H (2005) Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation* 123(2):177-187
- Magura T, Ködöböcz V, Tóthmérész B (2001a) Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28:129-138
- Magura T, Tothmeresz B, Molnar T (2001b) Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* 10:287-300
- McGarigal K, Marks BJ (1995) FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Pacific Northwest Research Station, 122 S., General Technical Report PNW-GTR-351
- McGarigal K, McComb WC (1995) Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* 65(3):235-260
- McKelvey, Kevin, Noon BR (1993) Conservation planning for species occupying fragmented landscapes: The case of the northern spotted owl. In: Kareiva PM, Kingsolver JG, Huey RB (Hrsg.) *Biotic Interactions and Global Change*. Massachusetts: Sinauer Associates, 424-450, ISBN 978-0-87893-430-0
- Monterroso P, Brito JC, Ferreras P, Alves PC (2009) Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology* 279(1):27-35
- Mooij WM, DeAngelis DL (2003) Uncertainty in spatially explicit animal dispersal models. *Ecological Applications* 13(3):794-805

- Mortelliti A, Amori G, Boitani L (2010) The role of habitat quality in fragmented landscapes: a conceptual overview and prospectus for future research. *Oecologia* 163(2):535-547
- Mortelliti A, Amori G, Capizzi D, Cervone C, Fagiani S, Pollini B, Boitani L (2011) Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48(1):153-162
- Moser B, Jaeger J, Tappeiner U, Tasser E, Eiselt B (2007) Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22:447-459
- Newton AC, Hill RA, Echeverría C, Golicher D, Benayas JMR, Cayuela L, Hinsley SA (2009) Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography* 33(4):528-546
- Norberg UM, Rayner JMV (1987) Ecological Morphology and Flight in Bats (Mammalia; Chiroptera): Wing Adaptations, Flight Performance, Foraging Strategy and Echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 316(1179):335-427
- Noss RF (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity - A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4(4):355-364
- O'Neill RV, Hunsaker CT, Timmins SP, Jackson B, Jones KB, Riitters KH, Wickham JD (1996) Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* 11(3):169-180
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zygmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1(3):153-162
- Oehmichen K, Köhl M (2006) Weiterentwicklung von Indikatoren zur Erfassung der Fragmentierung von Wäldern unter Berücksichtigung der Datenverfügbarkeit. Hamburg: Institut für Weltforstwirtschaft, 41 S.
- Orłowski G (2007) Spatial distribution and seasonal pattern in road mortality of the common toad *Bufo bufo* in an agricultural landscape of south-western Poland. *Amphibia-Reptilia* 28(1):25-31
- Orłowski G, Ciesiolkiewicz J, Kaczor M, Radwanska J, Zywcka A (2008) Species Composition and Habitat Correlates of Amphibian Roadkills in Different Landscapes of South-Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 56(4):659-671
- Osbourne JD, Anderson JT, Spurgeon AB (2005) Effects of habitat on small-mammal diversity and abundance in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 33(3):814-822
- Peacock MM, Smith AT (1997) The effect of habitat fragmentation on dispersal patterns, mating behavior, and genetic variation in a pika (*Ochotona princeps*) metapopulation. *Oecologia* 112(4):524-533
- Pearce J, Ferrier S, Scotts D (2001) An evaluation of the predictive performance of distributional models for flora and fauna in north-east New South Wales. *Journal of environmental management* 62:171-184
- Pearson SM, Gardner RH (1997) Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale. In: Bisonette JA (Hrsg.) *Wildlife and landscape ecology. Neutral models: useful tools for understanding landscape pattern*: New York: Springer, 215-230, ISBN 978-0-38794-789-1
- Peeters ETHM, Gardeniers JJP (1998) Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology* 39(4):605-615
- Pfister JL (2004) Using Landscape Metrics to Create an Index of Forest Fragmentation for the State of Maryland. Towson University, College of Graduate Education and Research, 37 S.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4):231-259
- Phillips SJ, Dudik M, Schapire RE (2004) A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*, 69, Banff, Alberta, Canada, 83-90
- Ponder WF, Carter GA, Flemons P, Chapman RR (2001) Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* 15(3):648-657
- Pratt CR (2000) An investigation into the status history of the stag beetle *Lucanus cervus* Linnaeus (Lucanidae) in Sussex. *Coleopterist* 9(2):75-90
- Prendergast JR (1997) Species richness covariance in higher taxa: Empirical tests of the

- biodiversity indicator concept. *Ecography* 20(2):210-216
- Pulliam HR (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3(4):349-361
- Pullin AS (2002) Conservation Biology. Cambridge: Cambridge University Press, 358 S., ISBN 978-0521644822
- Ranius T (2001) Constancy and asynchrony of *Osmoderma eremita* populations in tree hollows. *Oecologia* 126(2):208-215
- Ranius T (2000) Minimum viable metapopulation size of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conservation* 3:37-43
- Ranius T, Hedin J (2001) The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126(3):363-370
- Reck H, Hänel K, Jeßberger J, Lorenzen D (2008) UZVR, UFR + Biologische Vielfalt. Bonn: Christian-Albrechts-Universität Kiel, Ökologiezentrum, Fachabteilung Landschaftsökologie, 181 S., Naturschutz und Biologische Vielfalt 62
- Reineking B, Schröder B (2004) Gütemaße für Habitatmodelle. In: Dormann CF, et al. (Hrsg.) Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003. Leipzig: UFZ, UFZ-Berichte 9/2004, 27-37, ISBN 0948-9452
- Ricklefs RE (1987) Community Diversity - Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science* 235(4785):167-171
- Riitters KH, O'Neill RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins SP, Jones KB, Jackson BL (1995) A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10:23-39
- Rink M, Sinsch U (2007) Radio-telemetric monitoring of dispersing stag beetles: implications for conservation. *Journal of Zoology* 272(3):235-243
- Rink M, Sinsch U (2006) Habitat preferences of stag beetles *Lucanus cervus* (Linnaeus, 1758) in a cultural landscape - an evaluation of survey (Coleoptera: Lucanidae). *Entomologische Zeitschrift* 116(5):228-234
- Rosenvald R, Lohmus A (2003) Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) and white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 185(3):217-223
- Rossi JP, van Halder I (2010) Towards indicators of butterfly biodiversity based on a multiscale landscape description. *Ecological Indicators* 10(2):452-458
- Rushton SP, Lurz PWW, Fuller R, Garson PJ (1997) Modelling the distribution of the red and grey squirrel at the landscape scale: a combined GIS and population dynamics approach. *Journal of Applied Ecology* 34(5):1137-1154
- Russo D, Cistrone L, Jones G, Mazzoleni S (2004) Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117(1):73-81
- Rutledge D (2003) Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Wellington: New Zealand Department of Conservation, 27 S. Report No: DOC Science Internal Series 98
- Rutledge DT, Miller CJ (2006) The use of landscape indices in studies of the effects of habitat loss and fragmentation - A survey of 566 peer-reviewed studies. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38(10-11):300-307
- Saccheri I, Kuussaari M, Kankare M, Vikman P, Fortelius W, Hanski I (1998) Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392(6675):491-494
- Sauberer N, Zulka KP, Abensperg-Traun M, Berg HM, Bieringer G, Milasowsky N, Moser D, Plutzar C, Pollheimer M, Storch C, Trostl R, Zechmeister H, Grabherr G (2004) Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117(2):181-190
- Schippers P, Verboom J, Knaapen JP, van Apeldoorn RC (1996) Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: An analysis with a GIS-based random walk model. *Ecography* 19(2):97-106
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW (2002) Ecological and evolutionary traps. *TRENDS in Ecology & Evolution* 17(10):474-480
- Schmidt I, Zerbe S, Betzin J, Weckesser M (2006) An approach to the identification of indicators for forest biodiversity - The Solling mountains (NW Germany) as an example. *Restoration Ecology* 14(1):123-136
- Schröder B, Reineking B (2004) Modellierung der Art-Habitat-Beziehung - ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In:

- Dormann CF, et al. (Hrsg.) Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10.Oktober 2003. Leipzig: UFZ, UFZ-Berichte 9/2004, 5-25, ISBN 0948-9452
- Schumaker NH (1996) Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4):1210-1225
- Sebastiao H, Grelle CEV (2009) Taxon surrogates among Amazonian mammals: Can total species richness be predicted by single orders? *Ecological Indicators* 9(1):160-166
- Siemers BM, Swift SM (2006) Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). Behavioral Ecology and Sociobiology
- 59(3):373-380
- Southworth J, Nagendra H, Tucker C (2002) Fragmentation of a landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape Research* 27(3):253-269
- Sprecher-Uebersax E (2003) Faunistical and taxonomical notes about Lucanidae in Nepal (Insecta: Coleoptera). In: Hartmann M (Hrsg.) Biodiversität und Naturausstattung im Himalaya. Erfurt: Verein der Freunde und Förderer des Naturkundemuseums Erfurt e. V., 205-209, ISBN 3-00-011451-3
- Steinhauser D (2002) Investigations on the ecology of the barbastelle, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), and the Bechstein's bat, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) in southern Brandenburg, Germany. In: Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern. Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Bonn: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 81-98, ISBN 3-7843-3612-4
- Thomaes A, Kervyn T, Maes D (2008) Applying species distribution modelling for the conservation of the threatened saproxylic Stag Beetle (*Lucanus cervus*). *Biological Conservation* 141(5):1400-1410
- Tischendorf L (2001) Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16(3):235-254
- Trani MK, Robert H. Giles J (1999) An analysis of deforestation: metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management* 114:469-470
- Traub B, Kleinn C (1999) Zur Erfassung von Flächenfragmentierung und struktureller Diversität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118:39-50
- Trzcinski MK, 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 MG, O'Neill RV, Gardner RH, Milne BT (1989) Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3(3/4):153-162
- Valladares G, Salvo A, Cagnolo L (2006) Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology* 20(1):212-217
- Vermeulen HJW (1994) The effects of different vegetation structures on the dispersal of carabid beetles from poor sandy heaths and grasslands. In: Desender K, et al. (Hrsg.) Carabid beetles: ecology and evolution. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Series Entomologica 51, 387-392, ISBN 978-0-7923-2464-5
- Villard M-A, Trzcinski MK, Merriam G (1999) Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13(4):774-784
- Virkkala R (2006) Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales zoologici fennici* 43(2):82-85
- Walz U (2004) Landschaftsstrukturmaße - Indizes, Begriffe und Methoden In: Walz U (Hrsg.) Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung - Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen. Dresden IÖR-Schriften, 15-27 ISBN 978-3933053244
- Watts K, Handley P (2010) Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* 10(2):552-557
- Wickham JD, Norton DJ (1994) Mapping and analyzing landscape patterns. *Landscape Ecology* 9(1):7-23
- With KA, King AW (1999a) Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13(2):314-326
- With KA, King AW (1999b) Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of

- Iacunarity thresholds. *Landscape Ecology* 14(1):73-82
- Wolters V, Bengtsson J, Zaitsev AS (2006) Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87(8):1886-1895
- Wu J, Shen W, Sun W, Tueller PT (2002) Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17:761-782
- Wu JG (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19(2):125-138

## **8. Anhang**

**Tabelle 12: Hierarchischer Aufbau der CLC-Nomenklatur (Level 1 bis 3).**

<b>Level 1</b>	<b>Level 2</b>	<b>Level 3</b>
1 Bebaute Flächen	11 Städtisch geprägte Flächen	111 Durchgängig städtische Prägung 112 Nicht durchgängig städtische Prägung
	12 Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen	121 Industrie- und Gewerbeflächen 122 Straßen-, Eisenbahnnetze und zugeordnete Flächen 123 Hafengebiete 124 Flughäfen
	13 Abbauflächen, Deponien und Baustellen	131 Abbauflächen 132 Deponien und Abraumhalden 133 Baustellen
	14 Künstliche, nicht landwirtschaftl. genutzte Grünflächen	141 Städtische Grünflächen 142 Sport- und Freizeitanlagen
2 Landwirtschaftliche Flächen	21 Ackerflächen	211 Nicht bewässertes Ackerland 212 Regelmäßig bewässertes Ackerland 213 Reisfelder
	22 Dauerkulturen	221 Weinbauflächen 222 Obst- und Beerenobstbestände 223 Olivenhaine
	23 Grünland	231 Wiesen und Weiden
	24 Landwirtschaftliche Flächen heterogener Struktur	241 Einjährige Kulturen in Verbindung mit Dauerkulturen 242 Komplexe Parzellenstrukturen 243 Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung 244 Land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen
3 Wälder und naturnahe Flächen	31 Wälder	311 Laubwälder 312 Nadelwälder 313 Mischwälder
	32 Strauch- und Krautvegetation	321 Natürliches Grünland 322 Heiden und Moorheiden 323 Hartlaubbewuchs 324 Strauch-Wald-Übergangsstadien
	33 Offene Flächen ohne / mit geringer Vegetation	331 Strände, Dünen und Sandflächen 332 Felsflächen ohne Vegetation 333 Flächen mit spärlicher Vegetation 334 Brandflächen 335 Gletscher und Dauerschneegebiete
4 Feuchtplächen	41 Feuchtplächen im Landesinnern	411 Sümpfe 412 Torfmoore
	42 Feuchtplächen an der Küste	421 Salzwiesen 422 Salinen 423 Flächen in der Gezeitenzone
5 Wasserflächen	51 Wasserflächen im Landesinnern	511 Wasserläufe 512 Wasserflächen
	52 Meeresgewässer	521 Lagunen 522 Mündungsgebiete 523 Meere und Ozeane

**Tabelle 13: Landschaftsstrukturmaße – Formeln und Ergebnisraum Teil 1 (nach Jaeger, 2000; McGarigal und Marks, 1995).**

Landschaftsstrukturmaß	Mathematische Formel	Ergebnisraum/ Einheit
Gesamtfläche der Landschaft (Bezugs-einheit)	$TA = \frac{A}{1000000}$	$TA > 0, \text{ km}^2$
Gesamtfläche der Klasse ‚Wald‘	$CA_f = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{1000000}$	$CA_f \geq 0, \text{ km}^2$
Flächenanteil der Klasse ‚Wald‘	$PLAND_f = \frac{CA_f}{TA}$	$0 \leq PLAND_f \leq 1$
Anzahl der Wald-Patches	$NP_f = n_i$	$NP_f \geq 0$
Dichte der Wald-Patches (Bezug Ge-samtfläche)	$PD_f = \frac{n_i}{TA}$	$PD_f \geq 0, \text{ n/km}^2$
Dichte der Wald-Patches (Bezug Wald-fläche)	$PD_{ff} = \frac{n_i}{CA_f}$	$PD_{ff} > 0, \text{ n/km}^2$
Durchschnittliche Wald-Patchgröße	$MPS_f = \frac{CA_f}{n_i}$	$MPS_f > 0, \text{ km}^2$
Flächenanteil des größten Wald-Patches	$LPI_f = \frac{\max_{j=1}^n (a_{ij})}{1000000 \times TA}$	$0 \leq LPI_f \leq 1$
Splitting Index	$SPLIT = \frac{TA^2}{\sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}^2}{1000000}}$	$1 \leq SPLIT$
Kohärenzgrad	$COH = \sum_{j=1}^n \left( \frac{a_{ij}}{1000000 \times TA} \right)^2$	$0 \leq COH \leq 1$
Effektive Maschenweite der Waldflächen	$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{a_{ij}^2}{1000000}}{TA}$	$0 \leq MESH \leq TA, \text{ km}^2$
Durchschnittlicher Umfang-Flächen-Ratio (Waldflächen)	$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{a_{ij}} \times 1000}{n_i}$	$MPAR > 0, \text{ km/km}^2$
Durchschnittlicher Formindex (Waldflächen)	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}} \right)}{n_i}$	$MSI \geq 1$
Flächengewichteter durchschnittlicher Formindex	$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$	$AWMSI \geq 1$
Landschaftsformindex (Form der Pat-ches relativ zur Kreisform)	$LSI = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{1000 \times 2\sqrt{\pi * TA}}$	$LSI \geq 1$

**Tabelle 14: Landschaftsstrukturmaße – Formeln und Ergebnisraum Teil 2 (nach Jaeger, 2000; McGarigal und Marks, 1995).**

Mittlere Patch-Fraktale Dimension	$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{2 \times \ln(p_{ij})}{\ln(a_{ij})} \right)}{n_i}$	$1 \leq MPFD \leq 2$
CONTAGION (Agglomerationsindex)	$CONTAG = \left[ 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left( \left[ P_i \times \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \times \left[ \ln(P_i) \times \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right] \right)}{2 \times \ln(m)} \right] \times 100$	$0 \leq CONTAG \leq 100$
Gesamtlänge der Grenzlinien (ohne Landschaftsgrenze)	$TE = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{1000}$	$TE \geq 0, \text{ km}$
Kantendichte (ohne Landschaftsgrenze)	$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{1000 \times TA}$	$ED \geq 0, \text{ km/km}^2$
Anzahl unzerschnittener verkehrsarmer Räume größer als 50 km <sup>2</sup>	$UVZR50 = n_i, \text{ für } a_{ij} > 50 \text{ km}^2$	$UVZR50 \geq 0$
Anzahl unzerschnittener verkehrsarmer Räume größer als 100 km <sup>2</sup>	$UVZR100 = n_i, \text{ für } a_{ij} > 100 \text{ km}^2$	$UVZR100 \geq 0$
Mittlere euklidische Distanz zum nächsten Nachbar-Patch (Waldfläche)	$MENN = \frac{\sum_{j=1}^n \min d_{jg}}{1000 \times n_i}$	$MENN \geq 0, \text{ km}$

Notation:

- A Gesamtfläche der Landschaft (z. B. Deutschland oder eine TK25)  
 $a_{ij}$  Fläche (m<sup>2</sup>) des Patches i<sub>j</sub>  
 $d_{jg}$  Distanz (m) zwischen Flächen j und g derselben Klasse i  
 $e_{ik}$  Gesamtlänge (m) von Grenzen in der Landschaft zwischen Patchtypen (thematischen Klassen) i und k  
 $g_{ik}$  Anzahl der Verbindungen zwischen Patchtypen (Klassen) i und k basierend auf der double-count-Methode  
i thematische Klasse; hier ‚Wald‘  
 $n_i$  Anzahl der Patches in der Landschaft der thematischen Klasse i (hier ist i gleich Wald)  
 $p_{ij}$  Umfang (m) des Patches i<sub>j</sub>  
P<sub>i</sub> Flächenanteil an der Landschaft, der von der thematischen Klasse i eingenommen wird

**Tabelle 15: Landschaftsstrukturmaße – Interpretation/Erläuterung des Ergebnisraums Teil 1.**

Landschaftsstrukturmaß	Interpretation/Erläuterungen	Ergebnisraum
Gesamtfläche der Landschaft (Bezugseinheit)	Wichtige Grundlage für die Berechnung anderer Indizes.	$TA > 0$
Gesamtfläche der Klasse ‚Wald‘	Maß der Landschaftskomposition. Direkt interpretativer Wert. Wichtig für die Berechnung anderer Indizes.	$CA_f \geq 0$
Flächenanteil der Klasse ‚Wald‘	Maß der Landschaftskomposition. Direkt interpretativer Wert. Ermöglicht den Vergleich von Landschaften unterschiedlicher Größe.	$0 \leq PLAND_f \leq 1$
Anzahl der Wald-Patches	Einfaches Maß des Ausmaßes der Unterteilung oder Fragmentierung eines Patch-Typs (Klasse)	$NP_f \geq 0$
Dichte der Wald-Patches (Bezug Gesamtfläche)	Patch-Dichte ist eine limitierte aber fundamentale Größe, um den Aspekt der Landschaftsmuster zu beschreiben. Ermöglicht den Vergleich von Landschaften unterschiedlicher Größe.	$PD_f \geq 0$
Dichte der Wald-Patches (Bezug Waldfäche)	Ermöglicht den Vergleich von Landschaften unterschiedlicher Größe.	$PD_{ff} > 0$
Durchschnittliche Wald-Patchgröße	Ermöglicht den Vergleich von Landschaften unterschiedlicher Größe. Mittlere Flächengrößen können als Maß zur Quantifizierung für Habitatansprüche von Arten gelten.	$MPS_f > 0$
Flächenanteil des größten Wald-Patches	Einfacher Index für die Dominanz einer Klasse. Bei 0: der größte Patch ist sehr klein. Bei 1: es gibt nur einen Patch, der die gesamte Landschaft einnimmt	$0 \leq LPI_f \leq 1$
Splitting Index	Interpretiert als effektive Maschenanzahl oder Anzahl der Patches mit konstanter Patchgröße, wenn der korrespondierende Patch-Typ in SPLIT Patches unterteilt wird. SPLIT = 1 wenn die Landschaft aus einem einzigen Patch besteht. SPLIT erhöht sich, wenn der Patch-Typ in Fläche zunehmend reduziert und in kleinere Patches unterteilt wird.	$1 \leq SPLIT$
Kohärenzgrad	Der Kohärenzgrad ist definiert als die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Lebewesen, die in unterschiedlichen Gebieten ausgesetzt werden, zueinander finden.	$0 \leq COH \leq 1$
Effektive Maschenweite der Waldflächen	Die effektive Maschenweite wird als Größe der Patches interpretiert, wenn der korrespondierende Patch-Typ in SPLIT Patches unterteilt wird. Größere Werte bedeuten weniger Zerschneidung der Landschaft.	$0 \leq MESH \leq TA$
Durchschnittlicher Umfang-Flächen-Verhältnis (Waldflächen)	Einfacher Index zur Beschreibung der Form. Kleine Werte beschreiben kompakte Formen, große Werte weisen auf komplexe, langgestreckte Formen hin. Achtung: Index ist abhängig von der Größe des Patches → bei selber Form und steigender Größe (Scale) nimmt der Indexwert ab.	$MPAR > 0$
Durchschnittlicher Formindex (Waldflächen)	Index zur Beschreibung der Form, der die Limitation von PAR aufhebt. Bei 1: Landschaft besteht aus einem kreisrunden Patch, mit ansteigendem Index wird die Landschaft irregulärer, da Grenzlinien betrachtet werden.	$MSI \geq 1$

**Tabelle 16: Landschaftsstrukturmaße – Interpretation/Erläuterung des Ergebnisraums Teil 2.**

Flächengewichteter durchschnittlicher Formindex	Bei 1: Landschaft besteht aus einem kreisrunden Patch, mit ansteigendem Index wird die Landschaft irregulärer, da Grenzlinien betrachtet werden. Hier wird die Flächengröße bei der Berechnung des Mittelwertes einbezogen.	$AWMSI \geq 1$
Landschaftsformindex (Form der Patches relativ zur Kreisform)	Form der Patches relativ zur Kreisform. Bei 1: Landschaft besteht aus einem kreisrunden Patch, mit ansteigendem Index wird die Landschaft irregulärer, da Grenzlinien betrachtet werden.	$LSI \geq 1$
Mittlere Patch-Fraktale Dimension	Index zur Beschreibung der Form, der die Limitation von PAR aufhebt. Bei 1: einfache Form. Bei 2: sehr komplexe Form.	$1 \leq MPFD \leq 2$
CONTAGION (Agglomerationsindex)	Maß zur Quantifizierung der Dispersion und Aggregation von Landschaftselementen. Bei 0: wenn die Patch-Typen maximal disaggregiert und gleichmäßig verteilt sind. Bei 100: wenn alle Patch-Typen maximal aggregiert sind, z. B. wenn die Landschaft aus einem einzigen Patch besteht.	$0 \leq CONTAG \leq 100$
Gesamtlänge der Grenzlinien (ohne Landschaftsgrenze)	Absolutes Maß für die Kantenlänge von Patch-Typen. Bei konstanter Flächengröße enthält die Gesamtlänge die selbe Information wie die Kantendichte.	$TE \geq 0$
Kantendichte (ohne Landschaftsgrenze)	Ermöglicht den Vergleich von Landschaften unterschiedlicher Größe. Bei 0: keine Grenzlinien in Landschaft (d. h. die Landschaft besteht aus genau einem Patch).	$ED \geq 0$
Anzahl unzerschnittener verkehrsarmer Räume größer als 50 km <sup>2</sup>	Einfaches Maß für die Zerschneidung der (Wald-)Landschaft.	$UVZR50 \geq 0$
Anzahl unzerschnittener verkehrsarmer Räume größer als 100 km <sup>2</sup>	Einfaches Maß für die Zerschneidung der (Wald-)Landschaft.	$UVZR100 \geq 0$
Mittlere euklidische Distanz zum nächsten Nachbar-Patch (Waldfläche)	Maß für die Beschreibung der Isolation von (Wald-)Flächen. Je höher der Wert, desto isolierter liegen die einzelnen Waldflächen.	$MENN \geq 0$

**Tabelle 17: Kurzbezeichnung und Bundeslandname der Spaltenüberschriften für Tabelle 18 bis Tabelle 33.**

Kurzbezeichnung	Name des Bundeslandes
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
HB	Bremen
HE	Hessen
HH	Hamburg
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
TH	Thüringen

**Tabelle 18: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEoG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	11343,0	170,3	14438,8	25938,7	15,2	9033,7	51,1	5238,6
PLAND <sub>f</sub>	0,382	0,191	0,401	0,367	0,038	0,428	0,068	0,227
NP <sub>f</sub>	44524	820	75465	104122	484	34174	1152	29757
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,498	0,919	2,095	1,473	1,218	1,618	1,540	1,287
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	3,925	4,816	5,227	4,014	31,851	3,783	22,527	5,680
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,255	0,208	0,191	0,249	0,031	0,264	0,044	0,176
LPI <sub>f</sub>	0,005	0,027	0,004	0,004	0,007	0,004	0,006	0,006
SPLIT	2964,4	505,4	4956,6	8280,5	15715,7	3587,3	7991,7	7350,3
COH	0,00034	0,00198	0,00020	0,00012	0,00006	0,00028	0,00013	0,00014
MESH (km <sup>2</sup> )	10,026	1,765	7,267	8,534	0,025	5,887	0,094	3,146
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	80,788	179,639	129,016	252,071	88,896	162,102	1907,257	70,540
MSI	1,830	2,347	2,173	1,709	1,983	1,989	2,000	1,575
AWMSI	1,669	0,601	1,727	1,714	0,111	1,466	0,200	0,789
LSI	134,905	14,300	191,111	223,848	7,133	122,510	12,213	82,846
MPFD	1,393	1,477	1,470	1,380	1,415	1,421	1,560	1,360
CONTAG	52,041	64,831	51,427	52,581	88,289	50,756	82,015	61,401
TE (km)	82446,4	1513,9	128571,7	210945,8	504,0	63112,4	1184,3	44656,7
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,774	1,697	3,570	2,985	1,269	2,988	1,583	1,931
UZVR50	25	0	14	37	0	8	0	3
UZVR100	6	0	6	9	0	0	0	1
MENN (km)	0,090	0,130	0,059	0,079	0,137	0,073	0,141	0,138

**Tabelle 19: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEoG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10797,4	9379,0	8659,1	1858,9	1057,5	5353,2	4890,8	5538,9
PLAND <sub>f</sub>	0,226	0,275	0,436	0,118	0,411	0,289	0,238	0,342
NP <sub>f</sub>	95531	101149	39495	31741	7425	35375	24323	17711
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	2,000	2,964	1,988	2,011	2,886	1,912	1,183	1,093
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	8,848	10,785	4,561	17,075	7,021	6,608	4,973	3,198
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,113	0,093	0,219	0,059	0,142	0,151	0,201	0,313
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,004	0,007	0,002	0,008	0,005	0,006	0,005
SPLIT	14549,0	9415,8	2889,3	42845,5	1096,6	4456,0	4643,2	2885,3
COH	0,00007	0,00011	0,00035	0,00002	0,00091	0,00022	0,00022	0,00035
MESH (km <sup>2</sup> )	3,283	3,624	6,875	0,368	2,346	4,153	4,430	5,618
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	92,625	131,624	176,133	115,070	123,437	83,865	75,937	101,499
MSI	1,661	2,047	1,995	1,793	2,062	1,744	1,641	1,820
AWMSI	0,762	1,225	1,748	0,313	1,699	1,054	0,795	1,344
LSI	143,571	207,414	154,483	70,560	72,414	106,033	71,691	85,521
MPFD	1,381	1,431	1,419	1,412	1,445	1,391	1,371	1,390
CONTAG	61,446	57,583	50,594	73,853	51,148	56,612	60,433	53,678
TE (km)	111229,6	135822,0	77180,4	31424,6	13020,9	51133,4	36447,6	38598,1
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,329	3,980	3,886	1,991	5,061	2,763	1,772	2,381
UZVR50	13	8	8	0	0	6	4	9
UZVR100	1	1	2	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,109	0,073	0,058	0,138	0,047	0,089	0,129	0,102

**Tabelle 20: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEmG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	11338,7	168,6	14434,0	25921,5	15,2	9032,8	50,9	5235,6
PLAND <sub>f</sub>	0,381	0,189	0,401	0,367	0,038	0,428	0,068	0,226
NP <sub>f</sub>	49926	1242	84564	110847	569	35354	1295	31355
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,680	1,393	2,348	1,569	1,432	1,674	1,731	1,356
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	4,403	7,364	5,859	4,276	37,537	3,914	25,439	5,989
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,227	0,136	0,171	0,234	0,027	0,255	0,039	0,167
LPI <sub>f</sub>	0,004	0,018	0,004	0,004	0,007	0,004	0,006	0,004
SPLIT	4275,9	1195,3	6508,9	9496,0	18000,7	3709,5	10299,4	9789,0
COH	0,00023	0,00084	0,00015	0,00011	0,00006	0,00027	0,00010	0,00010
MESH (km <sup>2</sup> )	6,951	0,746	5,533	7,442	0,022	5,693	0,073	2,362
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	79,761	227,424	127,528	240,879	90,187	160,497	1713,477	72,503
MSI	1,816	2,265	2,151	1,705	1,921	1,983	1,965	1,571
AWMSI	1,438	0,443	1,461	1,551	0,097	1,438	0,166	0,715
LSI	141,652	16,479	198,858	228,272	7,340	123,448	12,658	84,851
MPFD	1,391	1,503	1,475	1,379	1,413	1,421	1,546	1,359
CONTAG	52,046	65,021	51,430	52,591	88,311	50,757	82,073	61,413
TE (km)	86569,8	1744,5	133783,5	215114,7	518,6	63595,6	1227,4	45737,6
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,913	1,956	3,714	3,044	1,305	3,011	1,640	1,978
UZVR50	14	0	13	30	0	8	0	3
UZVR100	1	0	4	9	0	0	0	0
MENN (km)	0,079	0,075	0,052	0,073	0,113	0,070	0,121	0,129

**Tabelle 21: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (ATKIS 2008, ZEmG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10793,9	9375,2	8658,6	1858,4	1055,4	5345,3	4888,0	5535,7
PLAND <sub>f</sub>	0,226	0,275	0,436	0,118	0,410	0,289	0,238	0,342
NP <sub>f</sub>	102882	110548	40508	32904	8375	38667	25331	18946
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	2,154	3,240	2,039	2,085	3,255	2,089	1,232	1,169
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	9,532	11,791	4,678	17,706	7,935	7,234	5,182	3,423
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,105	0,085	0,214	0,056	0,126	0,138	0,193	0,292
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,003	0,007	0,002	0,006	0,005	0,006	0,005
SPLIT	15198,0	12067,7	2902,2	45238,3	1381,3	6237,2	4879,9	3331,9
COH	0,00007	0,00008	0,00034	0,00002	0,00072	0,00016	0,00020	0,00030
MESH (km <sup>2</sup> )	3,143	2,828	6,844	0,349	1,863	2,967	4,215	4,865
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	88,782	130,803	174,339	113,856	125,883	83,714	76,036	101,032
MSI	1,647	2,035	1,991	1,789	2,051	1,739	1,642	1,815
AWMSI	0,723	1,080	1,732	0,298	1,457	0,931	0,772	1,259
LSI	146,667	211,540	155,082	71,221	74,212	111,525	72,825	88,039
MPFD	1,380	1,433	1,419	1,412	1,450	1,391	1,372	1,389
CONTAG	61,453	57,591	50,594	73,858	51,169	56,639	60,445	53,688
TE (km)	113628,1	138524,3	77479,2	31719,0	13344,2	53781,7	37023,9	39734,5
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,379	4,059	3,901	2,010	5,186	2,906	1,800	2,451
UZVR50	13	7	8	0	0	3	4	6
UZVR100	1	0	2	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,099	0,066	0,056	0,132	0,042	0,080	0,123	0,094

**Tabelle 22: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10468,4	169,4	13397,9	24534,2	7,0	8577,1	40,2	4988,3
PLAND <sub>f</sub>	0,352	0,190	0,372	0,347	0,018	0,406	0,054	0,216
NP <sub>f</sub>	1486	45	2534	5733	14	1183	40	1597
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,050	0,050	0,070	0,081	0,035	0,056	0,053	0,069
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,142	0,266	0,189	0,234	1,996	0,138	0,995	0,320
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	7,045	3,763	5,287	4,279	0,501	7,250	1,005	3,124
LPI <sub>f</sub>	0,080	0,040	0,108	0,019	0,008	0,028	0,022	0,024
SPLIT	76,9	249,1	76,0	703,6	13418,5	367,6	1737,7	1093,1
COH	0,01300	0,00401	0,01315	0,00142	0,00007	0,00272	0,00058	0,00091
MESH (km <sup>2</sup> )	386,261	3,580	473,613	100,441	0,030	57,449	0,431	21,152
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	59,638	136,031	49,316	20,381	25,696	191,476	91,165	59,476
MSI	1,996	1,886	2,072	2,114	1,740	2,143	2,000	1,854
AWMSI	4,888	0,457	6,461	2,829	0,036	2,297	0,137	0,970
LSI	42,514	4,274	65,622	90,242	0,729	43,024	2,088	30,470
MPFD	1,296	1,519	1,298	1,290	1,312	1,307	1,365	1,299
CONTAG	53,199	64,938	52,391	53,424	93,598	51,279	84,902	62,384
TE (km)	25982,4	452,5	44147,8	85040,8	51,5	22164,4	202,5	16424,5
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,874	0,507	1,226	1,203	0,130	1,049	0,271	0,710
UZVR50	20	0	23	65	0	36	0	12
UZVR100	11	0	11	29	0	17	0	6
MENN (km)	0,380	0,571	0,267	0,261	1,021	0,258	1,206	0,539

**Tabelle 23: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9763,6	7992,2	8135,7	1349,4	914,6	4845,0	4388,0	5371,9
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,234	0,410	0,085	0,355	0,262	0,213	0,331
NP <sub>f</sub>	2644	2304	1092	925	302	991	950	948
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,055	0,068	0,055	0,059	0,117	0,054	0,046	0,058
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,271	0,288	0,134	0,685	0,330	0,205	0,216	0,176
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	3,693	3,469	7,450	1,459	3,028	4,889	4,619	5,667
LPI <sub>f</sub>	0,028	0,034	0,080	0,005	0,080	0,038	0,047	0,120
SPLIT	804,4	486,2	62,2	13984,3	119,5	449,1	314,8	65,6
COH	0,00124	0,00206	0,01608	0,00007	0,00837	0,00223	0,00318	0,01524
MESH (km <sup>2</sup> )	59,380	70,188	319,451	1,129	21,525	41,203	65,328	247,055
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	24,854	29,804	48,716	47,886	45,685	27,950	67,318	144,056
MSI	1,987	2,170	2,219	1,791	2,005	2,200	1,910	2,204
AWMSI	1,321	2,080	5,619	0,213	1,620	1,677	1,298	3,568
LSI	40,111	46,677	47,339	14,249	18,802	32,864	22,270	32,175
MPFD	1,284	1,308	1,318	1,274	1,302	1,304	1,301	1,362
CONTAG	63,466	60,736	51,186	78,937	53,058	58,527	62,609	54,183
TE (km)	31075,4	30565,5	23650,8	6345,8	3380,8	15848,5	11321,9	14521,5
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,651	0,896	1,191	0,402	1,314	0,856	0,550	0,896
UZVR50	23	18	18	3	3	16	15	17
UZVR100	10	7	9	0	1	9	6	6
MENN (km)	0,560	0,451	0,284	0,794	0,256	0,450	0,578	0,330

**Tabelle 24: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEoG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10433,7	168,3	13344,1	24426,3	7,0	8545,5	39,8	4974,6
PLAND <sub>f</sub>	0,351	0,189	0,370	0,346	0,018	0,405	0,053	0,215
NP <sub>f</sub>	6168	166	11633	20779	43	6967	92	3907
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,208	0,186	0,323	0,294	0,108	0,330	0,123	0,169
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,591	0,986	0,872	0,851	6,161	0,815	2,311	0,785
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	1,692	1,014	1,147	1,176	0,162	1,227	0,433	1,273
LPI <sub>f</sub>	0,005	0,030	0,003	0,005	0,008	0,004	0,017	0,004
SPLIT	2946,4	400,6	5304,9	7064,0	14467,3	3535,3	2697,1	7231,1
COH	0,00034	0,00250	0,00019	0,00014	0,00007	0,00028	0,00037	0,00014
MESH (km <sup>2</sup> )	10,087	2,227	6,789	10,004	0,027	5,974	0,277	3,198
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	215,005	1385,918	323,212	243,280	222,395	309,602	206,293	152,272
MSI	2,294	2,870	2,384	2,253	2,234	2,465	2,477	1,954
AWMSI	0,991	0,430	1,091	1,070	0,036	0,924	0,125	0,520
LSI	57,370	6,450	84,198	110,115	0,946	57,984	2,636	37,306
MPFD	1,483	1,696	1,551	1,506	1,500	1,615	1,472	1,412
CONTAG	53,250	65,057	52,448	53,494	93,622	51,320	85,006	62,440
TE (km)	35061,4	682,8	56644,7	103768,4	66,9	29870,9	255,6	20109,2
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,180	0,766	1,573	1,468	0,168	1,414	0,342	0,870
UZVR50	24	0	13	39	0	6	0	4
UZVR100	5	0	6	11	0	0	0	0
MENN (km)	0,057	0,077	0,034	0,047	0,201	0,024	0,172	0,144

**Tabelle 25: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEoG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9735,1	7956,5	8092,6	1343,3	909,5	4822,9	4372,6	5358,3
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,233	0,407	0,085	0,353	0,261	0,213	0,331
NP <sub>f</sub>	10681	10759	8304	2224	1405	4482	2775	3219
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,224	0,315	0,418	0,141	0,546	0,242	0,135	0,199
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,097	1,352	1,026	1,656	1,545	0,929	0,635	0,601
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,911	0,740	0,975	0,604	0,647	1,076	1,576	1,665
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,004	0,007	0,002	0,007	0,005	0,006	0,005
SPLIT	13391,2	9159,5	2725,1	43530,6	1250,5	4261,6	4765,9	2550,9
COH	0,00007	0,00011	0,00037	0,00002	0,00080	0,00023	0,00021	0,00039
MESH (km <sup>2</sup> )	3,567	3,726	7,289	0,363	2,057	4,343	4,316	6,355
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	221,527	364,537	376,398	302,048	415,009	320,356	166,842	5719,333
MSI	2,131	2,430	2,369	2,116	2,697	2,231	2,058	4,186
AWMSI	0,500	0,622	1,039	0,166	0,784	0,676	0,504	0,872
LSI	54,153	59,983	68,180	17,191	25,204	43,097	29,041	40,482
MPFD	1,464	1,856	1,637	1,468	1,703	1,596	1,411	4,357
CONTAG	63,525	60,825	51,244	79,003	53,143	58,617	62,680	54,225
TE (km)	41954,4	39279,0	34063,1	7656,2	4531,9	20783,4	14764,5	18270,9
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,878	1,151	1,715	0,485	1,761	1,123	0,718	1,127
UZVR50	16	8	10	0	0	4	4	9
UZVR100	1	1	3	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,063	0,047	0,021	0,167	0,032	0,052	0,102	0,058

**Tabelle 26: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEMG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10430,3	167,1	13340,2	24411,2	7,0	8544,8	39,7	4972,1
PLAND <sub>f</sub>	0,351	0,187	0,370	0,345	0,018	0,405	0,053	0,215
NP <sub>f</sub>	11187	606	19957	30804	89	9317	250	5608
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,376	0,679	0,554	0,436	0,224	0,441	0,334	0,243
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,073	3,627	1,496	1,262	12,771	1,090	6,296	1,128
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,932	0,276	0,668	0,792	0,078	0,917	0,159	0,887
LPI <sub>f</sub>	0,003	0,020	0,003	0,005	0,007	0,004	0,008	0,004
SPLIT	4344,2	1001,6	7028,6	7754,9	16473,8	3643,2	7276,9	8117,2
COH	0,00023	0,00100	0,00014	0,00013	0,00006	0,00027	0,00014	0,00012
MESH (km <sup>2</sup> )	6,842	0,890	5,124	9,113	0,024	5,797	0,103	2,849
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	238,576	683,061	353,021	285,874	204,644	345,728	206,962	190,645
MSI	2,044	2,363	2,173	2,097	1,979	2,296	2,061	1,896
AWMSI	0,930	0,382	0,993	0,996	0,036	0,923	0,102	0,507
LSI	66,341	10,245	94,540	117,746	1,237	60,200	3,773	40,303
MPFD	1,518	1,624	1,645	1,574	1,485	1,636	1,477	1,457
CONTAG	53,255	65,208	52,452	53,504	93,629	51,321	85,036	62,450
TE (km)	40544,0	1084,6	63602,7	110959,7	87,4	31012,9	365,8	21724,6
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,364	1,216	1,766	1,570	0,220	1,468	0,489	0,940
UZVR50	15	0	12	33	0	6	0	4
UZVR100	1	0	2	11	0	0	0	0
MENN (km)	0,024	0,006	0,015	0,025	0,001	0,016	0,014	0,083

**Tabelle 27: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 2000, ZEMG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9732,9	7954,6	8091,9	1343,1	908,2	4816,6	4370,4	5355,1
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,233	0,407	0,085	0,353	0,260	0,212	0,330
NP <sub>f</sub>	17539	16803	10704	3005	2247	7892	3987	5100
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,367	0,492	0,539	0,190	0,873	0,426	0,194	0,315
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,802	2,112	1,323	2,237	2,474	1,638	0,912	0,952
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,555	0,473	0,756	0,447	0,404	0,610	1,096	1,050
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,003	0,007	0,002	0,006	0,005	0,006	0,004
SPLIT	14315,3	11454,5	2746,3	45459,2	1466,1	5877,1	5067,8	3028,1
COH	0,00007	0,00009	0,00036	0,00002	0,00068	0,00017	0,00020	0,00033
MESH (km <sup>2</sup> )	3,337	2,979	7,233	0,347	1,755	3,149	4,059	5,353
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	248,918	374,156	388,077	314,538	413,162	313,061	205,095	3692,773
MSI	1,995	2,195	2,238	2,031	2,368	2,018	1,962	3,280
AWMSI	0,482	0,584	1,060	0,163	0,751	0,653	0,504	0,855
LSI	59,613	65,404	70,892	18,227	27,971	50,264	31,103	44,837
MPFD	1,528	1,782	1,646	1,513	1,672	1,605	1,489	3,506
CONTAG	63,530	60,830	51,244	79,006	53,165	58,642	62,690	54,235
TE (km)	46184,7	42828,8	35418,1	8117,3	5029,5	24239,1	15812,6	20236,0
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,967	1,255	1,783	0,514	1,955	1,310	0,769	1,248
UZVR50	15	8	10	0	0	4	4	7
UZVR100	1	0	3	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,025	0,023	0,015	0,106	0,018	0,021	0,059	0,028

**Tabelle 28: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10407,1	168,1	13696,0	24699,9	6,5	8545,6	40,7	4943,9
PLAND <sub>f</sub>	0,350	0,189	0,380	0,350	0,016	0,405	0,054	0,214
NP <sub>f</sub>	1498	46	2489	5680	13	1183	39	1602
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,050	0,052	0,069	0,080	0,033	0,056	0,052	0,069
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,144	0,274	0,182	0,230	1,986	0,138	0,957	0,324
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	6,947	3,655	5,503	4,349	0,503	7,224	1,044	3,086
LPI <sub>f</sub>	0,079	0,040	0,114	0,020	0,008	0,028	0,022	0,024
SPLIT	76,3	248,5	69,3	685,4	13672,3	374,3	1727,0	1163,5
COH	0,01311	0,00402	0,01443	0,00146	0,00007	0,00267	0,00058	0,00086
MESH (km <sup>2</sup> )	389,639	3,590	519,555	103,105	0,029	56,417	0,433	19,872
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	59,575	133,365	51,760	20,742	27,088	192,597	83,496	59,557
MSI	2,000	1,867	2,066	2,112	1,761	2,151	1,973	1,858
AWMSI	4,923	0,456	6,116	2,824	0,035	2,314	0,138	0,949
LSI	42,687	4,251	63,462	89,726	0,679	43,357	2,075	30,520
MPFD	1,297	1,513	1,299	1,290	1,317	1,308	1,356	1,299
CONTAG	53,290	65,081	52,089	53,318	93,942	51,320	84,753	62,564
TE (km)	26088,1	450,1	42694,5	84554,9	48,0	22335,7	201,2	16451,3
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,878	0,505	1,185	1,196	0,121	1,058	0,269	0,711
UZVR50	19	0	23	68	0	36	0	11
UZVR100	11	0	12	30	0	17	0	6
MENN (km)	0,378	0,549	0,267	0,262	0,753	0,258	1,227	0,546

**Tabelle 29: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9764,3	8016,4	8064,3	1356,2	900,5	4788,3	4335,8	5369,2
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,235	0,406	0,086	0,350	0,259	0,211	0,331
NP <sub>f</sub>	2630	2295	1109	924	302	984	950	942
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,055	0,067	0,056	0,059	0,117	0,053	0,046	0,058
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,269	0,286	0,138	0,681	0,335	0,205	0,219	0,175
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	3,713	3,493	7,272	1,468	2,982	4,866	4,564	5,700
LPI <sub>f</sub>	0,028	0,035	0,080	0,005	0,078	0,038	0,047	0,120
SPLIT	804,0	472,8	63,3	13880,2	124,6	468,1	325,5	65,5
COH	0,00124	0,00211	0,01579	0,00007	0,00803	0,00214	0,00307	0,01527
MESH (km <sup>2</sup> )	59,407	72,171	313,552	1,137	20,654	39,532	63,185	247,485
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	24,933	29,512	48,139	45,012	45,716	28,291	79,853	143,936
MSI	1,987	2,169	2,218	1,785	2,019	2,215	1,933	2,209
AWMSI	1,330	2,123	5,718	0,213	1,675	1,659	1,269	3,544
LSI	40,095	46,704	47,852	14,301	19,180	32,953	22,187	32,086
MPFD	1,284	1,308	1,318	1,272	1,303	1,305	1,308	1,362
CONTAG	63,465	60,675	51,282	78,864	53,297	58,758	62,849	54,191
TE (km)	31062,9	30583,7	23907,0	6369,0	3448,9	15891,2	11279,8	14481,5
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,650	0,896	1,204	0,404	1,340	0,859	0,548	0,893
UZVR50	24	19	18	3	4	17	14	17
UZVR100	10	7	9	0	1	10	6	6
MENN (km)	0,561	0,453	0,283	0,797	0,257	0,457	0,580	0,333

**Tabelle 30: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEoG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10372,5	167,1	13641,3	24591,5	6,5	8513,9	40,4	4930,3
PLAND <sub>f</sub>	0,349	0,187	0,379	0,348	0,016	0,403	0,054	0,213
NP <sub>f</sub>	6188	167	11559	20733	42	6973	91	3904
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,208	0,187	0,321	0,293	0,106	0,330	0,122	0,169
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,597	0,999	0,847	0,843	6,447	0,819	2,255	0,792
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	1,676	1,001	1,180	1,186	0,155	1,221	0,443	1,263
LPI <sub>f</sub>	0,005	0,030	0,004	0,005	0,008	0,004	0,017	0,005
SPLIT	3016,1	399,6	4795,0	6558,1	14760,1	3565,5	2671,5	7032,5
COH	0,00033	0,00250	0,00021	0,00015	0,00007	0,00028	0,00037	0,00014
MESH (km <sup>2</sup> )	9,854	2,232	7,511	10,776	0,027	5,923	0,280	3,288
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	208,441	1377,699	328,434	248,923	227,509	307,497	204,272	148,441
MSI	2,290	2,861	2,386	2,256	2,252	2,465	2,471	1,950
AWMSI	0,981	0,429	1,053	1,074	0,035	0,930	0,125	0,525
LSI	57,506	6,428	82,407	109,700	0,896	58,291	2,623	37,256
MPFD	1,475	1,694	1,557	1,508	1,506	1,614	1,469	1,408
CONTAG	53,342	65,200	52,142	53,387	93,965	51,362	84,856	62,619
TE (km)	35144,8	680,5	55440,3	103377,3	63,3	30029,0	254,4	20082,3
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,182	0,763	1,539	1,463	0,159	1,422	0,340	0,869
UZVR50	24	0	15	39	0	6	0	4
UZVR100	5	0	7	11	0	0	0	1
MENN (km)	0,058	0,074	0,034	0,046	0,099	0,024	0,174	0,145

**Tabelle 31: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEoG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9735,7	7980,7	8020,7	1350,1	895,5	4766,4	4320,4	5355,5
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,234	0,404	0,086	0,348	0,258	0,210	0,330
NP <sub>f</sub>	10668	10782	8380	2226	1399	4464	2764	3206
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,223	0,316	0,422	0,141	0,544	0,241	0,134	0,198
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,096	1,351	1,045	1,649	1,562	0,937	0,640	0,599
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,913	0,740	0,957	0,607	0,640	1,068	1,563	1,670
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,004	0,007	0,002	0,007	0,005	0,005	0,005
SPLIT	13585,2	9121,7	2748,8	43034,4	1286,4	4522,8	5211,7	2534,6
COH	0,00007	0,00011	0,00036	0,00002	0,00078	0,00022	0,00019	0,00039
MESH (km <sup>2</sup> )	3,516	3,741	7,226	0,367	2,000	4,092	3,947	6,395
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	220,888	359,122	370,496	299,067	423,459	319,679	169,193	5741,223
MSI	2,131	2,426	2,384	2,112	2,726	2,231	2,059	4,196
AWMSI	0,501	0,624	1,042	0,167	0,799	0,673	0,495	0,871
LSI	54,142	60,051	68,756	17,264	25,453	43,121	28,909	40,430
MPFD	1,463	1,853	1,632	1,466	1,709	1,595	1,412	4,368
CONTAG	63,524	60,765	51,343	78,930	53,384	58,848	62,921	54,234
TE (km)	41945,9	39323,6	34350,6	7688,7	4576,8	20794,5	14697,3	18247,4
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,878	1,152	1,729	0,487	1,779	1,124	0,715	1,126
UZVR50	15	8	10	0	0	4	3	9
UZVR100	1	1	3	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,061	0,047	0,021	0,170	0,032	0,053	0,102	0,058

**Tabelle 32: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEMG), Teil 1**

Landschaftsstrukturmaß	BB	BE	BW	BY	HB	HE	HH	MV
TA (km <sup>2</sup> )	29722,2	891,9	36017,1	70668,6	397,3	21119,2	748,3	23122,0
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	10369,0	165,8	13637,3	24576,3	6,5	8513,3	40,2	4927,9
PLAND <sub>f</sub>	0,349	0,186	0,379	0,348	0,016	0,403	0,054	0,213
NP <sub>f</sub>	11330	620	19935	30831	85	9319	249	5590
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,381	0,695	0,553	0,436	0,214	0,441	0,333	0,242
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,093	3,738	1,462	1,255	13,067	1,095	6,187	1,134
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,915	0,267	0,684	0,797	0,077	0,914	0,162	0,882
LPI <sub>f</sub>	0,003	0,020	0,004	0,005	0,007	0,004	0,008	0,005
SPLIT	4500,2	1004,2	6215,1	7216,5	16850,1	3674,8	7150,3	7842,6
COH	0,00022	0,00100	0,00016	0,00014	0,00006	0,00027	0,00014	0,00013
MESH (km <sup>2</sup> )	6,605	0,888	5,795	9,793	0,024	5,747	0,105	2,948
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	229,404	672,850	356,893	289,651	193,399	343,829	206,218	187,995
MSI	2,034	2,356	2,173	2,099	1,931	2,296	2,056	1,893
AWMSI	0,917	0,379	0,963	0,999	0,034	0,928	0,102	0,512
LSI	66,588	10,273	92,909	117,392	1,158	60,512	3,760	40,205
MPFD	1,508	1,621	1,648	1,575	1,476	1,635	1,476	1,455
CONTAG	53,347	65,354	52,146	53,397	93,972	51,363	84,886	62,629
TE (km)	40694,9	1087,6	62505,1	110625,9	81,8	31173,6	364,6	21672,2
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,369	1,219	1,735	1,565	0,206	1,476	0,487	0,937
UZVR50	13	0	14	34	0	6	0	4
UZVR100	1	0	4	11	0	0	0	1
MENN (km)	0,024	0,005	0,014	0,024	0,001	0,016	0,014	0,084

**Tabelle 33: Landschaftsstrukturmaße für die Bezugsebene „Bundesländer“ (CLC 90, ZEMG), Teil 2**

Landschaftsstrukturmaß	NI	NW	RP	SH	SL	SN	ST	TH
TA (km <sup>2</sup> )	47763,7	34123,7	19862,8	15783,6	2572,9	18506,2	20568,1	16209,8
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	9733,5	7978,8	8019,9	1349,8	894,2	4760,2	4318,2	5352,2
PLAND <sub>f</sub>	0,204	0,234	0,404	0,086	0,348	0,257	0,210	0,330
NP <sub>f</sub>	17587	16865	10793	3012	2241	7888	3973	5074
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,368	0,494	0,543	0,191	0,871	0,426	0,193	0,313
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,807	2,114	1,346	2,231	2,506	1,657	0,920	0,948
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,553	0,473	0,743	0,448	0,399	0,603	1,087	1,055
LPI <sub>f</sub>	0,002	0,003	0,007	0,002	0,006	0,005	0,005	0,004
SPLIT	14471,4	11392,7	2769,9	45013,4	1514,6	6398,7	5564,6	2996,5
COH	0,00007	0,00009	0,00036	0,00002	0,00066	0,00016	0,00018	0,00033
MESH (km <sup>2</sup> )	3,301	2,995	7,171	0,351	1,699	2,892	3,696	5,410
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	247,911	370,283	379,499	312,434	418,309	308,564	205,303	3709,420
MSI	1,993	2,191	2,248	2,030	2,386	2,015	1,963	3,289
AWMSI	0,484	0,587	1,063	0,164	0,766	0,649	0,494	0,858
LSI	59,678	65,522	71,516	18,304	28,221	50,280	30,974	44,853
MPFD	1,527	1,780	1,640	1,512	1,676	1,604	1,488	3,515
CONTAG	63,528	60,769	51,344	78,933	53,407	58,874	62,931	54,244
TE (km)	46234,9	42906,0	35729,4	8151,8	5074,4	24246,9	15747,2	20243,7
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,968	1,257	1,799	0,516	1,972	1,310	0,766	1,249
UZVR50	15	8	10	0	0	4	3	7
UZVR100	1	0	3	0	0	0	1	0
MENN (km)	0,024	0,023	0,015	0,108	0,018	0,021	0,060	0,028

**Tabelle 34: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (ATKIS2008, ZEoG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	38,590	26,407	0,000	16,754	35,265	56,311	129,598
PLAND <sub>f</sub>	0,294	0,199	0,000	0,133	0,269	0,428	0,962
NP <sub>f</sub>	233,340	128,109	0	146	216	301	776
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,800	0,984	0,008	1,128	1,659	2,310	6,074
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	14,802	35,937	0,052	3,672	6,887	14,280	1257,264
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,237	0,462	0,001	0,070	0,145	0,272	19,146
LPI <sub>f</sub>	0,086	0,092	0,000	0,025	0,058	0,114	0,662
SPLIT	4787980	146651589	2	41	143	695	5515420410
COH	0,024	0,046	0,000	0,001	0,007	0,024	0,470
MESH (km <sup>2</sup> )	3,093	6,153	0,000	0,183	0,922	3,266	61,489
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	106,288	149,436	26,641	68,160	84,231	110,031	6618,658
MSI	1,819	0,240	1,122	1,643	1,774	1,938	3,590
AWMSI	1,002	0,921	0,000	0,334	0,751	1,429	7,545
LSI	8,884	4,284	0,000	5,926	8,841	11,539	25,626
MPFD	1,406	0,117	1,217	1,371	1,393	1,420	5,641
CONTAG	63,635	13,552	50,000	52,165	58,868	71,902	99,988
TE (km)	360,199	176,088	0,000	237,688	358,210	470,093	1051,115
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,756	1,312	0,000	1,862	2,740	3,575	7,944
UZVR50	0,019	0,140	0	0	0	0	2
UZVR100	0,000	0,000	0	0	0	0	0
MENN (km)	0,116	0,813	0,000	0,057	0,081	0,117	43,508

**Tabelle 35: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (ATKIS2008, ZEmG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	38,571	26,400	0,000	16,751	35,259	56,306	129,598
PLAND <sub>f</sub>	0,294	0,199	0,000	0,133	0,269	0,428	0,962
NP <sub>f</sub>	250,900	139,090	0	155	231	323	832
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,935	1,068	0,008	1,202	1,771	2,498	6,445
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	15,603	36,339	0,052	3,986	7,457	15,262	1257,264
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,217	0,440	0,001	0,066	0,134	0,251	19,146
LPI <sub>f</sub>	0,079	0,087	0,000	0,023	0,051	0,104	0,662
SPLIT	4803793	146746363	2	48	166	777	5515420410
COH	0,021	0,042	0,000	0,001	0,006	0,021	0,460
MESH (km <sup>2</sup> )	2,714	5,589	0,000	0,164	0,790	2,704	61,392
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	104,680	129,053	26,641	68,202	84,420	109,290	5431,745
MSI	1,808	0,233	1,122	1,637	1,766	1,929	3,590
AWMSI	0,932	0,853	0,000	0,314	0,706	1,306	7,595
LSI	9,099	4,397	0,000	6,066	9,067	11,865	25,925
MPFD	1,406	0,115	1,217	1,371	1,393	1,420	5,053
CONTAG	63,642	13,555	50,000	52,167	58,884	71,937	99,988
TE (km)	368,922	180,702	0,000	244,597	366,429	482,922	1056,382
ED (km/km <sup>2</sup> )	2,822	1,347	0,000	1,905	2,808	3,669	8,085
UZVR50	0,015	0,121	0	0	0	0	1
UZVR100	0,000	0,000	0	0	0	0	0
MENN (km)	0,110	0,813	0,000	0,051	0,074	0,109	43,508

**Tabelle 36: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC90).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,650	26,887	0,000	12,892	31,957	53,258	131,801
PLAND <sub>f</sub>	0,272	0,202	0,000	0,103	0,244	0,404	0,976
NP <sub>f</sub>	12,857	7,764	0	7	12	18	51
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,102	0,056	0,007	0,059	0,096	0,137	0,391
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,244	23,622	0,008	0,235	0,472	0,898	1257,318
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	4,112	7,439	0,001	1,114	2,120	4,248	120,880
LPI <sub>f</sub>	0,169	0,185	0,000	0,036	0,097	0,240	0,975
SPLIT	8708520	463872922	1	14	65	355	24803086204
COH	0,067	0,126	0,000	0,002	0,014	0,067	0,950
MESH (km <sup>2</sup> )	8,864	16,699	0,000	0,286	1,830	8,846	127,984
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	51,371	241,226	0,684	9,870	15,557	31,589	7129,852
MSI	1,907	0,290	1,101	1,723	1,868	2,043	4,965
AWMSI	0,937	0,914	0,000	0,240	0,644	1,344	5,622
LSI	3,017	1,789	0,000	1,623	2,971	4,255	9,570
MPFD	1,300	0,081	1,067	1,273	1,289	1,310	3,221
CONTAG	64,855	14,008	50,000	52,585	60,226	74,563	99,994
TE (km)	122,544	73,648	0,000	65,160	120,107	173,656	400,654
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,934	0,547	0,000	0,509	0,925	1,317	2,873
UZVR50	0,139	0,347	0	0	0	0	2
UZVR100	0,015	0,120	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,462	0,944	0,000	0,129	0,244	0,487	21,743

**Tabelle 37: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC2000).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,595	26,746	0,000	12,922	31,939	53,483	131,801
PLAND <sub>f</sub>	0,271	0,202	0,000	0,103	0,244	0,407	0,978
NP <sub>f</sub>	12,900	7,782	0	7	12	18	50
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,102	0,057	0,007	0,058	0,096	0,137	0,384
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,807	2,406	0,008	0,237	0,475	0,905	95,307
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	4,039	7,155	0,010	1,106	2,105	4,217	120,880
LPI <sub>f</sub>	0,168	0,184	0,000	0,036	0,097	0,241	0,977
SPLIT	33354	973733	1	14	66	356	48240793
COH	0,067	0,124	0,000	0,002	0,014	0,067	0,954
MESH (km <sup>2</sup> )	8,764	16,310	0,000	0,284	1,816	8,860	128,462
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	51,321	248,670	0,684	9,875	15,563	31,348	7129,593
MSI	1,907	0,285	1,101	1,724	1,871	2,044	4,464
AWMSI	0,941	0,922	0,000	0,243	0,643	1,344	5,655
LSI	3,027	1,795	0,000	1,628	2,986	4,287	9,570
MPFD	1,300	0,081	1,064	1,274	1,289	1,310	3,221
CONTAG	64,808	13,988	50,000	52,533	60,158	74,472	99,898
TE (km)	122,972	73,913	0,000	65,376	120,247	174,111	400,654
ED (km/km <sup>2</sup> )	0,937	0,549	0,000	0,511	0,930	1,322	2,873
UZVR50	0,139	0,347	0	0	0	0	2
UZVR100	0,014	0,116	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,460	0,941	0,000	0,130	0,243	0,479	21,743

**Tabelle 38: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC90, ZEoG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,510	26,813	0,000	12,854	31,821	53,083	131,474
PLAND <sub>f</sub>	0,271	0,202	0,000	0,102	0,242	0,402	0,973
NP <sub>f</sub>	38,677	26,969	0	20	34	52	251
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,305	0,199	0,007	0,167	0,272	0,402	1,891
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	2,255	23,645	0,072	0,754	1,292	2,177	1257,324
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	1,080	1,066	0,001	0,459	0,774	1,326	13,904
LPI <sub>f</sub>	0,088	0,093	0,000	0,027	0,060	0,116	0,701
SPLIT	8709287	463877466	2	38	128	534	24803329842
COH	0,024	0,048	0,000	0,002	0,007	0,025	0,491
MESH (km <sup>2</sup> )	3,205	6,346	0,000	0,194	0,961	3,351	71,412
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	327,946	1854,812	1,949	75,178	147,174	258,744	47198,478
MSI	2,091	0,780	1,101	1,795	1,960	2,207	18,040
AWMSI	0,645	0,541	0,000	0,218	0,518	0,936	4,711
LSI	3,826	2,305	0,000	1,949	3,787	5,437	12,003
MPFD	1,546	1,952	1,202	1,350	1,407	1,479	63,215
CONTAG	64,905	14,024	50,000	52,614	60,241	74,714	99,994
TE (km)	155,375	94,681	0,000	77,802	153,170	220,780	488,746
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,185	0,709	0,000	0,614	1,180	1,681	4,244
UZVR50	0,018	0,134	0	0	0	0	2
UZVR100	0,000	0,018	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,127	0,492	0,000	0,012	0,035	0,096	10,940

**Tabelle 39: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC90, ZEmG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,494	26,804	0,000	12,851	31,816	53,063	131,427
PLAND <sub>f</sub>	0,270	0,202	0,000	0,102	0,241	0,402	0,973
NP <sub>f</sub>	56,983	42,287	0	28	49	76	344
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,449	0,314	0,007	0,235	0,387	0,585	2,591
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	3,056	23,711	0,112	1,082	1,818	3,085	1257,324
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,742	0,687	0,001	0,324	0,550	0,924	8,942
LPI <sub>f</sub>	0,081	0,088	0,000	0,024	0,053	0,105	0,700
SPLIT	8709857	463877456	2	45	148	596	24803329842
COH	0,021	0,043	0,000	0,001	0,006	0,021	0,490
MESH (km <sup>2</sup> )	2,814	5,761	0,000	0,178	0,823	2,777	71,314
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	328,210	1219,351	1,949	123,775	209,522	313,587	27281,317
MSI	1,995	0,534	1,101	1,770	1,905	2,097	12,544
AWMSI	0,625	0,527	0,000	0,215	0,502	0,911	4,742
LSI	4,159	2,534	0,000	2,116	4,094	5,872	12,933
MPFD	1,584	1,599	1,202	1,390	1,454	1,531	56,538
CONTAG	64,910	14,025	50,000	52,611	60,239	74,727	99,994
TE (km)	168,886	104,031	0,000	84,876	165,625	238,845	521,657
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,288	0,779	0,000	0,666	1,270	1,815	4,244
UZVR50	0,014	0,117	0	0	0	0	1
UZVR100	0,000	0,018	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,075	0,365	0,000	0,005	0,017	0,050	9,092

**Tabelle 40: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC2000, ZEoG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,455	26,674	0,000	12,878	31,766	53,307	131,474
PLAND <sub>f</sub>	0,270	0,201	0,000	0,102	0,242	0,406	0,975
NP <sub>f</sub>	38,695	26,901	0	20	34	52	251
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,305	0,198	0,007	0,168	0,274	0,403	1,891
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	1,825	2,831	0,072	0,749	1,290	2,185	95,307
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	1,077	1,058	0,010	0,458	0,775	1,335	13,973
LPI <sub>f</sub>	0,088	0,093	0,000	0,026	0,060	0,117	0,701
SPLIT	34176	973933	2	38	128	537	48240793
COH	0,024	0,046	0,000	0,002	0,007	0,025	0,491
MESH (km <sup>2</sup> )	3,172	6,175	0,000	0,193	0,947	3,333	71,412
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	329,230	1856,684	1,949	75,822	148,189	259,822	47198,478
MSI	2,091	0,780	1,101	1,798	1,962	2,207	18,040
AWMSI	0,647	0,547	0,000	0,219	0,520	0,947	4,711
LSI	3,834	2,310	0,000	1,963	3,785	5,448	12,003
MPFD	1,546	1,952	1,074	1,350	1,406	1,480	63,215
CONTAG	64,859	14,005	50,000	52,565	60,209	74,589	99,898
TE (km)	155,715	94,897	0,000	78,565	153,605	221,293	488,746
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,188	0,710	0,000	0,618	1,182	1,681	4,244
UZVR50	0,018	0,135	0	0	0	0	2
UZVR100	0,000	0,018	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,127	0,493	0,000	0,012	0,034	0,095	10,940

**Tabelle 41: Deskriptive Statistik der Landschaftsstrukturmaße auf der Bezugsebene ,TK25’ (CLC2000, ZEmG).**

Landschaftsstrukturmaß	Mittelwert	STABW	MIN	25%-Quartil	MEDIAN	75%-Quartil	MAX
TA (km <sup>2</sup> )	129,732	7,052	7,902	125,475	129,678	134,169	176,919
CA <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	35,440	26,665	0,000	12,874	31,749	53,278	131,427
PLAND <sub>f</sub>	0,270	0,201	0,000	0,102	0,242	0,406	0,975
NP <sub>f</sub>	56,878	42,007	0	28	49	76	344
PD <sub>f</sub> (n/km <sup>2</sup> )	0,448	0,312	0,007	0,235	0,387	0,585	2,591
PD <sub>ff</sub> (n/km <sup>2</sup> )	2,623	3,428	0,090	1,083	1,823	3,085	95,307
MPS <sub>f</sub> (km <sup>2</sup> )	0,743	0,697	0,010	0,324	0,549	0,924	11,083
LPI <sub>f</sub>	0,081	0,087	0,000	0,024	0,053	0,106	0,700
SPLIT	34730	974063	2	45	149	604	48240793
COH	0,021	0,042	0,000	0,001	0,006	0,021	0,490
MESH (km <sup>2</sup> )	2,787	5,621	0,000	0,176	0,812	2,789	71,314
MPAR (km/km <sup>2</sup> )	329,689	1218,754	1,949	124,543	210,115	315,090	27057,248
MSI	1,996	0,532	1,101	1,772	1,906	2,096	12,544
AWMSI	0,626	0,532	0,000	0,216	0,502	0,912	4,832
LSI	4,164	2,538	0,000	2,134	4,081	5,875	12,865
MPFD	1,585	1,607	1,101	1,391	1,454	1,532	56,538
CONTAG	64,864	14,006	50,000	52,565	60,211	74,593	99,898
TE (km)	169,103	104,222	0,000	85,297	165,463	238,583	527,939
ED (km/km <sup>2</sup> )	1,290	0,780	0,000	0,669	1,270	1,812	4,244
UZVR50	0,014	0,119	0	0	0	0	1
UZVR100	0,000	0,018	0	0	0	0	1
MENN (km)	0,075	0,364	0,000	0,005	0,016	0,050	9,092

**Tabelle 42: Korrelationsmatrix der Landschaftsstrukturindizes. Werte von  $|R| > 0,7$  sind grau hinterlegt.**

LSM	PLAND <sub>f</sub>	NP <sub>f</sub>	PD <sub>f</sub>	PD <sub>ff</sub>	MPS <sub>f</sub>	LPI <sub>f</sub>	MESH	MPAR	MSI	AWMSI	LSI	MPFD	CONTAG	ED	MENN
CA <sub>f</sub>	0,998	0,071	0,032	-0,845	0,845	0,860	0,935	0,039	0,157	0,972	0,663	-0,009	-0,892	0,655	-0,698
PLAND <sub>f</sub>		0,066	0,031	-0,846	0,846	0,867	0,938	0,032	0,145	0,973	0,656	-0,020	-0,894	0,651	-0,689
NP <sub>f</sub>			0,995	0,381	-0,381	-0,125	-0,093	0,311	0,174	0,093	0,684	0,307	-0,171	0,688	-0,367
PD <sub>f</sub>				0,406	-0,406	-0,152	-0,126	0,301	0,152	0,066	0,653	0,295	-0,146	0,662	-0,337
PD <sub>ff</sub>					-1,000	-0,862	-0,900	0,146	-0,043	-0,812	-0,261	0,207	0,737	-0,252	0,444
MPS <sub>f</sub>						0,862	0,900	-0,146	0,043	0,812	0,261	-0,207	-0,737	0,252	-0,444
LPI <sub>f</sub>							0,977	-0,013	0,091	0,869	0,391	-0,057	-0,766	0,388	-0,481
MESH								0,005	0,120	0,931	0,470	-0,039	-0,835	0,464	-0,554
MPAR									0,562	0,054	0,233	0,767	0,001	0,231	-0,237
MSI										0,194	0,340	0,792	-0,106	0,333	-0,410
AWMSI											0,699	0,016	-0,876	0,695	-0,722
LSI												0,234	-0,655	0,998	-0,803
MPFD													0,045	0,229	-0,244
CONTAG														-0,651	0,593
ED															-0,799

**Tabelle 43: Relative Einflüsse (in Prozent) der Strukturmaße auf das MAXENT-Modell1.**

Variable	B. barbastellus	C. cerdo	C. nigra	D. martius	F. silvestris	L. cervus	M. bechsteinii	O. eremita
MESH	25,6	10,7	28,6	9,4	38,8	18,7	47,8	10,5
MSI	18	2,8	15,5	16,5	22,7	27,2	10,4	8,6
MPFD	15,4	1,8	14,2	38,1	4,7	10	4,4	7
NP <sub>f</sub>	10,4	13	5,7	11,8	10,6	6,4	4,9	28,1
MENN	9,6	4,4	18,3	8,3	3,7	12,9	9,6	11,2
MPAR	9,4	5,7	5,7	3,6	2,7	5,9	2,5	6,1
VERD <sub>STR</sub>	7,8	8,6	5,3	8,6	13,2	12,9	18	7,6
VERD <sub>SCH</sub>	3,9	53	6,6	3,6	3,5	6,1	2,4	20,9

**Tabelle 44: Relative Einflüsse (in Prozent) der Strukturmaße auf das MAXENT-Modell2.**

Variable	B. barbastellus	C. cerdo	C. nigra	D. martius	F. silvestris	L. cervus	M. bechsteinii	O. eremita
MPS <sub>f</sub>	34,9	6,6	26,2	4,5	42,7	9,3	20,5	7,8
MPFD	18,8	1,5	21,4	53,3	20,1	29,5	11,2	9,4
MENN	10,5	6	17,5	8,8	3,2	11	8,4	12,3
MPAR	10,4	4,8	5,2	3	3,4	6,8	3	6,5
CONTAG	8,2	6,5	16,2	7,4	5	18,3	35,3	9,5
NP <sub>f</sub>	7,1	12,7	3,9	11,4	6,9	6,1	3,4	27,7
VERD <sub>STR</sub>	6,4	6,5	3,8	8,7	16,1	12,5	15,4	7,2
VERD <sub>SCH</sub>	3,8	55,6	5,8	3	2,5	6,6	2,8	19,6

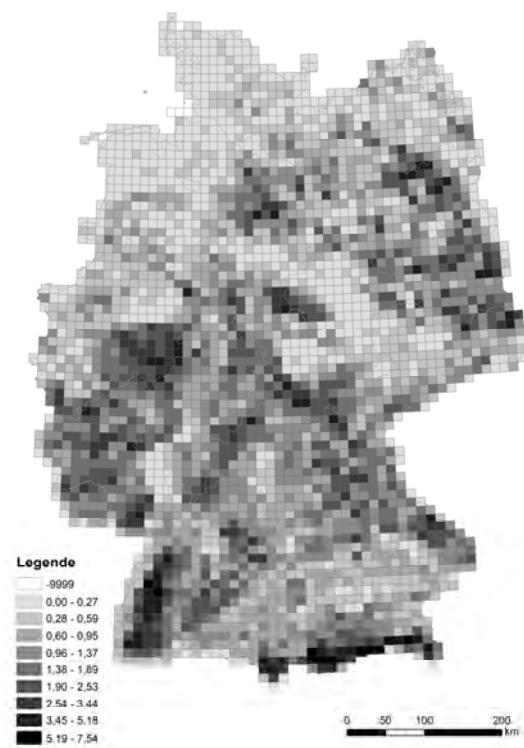


Abbildung 35: Verteilung des flächengewichteten mittleren Formindexes (AWMSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

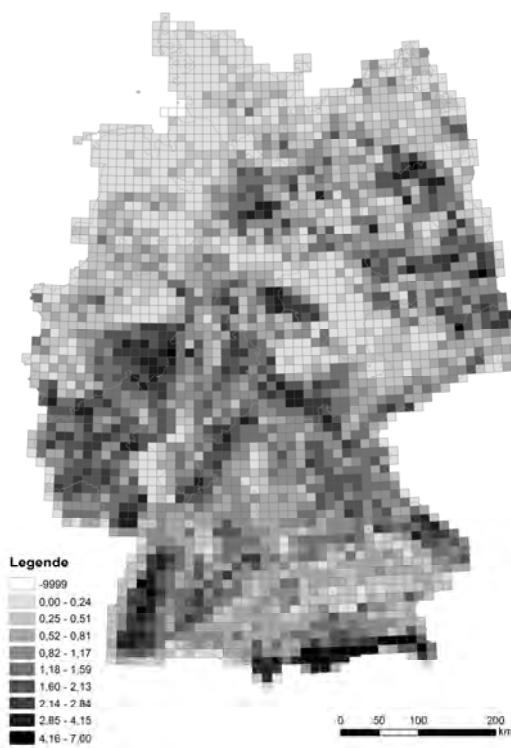


Abbildung 36: Verteilung des flächengewichteten mittleren Formindexes (AWMSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

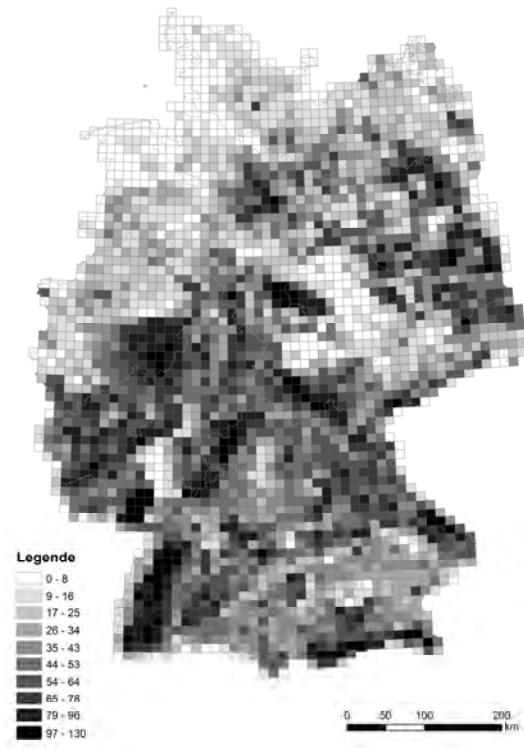


Abbildung 37: Verteilung der Waldfäche ( $CA_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

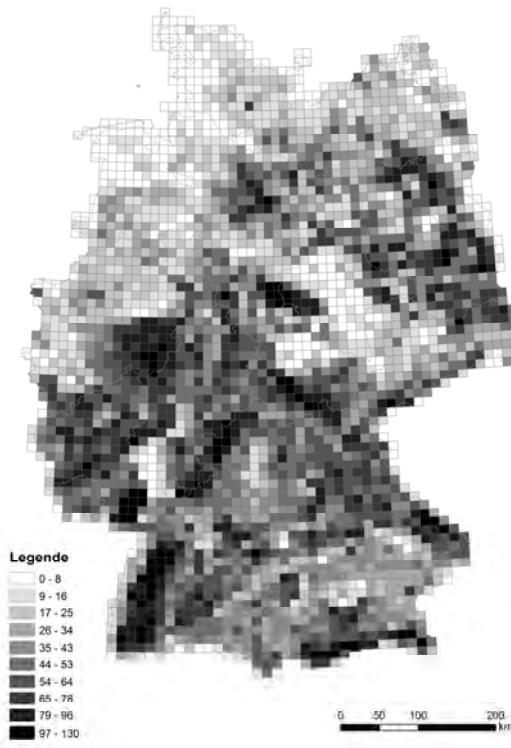


Abbildung 38: Verteilung der Waldfäche ( $CA_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.



Abbildung 39: Verteilung des Kohärenzgrades (COH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

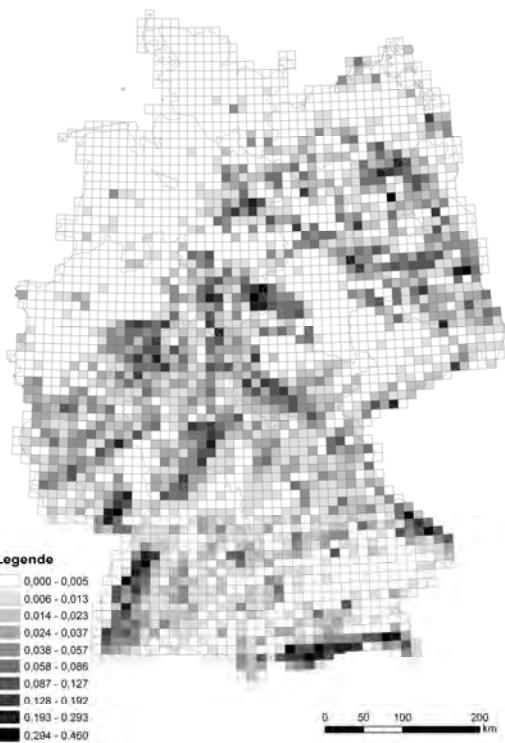


Abbildung 40: Verteilung des Kohärenzgrades (COH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.



Abbildung 41: Verteilung des Agglomerationsindexes (CONTAG); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.



Abbildung 42: Verteilung des Agglomerationsindexes (CONTAG); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

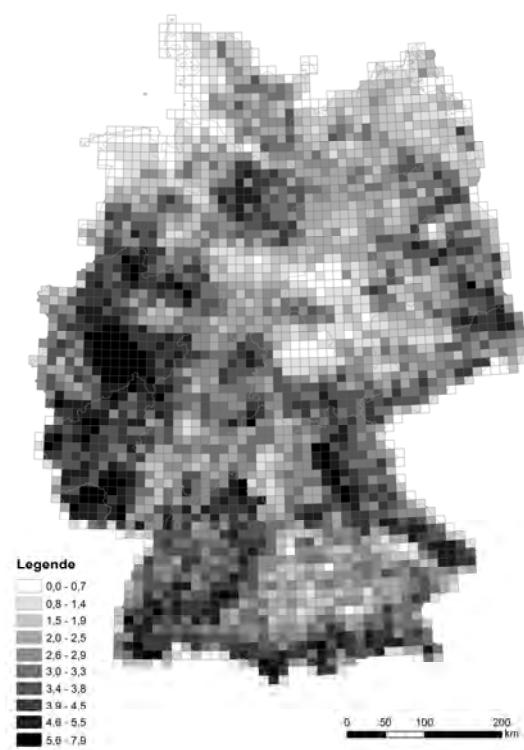


Abbildung 43: Verteilung der Kantendichte (ED); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

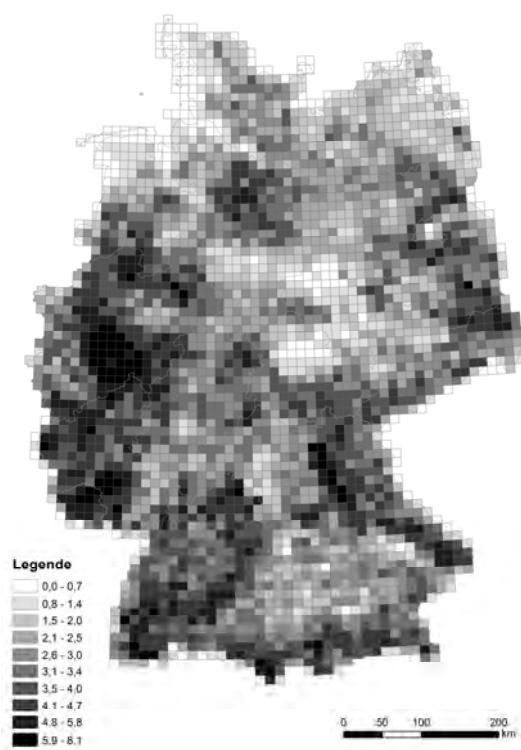


Abbildung 44: Verteilung der Kantendichte (ED); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

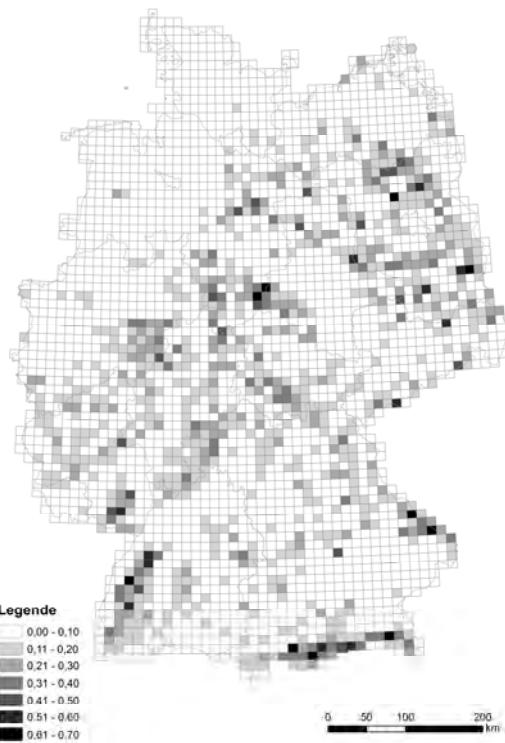


Abbildung 45: Verteilung des Größten-Patch-Indexes ( $LPI_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

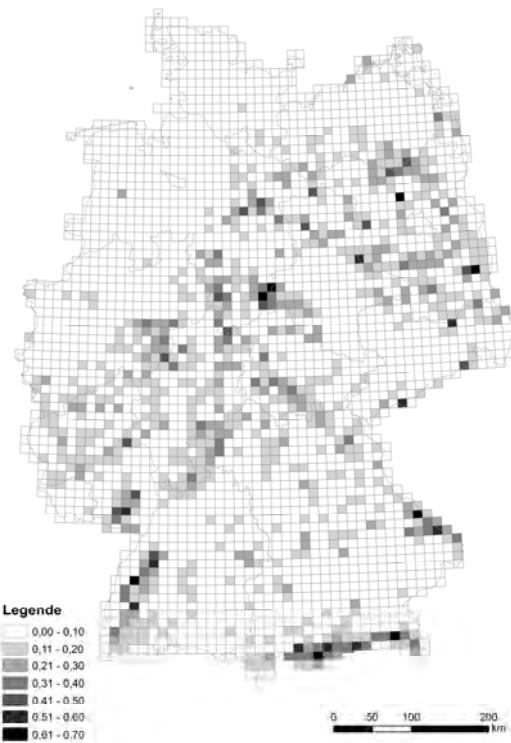


Abbildung 46: Verteilung des Größten-Patch-Indexes ( $LPI_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

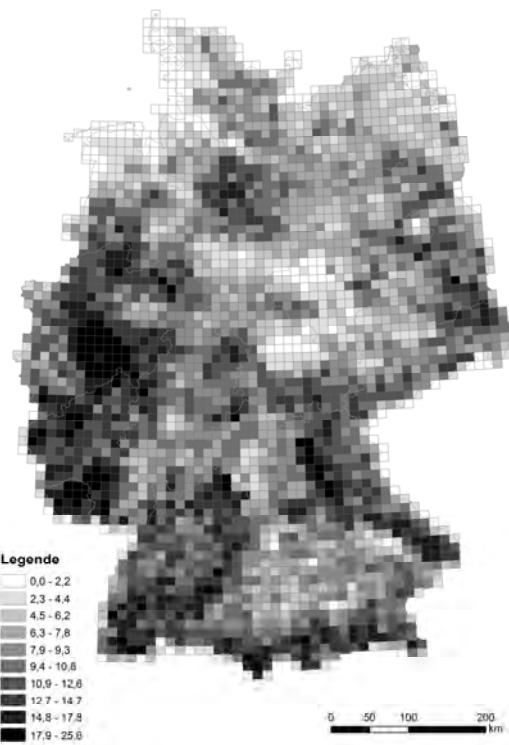


Abbildung 47: Verteilung des Landschaftsformindexes (LSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.

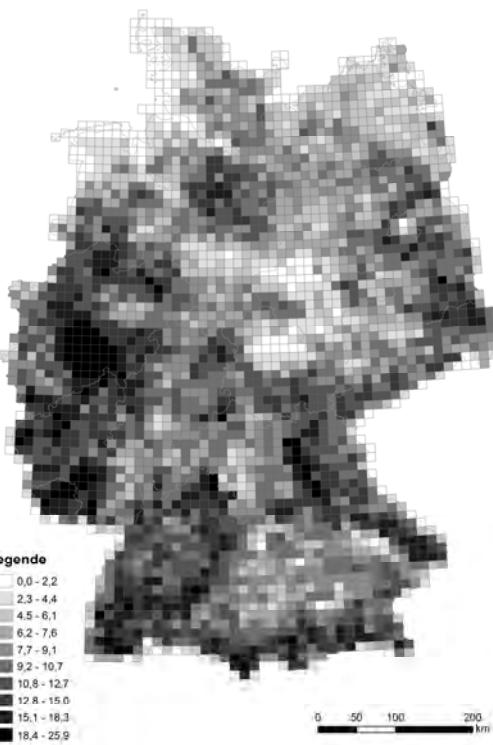


Abbildung 48: Verteilung des Landschaftsformindexes (LSI); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.



Abbildung 49: Verteilung der mittleren euklidischen Distanz zum nächsten Nachbarn (MENN); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.

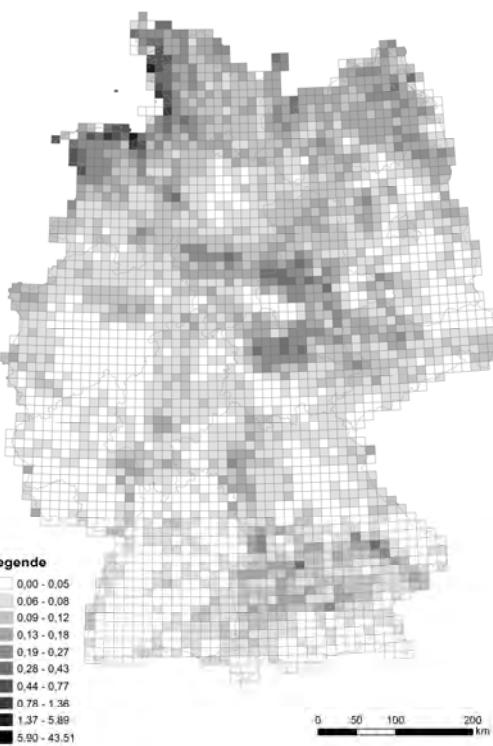


Abbildung 50: Verteilung der mittleren euklidischen Distanz zum nächsten Nachbarn (MENN); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.

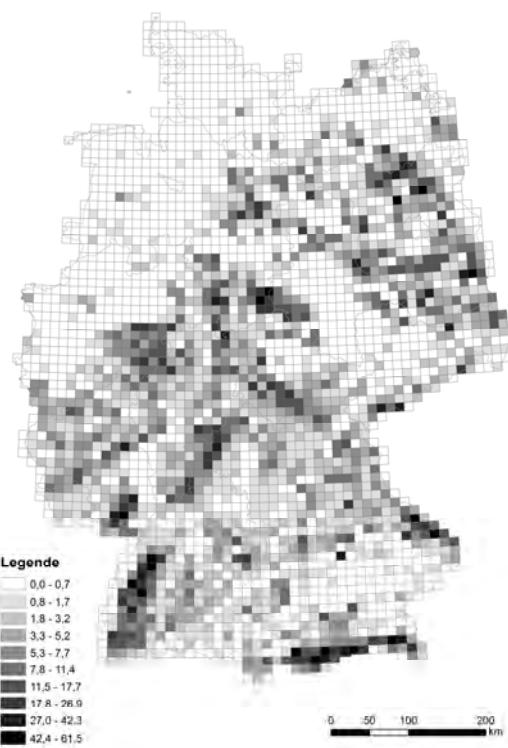


Abbildung 51: Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

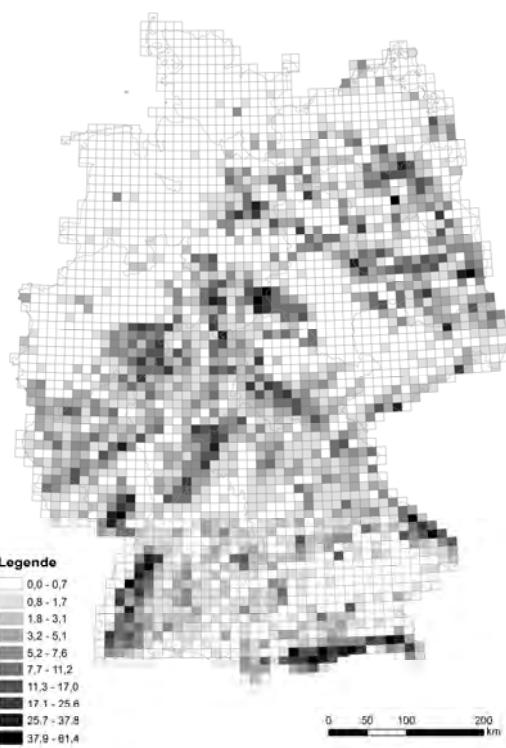


Abbildung 52: Verteilung der effektiven Maschenweite (MESH); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

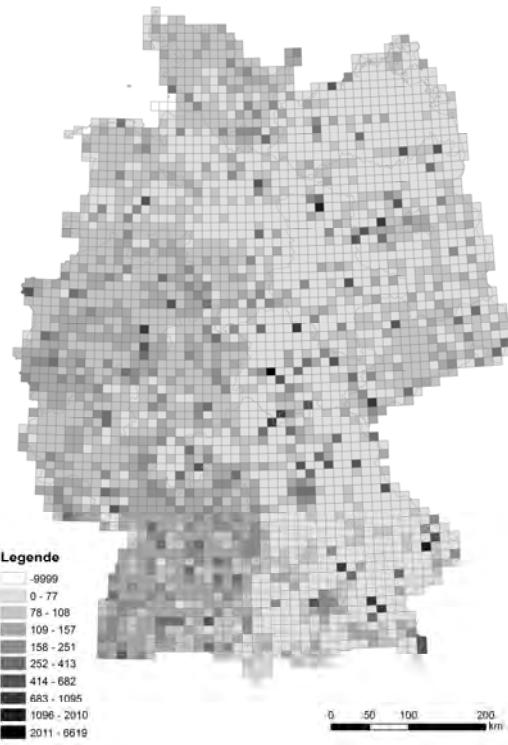


Abbildung 53: Verteilung des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (MPAR); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

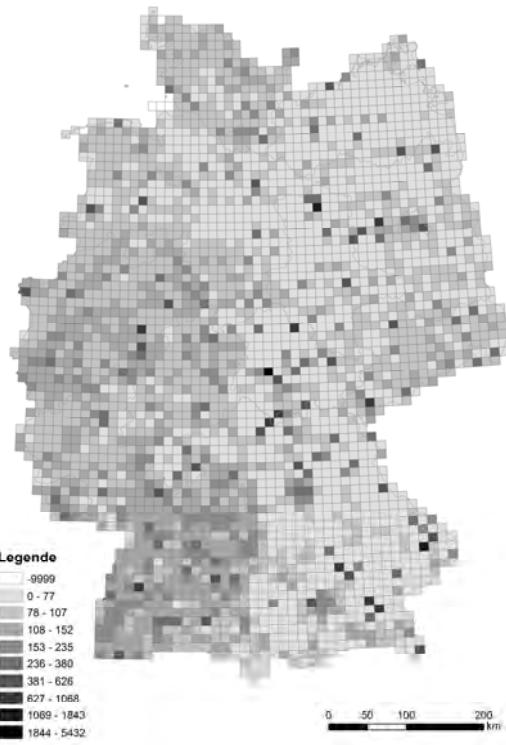


Abbildung 54: Verteilung des mittleren Umfang-Flächen-Verhältnisses (MPAR); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.



Abbildung 55: Verteilung der mittleren Patch-Fraktalen Dimension (MPFD); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.



Abbildung 56: Verteilung der mittleren Patch-Fraktalen Dimension (MPFD); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.



Abbildung 57: Verteilung der mittleren Patchgröße (MPS<sub>f</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.



Abbildung 58: Verteilung des mittleren Patchgröße (MPS<sub>f</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

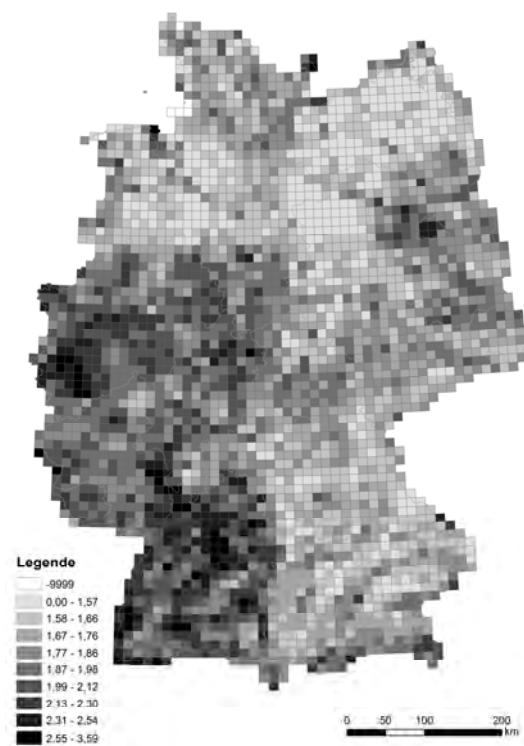


Abbildung 59: Verteilung des mittleren Formindexes (MSI);  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.



Abbildung 60: Verteilung des mittleren Formindexes (MSI);  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.

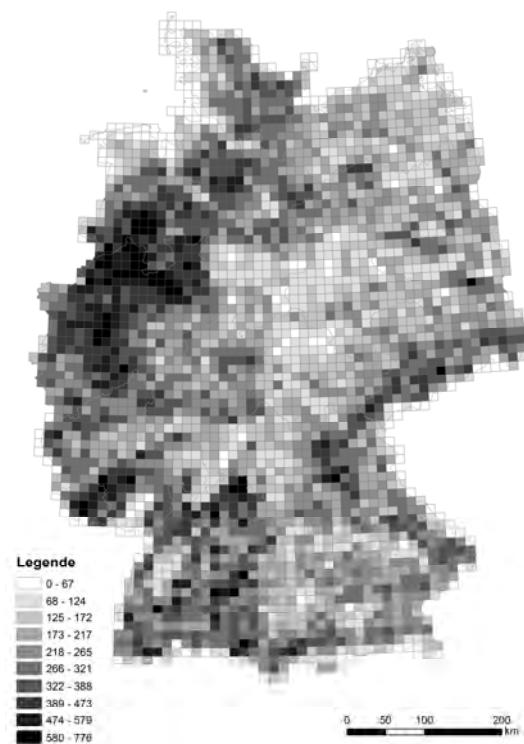


Abbildung 61: Verteilung der Anzahl von Waldflächen (NP<sub>f</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.



Abbildung 62: Verteilung der Anzahl von Waldflächen (NP<sub>f</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.

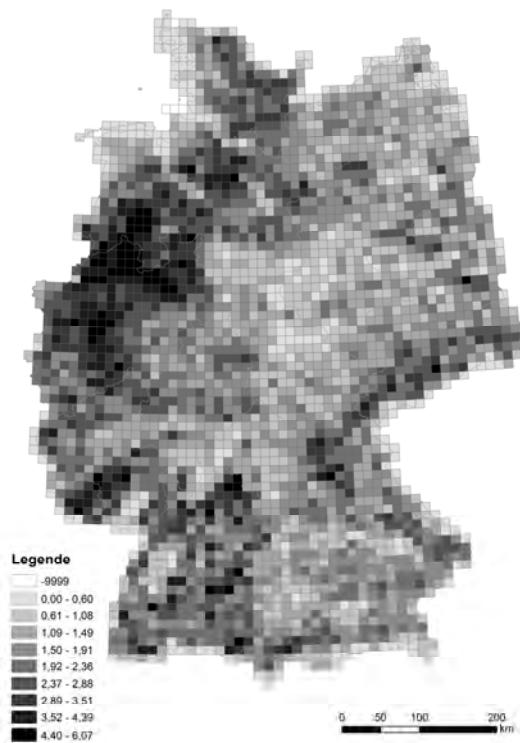


Abbildung 63: Verteilung der Patchdichte je Gesamtfläche ( $PD_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

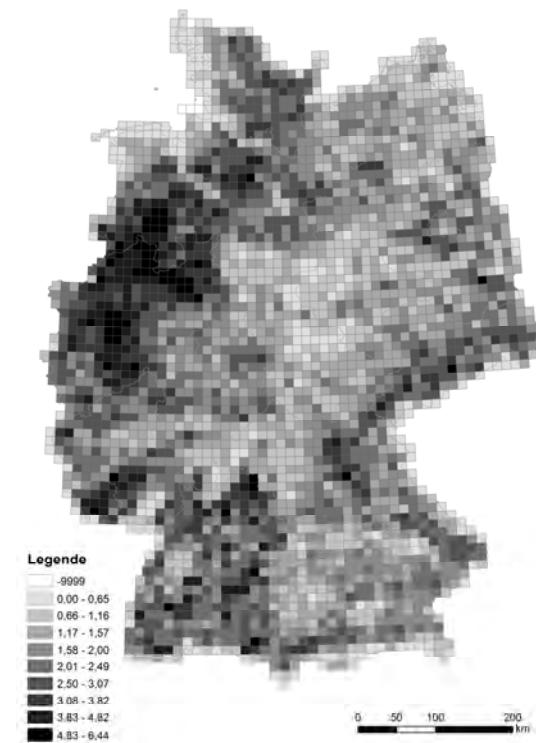


Abbildung 64: Verteilung der Patchdichte je Gesamtfläche ( $PD_f$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

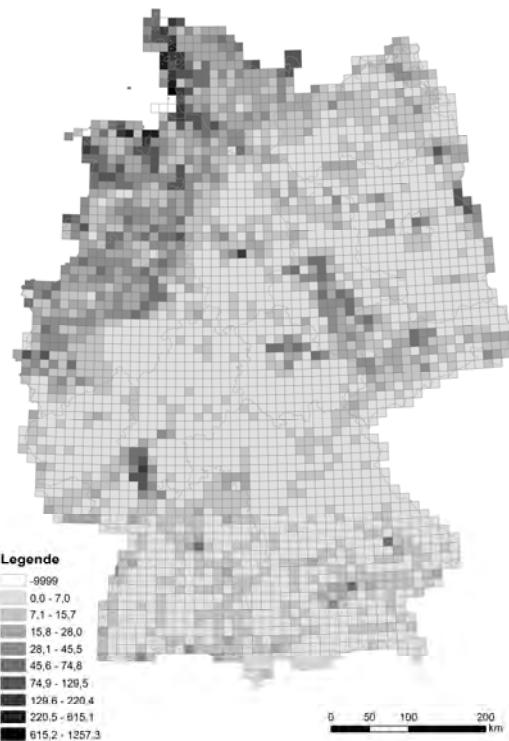


Abbildung 65: Verteilung der Patchdichte je Waldfläche ( $PD_{ff}$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.

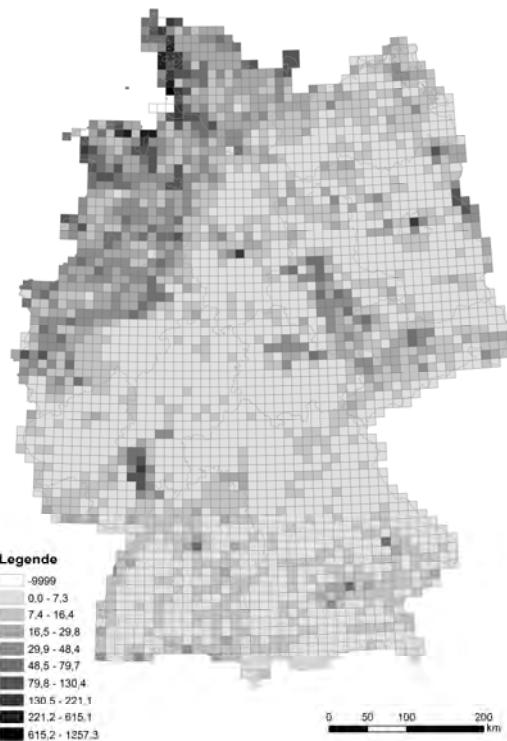


Abbildung 66: Verteilung der Patchdichte je Waldfläche ( $PD_{ff}$ ); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.



Abbildung 67: Verteilung des Waldflächenanteils ( $PLAND_f$ );  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.



Abbildung 68: Verteilung des Waldflächenanteils ( $PLAND_f$ );  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

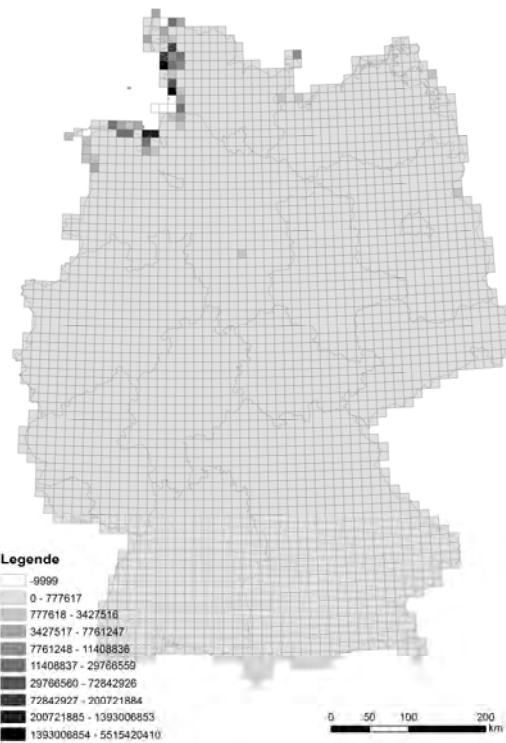


Abbildung 69: Verteilung des Splitting-Indexes (SPLIT);  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.

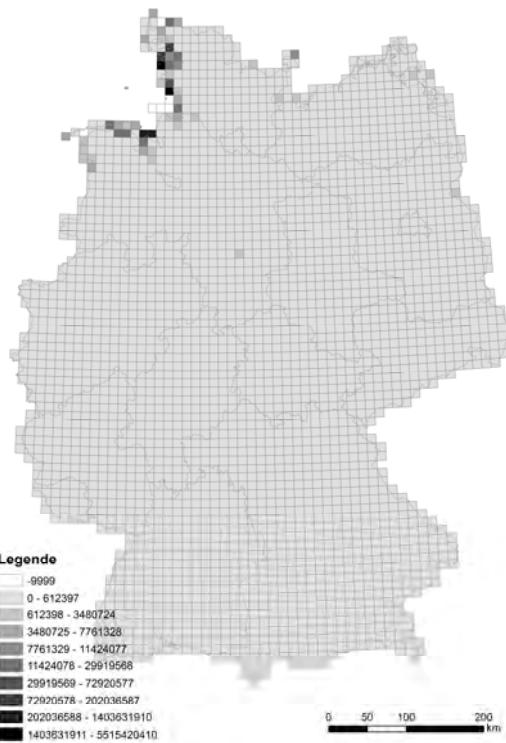


Abbildung 70: Verteilung des Splitting-Indexes (SPLIT);  
Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.

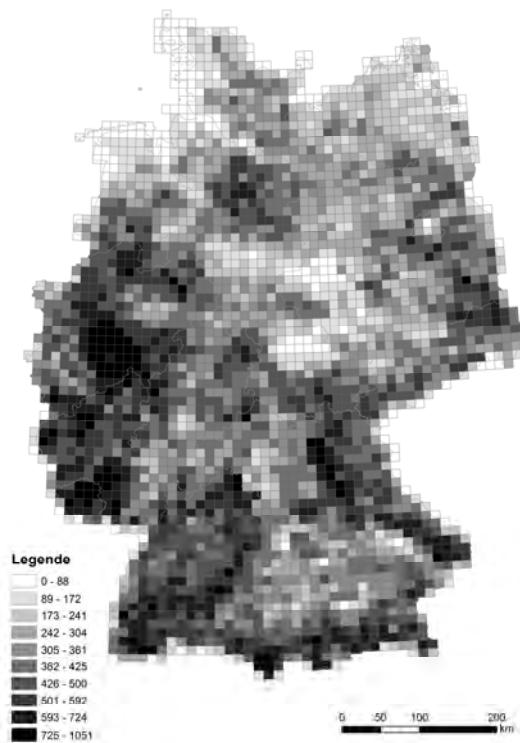


Abbildung 71: Verteilung der Kantenlänge (TE); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.

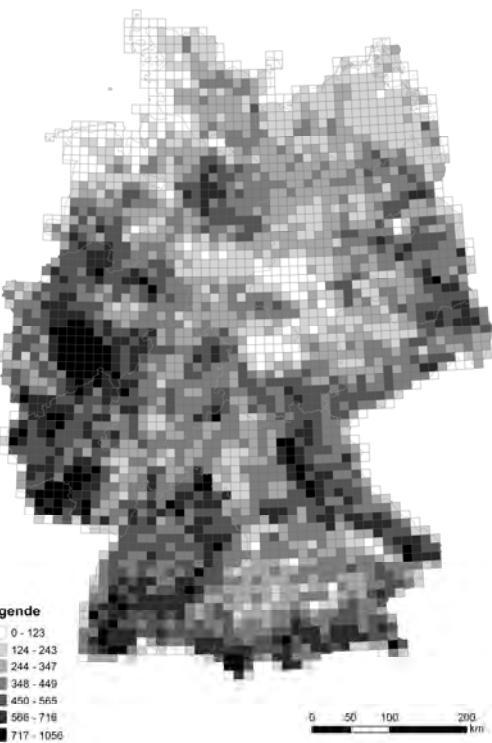


Abbildung 72: Verteilung der Kantenlänge (TE); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.

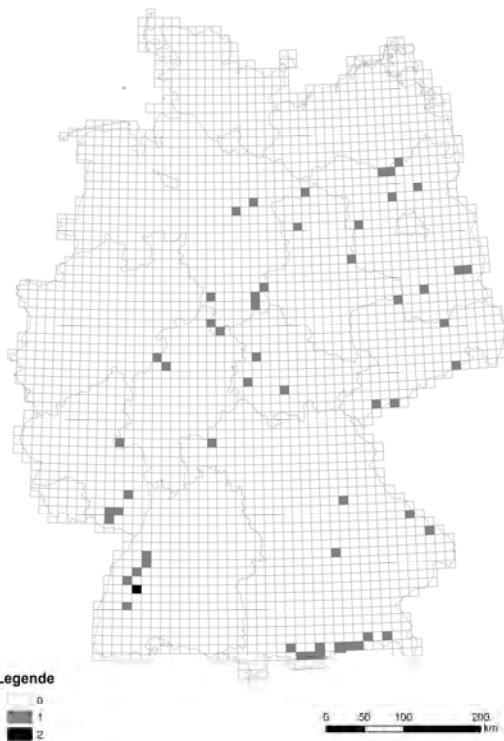


Abbildung 73: Verteilung der unzerschnittenen verkehrsarmen Waldräume > 50 km<sup>2</sup> (UVZR50); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEOG); Bezug: TK25.

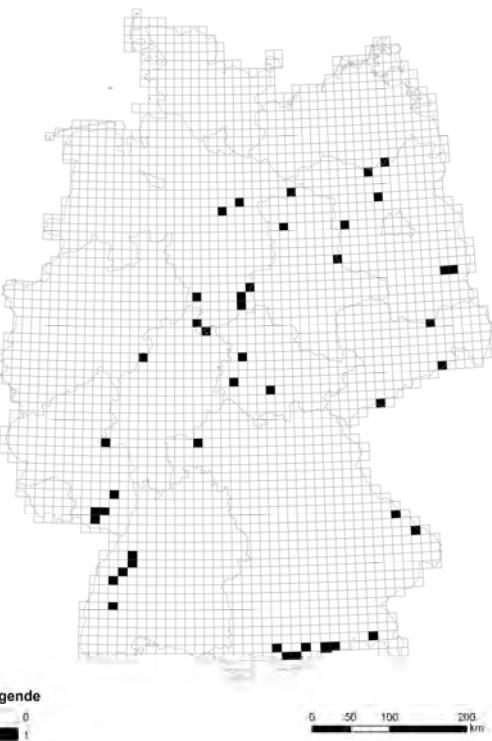


Abbildung 74: Verteilung der unzerschnittenen verkehrsarmen Waldräume > 50 km<sup>2</sup> (UVZR50); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEMG); Bezug: TK25.

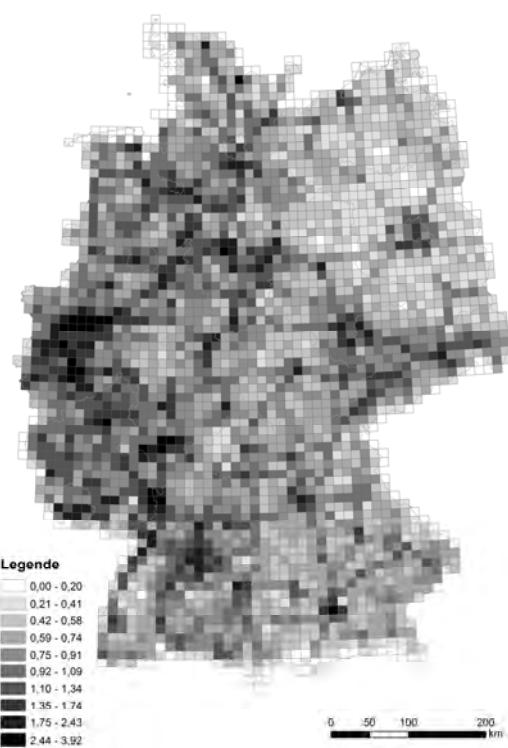


Abbildung 75: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Straßen (VERD<sub>STR</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEoG); Bezug: TK25.



Abbildung 76: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Straßen (VERD<sub>STR</sub>); Grundlage: ATKIS 2008 (ZEmG); Bezug: TK25.



Abbildung 77: Verteilung der Verkehrsliniendichte: Schieben (VERD<sub>SCH</sub>); Grundlage: ATKIS 2008; Bezug: TK25.



# Landbauforschung

## vTI Agriculture and Forestry Research

### Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

		10,00 €
333	Frank Offermann, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jürn Sanders (2010) <b>vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland</b>	
334	Hans-Dieter Haenel (Hrsg.) (2010) <b>Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008</b> <b>Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008</b>	12,00 €
335	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2010) <b>Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2009</b>	8,00 €
336	Peter Kreins, Horst Behrendt, Horst Gömann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland (2010) <b>Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser</b>	22,00 €
337	Ulrich Dämmgen, Lotti Thöni, Ralf Lumpp, Kerstin Gilke, Eva Seitler und Marion Bullinger (2010) <b>Feldexperiment zum Methodenvergleich von Ammoniak- und Ammonium-Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft, 2005 bis 2008 in Braunschweig</b>	8,00 €
338	Janine Pelikan, Folkhard Isermeyer, Frank Offermann, Jürn Sanders und Yelto Zimmer (2010) <b>Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft</b>	10,00 €
339	Gerald Schwarz, Hiltrud Nieberg und Jürn Sanders (2010) <b>Organic Farming Support Payments in the EU</b>	14,00 €
340	Shrini K. Upadhyaya, D. K. Giles, Silvia Haneklaus, and Ewald Schnug (Editors) (2010) <b>Advanced Engineering Systems for Specialty Crops: A Review of Precision Agriculture for Water, Chemical, and Nutrient - Application, and Yield Monitoring</b>	8,00 €
341	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2010) <b>Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2010</b>	8,00 €
342	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Eike Poddey, Ulrich Dämmgen, Helmut Döhler, Brigitte Eurich-Menden, Petra Laubach, Maria Dieterle, Bernhard Osterburg (2011) <b>Calculation of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2009</b> <b>Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2009</b>	12,00 €
343	Katja Oehmichen, Burkhard Demant, Karsten Dunger, Erik Grüneberg, Petra Hennig, Franz Kroher, Mirko Neubauer, Heino Polley, Thomas Riedel, Joachim Rock, Frank Schwitzgebel, Wolfgang Stümer, Nicole Wellbrock, Daniel Ziche, Andreas Bolte (2011) <b>Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald</b>	16,00 €
344	Dierk Kownatzki, Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Andreas Bolte, Heike Liesebach, Uwe Schmitt, Peter Elsasser (2011) <b>Zum Douglasienanbau in Deutschland – Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht</b>	10,00 €
345	Daniel Heinrich Brüggemann (2011) <b>Anpassungsmöglichkeiten der deutschen Rindermast an die Liberalisierung der Agrarmärkte</b>	14,00 €
346	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2011) <b>Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2010</b>	8,00 €
347	Hiltrud Nieberg, Heike Kuhnert und Jürn Sanders (2011) <b>Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland – Stand, Entwicklung und internationale Perspektive – 2., überarbeitete und aktualisierte Auflage</b>	12,00 €

348	Herwart Böhm (Hrsg.) (2011) <b>Optimierung der ökologischen Kartoffelproduktion</b>	12,00 €
349	Klaus Nehring (2011) <b>Farm level implications of high commodity prices – An assessment of adaptation strategies and potentials in selected regions in Australia and Germany –</b>	18,00 €
350	Josef Frýdl, Petr Novotný, John Fennessy and Georg von Wühlisch (eds.) (2011) <b>COST Action E 52 Genetic resources of beech in Europe – current state</b>	18,00 €
351	Stefan Neumeier, Kim Pollermann, Ruth Jäger (2011) <b>Überprüfung der Nachhaltigkeit des Modellprojektes Einkommenssicherung durch Dorftourismus</b>	12,00 €
352	Bernhard Forstner , Andreas Tietz , Klaus Klare, Werner Kleinhanss, Peter Weingarten (2011) <b>Aktivitäten von nichtlandwirtschaftlichen und überregional ausgerichteten Investoren auf dem landwirtschaftlichen Bodenmarkt in Deutschland – Endbericht</b>	8,00 €
353	Wilfried Brade, Ottmar Distl, Harald Sieme und Annette Zeyner (Hrsg.) (2011) <b>Pferdezucht, -haltung und -fütterung – Empfehlungen für die Praxis</b>	10,00 €
354	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2011) <b>Praxis trifft Forschung — Neues aus dem Ökologischen Landbau und der Ökologischen Tierhaltung 2011</b>	8,00 €
355	Frank Offermann, Martin Banse, Markus Ehrmann, Alexander Gocht, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanss, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders (2012) <b>vTI-Baseline 2011 – 2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland</b>	10,00 €
356	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Eike Poddey, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Brigitte Eurich-Menden, Sebastian Wulf , Maria Dieterle, Bernhard Osterburg (2012) <b>Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2010</b> <b>Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2010</b>	14,00 €
357	Stefan Schrader and Rüdiger M. Schmelz (Eds.) (2012) <b>Newsletter on Enchytraeidae No. 12</b> <b>Proceedings of the 9th International Symposium on Enchytraeidae, 14-16 July 2010, Braunschweig, Germany</b>	8,00 €
358	Frank Offermann, Martin Banse, Markus Ehrmann, Alexander Gocht, Horst Gömann, Hans-Dieter Haenel, Werner Kleinhanss, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders (2012) <b>vTI-Baseline 2011 – 2021: Agri-economic projections for Germany</b>	10,00 €
359	Jürgen Gauer und Franz Kroher (Hrsg.) (2012) <b>Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – Digitale Topographische Grundlagen – Neubearbeitung Stand 2011</b>	8,00 €
360	Alexander Gocht, Raphael Albrecht, Horst Gömann, Ernst-Oliver von Ledebur, Werner Kleinhanss, Frank Offermann, Bernhard Osterburg, Andrea Rothe, Heinz Wendt, Rainer Klepper, Markus Ehrmann und Lilli Aline Schroeder (2012) <b>Analyse des Vorschlags zur Reform der Zuckermarktordnung</b>	10,00 €
361	Heinz Flessa, Daniela Müller, Katharina Plassmann, Bernhard Osterburg, Anja-Kristina Tech, Heike Nitsch, Hiltrud Nieberg, Jürn Sanders, Olaf Meyer zu Hartlage, Elisabeth Beckmann, Victor Anspach <b>Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor</b>	18,00 €
362	Gerold Rahmann and Denise Godinho (Eds.) (2012) <b>Tackling the Future Challenges of Organic Animal Husbandry – 2<sup>nd</sup> Organic Animal Husbandry Conference Hamburg, Trenthorst, 12-14 September, 2012</b>	18,00 €
363	Raul Köhler und Britta Eggers (2012) <b>Waldfragmentierung und Artenschutz – Analyse der Auswirkungen der Fragmentierung von Wald-ökosystemen auf Indikatorarten unter Berücksichtigung von Landschaftsstrukturindizes</b>	10,00 €





Johann Heinrich  
von Thünen-Institut

**Landbauforschung**  
*vTI Agriculture and  
Forestry Research*

**Sonderheft 363**  
*Special Issue*

**Preis / Price 10 €**

ISBN 978-3-86576-095-1

A standard linear barcode representing the ISBN 978-3-86576-095-1. Below the barcode, the numbers 9 7 8 3 8 6 5 7 6 0 9 5 1 are printed vertically.