

Artenvielfalt in Schutzgebieten der Stadt Halle (Saale) und des Saalkreises - ein Stadt-Land-Vergleich

Sonja KNAPP, Ingolf KÜHN, Volker MOSBRUGGER & Stefan KLOTZ

Eingegangen: 04.07.2006; angenommen: 30.10.2006

SPECIES DIVERSITY IN THE PROTECTED AREAS OF HALLE AND SAALKREIS, CENTRAL GERMANY - A COMPARISON OF CITY AND COUNTRYSIDE

Summary: Numerous studies in Central Europe and North America showed that species richness of vascular plants is higher in urban than in rural regions. In both city and countryside we find protected areas of similar type, although they provide different conditions for nature conservation. The question is whether the nature reserves show the generally observed diversity pattern. Do homogenization or isolation affect plant communities in protected areas in cities more than their rural counterparts? We compared 30 protected areas in the Central German city of Halle (Saale) with 56 protected areas in the surrounding rural district of Saalkreis. We tested for differences in β -diversity and α -diversity vs. selected landscape structure metrics for vascular plants, mosses and lichens. There are more species of lichens in rural than in urban protected areas. There are no significant differences for vascular plant species and moss species. β -diversity is higher among urban areas for all plant taxa. Vascular plants show different reactions to landscape structure in city and countryside. The best predictor for species richness of all three taxa is the size of protected area. By contrast, Euclidean distance has no impact. Our results indicate that urbanisation increases the isolation of plant communities.

Key words: Landscape structure, Nature reserves, Species richness, Species spatial turnover

1 EINLEITUNG

Städte sind artenreicher als ländliche Räume. Dieses auf den ersten Blick überraschende Muster wurde mehrfach und auf unterschiedlichen Skalen für Mitteleuropa und Nordamerika nachgewiesen (WALTERS 1970, HAEUPLER 1975, KLOTZ 1990, PYŠEK 1993, DOBSON et al. 2001, MCKINNEY 2002, ARAÚJO 2003, HOPE et al. 2003, KÜHN et al. 2004, HOECHSTETTER et al. 2005, WANIA et al. 2006). Es hat verschiedene Gründe. Städte sind die zentralen Orte menschlichen Lebens. Hierher werden Energie, Material und Nährstoffe transportiert (WACKERNAGEL & REES 1997). Sie stehen auch Tieren und Pflanzen zur Verfügung. Gleichzeitig sind Städte Knotenpunkte von Verkehr und Handel sowie der Einführung und des Anbaus von Zier- und Nutzpflanzen. Deshalb gelangen verstärkt nicht einheimische Arten in die Städte und finden dort zudem oft geeignete Lebensbedingungen vor (TREPL 1995). Beispielsweise profitieren südliche Arten vom städtischen Wärmeeffekt (SUKOPP 1998). Stadtlandschaften sind meist kleinräumiger strukturiert und damit heterogener als die sie umgebende ländliche Umwelt (TREPL 1995). Diese Vielfältigkeit ist einerseits ein Produkt anthropogener Landnutzung: Gärten, Mauern, Gleisbetten, Parks und Industriegelände liegen in Städten eng nebeneinander. Andererseits sind urbane Räume geologisch sehr divers (KÜHN et al. 2004): Sie beherbergen ein breites Spektrum unterschiedlicher Substrate, das vielfältige Nutzungsmöglichkeiten bietet. Derartige Gunsträume wurden bevorzugt von Menschen besiedelt. Sie sind durch eine hohe Artenvielfalt charakterisiert.

Dagegen sind ländliche Gegenden häufig von landwirtschaftlicher und forstlicher Nutzung geprägt. Sie sind einheitlicher strukturiert, bedingt durch den großen Flächenanspruch von Äckern und Wäldern und deren einheitliche Bearbeitung. Zwar werden sie von Handels- und Verkehrswegen durchschnitten, sind aber seltener deren Ziel als die Städte. Dementsprechend ist die Einschleppung fremder Arten geringer. Viele nicht einheimische Arten können sich außerdem nicht dauerhaft ansiedeln, da die klimatischen Eigenschaften urbaner Räume (vgl. SUKOPP 1998) und ihre landschaftliche Heterogenität auf dem Land nicht gegeben sind.

Was für viele Artengruppen gilt, insbesondere für Farn- und Samenpflanzen, kann trotzdem nicht pauschalisiert werden: Die Artenvielfalt von Flechten und Moosen ist in urbanen Räumen aufgrund erhöhter Schadstoffkonzentrationen und verringerter Luftfeuchtigkeit reduziert (SEAWARD 1982, WITIG 2002). Allerdings findet inzwischen eine Wiederbesiedlung städtischer Räume durch Moose und Flechten statt, in erster Linie aufgrund des Rückgangs der Schwefeldioxidkonzentrationen in den vergangenen Jahren (z.B. GOMBERT et al. 2004, RANTA 2001).

Die Einführung fremdländischer Arten kann sich homogenisierend auf das vorhandene Artenspektrum auswirken. Organismen mit einer breiten ökologischen Amplitude kommen verstärkt zur Ausbreitung. Arten mit spezielleren Ansprüchen an ihre Umwelt werden von diesen Generalis-

ten verdrängt. Artengesellschaften, die von einigen wenigen, aber häufigen Arten dominiert werden, sind die Folge (McKINNEY & LOCKWOOD 1999). Ein weiterer Faktor, der die Zusammensetzung von Artengemeinschaften beeinflussen kann, ist die Isolation einzelner Populationen. Die kleinräumige Struktur von Städten verleiht diesen zwar eine besondere Heterogenität, sie bringt aber auch eine Verinselung einzelner Habitate mit sich (NIEMELÄ 1999). Organismen mit einem kleinen Ausbreitungsradius unterliegen der Gefahr des örtlichen Aussterbens.

Unsere Studie konzentriert sich auf Schutzgebiete in einer städtischen und einer ländlichen Umwelt. Geschützte Habitate innerhalb der Stadt sind normalerweise keine typischen urbanen Habitate. Es sind vielmehr naturnahe Elemente innerhalb einer urbanen Landschaft. Dennoch kann man davon ausgehen, dass sie anderen Einflüssen unterliegen als Schutzgebiete im ländlichen Raum. Schließlich sind die Schutzgebiete keine von der umliegenden Landschaftsmatrix isolierten Inseln. In Städten unterliegen sie den Einflüssen des städtischen Klimas, z.B. dem Wärmeeffekt, ebenso wie die eigentliche Stadtlandschaft.

Gegenstand unserer Studie sind die Artenzahl (α -Diversität) und der Wechsel der Arten-Identität im Raum (β -Diversität) von Flechten, Moosen und Gefäßpflanzen in den Schutzgebieten der Stadt Halle (Saale) und des Saalkreises. Frühere Studien haben gezeigt, dass die Gefäßpflanzenvielfalt in der Stadt Halle größer ist als auf vergleichbaren Flächengrößen im Saalkreis (Wania et al. 2006). Weil die geschützten Gebiete, je nach ihrer Lage in Halle oder Saalkreis, entweder städtischen oder ländlichen Einflüssen ausgesetzt sind, gehen wir davon aus, dass die bekannten Stadt-Land-Muster sich auch hier abbilden. Ziel unserer Studie ist es, herauszufinden, ob das der Fall ist und ob die Schutzgebiete insofern als repräsentativ für Stadt bzw. Land gelten können. Da die Landschaftsstruktur einen wesentlichen Einfluss auf die Artenvielfalt ausübt, wird sie, neben der Lage der Gebiete in der Stadt oder auf dem Land, zur Erklärung der Artenvielfalt herangezogen. Darüber hinaus wollen wir klären, ob die städtischen Artengemeinschaften homogenisierenden oder isolierenden Effekten ausgesetzt sind. Unsere Fragen lauten also folgendermaßen:

- Gibt es Unterschiede in der Artenzahl der Schutzgebiete in Stadt und Land?
- Wird die Artenzahl von der Landschaftsstruktur beeinflusst?
- Gibt es Unterschiede in der β -Diversität der Schutzgebiete in Stadt und Land?

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Stadt Halle (Saale) hat mit über 30 ausgewiesenen Gebieten einen großen Teil ihrer Fläche unter Schutz gestellt. Halle liegt im Mitteldutschen Trockengebiet (51°30'N, 12°E) (Abbildung 1). Das hallesche Umland wird von Landwirtschaft dominiert. Wald nimmt nur wenig Fläche ein (Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt 1996). Der an Halle angrenzende Saalkreis umschließt die Stadt im Osten, Norden und Westen. Zusammen umfassen Stadt und Landkreis ca. 75.500 ha. In unserer Studie vergleichen wir 30 Schutzge-

biete in Halle mit 56 geschützten Gebieten des Saalkreises (Abbildung 1). Erstere sind zwischen 0,78 ha und 337 ha, letztere zwischen 0,17 ha und 288 ha groß (Median: 3,6 ha, 25-75%-Intervall: 1,3-10,2 ha). Es handelt sich um Naturschutzgebiete (Halle: 8, Saalkreis: 4), Flächennaturdenkmale (Halle: 12, Saalkreis: 52), geschützte Landschaftsbestandteile (Halle: 9, Saalkreis: 0) und einen geschützten Park in Halle. Die städtischen Schutzgebiete umfassen hauptsächlich Auenlandschaften und Porphyrkuppen. Letztere stellen auch einen großen Teil der Schutzgebiete im Saalkreis.

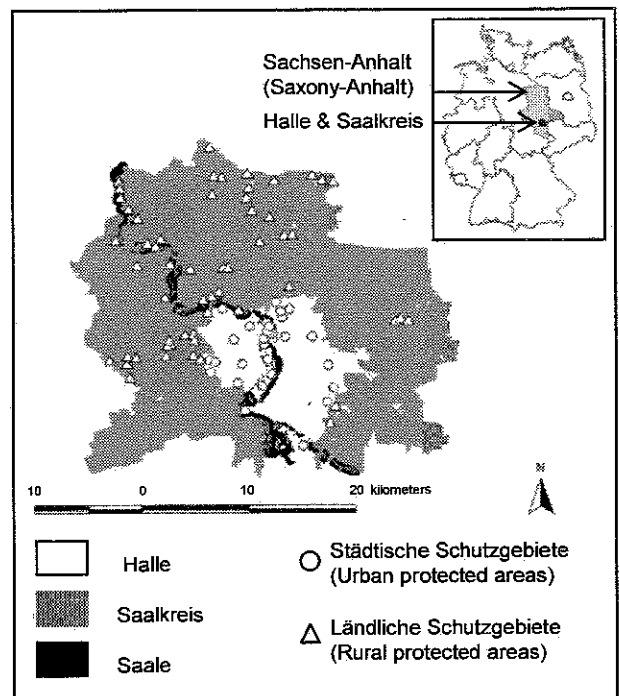


Abb. 1: Lage der Schutzgebiete in Halle und Saalkreis. Oben rechts ist die Lage des Untersuchungsgebiets in Sachsen-Anhalt und Deutschland zu sehen.

Fig. 1: Location of protected areas in Halle and Saalkreis. The small inset shows the location of the study area in the federal state Saxony-Anhalt within Germany.

3 MATERIAL UND METHODEN

Unsere Analysen basieren auf Artenlisten für Halle (BUSCHENDORF & KLOTZ 1996) und Saalkreis (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2005a, b, c). Erstere enthalten Daten aus verschiedenen Quellen (Literaturangaben, Kartierungen) aus dem Zeitraum von 1980 bis 1995. Letztere sind Auszüge aus Datenbanken des Landes Sachsen-Anhalt. Sie setzen sich ebenfalls aus Daten unterschiedlicher Herkunft (Literatur, Kartierungen) zusammen. Die Datenbanken werden stetig aktualisiert. Die von uns verwendeten Artenlisten repräsentieren den Stand von April 2005. Der größte Teil der Einträge stammt aus Kartierungen in den späten 1980er und frühen 1990er Jahren.

Die Kartengrundlage für die Abgrenzung der Schutzgebiete ist die digitale Karte der Schutzgebiete im Land Sachsen-Anhalt (Stand 31.12.2004, Maßstab 1:10000). Sie wurde vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt bereitgestellt. Anhand dieser Karte sowie digitaler Karten zu den Biotop- und Nutzungstypen (BNT) erfolgte die Berechnung

von Maßen für die Landschaftsstruktur der Schutzgebiete. Zur Berechnung wurde das Programm ArcView GIS Version 3.1 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA) verwendet. Für den Saalkreis basiert die BNT-Karte auf einer flächendeckenden Befliegung des Landes Sachsen-Anhalt im Jahr 1992 und der anschließenden Auswertung der bei der Befliegung erstellten Colorinfrarot-Luftbilder im Maßstab 1:10000 (PETERSON & LANGNER 1992). Für die Stadt Halle basiert sie auf terrestrischen Kartierungen in den Jahren von 1997 bis 2001 (Maßstab 1:5000 und 1:2000) und Befliegungen in den Jahren 1998 und 1999 (POHL 2003).

Die Biotop- und Nutzungstypen werden in Kartier- und Struktureinheiten unterteilt (PETERSON & LANGNER 1992). Die Kartiereinheiten sind in Tabelle 1 aufgelistet. Die Tabelle zeigt die prozentualen Anteile der einzelnen BNT in den Schutzgebieten in Halle und Saalkreis. Bis auf Park- und Grünanlagen, die sich auf die städtischen Gebiete beschränken, kommen alle BNT in Stadt und Land vor. Die Kartiereinheiten können weiter in Struktureinheiten unterteilt werden. Für Wald sind das z.B. Laubwald, Nadelwald, Mischwald, etc.

Auf Basis dieser Biotop- und Nutzungstypen haben wir die Landschaftsstrukturmaße berechnet. Landschaftsstrukturmaße fassen die Struktur einer Landschaft in messbare Größen. Beispielsweise kann eine Landschaft, die Elemente aus Wald und Wiese enthält, in diese beiden Kategorien unterteilt werden. Liegt der Einteilung die kleinste, nicht weiter unterteilbare Einheit zugrunde, spricht man bei den entstehenden Teilflächen von Patches. Ein Patch ist in sich homogen und weist klare Grenzen zu den umliegenden Patches auf (GUSTAFSON 1998). In unserer Beispiel-Landschaft aus Wald und Wiese müsste ein Patch folglich entweder Wald oder Wiese beinhalten. Alle angrenzenden Patches müssten, da nur zwei Kategorien vorhanden sind, zur jeweils anderen Kategorie gehören.

Die von uns verwendeten Landschaftsstrukturmaße sind in Tabelle 2 aufgelistet. Neben der Flächengröße und dem Flächenumfang der Schutzgebiete beinhalten sie Maße für die Heterogenität und Komplexität der Landschaft, orientiert an MCGARIGAL & MARKS (1994): die Anzahl der Patches, die

mittlere Patchgröße und das mittlere Verhältnis von Patchumfang zu Patchgröße je Schutzgebiet. Des Weiteren haben wir zwei Distanzmaße berechnet: Die Distanz eines Schutzgebietes zum nächsten benachbarten Schutzgebiet und die mittlere Distanz zum nächsten ähnlichen Habitat außerhalb der Schutzgebiete. Mit letzterem Maß berücksichtigen wir den Einfluss der umliegenden Landschaftsmatrix auf die Schutzgebiete. Zum besseren Verständnis soll das Maß hier näher erklärt werden: Für jedes Schutzgebiet haben wir den BNT mit dem größten Flächenanteil ermittelt. Anschließend haben wir für jedes Patch dieses BNT innerhalb des Schutzgebietes die Distanz zum nächsten Patch gleichen Typs außerhalb geschützten Raums ermittelt. Aus allen Distanzen berechnet sich die mittlere Distanz zum nächsten ähnlichen Habitat je Schutzgebiet. Zusätzlich haben wir mittels *U*-Test die Distanzmaße der Schutzgebiete in Stadt und Land verglichen.

Anhand der Artenlisten erfolgte die Berechnung der α - und der β -Diversität für jedes Schutzgebiet. Mittels Art-Areal-Kurven nach dem halblogarithmischen Modell von Gleason (ROSENZWEIG 1995) konnten wir den Einfluss unterschiedlicher Kartierqualität minimieren: Untersuchungsgebiete mit einer deutlichen Abweichung von der Kurve wurden aus den weiteren Analysen ausgeschlossen, wie in Abbildung 2 für die Moose dargestellt. Demzufolge und aufgrund der Tatsache, dass nicht für alle Gebiete Kartierungen vorliegen, variiert die Anzahl der je Artengruppe untersuchten Flächen.

Der Vergleich der Artenzahlen städtischer und ländlicher Schutzgebiete erfolgte mittels Kovarianzanalysen (ANCOVA), in denen wir neben der Lage in Stadt oder Land nur die Flächengröße der Untersuchungsgebiete als erklärende Variable berücksichtigt haben. Den Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Artenzahlen haben wir in einer weiteren ANCOVA ermittelt, in der wir neben der Lage und der Flächengröße der Gebiete alle Landschaftsstrukturmaße als erklärende Variablen verwendet haben. In dieser zweiten ANCOVA haben wir das jeweilige Modell solange durch schrittweises Entfernen nicht signifikanter Variablen vereinfacht, bis ein minimal adäquates Modell gefunden war (MACNALLY 2000). Nach jedem Schritt haben wir das neue mit dem vorhergehenden Modell anhand einer Varianzana-

Tab. 1: Prozentualer Anteil der Biotop- und Nutzungstypen in den Schutzgebieten der Stadt Halle und des Saalkreises
Table 1: Percentage of biotope- and land-use types in the protected areas of Halle and Saalkreis

Biotop- und Nutzungstyp (biotope- and land-use type)	Schutzgebiete (protected areas)	Schutzgebiete (protected areas)
	Halle	Saalkreis
Acker-, Garten- und Weinbau (agriculture, gardens, vineyards)	10,5	15,0
Bebauter Bereich (built-up area)	1,1	1,8
Park- und Grünanlagen (public parks)	2,7	0
Vegetationsfreie Fläche (vegetation-free area)	0,6	1,4
Gewässer (water bodies)	8,8	1,6
Krautige Vegetation inklusive Sumpf- und Landröhricht (herbaceous vegetation including reed)	43,0	49,6
Gehölz (grove)	7,4	4,3
Wald (forest)	25,4	26,3
Nicht definiert (undefined)	0,5	0

Tab. 2: Verwendete Landschaftsstrukturmaße.

Table 2: Landscape metrics used in the analysis.

Name, Abkürzung (Name, Abbreviation)	Beschreibung* (Description*)	Berechnungsbasis (Basis of calculation)	Einheit (unit)	Benutztes Programm (used software)
Fläche (Size)	Gesamtfläche eines Schutzgebietes (Size of protected area)	Schutzgebiete (reserves)	m ²	ArcView GIS Version 3.1 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA)
Umfang (Perimeter)	Umfang eines Schutzgebietes (Perimeter of protected area)	Schutzgebiete (reserves)	m	ArcView GIS Version 3.1
Anzahl der Patches (Number of patches), NUMP	Anzahl der BNT-Patches eines Schutzgebietes (Number of BNT-patches per protected area)	Struktureinheiten der BNT (Sub-units of BNT)	-	ArcView-extension Patch Analyst 2.1 (Elkie, Rempel, Carr 1999)
Mittlere Patchgröße (Mean patch size), MPS	Mittlere Größe der BNT-Patches eines Schutzgebietes (Mean size of BNT-patches per protected area)	Struktureinheiten der BNT (Sub-units of BNT)	m ²	ArcView-extension Patch Analyst 2.1
Mittleres Verhältnis Patchumfang zu Patchgröße (mean perimeter-to-area ratio), MPAR	Mittleres Verhältnis des Umfangs zur Größe der BNT-Patches eines Schutzgebietes (Mean perimeter-to-area ratio of BNT-patches per protected area)	Struktureinheiten der BNT (Sub-units of BNT)	m / m ²	ArcView-extension Patch Analyst 2.1
Distanz zum nächsten Nachbarn (Nearest neighbour distance), NN_DIST	Kürzeste Distanz eines Schutzgebietes zum nächstgelegenen Schutzgebiet (Shortest distance to nearest protected area)	Schutzgebiete, berechnet von Kante zu Kante (protected areas, calculated from edge to edge)	m	ArcView-extension Nearest Features v. 3.8a (Jenness 2004)
Distanz zum nächsten ähnlichen Habitat (Distance to nearest similar habitat), NSH_MDIST	Kürzeste Distanz eines BNT-Patches innerhalb eines Schutzgebietes zum nächstgelegenen Patch des gleichen BNT außerhalb eines Schutzgebietes (Shortest distance of a BNT-patch within protected space to the nearest BNT-patch of similar type outside protected space)	Kartiereinheiten der BNT, berechnet von Kante zu Kante der Patches ohne Berücksichtigung von Distanzen = 0 (Mainunits of BNT, calculated from edge to edge of patches, without consideration of distances = 0)	m	ArcView-extension Nearest Features v. 3.8a

* BNT = Biotop- und Nutzungstypen | BNT = biotope- and land-use-types

lyse, Akaikes Informationskriterium und dem Bayesischen Informationskriterium verglichen, um eine zu starke Vereinfachung des Modells zu vermeiden (CRAWLEY 2002).

Es galt zu beachten, dass mehrere der Landschaftsstrukturmaße voneinander abhängig sind. Beispielsweise steigt die Anzahl der BNT-Patches mit Anwachsen der Fläche. Wir

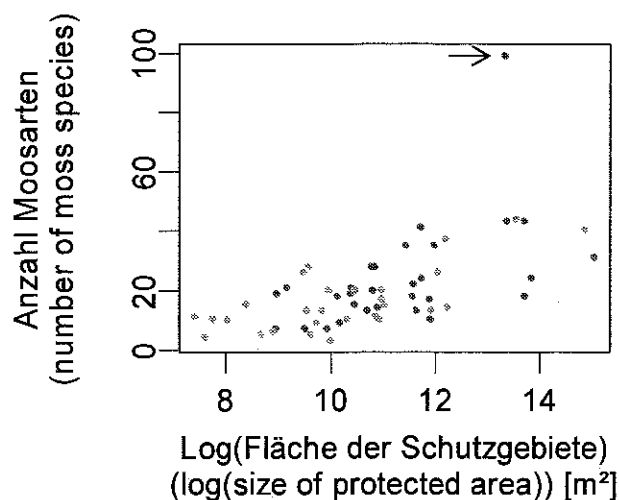


Abb. 2: Art-Areal-Beziehung der Moose. Der Pfeil markiert das Schutzgebiet, das wegen überdurchschnittlich guter Kartierung aus der Analyse ausgeschlossen wurde. Die dunkelgrauen Punkte entsprechen den städtischen, die hellgrauen Punkte den ländlichen Schutzgebieten.

Fig. 2: Species-area-relationships for mosses. The arrow shows the protected area that was excluded from the analyses due to mapping intensity above average. Points in darkgrey represent urban protected areas, points in lightgrey represent rural protected areas.

haben deshalb alle Maße vor Durchführung der ANCOVA paarweise miteinander korreliert. Bei einem großen Korrelationskoeffizienten (Kendall's $\tau \geq 0.55$) wurde je eines von zweien aus den weiteren Analysen ausgeschlossen. Dabei haben wir die Flächengröße als Faktor von bekanntermaßen großer Bedeutung (vgl. MAC ARTHUR & WILSON 1967) immer beibehalten. Aufgrund dieser Kriterien konnte der Umfang der Schutzgebiete für keine der drei Artengruppen berücksichtigt werden. Für Moose und Gefäßpflanzen musste zudem die Anzahl der BNT-Patches je Schutzgebiet aus den Analysen ausgeschlossen werden.

Anhand von Anwesenheits-Abwesenheits-Tabellen der Arten konnten wir einen Index für die β -Diversität ermitteln. Als abwesend mussten wir eine Art dann registrieren, wenn sie in einem Schutzgebiet nicht kartiert wurde, was nicht heißt, dass sie dort auf keinen Fall vorkommt. Für diese Studie verwenden wir den Simpson-Index, einen Ähnlichkeitsindex. Im Gegensatz zu anderen gebräuchlichen Indizes, wie zum Beispiel dem Jaccard-Index, legt er stärkeres Gewicht auf Unterschiede in der Artenzusammensetzung als auf die Artenzahl zweier Bestände und wird nur wenig durch Unterschiede in der Artenzahl beeinflusst (LENNON et al. 2001). Er berechnet sich wie folgt:

$$S = a / (a + \min(b, c))$$

Dabei ist a die Anzahl der Arten, die zwei Gebiete gemeinsam haben. Die Anzahl der Arten, die jeweils nur in einem Gebiet vorkommen, wird mit b und c ausgedrückt. Das Wertespektrum des Index reicht von Null bis Eins. Zwei Vergleichsflächen mit einem Simpson-Index von Null haben keinerlei gemeinsame Arten. Dagegen stimmen zwei Vergleichsflächen mit einem Index von Eins in ihrem Artenspektrum vollständig überein bzw. das Arteninventar ei-

nes Gebietes ist vollständig in dem eines anderen enthalten. Folglich sind Simpson-Index und β -Diversität gegenläufig: je höher der Index, desto niedriger die β -Diversität. Die Index-Werte der Schutzgebiete in Stadt und Land wurden mittels U -Test auf signifikante Unterschiede getestet.

Alle statistischen Tests haben wir mit dem Programm R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2004) durchgeführt. Wir haben folgende Signifikanzstufen verwendet:

$$0.1 \geq p > 0,05 - \text{marginal} \\ p \leq 0,05 - \text{signifikant}$$

4 ERGEBNISSE

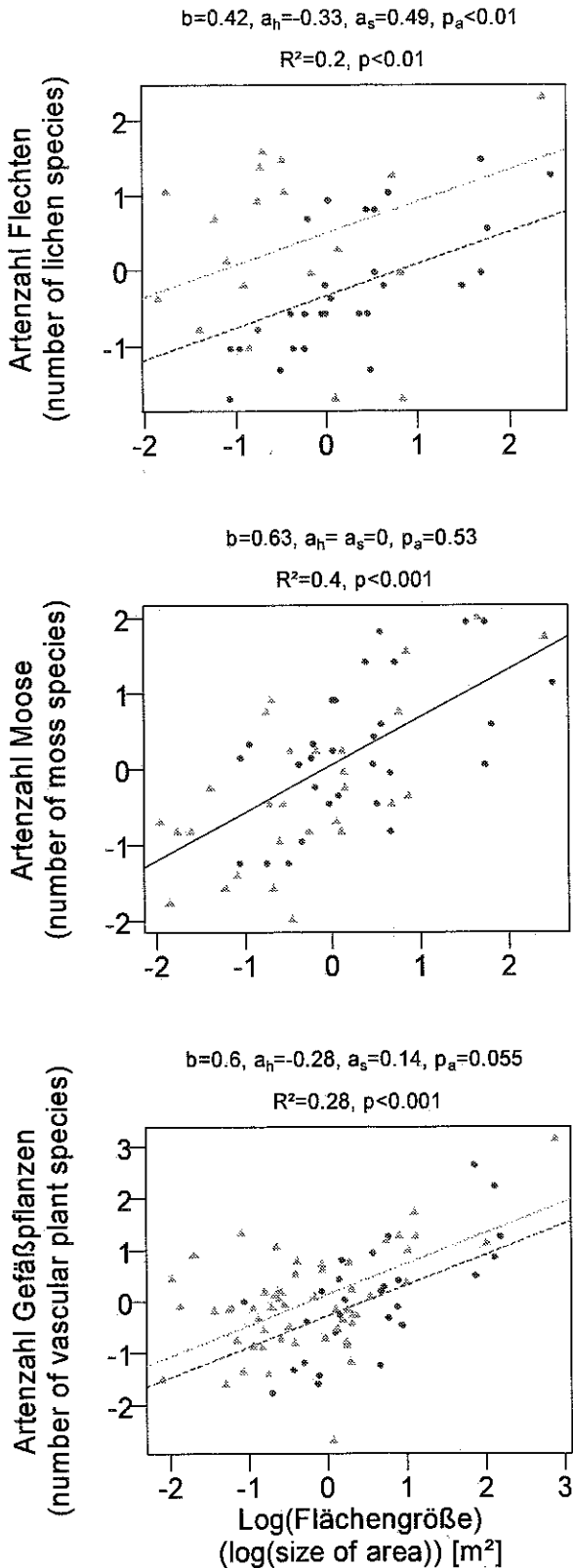
Artenzahl der Schutzgebiete in Stadt und Land

Für keine der drei Artengruppen liegen die Artenzahlen der städtischen über denen der ländlichen Schutzgebiete (Abbildung 3). Die Flechten sind in den ländlichen Gebieten mit signifikant mehr Arten vertreten als in der Stadt ($p_a < 0,01$, vgl. Abbildung 3). Die Artenzahl der Moose ist in Halle und Saalkreis statistisch ohne Unterschiede ($p_a = 0,53$). Die Gefäßpflanzen haben in den ländlichen Schutzgebieten marginal höhere Artenzahlen als in den urbanen Gebieten ($p_a = 0,055$). Eine Übersicht über die statistische Verteilung der Artenzahlen gibt Tabelle 3.

Artenzahl und Landschaftsstruktur

Auch bei Einbeziehung aller Landschaftsstrukturmaße zeigt sich, dass die Artenzahl der Flechten allein von der Größe der Schutzgebiete abhängig ist. Die anderen Maße sind im minimal adäquaten Modell nicht enthalten. Somit entspricht das Modell dem der ANCOVA mit Lage und Größe der Schutzgebiete. Auch für die Moosartenzahl besteht der einzige Zusammenhang mit der Landschaftsstruktur in einer positiven Abhängigkeit von der Flächengröße. Bei den Gefäßpflanzen enthält das minimal adäquate Modell der ANCOVA mit allen Landschaftsstrukturmaßen die Flächengröße der Schutzgebiete und das mittlere Verhältnis von Patchumfang zu Patchgröße (MPAR) der BNT-Patches ($R^2 = 0,3$, $p < 0,001$). Das Modell zeigt, dass die Artenzahl in der Stadt mit wachsender Flächengröße schneller ansteigt als im Saalkreis (Steigung für Halle: $b_h = 0,88$, Steigung für den Saalkreis: $b_s = 0,37$, y -Achsenmittelpunkte für Halle und Saalkreis: $a_h = -0,42$, $a_s = 1,97$). Der Einfluss der Flächengröße ist signifikant ($p < 0,001$). Darüber hinaus zeigt die ANCOVA einen starken Unterschied im Zusammenhang der Gefäßpflanzenartenzahl mit MPAR ($b_h = -0,01$, $b_s = 7,3$, $a_h = -0,42$, $a_s = 1,97$). Dieser Unterschied ist darauf zurückzuführen, dass die Werte von MPAR in den ländlichen Schutzgebieten deutlich niedriger liegen und eine geringere Spannweite haben als in den städtischen Schutzgebieten (Tabelle 4). Der Einfluss von MPAR auf die Artenzahl der Gefäßpflanzen ist nicht signifikant ($p = 0,85$).

Die verwendeten Distanzmaße haben keinen Einfluss auf die α -Diversität der drei Artengruppen. Der Stadt-Land-Vergleich der Distanzmaße mittels U -Test zeigt, dass die Distanzen im Saalkreis deutlich größer sind als innerhalb der Stadt Halle (Abbildung 4).



β-Diversität

Hinsichtlich der β-Diversität zeigt sich ein einheitliches Bild: Die Werte des Simpson-Index sind im Saalkreis höher als in der Stadt Halle (Abbildung 5). Die Irrtumswahrscheinlichkeit der U-Tests liegt für alle drei Artengruppen bei $p < 0.001$. Folglich ist die β-Diversität zwischen den Ar-

Abb. 3: Artenzahlen von Flechten, Moosen und Gefäßpflanzen in den Schutzgebieten in Stadt (gestrichelte Linien, dunkelgraue Punkte) und Land (gepunktete Linien, hellgraue Dreiecke). Da sich die Artenzahlen der Moose in Stadt und Land statistisch nicht unterscheiden, ist für sie nur eine Gerade eingezeichnet. Beide Achsen sind auf Mittelwert Null und Standardabweichung Eins standardisiert. Dadurch kommen auch negative Werte zustande. b =Geradensteigung, a_h, a_s =Schnittpunkte mit der y-Achse für die Schutzgebiete in Halle und Saalkreis, p_a =Irrtumswahrscheinlichkeit für den Unterschied zwischen den Schnittpunkten, R^2 =erklärte Varianz des Modells (auf die Anzahl der Prädiktoren korrigiert), p =Irrtumswahrscheinlichkeit des Modells.

Fig. 3: Species numbers of lichens, mosses and vascular plants in the protected areas in city (dashed lines, darkgrey points) and countryside (dotted lines, light-grey triangles). Because their species numbers are statistically indifferent, only one line is shown for mosses. Both axes are standardized to zero mean and unit standard deviation. Therefore, there are also negative values. b =slope, a_h, a_s = intercepts for the protected areas in Halle and Saalkreis, p_a =p-value for difference between intercepts, R^2 =explained variance of the model (adjusted for number of predictors), p =p-value for the model.

tengemeinschaften der städtischen Schutzgebiete signifikant größer.

5 DISKUSSION

Die Anzahl der Flechtenarten zeigt in den Schutzgebieten das gleiche Muster wie in Stadt und Land allgemein, also niedrigere Artenzahlen in der Stadt. Demnach hat die Wiederbesiedelung des urbanen Raumes durch die Flechten in Folge sinkender Schadstoffkonzentrationen bisher keine Umkehrung des bekannten Musters bewirkt. Die verringerte Luftfeuchte der Städte sollte die Ausbreitung von Flechten weiterhin, auch bei Rückgang der Schadstoffkonzentrationen (SEAWARD 1982, WITTIG 2002), erschweren.

Das generelle Verteilungsmuster der Moose mit höheren Artenzahlen in ländlichen Räumen ist in den Schutzgebieten nivelliert. Moose sind demnach unempfindlicher gegenüber Urbanisierungsprozessen als Flechten. Untersuchungen in Österreich zufolge (ZECHMEISTER & MOSER 2001) steigt ihre Artenzahl von polyhemeroben zu oligohemeroben Habitaten an. Ebenso steigt ihre Artenzahl, je mehr verschiedene Habitate und Substrate es gibt und je extensiver eine Landschaft genutzt wird. Es muss angemerkt werden, dass die genannte Untersuchung sich auf einen landwirtschaftlich genutzten Raum beschränkt. Auf die Schutzgebiete in Halle und Saalkreis übertragen, müsste die Artenzahl der Moose in der Stadt durch die Polyhemerobie vieler Habitats negativ beeinflusst sein. Im Gegensatz dazu sollte die Heterogenität urbaner Landschaft und Substrate aber eine gesteigerte Vielfalt zur Folge haben. In den ländlichen Untersuchungsgebieten sollte der Hemerobiegrad sich mehr im eu- und mesohemeroben Bereich bewegen, es ist aber auch anzunehmen, dass die Habitat- und Substratvielfalt hier geringer ist. Eine Begünstigung von Moosarten auf dem Land muss folglich nicht unbedingt gegeben sein. Lufttrockenheit und Schadstoffbelastung sollten dennoch einen Rückgang der Moosvielfalt in der Stadt verursachen, wie im Zusammenhang mit den Flechten diskutiert. Hier muss noch einmal betont werden, dass die Schutzgebiete der Stadt Halle keine

Tab. 3: Statistische Verteilung der Artenzahlen

Table 3: Statistical parameters for species numbers

Stadt / Land (city / countryside)	Flechten (lichens)		Moose (mosses)		Gefäßpflanzen (vascular plants)	
	Halle	Saalkreis	Halle	Saalkreis	Halle	Saalkreis
Minimum	1	1	7	3	61	40
1.Quantile (1st quartile)	3,75	6,5	14	10	107,5	104,2
Median	5,5	10	19	13	139	129,5
3.Quantile (3rd quartile)	12,25	17	28	20	184	175,8
Maximum	20	29	43	44	453	572
Mittelwert (mean)	7,71	11,79	21,38	16,38	158,7	149,6
Standardabweichung (standard deviation)	5,33	7,65	10,51	10,58	90,26	78,94

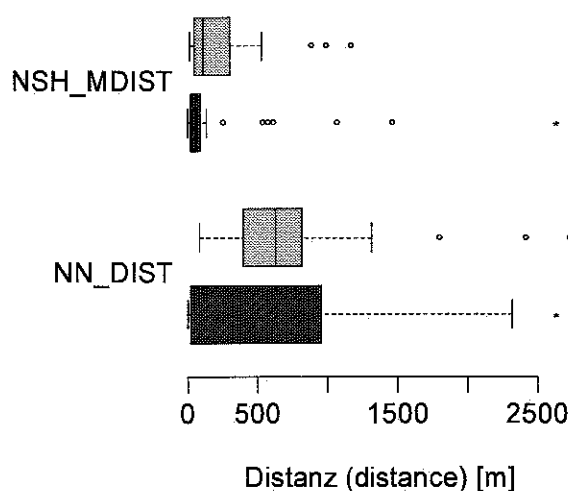


Abb. 4: Distanzen der Schutzgebiete in Stadt (dunkelgraue Boxen) und Land (hellgraue Boxen) zu den nächstgelegenen ähnlichen Habitaten (NSH MDIST) und zu ihren nächsten Nachbarn (NN DIST). Signifikante Unterschiede innerhalb eines Paares sind mit einem Stern gekennzeichnet. Die Boxen repräsentieren die 25% - 75% Quantilen. Der Mittelstrich einer Box steht für den Median, die gestrichelten Linien stehen für die Spannweite und die Kreise für die Extremwerte der Verteilungen.

Fig. 4: Distances of protected areas in city (darkgrey boxes) and countryside (lightgrey boxes) to the nearest similar habitat (NSH MDIST) and their nearest neighbour (NN DIST). Stars represent significant differences within one pair. The boxplots represent 25% - 75% quartiles (bars), median (lines), ranges (whiskers) and extreme values (circles).

typisch urbanen Habitats sind, sondern naturnahe innerstädtische Habitats. Die Hälfte der Gebiete liegt außerdem im Saaletal (Abbildung 1) und damit in einem Raum potentiell höherer Luftfeuchte. Bereits ein feuchteres Mikroklima, wie es beispielsweise in einer Baumgruppe herrscht, kann zu einer punktuell höheren Moosvielfalt führen (WITTIG 2002). So kann erklärt werden, dass sich die Artenvielfalt der urbanen und ländlichen Schutzgebiete die Waage hält.

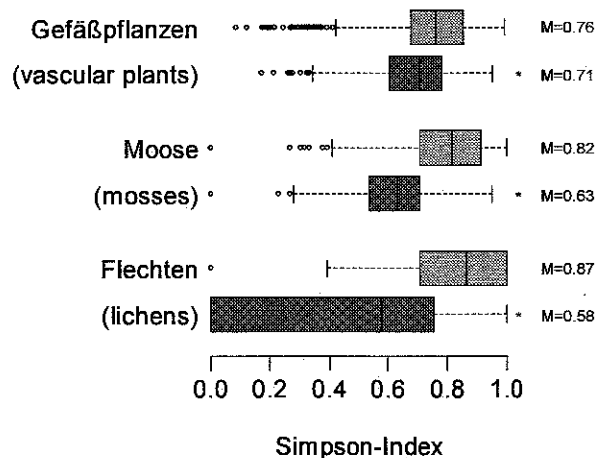


Abb. 5: Simpson-Index der Artengruppen in den Schutzgebieten in Stadt (dunkelgraue Boxen) und Land (hellgraue Boxen). Signifikante Unterschiede innerhalb eines Paares sind mit einem Stern gekennzeichnet. Die Boxen repräsentieren die 25% - 75% Quantilen. Der Mittelstrich einer Box steht für den Median, die gestrichelten Linien stehen für die Spannweite und die Kreise für die Extremwerte der Verteilungen. M=Median-Werte.

Fig. 5: Simpson-Index of species groups in the protected areas in city (darkgrey bars) and countryside (lightgrey bars). Stars represent significant differences within one pair. The boxplots represent 25% - 75% quartiles (bars), median (lines), ranges (whiskers) and extreme values (circles). M=median values.

Für die Artenzahlen der Gefäßpflanzen konnten die erwarteten Unterschiede nicht bestätigt werden. Das generelle Muster - höhere Artenzahlen in der Stadt - ist aufgehoben und es ist eine leichte Tendenz zu seiner Umkehrung sichtbar. Müssen die Schutzgebiete in der Stadt deshalb als weniger repräsentativ für das städtische Artenspektrum angesehen werden als die Schutzgebiete im Saalkreis für das ländliche Artenspektrum? Eine Tatsache legt diesen Schluss nahe. Wie schon erwähnt befindet sich die Hälfte aller städtischen

Tab. 4: Statistische Verteilung des Landschaftsstrukturmaßes „mittleres Verhältnis von Patchumfang zu Patchgröße“ (MPAR) für die Schutzgebiete

Table 4: Statistical parameters for the landscape structure metric “mean perimeter-to-area ratio” (MPAR) for the protected areas

Stadt / Land (city / countryside)	MPAR	
	Halle	Saalkreis
Minimum	0,15	0,03
1.Quantile (1st quartile)	0,73	0,10
Median	5,13	0,17
3.Quantile (3rd quartile)	16,23	0,35
Maximum	177,70	4,02
Mittelwert (mean)	16,74	0,44
Standardabweichung (standard deviation)	34,26	0,79

Schutzgebiete im Saaletal. Dieses beherbergt natürlich nur einen Teil der urbanen Substrate und Habitate in Halle. Folglich ist nur ein Teil der städtischen Biozönosen vertreten. Darauf weist auch eine frühere Untersuchung hin (BRÄUNIGER 2004), nach der in den haleschen Schutzgebieten 59 % der Gefäßpflanzenflora Halles vertreten sind. Warum finden die verbleibenden 41 % keinen Lebensraum auf geschützten Flächen? Wir gehen davon aus, dass Arten früher Sukzessionsstadien vorwiegend außerhalb der Schutzgebiete auftreten. Nicht zuletzt der Schutzstatus, der anthropogene Eingriffe minimiert, unterstützt die Entwicklung der jeweiligen naturnahen oder extensiv genutzten Vegetationstypen. Nicht geschützte, typisch städtische Habitate unterliegen dagegen häufigeren Störungen und befinden sich deshalb in früheren Sukzessionsstadien.

Die Untersuchung des Einflusses der Landschaftsstruktur auf die α -Diversität der Flechten, Moose und Gefäßpflanzen zeigt deutlich, dass die Flächengröße der Schutzgebiete für alle drei Gruppen der entscheidende Prädiktor ist. Das ist unter anderem damit zu erklären, dass große Flächen potentiell eine höhere Habitatvielfalt aufweisen als kleine Flächen. Dieses Phänomen kommt in unserer Studie in der Korrelation der Flächengröße und der Anzahl der BNT-Patches der Schutzgebiete zum Ausdruck. Wie im Methodenteil erwähnt, konnten wir die Anzahl der BNT-Patches aufgrund dieser Korrelation für Moose und Gefäßpflanzen nicht als Prädiktor verwenden. Als einzige weitere Variable ist im Modell für die Gefäßpflanzen das mittlere Verhältnis von Patchumfang zu Patchfläche enthalten. Es zeigt deutlich ein Stadt-Land bedingtes Muster (vgl. Tabelle 4) und spiegelt folglich den Effekt der Lage der Schutzgebiete in Stadt oder Land wider.

Es ist auffällig, dass keines der verwendeten Distanzmaße einen Einfluss auf die Zahl der Arten hat. Die folgende Diskussion zur β -Diversität bietet eine Erklärung dafür an.

Wie ist die höhere städtische β -Diversität der Artengruppen zu beurteilen? Offensichtlich funktioniert der Austausch von Arten zwischen den ländlichen Populationen besser. Distanzbasierte Isolationseffekte sind zwischen den Untersuchungsflächen allerdings nicht nachweisbar. Die höhere urbane β -Diversität muss daher auf andere Isolationseffekte zurückgeführt werden, die zum Teil bereits diskutiert wurden: Schadstoffe, die verbreitungshemmend wirken und Ausschluss der Arten früher Sukzessionsstadien aus geschützten Gebieten. Da Agrarlandschaften Störungen unterliegen, die auf großen Flächen im gleichen Rhythmus und in gleicher Ausprägung stattfinden (vgl. LOSOSOVÁ et al. in press), sollten sukzessionsbedingte Barrieren auf dem Land seltener auftreten. Das hieße, dass die einheitlichere Agrarlandschaft den Pflanzen günstigere Korridore bietet als die heterogene städtische Landschaft. Einen Anhaltspunkt bieten CHARDON et al. (2003) und VERBEYLEN et al. (2003). Ihnen zufolge sind effektive Distanzmaße, die den unterschiedlichen Raumwiderstand verschiedener Habitate berücksichtigen, bessere Prädiktoren für die Verteilung von Arten als euklidische Distanzen. Beispielsweise ist für den Falter *Pararge aegeria* (L.) der Raumwiderstand eines Waldstücks bis zu 100mal geringer als der einer Straße (CHARDON et al. 2003). Die genetische Diversität der Landschnecke *Cepea nemoralis* (L.) korreliert ebenfalls positiv mit effektiver Distanz (SCHWEIGER et al. 2004). Diese für Tiergruppen gewonnenen Erkenntnisse können wir nicht pauschal auf Pflanzen übertragen. Unsere Ergebnisse deuten aber darauf hin, dass für Pflanzen ähnliche Mechanismen gelten können.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Eingangs standen zwei Fragen: spiegeln die Schutzgebiete in Halle und Saalkreis die generellen Muster der Artenvielfalt in städtischen und ländlichen Räumen wider? Unterliegen die Artengemeinschaften der städtischen Schutzgebiete homogenisierenden oder isolierenden Effekten? Allein für die Flechten konnten wir das auf sie zutreffende allgemeingültige Muster mit höheren Artenzahlen im ländlichen Raum nachweisen. Unsere Ergebnisse legen nahe, dass die Schutzgebiete der Stadt Halle, die Artenzahl der Gefäßpflanzen betreffend, weniger repräsentativ sind als die des Saalkreises, da sie marginal niedrigere Artenzahlen haben als die ländlichen Schutzgebiete, nach dem generellen Muster aber ein umgekehrtes Verhältnis zu erwarten gewesen wäre. Urbane Populationen scheinen einer vergleichsweise starken Isolation ausgesetzt zu sein. Die verwendeten Euklidischen Distanzmaße konnten diese Isolation aber nicht abbilden. Vielmehr hat die Flächengröße der Schutzgebiete den größten Einfluss auf die Artenzahl. Demzufolge spielt der Verlust an Fläche eine größere Rolle für das Aussterben von Arten als die Vergrößerung der Distanz zwischen Habitaten. Wir nehmen aber an, dass der Effekt von Isolation auf die Vielfalt von Pflanzen durch effektive Distanzmaße besser erfasst werden kann. Es gibt keine Hinweise auf Homogenisierung. Ein nachhaltiger Biodiversitätsschutz in Städten sollte neben der Unterhaltung von Schutzgebieten ein dynamisches Schutzkonzept für Lebensräume früher und mittlerer Sukzessionsstadien beinhalten. Dadurch könnten einerseits die Ansprüche von Arten, die vor allem durch naturnahe Ha-

bitate in der Stadt begünstigt werden, als auch die Ansprüche typisch urbaner Arten abgedeckt werden.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass die Artenvielfalt der Gefäßpflanzen in Städten größer ist als in ländlichen Gebieten, zumindest in Mitteleuropa und Nordamerika. Obwohl sich die Bedingungen für den Naturschutz in Stadt und Land unterscheiden, gibt es in beiden Räumen Schutzgebiete gleichen Typs. Spiegeln sie die generellen Muster der Artenvielfalt wider? Werden die Pflanzengemeinschaften in Schutzgebieten in der Stadt stärkeren homogenisierenden oder isolierenden Effekten ausgesetzt als auf dem Land? Wir haben 30 Schutzgebiete innerhalb der Stadt Halle (Saale) mit 56 Schutzgebieten des umliegenden, ländlich geprägten Saalkreises hinsichtlich Artenzahl und β -Diversität von Gefäßpflanzen, Moosen und Flechten verglichen. Die Anzahl der Arten wurde mit der Landschaftsstruktur erklärt. Als einzige Gruppe weisen die Flechten höhere Artenzahlen in den ländlichen Schutzgebieten auf. Gefäßpflanzen und Moose zeigen keine signifikanten Unterschiede. Die β -Diversität ist für alle drei Gruppen in der Stadt höher als auf dem Land. Für die Gefäßpflanzen wurden Unterschiede in ihrer Reak-

tion auf die Landschaftsstruktur festgestellt. Alle Gruppen zeigen eine starke Abhängigkeit von der Größe der Schutzgebiete, aber keine Abhängigkeit von den verwendeten Distanzmaßen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass Urbanisierungsprozesse zu einer verstärkten Isolation von Pflanzenpopulationen führen können.

DANK

Diese Studie ist Teil einer Diplomarbeit, die im Jahr 2005 am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH in Kooperation mit der Universität Tübingen entstand. Wir danken Dieter Frank und Kathrin Hünig (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Yvonne Brand (Untere Naturschutzbehörde des Saalkreises) sowie Thomas Katterle (Umweltamt der Stadt Halle) und Andreas Pohl (Stadtplanungsamt Halle) für die Bereitstellung der Artenlisten, der Schutzgebietsdaten und der Karten zu den Biotop- und Nutzungstypen. Besonderer Dank gilt Frank Müller (TU Dresden), Jens Stolle und Regine Stordeur (Universität Halle) für die Kontrolle der Artenlisten des Saalkreises. Zwei anonyme Gutachter haben wertvolle Anregungen geliefert. Auch ihnen sei an dieser Stelle gedankt.

LITERATUR

- ARAÚJO, M.B. (2003): The coincidence of people and biodiversity in Europe.- *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 5-12
- BRAUNIGER, C. (2004): Biodiversität in urbanen Schutzgebieten - Untersuchung des Artenreichtums ausgewählter Artgruppen auf der Mesoskala in der Stadt Halle (Saale). Diplomarbeit, Universität Potsdam, 105 S.
- BUSCHENDORF, J. & KLOTZ, S. (1996): Geschützte Natur in Halle (Saale). Flora und Fauna der Schutzgebiete. Teil 2: Flora der Schutzgebiete.- Stadt Halle (Saale): Umweltamt
- CHARDON, J.P., ADRIAENSEN, F. & MATTHYSEN, E. (2003): Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.).- *Landscape Ecol.* 18: 561-573
- CRAWLEY, M.J. (2002): *Statistical Computing. An Introduction to Data Analysis using S-Plus.*- Wiley, 761 S.
- DOBSON, A.P., RODRIGUEZ, J.P. & ROBERTS, W.M. (2001): Synoptic tinkering: integrating strategies for large-scale conservation.- *Ecol. Appl.* 11: 1019-1026
- ELKIE, P., REMPEL, R. & CARR, A. (1999): Patch Analyst. Users guide. A tool for quantifying landscape structure.- Ontario, Canada, URL <http://flash.lakeheadu.ca>
- GOMBERT, S., ASTA, J. & SEAWARD, M.R.D. (2004): Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, Southeast France).- *Sci. total environ.* 324: 183-199
- GUSTAFSON, E. J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?- *Ecosystems* 1: 143-156.
- HAEUPLER, H. (1975): Statistische Auswertungen von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens.- *Scripta Geobot.* 8: 1-141
- HOECHSTETTER, S., WAHR, J., KNAPP, S., KLOTZ, S., UHL, D., THIV, M. & MOSBRUGGER, V. (2005): Muster der Biodiversität von Gefäßpflanzen in Baden-Württemberg - eine geostatistische Analyse abiotischer Einflussfaktoren.- *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A (Biologie)* 676
- HOPE, D., GRIES, C., ZHU, W.X., FAGAN, W.F., REDMAN, C.L., GRIMM, N.B., NELSON, A.L., MARTIN, C. & KINZIG, A. (2003): Socioeconomics drive urban plant diversity.- *PNAS* 100: 8788-8792
- JENNESS, J. (2004): Nearest features (nearfeat.avx) extension for ArcView 3.x, v. 3.8a.- Jenness Enterprises, URL http://www.jennessent.com/arcview/nearest_features.htm
- KLOTZ, S. (1990): Species/area and species/inhabitants relations in European cities. In SUKOPP, H. & HEJNÝ, S., (eds.): *Urban Ecology: Plants and Plant Communities in Urban Environment*, 99-103, The Hague: SPB Academic Publishing
- KÜHN, I., BRANDL, R. & KLOTZ, S. (2004): The flora of German cities is naturally species rich.- *Evol. Ecol. Res.* 6: 749-764
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2005a): Datenbank der Farn- und Blütenpflanzen Sachsens-Anhalts beim Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Stand April 2005
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2005b): Datenbank der Moose Sachsens-Anhalts beim Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Stand April 2005
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2005c): Datenbank der Flechten Sachsens-Anhalts beim Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Stand April 2005
- LENNON, J.J., KOLEFF, P., GREENWOOD, J.J.D. & GASTON, K.J. (2001): The geographical structure of British bird distribution: diversity, spatial turnover and scale.- *J. Anim. Ecol.* 70: 966-979

- LOSOSOVÁ, Z., CHYTRÝ, M., KÜHN, I., HÁJEK, O., HORÁKOVÁ, V., PYŠEK, P. & TICHÝ, L. (2007): Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in Central Europe.- *Perspectives Plant Ecol., Evol. Syst.*, in press
- MAC ARTHUR, R. & WILSON, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, 199 S.
- MACNALLY, R. (2000): Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between - and reconciliation of - 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodivers. Conserv.* 9: 655-671
- MCGARIGAL, K. & MARKS, B.J. (1994): FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351. URL <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>
- MCKINNEY, M.L. & LOCKWOOD, J.L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction.- *TREE* 14: 450-453
- MCKINNEY, M.L. (2002): Do human activities raise species richness? Contrasting patterns in United States plants and fishes.- *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 343-348
- MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1996): *Agraratlas des Landes Sachsen-Anhalt*. Landwirtschaftliches Gutachten in Karten, Texten, Übersichten, 65 S., 34 Karten, 24 Tabellen
- NIEMELÄ, J. (1999): Is there a need for a theory of urban ecology?- *Urban Ecosyst.* 3: 57-65
- PETERSON, J. & LANGNER, U. (1992): *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*. 1992-Heft 4. Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 44 S.
- POHL, A. (2003): *Kartierschlüssel für Biotoptypen in der Stadt Halle (Saale)*. Stadt Halle (Saale): Fachbereich Stadtentwicklung und Stadtplanung, Landschafts- und Grünordnungsplanung, 48 S.
- PYŠEK, P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements.- *Vegetatio* 106: 89-100
- RANTA, P. (2001): Changes in urban lichen diversity after a fall in sulphur dioxide levels in the city of Tampere, SW Finland.- *Ann. Bot. Fennici* 38: 295-304
- R Development Core Team (2004): *R: A language and environment for statistical computing*.- R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>
- ROSENZWEIG, M. (1995): *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, 436 S.
- SCHWEIGER, O., FRENZEL, M. & DURKA, W. (2004): Spatial genetic structure in a metapopulation of the land snail *Cepaea nemoralis* (Gastropoda: Helicidae).- *Mol. Ecol.* 13: 3645-3655
- SEAWARD, M.R.D. (1982): Lichen ecology of changing urban environments. In BORNKAMM, R., LEE, J.A. & SEWARD, M.R.D. (eds.): *Urban Ecology*, 181-189, Blackwell Scientific Publishing
- SUKOPP, H. (1998): *Urban Ecology - Scientific and Practical Aspects*. In BREUSTE, J., FELDMANN, H. & UHLMANN, O. (eds.): *Urban Ecology*, 3-16, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- TREPL, L. (1995): Towards a theory of urban biocoenoses - some hypotheses and research questions. In SUKOPP, H., NUMATA, M. & HUBER, A. (eds.): *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*, 3-21, SPB Academic Publishing, The Hague
- VERBEYLEN, G., DE BRUYN, L., ADRIAENSEN, F. & MATTHYSEN, E. (2003): Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape?- *Landscape Ecol.* 18: 791-805
- WACKERNAGEL, M. & REES, W. (1997): *Unser ökologischer Fußabdruck. Wie der Mensch Einfluß auf die Umwelt nimmt*. Birkhäuser, 194 S.
- WALTERS, S.M. (1970): The next twenty years. In PERRING, F. (ed.): *The flora of a Changing Britain*, 136-141, Hampton, Claxsey
- WANIA, A., KÜHN, I. & KLOTZ, S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany - spatial gradients of species richness.- *Landscape Urban Plan.* 75: 97-110
- WITTIG, R. (2002): *Siedlungsvegetation*. Ulmer, 252 S.
- ZECHMEISTER, H.G. & MOSER, D. (2001): The influence of agricultural land-use intensity on bryophyte species richness.- *Biodivers. Conserv.* 10: 1609-1625

Anschriften der Autoren:

Dipl. Geoökol. Sonja Knapp

Dr. Ingolf Kühn

Dr. Stefan Klotz

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

Department Biozönoseforschung (BZF)

Theodor-Lieser-Str. 4

D-06120 Halle (Saale)

sonja.knapp@ufz.de

ingolf.kuehn@ufz.de

stefan.klotz@ufz.de

Prof. Dr. Volker Mosbrugger

Senckenberg - Forschungsinstitut und Naturmuseum

Senckenberganlage 25

D-60325 Frankfurt (Main)

volker.mosbrugger@senckenberg.de