

Bewertung der Habitataignung von Stadtstrukturen

Unter besonderer Berücksichtigung von Grün- und Brachflächen am Beispiel der Stadt Leipzig

Von Dorothee Mehnert, Dagmar Haase, Angela Lausch, Axel Auhagen, Carsten F. Dormann und Ralf Seppelt

Zusammenfassung

Die Berücksichtigung von tierökologischen Fragestellungen in der landschaftsplanerischen Praxis ist häufig mit Schwierigkeiten verbunden. Im Rahmen von faunistisch-tierökologischen Beiträgen in der Landschaftsplanung (z.B. Landschaftsplan, Eingriffsregelung) sind oftmals Defizite bezüglich Erfassung sowie Bestandsanalyse und -bewertung erkennbar (vgl. Brinkmann 1998). Habitatmodelle ermöglichen die Formalisierung der Beziehung zwischen Tierarten und ihrer Umwelt. Es existieren zahlreiche Arbeiten zur Modellierung von Habitaten als Grundlage für den Artenschutz in der freien Landschaft, wohingegen wenige Arbeiten diese Thematik im urbanen Raum behandeln.

Die vorliegende Untersuchung zeigt eine Methode zur Bewertung von Stadtstrukturen basierend auf der Habitatmodellierung, welche faunistische Vorkommensdaten sowie allgemein verfügbare abiotische und biotische Daten nutzt. Mit Methoden der Geoinformation und angewandter Statistik (ENFA – *Ecological Niche Factor Analysis*) werden die Stadtstrukturen hinsichtlich der Habitataignung für die zwei ausgewählten Zielarten Grünspecht (*Picus viridis*) und Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) bewertet. Die ENFA ermöglicht sowohl die Berechnung der Habitataignung (HSI – *Habitat-Suitability-Index*) als auch die Erstellung von Habitataignungskarten (HSI-Karten). Die ermittelten HSI-Werte dienen als Grundlage für die Bewertung der Stadtstrukturen und unterstützen so städtische Planungsentscheidungen in der Stadtentwicklungs- und Landschaftsplanung.

Summary

Evaluating the Habitat Suitability of Urban Structures – Particular consideration of green-space and fallow areas; the example of the city of Leipzig

The consideration of zoo-ecological questions in practical landscape planning frequently includes difficulties. The establishment of faunistic zoo-ecological contributions to landscape planning (e.g. landscape plan, impact regulation) often reveals deficits regarding inventory as well as analysis and evaluation. Habitat models allow to formalise the relationship between animal species and their environment. There have been numerous studies on habitat modelling as base for species protection in the open landscape, but only few studies have investigated this field in the urban environment.

The study introduces an approach to evaluate urban structures on the basis of habitat modelling, applying data of faunistic surveys as well as generally available abiotic and biotic data. Using methods of geo-information and applied statistics (ENFA – *Ecological Niche Factor Analysis*) the urban structures are evaluated in terms of their habitat suitability for the two selected target species Green Woodpecker (*Picus viridis*) and Common Whitethroat (*Sylvia communis*). The ENFA allows both the calculation of the habitat suitability (HSI – *Habitat-Suitability-Index*) and the production of maps of habitat suitability (HSI maps). The identified HSI-values serve as a base for the evaluation of urban structures and hence support local planning decisions in urban and landscape development planning.

Einflussung einheimischer Floren bzw. Faunen seit dem Ende des 18. Jahrhunderts aus. COOLS (1998) beschreibt in ihrer Arbeit das Problem, dass die Artenvielfalt zunehmend verloren geht und eher die euryöken Arten, mit geringeren Ansprüchen an ihren Lebensraum, eine Überlebenschance in Städten haben.

Im Mittelpunkt städtebaulicher Planung steht die Lebensqualität des Menschen. Zur (Er-)Lebensqualität in der Stadt trägt jedoch auch eine artenreiche Flora und Fauna bei. Natur wird aus diesem und aus vielen anderen guten Gründen (AUHAGEN & SUKOPP 1983) seit Jahrzehnten auch in der Stadt geschützt, gepflegt und entwickelt. Naturschutz und Landschaftspflege sind daher durch das Bundesnaturschutzgesetz und das Baugesetzbuch auch in Städten eine Pflichtaufgabe der Stadtentwicklung geworden.

Eine nachhaltige Stadtentwicklung lässt sich nur durch die Integration des Naturschutzes und der Landschaftspflege umsetzen (KIRSCH-STRACKE 1990). Dabei ist die Arten- und Biotopvielfalt ein Indikator für den Zustand abiotischer Faktoren und einer ökologisch orientierten Stadtentwicklung zugleich. Aufgrund der Multifunktionalität von Stadtlandschaften ist es notwendig, verschiedene Schutzziele abzuwägen, da hier begrenzte Flächen- und auch finanzielle Ressourcen mannigfaltigen Ansprüchen an Raum und Landschaft gegenüberstehen (WEILAND 2002).

Die Zielstellungen des urbanen Naturschutzes unterscheiden sich von denen im ländlichen Raum dadurch, dass nur im ländlichen Raum Natur, die ahemerober bis oligohemerober Lebensräume benötigen, erhalten werden können, während in der Stadt eher Arten der meso- bis polyhemerober Lebensräume im Mittelpunkt des Naturschutz-Interesses stehen. Während im Umland Natur oft vor den Menschen geschützt wird, dient Naturschutz in der Stadt vor allem dazu, den Stadtbewohnern Zugang zu und tägliche Erfahrung mit wildlebenden Arten zu ermöglichen. Dabei sind effektive Lösungen gefragt, die es ermöglichen, Stadtentwicklungsprozesse sowie den Arten- und Biotopschutz adaptiv zu gestalten. Die zu entwickelnden bzw. zu schützenden abiotischen und biotischen Ressourcen müssen auf verschiedenen räumlichen Ebenen (Skalen) einer Stadt bewertet werden.

1 Einleitung

Entgegen der weit verbreiteten Annahme, dass Städte an sich lebensfeindlich seien und nur einer unterdurchschnittlichen Anzahl von wildlebenden Pflanzen und Tieren Lebensraum böten, ist die Artenzahl in Städten mit mehr als 50 000 Einwohnern größer als im Umland (HAEUPLER 1974, zitiert nach SUKOPP 2003).

Ursachen für die hohen Artenzahlen in Städten sind ökologisch und historisch bedingt (SUKOPP 2003). Die starke Heterogenität des Lebensraums Stadt entsteht aus verschiedenen Siedlungsstrukturen sowie einer Vielzahl von Flächennutzungen und Kleinstandorten sowie vielen ökologischen Nischen. Die Verbreitung der Arten und Le-

bensgemeinschaften in der Stadt wird hauptsächlich durch die zonale Ausbreitung der Flächennutzungen und der Standortfaktoren geprägt (KOWARIK 1992). Städte sind ökologisch vielfältig im Vergleich zu dem land- und forstwirtschaftlich geprägten Umland. Beispielsweise sind Brachen im Allgemeinen artenreicher als Biotope der Land- und Forstwirtschaft (COOLS 1998, MATHEY et al. 2003).

Historisch sind Städte Ausgangspunkt der Ausbreitung von Arten, die nur infolge direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen im Laufe der Zeit in die Städte gelangt sind. Biologisch ist das ausschlaggebende Kennzeichen der Stadt der hohe Anteil an nicht-einheimischen Arten. KOWARIK (1995) geht von einer größeren Invasion und damit Be-

Die Bewertung von Stadtstrukturen anhand von floristisch-vegetationskundlichen Untersuchungen allein ist nicht zielführend, da Tierarten bzw. -gesellschaften nicht an die gleichen Raumstrukturen gebunden sind (JEDICKE 1996). Tiergesellschaften sind auf unterschiedliche Biotoptypen und Habitatstrukturen in Abhängigkeit von der Jahreszeit und den Entwicklungsphasen angewiesen (JEDICKE 1996). Deshalb sind faunistische Daten in landschaftsökologische Analysen und Bewertungen in jedem Falle einzubeziehen.

Faunistische Daten liegen häufig als Punktdaten bzw. als Rasterkartierungen vor. Auf einer derartigen Grundlage ist es oftmals nur sehr schwer möglich, den Gesamtzusammenhang der Bestandssituation der Arten zu erfassen. Dieses trifft auf einen urbanen Raum ebenso zu wie auf den ländlichen Raum.

Bei der Bewertung von Eingriffen in die Umwelt ist es jedoch wichtig, sowohl das gesamte Stadtgebiet als auch Einzelstrukturen (z.B. Grünflächen, Brachflächen, urbane Forsten) als Lebensraum für charakteristische und/oder gefährdete Tierarten zu berücksichtigen.

In der derzeitigen Planungspraxis werden verschiedene Methoden zur Habitatabewertung angewandt, wie z.B. Entscheidungsbäume, planerisch-argumentative Verfahren (vgl. BASTIAN & SCHREIBER 1999). Mit Hilfe von Habitatmodellen kann jedoch eine komplexere Formalisierung der Beziehung zwischen verschiedenen Umwelteigenschaften und der raumzeitlichen Verteilung von Organismen (SCHRÖDER & REINEKING 2004) erreicht werden. Zahlreiche Arbeiten thematisieren die Modellierung von Habitaten als Grundlage für den Artenschutz in der freien Landschaft (u.a. HIRZEL 2001, REUTER et al. 2003, SÄTTLER 2003, SCHRÖDER 2000a). Es gibt jedoch bisher wenige Arbeiten (z.B. WRIGHT & FIELDING 2002), die sich mit dieser Thematik im urbanen Raum auseinandersetzen. Es stellt sich weiterhin die Frage, ob die Kenntnisse der Habitatpräferenzen uneingeschränkt auf in der Stadt vorkommende Arten anzuwenden sind (vgl. WRIGHT & FIELDING 2002).

2 Zielstellung der Untersuchung

Der Fokus der hier vorgestellten Arbeit liegt auf der Erarbeitung einer flächendeckenden Bewertungsmethode, die tierökologisch-faunistische Schutzziele in urbanen Landschaften mittels einer effektiven und planungsrelevanten Methode berücksichtigt. Die Untersuchung zielt auf die Bewertung von Stadtstrukturen unter besonderer Berücksichtigung der städtischen Grün- und Brachflächen hinsichtlich ihrer Eignung als Habitatstrukturen für den Grünspecht (*Picus viridis*) und die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*).

Die Bewertungsmethode soll eine übersichtliche und auf allgemein verfügbaren Daten beruhende Vorgehensweise darstellen, welche auch in anderen urbanen Räumen nachvollzogen werden kann (MEHNERT

2004). Um eine Bewertung vornehmen zu können, wird eine räumlich explizite Habitatmodellierung für beide Vogelarten unter Verwendung von Geographischen Informationssystemen (GIS) und des statistischen Habitatmodells ENFA (*Ecological Niche Factor Analysis*) im Programm Biomapper 2.0 (HIRZEL et al. 2001) durchgeführt. Die aufgestellten Hypothesen zu den Habitatpräferenzen der Zielarten werden mit der ENFA überprüft und Habitabeignungskarten mit den entsprechenden Habitabeignungswerten erstellt. Die ermittelten Habitabeignungswerte (HSI-Werte, *Habitat Suitability Index*) dienen als Grundlage für die Bewertung der Stadtstrukturen bzw. Stadtstrukturtypen. Darüber hinaus erfolgt eine Auswertung bezüglich der mittleren, flächengewichteten HSI-Werte für alle Stadtstrukturen. Anhand der Grünfläche des Clara-Zetkin-Parks werden verschiedene Methoden der Übertragung des rasterbasierten Datensatzes der Habitabeignungskarten auf die Flächen der Stadtstrukturen demonstriert. Die Methode wird hinsichtlich ihrer Validität und Aussagekraft bewertet, und es werden Anwendungsmöglichkeiten in der zukünftigen Praxis der Landschaftsplanung im urbanen Raum aufgezeigt.

Exemplarisch zeigt die Analyse der ermittelten HSI-Werte eine planungsrelevante Anwendung, indem geprüft wird, inwieweit die nach planerisch-argumentativen Ansätzen ermittelten Vorrangflächen für das Projekt „Regionales Handlungskonzept Grüner Ring der Stadt Leipzig“ mit der Zielstellung zur Förderung der Habitabeignung für die ausgewählten Zielarten übereinstimmt.

3 Das Untersuchungsgebiet – die Stadt Leipzig

Als Untersuchungsgebiet wurde die Großstadt Leipzig in Sachsen ausgewählt. Die Stadt Leipzig umfasst eine Fläche von 298 km² und ist mit einer Einwohnerzahl von 494 795 Personen und einer Bevölkerungsdichte von 1663 Einwohnern/km² (Stand 31.12.2002) die am dichtesten besiedelte Stadt in den neuen Bundesländern (BREUSTE 1996, Statistisches Landesamt 2003; Gebietsstand 01.01.2003). Leipzig ist eine sehr kompakte Stadt mit einem hohen Anteil an gründerzeitlicher Bausubstanz (Blockbebauung) sowie DDR-typischen Großwohnsiedlungen (HAASE & MAGNUCKI 2004). Demnach ist der Naturraum als stark technisch verändert zu klassifizieren (RICHTER 1995, Stadt Leipzig 2001). Darüber hinaus ist Leipzig Teil des Naturraumes Leipziger Land, im südlichen Bereich der naturräumlich vielgestaltigen Leipziger Tieflandsbucht. Charakteristisch für die Stadt Leipzig ist das geringe Relief der Pleistozänplatte zwischen 90 und 170 m üB. NN, die geringmächtige Sandlössdecke, eine signifikante Zunahme der Niederschläge von Nordwest nach Südost (560 mm auf 620 mm) sowie die Heterogenität der urbanen Bodendecke. Daher ergibt sich eine trotz des geringen Reliefs vorhandene Vielfaltigkeit der biotischen Naturausrüstung und landschaftliche Diffe-

renziertheit (BERNHARDT et al. 1986, BREUSTE 1996).

Die Stadt Leipzig verfügt auf ihrem Territorium neben Flächen mit hohem Versiegelungsgrad auch über durch überwiegend Grün- und Brachflächen geprägte Bereiche in der Stadt. Als Besonderheit der Stadt Leipzig ist die Auenlandschaft (z.B. Leipziger Auenwälder, zählen zu den artenreichsten Europas) der Weißen Elster, Pleiße und Parthe mit einem hohen Artenreichtum zu nennen (StUFA Leipzig 1995, Stadt Leipzig 2001). Sie ist ein Relikt vorkommen eines Auwaldes und damit ein stadt-untypischer Lebensraum. In England werden solche Relikte früher Kultur- und Naturlandschaften in Städten treffend als „*encapsulated countryside*“ bezeichnet.

4 Methodischer Ansatz

4.1 Datengrundlagen

Als Datengrundlage für die Habitatabewertung standen sowohl abiotische als auch biotische Geo-Daten sowie die Brutvogelkartierung (Rasterkartierung 500 x 500 m; StUFA Leipzig 1995) der Stadt und des ehemaligen Landkreises Leipzig zur Verfügung. Eine wesentliche Datengrundlage bildete die Stadtbiotopkartierung der Stadt Leipzig (2001), ergänzt durch Daten zum Straßenbaumbestand. Diese wurde durch Daten des Waldalters, des Klimas, der Bodenart sowie der Bodenfeuchte (standortkundliche Feuchtestufe ermittelt aus Bodenart und Grundwasserflurabstand) ergänzt. Neben diesen Informationen kamen Frequenz (in Prozent, wird von einer ausgewählten Biotopklasse, ausgehend von der Mittelzelle, innerhalb des Aktionsradius der zu untersuchenden Zielart berechnet) und Distanz von ausgewählten Biotoptypen sowie ausgewählte Landschaftsstrukturmaße im Modell zur Anwendung. Ebenso wurden die potentiellen Ansitzwarten der Dorngrasmücke (genutzte Daten: Reliefdaten und Stadtbiotopkartierung [Biotophöhen]) als Parameter durch eine Sichtbarkeitsanalyse quantifiziert; dieses ist jedoch nicht Gegenstand der weiteren Diskussion.

4.2 Auswahl relevanter Stadtstrukturen

Warum wurden Stadtstrukturen als zu bewertende Einheiten gewählt? Stadtstrukturen sind abgrenzbare Raumeinheiten urbaner Landschaften mit vergleichbaren Umweltbedingungen und Raummerkmalen (verändert nach BÖHM et al. 2001). Die Zuordnung zu einem Stadtstrukturtyp erfolgte auf der Grundlage der Stadtbiotopkartierung, indem Biotope mit Bedeutung für die Landschaftsplanung zu einem Stadtstrukturtyp zusammengefasst wurden (Abb. 1). Die Auswahl der besonders untersuchten Stadtstrukturen ist abhängig von methodischen und inhaltlichen Gesichtspunkten. Methodisch wurden aufgrund der ungenügenden Datenlage Strukturtypen wie „Wohnbauflächen und gemischte Bauflächen“ oder „Industrie- und Gewerbeflächen, Ver- und Entsorgungsanla-

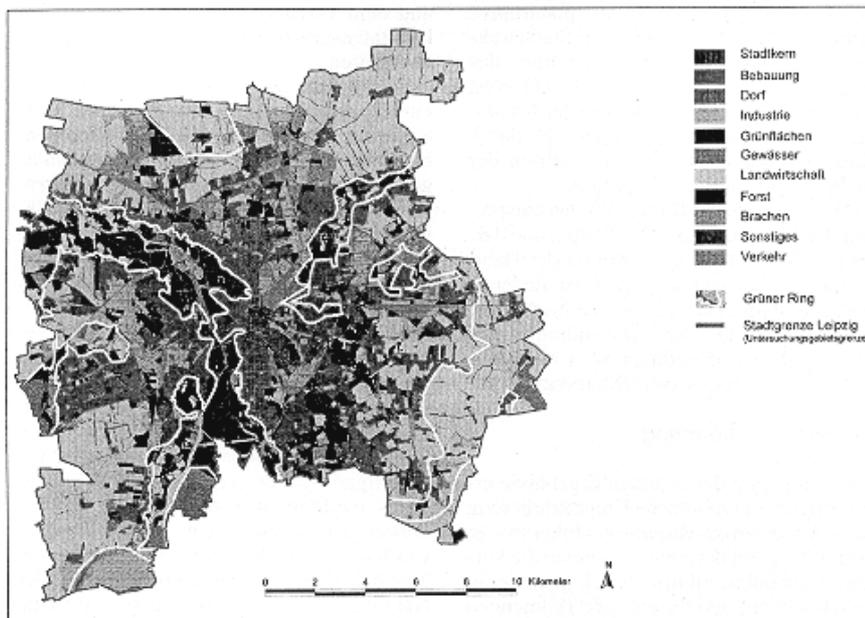


Abb. 1: Flächennutzung und Stadtstruktur in Leipzig sowie die Ausdehnung des Grünen Rings.

gen“, die ebenfalls von erheblicher Bedeutung für die Fauna (z.B. Gebäudebrüter) sind, nicht näher untersucht. Die erforderlichen Daten zur Ausstattung und Beschaffenheit von Gebäuden sind nur durch aufwändige Kartierarbeit zu ermitteln.

Inhaltlich ist die Auswahl begründet durch die Orientierung an den Schwerpunkten und Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Stadt Leipzig. Die ausgewählten Stadtstrukturen Grün- und Brachflächen sind Zentren der Ansiedlung von Tieren (KLAUSNITZER 1993) und erfüllen sowohl methodisch als auch inhaltlich die Anforderungen der zu untersuchenden Fragestellung.

4.3 Auswahl der Zielarten

Eine vollständige Erfassung der Arten in einem Untersuchungsraum ist nie möglich. Demzufolge wird häufig das Zielartenkonzept angewandt, indem diese Arten eine Stellvertreterposition einnehmen (u.a. BRINKMANN 1998, PLACHTER 1980 und 1991, VOGEL et al. 1996). Zielarten dienen der Festsetzung und Kontrolle von Naturschutzziele (VOGEL et al. 1996). Die Bewertung von Landnutzungen ist über die Analyse biotopischer Arten möglich. Dabei unterscheidet sich die Herangehensweise des faunistischen Arten- und Biotopschutzes vom floristisch-vegetationskundlichen Naturschutz (JEDICKE 1996).

Vögel eignen sich nach RECK (1992) und JEDICKE (1996) zur Planungsindikation für mittelgroße bis sehr große Biotoptypen bzw. Funktionseinheiten jeglicher Art sowie Flächen als Einheiten im überregionalen Habitat-/Biotopverbund.

Die Untersuchung wurde in Abstimmung mit dem Landschaftsplan der Stadt Leipzig für den Grünspecht (*Picus viridis*) als Zielart für Grünflächen sowie die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) als Zielart für Brachflä-

chen in der Stadt durchgeführt. Die Auswahl begründet sich folgendermaßen:

- Das erste wichtige Auswahlkriterium stellte die Datengrundlage der Vorkommensdaten für die statistische Untersuchung dar. Mindestens 20 bis 30 Vorkommenspunkte sind für die Berechnung der Habitateignung mit dem Programm Biomapper (HIRZEL et al. 2001) notwendig. Die Vorkommenspunkte sollten außerdem weitgehend gleichmäßig in dem Untersuchungsgebiet Stadt Leipzig verteilt sein (keine sporadischen Vorkommen).
- Das zweite wichtige Kriterium betraf die Bindung der Arten an die zu untersuchende Stadtstruktur (Abb. 1) und somit das potentielle Vorkommen der Art.

Die Stenökologie der Arten spielt dahingehend eine Rolle, dass die Vorkommensdaten eine gewisse Eignung aufweisen müssen. Viele Vorkommenspunkte bzw. flächendeckende Vorkommen ermöglichen keine Differenzierung der Lebensraumsansprüche. Sind allerdings zu wenige Vorkommen vorhanden (z.B. sehr hoch gefährdete Arten), ist die Grundvoraussetzung für die Modellierung mit Biomapper nicht erfüllt, so dass keine aussagekräftigen Ergebnisse erzielt werden können. Die Zielartenwahl war daher primär an die Datenverfügbarkeit (Kartierungsda-

ten) bzw. statistische Auswertbarkeit gekoppelt („regionale Stenökologie“). Dennoch lässt sich eine deutliche (Grünspecht) oder eingeschränkte (Dorngrasmücke) regionale Stenökologie (qualitativ) aus den Habitatpräferenzen der Arten im Land Sachsen herleiten (vgl. dazu STEFFENS et al. 1998). Der Grünspecht gehört zudem zu den „populärsten Arten“ in Leipzig, mit dessen Lebensraumverbesserung/-verschlechterung man auch das Interesse der Bevölkerung am städtischen Naturschutz erreichen kann.

Die gewählten Zielarten sind in Beziehung zu den gewählten Strukturen (Grün-, Brachflächen) zu setzen; beide Arten sind nicht wirklich „urban“, aber für Großstädte (Leipzig, Berlin, München) typisch.

4.4 Funktionsbezogene Bewertung – Habitatmodellierung mit dem Programm Biomapper

Die Grundlage für die Durchführung der Modellierung von potentiellen Lebensräumen bilden Hypothesen zu den Habitatpräferenzen der Arten. Die Quantifizierung und Umsetzung der Hypothesen zu abiotischen und biotischen Habitatfaktoren in Parameter erfolgte durch die Anwendung Geographischer Informationssysteme (ArcView, Arc Info, Erdas Imagine) sowie dem Raummuster-Analyseprogramm Fragstats 3.3 (MCGRIGAL et al. 2002). Mit Fragstats 3.3 wurden ausgewählte Strukturmaße (z.B. *edge density*, *proximity index*, *mean patch size*, *largest patch index*) aus den Biotoptypen berechnet. Als Datengrundlage standen sowohl raumbezogene als auch Vorkommens- bzw. Präsenzdaten der Art (HIRZEL et al. 2001) zur Verfügung. Ein Beispiel für die Ableitung der Parameter aus den Habitatpräferenzen zeigt Tab. 1.

Mit der ENFA werden die ermittelten Parameter auf einen statistischen Zusammenhang zum Vorkommen der Arten untersucht. Aus diesen Ergebnissen werden räumlich explizite Habitateignungskarten erstellt. Zur Berechnung der Habitateignung wurde die ENFA als Analysewerkzeug des Programms Biomapper 2.0 (HIRZEL et al. 2001, <http://www.unil.ch/Biomapper>) verwendet.

Gerade die genaue Charakterisierung des Zusammenhangs von Raumstruktur und Vorkommen ist für die Modellierung von Habitatpräferenzen von großer Bedeutung (LAUSCH 2004). Daher ist die kartographi-

Tab. 1: Beispiel für die Ableitung der Parameter aus den Habitatpräferenzen.

Landschaftsstruktur (LSM und Distanzmaße)		
Hypothesen	Parameter	Begründung/Erläuterung
Die Dorngrasmücke bevorzugt Gebiete, deren gehölzbestandenen Flächen nicht weit voneinander entfernt sind.	Proximity-Index [ohne Einheit]	Aufgrund der Bindung an Gehölzbestände ist zu vermuten, dass größere und näher beieinander liegende Patches von Biotopen mit sträuchigen Pflanzen und Gebäuden die Chance des Vorkommens der Dorngrasmücke erhöhen.
	Nachbarschaftsmaß/Klasse	
Biotoptypen: Feldgehölze, Lineare Gehölzstrukturen, Ruderale Kraut- und Staudenfluren, Gehölzbestimmte Brachen		

sche Konkretisierung und Visualisierung bzw. GIS-basierte Umsetzung der Ergebnisse als ein Vorteil der Software gegenüber *non spatial models* (NSM) zu sehen.

Das Hutchinson's Konzept der ökologischen Nische („*ecological niche*“) (HUTCHINSON 1957) ist das methodische Grundprinzip der ENFA. Die Verbreitung und Häufigkeit von Organismen ist nicht nur an einen einzelnen Umweltfaktor gebunden, sondern der Organismus besitzt Toleranzen gegenüber einer Vielzahl von Umweltfaktoren. Das Konzept der ökologischen Nische betrachtet diesen Toleranzbereich gegenüber der Vielzahl an Parametern. Der Nischenraum ist ein n-dimensionales Gebilde aus verschiedenen Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Nahrung, Raum, Zeit). HUTCHINSON (1957) unterscheidet zwischen einer „fundamentalen“ und einer „realisierten“ Nische. Dabei ist die fundamentale Nische jener Bereich, in dem ein Organismus ohne Einwirkung biotischer Faktoren vorkommen würde. Die realisierte Nische beschreibt nur einen Teilbereich davon, der dem Organismus unter Einbeziehung der biotischen Faktoren verbleibt (BEGON et al. 1998, vgl. FISCHER 2003).

Die Grundannahme besteht somit darin, dass das Vorkommen von Arten auf einen Bereich innerhalb eines multidimensionalen Raumes mit spezifischen ökologischen Eigenschaften bzw. Parametern beschränkt ist (HIRZEL et al. 2002). Somit unterscheidet sich die Verteilung der ökologischen Parameter (z.B. Bodenart, Vorkommen von Wald) der Zielart von der Gesamtlandschaft hinsichtlich des Mittelwertes. Ebenso besteht ein Unterschied bezüglich der Standardabweichung.

Die Marginalität (M) gibt an, wie sehr sich das mittlere Habitat der untersuchten Arten von der Gesamtlandschaft (hier: Stadtlandschaft) unterscheidet, und wird definiert als die absolute Differenz zwischen globalem (= gesamtäumlichem) Mittelwert und Mittelwert der Zielart geteilt durch 1,96 und die globale Standardabweichung. Die weiteren Faktoren repräsentieren das Maß an Spezialisierung, die als das Verhältnis der Standardabweichung der gesamtäumlichen Verteilung zu der der Zielart definiert wird (HIRZEL et al. 2002).

Die Habitateignungskarten werden anhand der voneinander unabhängigen Faktoren berechnet, wobei die Eignung als Wahrscheinlichkeit, dass eine Zelle von einer Art besiedelt ist, definiert werden kann. Der größte Anteil an erklärender Varianz und Information über die Spezialisierung der Art enthalten die ersten Faktoren (Marginalität und erste Spezialisierungsfaktoren). Dabei richtet sich die Auswahl der voneinander unabhängigen Faktoren zur Berechnung der Habitateignungskarten nach der „*MacArthur's Broken-Stick-Distribution*“ (HIRZEL et al. 2002).

4.5 Raumbewertung

Im Gegensatz zu den in der Planungspraxis verbreiteten planerisch-argumentativen Ableitungen des Wertes der Strukturen dienen

die ermittelten HSI-Werte als quantitative Grundlage für die Bewertung der Stadtstrukturen und ermöglichen die Herstellung des räumlichen Bezuges. Ein hoher HSI-Wert bedeutet, dass dieses Habitat von der Art präferiert wird. Die Werte werden z.B. durch Mittelwertbildung auf die Geometrien der Stadtbiotopkartierung übertragen.

Das Ergebnis sind Karten mit den entsprechenden klassifizierten HSI-Werten und daraus abgeleiteten verbalen Werten der Habitateignung, bezogen auf die verschiedenen Stadtstrukturen. Dabei kam eine fünfstufige Bewertungsskala zur Anwendung: von HSI=0–20 = sehr geringer Wert bis HSI=81–100 = sehr hoher Wert (MEHNERT 2004).

4.6 Modellvalidierung

Die Validierung der erzielten Ergebnisse erfolgte durch die zehnfache Kreuzvalidierung (*Jack-Knife-Cross-Validation*; FIELDING & BELL 1997). Bei der Analyse werden die Vorkommenspunkte zufällig in sich gegenseitig ausschließende und gleichgroße Teilmengen aufgesplittet. Ein Teil wird benötigt, um das Modell zu kalibrieren, der Rest, um es zu evaluieren. Dieser Prozess wird zehnmal wiederholt und jedes Mal ein anderer Teil ausgelassen. Die Berechnung liefert einen „Pseudowert“; die Mittelung aller Werte ergibt das Jackknife-Resultat. Der AVI (*Absolute Validation Index*) dient zur absoluten Bewertung der Modellqualität. Dieser Index ergibt sich aus dem Anteil der Validierungspunkte, die innerhalb des vorhergesagten Kernhabitats vorkommen, und ist demnach ein Indikator für den Anteil der bewerteten Zellen (in ausgelassenem Teil) mit einem Wert > 50.

Für den Grünspecht wurde ein Anteil von 70,9% der bewerteten Zellen mit einem Wert von > 50 ermittelt. Für die Dorngrasmücke wurde in 67,6% der Fälle ein Vorkommen (alle Raster mit HSI-Wert > 50) vorhergesagt. Möglicherweise ist der Grund für dieses Modellergebnis, dass der Grünspecht eher eine stenöke Art ist und somit eine geringere Toleranz zum Optimalhabitat aufweist.

5 Ergebnisse der Habitatmodellierung

5.1 Hypothesen und Habitateignung

Grünspecht (*Picus viridis*)

In das Modell des Grünspechts wurden 44 Parameter integriert, wobei die Anzahl der berechneten Faktoren der Anzahl der Parameter entspricht. Demnach konnten 25 der gestellten Hypothesen angenommen werden, wohingegen 19 abgelehnt wurden.

Als Ergebnisse des Modells erhält man die Korrelationen zwischen Vorkommen und Umweltbedingungen. So wird zwar z.B. eine Korrelation zwischen Niederschlagsverteilung und Vorkommen der Art festgestellt, was aber nicht bedeutet, dass dieser Zusammenhang auch mit den ökologischen Bedingungen in Verbindung gesetzt werden kann. Es ist daher notwendig, die kausalen Zusammenhänge zwischen den Schlüsselfaktoren

und dem vorhandenen Fachwissen zu den Habitatansprüchen der betrachteten Art zu überprüfen.

Wesentliche das Vorkommen der Art beeinflussende Parameter sind eine hohe Kantendichte von Gehölzbestandenen Biotopen, naturnahen Wäldern, Grün- und Parkanlagen mit Baumbestand sowie Gewässern. Ebenso von Bedeutung sind der mittlere Näheindex und die mittlere Patchgröße von naturnahen Wäldern sowie das Vorkommen von lehmigen Böden sowie von Grün- und Parkanlagen mit Baumbestand (korrelierende Parameter – nicht in Tab. 2). Die bevorzugte Nähe von Feuchtgebieten wird deutlich, da die Wahrscheinlichkeit des Brutvorkommens mit einer geringen Distanz zwischen Flüssen und Altwassern steigt. Große, zusammenhängende Ackerflächen (niedriger Wert des größten Patchgröße-Indexes, niedriger Wert der Frequenz und der mittleren Patchgröße von Acker) dagegen werden vom Grünspecht eher gemieden. Möglicherweise im Zusammenhang mit der Nahrungssuche steht die Präferenz für eine hohe Frequenz von Grün- und Parkanlagen ohne Baumbestand. Für das Waldalter konnte in der vorliegenden Untersuchung mit den zur Verfügung stehenden Daten kein signifikanter Zusammenhang zum Brutvorkommen ermittelt werden. Ungleichaltrig gestufte Wälder allerdings korrelieren mit der Kantendichte von naturnahen Wäldern und fördern die Wahrscheinlichkeit des Brutvorkommens.

Grünspechte nutzen in Nordwest-Sachsen überwiegend Weichhölzer als Nistplatz (sonst auch Harthölzer, insbesondere Buche), diese kommen regelmäßig an Gewässern vor: Es besteht also maximal eine sekundäre Verknüpfung zwischen Grünspecht und Gewässern. Man kann somit ggf. den Parameter „Gewässer“ als Indiz für Weichhölzer interpretieren, um so dem wesentlichen Kriterium „Habitatrequirement“ Rechnung zu tragen.

Dorngrasmücke (*Sylvia communis*)

Von den insgesamt 45 aufgestellten Hypothesen zu den das Vorkommen der Dorngrasmücke beeinflussenden Parametern konnten 32 bestätigt werden, 13 Hypothesen mussten verworfen werden. Das Brutvorkommen der Dorngrasmücke wird maßgeblich durch die Distanz zwischen bebauten Bereichen und Durchgangsstraßen beeinflusst. Je größer diese ausfällt, desto geeigneter als Bruthabitat für die Dorngrasmücke ist die Fläche. Dagegen bieten eine geringe Distanz zwischen Bauern- und Gutshöfen sowie landwirtschaftlichen Großbetrieben ebenso wie ein hoher mittlerer Näheindex von Gehölzbestimmten Brachen sowie ruderalen Kraut- und Staudenfluren gute Voraussetzungen für die Brut. Auch eine hohe Frequenz von Laubholzforsten hat einen positiven Effekt auf das Vorkommen der Dorngrasmücke, wohingegen die Kantendichte von Grün- und Parkanlagen eher gering sein sollte.

Die Stadt Leipzig ist gekennzeichnet durch einen bemerkenswerten Gradienten des Niederschlags, wo sich die Regenschattentlage des Harzes in den Luv des Erzgebirges „verwandelt“. Für einige Arten bildet

Tab. 2: Ergebnisse der ENFA-Analyse für den Grünspecht (*Picus viridis*). Die Zahlen geben die Marginalität der Variablen an; ein positiver Wert zeigt eine Bevorzugung eines hohen Wertes des Parameters an, ein negativer das Gegenteil. Die Marginalität (M) des Gesamtmodells beträgt 7 %. Grau unterlegte Parameter sind von signifikanter Wichtigkeit für den Grünspecht. Übereinstimmungen von erwarteten Habitatpräferenzen sind durch ein "ja" in der Hypothesenspalte angezeigt.

Parameter	M (7 %)	Hypothesen
Kantendichte von gehölzbestandenen Biotopen	0,36	ja
Kantendichte von Naturnahen Wäldern	0,28	ja
Frequenz von Grün- und Parkanlagen ohne Baumbestand	0,25	ja
Distanz zwischen Flüssen mit Uferbereich	-0,24	ja
Kantendichte von Grün- und Parkanlagen mit Baumbestand	0,24	ja
Kantendichte von Gewässern	0,24	ja
Distanz zwischen Altwässern	-0,23	ja
mittlere Patchgröße von Acker	-0,22	ja
Frequenz von Acker	-0,22	ja
Altersklasse von Wäldern 3	0,21	nein
größter Patchgröße-Index	-0,20	ja
Diversitätsmaß nach Shannon	0,18	ja
Frequenz von Villen mit parkartigen Gärten	0,18	ja
mittlere Sonnenscheindauer	-0,16	nein
Distanz zwischen Alleen (alt)	-0,14	ja
Distanz zwischen übrigen Straßen und Wegen	-0,14	nein
Distanz zwischen Teichen und Weihern	-0,14	ja
mittlere Jahrestemperatur	0,14	ja
Distanz zwischen Gräben und Bächen	-0,13	ja
Distanz zwischen Baumreihen (neu)	0,12	nein
Kantendichte von Laubholzforsten	0,11	ja
Frequenz von Kleingärten	0,11	ja
mittlerer Jahresniederschlag	-0,10	ja
Frequenz von Friedhöfen	0,10	ja
mittlerer Näheindex zu Feldgehölzen	-0,10	nein
Frequenz von sandigen Böden	0,09	ja
Oberflächentemperatur	-0,09	ja
Frequenz von Feldgehölzen	-0,08	nein
Distanz zwischen Alleen (neu)	-0,08	ja
Frequenz von Wiesen und Weiden	0,08	ja
Kantendichte von offenen Biotopen	-0,07	nein
Frequenz von ruderalen Kraut- und Staudenfluren	-0,07	nein
Frequenz von linearen Gehölzstrukturen (Hecken)	-0,07	nein
Distanz zwischen Baumreihen (alt)	0,06	nein
Distanz zwischen Durchgangsstraßen	-0,06	nein
mittlerer Näheindex zu linearen Gehölzstrukturen (Hecken)	-0,05	nein
standortkundlicher Feuchtegrad	-0,04	nein
Frequenz von Einzelhausbebauung	-0,03	nein
Distanz zwischen Gebäuden	-0,03	ja
Frequenz von Gehölzbestimmten Brachen	0,03	nein
Distanz zwischen Gehölzen (gesamt)	0,03	nein
Frequenz von Streuobstwiesen	-0,02	nein
Distanz zwischen Straßen (Autobahn, Schnellstraße, Bundesstraße)	0,02	nein
Distanz zwischen Nassabgrabungen, Kiesabbauen, gefluteten Tagebauen	-0,01	nein

daher das Stadtgebiet die Verbreitungsgrenze. Daher werden flächenhaft verfügbare Niederschlagsdaten immer mit in die Modellierung einbezogen – auch wenn nicht sicher zu belegen ist, dass die Niederschlagsverteilung im Bereich der Stadt Leipzig das Vorkommen primär beeinflusst. Demzufolge ist dieser Zusammenhang als ein skalenergreifendes Phänomen zu bezeichnen.

Einige Habitatparameter sind als Stellvertreterparameter zu definieren – z.B. können die Distanzen zwischen bebauten Bereichen und Durchgangsstraßen als direkt wirksame Parameter für Dorngrasmücken gelten (vgl. optisch-akustisches Balzverhalten [Singflug]: Bebauung schränkt die optische, Straßenlärm die akustische Signalwirkung ein, etc.).

5.2 Mittlere, flächengewichtete Habitatauswertungswerte der Stadtstrukturen

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Berechnung der mittleren, flächengewichteten HSI-Werte für die einzelnen Stadtstrukturtypen diskutiert. Die Diagramme in Abb. 3 spiegeln die Habitatpräferenzen der Arten weitestgehend wider. Die höchsten HSI-Werte für den Grünspecht wurden für die Grünflächen (61%), die Wald-, Forst- und Gehölzstrukturen (58%) sowie den Stadt- und Ortskernbereich (58%) ermittelt. Im Gegensatz zur Dorngrasmücke wurden jedoch für Brachen (38%), dörfliche Strukturen (33%) sowie landwirtschaftliche genutzte Flächen niedrige (18%) mittlere HSI-Werte errechnet. Die Berechnungen für die Dorngrasmücke ergaben hohe bis mittlere HSI-Werte für die landwirtschaftlich genutzten Flächen (73%), dörflichen Strukturen (67%) sowie Stadtstrukturen mit Offenlandcharakter (Sonstige – Militär und Baustellen 61%, Brachflächen 59%).

Ganz deutlich werden in dieser Auswertung die für das Stadtzentrum typischen Strukturen Stadt- und Ortskernbereich (32%), Verkehrsanlagen (32%) sowie Wohnbauflächen und gemischte Bauflächen (29%) mit einem niedrigen HSI-Wert bewertet. Damit zeigt sich auch in dieser Untersuchung, dass die Lebensräume der Zielarten weitgehend konträr zueinander bestimmt sind. In beiden Untersuchungen sind die ermittelten Standardfehler (zwischen 0,14% und 1,4%) und damit die Streuung der HSI-Werte innerhalb der einzelnen Stadtstrukturen gering.

In Abb. 3c und d sind die Analyseergebnisse zu den Grün- und Brachflächen aufgeschlüsselt nach den einzelnen Biotoptypen dargestellt. Die beiden Brachtypen unterscheiden sich nur geringfügig hinsichtlich des mittleren HSI-Wertes (~59%). Ein etwas differenzierteres Bild ergibt sich für die unterschiedlichen Kategorien der Grünflächen. Die Friedhöfe erhalten demnach einen Wert von 78%, wobei für die Kleingärten der niedrigste mittlere HSI-Wert errechnet wurde. Die Biotoptypen Grün- und Parkanlagen mit und ohne Baumbestand sowie extensiv und intensiv genutzte Sport- und Freizeitanlagen erhielten Werte zwischen 63 und 67%. Auch bei dieser Berechnung ist der Standardfehler eher gering und reicht von 0,29 und 1,24% bei den Grünflächen und nimmt Werte von 0,36 sowie 0,49% bei den Brachflächen an.

5.3 Bewertung der Grün- und Brachflächen

Die Bewertung der Grün- und Brachflächen erfolgte durch die Übertragung der ermittelten HSI-Werte (Abb. 2) als Mittelwerte auf die Geometrien der Stadtbiotopkartierung. Die Stadtstrukturen erhielten dementsprechende Wertstufen. Abb. 4 stellt die Bewertung der einzelnen Grün- und Brachflächen als Habitat für den Grünspecht und die Dorngrasmücke dar. Die HSI-Werte liegen zwischen 2 (negativ) und 100 (positiv).

Dabei konnten die Grünflächen als Strukturtyp anhand der HSI-Werte des Grünspechts mit einer mittleren bzw. hohen bis sehr hohen Wertstufe versehen werden. Als

günstige Lebensräume für den Grünspecht wurden vor allem die Flussauen der Weißen Elster, der Parthe und der Pleiße ausgewiesen. Gleichzeitig werden auch die Grünflä-

chen nahe der innerstädtischen Altbauwohngebiete (Gründerzeit-Blockrandbebauung, Zeilenbebauung) sowie die altindustrialisierten, strukturreichen Mischgebiete, die im

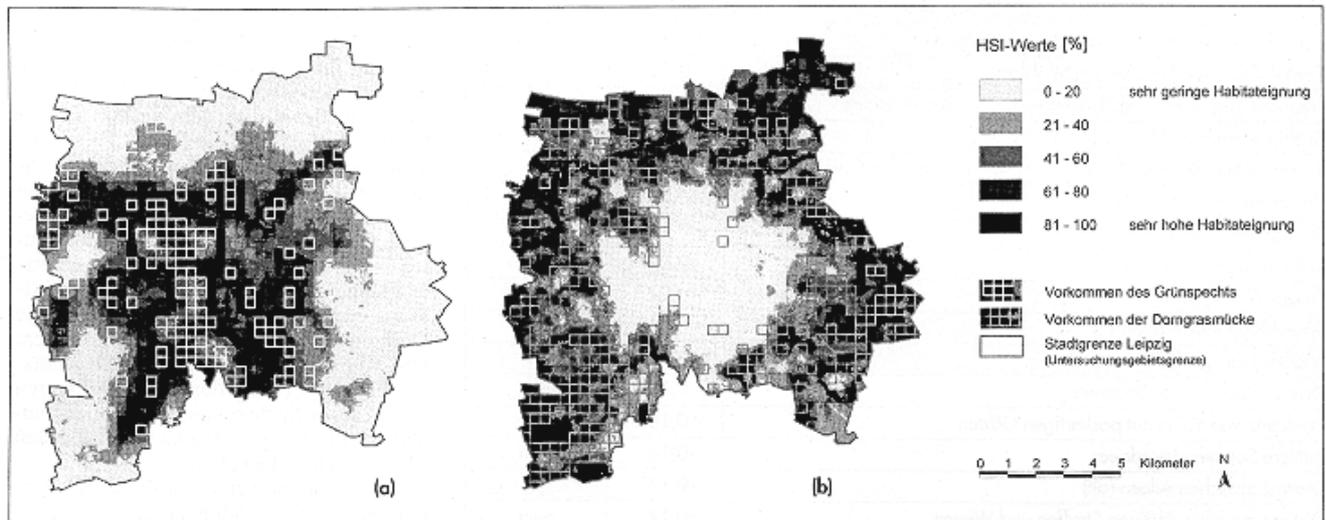


Abb. 2: Berechnete HSI-Werte für (a) Grünspecht (*Picus viridis*) und (b) Dorngrasmücke (*Sylvia communis*).

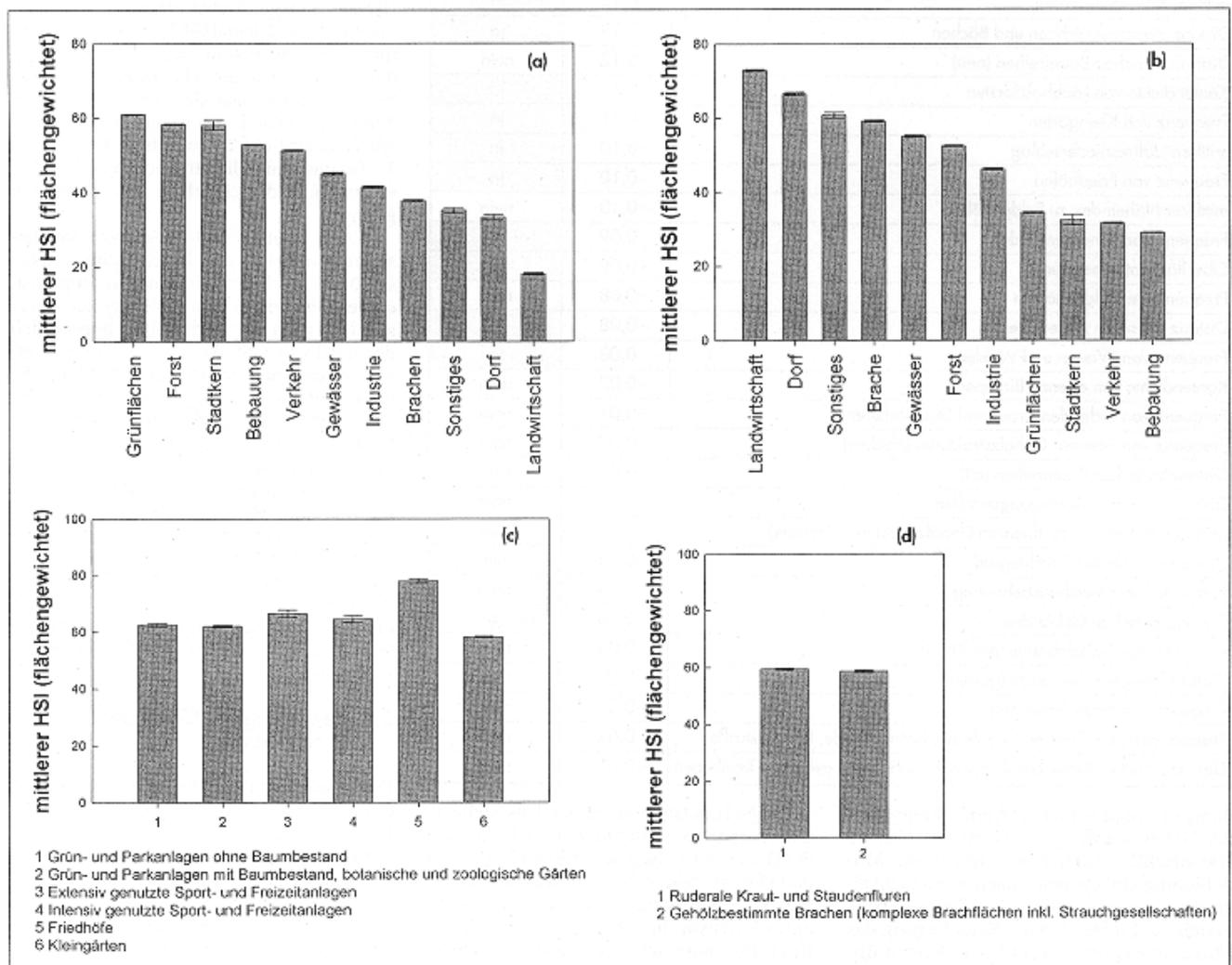


Abb. 3: Mittlerer HSI-Wert der Stadtstrukturen - (a) Grünspecht, (b) Dorngrasmücke, (c) Grünflächen, (d) Brachen.

Tab. 3: Ergebnisse der ENFA-Analyse für die Dorngrasmücke (*Sylvia communis*). Die Zahlen geben die Marginalität der Variablen an; ein positiver Wert zeigt eine Bevorzugung eines hohen Wertes des Parameters an, ein negativer das Gegenteil. Die Marginalität (M) des Gesamtmodells beträgt 6 %. Grau unterlegte Parameter sind von signifikanter Wichtigkeit für die Dorngrasmücke. Übereinstimmungen von erwarteten Habitatpräferenzen sind durch ein "ja" in der Hypothesenspalte angezeigt.

Parameter	M (6 %)	Hypothesen
Distanz zwischen bebauten Bereichen	0,27	ja
Distanz zwischen Durchgangsstraßen	0,26	ja
Kantendichte von Grün- und Parkanlagen mit Baumbestand	-0,24	ja
mittlere Näheindex zu Gehölzbestimmten Brachen	0,22	ja
Frequenz von Laubholzforsten	0,22	nein
Distanz zwischen Bauern- und Gutshöfen und landwirt. Großbetrieben	-0,22	ja
mittlere Sonnenscheindauer	0,21	ja
mittlerer Jahresniederschlag	-0,20	ja
mittlerer Näheindex zu ruderalen Kraut- und Staudenfluren	0,20	ja
Kantendichte von Laubholzforsten	0,19	ja
größter Patchgröße-Index	0,19	nein
standortkundlicher Feuchtegrad	0,19	ja
Frequenz von Wiesen und Weiden	0,18	ja
Frequenz von gehölzbestimmten Brachen	0,18	ja
Distanz zwischen Grün- und Parkanlagen ohne Baumbestand	0,18	ja
Distanz zwischen dörflichen Siedlungsflächen	-0,17	ja
Frequenz von Grün- und Parkanlagen mit Baumbestand	-0,16	ja
mittlere Patchgröße von Acker	0,16	nein
mittlerer Näheindex zu Feldgehölzen	0,16	ja
Distanz zwischen Baumreihen (neu)	-0,16	ja
Frequenz von ruderalen Kraut- und Staudenfluren	0,16	ja
Frequenz von Deponien und Kippen, Sanierungsbergbau	0,14	ja
Frequenz von Acker	0,13	ja
Oberflächentemperatur	0,12	nein
Frequenz von gering versiegelten Industrie- und Gewerbeflächen	0,12	ja
Distanz zwischen Straßen (Autobahn, Schnellstraße, Bundesstraße)	0,12	ja
Frequenz von Friedhöfen	-0,11	ja
Sichtbarkeit – Anstzwarte	0,11	ja
Frequenz von Nassabgrabungen, Kiesabbau, geflutete Tagebaue	0,10	ja
Frequenz von Feldgehölzen	0,10	ja
Distanz zwischen Flüssen mit Uferbereich	-0,09	ja
Distanz zwischen übrigen Straßen und Wegen	0,09	nein
Distanz zwischen Alleen (alt)	0,09	nein
Frequenz von sandigen Böden	0,08	ja
Frequenz von Grün- und Parkanlagen ohne Baumbestand	-0,07	ja
Diversitätsmaß nach Shannon	-0,07	nein
mittlerer Näheindex zu Linearen Gehölzstrukturen (Hecken)	0,06	ja
mittlere Jahrestemperatur	0,06	ja
Distanz zwischen Gräben und Bächen	-0,05	ja
Kantendichte von naturnahen Wäldern	0,04	nein
Distanz zwischen Alleen (neu)	0,04	nein
Distanz zwischen Bahnanlagen	0,04	nein
Distanz zwischen Baumreihen (alt)	-0,03	nein
Frequenz von linearen Gehölzstrukturen (Hecken)	0,02	nein
Frequenz von naturnahen Wäldern	0,00	nein

Osten und Westen an den Altbauring angrenzen bzw. in diesen integriert sind, mit einer mittleren bis sogar sehr hohen Habitateignung bewertet. Gerade diese Stadtbereiche sind aber vom Problem eines hohen Wohnungsleerstandes (Leipzig 2004: 55 000 lee-

re Wohnungen) und somit nachhaltigen Umstrukturierung in der nahen Zukunft betroffen. Lediglich die Grünflächen im Außenbereich der Stadt wurden geringer bewertet und sind demnach ungeeignet als Habitat für den Grünspecht.

Den Brachflächen im Stadtgebiet, welche erst in größerer Zahl nach der politischen Wende 1990 entstanden (HAASE & MAGNUSKI 2004), konnten überwiegend hohe bis sehr hohe Werte zugewiesen werden. Lediglich die Brachen im Innenstadtbereich sind aufgrund der hohen Bebauungs- und Versiegelungsdichte in der Umgebung ungeeignet für das Brutvorkommen der Dorngrasmücke und erhielten eine niedrige Wertstufe. Gleiches gilt auch für die gehölzbestimmten Brachen im Süden der Stadt (Nähe zum neuen Tagebaurestsee Cosputen am Rande der in Rekultivierung begriffenen Tagebaulandschaft Südraum Leipzig) und einzelne Brachflächen im Norden.

5.4 Das Beispiel „Clara-Zetkin-Park“

Anhand des Clara-Zetkin-Parks soll dargestellt werden, welche verschiedene Möglichkeiten der Wertübertragung der rasterbasierten HSI-Karten auf die Geometrien der konkreten einzelnen Grünflächen existieren. Durch die Verschneidung der HSI-Karten mit den Geometrien bleiben Differenzierungen innerhalb der einzelnen Flächen erhalten (Abb. 5) – im Gegensatz zu der Methode der Mittelwertberechnung, die einer abgegrenzten Fläche (Polygon) einen Wert zuweist. Die Berechnung des mittleren HSI-Wertes (flächengewichtet) für die vollständige Fläche der Parkanlage erlaubt dagegen eine Gesamtbeurteilung bezüglich der Habitateignung für den Grünspecht.

5.5 Bewertung des Regionalen Handlungskonzeptes „Grüner Ring“

Das Leitbild des Grünen Rings „zeigt Leipzig und sein Umland als einen nachhaltig nutzbaren und ökologisch intakten Lebensraum, in dem die Menschen die Schönheit der Heimat bewusst erleben können“ (Grüner Ring Leipzig 2003). Die Entwicklungsziele und Handlungsfelder betreffen neben Naturschutz und Landschaftspflege auch Naherholung und Tourismus, Landwirtschaft und Umweltbildung (Grüner Ring Leipzig 2003). Abb. 6 zeigt die mittleren HSI-Werte (flächengewichtet) in Bezug auf die ausgewiesenen Flächen des Grünen Rings. Er wird deutlich, dass die Flächen des Grünen Rings einen höheren mittleren Habitateignungswert aufweisen. Die Dorngrasmücke erreicht einen HSI-Wert von knapp 60 %, der Grünspecht von 43 %. Die Bereiche, die nicht zum Planungsgebiet des Grünen Rings gehören, liegen bei der Dorngrasmücke um etwa zehn, für den Grünspecht etwa fünf Prozentpunkte niedriger. Die berechneten Standardfehler bewegen sich im Bereich von 1,44 bis 1,79 %.

Die Planungsgebiete des Grünen Rings entsprechen eher dem Verbreitungsschwerpunkt der Dorngrasmücke, die sich überwiegend im landwirtschaftlich geprägten Stadtumland befindet. Der Grünspecht dagegen ist auch im Bereich des Stadtzentrums zu finden und erreicht dort hohe HSI-Werte. Generell sind jedoch die Flächen des Grünen Rings geeigneter als Flächen außerhalb des Regionalen Handlungskonzeptes.

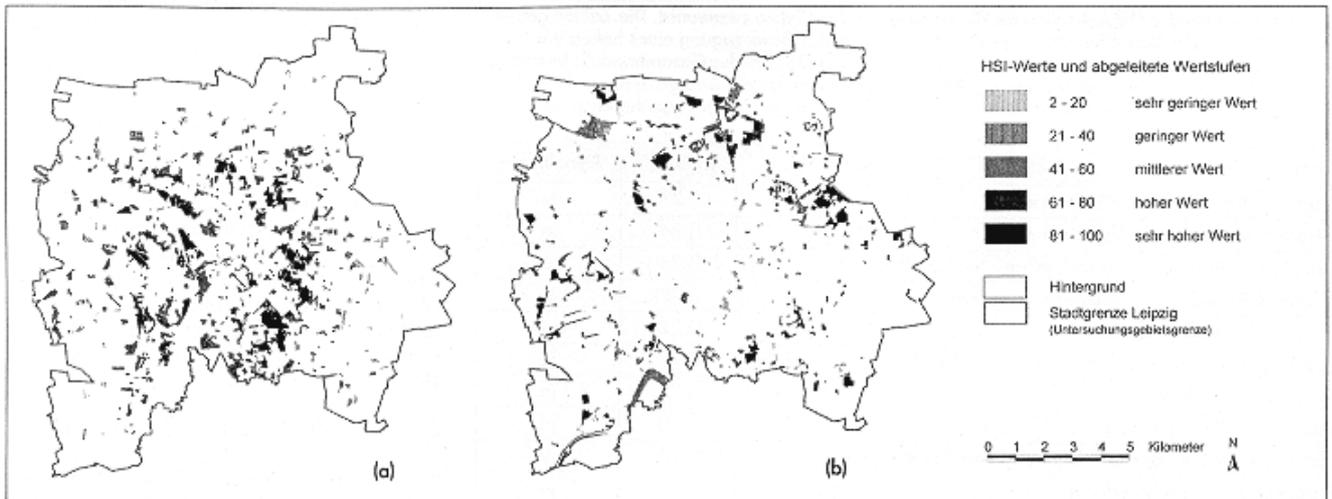


Abb. 4: Bewertung der Grün- und Brachflächen als Stadtstrukturen der Stadt Leipzig als Habitat für (a) Grünspecht (*Picus viridis*) sowie (b) Dorngrasmücke (*Sylvia communis*).

6 Diskussion und Schlussfolgerungen

6.1 Bewertung der Methode und der Ergebnisse

Die Berechnung der Habitatsignung mit angewandter Statistik (ENFA) und die Übertragung der Habitatsignungswerte auf die Geometrien der Stadtstrukturen erwies sich als zielführende Methode, Stadtstrukturen auf der Grundlage von allgemein verfügbaren faunistischen sowie abiotischen und biotischen Daten flächendeckend hinsichtlich der Habitatsignung zu bewerten. Die ENFA stellte sich als geeignetes Verfahren zur Bestimmung der Habitatpräferenzen heraus. Insbesondere die Vorteile (z.B. Präsenzdaten ausreichend, GIS-Implementierung, kostenlose Verfügbarkeit von Biomapper, gute Visualisierung, dokumentierte und wissenschaftlich akzeptierte Methode) gegenüber anderen statistischen Verfahren wurden deutlich.

Klassische Methoden der Habitatmodellierung, wie z.B. Diskriminanzanalyse, logistische Regression oder GLMs (*Generalized Linear Models*), sind auf das Vorhandensein von Präsenz-Absenz-Daten angewiesen (KLEYER et al. 1999/2000, REUTTER et al. 2003). Die exakte Kartierung von Präsenz-Absenz-Daten ist mit Schwierigkeiten verbunden.

Die Absenz (fehlende Beobachtung) ist nicht immer sicher zu bestimmen. Es gibt verschiedene Ursachen für Absenz: Die Art ist präsent, wurde jedoch nicht erfasst (falsche Absenz), das Habitat ist geeignet, die Art ist jedoch nicht mehr präsent (falsche Absenz), oder das Habitat ist nicht geeignet (wahre Absenz) (HIRZEL et al. 2001).

Dagegen ist die in der vorliegenden Untersuchung angewandte ENFA nicht auf Absenz-Daten angewiesen. Damit wird dieser Ansatz den meisten faunistischen Kartierungen (Datenbanken, unzuverlässige Daten) mit vorhandener Präsenz und fehlender Absenz gerecht (HIRZEL et al. 2002). Aufgrund der stark limitierten Ressourcen in der Umweltplanung findet man trotz Standard-

methoden auch für viele Arten der Stadt Leipzig keine aktuellen flächendeckenden Kartierungen. Bedingt durch die zahlreichen Veränderungen der Stadtgrenze durch Eingemeindungen haben die vorhandenen Daten auch teilweise unterschiedliche Bezugsräume. Die Planungsrelevanz dieser aktuellen Arbeit bezieht sich demzufolge auch auf fehlende Quellen.

Die im Modell verwendeten Daten können als bedingt geeignet angesehen werden. Problematisch erscheinen die inhaltliche und räumliche (mitunter zu geringe) Auflösung (z.B. Klimadaten) sowie die Aktualität. Ein weiteres Problem besteht in der Verfügbarkeit von flächendeckenden abiotischen und biotischen Daten für die Stadt Leipzig in den aktuellen Stadtgrenzen, insbesondere, da sich die Stadtfläche seit der Wiedervereinigung 1989 nahezu verdoppelt hat (von 150 auf rund 300 km²). Problematisch erscheint die Nutzung der Vorkommensdaten als 500x500-m-Raster. Es wird davon ausgegangen, dass die Art in diesem Raster vorkommt und damit auch der Aktionsradius mit diesem Raum übereinstimmt. Eine andere Herangehensweise ist möglich, wenn Punktdaten zur Verfügung stehen. In diesem Fall wird ein Puffer gebildet, der als Aktionsraum der Art angenommen wird. Für diese Art von Analyse ist allerdings eine Voruntersuchung notwendig, inwieweit dieser Radius adäquat für die Art ist. Im urbanen Raum ist aufgrund seiner Heterogenität und dem großen Strukturereichtum die Frage nach der Repräsentativität von punktuellen Daten noch brisanter (BREUSTE 2002).

Die für die ENFA notwendige Datenaufbereitung ist relativ aufwändig. Allerdings beruht der hier vorgestellte Ansatz auf ausschließlich allgemein verfügbaren digitalen Daten und ist somit auch in anderen urbanen Räumen für vergleichbare Zielstellungen anwendbar.

Als weitgehend geeignet für die Bewertung der Stadtstrukturen erwiesen sich die ausgewählten Zielarten. Die Dorngrasmücke als Offenlandart meidet eng bebaute Bereiche und kann daher für die Bewertung von

innerstädtischen Brachflächen nur bedingt Aussagen treffen. Sie ist eher eine euryöke Art und damit nur eingeschränkt als Zielart geeignet. Es stand jedoch keine andere Art als Zielart für die Brachen zur Verfügung. Alternativ wäre die Haubenlerche denkbar, die jedoch aus Gründen der zu geringen Vorkommen (Anzahl der Vorkommen bzw. der Raster mit brütenden Tieren) nicht in Frage kam. Diese Art siedelt vorwiegend auf vegetationslosen Brachflächen bzw. auf Brachen mit frühen Sukzessionsstadien. Dieser Fakt prädestiniert die Art nicht unbedingt als Zielart, da es ja nicht das Ziel ist, Brachen vegetationslos zu halten.

Möglicherweise ist für diese Zwecke eine andere Art oder eine Art einer anderen Tiergruppe, z.B. der Amphibien oder Reptilien, besser geeignet. Auch die Bildung von Tierartengruppen kann zu einer Verbesserung der Ergebnisse führen. Begrenzend kann allerdings auch hier wieder die Datenlage der vorhandenen Präsenzdaten sein.

Kritisch müssen die vielfältigen Faktoren mit Einfluss auf das Modellergebnis gewertet werden. Dieses betrifft insbesondere die Qualität der Datengrundlage und die Stimmigkeit der Daten in Raum und Zeit. Auch die Auswahl der Parameter und die Quantifizierbarkeit beeinflussten das Ergebnis. Es ist ebenso nicht auszuschließen, dass relevante Parameter nicht betrachtet wurden. Außerdem erscheint es möglich, dass die inhaltliche Auflösung der Stadtbiotopkartierung zu gering ist und somit Habitatstrukturen, die für das Vorkommen der Arten relevant sind, gar nicht erfasst wurden (vgl. JEDICKE 1996).

Die Ergebnisse zeigen, dass einige Hypothesen zu den Habitatpräferenzen der Arten nicht angenommen werden konnte. Im Modell der Dorngrasmücke wurden 71 % und im Modell des Grünspechts 57 % der Hypothesen bestätigt. Daraus kann man aber nicht schließen, dass diese Habitatpräferenzen nicht für in der Stadt vorkommende Arten gelten. Die Ablehnung hat andere Gründe, so z.B. die Lage einiger präferierter Stadtstrukturen innerhalb der Stadt (z.B. werden

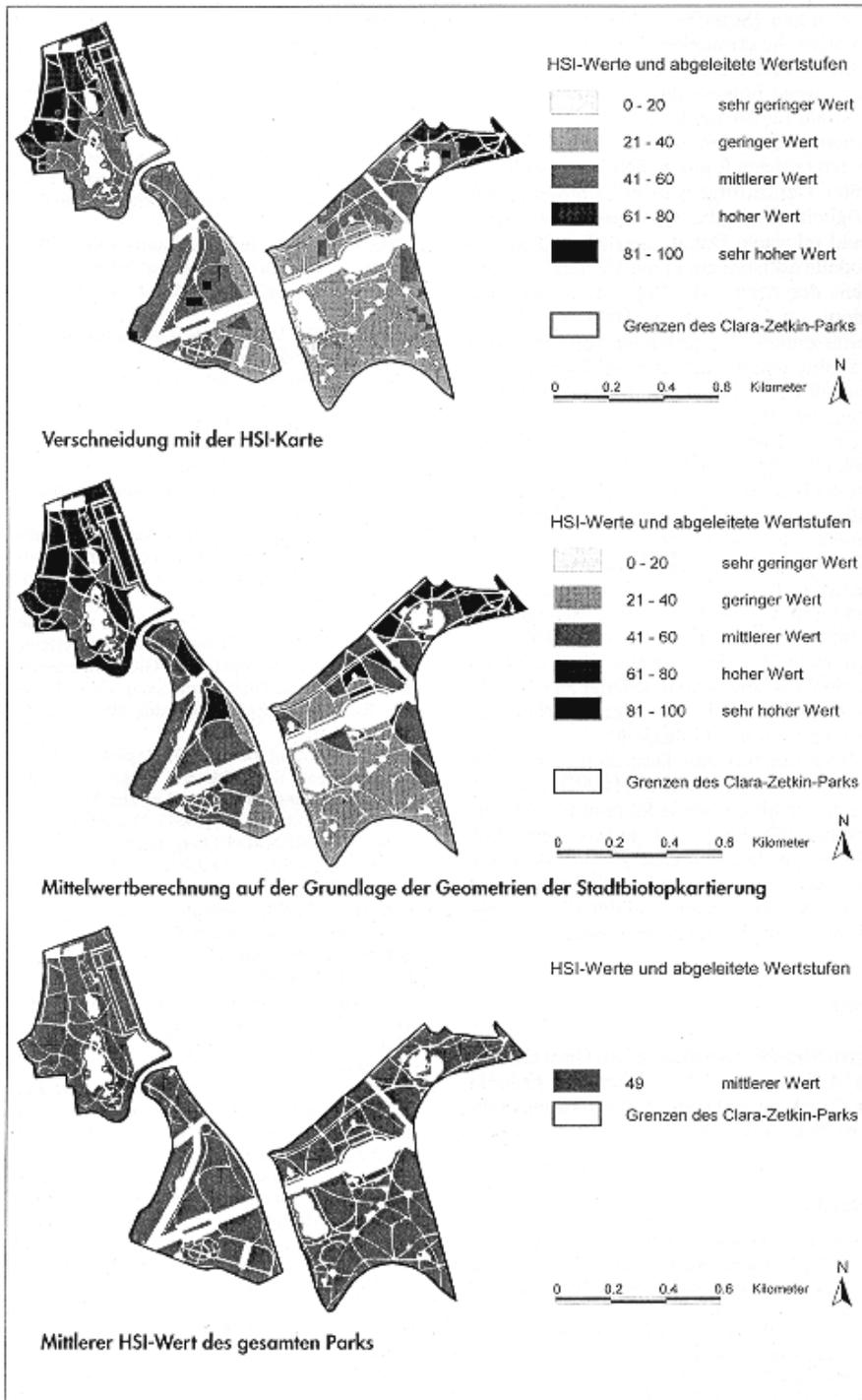


Abb. 5: Übertragung der HSI-Werte auf den Clara-Zetkin-Park in Leipzig.

Brachen im Zentrum der Stadt von der Dorngrasmücke eher gemieden). Wichtig ist, dass generelle Vorlieben der Arten für bestimmte Biotope bzw. Stadtstrukturen bestätigt werden konnten und somit möglicherweise mit den Habitatpräferenzen der Arten in der freien Landschaft übereinstimmen. Insbesondere die Brachflächen, die bisher mit einem negativen Image besetzt sind, erhielten hauptsächlich im peripheren Bereich der Stadt hohe Wertstufen. Das gilt ebenso für die Grünflächen, die sich in unmittelbarer Umgebung der Auen (überregio-

nales und national bedeutsames Relikt) befinden.

Für die Wertübertragung der HSI-Werte auf die zu untersuchenden Flächen sind die ersten zwei Methoden (Verschneidung und Mittelwertberechnung) als zielführend einzuschätzen, da eine für die Planung notwendige Differenzierung erhalten bleibt.

Die Analyse zum Grünen Ring zeigte, dass dessen Flächen nur bedingt für den Grünspecht geeignet sind; zu prüfen wäre, ob nicht auch innerstädtische Grünflächen und Stadtstrukturen jeder Größe für den Arten-

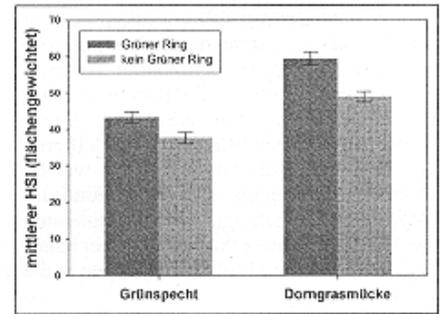


Abb. 6: Habitatsignifikanzwerte für Grünspecht (*Picus viridis*) und Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) bezüglich des Grünen Rings.

und Biotopschutz von Bedeutung sind und integriert werden können. Will man Vorhersagekraft erreichen, so ist es notwendig, die erzielten Ergebnisse anhand von Felddaten zu validieren. Ebenso ist die Betrachtung weiterer nicht erfasster Parameter von Bedeutung. Beispielsweise können sich einzelne derzeit unbekannte Habitatparameter auch erst aus der Feldarbeit ergeben, bei der Dorngrasmücke beispielsweise Anforderungen wie Art und Grad der Deckung durch Vegetation am unmittelbaren Neststandort.

6.2 Anwendung der Ergebnisse in der Landschaftsplanung

Der Vorteil der hier angewendeten Methode ist, dass man flächendeckende Datensätze erhält, welche die gesamte Stadt abbilden. Dagegen decken viele Kartierungen nur Teile der Großstadt ab oder werden sporadisch durchgeführt, und die Daten sind demzufolge veraltet. Es sollte die Aufgabe der anwendungsbezogenen Forschung sein, alternative Methoden (selbstverständlich in Kenntnis der Grenzen dieser Methoden) anzubieten. In den hier diskutierten Beispielen können alle Stadtstrukturen und in diesem Anwendungsbeispiel insbesondere die Grünflächen und Brachen der Stadt miteinander verglichen werden. Das ist insbesondere für die kommunenübergreifende Arbeit des „Grünen Ringes“ von enormer Bedeutung. Für die Umsetzung des Grünverbundes in der Stadt und den Umlandkommunen werden aussagekräftige Indices benötigt.

Die HSI-Karten des Grünspechtes zeigen deutlich, dass dieser neben den reich strukturierten Auenbereichen (vgl. Kartierung des Stadtforstamtes) auch die Auenrandbereiche und angrenzenden innerstädtischen Flächen präferiert. Das betrifft vor allem die so genannten Altbaugelände, welche an das kleine, kompakte Zentrum Leipzigs anschließen. In diesem Stadtbereich lassen sich (bedingt durch Schrumpfung) seit ca. 2002 Abrissprozesse beobachten. Diese entsiegelten Flächen bieten eine Chance für den urbanen Naturschutz. Insbesondere die inneren Stadtbereiche der hier besprochenen Gründerzeitwohngebiete (mit einem Leerstand von etwa 55 000 leeren Quartieren) liegen in ehemaligen Auenbereich der Weißen Elster, Pleiße und Parthe (in Abb. 4 als dunkles Band im Nordosten der Stadt).

Im diesem Beitrag soll vor allem gezeigt werden, dass es erstens möglich ist, auf der Basis der in Leipzig verfügbaren Vorkommensdaten die potenzielle Habitatsignung für einzelne Arten (z.B. geschützte Arten) für die gesamte Stadtfläche zu modellieren und dem Planer als Grundlage für weiterführende Planungen (Biotopverbundplanung, Eingriffsregelung, Landschaftsplanung usw.) Habitatsignungskarten mit einer handhabbaren Skala von fünf HSI-Gruppen in die Hand zu geben.

Diese gesamtstädtische Sicht ist von besonderer Bedeutung, da Leipzig im Augenblick (und das betrifft viele deutsche Städte; siehe Berliner Ausstellung Schrumpfende Städte) einen sehr dynamischen und in diesen Ausmaßen noch nicht gekannten Nutzungswandel (Flächenkonversionen, Abriss) durchmacht. In diesem Zusammenhang stehen in sehr kurzer Zeit zahlreiche (innerstädtische und randstädtische) Flächen einer Nachnutzung zur Verfügung. Die Belange des Natur- und Artenschutzes sind in die Planung dieser Flächenumwidmung und Flächenneuordnung einzubeziehen. Hier besteht großes Interesse von Seiten des städtischen Grünflächenamtes und des Leipziger Stadtplanungsamtes, dessen Mitarbeitern die Aufgabe der Landschafts- und Grünordnungsplanung obliegt.

Als mögliche Planungs-/Praxis-Anwendung der Ergebnisse sind ergänzend zu den bisher besprochenen Ansätzen beispielsweise folgende Einsatzbereiche denkbar:

► Analyse und Benennung limitierender Faktoren (auf Habitatebene – welche Habitataktoren sind begünstigend für ein Vorkommen der Art) sowie Planung zur Arrondierung, Verdichtung oder Verbund von Einzelflächen.

► Anwendung bei der Planung des Grünen Rings (z.B. Überprüfung einer Einzelmaßnahme): Es könnten Maßnahmen dahingehend geprüft werden, ob zum Brutvorkommen ein Beitrag geleistet wird oder z.B. die Habitate der Dorngrasmücken/des Grünspechtes beseitigt werden bzw. potentiell bedroht sind. Möglich ist auch ein Vergleich der Situation im Kartierungszeitraum (Gebietszustand) mit der aktuellen: Wie hat sich der Bestand an Brachen (differenziert nach Eignungsklassen) in den letzten acht bis neun Jahren in Leipzig geändert; sind Wirkungen auf den Dorngrasmückenbestand wahrscheinlich und was bedeutet dies für die im neuen Flächennutzungsplan als Bauflächen ausgewiesenen Brachen.

► im Rahmen der Eingriffsregelung: Insbesondere bei dem Aufbau eines Ökokontos/Flächenpools für Leipzig, welches die Stadt führt, können die Ergebnisse wertvolle Anhaltspunkte für die Bewertung von Flächen anhand von faunistischen Kriterien liefern.

6.3 Ausblick

Habitatmodelle dienen der Prognose von Umweltauswirkungen im Rahmen von planungsrelevanten Entscheidungen (z.B. Eingriffe oder Kompensations- und Pflegemaßnahmen), um die Transparenz, Nachvollziehbarkeit und Objektivität in der Planung

zu erhöhen (SCHRÖDER 2000b). Dabei erleichtern die ermittelten Ergebnisse die Bewertung und Beurteilung für landschaftsplanerische Fragestellungen. Besonders interessant für urbane Räume wäre die Untersuchung von Arten, die eine hohe Bindung an den urbanen Raum haben, z.B. Gebäudebrüter. Demzufolge wäre es zu prüfen, ob es Möglichkeiten gibt, mit vertretbarem Aufwand relevante Daten zu erheben. Habitatmodelle erklären nur einen Teil des Vorkommens der Arten. Mit Populationsmodellen wären, im Gegensatz zu Habitatmodellen, umfassendere Beurteilungen von Eingriffen in Natur und Landschaft im Rahmen von Eingriffsbewertungen und Umweltverträglichkeitsprüfungen möglich.

Generell ist es das Ziel, die Vorhersagekraft und Güte von Habitatmodellen und somit die Bewertung und Beurteilung im Rahmen von landschaftsplanerischen Fragestellungen zu verbessern. Nach BLASCHKE (2004) werden Modellierungen in den nächsten Jahren im Blickpunkt der Forschung stehen, da flächenhafte Aussagen mit „Mut zur Unschärfe“ (BLASCHKE 1997, zitiert nach BLASCHKE 2004: 135) benötigt werden. Modelle sind in jedem Fall Abstraktionen und beinhalten Probleme hinsichtlich Aussagekraft und Gültigkeit.

Zusammenfassend lässt sich jedoch der Aussage von KLEYER et al. (1999/2000: 177) folgen: Habitatmodelle können für die Naturschutzforschung und -praxis wesentlich sein, wenn sie „predictive power“ besitzen, Potenziale benennen und somit für die Prognose des Vorkommens und der Überlebensfähigkeit von Arten geeignet sind.

Dank

Herrn Straube vom Staatlichen Umweltfachamt Leipzig (StUFA) sei herzlich gedankt für die vielen anregenden Diskussionspunkte zu diesem Beitrag.

Literatur

- AUHAGEN, A., SUKOPP, H. (1983): Ziel, Begründung und Methoden des Naturschutzes im Rahmen der Stadtentwicklungspolitik von Berlin. *Natur und Landschaft* 58, (1), 9-15.
- BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. *Spektrum*, Heidelberg/Berlin, 564 S.
- BEGON, M., HARPER, R.J., TOWNSEND, C. (1990): *Ökologie*. Spektrum, Heidelberg/Berlin, 750 S.
- BERNHARDT, A., HAASE, G., MANNFELD, K., RICHTER, H., SCHMIDT, R. (1986): Naturräume der sächsischen Bezirke. *Sächs. Heimatbl.* 32, 145-228.
- BLASCHKE, T. (1997): Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS. *Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen*. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 243, Trier, 320 S.
- (2004): Habitatmodelle im Naturschutz: Unterschiedlich komplexe Modelle und deren Zusammenführung. In: DORMANN, C.F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDGERATH, D., Hrsg., *Habitatmodelle, Methodik, Anwendung, Nutzen*. UFZ-Ber. 9/2004 (i.Dr.).
- BÖHM, P., BREUSTE, J., WERHEIT, M., WICKOP, E. (2001): Theoretische Grundlagen zum Stadtstrukturtypenansatz. In: BREUSTE, J., WÄCHTER, M.,

BAUER U.B., Hrsg., *Beiträge zur umwelt- und sozialverträglichen Entwicklung von Stadtregionen*. Leipzig, CD-ROM.

BREUSTE, J. (1996): *Grundzüge des Wandels von Umwelt und Stadtstruktur in Leipzig*. In: BREUSTE, Hrsg., *Stadtökologie und Stadtentwicklung: Das Beispiel Leipzig*. *Ökologischer Zustand und Strukturwandel einer Großstadt in den neuen Bundesländern*. *Angew. Umweltforsch.* 4, Analytica, Berlin, 11-32.

– (2002): *Urban Ecology*. In: BASTIAN, O., STEINHARDT, U., eds., *Development and Perspectives of Landscape Ecology*, Dordrecht, Boston, London, 405-414.

BRINKMANN, R. (1998): Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. *Inform.d. Naturschutz Nieders.* 4, (18), 58-128.

COOLS, M. (1998): *Die Erhaltung biologischer Vielfalt in der Stadt – ein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung?* Unveröff. Dipl.-Arb., Fachbereich Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung, Univ. Hannover, 127 S.

FIELDING, A.H., BELL, J.F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environm. Conserv.* 24, 38-49.

FISCHER, F. (2003): *Das Nischenkonzept und seine Bedeutung für die Erklärung regionaler Verbreitungsmuster am Beispiel dreier Glossomatidenarten (Trichoptera, Glossomatidae)*. Diss., Fachber. Biologie, Philipps-Universität Marburg, 233 S. + Anhang.

Grüner Ring Leipzig (Hrsg. 2003): *Regionales Handlungskonzept des Grünen Ringes Leipzig*, Kurzdarstellung, Broschüre, Leipzig, 51 S.

HAASE, D., MAGNICKI, K. (2004): *Die Flächennutzungs- und Stadtentwicklung Leipzigs 1870 bis 2003*. *Statistischer Quartalsbericht* 1/2004, Leipzig, 29-31.

HAEUPLER, H. (1974): *Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Südniederschens*. *Scripta Geobotanica* 8, 1-141.

HIRZEL, A. (2001): *When GIS Come to Life, Linking Landscape and Population Ecology for Large Population Management Modelling: the Case of Ibex (Capra ibex) in Switzerland*. Diss., University of Lausanne, 106 S.

–, HAUSSER, J., PERRIN, F. (2001): *Biomapper 2.0*. Laboratory for Conservation Biology, Institute of Ecology, University of Lausanne, www.unil.ch/biomapper/enfa.html, 05.08.2003.

–, HAUSSER, J., CHESEL, D., PERRIN, N. (2002): *Ecological-niche factor analysis, how to compute habitat-suitability maps without absence data?* *Ecology* 83, 2027-2036.

HUTCHINSON, G.E. (1957): *Concluding remarks. Cold spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22, 415-427.

JEDICKE, E. (1996): *Tierökologische Daten in raumbedeutsamen Planungen*. *Geogr. Rdsch.* 48, 633-639.

KIRSCH-STRACKE, R. (1990): *Sechs Jahre Stadtbiotopkartierung Hannover, Sackgasse oder Fortschritt für den Naturschutz in der Stadt?* Darstellung und Diskussion der Stadtbiotopkartierung unter besonderer Berücksichtigung ihrer Auswertung für das Naturerleben. *Ber. Naturhistor. Ges. Hannover* 132, 287-328.

KLAUSNITZER, B. (1993): *Ökologie der Großstadtfauna*. Fischer, Jena, 2. Aufl., 454 S.

KLEYER, M., KRATZ, H., LUTZE, G., SCHRÖDER, B. (1999/2000): *Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung*. *Zeitschr. Ökol. Naturschutz* 8, 177-194.

KOWARIK, I. (1992): *Das Besondere an der städtischen Flora und Vegetation*. *Schr.-R. DRL* 61, 33-47.

– (1995): *Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species*. In: PYSEK, P., PRACH, K., REJMANEK, M., WADE, M.,

eds., Plant Invasions – General Aspects and Special Problems, 15–38.

LAUSCH, A. (2004): Raum, Zeit, Struktur und Skala in Habitatmodellen – eine Einführung. In: DORMANN, C.F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDEGERATH, D., Hrsg., Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Ber. 9/2004 (i.Dr.).

MATHEY, J., KOCHAN, B., STUTZRIEMER, S. (2003): Biodiversität auf städtischen Brachflächen? Planerische Aspekte naturverträglicher Folgenutzungen. Tagungsber. Workshop Arten- und Biotopschutz, LfU und Evang. Akademie Tutzing, StadtNatur, 86 S.

McGARIGAL, K., CUSHMANN, S.A., NEEL, M.C., ENE, E. (2002): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

MEHNERT, D. (2004): Bewertung von Stadtstrukturen hinsichtlich Habitateignung für ausgewählte Zielarten am Beispiel der Stadt Leipzig. Unveröff. Dipl.-Arb., Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachber. Landbau/Landspflege, 113 S. + Anhang.

PLACHTER, H. (1980): Tierbestände im Siedlungs- und ihre Erfassung im Rahmen der Biotopkartierungen. Garten + Landschaft 7, 569–576.

– (1991): Naturschutz. UTB, Fischer, Jena, 463 S.

RECK, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung – Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren. Naturschutz und Landschaftsplanung 24, (4), 129–135.

REUTTER, B., HELFER, V., HIRZEL, A., VOGEL, P. (2003): Modelling habitat-suitability using museum collections, an example with three sympatric *Apodemus* species from the Alps. J. Biogeogr. 30, 581–590.

RICHTER, H. (1995): Leipziger Land. In: MANNFELD, K., RICHTER, H., Hrsg., Naturräume in Sachsen. Forsch. dt. Landeskd. 238, Trier, 228 S.

SÄTTLER, T. (2003): Ecological factors affecting the distribution of the sibling species *Pipistrellus pygmaeus* and *Pipistrellus pipistrellus* in Switzerland. Unveröff. Dipl.-Arb., Univ. Bern, Philosoph.-naturwiss. Fak., 72 S. + Anhang.

SCHRÖDER, B. (2000a): Zwischen Naturschutz und Theoretischer Ökologie, Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. Diss., TU Braunschweig, Institut für Geografie und Geoökologie, 202 S.

– (2000b): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. In: GNAUCK, A., Hrsg., Theorie und Modellierung von Ökosystemen, Workshop KÖlpingsee 1999. Shaker, Aachen, 201–224 S. http://www.uni-oldenburg.de/landeco/Publications/schroeder_aus_theorie_und_modellierung_von_oekosystemen.pdf, 07.08.2003.

–, REINEKING, B. (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung, ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In: DORMANN, C.F., LAUSCH, A., BLASCHKE, T., SÖNDEGERATH, D., SCHRÖDER, B., Hrsg., Habitatmodelle, Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Ber. 9/2004, 5–25.

Stadt Leipzig (Hrsg., 2001): Landschaftsplan der Stadt Leipzig. Dezernat Umwelt, Ordnung, Sport, Grünflächenamt, Leipzig, 102 S.

Statistisches Landesamt (Hrsg., 2003): Regionaldaten Gemeindestatistik, Gemeindestatistik 2003 für Leipzig Stadt. Gebietsstand 01.01.2003. <http://www.statistik.sachsen.de/index/21gemstat/unterseite21.htm>, 22.06.2004.

STEFFENS, R., SAEMANN, D., GRÖSSLER, K. (Hrsg., 1998): Die Vogelwelt Sachsens. Fischer, Jena, 530 S.

StUFA Leipzig (Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Hrsg., 1995): Brutvogelatlas der Stadt und des

Landkreises Leipzig. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Leipzig, 137 S.

SUKOPP, H. (2003): Rückeroberung? Natur im Großstadtbereich. Wiener Vorlesungen im Rathaus 102, Picus, Wien, 50 S.

VOGEL, K., VOGEL, B., ROTHAUPT, G., GOTTSCHALK, E. (1996): Einsatz von Zielarten im Naturschutz – Auswahl der Arten, Methode von Populationsgefährdungsanalysen und Schnellprognosen in der Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 28, (6), 179–184.

WEILAND, U. (2002): Sustainable development of cities and urban regions. In: BASTIAN, O., STEINHARDT, U., eds., Development and Perspectives of Landscape Ecology, Dordrecht, Boston, London, 397–405.

WRIGHT, A., FIELDING, A. (2002): Modeling Wildlife Distribution within Urbanized Environments: An Example of the Eurasian Badger *Meles meles* L. in Britain. In: SCOTT, J.M., HEGLUND, P.J., MORRISON, eds., Predicting species occurrence – issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, 255–262.

Anschriften der Verfasser(innen): Dorothee Mehnert und Prof. Dr. Axel Auhagen, Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachbereich Landbau/Landspflege, Pillnitzer Platz 2, D-01326 Dresden, E-Mail dorothee_mehnert@hotmail.com; Dr. Dagmar Haase, Dr. Angela Lausch, Dr. Carsten F. Dormann und Prof. Dr. Ralf Seppelt, UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Department Angewandte Landschaftsökologie, Permoserstraße 15, D-04318 Leipzig, E-Mail dagmar.haase@ufz.de.

TERMINE

Kommunaler Bodenschutz

„Vollzug des Bodenschutzes – Etablierung des Bodenbewusstseins“ ist eine Fachtagung am 11. Februar 2005 in Wuppertal betitelt, die vom Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen gemeinsam mit dem Boden-Bündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden (ELSA) und der Stadt Wuppertal organisiert wird.

Informationen: Ministerium für Umwelt, Petra Horn, Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf, Telefon (02 11) 45 66-467, E-Mail helmut.ortseifen@munlv.nrw.de.

Wasser und Umwelt

Die Bauhaus-Universität Weimar bietet Fachkräften mit dem Weiterbildenden Studium Wasser und Umwelt ein berufsbegleitendes Fernstudium mit Präsenzphasen an, welches in Kooperation mit der Universität Hannover durchgeführt wird. Anmeldeabschluss für das Sommersemester ist der 15. März 2005.

Informationen: Bauhaus-Universität Weimar, AG WBBau, Coudraystraße 7, 99421 Weimar, Telefon (0 36 43) 58 46 27, Fax 58 46 37, E-Mail info@bauing.uni-weimar.de, Internet www.uni-weimar.de/Bauing/wbbau.

Baumkontrolle

15. und 16.03.2005: Verkehrssicherheit und Baumkontrolle (Reinbek)
 24.05.2005: Haftung des Baumkontrolleurs/Baumpfleger (Reinbek)
 25.05.2005: Pilze bei der Baumkontrolle (Reinbek)

Informationen: Institut für Baumpfleger, Brookkehre 60, 21029 Hamburg, Telefon (040) 72 41 31-0, Fax 7 21 21 13, E-Mail info@institut-fuer-baumpfleger.de, Internet www.institut-fuer-baumpfleger.de.

Naturerlebnis ohne Barrieren

Der Landschaftsverband Rheinland hat seine 16. Fachtagung gemeinsam mit der Natur- und Umweltschutzakademie NRW am 21. und 22. April 2005 in Bad Honnef unter das Thema „Barrierefreies Natur- und Kulturerlebnis“ gestellt.

Informationen: LVR, Umweltamt, 50663 Köln, Telefon (02 21) 809-37 80, Fax -24 61, E-Mail daniela.hoenicke@lvr.de.

Artenschutz und FFH

„Die artenschutzrechtlichen Bestimmungen der FFH-Richtlinie“ beleuchtet ein eintägiges Seminar, welches das Umweltinstitut Offenbach am 18. März, 04. Juli und 20. Oktober 2005 anbietet. Ein Praxis-Workshop zur FFH-Verträglichkeitsprüfung findet am 23. März 2005 statt.

Informationen: Umweltinstitut Offenbach, Frankfurter Straße 48, 63065 Offenbach, Telefon (069) 81 06 79, Fax 82 34 93, E-Mail mail@umweltinstitut.de, Internet www.umweltinstitut.de.

Difu-Seminare

14. und 15.02.2005: Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Konsequenzen für die Kommunen
 13. bis 15.06.2005: Veränderte Nutzungszyklen und deren Steuerung – Umnutzung, Zwischennutzung, Nachnutzung

Informationen: Deutsches Institut für Urbanistik (Difu), Ernst-Reuter-Haus, Straße des 17. Juni 112, 10623 Berlin, Telefon (030) 3 90 01-258 oder -259, Fax -268, E-Mail leute@difu.de, Internet www.difu.de.

Alfred Toepfer Akademie

04. bis 06.04.2005: Naturinterpretation barrierefrei
 07.04.2005: Kontrolle von Tiergehegen
 11. und 12.04.2005: Die Konvention zum Schutz der biologischen Vielfalt und der Ökosystem-Ansatz in der Naturschutzpraxis
 13.04.2005: Natura-2000-Gebiete in Wäldern – Schutz, Bewirtschaftung, Monitoring
 14.04.2005: Eichenwälder in Niedersachsen
 20. und 21.04.2005: Agenda-21-Workshop für niedersächsische Kommunen
 23.04.2005: Natur und Kultur in der Lüneburger Heide
 28.04.2005: Ersatzzahlungen und andere Probleme des geltenden Naturschutzrechts (Hannover)

Informationen: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA), Hof Möhr, 29640 Schneverdingen-Heber, Telefon (0 51 99) 989-0, Fax -46, E-Mail nna@nna.niedersachsen.de, Internet www.nna.de.