



Flächennutzungsmonitoring II Konzepte – Indikatoren – Statistik

IÖR Schriften Band 52 · 2010

ISBN: 978-3-941216-47-1

Fragmentierung von Waldökosystemen und deren Auswirkung auf das Vorkommen des Schwarzstorches – erste Analyseergebnisse auf Grundlage des ATKIS Basis-DLMs

Raul Köhler, Katja Oehmichen, Britta Eggers

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 52, S. 169-180.

Fragmentierung von Waldökosystemen und deren Auswirkung auf das Vorkommen des Schwarzstorches – erste Analyseergebnisse auf Grundlage des ATKIS Basis-DLMs¹

Raul Köhler, Katja Oehmichen, Britta Eggers

Zusammenfassung

Die Fragmentierung von Lebensräumen ist einer der häufigsten Gründe für den Artenrückgang in Mitteleuropa. Gerade Wälder sind von der Zerschneidung und Fragmentierung durch die zunehmende anthropogene Flächennutzung und den Infrastrukturausbau betroffen.

Die Quantifizierung des Fragmentierungsgrads von Waldökosystemen in Deutschland ist der erste Schritt für einen wirkungsvollen Schutz von Waldtierarten und ihren Lebensräumen. Auf Grundlage der ATKIS-Daten des Basis-DLMs wurde flächendeckend der Fragmentierungsgrad der Waldflächen in Deutschland bestimmt und visualisiert. Der nationale Waldfragmentierungsgrad wird am Beispiel der effektiven Maschenweite dargestellt. Die Auswirkung der Fragmentierung auf Waldökosysteme kann mithilfe von Indikatorarten untersucht werden. Es wird ein Habitatmodell vorgestellt, welches das Vorkommen des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*) in Abhängigkeit vom Flächenanteil der Landbedeckung vorhersagt. Ein erstes Ergebnis für die Vorhersage der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Schwarzstorchs ist die Auswahl der Variablen Flächenanteile von anthropogenen Strukturen, von Grünland, von Wäldern und von Gewässern. Die Resultate der Habitatmodellierung werden auf andere, strukturell ähnliche Waldgebiete übertragen, um damit Prognosen zum Ausbreitungspotenzial des Schwarzstorches zu erstellen.

1 Einleitung

In unserer mitteleuropäischen Kulturlandschaft werden durch den ständig zunehmenden Flächenanspruch der Bevölkerung – trotz des wachsenden Bewusstseins für die damit verbundene Problematik – immer mehr Lebensräume zerstört und fragmentiert. So ist die Fragmentierung von Lebensräumen mit den sich daraus ergebenden Folgen, wie die Zerstörung interspezifischer Interaktionen und Beziehungen, die Unfähigkeit von Arten sich auszubreiten und der Verlust an genetischer Variabilität (Debinski, Holt 2000), einer der häufigsten Gründe für den Artenrückgang (Pullin 2002; Groom et al. 2006). Fragmentierung beinhaltet beides: den Verlust von Lebensräumen und die Zerschneidung von Lebensräumen. Der größere Anteil an der Dezimierung der Biodiversität kann

¹ Beitrag auf Grundlage einer Posterpräsentation

allerdings dem Verlust von Lebensräumen zugeordnet werden (Fahrig 2003). Die Fragmentierung einer Landschaft stellt die räumliche Zerteilung eines Habitats, Ökosystems oder eines Landbedeckungs- bzw. Landnutzungstyps in kleinere Einheiten dar (Forman 1995; Rutledge 2003). Straßen, Siedlungs- und Industriebaumaßnahmen teilen ehemals zusammenhängende Lebensräume in kleine Resthabitats und wirken so häufig als Barrieren für viele Arten (Jaeger et al. 2005). Dadurch entstehen individuenärmere Subpopulationen, die voneinander getrennt sind. Das Aussterberisiko kleiner Populationen ist ungleich höher als das der größeren, da sowohl populationsdynamische als auch -genetische Effekte negativ mit der Populationsgröße korrelieren (Frankham et al. 2002). Insbesondere ausbreitungsschwache stenotope Arten, die auf kleine isolierte Resthabitats zurückgedrängt werden, sind stark gefährdet, da der Individuenaustausch durch andersartige Lebensräume unterbunden oder zumindest stark reduziert ist. Stirbt eine lokale Population aus, wird die Fläche unter solchen Bedingungen nur mit geringer Wahrscheinlichkeit wieder besiedelt (Hanski et al. 1995).

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 mithilfe von statistischen Messgrößen – sogenannten Landschaftsstrukturindizes bzw. Landschaftsstrukturmaßen – quantifiziert werden (O'Neill et al. 1988; McGarigal, Marks 1995; Köhl, Oehmichen 2003). 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, jedoch nicht den Prozess oder die Ursache eines Prozesses, abzubilden.

Ziel dieser Arbeit ist es, den Fragmentierungsgrad von Waldökosystemen in Deutschland zu quantifizieren, die Sensitivität von ausgewählten Indikatorarten auf untersuchte Landschaftsstrukturindizes zu bestimmen und Prognosen zur potenziellen Ausbreitung der Indikatorarten in anderen, strukturell ähnlichen Waldgebieten zu stellen. Dieser Beitrag stellt die methodischen Ansätze sowie erste Ergebnisse vor.

2 Methoden

Um Zusammenhänge zwischen Waldfragmentierung und Artenvorkommen zu untersuchen, wird eine Habitatmodellierung durchgeführt. Die Modelle setzen die Quantifizierung der Fragmentierung von Waldökosystemen auf nationaler Ebene voraus. Für die Bestimmung des Fragmentierungsgrades des Waldes in Deutschland ist die Auswahl aussagekräftiger Landschaftsstrukturmaße unabdingbar. In einer Sensitivitätsstudie werden daher mithilfe von künstlichen Landschaften Strukturindizes identifiziert, die den Fragmentierungsgrad von Wäldern ausreichend effektiv beschreiben.

2.1 Auswahl von Landschaftsstrukturmaßen mithilfe von künstlichen Landschaften

Zur Analyse und Bewertung der Zerschneidung von Wäldern wurden insgesamt 20 Landschaftsstrukturmaße ausgewählt und deren Aussagekraft und Anwendbarkeit anhand künstlicher Landschaften (Abb. 1) untersucht. Hier werden im Rahmen der Methodendarstellung die in Tabelle 1 aufgeführten Maße präsentiert.

Tab. 1: Auswahl der untersuchten Landschaftsstrukturmaße

Name	Wertebereich	Formel
Anzahl der Einzelflächen (number of patches, NP)	$NP \geq 1$	$NP = n$
Flächenanteil einer Landnutzungs-kategorie an der Gesamtland-schaft (percentage of landscape; P _i)	$0 < P_i \leq 1$	$P_i = \frac{1}{A} \sum_{j=1}^m a_{ij}$
Dichte der Einzelflächen (patch density, PD)	$PD > 0$	$PD = \frac{NP}{A}$
Dichte der Randlinienlänge (einschließlich Testgebietsgren-zen) (edge density, ED)	$ED > 0$	$ED = \frac{1}{A} \sum_{i=1}^n e_i$
Landschaftsformindex (landscape shape index, LSI)	$LSI \geq 1$	$LSI = \frac{1}{4\sqrt{A}} \sum_{i=1}^n e_i$
Effektive Maschenweite (effective mesh size, MESH)	$0 < MESH \leq A$	$MESH = \frac{1}{A} \sum_{j=1}^m a_{ij}^2$

mit n = Anzahl der Einzelflächen, m = Anzahl der Einzelflächen einer Landnutzungs-kategorie, A = Gesamtfläche, a_{ij} = Fläche einer Einzelfläche j einer Landnutzungs-kategorie i , e_i = Randlinienlänge einer Einzelfläche i

Die künstlichen Landschaften sind so aufgebaut, dass die Fragmentierung von Land-schaft a zu f zunimmt. Diese Entwicklung sollte demzufolge auch durch die Werte, die die einzelnen Indikatoren annehmen, wiedergegeben werden (Tab. 2).

Tab. 2: Ergebnisse der ausgewählten Strukturmaße für die künstlichen Landschaften (a-f)

Landschaft	NP	P _i (Wald = dunkelgrün)	PD	ED	LSI	MESH (Wald = dunkelgrün)
a	1	1,00	0,02	0,53	1,03	60,00
b	3	0,77	0,05	0,68	1,32	35,27
c	3	0,45	0,05	0,75	1,45	12,15
d	4	0,27	0,07	0,82	1,58	8,53
e	14	0,18	0,23	1,17	2,26	2,02
f	3	0,47	0,05	1,18	2,29	26,13

Aufgrund der Aussagekraft und Interpretierbarkeit wurde die effektive Maschenweite für die Beschreibung des Fragmentierungsgrades der Wälder in Deutschland in der hier vorgestellten Arbeit ausgewählt (siehe Kapitel 3 Ergebnisse).

2.2 Quantifizierung der Fragmentierung von Waldökosystemen auf nationaler Ebene

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.

Die ATKIS-Daten (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) des Basis-DLMs (Digitales Landschaftsmodell) stellen momentan die detailliertesten Geo-Informationen dar, die flächendeckende Angaben zur Form, Lage und Verteilung von Waldflächen in Deutschland enthalten. Die Datengrundlage für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße auf nationaler Ebene ist daher das digitale Basis-Landschaftsmodell der ATKIS-2008-Geodatenbank.

Durch Aggregation von thematischen Klassen des ATKIS-Objektartenkatalogs wurden binäre Karten (Wald vs. Nichtwald) generiert. Siedlungs-, Verkehrs- und Gewässerflächen sowie alle Vegetationsklassen, mit Ausnahme von Wald und Gehölzen, wurden zur neuen Klasse ‚Nichtwald‘ zusammengefasst. Zusätzlich wurden die Linienelemente (Straßen, Schienenwege, Gewässerlinien mit einer Breite größer 6 m) mit der Hälfte ihrer erfassten Breite gepuffert und zu der Klasse ‚Nichtwald‘ hinzugefügt. Die Auswahl der zerschneidenden Linienelemente orientierte sich an Jaeger et al. (2001).

Für die ausgewählten Indikatorarten liegen die Vorkommensdaten für die TK25-Blätter des gesamten Bundesgebietes vor (Beispiel in Abb. 2). Daher wurden die Strukturmaße und die Flächenanteile der Landbedeckungsklassen ebenfalls für alle TK25-Kartenblätter berechnet. Dabei kam das Ausschneideverfahren zum Einsatz, bei dem die Flächen direkt mit dem Bezugsraum verschnitten wurden (vergleiche auch Moser et al. 2007).

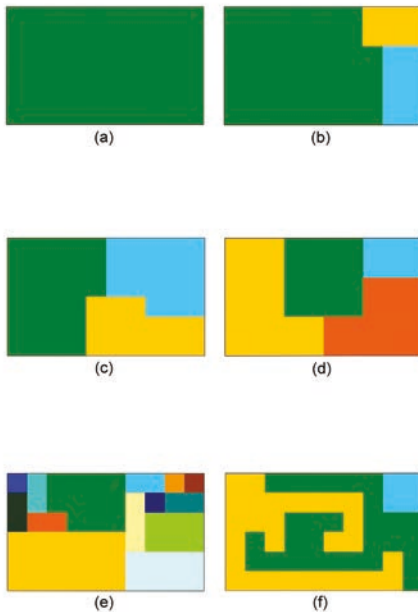


Abb. 1: Künstliche Landschaften (a-f), für die die Landschaftsstrukturmaße berechnet wurden

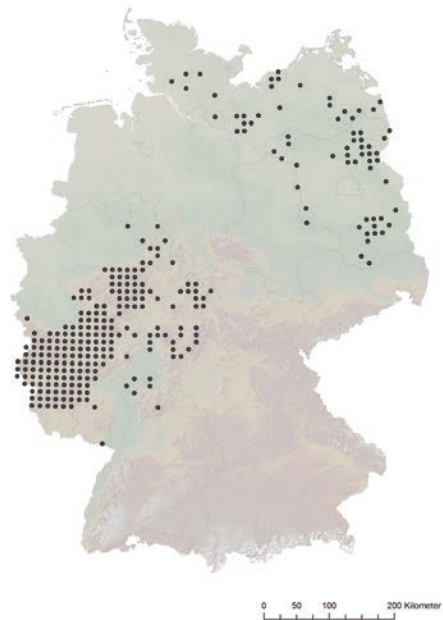


Abb. 2: Nationales Vorkommen des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*, Linnaeus 1758)

2.3 Auswahl der Arten

Es wurden solche Indikatorarten ausgewählt, die auf bestimmte Waldstrukturen angewiesen sind und ein unterschiedliches Ausbreitungsvermögen besitzen. Ziel- und Leitarten dienen dazu, Schutzziele zu formulieren und deren Erfolg zu überprüfen. Steht die Erhaltung oder Aufwertung eines Lebensraumes im Vordergrund, werden Leitarten eingesetzt, die charakteristisch für diesen Lebensraum sind. Von den Maßnahmen zur Verbesserung des Lebensraums profitieren auch die anderen Bewohner des Lebensraums. Je nach Art der Fragestellung, können bei der Auswahl der Indikatorarten verschiedene Gruppen herangezogen werden. In dieser Studie war es wichtig, ein möglichst breites Spektrum an Arten mit unterschiedlichsten Ausbreitungsfähigkeiten zu untersuchen. Somit wurden folgende Arten ausgewählt: die Wildkatze (*Felis silvestris*), die Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*), die Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*), die Erdkröte (*Bufo bufo*), der Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), der Heldbock (*Cerambyx cerdo*), der Eremit (*Osmoderma eremita*) und der Hirschkäfer (*Lucanus cervus*). Diese Indikatorarten sind auf bestimmte Waldstrukturen angewiesen und weisen schon aufgrund ihrer Körpergrößen sehr unterschiedliche Ausbreitungs- und Überlebensfähigkeiten auf.

2.4 Habitatmodell

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 Wiedereinbürgern der Art zu finden und potenzielle Nutzungskonflikte mit anthropogenen Aktivitäten zu identifizieren (Kramer-Schadt et al. 2007; Klar et al. 2008).

Zur Berechnung der Habitatmodelle wurde die logistische Regression genutzt (Hosmer, Lemeshow 2000). Sie ermöglicht die Schätzung von „Präsenz-Absenz-Responsekurven“ (Peeters, Gardeniers 1998), welche die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art als Regressionsfunktion von Umweltvariablen beschreiben (Collingham, Huntley 2000; Schröder 2000). In dieser Arbeit stellen die Flächenanteile der Landbedeckungsklassen sowie ausgewählte Landschaftsstrukturmaße zur Quantifizierung des Fragmentierungsgrades der Wälder in jedem TK25-Kartenblatt Deutschlands die Eingangsvariablen dar. Diese wurden in Zusammenhang zum Vorkommen der ausgewählten Arten gestellt und miteinander verglichen.

3 Ergebnisse

Der Fragmentierungsgrad des Waldes wurde auf Basis der ATKIS-Daten von 2008 bestimmt. In Abbildung 3 ist die summierte Flächengröße der Wälder je TK25-Kartenblatt visualisiert. In Verbindung mit der in Abbildung 4 dargestellten regionalen Verteilung der effektiven Maschenweite in Deutschland kann der Grad der Fragmentierung der Waldflächen beurteilt werden. Hohe Werte für die effektive Maschenweite, d. h. ein niedriger Fragmentierungsgrad, sind vor allem in den Alpen, aber auch in den bewaldeten Mittelgebirgen, z. B. dem Bayerischen und Thüringer Wald, Harz, Spessart oder im Schwarzwald, zu finden.

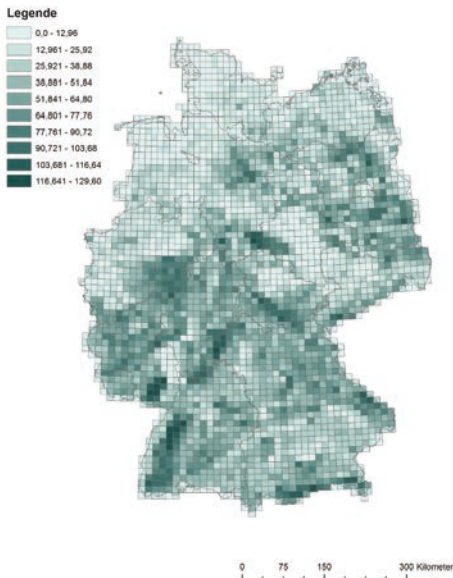


Abb. 3: Räumliche Verteilung der Waldfläche (km²) (Datengrundlage: Basis-DLM je TK25-Kartenblatt, Datenquelle: BKG)

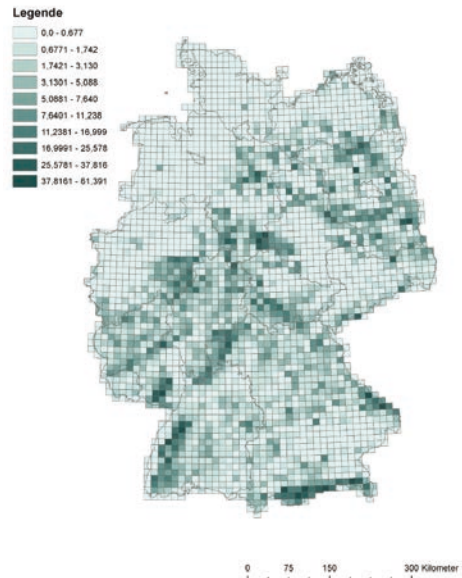


Abb. 4: Räumliche Verteilung der effektiven Maschenweite (km²) (Zielklasse: Wald; Datengrundlage: Basis-DLM je TK25-Kartenblatt, Datenquelle: BKG)

In die hier vorgestellten Habitatmodellierungen sind ausschließlich die Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungsklassen an der Landschaft (P_i) eingeflossen.

Ein erstes Modell am Beispiel *Ciconia nigra* (Schwarzstorch) konnte einige Schlüsselvariablen identifizieren. Die am besten geeigneten Variablen zur Vorhersage des Vorkommens der Art sind die Flächenanteile von (1) anthropogenen Strukturen (Wohnungsbafläche, Industrieflächen, Infrastruktur, etc.), (2) Grünland, (3) Laub-, Misch- und Nadelwäldern und (4) Gewässern. Das Modell errechnete eine Anpassungsgüte R_N^2 (Nagelkerke 1991) von 0,467. Abbildung 5 zeigt beispielhaft die Abhängigkeit des Vorkommens von *Ciconia nigra* von den Flächenanteilen des Laubwaldes, des Mischwaldes und der anthropogenen Strukturen.

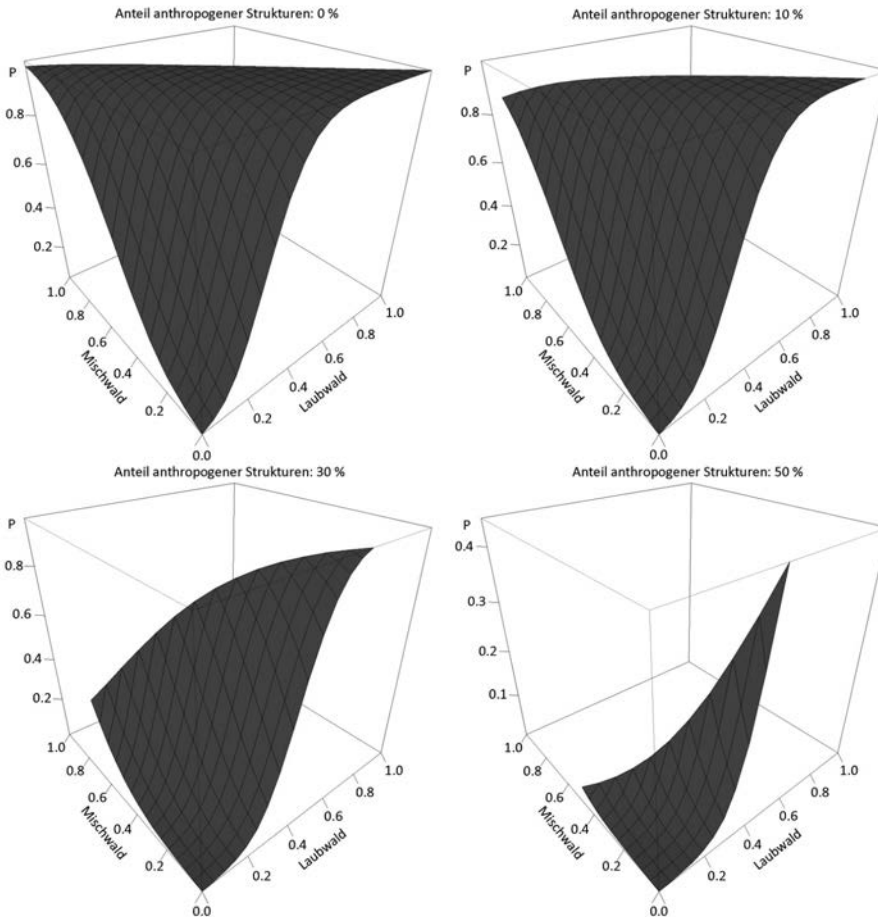


Abb. 5: Die Vorkommenswahrscheinlichkeit P des Schwarzstorches in Abhängigkeit der Anteile der Landbedeckungsklassen Laubwald, Mischwald und anthropogener Strukturen. ($R_N^2 = 0,467$ nach Nagelkerke)

Bei Zunahme der anthropogenen Strukturen nimmt die Vorkommenswahrscheinlichkeit P für den Schwarzstorch ab. Dabei zeigt die Landnutzungsklasse Laubwald einen größeren positiven Effekt für die Wahrscheinlichkeit P als der Mischwald. Dies zeigt sich deutlich in den beiden unteren Grafiken der Abbildung 5. Bei einem Flächenanteil der anthropogenen Struktur von 30 % und einem maximalen Mischwaldanteil von 70 % liegt P bei 0,2. Dagegen ergibt sich bei einem maximalen Laubwaldanteil von 70 % eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 1 (siehe Abb. 5 links unten). Steigt der Flächenanteil der anthropogenen Strukturen auf 50 %, beträgt P weniger als 0,1 bzw. 0,45 bei einem maximalen Waldflächenanteil von 50 %.

Abbildung 6 zeigt die berechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten des Schwarzstorches im Bundesgebiet auf Grundlage des logistischen Regressionsmodells. Daraus wird ersichtlich, dass vor allem im Nordwesten Niedersachsens, in Rheinland-Pfalz, in Hessen, im Südosten von Nordrhein-Westfalen sowie in den Alpen eine hohe Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Schwarzstörchen prognostiziert wird. Dabei ist jedoch die moderate Anpassungsgüte R_N^2 des Modells von 0,467 zu berücksichtigen. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass in der Untersuchung lediglich Landnutzungsklassen in das Modell eingeflossen sind. Weitere Parameter, die klassische Habitateigenschaften (z. B. Nistmöglichkeiten oder Nahrungsangebot) beschreiben, wurden bisher noch nicht im Modellierungsprozess eingebunden.

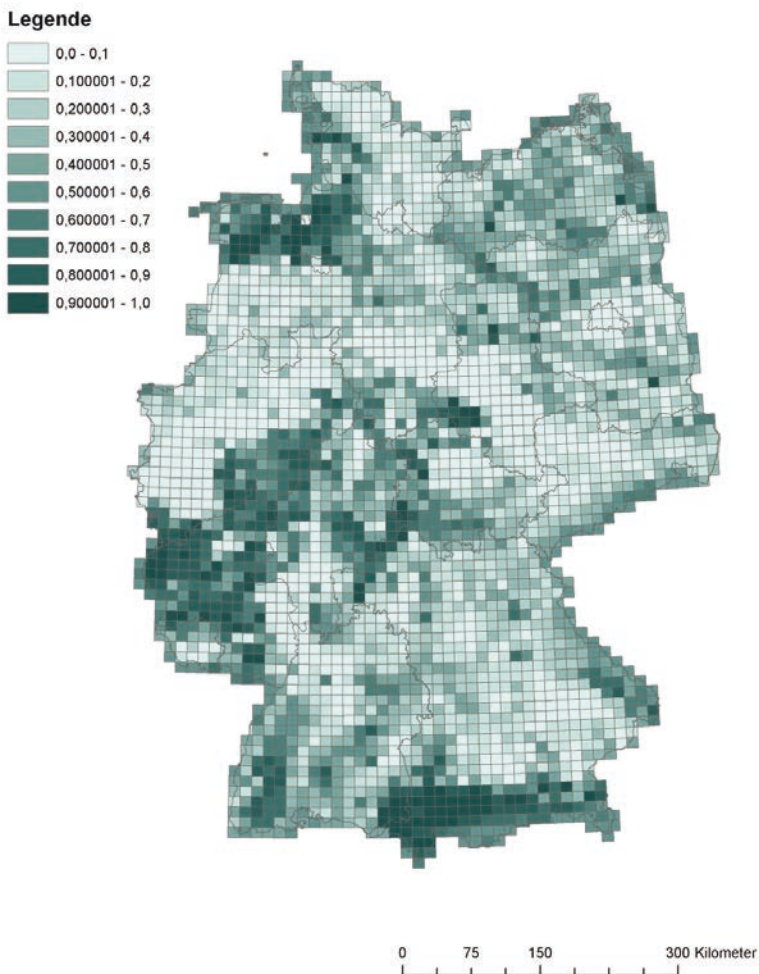


Abb. 6: Räumliche Verteilung der Vorkommenswahrscheinlichkeit des Schwarzstorches im Bundesgebiet

4 Ausblick

Die hier vorgestellten Methoden und ersten Ergebnisse zeigen den aktuellen Stand der Arbeit im Rahmen der Untersuchung zur Fragmentierung von Waldökosystemen und deren Auswirkungen auf das Vorkommen ausgewählter Tierarten. Die Darstellung der Ergebnisse beschränkt sich in diesem Beitrag auf den Schwarzstorch.

Die Modellierungen und Bewertungen werden auf die unter Kapitel 2.3 genannten Waldtierarten ausgedehnt. Dies schließt die Integration der ausgewählten Landschaftsstrukturmaße in die Habitatmodellierung ein. Neben dem unter Kapitel 2.2 erwähnten Ausschneideverfahren wird ein weiterer Ansatz zur besseren Bestimmung von Strukturmaßen ohne Einfluss der Kartenblattgrenze angewendet. Des Weiteren wird ein multitemporaler Ansatz zum Monitoring des Fragmentierungsgrades der Wälder angestrebt. Alternativ werden weitere Datengrundlagen, wie z. B. Corine Land Cover (CLC) oder (bei Verfügbarkeit) das DLM-DE, genutzt.

Folgende Resultate sollen mit Abschluss der Studie erreicht werden:

- multitemporale Aussagen über den Fragmentierungsgrad der untersuchten Waldgebiete in Deutschland,
- Informationen zur Sensitivität der Indikatorarten auf untersuchte Landschaftsstrukturindizes,
- Prognose zur potenziellen Ausbreitung der Indikatorarten in anderen, strukturell ähnlichen Waldgebieten und
- Bereitstellung einer Datenbank mit regionalen und nationalen Informationen zum Fragmentierungsgrad von Waldflächen sowie artspezifischen Aussagen.

5 Literatur

- Collingham, Y. C.; Huntley, B. (2000): Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications*, 10(1), S. 131-144.
- Debinski, D. M.; Holt, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2), S. 342-355.
- Fahrig, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, S. 487-515.
- Forman, R. T. T. (1995): Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), S. 133-142.
- Frankham, R.; Ballou, J. D.; Briscoe, D. A. (2002): *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, S. 640.
- Groom, M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, R. (2006): *Principles of conservation biology*. Sinauer Association, Sunderland, Mass, S. 791.

- Hanski, I.; Pakkala, T.; Kuussaari, M.; Lei, G. C. (1995): Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos*, 72(1), S. 21-28.
- Hosmer, D. W.; Lemeshow, S. (2000): Applied logistic regression. Wiley, New York, S. 392.
- Jaeger, J. (2003): II-5.3 Landschaftszerschneidung. In: Konold, W.; Böcker, R.; Hampicke, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Ecomed-Verlag, S. 1-30.
- Jaeger, J.; Esswein, H.; von Raumer, H.-G. S.; Müller, M. (2001): Landschaftszerschneidung in Baden-Württemberg. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 33(10), S. 1-13.
- Jaeger, J.; Grau, S.; Haber, W. (2005): Special section: Land fragmentation. *Gaia*, 14(2), S. 98-185.
- 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), S. 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(4), S. 177-194.
- Köhl, M.; Oehmichen, K. (2003): Zur Verwendung von Landschaftsmaßzahlen bei Wald- und Landschaftsinventuren: Überblick und Kritik. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen*, 154(1), S. 8-16.
- Kramer-Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T.; Grimm, V. (2007): Patterns for parameters in simulation models. *Ecological Modelling*, 204(3-4), S. 553-556.
- McGarigal, K.; Marks, B. J. (1995): FRAGSTATS – Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *USDA Forest Service General*, S. 134.
- Moser, B.; Jaeger, J. A.; 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, S. 447-459
- Nagelkerke, N. J. D. (1991): A note on general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78(3), S. 691-692.
- O'Neill, R.; Krummel, J.; Gardner, R. H.; Sugihara, G.; Jackson, B.; DeAngelis, D.; Milne, B.; Turner, M. G.; Zygmunt, B.; Christensen, S.; Dale, V.; Graham, R. (1988): Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3), S. 153-162.
- 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(2), S. 171-184.
- Peeters, E. T. H. M.; Gardeniers, J. J. P. (1998): Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology*, 39(4), S. 605-615.
- Pullin, A. S. (2002): Conservation biology. Cambridge University Press, Cambridge, S. 358.

- Rutledge, D. (2003): Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? New Zealand Department of Conservation, Science Internal Series 98, S. 27.
- Schröder, B. (2000): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In: Gnauck, A.: Theorie und Modellierung von Ökosystemen: Workshop Kölpinsee 2000, Shaker, Aachen, S. 201-220.
- Walz, U. (2004): Landschaftsstrukturmaße – Indizes, Begriffe und Methoden. In: Walz, U.; Lutze, G.; Schultz, A.; Syrbe, R.-U. (Hrsg.) Landschaftsstruktur im Kontext von naturräumlicher Vorprägung und Nutzung – Datengrundlagen, Methoden und Anwendungen. 43, S. 15-27.