

LANDSCHAFTSSTRUKTUR UND VERBREITUNGSMUSTER INVASIVER PFLANZENGRUPPEN

**UNTERSUCHUNGEN ZU BEZIEHUNGEN ZWISCHEN
LANDSCHAFTSSTRUKTURPARAMETERN
UND DEM VORKOMMEN FREMDLÄNDISCHER PFLANZENARTENGRUPPEN
IM MESOSKALIGEN BEREICH
MIT METHODEN DER GEOINFORMATION UND STATISTIK**

Diplomarbeit

von

Kirstin Deutschewitz

Matrikel-Nr. 128977

Institut für Geoökologie

Universität Potsdam

betreut durch:

Dr. A. Lausch

Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle GmbH
Sektion Angewandte Landschaftsökologie

Prof. Dr. F. Jeltsch

Universität Potsdam
Institut für Vegetationsökologie und Naturschutz

Potsdam, im September 01

VORWORT

Diese Arbeit entstand im Rahmen eines Verbundprojektes zwischen der Sektion Biozönoseforschung am Umweltforschungszentrum (UFZ) in Halle (Dr. Stefan Klotz) und der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ in Leipzig (Dr. Angela Lausch). Thema dieses Verbundprojektes ist: „Invasion, Ausbreitung und Sukzession: ihre Bedeutung für die Biodiversität“. Ein Teilbereich dieses Projektes lautet: „Wie tragen Landnutzung und Natürlichkeitsgrad zum Erfolg von Invasionsarten bei“. In diese Teilfrage ist die vorliegende Arbeit integriert.

An dieser Stelle möchte ich allen danken, die mir beim Gelingen der vorliegenden Arbeit mit Rat und Tat zur Seite standen. Frau Dr. Angela Lausch danke ich für die liebevolle und umfassende Unterstützung bei der Arbeit im Geographischen Informationssystem und für die geduldigen Erklärungen im Dschungel der Landschaftsstrukturmaße. Herrn Dr. Stefan Klotz danke ich insbesondere für den konstruktiven und klärenden Gedankenaustausch über die inhaltlichen Ziele der Arbeit und Herrn Dr. Roland Brandl (Sektion Biozönoseforschung, UFZ Halle) für die Hilfestellungen auf den richtigen statistischen Weg. Besonders bedanken möchte ich mich auch bei allen, die sich die Zeit für eine kritische Durchsicht meiner Arbeit nahmen und damit Anregungen für die Strukturierung der Arbeit und die Interpretation der Ergebnisse gaben. Hier möchte ich insbesondere Frau Dr. Katja Tielbörger (Institut für Vegetationsökologie und Naturschutz, Universität Potsdam) und Herrn Dr. Ingolf Kühn (Sektion Biozönoseforschung, UFZ Halle) nennen.

Dem UFZ, insbesondere der Sektion Angewandte Landschaftsökologie und seinen Mitarbeitern, möchte ich für die Bereitstellung von Daten, Arbeitsmaterial und Computerausstattung für die Realisierung der GIS-technischen Umsetzung danken.

Mein ganz besonderer Dank gebührt meinen Eltern, die mich bis zum Abschluss des Studiums in jeder Hinsicht unterstützten, sowie Gerald John, der mit viel Zeit und Geduld das Entstehen der Arbeit von Anfang an begleitete und mir ein wichtiger Diskussionspartner war.

INHALTSVERZEICHNIS

1	<i>Einführung</i>	7
2	<i>Stand des Wissens und Ableitung von Hypothesen</i>	8
2.1	Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzen	8
2.1.1	Bestimmende Parameter von Artverbreitungsmustern	8
2.1.2	Biologische Invasionen	9
2.1.2.1	Begriffsklärung	9
2.1.2.2	Stand der invasionsökologischen Forschung	10
2.1.2.3	Einflussfaktoren auf die Verbreitung fremdländischer Arten	11
2.1.3	Fragestellung und abgeleitete Hypothesen	15
2.2	Landschaftsstruktur und Verbreitungsmuster von Arten	15
2.2.1	Landschaftsstrukturanalyse mit Landschaftsstrukturmaßen	15
2.2.2	Beschreibung von ökologischen Zusammenhängen mit Landschaftsstrukturmaßen	17
2.2.3	Detaillierte Vorhersagen zum Beziehungsgefüge Landschaftsstruktur und Artverbreitungsmuster	18
3	<i>Material und Methoden</i>	22
3.1	Charakterisierung des Untersuchungsgebietes	22
3.1.1	Administrative Einordnung und Naturräumliche Einheiten	22
3.1.2	Potentiell natürliche Vegetation und heutige Landnutzung	24
3.2	Datengrundlage	26
3.2.1	Floristische Daten	26
3.2.2	Daten zu naturräumlichen Grundlagen und Landnutzung	27
3.3	Übersicht der methodischen Vorgehensweise	29
3.4	Datenaufbereitung	30
3.4.1	Aufbereitung der Floristischen Daten	30
3.4.2	Landschaftsdaten im Geographischen Informationssystem (GIS)	30
3.4.3	Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen	33
3.5	Berechnung der Landschaftsparameter	37
3.5.1	Abiotische Landschaftsparameter mit deskriptiver Statistik	37
3.5.2	Landnutzungsparameter mit FRAGSTATS	38
3.6	Statistische Analysemethoden und Datenauswertung	39
3.6.1	Deskriptive Statistik und Datentransformation	39
3.6.2	Pearson-Korrelation	40
3.6.3	Hauptkomponentenanalyse	41
3.6.4	Multiple Lineare Regression	42

4	<i>Ergebnisse</i>	44
4.1	Charakteristika der Flora des Untersuchungsgebietes	44
4.1.1	Artenreichtum auf Quadrantenebene	44
4.1.2	Quadrantenbelegung der Arten als Ausdruck der Artstetigkeit	47
4.1.3	Ökologische Zeigerwerte und Arteigenschaften der Artengruppen	49
4.2	Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse	51
4.2.1	Räumliche Verteilung abiotischer Landschaftsparameter	51
4.2.2	Anteil und Häufigkeit der Landnutzungsklassen	52
4.2.3	Landschaftsstrukturmaße in drei Beispiellandschaften	55
4.2.4	Räumliche Verteilung der Landschaftsstrukturmaße	58
4.3	Statistische Analyse der Artengruppen in Beziehung zu Landschaftsstrukturen	62
4.3.1	Pearson-Korrelation der Artengruppen mit Landschaftsstrukturparametern	62
4.3.2	Korrelation der Artengruppen untereinander	64
4.3.3	Aufdecken hoher Korrelationen zwischen Landschaftsstrukturmaßen	64
4.3.4	Hauptkomponentenanalyse der Landschaftsparameter	65
4.3.5	Lineare Multiple Regression der Artengruppen und Hauptkomponenten	67
5	<i>Diskussion</i>	71
5.1	Überprüfung der Hypothesen	71
5.2	Schlussfolgerungen	77
5.3	Möglichkeiten, Grenzen und Übertragbarkeit der Analyseverfahren und -ergebnisse	79
5.3.1	Verwendung von Daten der floristischen Kartierung	79
5.3.1.1	Einfluss der Artstetigkeit	79
5.3.1.2	Heterogenität der Artengruppen	79
5.3.1.3	Qualität der Datengrundlagen	80
5.3.2	Verwendung von Landschaftsdaten und Landschaftsstrukturmaßen	82
5.3.2.1	Diskussion der Anforderungen an die Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen	82
5.3.2.2	Datenqualität der Biotopkartierung	83
5.3.2.3	Problematik der Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene	84
5.3.2.4	Maße der Komposition dominieren in der Aussagekraft	84
5.3.3	Diskussion der statistischen Methodik	85
5.3.4	Übertragbarkeit, räumliche und zeitliche Auflösung	87
6	<i>Zusammenfassung</i>	88
7	<i>Literaturverzeichnis</i>	90
8	<i>Anhang</i>	97

BILDVERZEICHNIS

Bild 1:	Einflussfaktoren auf die Verbreitung von Pflanzen	8
Bild 2:	Gliederung der Pflanzen nach Einwanderungszeit.....	10
Bild 3:	Lage des Untersuchungsgebietes.....	22
Bild 4:	Landnutzung und Gitternetz der MTBQ im Regierungsbezirk Dessau	25
Bild 5:	Bodenarten im Gebiet Bernburg.....	28
Bild 6:	Übersicht der Datengrundlagen, Datenaufbereitung, Variablenberechnung und statistischen Vorgehensweise	29
Bild 7:	Konzept der räumlichen Bezugsebenen: patch, Klasse und Landschaft	34
Bild 8:	Artenzahlen gesamt und durchschnittlich pro Quadrant nach Artengruppen im Regierungsbezirk Dessau.....	44
Bild 9:	Histogramme indigene Arten, Archäophyten, Neophyten	45
Bild 10:	Darstellung der räumlichen Verbreitung der Artengruppen nach Einwanderungszeit im Regierungsbezirk Dessau	46
Bild 11:	Durchschnittliche Quadrantenbelegung der Arten in drei Artengruppen	47
Bild 12:	Quadrantenbelegung als Ausdruck der Artstetigkeit bzw. Arthäufigkeit nach Artengruppen	48
Bild 13:	Prozentualer Anteil an den Gesamtarten der Artengruppe pro Quadrant in fünf Häufigkeitsstufen.....	49
Bild 14:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Urbanitätsstufen.....	50
Bild 15:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Feuchtezahlen	50
Bild 16:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Temperaturzahlen.....	50
Bild 17:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Nährstoffzahlen	50
Bild 18:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Strategietypen	50
Bild 19:	Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Lebensformtypen.....	50
Bild 20:	Räumliche Verteilung abiotischer Parameter: Mittlerer Niederschlag, Mittlere Geländehöhen, Substratdiversität	53
Bild 21:	Räumliche Verteilung abiotischer Parameter: Flächenanteil Sand, Abweichung vom mittleren Grundwasserflurabstand, Reliefenergie	54
Bild 22:	Landnutzung im Köthener Ackerland, Quadrant 1	56
Bild 23:	Landnutzung um Lutherstadt Wittenberg, Quadrant 2.....	56
Bild 24:	Landnutzung in der Dübener Heide, Quadrant 3	57
Bild 25:	Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Kantenlängen, Landnutzungsvielfalt, Simpsons Diversitätsindex.....	59
Bild 26:	Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Anteil, Größe und Anzahl von Ackerflächen.....	60
Bild 27:	Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Kantenlänge von Straßen, Flächenanzahl von Siedlungen, Konnektivität von Mischwald	61
Bild 28:	Korrelation der Artengruppen: Neophyten zu indigenen Arten.....	64
Bild 29:	Ladungsplot der Hauptkomponenten 1 und 2	67
Bild 30:	Ladungsplot der Hauptkomponenten 3 und 4	67
Bild 31:	Scatterplot der Artenzahl Neophyten und der Hauptkomponente 3.....	69

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: In der Literatur genannte Einflussgrößen auf die Verbreitung fremdländischer Arten	13
Tabelle 2: Überblick über landschafts- und landnutzungsspezifische Einflussgrößen auf die Etablierung und Verbreitung fremdländischer Arten	15
Tabelle 3: Einflussgrößen der Landschaftsstruktur, ausgedrückt in Landschaftsstrukturmaßen, auf das Verbreitungsmuster fremdländischer Arten..	19
Tabelle 4: Übersicht über vorhandene Datengrundlagen zur naturräumlichen Ausstattung..	27
Tabelle 5: Beispiel für den Aufbau der ersten drei Stellen der BNTK Sachsen-Anhalts.....	28
Tabelle 6: Aufbau der Artdatenbank	30
Tabelle 7: Transformation nicht normal verteilter Variablen in normal verteilte	40
Tabelle 8: Deskriptive Statistik der Artengruppen im Quadrantendurchschnitt.....	44
Tabelle 9: Ausgewählte LSM auf Landschafts- und Klassenebene für drei Beispiellandschaften	55
Tabelle 10: Pearson-Korrelation der LSM mit den Artenzahlen der drei untersuchten Artengruppen	63
Tabelle 11: Korrelationsmatrix der Artengruppen nach Einwanderungszeit	64
Tabelle 12: Hauptkomponentenanalyse: Eigenwerte und Varianzanteile	65
Tabelle 13: Hauptkomponentenanalyse: Ladungen der Landschaftsparameter	65
Tabelle 14: Benennung der Hauptkomponenten anhand der Ladungsschwerpunkte.....	66
Tabelle 15: Ergebnisse der Regressionsanalyse für die drei Artengruppen	68
Tabelle 16: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für Neophyten	68
Tabelle 17: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für Archäophyten	69
Tabelle 18: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für indigene Arten	70
Tabelle 19: Gegenüberstellung der BETA-Werte aus der linearen multiplen Regression für die drei Artengruppen.....	70
Tabelle 20: Verwendete Biotop- und Nutzungstypen	97
Tabelle 21: Deskriptive Statistik der verwendeten abiotischen Parameter über die 125 MTBQ im RB Dessau	98
Tabelle 22: Deskriptive Statistik der verwendeten Landnutzungsparameter über die 125 MTBQ im RB Dessau.....	98
Tabelle 23: Korrelationsmatrix der verwendeten Landschaftsparameter	99
Tabelle 24: Artverzeichnis und MTBQ-belegung der Archäophyten	100
Tabelle 25: Artverzeichnis und MTBQ-belegung der Neophyten.....	101

1 EINFÜHRUNG

Unter biologischen Invasionen versteht man Arealerweiterungen fremdländischer Arten, die sich, verstärkt durch menschliche Einflussnahme, in Gebieten ausbreiten, in denen sie vorher nicht heimisch waren (di Castri 1990, Vermeij 1996, Townsend 2000). Seit der Mensch Mitteleuropa besiedelt, werden fremdländische Pflanzenarten bewusst oder unbewusst eingeführt und dadurch Arealerweiterungen von Arten beschleunigt (di Castri 1989). Von der Vielzahl der eingeführten Arten gelingt es allerdings nur einem relativ geringen Anteil sich in der angestammten Flora zu etablieren und auszubreiten (Sukopp 1995). Es stellt sich die Frage, ob sich das Verbreitungsmuster dieser zahlenmäßig relativ kleinen Gruppe fremdländischer Arten mit dem der schon länger etablierten indigenen Arten deckt, oder ob es signifikante Unterschiede gibt. Die Artverbreitungsmuster folgen art-, gesellschafts- und landschaftsspezifischen Gesetzmäßigkeiten (Sukopp 1995). Zwischen den Faktoren bestehen vielfältige Wechselbeziehungen und Synergien. Auf regionaler Ebene greift der Mensch seit Jahrhunderten durch Inkulturnahme der Landschaft in die natürlichen ökologischen Systeme ein und führt damit tiefgreifende Veränderungen herbei, unter anderem auch der Flora. Diese Arbeit konzentriert sich auf die landschaftsspezifischen Einflüsse auf die Artenmuster, ausgedrückt in der Landschaftsheterogenität oder Landschaftsstruktur. Hierzu gehören sowohl die natürlichen Standortbedingungen als auch die Landnutzung in ihrer Zusammensetzung und Anordnung. Zur Beschreibung und Quantifizierung dieser landschaftlichen Strukturen bieten sich insbesondere die Ansätze der modernen Landschaftsökologie, der sogenannten Landschaftsstrukturanalyse, an (Forman & Godron 1986, Turner & Gardner 1991, Gustafson 1998). Mit Hilfe der Aufstellung von Indikatoren der Landschaftsstruktur, den sogenannten Landschaftsstrukturmaßen, wird eine Quantifizierung der landschaftsspezifischen Eigenschaften möglich (McGarigal & Marks 1994). Das Ziel dieser Arbeit ist, Parameter der Landschaftsstruktur auf regionaler Ebene zu finden, die das Verbreitungsmuster von Pflanzenartengruppen erklären, insbesondere das fremdländischer Arten.

Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Verbreitungsmustern fremdländischer Arten und landschafts- und landnutzungsbezogenen Eigenschaften konzentrierten sich bisher auf kontinentale (Rejmánek 1996, Lonsdale 1999), landesweite (Pysek 1998, Klotz 2000) oder auf lokale Vergleiche (McIntyre & Lavorel 1994, Hoffmann 1998). Die regionale Skala (Mesoskala), auf der viele landschaftsökologische Prozesse wirksam werden, wurde bislang kaum analysiert. Ebenso blieben die Möglichkeiten der Quantifizierung von landschaftlichen Strukturen über Landschaftsstrukturmaße in Verbindung mit der Erforschung invasionsökologischer Prozesse bisher weitgehend ungenutzt. Diese Verknüpfung wird in der vorliegenden Arbeit durchgeführt. Als Untersuchungsgebiet wurde der Regierungsbezirk Dessau im Land Sachsen-Anhalt ausgewählt. Verwendet werden Daten der Floristischen Kartierung Deutschlands (Benkert, Fukarek & Korsch 1996), die mit abiotischen und biotischen Landschaftsparametern in Beziehung gesetzt werden.

2 STAND DES WISSENS UND ABLEITUNG VON HYPOTHESEN

2.1 Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzen

2.1.1 Bestimmende Parameter von Artverbreitungsmustern

Die Erforschung, Erklärung und Vorhersage der Verbreitungsmuster von Pflanzen ist ein zentraler Schwerpunkt der vegetationsökologischen Forschung. Die Verbreitungsmuster werden durch die Eigenschaften der Pflanzenarten selbst, durch deren Wechselwirkungen mit der biotischen und abiotischen Umwelt und durch evolutionäre und erdgeschichtliche Prozesse bestimmt (Haeupler 1974, Sukopp 1995). In erdgeschichtlichen Zeiten waren natürliche Störungen wie Eiszeiten oder Meeresspiegelschwankungen Auslöser großräumiger Migrationsprozesse. Gebirge, Klimazonen und Meere bildeten natürliche Ausbreitungsgrenzen. In der Nacheiszeit ist die Landschaft Mitteleuropas stark durch die menschliche Besiedelung beeinflusst worden. Der Mensch hat sich die naturräumlichen Gegebenheiten zunutze gemacht und die Landschaft durch Landwirtschaft, Industrialisierung und Urbanisierung verändert (Walz 1999a). Das entstandene Kulturlandschaftsmuster enthält eine Vielzahl neu geschaffener Biotope, die das Lebensraumspektrum für bestimmte Pflanzen und Tiere erweitern, für andere wiederum einengen. Die bestimmenden Einflussgrößen der Artverbreitungsmuster sind in Bild 1 zusammengefasst.

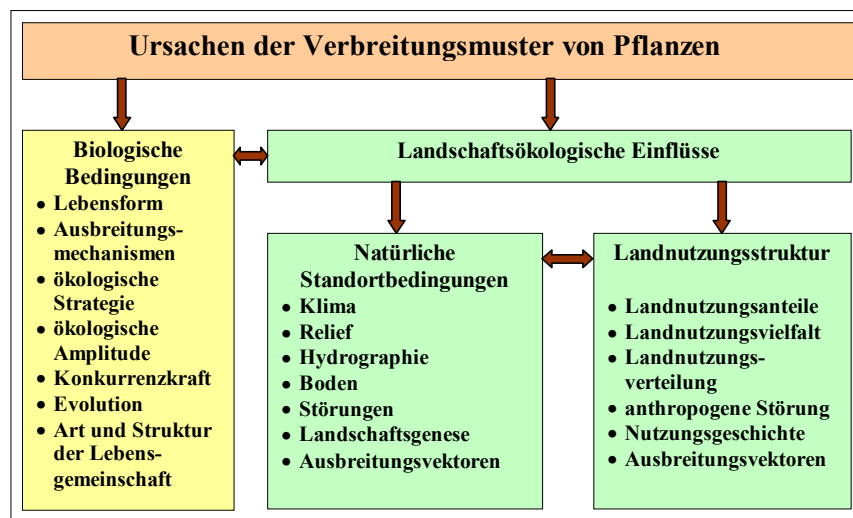


Bild 1: Einflussfaktoren auf die Verbreitung von Pflanzen (Quelle: eigene Bearbeitung, nach Angaben aus Wiens 1976, Ashton & Mitchell 1989, di Castri 1989, Turner 1989, Sukopp 1995, Vermeij 1996, Schroeder 1998, Walz 1999a, Jedicke 2001)

In dieser Arbeit interessieren insbesondere die landschaftsökologischen Einflüsse, die auf regionaler Ebene wirksam werden. Auf dieser Ebene lassen sich Naturräume abgrenzen, die durch eine ähnliche Entstehungsgeschichte, Geologie, Vegetation oder historische Landnutzung geprägt sind. Regionen können sich aus mehreren Landschaftseinheiten zusammensetzen, die wiederum aus lokalen Ökosystemen oder Landnutzungen aufgebaut sind (Forman 1995, O'Neill et al. 1996).

2.1.2 Biologische Invasionen

2.1.2.1 Begriffsklärung

Seit der Inkulturnahme Mitteleuropas wirkt der Mensch durch die sich zunehmend ausdehnenden Handelsbeziehungen als Ausbreitungsfaktor und führt bewusst oder unbewusst fremdländische Pflanzen und Tiere in neue Gebiete ein. So hat z.B. Sukopp festgestellt, dass:

Landnutzung in Mitteleuropa seit Einführung des Ackerbaus untrennbar mit dem Einwandern nichteinheimischer Arten verbunden ist (Sukopp 1995, S. 9).

Durch diese Aufhebung biogeographischer Barrieren wurde der Ablauf von Artausbreitungsprozessen im Vergleich zu erdgeschichtlichen Zeiträumen stark beschleunigt (di Castri 1989). Nach Sukopp (1995) übertrifft die Anzahl der eingeführten Arten die der in Deutschland wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen mindestens um das Fünffache. Ein geringer Teil dieser fremdländischen Arten kann sich in den neuen Arealen etablieren und ausbreiten (Sukopp 1995, Williamson & Fitter 1996). Dieser Vorgang wird als biologische Invasion bezeichnet (di Castri 1990, Richardson et al. 2000). Die Terminologie des Begriffs *invasive Art* wird kontrovers diskutiert. Einige Autoren verstehen darunter nur die Arten, die sich massiv ausbreiten und negative Auswirkungen auf die einheimische Vegetation und das Ökosystem haben oder ökonomische Schäden anrichten (Bazzaz 1986, Hobbs & Humphries 1995, Davis & Thompson 2000). Die Autoren Richardson et al. (2000) versuchten eine allgemeingültige Systematik in die existierende Begriffsvielfalt zu bringen. Sie definierten *fremdländische Arten* als alle nicht-heimischen Arten (*alien plants, exotic plants, nonindigenous plants*), die bewusst oder unbewusst durch menschliche Tätigkeiten eingeführt wurden und werden. Zu den *invasiven* Arten zählen sie nur die Arten, die sich zudem ohne Einflussnahme des Menschen fortpflanzen und ausbreiten können. Da in der vorliegenden Arbeit jedoch auch *Ephemerophyten* (Kulturfolger oder Warenbegleiter, die nur kurzzeitig auftreten und keine dauerhaften Populationen aufbauen können, Sukopp 1995) in der Analyse beibehalten wurden, wird im folgenden im Sinne von Richardson et al. (2000) der Begriff der *fremdländischen* statt der *invasiven* Arten verwendet. Für die invasiven Arten, die den Zustand oder Charakter der Ökosysteme ändern, schlagen die Autoren den Begriff der *transformer species* vor und distanzieren sich damit von der weit verbreiteten Verwendung des Begriffs *invasive Art* in diesem wertenden Zusammenhang.

In Mitteleuropa unterscheidet man die fremdländischen Pflanzenarten nach der Zeit ihrer Einwanderung (Kornaś 1990, Sukopp 1995, Haeupler 1999) in (siehe Bild 2):

- ⇒ Archäophyten: Arten, die vom Neolithikum bis zum Ende des Mittelalters eingeführt wurden oder eingewandert sind. Hierzu gehören viele Ackerunkräuter.
- ⇒ Neophyten: Arten neuzeitlicher Ausbreitung ab 1492, also mit Entdeckung der Neuen Welt und einer Zunahme des weltweiten Warentransportes. Hierzu gehören u.a. viele Arten aus Amerika, aber auch viele andere Arten aus der ganzen Welt.

Den fremdländischen Arten stehen die indigenen Arten gegenüber, die bereits vor der Besiedelung durch den Menschen im jeweils untersuchten Gebiet vorkamen.

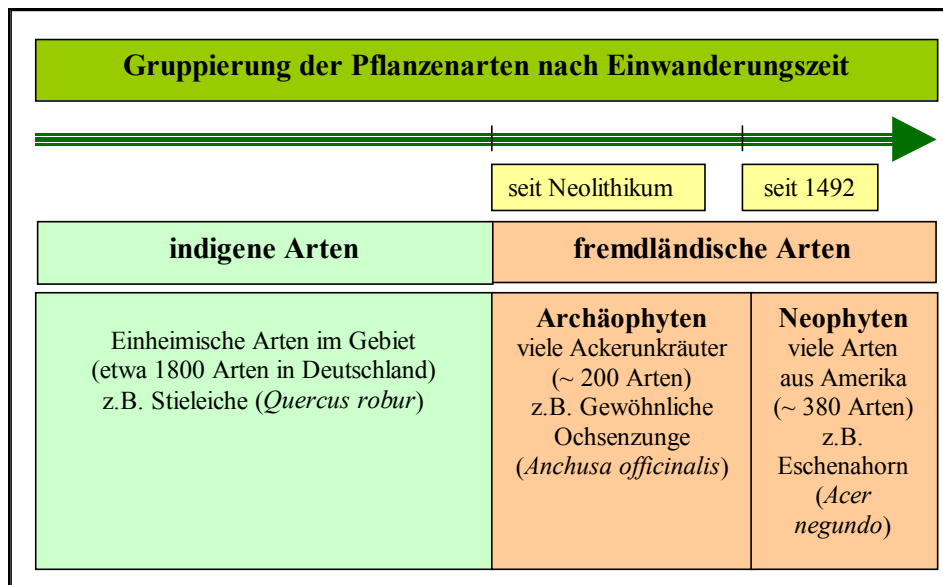


Bild 2: Gliederung der Pflanzen nach Einwanderungszeit (Quelle: eigene Bearbeitung, nach Angaben aus Sukopp 1995, Haeupler 1999; Artzahlen ohne Subspezies)

2.1.2.2 Stand der invasionsökologischen Forschung

In der Biodiversitätsforschung werden Invasionen als großräumige, wenn auch ungewollte, Experimente betrachtet, deren Auswirkungen im Ökosystem nicht vorherzusehen sind und deren Erforschung wichtige Einsichten in viele ökologische und biogeographische Fragestellungen ermöglicht (Starfinger 1998). Das Interesse an der invasionsökologischen Forschung wächst ständig, da Invasionen insbesondere außerhalb Europas als zweitgrößte Gefahr für die Biodiversität nach der Habitatzerstörung gesehen werden (Williamson 1999). Durch das Auftreten fremdländischer Arten wird das Vegetationsbild teilweise stark verändert, wie z.B. durch den Japanischen Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*) (Bauer 1995, Konold et al. 1995). Inwieweit es durch die fremdländischen Arten zu einer Beeinträchtigung der einheimischen Flora und Biodiversität kommt, wird kontrovers diskutiert und hängt von der jeweiligen Art und dem betrachteten Kontinent ab (di Castri 1989, Sukopp 1995, Edwards 1998, Williamson 1999, Richardson et al. 2000). Es taucht die Frage auf, ob die Beeinträchtigung des Artenreichtums durch das Einwandern der fremdländischen Pflanzen selbst ausgelöst wird oder eher durch die zunehmenden anthropogenen Einflüsse, angefangen bei Nährstoffeinträgen bis hin zur Habitatzerstörung. Durch anthropogene Einflüsse werden besonders die daran angepassten Pflanzenarten gefördert, hierunter viele fremdländische Arten (Edwards 1998). Damit schließt sich der Kreislauf. Im Gegenzug werden durch die anthropogene Beeinflussung endemische und gegenüber anthropogenen Störungen empfindliche indigene Arten in ihrer ökologischen Reichweite eingeschränkt oder zurückgedrängt. Um der Frage nach den Auswirkungen biologischer Invasionen näher zu kommen und zukünftige Invasionen vorhersagen und verhindern zu können, versuchen viele Ökologen zunächst die Frage nach den Ursachen der biologischen Invasionen zu beantworten. Diese Frage ist zudem von hoher Aktualität, da durch globalen Klimawandel und zunehmende Verstädterung eine Änderung der heutigen Verbreitungsmuster fremdländischer und einheimischer Arten erwartet wird (di Castri 1990, Dukes & Mooney 1999).

Um die Ursachen biologischer Invasionen aufzudecken, versucht man vor allem folgende zwei Fragen zu beantworten (Ashton & Mitchell 1989, Rejmánek 1989, Falinski 1998, Sukopp 1998, Edwards 1998, Alpert, Bone & Holzapfel 2000):

- ⇒ Welche **Eigenschaften von Ökosystemen** begünstigen die Etablierung und Ausbreitung von fremdländischen Arten?
- ⇒ Welche **Arteigenschaften** begünstigen die Etablierung und Ausbreitung von fremdländischen Arten?

Trotz intensiver Forschung gibt es bisher nur sehr wenig allgemeingültige Antworten auf diese beiden Fragen. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Klärung der Frage nach den begünstigenden Eigenschaften der Ökosysteme für die Etablierung und Ausbreitung fremdländischer Arten leisten.

2.1.2.3 Einflussfaktoren auf die Verbreitung fremdländischer Arten

Das Verbreitungsmuster fremdländischer Arten wird von Prozessen auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen beeinflusst. Hierzu zählen Prozesse auf Art-, Pflanzengesellschafts- und Landschaftsebene. In der frühen Invasionsökologie versuchte z.B. Elton (1958) die Verbreitungsmuster durch Konkurrenzbeziehungen innerhalb der Pflanzengesellschaft zu erklären. Er stellte die These auf, dass intakte Biotope mit einer komplexen und reichhaltigen Gesellschaft einheimischer Arten, wie beispielsweise naturnahe Wälder, das Einwandern fremdländischer Arten hemmen, da die Ressourcen durch die einheimischen Arten limitiert werden und die Nischen besetzt sind. Er bezeichnete dies als *ökologische Resistenz* der Pflanzengesellschaft. In Habitaten, die extrem durch den Menschen vereinfacht wurden, wie Agrarflächen, Müllplätze und Eisenbahntrassen, beobachtete er dagegen eine erhöhte Anzahl fremdländischer Arten und begründete dies mit dem Reichtum verfügbarer Ressourcen und einer in ihrem Zusammenhalt geschwächten und artenärmeren einheimischen Artengesellschaft.

Viele Studien bestätigen, dass vor allem anthropogen geprägte Biotope reich an fremdländischen Arten sind und deren Verbreitung fördern (Heywood 1989, Rejmánek 1996, Hoffmann 1998, Pyšek, Prach & Mandák 1998) während naturnahe Biotope, insbesondere lichtarme Wälder, relativ arm an fremdländischen Arten sind (di Castri 1989, Rejmánek 1989, McIntyre 1994, Alpert, Bone & Holzapfel 2000). Dass sich allerdings der Artenreichtum fremdländischer Arten konträr zum Artenreichtum indigener Arten verhält, wie von Elton (1958) postuliert, konnten neuere Arbeiten im Landschaftsmaßstab nicht bestätigen (Higgins et al. 1999, Stohlgren et al. 1999, Lonsdale 1999, Stadler et al. 2000). Statt dessen traf niedriger Artenreichtum indigener Arten mit einer niedrigen Anzahl invasiver Arten zusammen (z.B. Wälder) und hoher Artenreichtum indigener Arten mit einem hohen Reichtum fremdländischer Arten. Dieser hohe Artenreichtum wurde allerdings insbesondere in urbanen, nährstoffbegünstigten Gebieten festgestellt und nicht in störungsarmen naturnahen Biotopen. Hieraus wurde die Hypothese abgeleitet, dass die Verbreitungsmuster fremdländischer Arten im Landschaftsmaßstab weniger durch Konkurrenzbeziehungen zwischen indigenen und fremdländischen Arten sondern eher durch die Umweltbedingungen,

insbesondere die anthropogenen Einflüsse bestimmt werden (Lonsdale 1999, Stadler et al. 2000). Dies wird unter anderem mit der hohen Habitatheterogenität in urbanen Ökosystemen in Verbindung gebracht (Klotz 2000, Stadler et al. 2000). Andere Autoren erweitern die Theorie der Zunahme des Artenreichtums mit der Habitatheterogenität auf natürlich gestörte Systeme wie z.B. Flussauen (Planty-Tabacchi et al. 1996, Stohlgren et al. 1999). Bereits Thienemann (1920) stellte die Hypothese auf: „Je variabler die Lebensbedingungen einer Lebensstätte, um so größer die Artenzahl der zugehörigen Lebensgemeinschaft“ (erstes Grundprinzip der Biocoenotik nach Thienemann, 1920) (aus Kowarik 1988, S. 113).

Fasst man die invasionsökologische Literatur zusammen, kann man eine Hierarchie in der Auflistung der Einflussfaktoren auf biologische Invasionsvorgänge erkennen. Diese Faktoren sind im Folgenden kurz zusammengefasst und in Tabelle 1 ausführlich aufgeführt:

1. In den meisten Arbeiten wird an erster Stelle der Nutzungsdruck des Menschen auf die Landschaft benannt, von anthropogenen Störungseinflüssen durch die Landnutzung und Besiedelung über die Einführung und Ausbringung fremdländischer Pflanzenarten durch den Menschen bis hin zur Fragmentierung und Isolierung naturnaher Biotope.
2. Die Bedeutung natürlicher Standortbedingungen sowie natürlicher Störungs- und Verbreitungsmechanismen, wie etwa in Flussauen, wird an zweiter Stelle als Einflussfaktor auf die Verbreitung fremdländischer Arten benannt.
3. Auf Ebene der Lebensgemeinschaften und der Pflanzenphysiologie werden als Einflussfaktoren die Eigenschaften der Pflanzengesellschaften, die Eigenschaften der fremdländischen Arten selbst und die Interaktionen zwischen den Pflanzen und Gesellschaften benannt.
4. Schließlich spiegeln die Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzen auch evolutionäre Prozesse und jahrtausendelange Entwicklungen des Genpools wieder.

Tabelle 1: In der Literatur genannte Einflussgrößen auf die Verbreitung fremdländischer Arten

Nr.	Kategorie	Einflussgröße	Autor
1		Menschliche Einflüsse	
1.1	Anthropogene Störung	<p>Beeinflussung naturnaher Biotope durch Ausdehnung künstlicher oder stark durch den Menschen beeinflusster Biotope wie Siedlungen, Ruderalstellen, Ränder von Verkehrswegen, Aufschüttungen fördert fremdländische Arten.</p> <p>Überprägung der natürlichen Standortbedingungen (Klima, Boden) und naturnaher Habitats durch den Einfluss des Menschen (Inkulturnahme, Infrastruktur/Müllentsorgung, Tagebau, Erholungsnutzung) fördert fremdländische Arten, z.B.:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Anthropogen bedingte Störungen in der Bodenstruktur, Einbringung fremden Bodenmaterials, Eutrophierung • Schaffung (licht)offener Stellen z.B. durch landwirtschaftliche Nutzung, waldwirtschaftliche Nutzung • Störung in der Struktur der Pflanzengesellschaften durch Beeinträchtigung/Beseitigung der Pflanzendecke (Mahd, Weidenutzung) • Kombination von Störung, offenen Stellen und Nährstoffreichtum • Intensive Landnutzung (Acker-, Weiden-, Wiesenutzung) fördert fremdländische Arten 	<p>di Castri 1989, Noble 1989, Rejmánek 1996, Hoffmann 1998, Pyšek et al. 1998, Sukopp 1998</p> <p>Ashton & Mitchell 1989, di Castri 1989, Hobbs 1989, McIntyre & Lavorel 1994, Sukopp 1995, Burke & Grime 1996, Falinski 1998</p> <p>di Castri 1989, Hobbs 1989, Rejmánek 1989, Stapanian et al. 1998, Stohlgren et al. 1999</p> <p>Heywood 1989, Hobbs 1989, Falinski 1998, McIntyre & Lavorel 1994</p> <p>Hobbs 1989, Alpert et al. 2000</p> <p>pro: di Castri 1989, Heywood 1989, Kornaš 1990, Vermeij 1996; kontra: Duhme & Pauleit 1998, Kopecká & Ružek 1998, Klotz 2000</p>
1.2	Anthropogen geförderte Ausbreitung	<p>Siedlungen als Einwanderungszentren und Ausbreitungspool infolge verstärktem Warenums Schlag sowie Einführung von Arten in der Stadtgrü ngestaltung fördern fremdländische Arten.</p> <p>Häufige Einführungen von fremdländischen Arten führen zu hohem Diasporeneintrag und fördern so deren Etablierung. Verkehrswege fungieren als Transportvektor für Diasporen und zur Überwindung biogeographischer Barrieren</p>	<p>Pyšek et al. 1998, Sukopp 1998, Stadler et al. 2000</p> <p>Sukopp 1995</p> <p>Ashton & Mitchell 1989, Heywood 1989, Sukopp 1995, Pyšek et al. 1998</p>
1.3	Fragmen- tierung	<p>Isolierung durch Zerschneidung von naturnahen Biotopen wie z.B. großen Waldkomplexen und Feuchtbiotopen fördert fremdländische Arten durch Lichteinfall und Kontaktflächen zu umliegenden Habitats, die als Ausbreitungspool fungieren.</p>	<p>Hobbs 1989, Rejmánek 1996, Falinski 1998, Alpert et al. 2000</p>
1.4	Land- nutzungs- vielfalt	<p>Habitatheterogenität in Siedlungen fördert Etablierungsmöglichkeiten fremdländischer Arten. Mit der Siedlungsgröße und Einwohnerzahl wächst die Heterogenität und damit auch die Artenzahl fremdländischer aber auch indigener Arten. Zunahme von Gliederungselementen der Landschaft (Gebüsche, Baumgruppen, Uferbereiche) begünstigt Artenvielfalt.</p>	<p>Klotz 1990, Hoffmann 1998, Pyšek et al. 1998, Sukopp 1998, Lonsdale 1999, Klotz 2000</p>
2		Natürliche Einflüsse	
2.1	Geofaktoren	<p>Heterogenität von klimatischen, physikalischen und edaphischen Bedingungen bestimmen die Habitatdiversität und damit auch Artdiversität und Artverbreitungsmuster fremdländischer und indigener Arten.</p> <p>Gemäßigte Standortbedingungen wirken fördernd, extreme Bedingungen (hohe Feuchte/Trockenheit, Lichtmangel, extreme Temperaturen, nährstoffarme Böden) wirken hemmend auf die Ausbreitung und Etablierung fremdländischer Arten.</p> <p>Natürlicher Nährstoffreichtum des Bodens fördert fremdländische Arten.</p>	<p>Ashton & Mitchell 1989, Planty-Tabacchi et al. 1996, Sukopp 1995, Wohlgemuth 1998</p> <p>Rejmánek 1989, Pyšek et al. 1995, Stohlgren et al. 1999, Alpert et al. 2000</p> <p>Stohlgren et al. 1999, Alpert et al. 2000</p>

Nr. Kategorie	Einflussgröße	Autor
2.2	Natürliche Störung Ein natürliches Störungsregime wie z.B. in Auenlandschaften schafft offene Stellen, Licht- und Nährstoffreichtum und fördert damit fremdländische Arten. Natürliche Störungen in der Struktur von Pflanzengesellschaften durch Brand oder Baumfall schaffen offene Stellen, Licht- und Nährstoffreichtum und fördern fremdländische Arten.	di Castri 1989, Rejmánek 1989, Planty-Tabacchi et al. 1996, Pyšek et al. 1998, Stohlgren et al. 1999 Falinski 1998
2.3	Natürliche Ausbreitung Flüsse fungieren als natürliche Ausbreitungsvektoren für die Diasporenverbreitung fremdländischer Arten.	Rejmánek 1989
3	Einflüsse auf Ebene der Pflanzengesellschaft	
3.1	Art-Vielfalt Vielfalt in der Struktur der angestammten Pflanzengesellschaft und Reichtum indigener Arten limitiert die Ressourcen und hemmt dadurch das Einwandern fremdländischer Arten.	pro: Elton 1958; kontra: Rejmánek 1996, Higgins et al. 1999, Stohlgren et al. 1999, Klotz 2000, Stadler et al. 2000
3.2	Sukzession/ Bedeckungs- grad Junge Sukzessionsstadien von Pflanzengesellschaften fördern die Ausbreitung und Etablierung fremdländischer Arten. Fortgeschrittene Sukzessionsstadien wie stabile Waldgesellschaften, dichte Nadelwälder mit hohen Deckungsgraden der Vegetation und damit Lichtmangel am Boden wirken ausbreitungshemmend für fremdländische Arten.	Rejmánek 1989, Alpert et al. 2000
3.3	Konkurrenz und Prädatoren Geringe interspezifische Konkurrenz innerhalb der Pflanzengesellschaft fördert fremdländische Arten (Fremdländische Arten werden aus ihrem ökologischen Kontext herausgerissen und damit von den heimischen Zwängen (Prädatoren, Konkurrenten) entlassen und können sich daher oft in der neuen Heimat wesentlich besser entwickeln).	Ashton & Mitchell 1989, Edwards 1998
4	Arteigenschaften	
	häufig invasiv: <ul style="list-style-type: none"> • Arten mit breiter ökologischer Amplitude und guter Anpassung an urbane Lebensräume. • Arten mit annueller Lebensform (Therophyten). • Arten mit vegetativer Fortpflanzung. • Arten mit langer Überlebensfähigkeit der Samen im Boden. • Arten mit Konkurrenzstrategie. 	di Castri 1990, Pyšek et al. 1998, Goodwin et al. 1999, Alpert et al. 2000 McIntyre et al. 1988, Rejmánek 1989, Sukopp 1998 Baker 1986, Ashton & Mitchell 1989 di Castri 1990, Alpert et al. 2000 Pyšek et al. 1995
5	Evolution und Historie	
5.1	Konkurrenz Habitate, in denen die intraspezifische Konkurrenz über einen evolutionären Zeitraum hinweg intensiv war, sind weniger invasibel, da eine Selektion unter den indigenen Arten in Richtung hohe Konkurrenzkraft stattgefunden hat. Eindringende Arten sind dem hohen Konkurrenzdruck ausgesetzt. Isolierte Gebiete, in denen der Konkurrenzdruck generell niedriger ist, sind dagegen stärker anfällig gegenüber Invasionen.	Alpert et al. 2000
5.2	Anpassung Eine lange Historie von anthropogenen Einflüssen fördert die Anpassung der Arten an anthropogene Bedingungen und macht sie zu erfolgreichen fremdländischen Arten in anderen Arealen.	di Castri 1989, Alpert et al. 2000
5.3	Zufall und Evolution Zufällige Prozesse und evolutionäres Erbe spielen für die Etablierung und Ausbreitung fremdländischer Arten eine schwer einschätzbare Rolle.	di Castri 1989

2.1.3 Fragestellung und abgeleitete Hypothesen

Das Ziel dieser Arbeit ist, Indikatoren in der Zusammensetzung und Anordnung der Landschaftsparameter auf regionaler Ebene zu finden, die Aussagen über das Verbreitungsmuster fremdländischer Artengruppen ermöglichen. Untersucht wird der Artenreichtum in den Artengruppen, also die Anzahl der Arten pro Flächeneinheit, auch als alpha-Diversität bezeichnet (Haeupler 1974). Bezugnehmend auf die im Kapitel 2.1.2.3 und in Tabelle 1 aufgeführten Einflussfaktoren auf die Verbreitungsmuster von fremdländischen Pflanzen werden für die landschaftsökologischen Einflussfaktoren folgende Hypothesen aufgestellt:

- 1) **Eine Zunahme des Urbanisierungsgrades der Landschaft korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Neophyten.**
- 2) **Eine Zunahme an Ackerflächen in der Landschaft korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Archäophyten und Neophyten.**
- 3) **Landnutzungsvielfalt korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Archäophyten und Neophyten.**
- 4) **Extreme Biotop (Magerrasen, Heiden, Moore) korrelieren mit einer Abnahme fremdländischer Arten.**
- 5) **Natürliche Störungsregimes wie in Flussauen korrelieren mit einer Zunahme der Artenzahl von Neophyten.**
- 6) **Bei einer Zunahme des Artenreichtums indigener Arten nimmt der Artenreichtum fremdländischer Arten ab.**

2.2 Landschaftsstruktur und Verbreitungsmuster von Arten

2.2.1 Landschaftsstrukturanalyse mit Landschaftsstrukturmaßen

Aus der Literaturschau in Tabelle 1 wird ersichtlich, dass eine Vielzahl landschafts- und landnutzungsspezifischer Einflüsse die Verbreitungsmuster der fremdländischen Pflanzen auf regionaler Ebene bestimmen. Diese sind in Tabelle 2 noch einmal zusammengefasst.

Tabelle 2: Überblick über landschafts- und landnutzungsspezifische Einflussgrößen auf die Etablierung Verbreitung fremdländischer Arten

Fördernd wirkt:	Hemmend wirkt:
⇒ Vorhandensein anthropogen beeinflusster oder künstlicher Habitate	⇒ Vorhandensein naturnaher Habitate
⇒ Habitatheterogenität mit zunehmender Größe urbaner Räume	⇒ Extreme Feuchte-, Licht-, Temperaturbedingungen
⇒ Verkehrszentren	⇒ Vorhandensein von Wald und Forstgebieten
⇒ Fragmentierung naturnaher Biotop	⇒ Vorhandensein von Habitaten mit extremen natürlichen Standortbedingungen (z.B. Trockenrasen, Moore)
⇒ Heterogenität abiotischer Faktoren	
⇒ Gemäßigte Feuchte-, Licht-, Temperaturbedingungen	
⇒ natürliche Störungsregimes, natürliche Verbreitungsvektoren	
⇒ Nährstoffreichtum	

Es stellt sich an dieser Stelle die Frage, wie die oben aufgeführten landschafts- und landnutzungsspezifischen Einflussfaktoren quantifiziert werden können, um sie mit den Verbreitungsmustern der Arten in Verbindung zu bringen. Die Beschreibung und Untersuchung von Landschaften und ihren Eigenschaften sowie die Entwicklung von Landschaftsindikatoren ist Aufgabe der Landschaftsökologie. Landschaftsökologie betrachtet das gesamte Wirkungsgefüge in und zwischen Ökosystemen einer Landschaft (Schaefer 1992). Landschaften sind durch Struktur, Funktion und Dynamik ihrer Elemente charakterisiert (Forman & Godron 1986, Schaefer 1992). Die Struktur umfasst die raumbezogenen Eigenschaften der Landschaft, die Funktion die Wechselwirkungen zwischen den biotischen und abiotischen Elementen des Ökosystems und die Dynamik die raum-zeitlichen Veränderungen von Strukturen und Funktionen (Forman & Godron 1986). Dabei stehen alle drei Charakteristika in enger Wechselbeziehung zueinander.

In der neueren Landschaftsökologie der letzten 20 Jahre wurden die Strukturen der Landschaft nicht mehr nur als Ergebnis des komplexen ökosystemaren Wirkungsgefüges betrachtet, sondern man hat erkannt, dass Strukturen in der Landschaft selbst als Wirkfaktoren auftreten und beispielsweise Artverbreitungsmuster beeinflussen (Turner 1989, Turner & Gardner 1991, Fry 1998). Landschaftsstruktur bestimmt die Flüsse von Energie, Stoffen und Arten (Zonneveld 1995). In diesem Sinne schrieb z.B. Walz:

Eine Landschaft besitzt durch die Zusammensetzung und Anordnung einzelner Landschaftselemente ein ihr eigenes, charakteristisches Gepräge, über das sie identifiziert und beschrieben werden kann... Bei der Bewertung und Analyse des Umweltzustandes auf der Betrachtungsebene Landschaft wird von der Struktur der Landschaft auf die Funktion der Ökosysteme geschlossen (Walz 1999a, S. 2).

Unter Struktur einer Landschaft wird in dieser Arbeit die Gesamtheit der räumlichen Heterogenität, der naturräumlichen Gegebenheiten und der Biotoptypen bzw. der Landnutzung verstanden.

Nach Gustafson (1998) umfasst die räumliche Heterogenität:

- ⇒ die Zusammensetzung (Komposition) einer Landschaft
- ⇒ die Anordnung der einzelnen Elemente in der Landschaft (Konfiguration)
- ⇒ die zeitliche Dynamik der Landschaft und ihrer Elemente

In den letzten beiden Jahrzehnten entwickelten Landschaftsökologen wie Forman & Godron (1986), O'Neill et al. (1988), Turner (1989) und McGarigal & Marks (1994) hieraus die Methodik der Landschaftsstrukturanalyse. Hier wird die Landschaft in sogenannte *patches* oder *Landschaftselemente* zerlegt und mit Hilfe von *Landschaftsstrukturmaßen* (LSM) quantifiziert. Patches können beispielsweise räumlich abgrenzbare Biotoptypen oder Landnutzungen sein. Die Komposition einer Landschaft kann über Maße wie Vielfalt und Anteile der Landschaftselemente quantifiziert werden, während die Konfiguration der Landschaft durch physische und räumliche Charakteristika der Landschaftselemente wie Größe, Form, Anzahl und Nachbarschaftsbeziehungen beschreibbar ist (McGarigal & Marks 1994) (siehe auch Kapitel 3.4.3). Da sich die räumliche Ordnung oder Heterogenität eines Gebietes auf die Biota auswirkt, können Strukturmaße als landschaftsökologische Variablen in die Untersuchung von Verbreitungsmustern einfließen. Dabei nutzt man die Eigenschaft,

dass Landschaftselemente gleichen Typs für bestimmte Arten geeignete und relativ homogene Lebensbedingungen aufweisen, die sich an den Übergangszonen zu anderen Biotopelementen mehr oder weniger sprunghaft ändern (Blaschke 2000). LSM eignen sich insbesondere als Indikatoren anthropogener Einflüsse, da der Mensch sowohl die Landschaftszusammensetzung als auch die räumliche Anordnung der Landschaftselemente tiefgreifend verändert (Wiens 1997). Für eine derartige Landschaftsanalyse in Verbindung mit Artendiversität sind insbesondere Untersuchungen auf landschaftlicher bis regionaler räumlicher Ebene geeignet (Stohlgren et al. 1997).

2.2.2 Beschreibung von ökologischen Zusammenhängen mit Landschaftsstrukturmaßen

Landschaftsstrukturmaße werden in vielen Arbeiten als Indikatoren in den Bereichen Landschaftsanalyse, -bewertung und -monitoring eingesetzt (Hulshoff 1995, Riitters et al. 1995, Giles & Trani 1999, Steinhardt et al. 1999, Syrbe 1999, Traub & Kleinn 1999, Lausch 2000). Daneben gewinnen auch Arbeiten zunehmend an Bedeutung, die LSM in Bezug zu biologischen Fragestellungen setzen. Auf Ebene der Arten und Populationen werden z.B. Habitatsprüche von Arten oder die Problematik von Habitatzerschneidung und -vernetzung untersucht (Ribe et al. 1998, Wagner, Wildi & Ewald 2000, Vos et al. 2001). McGarigal & McComb (1995) berechneten beispielsweise LSM von Vegetationsbedeckungskarten, um sie mit der Häufigkeit von Vogelarten in Verbindung zu bringen. Neben den Anteilen der Habitatklassen berechneten sie 25 Konfigurationsmaße, die sich nach einer Hauptkomponentenanalyse in drei grobe Gruppen gliedern ließen: Form, Größe und Dichte der Landschaftselemente. Sie fanden signifikante Zusammenhänge zwischen der Häufigkeit der Vogelarten und den berechneten LSM.

Die Verwendung von LSM im Sinne der quantitativen Landschaftsökologie zur Erklärung von Verbreitungsmustern fremdländischer Arten ist zur Zeit nur in Ansätzen zu finden. In der Arbeit von McIntyre & Lavorel (1994) wurde z.B. der Artenreichtum von indigenen und fremdländischen Arten in 120 Testflächen von 30 m² mit abiotischen Landschaftsparametern (Geländehöhe, Gesteinsart), mit 5 unterschiedlich stark genutzten Graslandtypen und mit Störungsparametern (Bodenstörung, Bewässerung, Beweidung) in Beziehung gesetzt. In einer Studie mit Daten der floristischen Landeskartierung der Schweiz wurde der Artenreichtum zu natürlichen Standortbedingungen wie Temperatur, Niederschlag und Boden, sowie mit dem Abstand zu großen Gewässern in Beziehung gebracht (Wohlgemuth 1998). Higgins et al. (1999) verwendeten abiotische Landschaftsparameter wie Geländehöhe, Reliefenergie, Sonneneinstrahlung, Niederschlagsmengen, Bodenfruchtbarkeit und Bodenfeuchte zur Vorhersage von 6 fremdländischen Pflanzenarten. Den größten Schritt in Richtung Verwendung von Landschaftsstrukturparametern zur Erklärung von Artverbreitungsmustern gingen Planty-Tabacchi et al. (1996) in ihrer Studie über die Invasibilität von Flussauen. Sie betrachteten u.a. die Umfang-Flächenbeziehung von patches als Maß für die Länge von Kantenhabitaten in Beziehung zur Anzahl fremdländischer Pflanzen.

Das Potential zur Verwendung von LSM für die Erklärung von ökologischen Zusammenhängen und insbesondere invasionsökologischen Prozessen ist der Literatur zu Folge lange

noch nicht ausgeschöpft. Diese Arbeit will einen Teilbeitrag zur Nutzung dieses Potentials leisten.

2.2.3 Detaillierte Vorhersagen zum Beziehungsgefüge Landschaftsstruktur und Artverbreitungsmuster

Da für die Quantifizierung der Landschaftsstruktur immer mehrere Maße im Zusammenspiel nötig sind und es kein einzelnes, umfassendes Maß für die Beschreibung der räumlichen Strukturen gibt, erfolgt in Tabelle 3 eine Aufstellung detaillierter Vorhersagen zum Zusammenhang zwischen Landschaftsstrukturparametern und Artverbreitungsmustern, in Anlehnung an die im Kapitel 4 aufgestellten Hypothesen. Die Auswahl der zu verwendenden LSM orientiert sich an den in Tabelle 1 zusammen gestellten Einflüssen auf regionaler Ebene und bildet die Grundlage für die spätere Berechnung der LSM (siehe Kapitel 3.5) und für die anschließende statistische Auswertung (siehe Kapitel 3.6).

Tabelle 3: Einflussgrößen der Landschaftsstruktur, ausgedrückt in Landschaftsstrukturmaßen, auf das Verbreitungsmuster fremdländischer Arten

LSM	Kurzform	Erläuterung	Vorhersage für Artengruppen	Begründung
1 Landnutzung				
1.1 Anthropogene Störung				
Siedlung	%La_Sied	Flächenanteil Siedlung	Mit steigendem Siedlungsanteil steigen die Artenzahlen aller Artengruppen..	Habitatvielfalt, Vorhandensein offener Stellen, Ruderalstellen, Bodenstörung, -bewegung, hohe Nährstoffeinträge, Pflanzung exotischer Arten.
Grünflächen in Siedlungen	%La_Grünfl	Flächenanteil Grünfläche	Mit steigendem Grünflächenanteil steigen die Artenzahlen aller Artengruppen.	Habitatvielfalt, Ruderalstellen, Trittbelastung, Bodenbewegung, hohe Nährstoffeinträge, Pflanzung exotischer Arten, Störung durch Freizeitaktivität.
Acker	%La_Acker	Flächenanteil Acker	Mit steigendem Ackeranteil wächst die Zahl der Archäophyten, evtl. auch der Neophyten, sinkt aber die der Indigenen.	Archäophyten als Kulturfölger der Feldfrüchte. Allerdings durch intensive LW heute stark dezimiert. Hohes anthropogenes Störungsregime durch hohe Nährstoffeinträge, Bodenstörung, daher vermutlich auch mehr Neophyten.
Verkehrsflächen	%La_Verk	Flächenanteil Verkehrsfläche (Bahnflächen, Parkplätze)	Mit steigendem Verkehrsflächenanteil steigt die Anzahl fremdländischer Arten, insbesondere der Neophyten.	Verkehrsflächen als typische Ruderalstellen. Vorhandensein offener Stellen, Bodenstörungen, Vegetationsstörung, annuelle Pflanzengesellschaften, Nährstoffeinträge.
Sonderstandorte	%La_Sonder	Flächenanteil Sonderstandorte (Ruderalstellen, Abbauflächen, aktive Deponien)	Mit steigendem Anteil anthropogener Sonderstandorte steigt die Anzahl fremdl. Arten, insbesondere der Neophyten.	Ruderalstellen, Abbauflächen, Deponien sind lichtoffen, oft nährstoffreich, Boden und Vegetation sind gestört, vorzugsweise einjährige Arten siedeln sich an.
Grünland	%La_Grünland	Flächenanteil intensiv und extensiv genutzten Grünlandes	Mit steigendem Grünlandanteil steigt die Anzahl der fremdl. Arten, besonders der Neophyten.	Vegetationsentnahme durch Beweidung, Mahd. Nährstoffeinträge über Düngung. Bodenstörung bei Grünlandumbruch.
Verkehrstrassen	ED_Strass ED_Eisenb	<i>Edge Density</i> : Kantendichte bzw. Kantenlänge von Strassen und Eisenbahnstrecken	Mit steigender Kantenlänge von Verkehrstrassen steigt die Anzahl fremdländischer Arten, vor allem die der Neophyten.	Entlang von Verkehrstrassen gibt es: Bodenstörung, Vegetationsstörung (Mähen, Pestizideinsatz), Nährstoffreichtum, Offenheit, Funktion als Verbreitungsvektor.
Staudenflur	PD_Staudenf	<i>Patch Density</i> : Dichte oder Anzahl von Staudenfluren	Mit steigendem Anteil an Staudenfluren steigt die Anzahl fremdl. Arten, vor allem der Neophyten.	Staudenfluren sind laut Biotopkartierung häufig Schlagfluren, Neophytenfluren, Ruderalstandorte und daher die typischen Standorte von fremdl. Arten.
1.2 Anthropogen geförderte Verbreitung				
Größe von Siedlungen und Grünflächen	MPS_Sied MPS_Grünfl	<i>Mean Patch Size</i> : Mittlere Größe von Siedlungen und Grünflächen	Mit zunehmender mittlerer Größe von Siedlungen und Grünflächen nimmt die Anzahl fremdl. Arten, vor allem der Neophyten, zu.	Einfuhr und Verbreitung ist in größeren Siedlungen verstärkt. Vielfalt an urbanen Lebensräumen nimmt mit Siedlungsgröße zu und schafft Etablierungsmöglichkeiten.
Siedlungsdichte	PD_Sied	Anzahl von Siedlungsflächen	Mit steigender Siedlungsdichte nimmt die Anzahl fremdländischer Arten zu.	Anthropogener Einfluss wächst mit der Anzahl der Siedlungen in einem Gebiet.
1.3 Konnektivität				
Wald	MPI_Mischw MPI_Gesamtw	<i>Mean Proximity Index</i> : Nachbarschaftsmaß; Grad der Konnektivität von Wald	Mit Abnahme des MPI von Wäldern und damit sinkender Konnektivität von Waldflächen, steigt die Anzahl fremdländischer Arten und nimmt die Anzahl indigener Arten ab.	Je mehr stabile, naturnahe Habitate (potentiell natürliche Vegetation im Gebiet ist Wald) fragmentiert sind, um so mehr andere Biotope und Landnutzungen liegen zwangsläufig dazwischen, meist anthropogene und bieten daher Etablierungsmöglichkeiten für fremdländische Arten.

LSM	Kurzform	Erläuterung	Vorhersage für Artengruppen	Begründung
1.4 Habitatheterogenität				
Landnutzungs- vielfalt	Lanu_Vielf	Anzahl unterschiedlicher Landnutzungstypen in einem Gebiet	Mit Erhöhung der Anzahl an Biotop- und Landnutzungstypen, erhöhen sich die Artenzahlen aller Artengruppen, besonders die der Indigenen und Neophyten.	Habitatheterogenität schafft Etablierungsmöglichkeiten und ist in der Kulturlandschaft oft mit anthropogenen Einflüssen verbunden. Dies fördert Neophyten und indigene Arten.
Simpson's Diversität	SIDI	Vielfalt an Landnutzungen und deren Flächenanteile	Mit Erhöhung des SIDI steigen die Artenzahlen, vor allem die der Indigenen und Neophyten.	Höhere Diversität (Vielfalt an Landnutzungen und gleichmäßige Flächenanteile) an Landnutzungen schafft Etablierungsmöglichkeiten.
Flächengrößen	MPS	Mittlere Größe der patches einer Landschaft	Mit zunehmender mittlerer Größe der Flächen sinken die Artenzahlen aller Artengruppen.	Große Flächen bedeuten weniger Vielfalt (monotone Ackerschläge, Forsten)
Kantenlängen	ED	Durchschnittliche Kantenlängen in der Landschaft	Mit steigender Kantenlänge der Biotope erhöhen sich die Artenzahlen, vor allem die der Neophyten.	Randflächen sind oft Bereiche mit Eingriffen in Boden- und Vegetations- struktur, ruderalem Charakter, Lichtreichtum und daher vielfältigen Etablierungsmöglichkeiten.
Ackerdichte	PD_Acker	Anzahl an Ackerflächen	Mit steigender Anzahl an Ackerflächen wächst die Anzahl der fremdländischen Arten, insbesondere der Archäophyten.	Anzahl Ackerflächen als Ausdruck der Kleinteiligkeit der Agrarlandschaft. Je mehr patches, um so unterschiedlicher die Strukturen und Ausbreitungs- möglichkeiten.
Ackergrößen	MPS_Acker	Mittlere Größe von Ackerflächen	Mit wachsender Größe der Ackerflächen verringern sich die Artenzahlen, vor allem die der indigenen Arten.	Große Ackerschläge bedingen weniger Vielfalt und mehr Monotonie und damit Artenarmut.
Gebüsche	%La_Gebüsch	Anteil an Gebüschen	Mit steigendem Gebüschanteil steigen die Artenanzahlen, besonders die der fremd- ländischen Arten.	Gebüsche sind Gliederungselemente der Landschaft mit vielfältigen Strukturen. In Randbereichen zu Siedlungen und Ackerschlägen sind sie nährstoffreich und daher meist artenreich.
Baumgruppen	%La_Baumgr	Anteil Baumgruppen	Mit steigendem Anteil an Baumgruppen steigen insbesondere die Artenzahlen fremdl. Arten.	Saumzonen z.B. Straßenbaumreihen sind nährstoffbegünstigt, lichtoffen, von Boden- und Vegetationsstörungen betroffen.
Stillgewässer	ED_SG<1ha, ED_SG>1ha	Kantenlänge von naturnahen Stillgewässern	Mit Zunahme der Uferlänge von Stillgewässern steigen die Artenzahlen, besonders der Neophyten und Indigenen.	Uferbereiche von Stillgewässern sind heterogen in ihren Boden- und Bodenwasserbedingungen und bieten daher vielfältige Etablierungs- möglichkeiten.
Nadelwald	%La_Nadelw	Flächenanteil Nadelwald	Mit Zunahme des Nadelwaldanteils sinken die Artenzahlen besonders der fremdländischen Arten.	Monotone Kiefernforste bieten durch Lichtmangel, saure Nadelstreu und hohen Wasserverbrauch nur wenigen Arten der Kraut- und Strauchschicht Wachstumsmöglichkeiten. Besonders fremdländische Arten meiden solche Standortbedingungen.
2. Natürliche Bedingungen				
2.1 Geofaktoren				
<u>Klima</u> Mittlere Niederschläge	Mn_NS	Durchschnittliche Jahresniederschläge eines Gebietes in mm	Mit Erhöhung der mittleren Niederschlags- mengen gibt es keine signifikante Änderung in den Artenzahlen der Artengruppen.	Vermutung, dass im lokalen bis regionischen Maßstabbereich die klimatischen Bedingungen nur geringfügig wechseln. Reliefbedingte Änderungen in den Niederschlagsmengen sind im Gebiet gering. Reaktion gesamter Artengruppen daher zweifelhaft (eher auf Artebene).

LSM	Kurzform	Erläuterung	Vorhersage für Artengruppen	Begründung
Klimatische Wasserbilanz	Kwba	Klimatische Wasserbilanz in mm, integriert Niederschläge, Verdunstung, Bodeninfiltration und Vegetationsbedeckung aus Corine-Daten	Mit Zunahme der klimatischen Wasserbilanz und damit der Wasserverfügbarkeit gibt es keine signifikante Änderung in den Artenzahlen der Artengruppen.	Im lokalen bis regionalen Maßstab wird nur eine geringe Schwankungsbreite der Kwba vermutet, die auf Ebene der Artengruppen keinen nennenswerten Einfluss hat. Allerdings meiden fremdländische Arten im allgemeinen extreme Standortbedingungen, dies wird in diesem Maßstabsbereich jedoch keinen signifikanten Einfluss haben.
<u>Relief</u> Reliefenergie	Range_DGM	Schwankungsbreite der Höhenwerte aus dem Digitalen Geländemodell (DGM) in m.	Mit Zunahme der Reliefenergie steigen die Artenzahlen.	Eine Erhöhung der Reliefenergie erhöht bis zu einem gewissen Grad die Vielfalt an Strukturen in der Landschaft und kann eine kleinteilige Landnutzung erforderlich machen (orientiert an Reliefbedingungen). Vielfalt der Landnutzungen wiederum schafft Etablierungsmöglichkeiten für Arten.
Mittlere Geländehöhe	Mn_DGM	Mittelwert der Höhen eines Gebietes in m.	Mit Zunahme der mittleren Geländehöhe gibt es keine Änderung der Artenzahlen.	Bei nur geringen Reliefunterschieden im Untersuchungsgebiet ist keine Höhenabhängigkeit von Arten zu erwarten.
<u>Boden</u> Substratvielfalt	Substr_reich	Anzahl unterschiedlicher Substrattypen in einem Gebiet	Mit Zunahme der Vielfalt an Bodensubstraten erhöhen sich die Artenzahlen aller Artengruppen.	Mit wachsender Substratvielfalt steigen die Etablierungsmöglichkeiten für unterschiedliche Pflanzenarten.
Sandböden	%La_Sand	Flächenanteil von Sandböden in einem Gebiet.	Mit Zunahme des Sandanteils sinken die Artenzahlen, vor allem die der fremdländischen Arten.	Sandböden sind in Hinsicht auf Nährstoffverfügbarkeit arme Böden und stellen daher für viele Arten Extremstandorte da. Vor allem nährstoffliebende fremdländische Arten meiden Sandböden. Zu den indigenen Arten gehören dagegen viele an Nährstoffarmut angepasste Arten.
Nutzbare Feldkapazität effektiv	Nfkeffw	Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes als Ausdruck der Wasserverfügbarkeit und damit auch Stickstoffverfügbarkeit	Mit Zunahme der Nutzbaren Feldkapazität steigen die Artenzahlen, besonders die der fremdländischen Arten.	Nfk liefert eine Aussage über die Versickerungsrate des Oberflächenwassers. Hohe Nfk-werte bedeuten eine geringe Versickerung. So sind mehr Wasser und darin gelöste Nährstoffe für die Pflanzen verfügbar als bei niedrigen Nfk-werten. Da fremdländische Arten nährstoffreiche bis überreiche Standorte mit gemäßigten Bodenfeuchtebedingungen bevorzugen, werden sie bei mittleren bis hohen Nfk-werten begünstigt.
Hoher GW-Flurabstand	%La_Gw2m	Flächenanteil von Gw-Flurabständen größer als 2 m im Gebiet.	Mit Erhöhung des Anteils hoher Gw-Flurabstände sinkt die Anzahl der Neophyten.	Bei überwiegenden Gw-Ständen von mehr als 2 m herrschen trockene Standortbedingungen vor. Neophyten bevorzugen gemäßigte Standortbedingungen.
<u>Extreme Habitate</u>				
Trockenrasen, Heiden, Moorflächen	PD_Trockr, PD_Heide, %La_Moor	Anzahl Trockenrasenflächen, Anzahl Heideflächen, Flächenanteil Moorflächen	Mit Zunahme an Trockenrasen-, Heide- und Moorflächen sinken die Artenzahlen der Archäophyten und Neophyten. Die der Indigenen nur gering.	Extreme Standortbedingungen (Trockenheit, arme Böden, Moorböden) fördern Arten mit Stressstrategie. Hierzu gehören insbesondere indigene Arten. Invasive Arten sind nur selten Stressstrategen.
2.2 und 2.3 Natürliche Störung und Verbreitung				
Überflutungen	%La_Auwald %La_FG>5m	Flächenanteile Auwald und große Fliessgewässer in einem Gebiet.	Mit Erhöhung des Anteils von Auenbereichen steigen die Artenzahlen, besonders die der Neophyten und Indigenen.	Auenbereiche sind Überschwemmungsgebiete mit periodischen Störungen in Boden- und Vegetationsstruktur, mit Licht- und Nährstoffreichtum und daher einer Vielfalt an Etablierungsmöglichkeiten. Flüsse fungieren außerdem als Verbreitungsvektoren.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

3.1.1 Administrative Einordnung und Naturräumliche Einheiten

Als Untersuchungsgebiet wurde der Regierungsbezirk Dessau ausgewählt. Mit einer Fläche von etwa 4300 km² ist er der kleinste Verwaltungsbezirk im Bundesland Sachsen-Anhalt. Im Osten des Landes Sachsen-Anhalt gelegen, grenzt er nach Norden an das Bundesland Brandenburg und nach Süden an den Freistaat Sachsen (siehe Bild 3). Administrative Einheiten des Regierungsbezirkes Dessau sind die Landkreise Anhalt-Zerbst, Wittenberg, Bernburg, Köthen, Bitterfeld und die kreisfreie Stadt Dessau. Neben der Stadt Dessau sind Lutherstadt Wittenberg und Bitterfeld bedeutende Siedlungsräume im Gebiet.



Bild 3: Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen der Jungmoränenlandschaft des Norddeutschen Tieflandes und der Altmoränenlandschaft der Leipziger Tieflandsbucht.

Es lässt sich zwei Teilräumen zuordnen: dem Magdeburgisch-Anhaltinischen Bördeland westlich der Linie Bitterfeld-Dessau-Elbe und dem Elbtal und dem „glazialen Osten“ Sachsen-Anhalts auf der anderen Seite dieser Linie (Schröder 2000). Das heutige Relief wurde in den Grundzügen während des Drenthestadiums der Saale-Vereisung geschaffen. Während der Weichsel-Vereisung gelangte das Gebiet unter periglazialen Einfluss im Vorland der weichselzeitlichen Gletscher. Der gesamte Regierungsbezirk Dessau ist demzufolge Altmoränengebiet, mit teilweise typischen periglazialen Bildungen.

Der Naturraum wird von 4 Haupteinheiten geprägt (Schröder 2000):

- ⇒ im Norden und Nordosten vom Südfläming
- ⇒ in der Mitte und im Südosten durch die Elbeniederung
- ⇒ im Westen durch die Köthen-Bitterfelder Ebene
- ⇒ im Süden durch die Dübener Heide

Im folgenden wird, bezugnehmend auf Schröder (2000), kurz auf die wichtigsten morphologischen, klimatischen und edaphischen Charakteristika eingegangen.

Die Klimabedingungen im Untersuchungsgebiet sind durch eine leichte Zunahme der Kontinentalität von West nach Ost gekennzeichnet. Die Jahresmitteltemperaturen liegen im langjährigen Mittel bei 8,5°C. Von West nach Ost nehmen die Niederschläge von 450 mm im Raum Köthen bis auf 670 mm im Fläming zu. Im Fläming sind leichte Luv-Lee-Verhältnisse ausgebildet. Die Vegetationsperiode liegt im Mittel bei 220 Tagen.

Die glazigenen Ablagerungen in der Köthen-Bitterfelder Ebene wurden während der Weichsel-Vereisung von Löß- und Sandlößdecken überweht, und damit verebnet. Auf den Lößdecken dominieren als Bodentypen Löß-Schwarzerden und Decksalm-Schwarzerden, die in Tallagen vergleyt sein können.

Den mittleren und östlichen Teil des Untersuchungsgebietes prägt das Elbtal, das aus pleistozänen Schottern und Talsanden aufgebaut ist. Überlagert werden diese Sedimente von nacheiszeitlich akkumulierten Auensedimenten wie Auenton und -lehm. Drei weitere Flüsse liegen mit ihrem Mündungsbereich im Untersuchungsgebiet: Saale, Mulde und Schwarze Elster. Diese Niederungsgebiete sind durch Talsandablagerungen und vermoorte Senken geprägt. Bodengenetisch haben sich Sand/Decklehm-Gley Bodengesellschaften ausgebildet.

Im Randbereich des Elbtales wurden unter periglazialen Bedingungen Dünen akkumuliert. Auf diesen meist trockenen Sandstandorten dominieren Sand-Ranker und Braunpodsole.

Nördlich und südlich der Elbe schließen sich mit dem Fläming und der Dübener Heide saalezeitlich gebildete Endmoränen mit Höhen bis zu 200 m an. Die Substratverhältnisse wechseln von armen Sanden bis zu reicheren Geschiebelehm. Als Bodentypen sind Braunerden, Tieflehm-Fahlerden und Tieflehm-Staugleye ausgebildet. In feuchten Senken kam es örtlich zur Entstehung von Niedermooren.

3.1.2 Potentiell natürliche Vegetation und heutige Landnutzung

Die potentiell natürliche Vegetation (pnV) ist:

die gedanklich festgelegte (schlagartig vorhandene), höchstentwickelte Vegetation (Schlußgesellschaft oder Stadium der Primärzuckzession), die den zu diesem Zeitpunkt gegebenen Standortbedingungen entspricht (Dierschke 1994, S. 446).

Im Untersuchungsgebiet bilden unterschiedliche Waldgesellschaften (nach Schröder 2000) die pnV.

Auf den westlichen Lößstandorten ist die pnV ein subkontinentaler Eichen-Hainbuchenwald mit Winterlinden. Auf Grund der fruchtbaren Böden ist die Landwirtschaft in diesem Bereich sehr intensiv ausgeprägt. Es herrschen große, gering strukturierte Schläge vor. Naturnahe Waldflächen sind nicht mehr vorhanden. Im Tal der Elbe und anderen Flussniederungen im Gebiet ist die pnV ein Erlen-Eschenwald oder ein Eschen-Ulmen-Weiden-Pappel-Auwald auf grundwassernahen Standorten und ein Stieleichen-Hainbuchenwald auf grundwasserfernen Standorten. Auf trockenen und armen Sandstandorten wie auf Dünen oder in Teilbereichen des Fläming kommen noch subkontinentale Kiefern-Eichenwälder hinzu. Die heutige Landnutzung wird in den Niederungen durch Wiesen- und Weidenutzung geprägt. Auf fruchtbaren Endmoränenböden findet landwirtschaftliche Nutzung statt, während auf armen Dünensanden hauptsächlich Kiefernforste stocken.

Neben den intensiven Agrarlandschaften im westlichen Raum, den forstwirtschaftlich geprägten Landschaften im östlichen Teil und den Auenlandschaften der Mulde und mittleren Elbe, prägen Industrie- und Bergbaufolgelandschaften um Bitterfeld sowie größere Siedlungsgebiete der Städte Dessau, Wittenberg und Bitterfeld das Untersuchungsgebiet (siehe Bild 4).

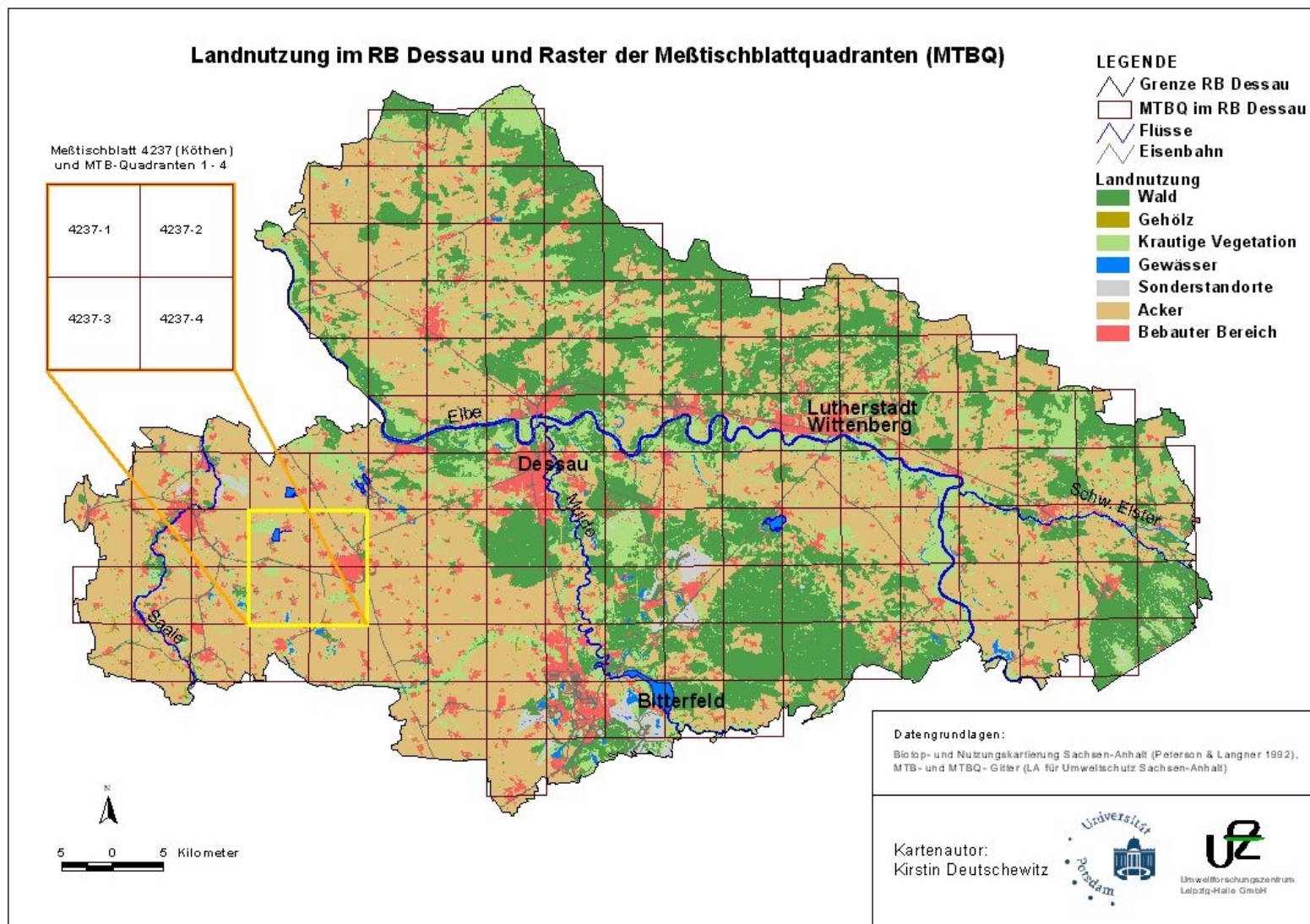


Bild 4: Landnutzung und Gitternetz der MTBQ im Regierungsbezirk Dessau

3.2 Datengrundlage

In dieser Arbeit werden generell bereits vorhandene Daten verwendet. Es erfolgten weder floristische Kartierungen noch Aufnahmen abiotischer Parameter oder der Landnutzung im Gelände. Der größte Teil der verwendeten Daten ist über Ämter oder Institutionen öffentlich zugänglich. Bei den Landschaftsdaten wurden teilweise am UFZ bereits aufbereitete und aggregierte Daten verwendet.

3.2.1 Floristische Daten

Die Hauptgrundlage dieser Arbeit bildet die „Datenbank Blütenpflanzen Sachsen-Anhalt“ (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Bearbeitungsstand 1998). Sie basiert auf dem 1996 von Benkert, Fukarek & Korsch (1996) herausgegebenen „Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands“. In diesem Verbreitungsatlas sind Artverbreitungskarten einer flächendeckenden Florenaufnahme enthalten, die in den Jahren von 1969-1995 von zahlreichen Floristen durchgeführt wurde. Für die Kartierung wurde das Raster der Topographischen Karte im Maßstab 1:25 000 (TK25) verwendet. Nach dem alten Kartenwerk, aus dem die TK25 hervorgegangen ist, werden diese Rasterfelder auch als Messtischblätter (MTB) bezeichnet. Ein Blatt hat einen Blattschnitt von 10' geographischer Länge und 6' geographischer Breite. Dies entspricht im deutschlandweiten Durchschnitt einem Naturmaß von ca. 11,5 km * 11 km (im Untersuchungsgebiet zwischen 11,2 und 11,5 * 11 km) und einer Fläche von ca. 126 km². Für einen feineren Erfassungsmaßstab wurden diese MTB in vier Teile, die sogenannten Quadranten (MTBQ) zerlegt. Hier beträgt das Naturmaß ca. 5,75 km * 5,5 km (im Untersuchungsgebiet zwischen 5,6 und 5,78 * 5,5 km) und entspricht einer Fläche von ca. 32 km². Der Untersuchungsraum des Regierungsbezirkes Dessau umfasst 125 MTBQ. Sie stellen in dieser Arbeit gleichzeitig die Untersuchungseinheiten dar.

Die Karten des Florenatlas liegen als Punktkarten vor, das heißt das Vorkommen einer Art in einem MTBQ wird durch den Eintrag eines Punktes dargestellt. Die Datenbank enthält keine Angaben zu Arthäufigkeiten oder Deckungsgraden in einem MTBQ. Da die Datenbank von einer Vielzahl Kartierer zusammengetragen wurde, unterliegt sie nicht abschätzbaren subjektiven Fehlern. Die Autoren des Florenatlas weisen darauf hin, dass die großen Siedlungsgebiete evtl. gründlicher bearbeitet wurden als schwach besiedelte Bereiche, intensive Agrargebiete oder strukturarme Kiefernforste (Benkert, Fukarek & Korsch 1996). Diese Fehlerquellen sind in der Interpretation und Einschätzung der Aussagekraft der Ergebnisse zu berücksichtigen.

Eine weitere wichtige Datengrundlage dieser Arbeit stellt die Datenbank zu den „Biologisch-Ökologischen Daten zur Flora der DDR“ von Frank & Klotz (1990) dar. Diese Datenbank enthält artspezifische Angaben z.B. zu Ellenberg-Zeigerwerten, ökologischen Strategietypen oder Lebensformen. Auf dieser Datenbank basieren die Angaben zum Status der Arten (indigene Art, Neophyt, Archäophyt) für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten. Dieser Artstatus bildete die Grundlage für die Einteilung der Arten in Artengruppen.

Die Nomenklatur der vorkommenden Arten orientiert sich an der von Wisskirchen & Haeupler (1998) aufgestellten „Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands“.

Das Gitter der MTBQ wurde über das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt bezogen. Dieses Gitter bildete die Grundlage für die späteren Berechnungen der Landschaftsstrukturmaße im Geographischen Informationssystem (GIS) (siehe Bild 4).

3.2.2 Daten zu naturräumlichen Grundlagen und Landnutzung

Die zur Verfügung stehenden Landschaftsdaten wurden in vorangegangenen Projekten der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) zusammengetragen, aggregiert und teilweise aufbereitet.

Für die naturräumliche Ausstattung standen Daten über Klima, Relief, Grundwasserflurabstände und Boden zur Verfügung (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht über vorhandene Datengrundlagen zur naturräumlichen Ausstattung

Kategorie	Kurzform	Erläuterung/Datengrundlage	Maßstab/ Auflösung	Bezug
Klima	NS	Mittlerer Jahresniederschlag der Zeitreihe 1961-1990 vom Deutschen Wetterdienst (DWD)	1*1 km-Raster	Volk & Bannholzer (1999)
	Kwba	Langjähriges Mittel der klimatischen Wasserbilanz unter Berücksichtigung von Niederschlägen, Verdunstung, Bodeninfiltration und Vegetationsbedeckung aus Corine-Daten	1*1 km-Raster	DWD, Bearbeitung Petry (2001)
Relief	DGM	Digitales Geländemodell erstellt aus Höhenlinien der TK 25 nach der Raster-Punkt-Methode	250 m-Raster	erstellt am UFZ (Volk)
Grundwasser	GWflur	Grundwasserflurabstände in drei Kategorien (<1m, 1-2m, >2m) aus Bodenübersichtskarte (BÜK200) und Mittelmaßstäbiger landwirtschaftlicher Kartierung (MMK)	1:200 000 bzw. 1:100 000	Volk & Bannholzer (1999)
Boden	Substr	Substrat in 54 Kategorien aus BÜK200	1:200 000	Volk & Bannholzer (1999), Petry et al. (2000)
	HBoart	Hauptbodenart in 5 Kategorien (Sand, Lehm, Schluff, Ton, Torf) aus BÜK200	1:200 000	Volk & Bannholzer (1999), Petry (2001)
	Nfkeffw	Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann, abzüglich Totwasseranteil, und die so für die Vegetation im Wurzelraum nutzbar ist), abgeleitet aus Bodenarten der BÜK200	1:200 000	Petry (2001)

Im Bild 5 ist beispielhaft für die Datengrundlage Bodenart der Quadrant Bernburg herausgegriffen und mit den dort vorkommenden Bodenarten dargestellt worden.

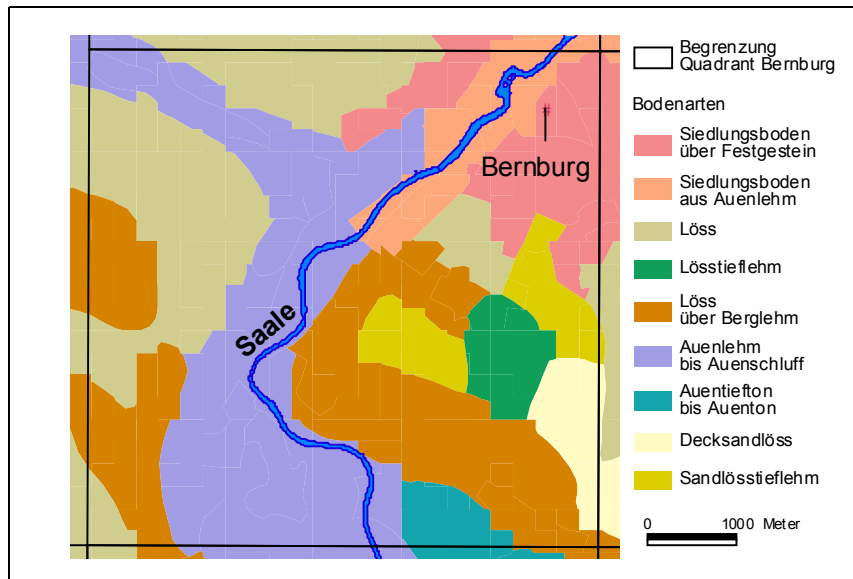


Bild 5: Bodenarten im Gebiet Bernburg

Für die Landnutzung wurde die digital verfügbare Biotop- und Nutzungstypenkartierung (BNTK) nach CIR-Luftbildern des Landes Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:10 000 (Peterson & Langner 1992) verwendet. Die Verschlüsselung der Biotop- und Nutzungstypen erfolgt in einem 8-stelligen Buchstabencode. Die ersten drei Codenummern sind hierarchisch aufgebaute Kartiereinheiten. Die weiteren Stellen sind beliebig kombinierbare Ausprägungen. Grundlage des Kataloges sind 7 Kartiereinheiten, welche die erste Stelle des Codes bilden.

- ⇒ Wald
- ⇒ Gehölz
- ⇒ Krautige Vegetation
- ⇒ Gewässer
- ⇒ Vegetationsfreie Fläche
- ⇒ Acker-, Garten-, Weinbau
- ⇒ Bebauter Bereich

Diese Hauptkartiereinheiten untergliedern sich wiederum in 44 Struktureinheiten an zweiter Stelle des Codes. Die 3. Stelle bilden die Biotop- und Nutzungstypen (BTNT) (siehe Tabelle 5). Weitere Ausprägungen der Biotoptypen sind in den Stellen 4, 5 und 6 angegeben. Die Stelle 7 verschlüsselt morphologische Ausprägungen und die Stelle 8 weitere Nutzungen bzw. Sekundärnutzungen. Es ergeben sich vielfältige Kombinationsmöglichkeiten. Nicht alle Stellen des Codes sind immer besetzt.

Tabelle 5: Beispiel für den Aufbau der ersten drei Stellen der BNTK Sachsen-Anhalts

1	Kartiereinheit	2	Struktureinheit	3	Biotop- und Nutzungstyp
W	Wald	WL	Laubwald-Reinbestand	Wlu	Laubwald-Reinbestand Buche
W	Wald	WL	Laubwald-Reinbestand	WLi	Laubwald-Reinbestand Eiche
W	Wald	WL	Laubwald-Reinbestand
W	Wald	WN	Nadelwald-Reinbestand

3.3 Übersicht der methodischen Vorgehensweise

Die folgende Darstellung (Bild 6) gibt einen Überblick über verwendete Datengrundlagen, wichtige Schritte der Datenaufbereitung, Variablenberechnung und statistischen Analyse.

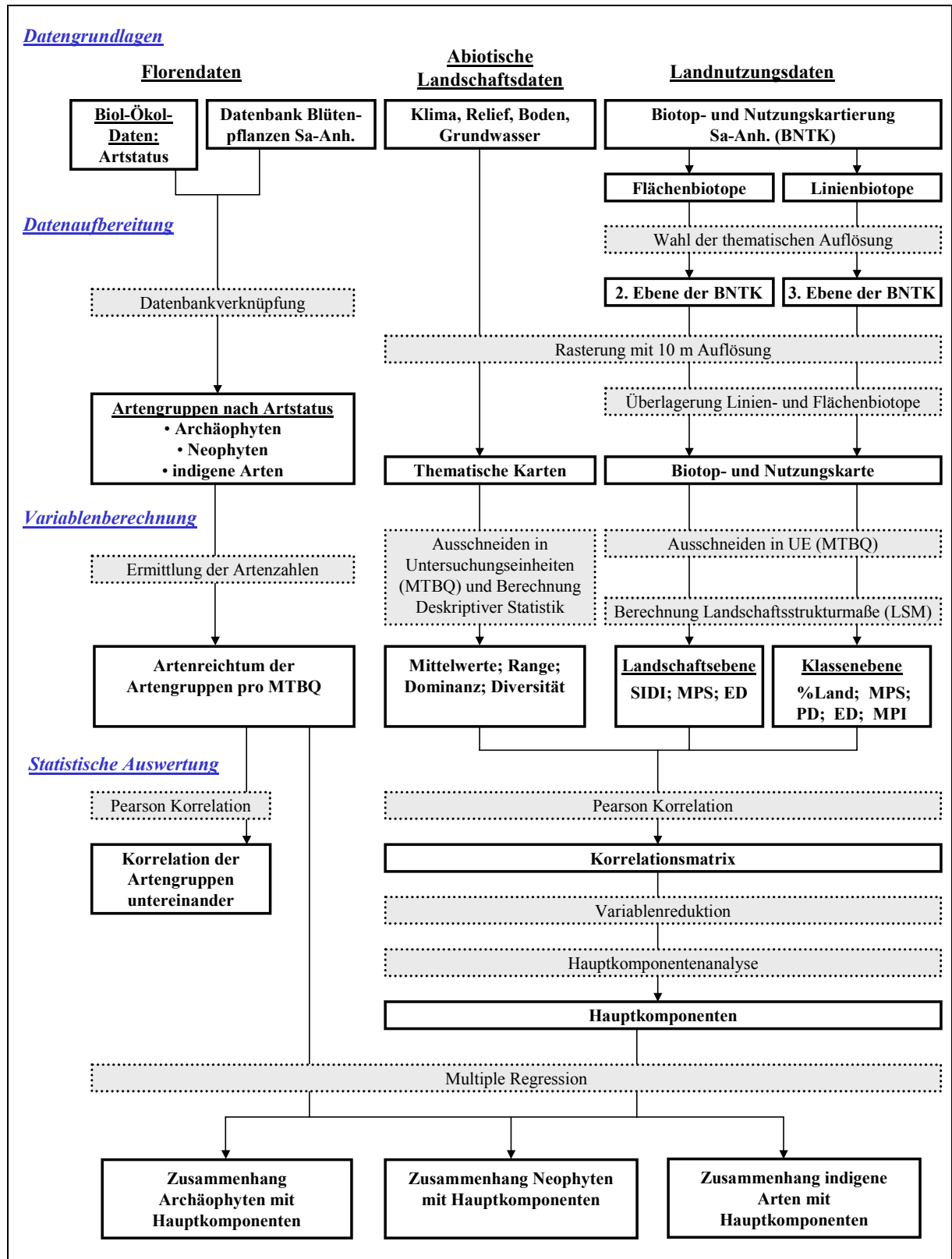


Bild 6: Übersicht der Datengrundlagen, Datenaufbereitung, Variablenberechnung und statistischen Vorgehensweise

3.4 Datenaufbereitung

3.4.1 Aufbereitung der Floristischen Daten

Am Anfang stand eine Verschneidung des Quadrantengitters der Floristischen Kartierung mit der Grenze des Regierungsbezirkes Dessau und eine Auswahl der zu mindestens 75% Flächenanteil im Regierungsbezirk Dessau liegenden MTBQ (insgesamt 125 MTBQ). Zum Einlesen der Datenbank wurde das Programm FLOREIN verwendet (Subal 1997). Im Anschluss hieran wurden aus der „Datenbank Blütenpflanzen Sachsen-Anhalt“ die relevanten MTBQ selektiert und die dazugehörigen Artvorkommen ausgelesen. Diese Tabelle wurde dann über die Artnamen der Pflanzen mit den „Biologisch-Ökologischen Daten zur Flora der DDR“ von Frank & Klotz (1990) zusammengeführt. Bei auftretenden Synonymen wurde die Nomenklatur der „Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands“ (Wisskirchen & Haeupler 1998) zu Rate gezogen. Klein- und Unterarten wurden zur jeweiligen Hauptart hinzugefügt.

Der Aufbau der so zusammengestellten Florendatenbank ist in Tabelle 6 beispielhaft dargestellt. Das Vorkommen einer Art ist in der Tabelle mit einer „1“ gekennzeichnet.

Tabelle 6: Aufbau der Artdatenbank

Artname	STATUS	...	41381	41382	41391	41392	41401	41402	...	MTBQ Belegung
Abies alba	I		1	0	1	0	0	0		...
Abutilon theophrasti	N		0	0	0	1	0	0		...
Acer campestre	I		1	1	1	1	1	1		...
Acer negundo	N		1	0	0	0	0	0		...
Acer platanoides	I		1	1	1	1	1	1		...
Acer pseudoplatanus	I		1	1	1	1	1	1		...
Achillea collina	I		0	0	0	0	0	1		...
...										
Artenzahl pro										
Quadrant	

3.4.2 Landschaftsdaten im Geographischen Informationssystem (GIS)

Umwandlung der Landschaftsparameter von Vektor- in Rasterdaten

Die Landschaftsdaten wurden in einem GIS zusammengeführt, bearbeitet und ausgewertet. Bei der Arbeit im GIS stellt sich an erster Stelle die Frage nach der Wahl des Datenformates. Man kann zwischen Raster- und Vektordatenformat unterscheiden. Obwohl die Landschaftsdaten, bis auf das Höhenmodell, im Vektorformat vorlagen, wurde trotzdem das Rasterdatenformat für diese Arbeit ausgewählt. Ein Hauptgrund hierfür war die einfachere Handhabung von Verschneidungsoperationen im Rasterdatenmodell, ein entscheidender Vorteil gegenüber dem rechenaufwendigen Vektordatenmodell. Ein weiterer Grund für die Wahl des Rasterformates waren einfach zugängliche statistische Analysemethoden im rasterorientierten Programm ERDAS IMAGINE. Weiterhin sind einige LSM, wie z.B. Nachbarschaftsbeziehungen, nicht in derzeit zur Verfügung stehenden vektorbasierten Modellen berechenbar.

Nach dieser Entscheidung folgte als notwendiger Schritt die Umwandlung der Vektordaten in Rasterdaten. Um die Erfassungsgenauigkeit der Vektordaten beizubehalten, musste eine entsprechend feine Rasterauflösung gewählt werden. Als Schwellenwert gilt die Mindestgröße der kartierten Einheiten. Diese liegt bei der Biotop- und Nutzungstypenkartierung aus CIR-Luftbildern im Maßstab 1:10 000 in etwa bei 10 m. Getestet wurden Pixelauflösungen von 10 m und 5 m. Allerdings erwies sich die 5 m Auflösung wegen hohem Rechenaufwand und Speicherbedarf als nicht praktikabel. Die obere Auflösungsgrenze von 20 m wurde von Anfang an ausgeschlossen, da u.a. Blaschke (1999) in einer Untersuchung an Daten der Biotop- und Nutzungstypenkartierung aus CIR-Luftbildern im Maßstab 1:10 000 hier eine kritische Genauigkeitsgrenze erreicht.

Aufbereitung der Biotop- und Nutzungskartierung

Thematische Auflösung

Die Rasterung der abiotischen Datengrundlagen (Klima, Boden u.s.w.) konnte sofort erfolgen, da entsprechende Klassifizierungseinheiten für die Themenkarten (z.B. Substrattypen für den Boden) vorlagen. Im Falle der Landnutzung musste jedoch zunächst eine sinnvolle thematische Auflösung (Abgrenzung und Auswahl der Klassen) gefunden werden, die eine Beziehung zu den ökologischen Einheiten, hier den zu untersuchenden Artengruppen, aufweist (Syrbe 1999). Außerdem hat die Anzahl der Klassen einen entscheidenden Einfluss auf die Werte der LSM wie Anzahl, Größe und Verteilung (Blaschke 1999). Die für diese Arbeit günstigste Aggregierungsebene konnte jedoch nur anhand der Hypothesen geschätzt werden. Eine Verwendung des vorhandenen 8-stelligen Nummerncodes der Biotop- und Nutzungskartierung stünde wegen der feinen thematischen Auflösung in keinem Verhältnis zu den relativ grob aufgelösten Daten der floristischen Kartierung. Anders ausgedrückt erschien es fragwürdig, ob z.B. die Ausprägung eines „*Laubmischwaldes aus Eiche mit Nebenart Hainbuche, im Stangenholzstadium, mit Überhältern...*“ einen messbaren Einfluss auf die Anzahl der Neophyten in einem 32 km² großen Landschaftsausschnitt hat oder ob es nicht nur einfach auf den Waldtyp ankommt. Zudem war es für die Auswertung erforderlich, die Anzahl der Biotop- und Nutzungstypen auf ein überschaubares Maß zu reduzieren. Auch eine Verwendung des hierarchischen dreistelligen Codes (Biotop- und Nutzungstypen, BTNT) erschien für die Fragestellung der Untersuchung noch zu fein. Auf dieser Ebene würden sich allein für die Kartiereinheit Wald mehr als 30 Biotoptypen ergeben. Im Hinblick auf die aufgestellten detaillierten Vorhersagen und die Auflösung der Florendaten ist diese feine Gliederung nicht begründet. Außerdem kann es passieren, dass bei einer feinen Gliederung nicht genügend viele patches einer Biotopklasse pro Teillandschaft vorhanden sind und so z.B. nur jeweils ein patch eines bestimmten Waldtyps vorkommt. Für die Berechnung der LSM und für einen räumlich-statistischen Vergleich der Teillandschaften auf Ebene der jeweiligen Landnutzungsklasse müssen aber genügend viele patches einer Klasse vorhanden sein.

Eine Beschränkung auf die sehr grobe Klassifizierung der sieben Hauptkartiereinheiten (Wald, Gehölz, Gewässer,..) wurde ausgeschlossen, da die Gefahr des Informationsverlustes zu groß und die Beantwortung der aufgestellten Hypothesen nicht gewährleistet gewesen

wäre. Von einer sehr groben Einteilung raten auch Blaschke & Petch (1999) ab, da sonst die LSM von diesen großen homogenen Flächen dominiert werden und sich keine Gradienten in den Maßen ergeben. Am zweckmäßigsten erschien die Zusammenfassung zu Struktureinheiten, was der 2. Stelle des BNTK-codes entspricht. Auf dieser Ebene lassen sich fast alle detaillierten Vorhersagen (siehe Kapitel 2.2.3) der Artverbreitung in Abhängigkeit von der Landnutzung untersuchen.

Struktureinheiten, die im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen, wurden von vornherein ausgeschlossen. Hierzu gehören:

- ⇒ Blockschluchtwald,
- ⇒ Hoch-/Übergangsmoor und
- ⇒ Wacholdertrift.

Es verbleiben 41 Struktureinheiten (siehe Tabelle 20 im Anhang): 10 Wald, 7 Gehölz, 7 Krautige Vegetation, 7 Gewässer, 2 Vegetationsfreie Flächen, 3 Acker und 5 Bebauter Bereich. Weiterhin sind die Kartiereinheiten Wald und Krautige Vegetation der 1. Ebene der BNTK mit Flächen belegt, die keiner Struktureinheit (2. Ebene) zugeordnet sind und deshalb als extra Einheiten erfasst wurden.

Etwas irreführend ist die Kategorie „Vegetationsfreie Flächen“ der BNTK Sachsen-Anhalts, zu der u.a. Felsen, Abgrabungen und Deponien gehören, die selten völlig vegetationsfrei sind. Im folgenden werden diese Flächen daher als „Sonderstandorte“ bezeichnet. Weiterhin ist anzumerken, dass die Wälder der BNTK Sachsen-Anhalts nicht in naturnahe Wälder und Forsten unterschieden sind. Zumindest bei den reinen Nadelwäldern kann man davon ausgehen, dass es sich um Nadelforste handelt, da sie natürlicher Weise in dieser Region nicht vorkommen.

Da die BNTK für Flächen- und Liniendaten getrennt vorliegen, musste die Aggregierung auch getrennt nach Flächen und Linien erfolgen. Eine Einbeziehung der Liniendaten war wichtig, da hier viele strukturierende Elemente der Landschaft wie Hecken und Baumreihen verschlüsselt sind. Weiterhin stellen Linienelemente wie Strassen und Eisenbahnen Zerschneidungstrassen in der Landschaft dar und haben daher einen entscheidenden Einfluss auf die Landschaftsstruktur. In Anlehnung an die Hypothesen wurde bei den Verkehrswegen von der 2. Aggregierungsebene (Struktureinheiten) auf die 3. Ebene (Biotop- und Nutzungstypen) gewechselt. Nur so wurde eine Unterscheidung der Verkehrswege in Straßen, Wege und Eisenbahnstrecken möglich. Unter Hinzunahme der Linienbiotope (speziell der Verkehrswege) erhöht sich die Anzahl der in dieser Arbeit verwendeten Biotoptypen auf 47 (siehe Tabelle 20 im Anhang).

Hinweis zur Datenqualität

In der vorliegenden Arbeit war eine Validierung der BNTK auf Grund der Größe des Untersuchungsgebietes nicht durchführbar. Obwohl es teilweise offensichtliche Lücken wie z.B. im Straßennetz gab, konnte im Rahmen dieser Arbeit keine Korrektur solcher Fehlerquellen durch Geländebegehungen erfolgen. Der Versuch der Korrektur anhand vorhandener topografischer Karten scheiterte an Unstimmigkeiten in den Hierarchieebenen der Strassen

und Wege zwischen Karten und BNTK und hätte einen enormen zusätzlichen Bearbeitungsaufwand erfordert. Da dieser Aufwand in keinem Verhältnis zu den Zielsetzungen dieser Arbeit stand, wurde die Datenquelle als gegeben hingenommen. So bleiben die Daten auch nachvollziehbar und die Ergebnisse mit eventuell folgenden Arbeiten auf gleicher Datengrundlage vergleichbar.

Zusammenführung der Linien- und Flächenbiotope im Rasterdatenformat

Um eine Datengrundlage für die Berechnung der LSM zu erhalten, die Flächen- und Linienbiotope integriert, mussten diese einzelnen Datenebenen überlagert werden. Dazu wurden sie jeweils mit einer Pixelgröße von 10 m getrennt gerastert. Nach der Rasterung wurde in Anlehnung an Erfahrungswerte aus der Arbeit von Lausch (2000) in ERDAS IMAGINE eine Eliminierung von Flächen oder Linien mit weniger als 11 Pixel durchgeführt. Für die Suche nach benachbarten Pixel wurde die Einstellung „mit Diagonalen“ gewählt und so die Einbeziehung der Diagonalexpixel gewährleistet. Die eliminierten Pixel bekommen im Programmalgorithmus den Wert zugewiesen, der im Umfeld der Fläche dominiert. Eine Eliminierung war notwendig, da bei der Berechnung von LSM auf Rasterbasis sehr kleine Flächen aufgrund der gestuften Kantenstruktur nur noch die Rastergeometrie wiedergeben und nicht mehr die eigentlichen Charakteristika der Landschaftselemente.

Ausschneiden der thematischen Daten in Untersuchungseinheiten

Da die Berechnung der LSM für jeden MTBQ als eigene Untersuchungseinheit erfolgen sollte, war eine Verschneidung der thematischen Daten (Reliefdaten, Bodendaten, Landnutzung u.s.w., siehe Kapitel 3.2.2) mit dem Gitternetz der MTBQ erforderlich. Hierzu wurde zunächst das MTBQ-Gitternetz in ERDAS IMAGINE nach der Schlüsselnummer jedes Quadranten, gerastert. Die Auflösung wurde wie bei den thematischen Karten auf 10 m gesetzt. Anschließend wurden die thematischen Karten mit den 125 MTBQ verschnitten und so in einzelne Dateien zerlegt, die nun für die Berechnung der LSM zur Verfügung standen.

3.4.3 Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen

Räumliche Bezugseinheiten und Gliederung der Landschaftsstrukturmaße

LSM können auf drei räumlichen Ebenen berechnet werden: auf Ebene der patches, der Klassen und der Landschaft (McGarigal & Marks 1994, Blaschke 1999) (siehe Bild 7). Dabei werden unter patches im Untersuchungsmaßstab homogene, zusammenhängende Flächen eines thematischen Datensatzes verstanden. Diese patches können z.B. die kleinsten abgrenzbaren Einheiten einer Biotopkartierung sein. Die jeweiligen Strukturmaße werden auf Ebene der Untersuchungseinheit (zu untersuchende Teillandschaft) für jedes dieser patches berechnet und sind insbesondere für Untersuchungen zu Habitatansprüchen einzelner Arten geeignet. Die nächsthöhere Untersuchungsebene, die der Klassen, fasst die Maße für jeweils eine Landnutzungs-kategorie, u.a. über Mittelwertbildung der patches dieser Klasse, zusammen. Schließlich werden auf Ebene der Landschaft bzw. der Untersuchungseinheit Maße für einen gewählten Landschaftsausschnitt über alle Klassen und patches hinweg berechnet. Hier

kommen Summen, Mittelwerte, Anzahl und Verteilung der patches einer Landschaft zur Anwendung.

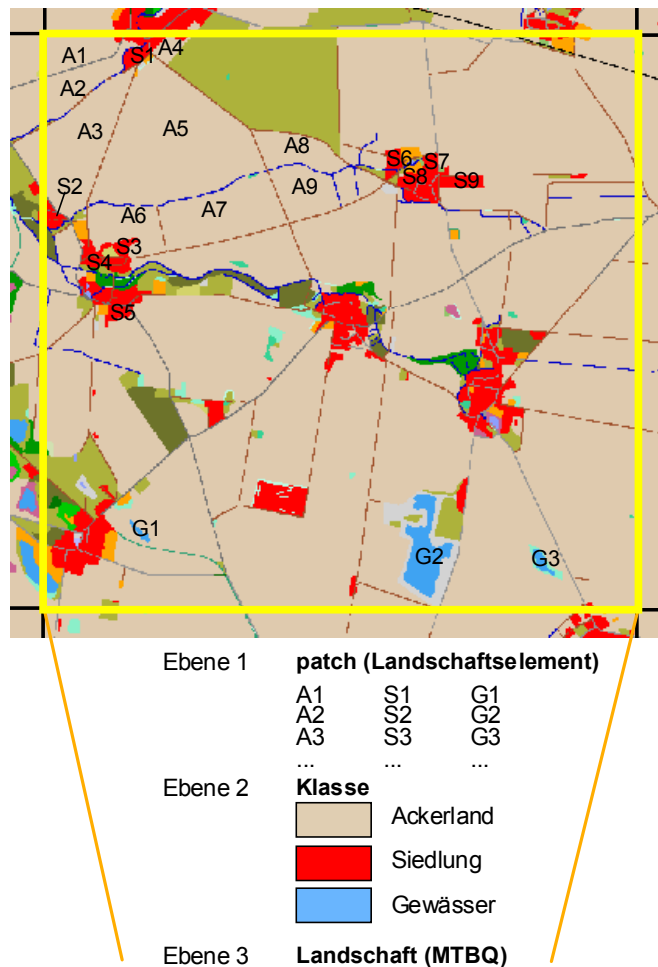


Bild 7: Konzept der räumlichen Bezugsebenen: patch, Klasse und Landschaft (Ausschnitt aus der Biotop- und Landnutzungskartierung Sachsen-Anhalt, Quadrant 4141-2)

In dieser Arbeit erfolgt eine Gliederung der LSM in Anlehnung an McGarigal & Marks (1994) sowie Gustafson (1998) in Maße der Landschaftszusammensetzung (Komposition) und der Anordnung (Konfiguration) der Landschaftselemente:

1) Komposition

- ⇒ Klassenanzahl (Vielfalt an unterschiedlichen Biotoptypen bzw. Landnutzungen auf der Ebene der Landschaft)
- ⇒ Diversität: Kombination aus der Vielfalt der vorhandenen Klassen (Reichtum) und der Flächenverteilung auf die Klassen (Gleichverteilung) auf Landschaftsebene
- ⇒ Dominanz von Landnutzungen, als Maß, in dem die Landschaft von einer oder einigen wenigen Klassen dominiert wird
- ⇒ Anteile der Klassen (Biotoptypen bzw. Landnutzungen)

2) Konfiguration

- ⇒ Größe, Anzahl, Dichte von patches
- ⇒ Kantenlängen und Kantenkontraste (Grad an Ungleichheit zwischen patches und seinen Nachbarn)

- ⇒ Formen der patches (Umfang-zu-Flächenbeziehung)
- ⇒ Habitattinnenraum (core area), als Teil, der von Randeffekten unbeeinflusst bleibt
- ⇒ Interspersion und Juxtaposition (Maß, in dem patch-Typen vermischt sind)
- ⇒ Contagion (Maß, in dem Zellen gleicher Klasse aggregiert sind)

Kompositions- versus Konfigurationsmaße

Der Unterschied zwischen Maßen der Komposition und der Konfiguration besteht darin, dass Maße der Konfiguration einen stärkeren Raumbezug aufweisen. Die kompositionellen Aspekte der Landschaftsstruktur, vor allem die Flächenanteile der Landnutzung, stellen sich in vielen landschaftsökologischen Studien als sehr wichtig heraus. So konnte in Arbeiten über Biodiversität in Verbindung mit Landschaftsstruktur auf der Skalenebene der Landschaft gezeigt werden, dass vor allem die Landnutzungsanteile starke Beziehungen zu biologischen Fragestellungen aufwiesen. Es kam vor allem darauf an, welche Habitattypen in welchen Anteilen vorhanden waren (Miller, Brooks & Croonquist 1997, Wagner, Wildi & Ewald 2000). Die Maße der Konfiguration lieferten ergänzende Aussagen. Sie sind im regionalen Maßstabsbereich in ihrer Bandbreite stark von kompositionellen Aspekten abhängig. Dies kann zu hohen Korrelationen der Konfigurations- mit den Kompositionsmaßen führen (O'Neill et al. 1988, Gustafson 1998, Giles & Trani 1999). So korreliert vor allem der Anteil der Landnutzungen sehr stark mit vielen Maßen der Konfiguration wie mittlerer Größe (MPS) und Kantenlängen (ED) von patches. Ein brauchbares Set von LSM sollte jedoch voneinander statistisch unabhängig sein (O'Neill et al. 1996).

Ein weiteres Problem der Konfigurationsmaße ist, dass sich für unterschiedliche Konfigurationen teilweise gleiche Werte eines Maßes ergeben können. Beispielsweise können hohe Werte der Kantenlänge sowohl von kleinen patches mit gleichförmigen Kanten herrühren oder von wenigen großen patches mit gewundenen Kanten. Daher werden immer mehrere Maße der Konfiguration für die Beschreibung der Anordnung der patches benötigt. Dies sollte allerdings nicht davon abhalten, aus der Vielzahl an messbaren LSM eine Auswahl zu treffen, die fundamentale Komponenten beschreiben und trotzdem weitestgehend voneinander unabhängig sind (Gustafson 1998).

Insgesamt gibt es keinen einzelnen Index, der das komplexe Phänomen Landschaftsstruktur in seiner Gesamtheit abzubilden vermag (Gustafson 1998). Die ökologischen Prozesse sind so vielfältig, dass sie mit einer kleinen Auswahl an Maßen nicht ausreichend beschrieben werden können. Es ist immer eine Kombination von Maßen nötig. Bei der Vielzahl an Maßen unterliegt man leicht der Versuchung, möglichst viele Maße zu verwenden. Aus den oben aufgeführten Gründen, wie z.B. der hohen Korrelationen der Maße untereinander und der wachsenden Wahrscheinlichkeit zufälliger Zusammenhänge, ist jedoch eine an der Fragestellung orientierte Auswahl von Maßen und Berechnungsebenen und eine Reduzierung auf fundamentale Aspekte unabdingbar. Eine ausgesuchte, hypothesenbasierte Kombination von Maßen kann geeignet sein, den untersuchten ökologischen Prozess zu beschreiben. Diese Auswahl ist für die vorliegende Arbeit in den detaillierten Vorhersagen (siehe Kapitel 2.2.3) durchgeführt worden und wird im folgenden konkret auf die LSM bezogen.

Auswahl relevanter Landschaftsstrukturmaße

In Anbetracht der Vielzahl an berechenbaren Maßen der Landschaftsstruktur und einer erforderlichen Reduzierung wurden Maße von vornherein ausgeschlossen, deren Anwendung in der Literatur kontrovers diskutiert wird bzw. die einen fragwürdigen Zusammenhang mit dem Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzen auf der betrachteten Maßstabsebene vermuten lassen. Hierzu gehören insbesondere:

- ⇒ Formenmaße und Fraktalitäten
- ⇒ Maße für Habitatinnenräume
- ⇒ Maße der Verteilung und Durchmischung von Klassen

Ebenfalls von vornherein ausgeschlossen wurde die Berechnungsebene der einzelnen patches, da dies wegen der Größe des Untersuchungsgebietes und der Anzahl der Teillandschaften den Untersuchungsrahmen sprengen würde. Außerdem liegen die Florendaten für die gesamte Teillandschaft vor und nicht in Bezug zu einzeln abgegrenzten Biotopen und patches, so dass diese feine Betrachtungsebene in dieser Untersuchung nicht sinnvoll ist.

Im Hinblick auf die Beziehungen zum Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzen wurden die im folgenden aufgeführten Maße der Komposition und Konfiguration für wichtig erachtet und ausgewählt (Formeln siehe Kapitel 3.5.2):

Komposition

- ⇒ **Diversität an Landnutzungen** in einer Untersuchungseinheit (dimensionslos)
SIDI (*Simpson's Diversity Index*) ist ein Diversitätsmaß und misst die Wahrscheinlichkeit, dass zufällig ausgewählte patches verschiedenen Klassen angehören. Je größer der Wert ist, desto größer ist die Diversität an Landnutzungen der Landschaft. Dabei wird sowohl die Flächenanzahl als auch die Flächenverteilung der Biotope und Landnutzungen einbezogen.
- ⇒ **Flächenanteile einzelner Landnutzungen** (in %) wie Siedlung, Grünflächen, Wälder, Äcker, Grünland, Gehölze
%Land ist ein Flächenmaß und berechnet den Prozentanteil, den die jeweilige Klasse an der Gesamtlandschaft besitzt, also z.B. den Anteil Ackerland in einem MTBQ. Je größer der Wert für **%Land** wird, um so höher ist der Anteil der jeweiligen Klasse an der Landschaft.

Konfiguration

- ⇒ **Mittlere Flächengröße der patches** einzelner Landnutzungen (in ha) wie Siedlungen, Äcker, Strassen, Gewässer
MPS (*Mean Patch Size*) misst die durchschnittliche Größe der patches über die Gesamtlandschaft. Auf Landschaftsebene werden die patches aller Klassen einbezogen und auf Klassenebene nur die patches einer Klasse. Je größer der Wert wird, um so größer werden die patches. Wie viele patches in den Wert einfließen ist dabei unerheblich.
- ⇒ **Anzahl der patches** einzelner Landnutzungen (Flächenanzahl / 100 ha) wie Siedlungen, Äcker, Strassen, Gewässer pro Flächeneinheit

PD (*Patch Density*) berechnet die mittlere Anzahl der patches pro Flächeneinheit von 100 ha. Verwendet wird PD in dieser Arbeit nur auf Klassenebene, da PD auf Landschaftsebene mit MPS redundant ist. Je größer PD wird, um so mehr patches einer Klasse enthält die jeweilige Landschaft. Dabei spielt es keine Rolle, wie groß die patches sind. Zur Beschreibung der Landschaft sind daher MPS und PD im Zusammenhang zu betrachten.

⇒ **Kantenlängen der patches** einzelner Landnutzungen (in m/ha) wie Siedlungen, Äcker, Strassen, Gewässer

ED (*Edge Density*) misst die Gesamtkantenlänge der patches pro Flächeneinheit von 100 ha. Steigende Werte bedeuten eine Zunahme der Kantenlänge der patches der jeweils betrachteten Klasse oder aller patches der Gesamtlandschaft. Hohe Gesamtkantenlängen ergeben sich z.B. für sehr viele kleine patches oder wenige große aber langgestreckte patches.

⇒ **Grad der Isolierung** von Waldflächen (dimensionslos)

MPI (*Mean Proximity Index*) gehört zu den Nachbarschaftsmaßen und misst die durchschnittliche Nähe der patches zueinander. Dabei werden die Flächengrößen der patches mit einbezogen. Je größer der Indexwert, um so dichter liegen die patches beieinander oder um so größer sind die patches der untersuchten Klasse innerhalb des festgelegten Suchradius. MPI ist damit ein Maß der Isolation und Fragmentierung (McGarigal & Marks 1994). Je kleiner die Werte, um so größer die Isolierung und Fragmentierung der patches der jeweiligen Klasse bzw. um so kleiner die Konnektivität.

3.5 Berechnung der Landschaftsparameter

3.5.1 Abiotische Landschaftsparameter mit deskriptiver Statistik

Für die abiotischen Parameter Klima, Boden, Relief und Grundwasser wurden in ERDAS IMAGINE deskriptive statistische Werte berechnet. Hierfür steht die Funktion „Summary“ zur Verfügung. Diese verschneidet die thematische Karte, z.B. die mittleren Niederschläge im Untersuchungsgebiet, mit den Grenzen der 125 MTBQ und berechnet für jeden MTBQ Statistiken wie Mittelwerte, Schwankungsbreite (*Range*), Standardabweichung, Minima, Maxima, Dominanz und Diversität (Anzahl verschiedener Merkmalsausprägungen). Bei der Berechnung von Mittelwerten werden von ERDAS IMAGINE die Flächengrößen der Einheiten mit einbezogen (gewichtete Mittelwerte). Je größer demzufolge die Fläche einer bestimmten Merkmalsausprägung ist, um so stärker ist deren Wichtung im Gesamtwert.

Für Niederschläge, Klimatische Wasserbilanz und Höhenwerte wurden die Mittelwerte berechnet. Die Reliefenergie findet Ausdruck in der Schwankungsbreite der Höhenwerte. Für den Boden wurden die Anzahl unterschiedlicher Substrattypen (Diversität), der prozentuale Anteil an Sandflächen und die Mittelwerte der effektiven nutzbaren Feldkapazität ausgesucht. Beim Grundwasser kam der Anteil grundwasserferner Flächen zur Anwendung und für die Anzahl der verschiedenen Landnutzungen pro Untersuchungseinheit die Diversität.

3.5.2 Landnutzungsparameter mit FRAGSTATS

Für die Berechnung der landnutzungsbezogenen Strukturmaße wurde das Programm FRAGSTATS, Version 2.0 (McGarigal & Marks 1994) verwendet. Dieses Programm hat einen breiten Eingang in Studien der Quantifizierung von Landschaftsstruktur gefunden.

Vor der Berechnung mussten einige Grundeinstellungen vorgenommen werden, welche die Randbedingungen der Strukturmaßberechnung bestimmen.

- ⇒ Auflösung: entsprechend der Pixelgröße der Rasterkarten, 10 m
- ⇒ Anzahl der Landnutzungsklassen: 47
- ⇒ Suchradius für das Nachbarschaftsmaß MPI: 500 m
- ⇒ Hintergrundwert: Null

Im Programm voreingestellt ist die Berechnung aller verfügbaren LSM für alle Klassen der Biotopkartierung. Im Nachhinein wurden dann die relevanten LSM ausgewählt und der Rest verworfen. Die Berechnungsebene der patches wurde, wie bereits begründet, herausgenommen. Berechnet wurden die im Kapitel 3.4.3 ausgewählten LSM auf den folgenden Bezugsebenen (Formeln aus McGarigal & Marks 1994):

auf Klassenebene:

LSM	Biotop- und Landnutzungstyp	Formel
%Land	Siedlung, Grünflächen, Acker, Verkehrsflächen, anthropogenen Sonderstandorten, Grünland, Gebüsch, Baumgruppen, Nadelwald, Moor, Auwald, Fließgewässern größer 5 m.	$\%Land = Pi = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$
Mean Patch Size (MPS)	Siedlung, Grünflächen, Acker	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right)$
Patch Density (PD)	Eisenbahnstrecken, Staudenflur, Siedlung, Acker, Trockenrasen, Heide	$PD = \frac{n_i}{A} * 10000 * 100$
Edge Density (ED)	Strassen, Eisenbahnstrecken, naturnahen Stillgewässern	$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10,000)$
Mean Proximity Index (MPI)	Mischwald, Gesamtwald	$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{n_i}$

auf Landschaftsebene:

LSM	Formel
Simpson's Diversity Index (SIDI)	$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m \left(P_i^2 \right)$
Mean Patch Size (MPS)	$MPS = \frac{A}{N} \left(\frac{1}{10,000} \right)$
Edge Density (ED)	$ED = \frac{E}{A} (10,000)$

Verwendete Symbole in den Formeln

$A =$	Gesamtfläche der Landschaft (m^2)
$a_{ij} =$	Fläche eines patches ij (m^2)
$e_{ij} =$	Gesamtlänge der Kanten eines patches ij (m)
$E =$	Gesamtlänge der Kanten in der Landschaft (m)
$h_{ij} =$	Entfernung (m) vom patch ij zum nächsten benachbarten patch vom gleichen Typ (Klasse), basierend auf dem Abstand von Kante zu Kante
$m =$	Anzahl der patch-Typen (Klassen), die in der Landschaft vorhanden sind
$N =$	Gesamtanzahl der patches in der Landschaft
$n = n_i =$	Anzahl der patches in der Landschaft vom patch-Typ (Klasse) i
$P_i =$	Anteil von einem patch-Typ i (Klasse) an der Landschaft

Subscripts

$i = 1, \dots, m$	patch-Typen (Klassen)
$j = 1, \dots, n$	patches
$s = 1, \dots, n$	patches mit einer spezifischen Nachbarschaft

3.6 Statistische Analysemethoden und Datenauswertung**3.6.1 Deskriptive Statistik und Datentransformation**

Zur Beschreibung der verwendeten Daten, ihrer Verteilung über den Untersuchungsraum, zur Analyse von Häufigkeitsverteilungen, Artstetigkeiten und ökologischen Zeigerwerten wurden Verfahren der deskriptiven Statistik verwendet und Mittelwerte, Wertebereiche und Varianzen dargestellt.

Die Quadrantenbelegung der Arten wurde als Ausdruck der Arthäufigkeit oder Stetigkeit des Vorkommens einer Art im gesamten Untersuchungsgebiet verwendet (Haeupler 1974). Sie ersetzt damit in diesem Maßstabbereich Angaben zum Deckungsgrad. Stetigkeit besagt, in wie vielen räumlich getrennten Einheiten innerhalb eines größeren Gebietes die jeweilige Art vorkommt (Schaefer 1992). Diese Einteilung in fünf Stetigkeitsklassen (1 bis 25 MTBQ = sehr seltene Arten; 26 bis 50 MTBQ = seltene Arten; 51 bis 75 MTBQ = mittlere Stetigkeit; 76 bis 100 MTBQ = stetige Arten; 101 bis 125 MTBQ = sehr stetige Arten) wurde weiterhin verwendet, um ein Bild über die Uniformierung der Artenzusammensetzung pro MTBQ zu erhalten (Korsch 1999). Dafür wurden die Artenzahlen pro Quadrant für die jeweilige Stetigkeitsgruppe berechnet. In diesem Sinne würde beispielsweise eine Dominanz der stetigen Artengruppe („Allerweltsarten“) einen hohen Grad der Uniformierung anzeigen.

Zur weiteren Charakterisierung der Artengruppen wurden Mittelwerte pro Artengruppe einiger ausgewählter Ellenberg-Zeigerwerte sowie ökologischer Merkmale aus der Datenbank von Frank & Klotz (1990) herangezogen. Dargestellt wurden nur Charakteristika, die eine Differenzierung der drei untersuchten Artengruppen (Neophyten, Archäophyten, indigene Arten) ergaben: Feuchte-, Temperatur- und Nährstoffzahlen, Lebensformen- und Strategietypen. Für Licht- und Reaktionszahl ergaben sich beispielsweise keine auffälligen Unterschiede zwischen den Artengruppen, deshalb wurden sie nicht mit aufgenommen. Die Feuchtezahl der Arten ist nach Frank & Klotz (1990) in 12 Stufen eingeteilt und reicht von Starktrockniszeigern (1) bis zu Unterwasserpflanzen (12). Dabei sind die Stufen 2, 4, 6, 8 und 10 Übergangsstufen, die für diese Arbeit jeweils mit der tieferen Stufe zusammengefasst wurden. Die Arten

sind hinsichtlich des bevorzugten Temperaturregimes in 9 Klassen von Kältezeigern (1, boreal-arktischer Bereich) bis zu extremen Wärmezeigern (9, Arten mediterraner Gebiete) eingeteilt. Die Übergangsstufen 2, 4, 6 und 8 wurden mit der jeweils tieferen Stufe zusammengefasst. Die Einschätzung der Nährstoffvorliebe der Arten erfolgt in 9 Klassen von Arten nährstoffärmster Standorte (1) bis zu Arten übermäßig reicher Standorte (9, Verschmutzungszeiger). Die Nährstoffzahlen 2, 4 und 6 stellen jeweils Übergangsstufen dar. Bei den Lebensformtypen werden unterschieden: Hydrophyten (a), krautige Chamaephyten (c), Geophyten (g), Hemikryptophyten (h), Nanophanerophyten (n), Phanerophyten (p), Therophyten (t), holzige Chamaephyten (z). Die Strategietypen gliedern sich in Konkurrenzstrategen (c: Bäume, Sträucher, krautige Arten mit hoher Konkurrenzkraft), Stresstrategen (s: Anpassung an extreme Standortbedingungen) und Ruderalstrategen (r: meist einjährige krautige Pflanzen mit hoher Samenproduktion, besiedeln Pionierstandorte) (Frank & Klotz 1990 nach Grime). Weiterhin gibt es drei Übergangstypen (cr, cs, sr) und einen intermediären Typ (csr, Rosettenpflanzen oder kleinwüchsige, ausdauernde Arten). Die Einteilung der Arten nach Urbanitätsstufen reicht von urbanophoben Arten (1: ausschließlich außerhalb Siedlungen wachsend) bis zu urbanophilen Arten (5: an menschliche Siedlungen gebunden). Dazwischen liegen die Stufen mäßig urbanophob (2: vorwiegend außerhalb Siedlungen), urbanoneutral (keine Bevorzugung) und mäßig urbanophil (vorwiegend in Siedlungen).

Die Prüfung der Variablen auf Normalverteilung erfolgte grafisch und unter Verwendung des Kolmogorov-Smirnow-Anpassungstests. Um die Voraussetzung für die Verwendung linearer Analysemethoden zu erfüllen und den Einfluss von Ausreißerwerten zu minimieren, wurden schief verteilte Daten transformiert. Vor allem für die vielen Verhältnisdaten ist eine Transformation generell empfehlenswert (James & McCulloch 1990). Die in Tabelle 7 aufgeführten Variablen wurden unter Verwendung der Transformationsmethode, die das jeweils beste Ergebnis im K-S-Test lieferte, in normal verteilte Variablen umgewandelt:

Tabelle 7: Transformation nicht normal verteilter Variablen in normal verteilte

Transformation	Variablen
⇒ Quadratwurzel:	Anzahl Neophyten, ED_Eisenb, MPI_Mischw, MPS_Grünfl, PD_Staudenf, %La_Baumgr, %La_Gebüsch, %La_Grünfl, %La_Grünland, %La_Moor, %La_Nadelw, %La_Sied, %La_Verk, Substr_reich
⇒ Logarithmierung (ln):	MPS_Sied, Mn_DGM
⇒ ArcSin:	%La_Sand, %La_Gw2m
⇒ nicht normal verteilt verbleibend:	ED_SG<1ha, ED_SG>1ha, PD_Trockr, PD_Heide, %La_Moor, %La_Auwald, %La_FG>5m, %La_Verk

3.6.2 Pearson-Korrelation

Das statistische Verfahren der Pearson-Korrelation wurde in erster Linie verwendet, um hohe Korrelationen zwischen LSM herauszufinden. Da die Landschaftsstruktur sehr vielfältige Aspekte beinhaltet und daher nicht mit einem einzelnen Maß, sondern nur mit einer Kombination von Maßen quantifizierbar ist, fließen sehr viele Variablen in die Analyse ein. Nach einer ersten Variablenauswahl über die detaillierten Vorhersagen (siehe 2.2.3) konnte noch nicht ausgeschlossen werden, dass LSM der Komposition sehr hoch mit LSM der Konfiguration korrelieren. Dies wurde über die Erstellung von Korrelationsmatrizen geprüft.

In Anlehnung an die von Riitters et al. (1995) verwendete Methode, wurden sehr hoch korrelierende Landschaftsparameter von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen. Als Grenzwert wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,8 angenommen. Der Ausschluss hoch korrelierender Maße war notwendig, da bei der folgenden Hauptkomponentenanalyse bei sehr hoch korrelierenden Variablen eine schlechte Kondition der Matrix entstehen kann und die Statistikprogramme dann künstlich die Korrelationen der Matrix verkleinern. Diese Ergebnisse sind dann nicht mehr exakt (StatSoft 1998).

Weiterhin konnten aus der Korrelationsmatrix erste Hinweise über die Stärke und Richtung des linearen Zusammenhangs zwischen LSM und den Artengruppen sowie der Artenzahlen zwischen den drei Artengruppen abgelesen werden. Diese Methode ist im ersten Fall jedoch nur mit großer Vorsicht durchführbar, da sehr viele LSM in die Betrachtung einfließen und damit die Wahrscheinlichkeit zufälliger Korrelationen wächst (Bahrenberg, Giese & Nipper 1992). Es wurden über die Aufstellung der detaillierten Vorhersagen (siehe Kapitel 2.2.3) zwar eindeutige Theorien über die Zusammenhänge von LSM und Artverbreitungsmustern aufgestellt und so die „Strategie des Fischens“ nach Korrelationen (Bahrenberg, Giese & Nipper 1992) vermieden, jedoch können zufällige Korrelationen oder eine Überlagerung von Einflussfaktoren infolge hoher Korrelationen der Maße untereinander nicht ausgeschlossen werden. Aus diesem Grund wurde die statistische Analyse durch eine Hauptkomponentenanalyse und multiple Regressionen fortgesetzt.

3.6.3 Hauptkomponentenanalyse

Da die Anzahl der LSM selbst nach Ausschluss hoch korrelierender immer noch zu groß war, wurde im nächsten Schritt eine Hauptkomponentenanalyse angewandt. Das Hauptziel dieser Analyse war die Reduzierung des Variablenpaketes und die Beseitigung von Multikollinearität (starke stochastische Abhängigkeiten zwischen den LSM) durch Bündelung von Variablen zu übergeordneten Einheiten. Die Beseitigung der Multikollinearität war eine Grundvoraussetzung für die spätere Anwendung der Regressionsanalyse, da sonst die Standardfehler der Regressionskoeffizienten sehr groß werden und das Regressionsergebnis unzuverlässig wird (Bahrenberg 1992, Backhaus et al. 1996). Außerdem können sich bei hoher Multikollinearität die Regressionskoeffizienten bei Hinzufügen oder Herauslassen von Variablen stark verändern. Im Zusammenhang mit der Quantifizierung der Landschaftsstruktur nutzen viele Autoren diesen analytischen Weg über die Hauptkomponentenanalyse (Riitters et al. 1995, Cain, Riitters & Orvis 1997, Herzog et al. 1999, O'Neill et al. 1999).

Jede extrahierte Hauptkomponente (HK) stellt eine lineare Kombination der eingehenden Variablen dar. Dabei wird versucht, die gesamte Variabilität einer Variablen in die Analyse einzubeziehen. Die Korrelation der HK mit den einfließenden Ausgangsvariablen wird als Ladung bezeichnet (StatSoft 1998). Im Ergebnis sind die Korrelationen der Variablen innerhalb der Hauptkomponente sehr hoch. Die Hauptkomponenten sind dagegen untereinander unkorreliert. Die Dimensionen der Datenmatrix werden auf diese Weise reduziert (James & McCulloch 1990). In vielen Fällen ist ein großer Anteil der Varianz bereits mit einigen wenigen Hauptkomponenten erklärbar. Nach dem „Kaiser-Kriterium“ sollten Hauptkomponenten, die weniger Varianz extrahieren als eine einzelne Variable (Eigen-

wert < 1) nicht weiter verwendet werden (Ritters et al. 1995, StatSoft 1998). Der Eigenwert spiegelt die Anzahl hoch ladender Variablen in der jeweiligen Hauptkomponente wieder. Da in der vorliegenden Untersuchung eine HK trotz eines Eigenwertes unter eins (0,83) zwei Variablen mit hoher Ladung aufwies und sinnvoll interpretiert werden konnte, wurde diese noch in die weitere Analyse aufgenommen.

Variablen die hoch negativ mit anderen Variablen korrelieren, werden in der Hauptkomponentenanalyse der gleichen Komponente, jedoch mit gegenteiligem Vorzeichen zugewiesen. Um den Erklärungsanteil der Achsen der Hauptkomponentenanalyse zu maximieren ist es üblich, eine Achsenrotation durchzuführen (Ritters et al. 1995). Diese Rotation hat keinen Einfluss auf die relative Anordnung der Variablen zueinander. Sie versucht lediglich, ein optimales Ladungsmuster zu finden (StatSoft 1998). In dieser Arbeit wurde die häufig angewandte standardisierte Varimax-Rotation verwendet. Die anschließende Interpretation der Hauptkomponentenachsen erfolgte, indem die gemeinsamen Eigenschaften hoch ladender Variablen einer Komponente herausgestellt wurden. Da es hierfür keine eindeutigen Regeln gibt, ist ein gewisser Anteil an Subjektivität in dieser Interpretation inbegriffen.

3.6.4 Multiple Lineare Regression

Eine multiple lineare Regression kann zur Durchführung von Prognosen, zum Auffinden der Regressionsgleichung oder zum Aufdecken von Beziehungen zwischen einer abhängigen und mehreren unabhängigen Variablen verwendet werden (James & McCulloch 1990, Backhaus et al. 1996). Dabei kann die Frage beantwortet werden, welche von mehreren unabhängigen Variablen am besten als Prädiktorvariable geeignet ist. Die abhängigen Variablen sind in dieser Arbeit die Artengruppen und die unabhängigen Variablen sind die in Hauptkomponenten gefassten Landschaftsparameter. Die multiple lineare Regressionsanalyse wurde nur als Analysemodell, nicht als Vorhersagemodell angewendet, da es in dieser Arbeit hauptsächlich um das Aufdecken von Zusammenhängen ging.

In diesem letzten Schritt der Analyse wurden zum einen die Einflüsse einer Hauptkomponente in Gegenwart aller Hauptkomponenten betrachtet und zum anderen erfolgte eine Beurteilung der Gesamtregression. In der Betrachtung der Gesamtregressionsfunktion zeigt sich, wie viel der Varianz im Verbreitungsmuster der Artengruppen durch die in dieser Arbeit untersuchten Landschaftsparameter erklärt wird und wie viel unerklärte Varianz übrig bleibt. Für diese Beurteilung der Güte der Anpassung der Regressionslinie an die Verteilung wird das Bestimmtheitsmaß „ R^2 “ bzw. das korrigierte Bestimmtheitsmaß „ $\text{korr } R^2$ “ herangezogen. Letzteres bezieht die Zahl der Regressoren und die Freiheitsgrade in einer Korrekturgröße mit ein. „ $\text{korr } R^2$ “ sinkt mit wachsender Zahl der Regressoren, da die Wahrscheinlichkeit zufälliger Korrelationen wächst. Auch mit Abnahme der Untersuchungseinheiten sinkt „ $\text{korr } R^2$ “, da sich die Zahl der Freiheitsgrade verringert. Die Stärke und Richtung des linearen Zusammenhangs zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen wird durch den multiplen Regressionskoeffizienten R angegeben. Dieser ergibt sich als Quadratwurzel aus „ R^2 “ (Backhaus et al. 1996). Die Gesamtregressionsfunktion wird durch den F-Test mit einem Konfidenzintervall von 95% auf Signifikanz geprüft.

Als Maßzahl für die Beschreibung der Stärke des Zusammenhangs bzw. für die Beiträge der einzelnen Hauptkomponenten zum Modell wird der Regressionskoeffizient „B“ bzw. der standardisierte Regressionskoeffizient „BETA“ herangezogen (Köhler, Schachtel & Voleske 1996, StatSoft 1998). Durch die Standardisierung sind die Beiträge jedes Regressors in der Vorhersage der abhängigen Variable (jeweilige Artengruppe) vergleichbar. Die Hauptkomponente mit dem höchsten BETA-Wert liefert den größten Erklärungsbeitrag in der Gesamtregression. Durch Verwendung der Methode „schrittweise vorwärts“ werden die unabhängigen Variablen in der Rangfolge ihrer statistischen Wichtigkeit dargestellt (Backhaus et al. 1996). Da die Multikollinearität zwischen den Hauptkomponenten durch die Hauptkomponentenanalyse beseitigt wurde, konnte die schrittweise Regression bedenkenlos angewandt werden.

4 ERGEBNISSE

4.1 Charakteristika der Flora des Untersuchungsgebietes

Die „Datenbank Blütenpflanzen Sachsen-Anhalt“ enthält 1685 Arten für den Regierungsbezirk Dessau. Diese 1685 Arten gliedern sich nach ihrem Status in 1253 indigene Pflanzenarten, 141 Archäophyten und 291 Neophyten (siehe Bild 8). Demzufolge beträgt der durchschnittliche Neophytenanteil im Untersuchungsgebiet 17% und der Archäophytenanteil 8%. Insgesamt umfasst die Gruppe der indigenen Arten wesentlich mehr Arten als die Gruppen der fremdländischen Arten. Eine Artenliste der Archäophyten und Neophyten befindet sich im Anhang (siehe Tabelle 24 und Tabelle 25).

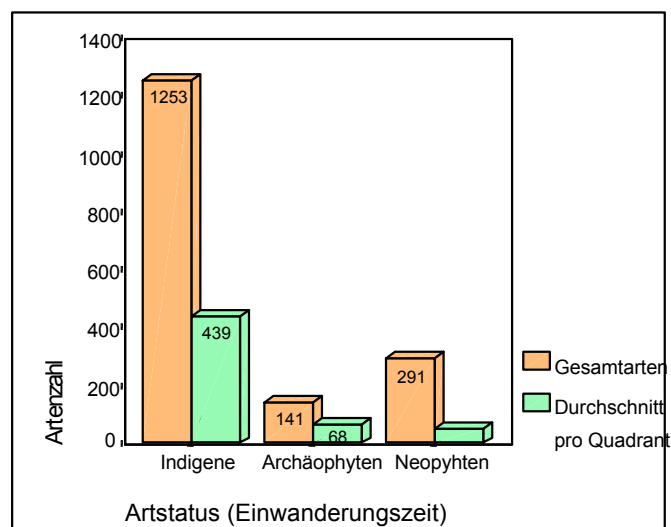


Bild 8: Artenzahlen gesamt und durchschnittlich pro Quadrant nach Artengruppen im Regierungsbezirk Dessau

4.1.1 Artenreichtum auf Quadrantenebene

Die durchschnittliche Anzahl der Arten pro Quadrant, bezogen auf die 125 Quadranten im Untersuchungsgebiet, beträgt bei den indigenen Arten 439, bei den Archäophyten 68 und bei den Neophyten 48 (siehe Bild 8). Die Artanteile pro Quadrant schwanken bei den indigenen Arten zwischen 68% und 86%, bei den Archäophyten zwischen 8% und 21% und bei den Neophyten zwischen 4% und 15%. Im Schnitt kommen pro Quadrant mehr Archäophyten als Neophyten vor, obwohl es insgesamt mehr Neophytenarten gibt. Die Quadranten sind demzufolge in der Artenzusammensetzung der Neophyten sehr heterogen.

Die Mittelwerte, sowie weitere deskriptive Werte für den Quadrantendurchschnitt hinsichtlich der Artengruppen sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Deskriptive Statistik der Artengruppen im Quadrantendurchschnitt

Artengruppe	Mittelwert	Minimum	Maximum	Standardabweichung (SD)	Variationskoeffizient (CV)
indigene Arten	438.9	182	694	116.3	26.5
Neophyten	47.9	14	122	21.9	45.7
Archäophyten	68.4	37	102	14.4	21.0

In Bild 9 sind die Artenzahlen in Histogrammen, also bezogen auf die Häufigkeit ihres Auftretens über die 125 Quadranten, dargestellt. Indigene Arten und Archäophyten weisen eine relative Normalverteilung auf. Das heißt, geringe Artenzahlen und sehr hohe Artenzahlen treten seltener auf als mittlere Artenzahlen. Die Neophyten sind deutlich schief verteilt. Geringe Artenzahlen (bis 40 Arten) sind sehr häufig, wohingegen hohe Artenzahlen mit über 80 Arten pro Quadrant selten auftreten.

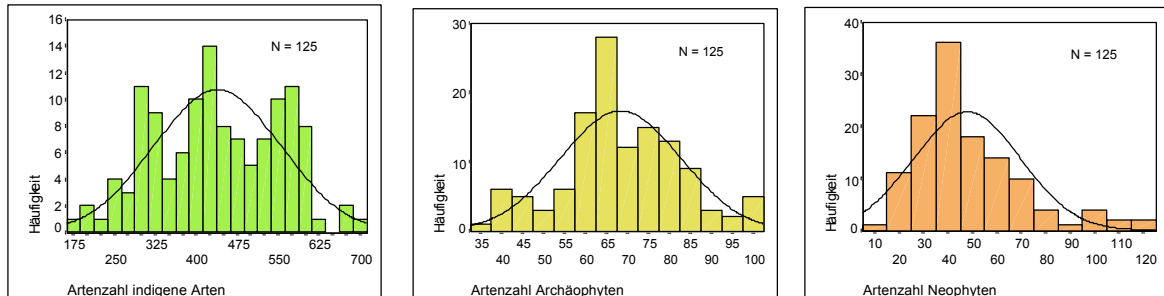


Bild 9: Histogramme indigene Arten, Archäophyten, Neophyten

In den Verbreitungskarten in Bild 10 ist die räumliche Verteilung des Artenreichtums dargestellt. Es ist auffällig, dass hohe Artenzahlen in allen drei Artengruppen vor allem im Bereich großer Städte und/oder entlang großer Fließgewässer auftreten. Dagegen sind die waldbestandenen Bereiche der Dübener Heide um Bad Schmiedeberg und des Fläming nördlich Lutherstadt Wittenberg sowie die Agrarlandschaften um Köthen und Annaburg relativ artenarm. Das räumliche Verteilungsbild ist, entsprechend der Histogrammaussagen, bei den indigenen Arten und Archäophyten homogener als bei den Neophyten. Bei ersteren überwiegen Quadranten mit mittlerem Artenreichtum wohingegen bei den Neophyten Quadranten mit geringem Artenreichtum stärker vertreten sind.

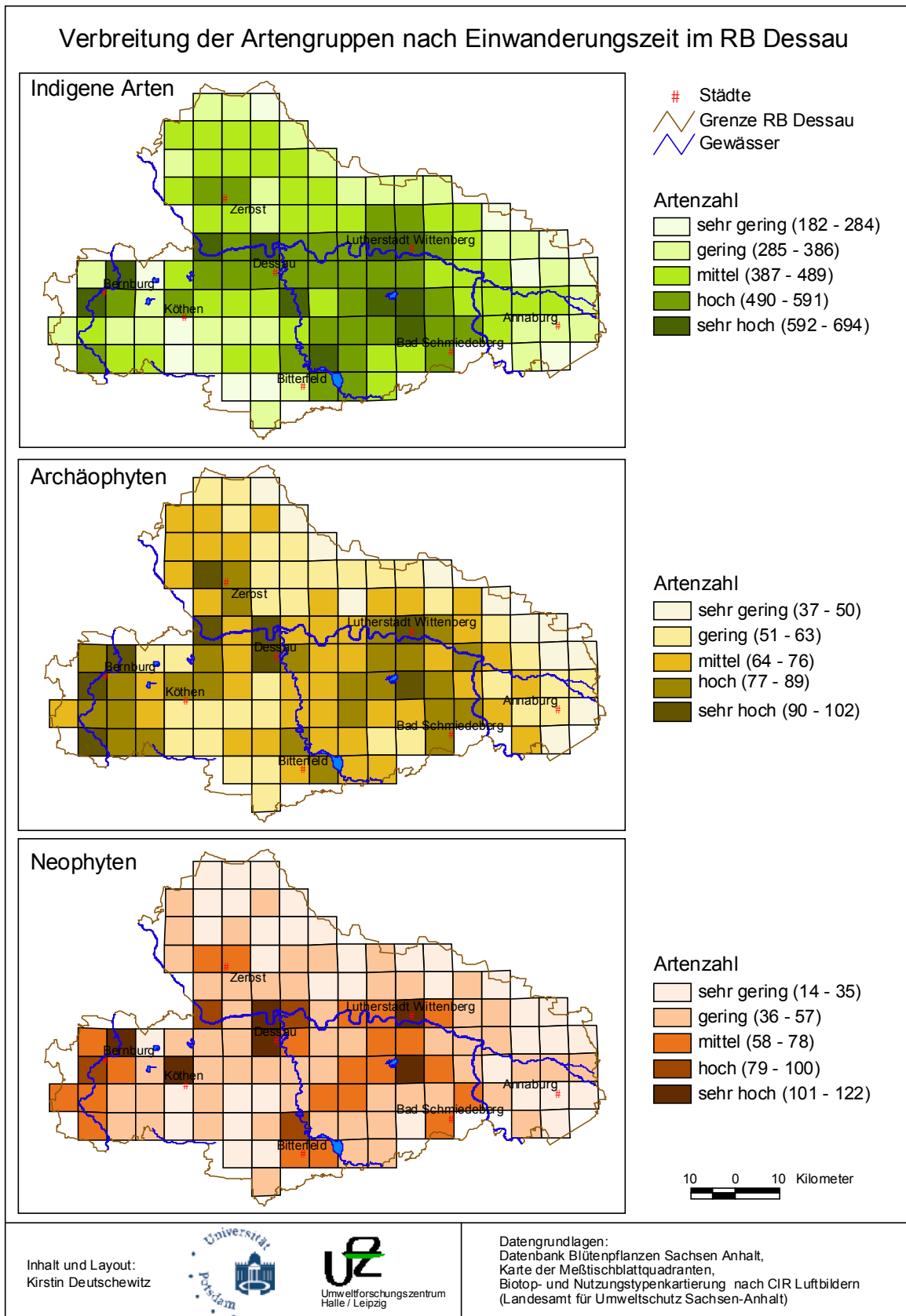


Bild 10: Darstellung der räumlichen Verbreitung der Artengruppen nach Einwanderungszeit im Regierungsbezirk Dessau

4.1.2 Quadrantenbelegung der Arten als Ausdruck der Artstetigkeit

Betrachtet man die einzelnen Arten hinsichtlich ihrer Quadrantenbelegung, so unterscheiden sich die Artengruppen deutlich (Quadrantenbelegungen für Einzelarten sind in der Artenliste im Anhang in Tabelle 24 und Tabelle 25 aufgeführt). So belegt ein Archäophyt durchschnittlich 61 MTBQ der 125 im Untersuchungsgebiet vorhandenen MTBQ (siehe Bild 11). Dies entspricht einer prozentualen Quadrantenbelegung von 48%. Dies drückt eine mittlere Häufigkeit/Stetigkeit der Arten dieser Gruppe aus. Die indigenen Arten belegen im Schnitt nur 44 Quadranten (35%) und die Neophyten sogar nur 21 Quadranten (16%).

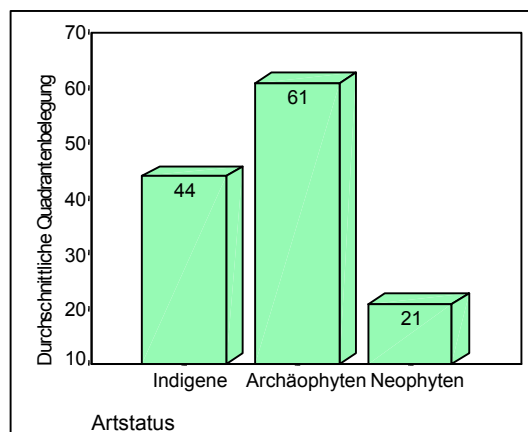


Bild 11: Durchschnittliche Quadrantenbelegung der Arten in drei Artengruppen

Diese Werte deuten darauf hin, dass es unter den indigenen Arten und den Neophyten viele Arten gibt, die nur in sehr wenigen Quadranten vorkommen und als im Untersuchungsgebiet selten eingestuft werden können. Dies bestätigt sich, wenn man die Arten nach ihrer Quadrantenbelegung in 5 Stetigkeitsklassen unterteilt und den prozentualen Anteil der Stetigkeitsgruppen an der Gesamtartenzahl der drei Artengruppen betrachtet (siehe Bild 12).

Der niedrige Mittelwert der Quadrantenbelegung von nur 44 Quadranten bei den indigenen Arten rührt daher, dass 45% (über 550 Arten der 1253 indigenen Arten im Gebiet) nur in 1 bis 25 Quadranten (d.h. 1% bis 20% der 125 MTBQ) vorkommen und noch einmal 18% (über 200 Arten) nur in 26 bis 50 Quadranten (21% bis 40% der 125 MTBQ) (siehe Bild 12). Damit überwiegen bei den indigenen Arten sehr seltene und seltene Arten im Untersuchungsgebiet (von den Artenzahlen her). Nur 14% der indigenen Arten (etwa 200 Arten) kommen in mehr als 100 Quadranten vor und sind damit zu den häufigen Arten zu zählen. Die restlichen Arten liegen zwischen diesen beiden Extrema.

Bei den Archäophyten werden zwei Schwerpunkte deutlich. 35% der Archäophyten (etwa 50 Arten der 141 Archäophyten) sind in nur 1 bis 25 Quadranten vorhanden. Weitere 31% der Archäophyten kommen in mehr als 100 Quadranten vor und sind damit als sehr häufige Arten einzustufen. Demnach gibt es einen etwa gleichen Anteil seltener und stetiger Arten unter den Archäophyten im UG.

Besonders auffällig ist die Ungleichverteilung der Artstetigkeit bei den Neophyten. 76% der Arten (über 200 Arten der 291 Neophyten) kommen in nur 1 bis 25 Quadranten vor und sind daher als sehr seltene Arten zu bezeichnen. Verschwindend gering ist dagegen mit 5% der

Arten (14 Arten) die Anzahl der stetigen Neophyten, die in mehr als 100 Quadranten auftreten.

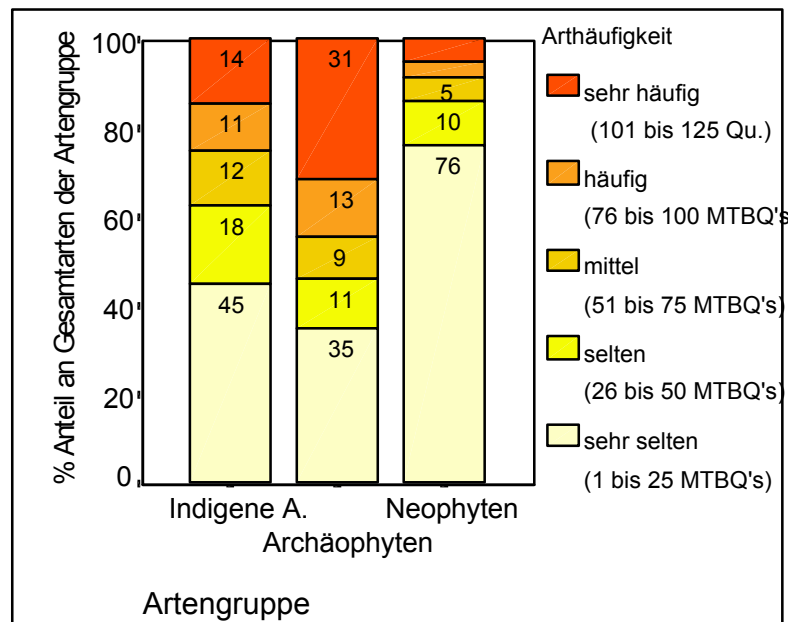


Bild 12: Quadrantenbelegung als Ausdruck der Artstetigkeit bzw. Arthäufigkeit nach Artengruppen (Prozentuale Artanteile an Gesamtarten der Artengruppe)

Zusammenfassend kann man sagen, dass die seltenen Arten überwiegen und es relativ wenig häufige/stetige Arten gibt. Nimmt man die drei Artengruppen zusammen, so stehen etwa 840 seltene Arten (50%) mit einer Quadrantenbelegung von 1 bis 25 einer Zahl von nur etwa 240 häufigen/stetigen Arten (14%) mit einer Quadrantenbelegung von mehr als 100 Quadranten gegenüber. Die restlichen 600 Arten (35%) liegen in der Quadrantenbelegung zwischen diesen beiden Extrema.

Verwendet man die obige Einteilung nach Artstetigkeit und berechnet die Artenzahlen pro Quadrant (Bild 13), erhält man ein Bild über die Uniformierung der Artenzusammensetzung (siehe Methodik, Kapitel 3.6.1). Die indigenen Arten sind im Schnitt mit 40% weit verbreiteten Arten pro Quadrant vertreten, die Archäophyten mit 62% und die Neophyten mit 30% Arten. Für die Gesamtarten im Untersuchungsgebiet heißt das, dass im Durchschnitt pro Quadrant etwas mehr als 200 (etwa 40%) sehr häufige Arten („Allerweltsarten“) vorkommen. Dagegen kommen im Schnitt nur 41 seltene Arten (7%) pro Quadrant vor. Auf Quadrantenebene dominieren demzufolge mäßig häufige bis sehr häufige Arten. Nur bei den Neophyten ist der Anteil seltener Arten auch auf Quadrantenebene relativ hoch (siehe Bild 13).

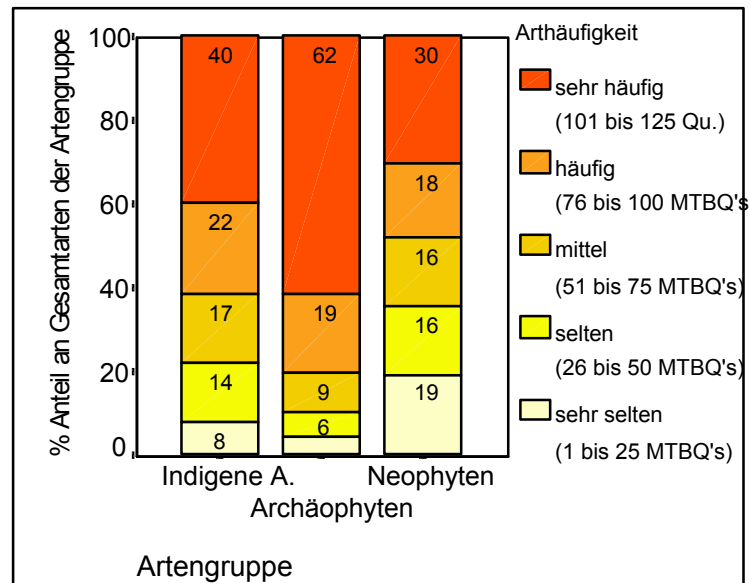


Bild 13: Prozentualer Anteil an den Gesamtarten der Artengruppe pro Quadrant in fünf Häufigkeitsstufen

4.1.3 Ökologische Zeigerwerte und Arteigenschaften der Artengruppen

Im Diagramm (Bild 14) wird deutlich, dass sich die Artengruppen hinsichtlich der **Urbanitätsstufen** deutlich unterscheiden. Die indigenen Arten beschränken sich zum größten Teil (90%) auf urbanophobe bis mäßig urbanophobe Arten (Stufe 1-2). Auch unter den Archäophyten gibt es einen großen Anteil (55%) urbanophober bis mäßig urbanophober Arten und noch einmal 36% der Archäophyten sind urbanoneutral (Stufe 3). Erst die Neophyten weisen beträchtliche Artanteile (über 50%) an mäßig urbanophilen bis urbanophilen Arten (Stufe 4-5) auf.

Bei der **Feuchtezahl** (siehe Bild 15) ist auffällig, dass alle Artengruppen ihren Schwerpunkt im Bereich der Feuchtezahl 3-5 (trockene bis frische Standorte bevorzugend) haben (30% indigene Arten, 65% Archäophyten, 49% Neophyten). Der Unterschied zwischen den Artengruppen liegt in der gleichmäßigeren Verteilung der indigenen Arten über die verschiedenen Feuchtegradienten. Bei den Archäophyten fehlen Arten, die auf feuchten und nassen Böden vorkommen nahezu völlig. Auch die Neophyten sind in den Extrembereichen nur mit sehr geringen Artenzahlen vertreten. Hinsichtlich der **Temperaturzahl** sind fast 40% der indigenen Arten Mäßigwärmezeiger (Stufe 5), fast 50% der Archäophyten liegen im Übergangsbereich zwischen Mäßigwärmezeigern und Wärmezeigern (Stufe 6) und die Neophyten verteilen sich mit je etwa 25% der Arten zwischen den Stufen 6 und 8 (Wärmezeiger bis Übergang zu extremen Wärmezeigern).

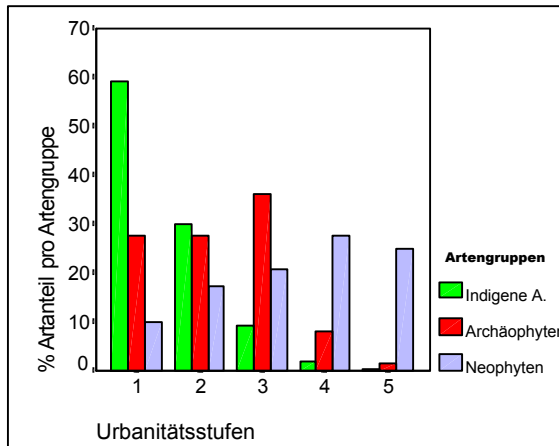


Bild 14: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Urbanitätsstufen: 1 urbanophob, 2 mäßig urbanophob, 3 urbanoneutral, 4 mäßig urbanophil, 5 urbanophil

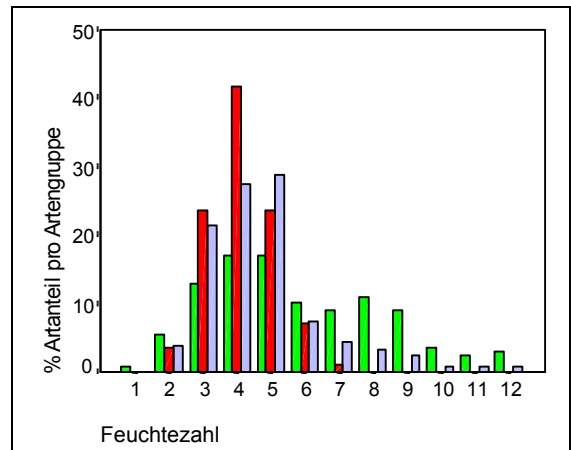


Bild 15: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Feuchtezahlen: 1 Starktrocknisz., 3 Trocknisz., 5 Frischez., 7 Feuchtez., 9 Nässez., 11 Wasserpflanze, 12 Unterwasserpflanze; 2, 4, 6, 8, 10 Übergangsstufen

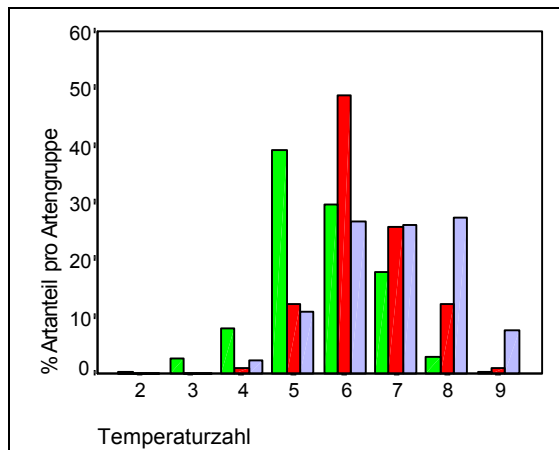


Bild 16: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Temperaturzahlen: 1 Kältezeiger, 3 Kühlezeiger, 5 Mäßigwärmezeiger, 7 Wärmezeiger, 9 extremer Wärmezeiger

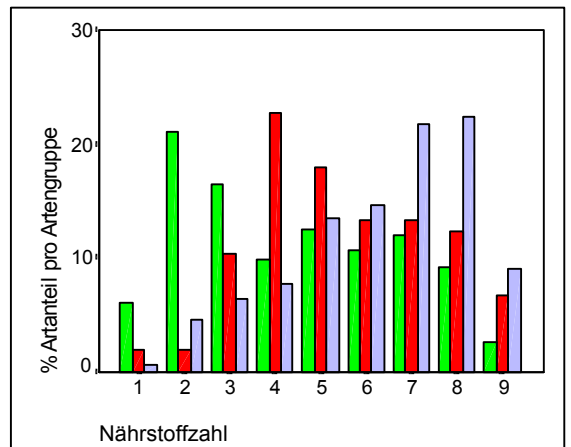


Bild 17: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Nährstoffzahlen: 1 nährstoffärmste Standorte., 3 nährstoffarme St., 5 mäßig nährstoffreiche St., 7 nährstoffreiche St., 8 Stickstoffzeiger, 9 übermäßig nährstoffreiche St.; 2, 4, 6 Übergänge

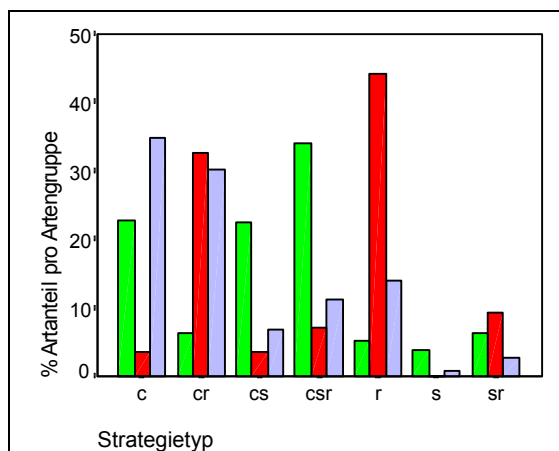


Bild 18: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Strategietypen: c = Konkurrenz, cr = Konkurrenz-Ruderal, cs = Konkurrenz-Stress, csr = Konkurrenz-Stress-Ruderal, r = Ruderal, s = Stress, sr = Stress-Ruderal-Strategen

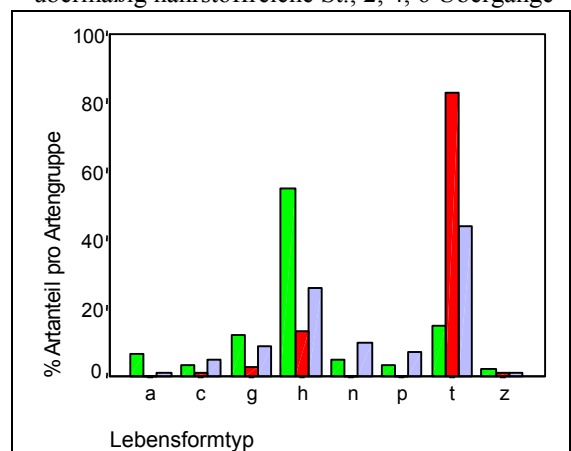


Bild 19: Prozentuale Artanteile der Artengruppen an Lebensformtypen: a = Hydrophyt, c = krautiger Chamaephyt, g = Geophyt, h = Hemikryptophyt, n = Nanophanerophyt, p = Phanerophyt, t = Therophyt, z = holziger Chamaephyt

Wie in Bild 17 erkennbar ist, gibt es eine deutliche Trennung der Artengruppen hinsichtlich der **Nährstoffzahl**. Die indigenen Arten liegen mit 43% der Arten schwerpunktmäßig im Bereich der Stufen 1-3 (nährstoffärmste bis nährstoffarme Standorte). Nur sehr wenige Arten (12%) sind ausgeprägte Stickstoffzeiger (Stufe 8) oder Arten übermäßig reicher Standorte (Stufe 9). 51% der Archäophyten kommen auf nährstoffarmen bis hin zu mäßig nährstoffreichen Standorten (Stufe 3-5) vor. Nur sehr wenige Archäophyten (4%) sind an nährstoffärmste Verhältnisse (Stufe 1-2) angepasst. Die Neophyten heben sich deutlich von den beiden anderen Artengruppen ab, da sie mit 53% der Arten im nährstoffreichen bis übermäßig nährstoffreichen Bereich (Stufe 7-9) vertreten sind. Nur 19% der Neophyten sind an nährstoffarme Verhältnisse (Stufe 1-4) angepasst.

Wie aus Bild 18 hervorgeht, verteilen sich die indigenen Arten hauptsächlich auf die **Strategietypen** Konkurrenz- (23%), Konkurrenz-Stress- (22%) und Konkurrenz-Stress-Ruderal-Strategie (34%). Archäophyten gehören hauptsächlich dem Ruderal- (44%) und dem Konkurrenz-Ruderal-Typ (33%) an. Die meisten Neophyten sind Konkurrenz- (35%) oder Konkurrenz-Ruderal-Strategen (30%).

Hinsichtlich der **Lebensformtypen** wird in Bild 19 deutlich, dass die meisten indigenen Arten (54%) Hemikryptophyten (Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche) sind. Die meisten Archäophyten (82%) und Neophyten (44%) sind dagegen Therophyten (kurzlebig, Samen als Überdauerungsform).

Zusammenfassend kann man sagen, dass sich die Artengruppen insbesondere hinsichtlich ihrer Nährstoffzahl, Urbanität, Lebensform und Strategie unterscheiden. Dabei sind die Unterschiede der beiden fremdländischen Artengruppen zu den indigenen Arten größer als zwischen den beiden fremdländischen Gruppen (Archäophyten und Neophyten). Die fremdländischen Arten haben höhere Ansprüche an Temperatur- und Nährstoffbedingungen und bevorzugen trockenere Standorte. Die Mehrzahl der fremdländischen Arten sind Therophyten und von der Strategie her Ruderalstrategen (Archäophyten) oder Konkurrenzstrategen (Neophyten). Aus diesen unterschiedlichen Einstufungen in Bezug auf ökologische Eigenschaften der Artengruppen kann vermutet werden, dass sich die Artengruppen auch hinsichtlich ihres Zusammenhanges mit Landschaftsparametern differenzieren.

4.2 Ergebnisse der Landschaftsstrukturanalyse

4.2.1 Räumliche Verteilung abiotischer Landschaftsparameter

Die abiotischen Parameter ergeben sich, wie in Kapitel 3.5.1 dargestellt, aus Mittelwerten, Diversitätswerten, Dominanzwerten und Schwankungsbreiten des jeweils untersuchten abiotischen Parameters, berechnet für jeden MTBQ. Eine Tabelle der zusammenfassenden Statistik für alle abiotischen Parameter befindet sich im Anhang (siehe Tabelle 21). Ausgewählte abiotische Parameter sind in den folgenden Abbildungen (siehe Bild 20 und Bild 21) in ihrer räumlichen Verteilung dargestellt.

Bei den Niederschlägen fällt auf, dass sie in ihren Extremwerten dem Relief des Gebietes folgen. Die meisten Niederschläge fallen auf den Höhenrücken von Fläming (N) und Dübener Heide (S). Dagegen verzeichnen die Lößgebiete um Bernburg und Köthen nur sehr geringe Niederschläge. Die Darstellung der sandigen Substrate zeigt, dass sich diese hauptsächlich in den Moränengebieten von Fläming und Dübener Heide konzentrieren. Die Substratdiversität ist in den Lößgebieten (Köthener Ackerland) sowie in den Siedlungsgebieten höher als auf den sanddominierten Höhenrücken. Die Feldkapazität der Böden ist infolge der Lößböden im Köthener Ackerland höher als in den sandreichen Gebieten. Grundwasserflurabstände von mehr als 2 m konzentrieren sich auf Gebiete außerhalb der Flussniederungen von Elbe, Saale und Mulde.

4.2.2 Anteil und Häufigkeit der Landnutzungsklassen

Die dominierende Landnutzung im Regierungsbezirk Dessau ist die Ackernutzung mit einem Flächenanteil von 46%, gefolgt von den Nadelwäldern mit 19%, den Grünlandflächen mit 9% und den Siedlungsflächen und Mischwäldern mit je 5% Flächenanteil. Obwohl viele Landnutzungen nur geringe Flächenanteile einnehmen, so treten doch 21 der 47 Biotop- und Nutzungstypen in über 100 Quadranten auf. Zu diesen häufigen Biotopen und Landnutzungen gehören z.B. Laubwälder, Hecken, Gebüsche, Baumgruppen, Streuobstwiesen, Flachmoore, kleine Stillgewässer, Sonderstandorte anthropogenen Ursprungs und Trassen der Infrastruktur wie Straßen und Wege. Sehr selten (in weniger als 20 Quadranten) sind Biotop- und Nutzungstypen wie Schlucht- und Trockenwälder, Quellbereiche und Weinanbau zu finden.

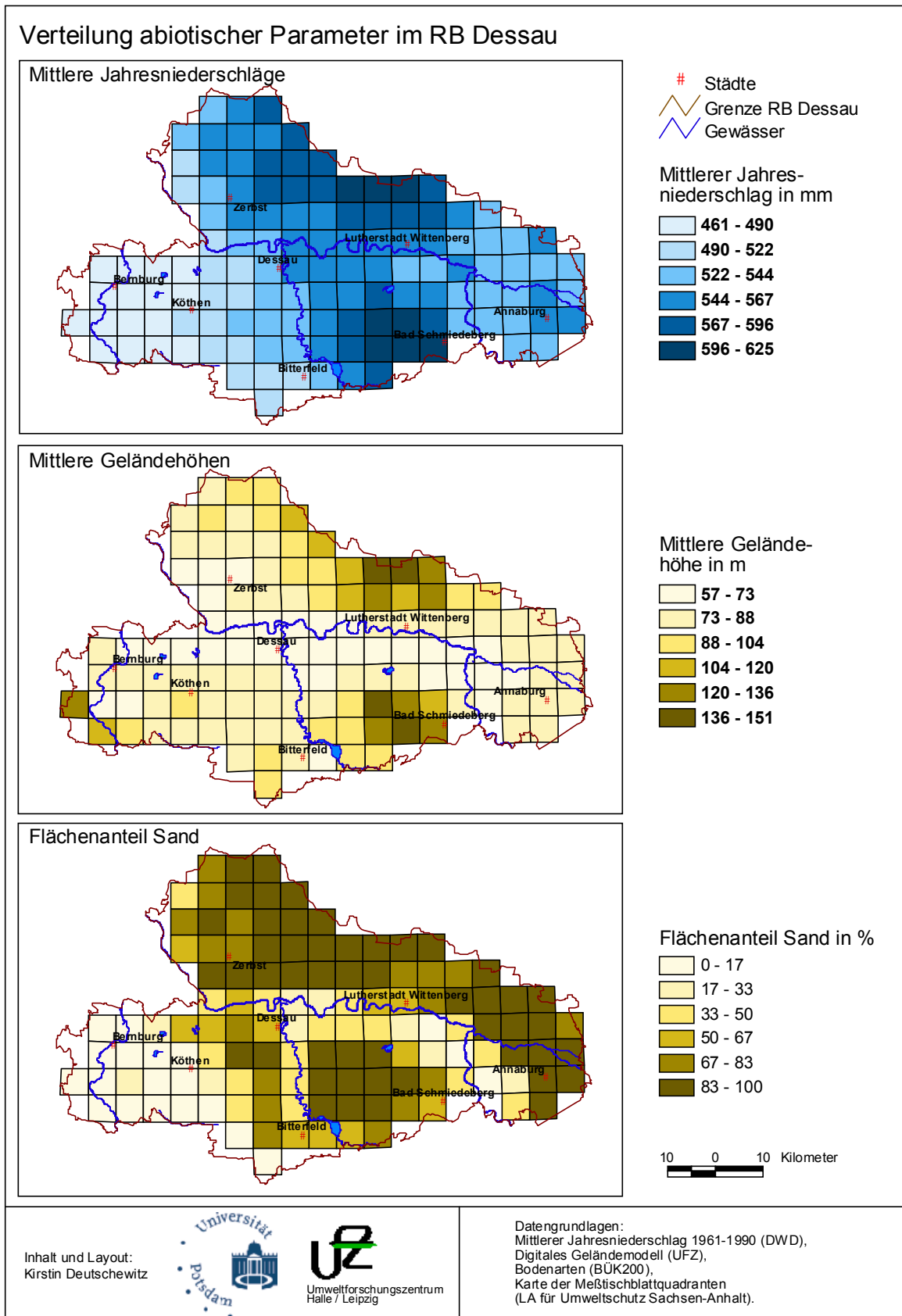


Bild 20: Räumliche Verteilung abiotischer Parameter: Mittlerer Niederschlag, Mittlere Geländehöhen, Substratdiversität

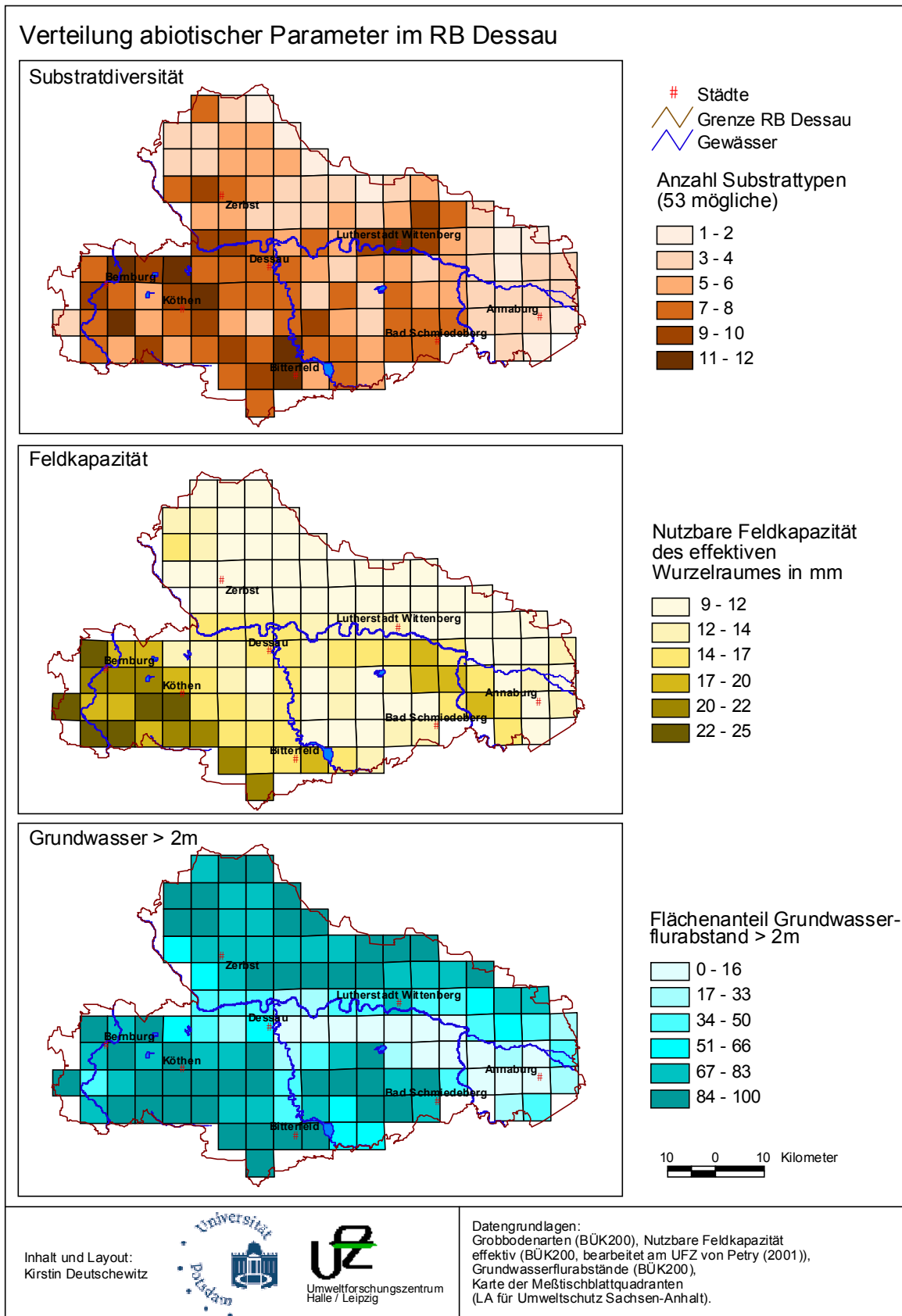


Bild 21: Räumliche Verteilung abiotischer Parameter: Flächenanteil Sand, Abweichung vom mittleren Grundwasserflurabstand, Reliefenergie

4.2.3 Landschaftsstrukturmaße in drei Beispiellandschaften

Bevor auf die Ergebnisse der Berechnung der LSM eingegangen wird, erfolgt eine Erläuterung ausgewählter LSM anhand von drei Quadranten, die typische Ausschnitte aus Natur- und Kulturräumen des Regierungsbezirkes Dessau darstellen. Bild 22 zeigt ein landwirtschaftlich dominiertes Gebiet (Köthener Ackerland), Bild 23 ein stark besiedeltes Gebiet (Lutherstadt Wittenberg) und Bild 24 eine waldgeprägte Landschaft (Dübener Heide). Als Orientierung bezüglich der Verhältnisse in den Artengruppen in diesen drei Landschaften sind neben den Werten der LSM auch die Artenzahlen in Tabelle 9 enthalten.

Tabelle 9: Ausgewählte LSM auf Landschafts- und Klassenebene für drei Beispiellandschaften

LSM	Quadrant 1 (4237-2), Köthener Ackerland	Quadrant 2 (4141-2), Lutherstadt-Wittenberg	Quadrant 3 (4241-4), Dübener Heide
Parameter auf Landschaftsebene			
Landnutzungsvielfalt (Anzahl)	27	35	28
Simpson's Diversität (SIDI)	0.4	0.9	0.7
Parameter auf Klassenebene			
%Land Siedlung (in %)	4.6	24.3	1.1
%Land Acker (in %)	79.3	9.7	15.3
%Land Grünland (in %)	1.6	22.2	9.5
%Land Wald (in %)	0.6	8.6	64.1
%Land Baumgruppen (in %)	0.4	0.7	0.1
MPS Acker (Durchschn. Größe in ha)	30.6	3.1	9.4
PD Acker (Flächenanzahl / 100 ha)	2.6	3.1	1.6
ED Strassen (Kantenlänge in m/ha)	10.8	54.2	19.9
PD Siedlung (Flächenanzahl / 100 ha)	2.3	11.7	1.9
MPI Gesamtwald (dimensionslos)	199.9	989.7	6458.2
MPI Mischwald (dimensionslos)	0.0	125.9	162.7
Artenzahlen			
Indigene Arten	371	686	594
Archäophyten	75	101	75
Neophyten	47	102	56

Die in Tabelle 9 aufgeführten Parameter auf Landschaftsebene umfassen die Landnutzungsvielfalt und den Simpson's Diversitätsindex. Die Landnutzungsvielfalt gibt die Anzahl unterschiedlicher Landnutzungen eines Quadranten wieder. In den land- und forstwirtschaftlich dominierten Quadranten (1 und 3) ist diese Vielfalt mit 27 bzw. 28 unterschiedlichen Landnutzungen deutlich geringer als mit 35 Landnutzungen im Quadranten von Lutherstadt Wittenberg (2). Auch der Simpson's Diversitätsindex ist im Quadranten 2 mit 0,9 der höchste in den drei Testgebieten, was das Vorhandensein vieler Biotoptypen gleichmäßiger Flächenanteile widerspiegelt. Obwohl die Anzahl der Landnutzungen im walddreichen Quadranten 3 vergleichsweise gering war, ist der Simpson's Diversitätsindex mit 0,7 relativ hoch. Dies spricht für eine gleichmäßige Verteilung der Flächenanteile zwischen den wenigen Landnutzungsklassen. Diese Flächenverteilung scheint im landwirtschaftlich dominierten Quadranten 1 ungleichmäßiger zu sein, da SIDI nur einen Wert von 0,4 annimmt.

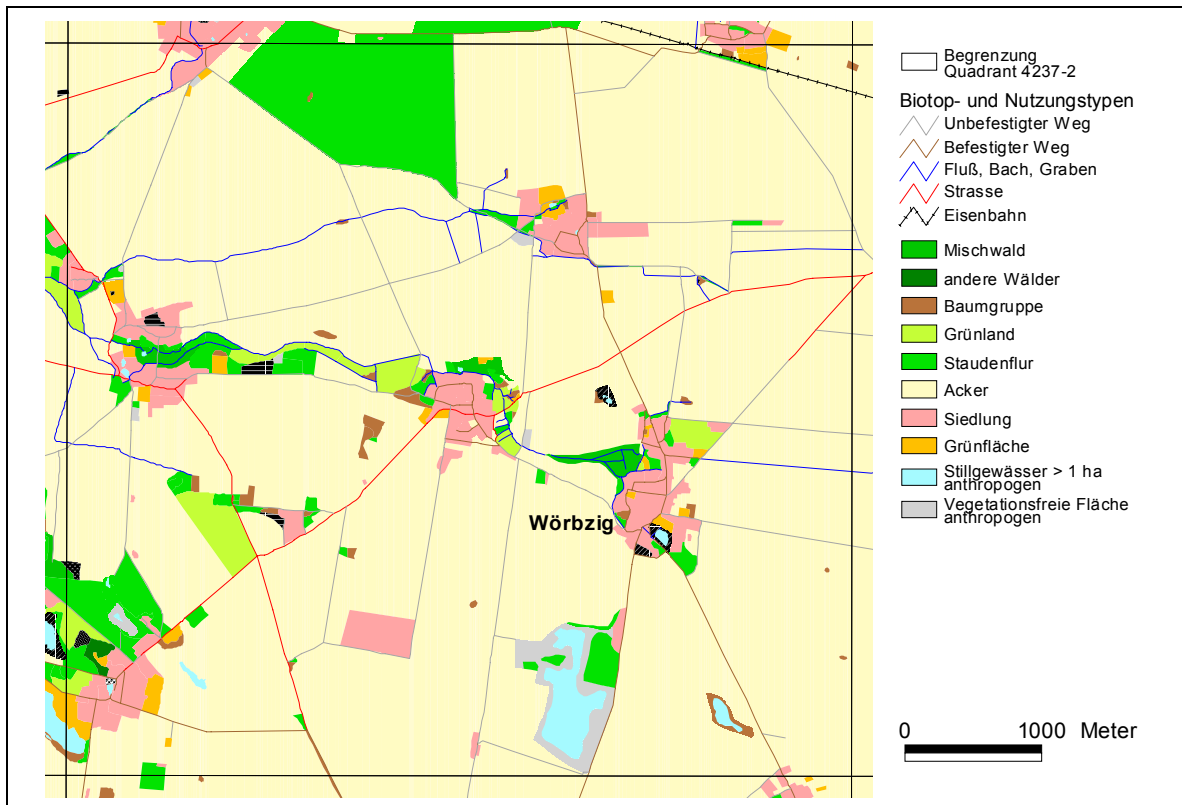


Bild 22: Landnutzung im Köthener Ackerland, Quadrant 1 (Q1)

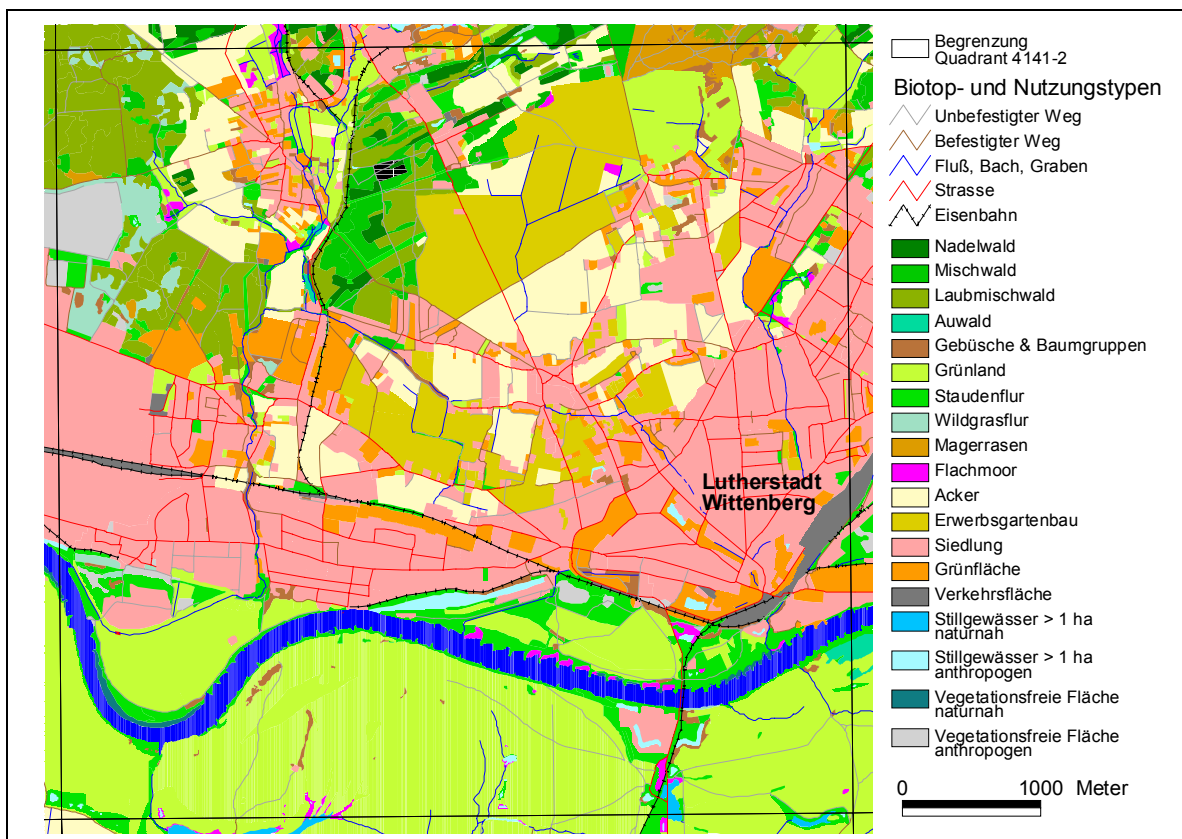


Bild 23: Landnutzung um Lutherstadt Wittenberg, Quadrant 2 (Q2)

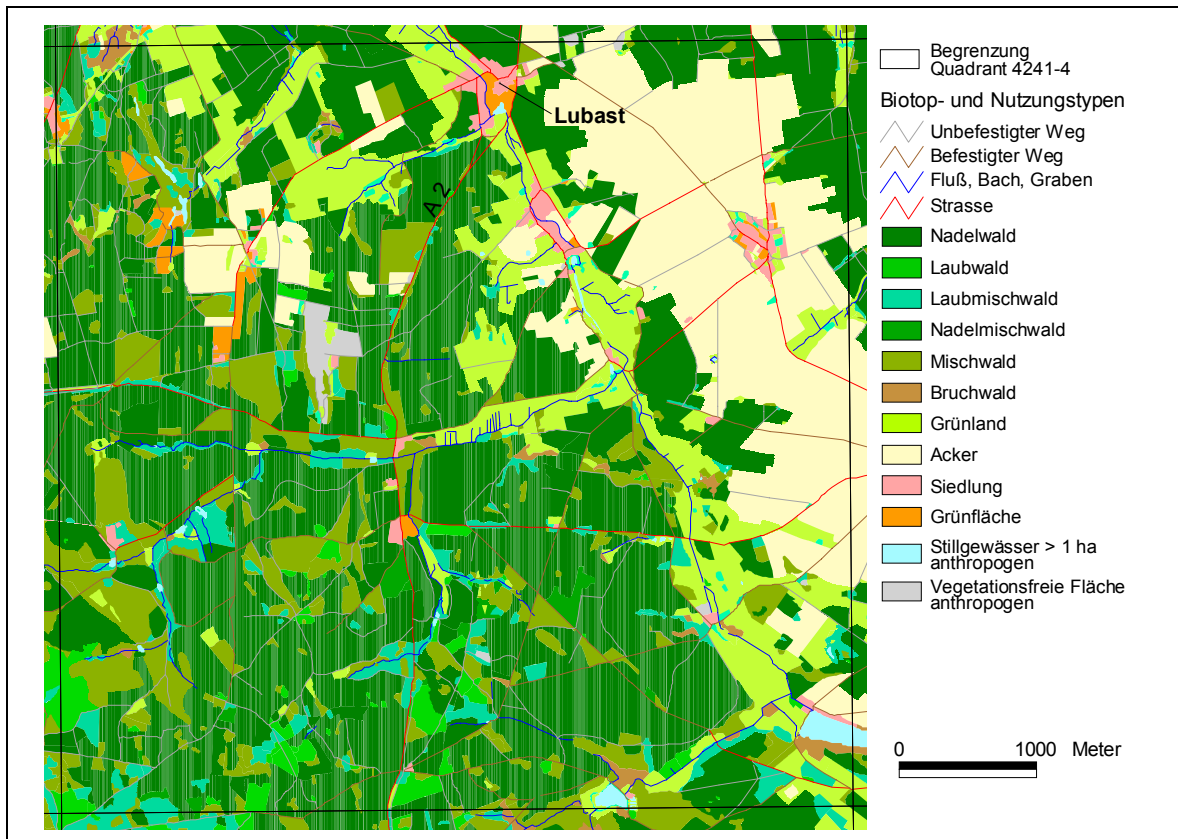


Bild 24: Landnutzung in der Dübener Heide, Quadrant 3 (Q3)

Die in Tabelle 9 enthaltenen Landschaftsstrukturparameter auf Klassenebene spiegeln zunächst die hauptsächlichen Landnutzungen wieder. Im Q1 (Köthener Ackerland) dominiert die Ackernutzung mit fast 80%. Der Q2 (Lutherstadt Wittenberg) wird durch die Lage an der Elbe neben dem hohen Siedlungsanteil (24%) auch von einem hohen Grünlandanteil (22%) geprägt. Im Q3 (Dübener Heide) dominiert der Gesamtwaldanteil mit 64% vor allen anderen Landnutzungen. Obwohl die Baumgruppen nur einen geringen Flächenanteil ausmachen, unterscheiden sich die drei Quadranten hinsichtlich dieses Parameters. Der Anteil ist im siedlungsgeprägten Q2 am größten (7%) und im walddreichen Q3 am geringsten (1%).

Der Parameter MPS (*Mean Patch Size*) für die Klasse Acker gibt die durchschnittliche Größe der Ackerflächen in Hektar an. Diese ist mit 30 ha im Köthener Ackerland (Q1) besonders hoch. Dagegen sind die Ackerflächen in der Dübener Heide (Q3) im Durchschnitt nur 9 ha groß und bei Lutherstadt-Wittenberg im Q2 nur 3 ha. Die Anzahl der Ackerflächen (PD) ist mit 3,1 Flächen pro 100 ha im Q2 höher als in Q1 mit 2,6 Ackerflächen pro 100 ha und Q3 mit 1,6 Flächen pro 100 ha. Demzufolge ist eine geringe Anzahl an Ackerflächen mit großen Ackerschlägen kombiniert (Köthener Ackerland) und kleine Ackerschläge mit einer großen Flächenanzahl (Lutherstadt Wittenberg).

Die Kantenlänge der Strassen, bezogen auf die Gesamtfläche des Quadranten, ist im stark besiedelten Q2 (Lutherstadt Wittenberg) mit durchschnittlich 54 m/ha am höchsten. Zusammenhängende und große Gesamtwaldflächen (MPI, *Mean Proximity Index*) sind insbesondere im Q3 (Dübener Heide) ausgebildet. Die Waldfragmentierung ist demzufolge gering. Der MPI-Wert für den Quadranten im Köthener Ackerland ist besonders klein, weil

die Waldbereiche nur sehr klein sind und außerdem sehr weit voneinander entfernt liegen, die Konnektivität daher sehr gering ist bzw. die Fragmentierung sehr hoch.

Die höchsten Artenzahlen in allen drei Artengruppen werden im Q2 mit 686 indigenen Arten, 101 Archäophyten und 102 Neophyten erreicht. Damit ist hier die Zahl der Neophyten doppelt so hoch wie in den agrar- und waldgeprägten Q1 und Q3. Die Zahl der Archäophyten ist mit 75 Arten in den agrar- und waldgeprägten Quadranten (1 und 3) gleich. Auffallend gering ist die Zahl der indigenen Arten mit nur 371 im Q1 (Köthener Ackerlandes).

4.2.4 Räumliche Verteilung der Landschaftsstrukturmaße

Die räumliche Verteilung ausgewählter LSM im Untersuchungsgebiet ist in den folgenden Karten (siehe Bild 25, Bild 26 und Bild 27) dargestellt. Eine Tabelle der deskriptiven statistischen Werte, der in den detaillierten Vorhersagen im Kapitel 2.2.3 ausgewählten LSM, befindet sich im Anhang (siehe Tabelle 22).

Bild 25 enthält Parameter, die auf Ebene der Landschaft gemessen wurden. Geringe Werte in den Kantenlängen der patches aller Biotop- und Landnutzungen (Karte *Kantenlängen*) sind mit 74 bis 118 m/ha insbesondere im Köthener Ackerland häufig, hohe Werte über 200 m/ha treten dagegen vor allem im Bitterfelder Raum und in der Dübener Heide sowie in Teilen des Fläming und um Lutherstadt Wittenberg auf. Eine niedrige Anzahl an Biotop- und Nutzungstypen (Karte *Landnutzungsvielfalt*) findet sich mit 20 Typen im Köthener Ackerland, eine hohe mit mehr als 30 Typen dagegen entlang der Flüsse sowie in Übergangsbereichen von der Flussebene zu den Höhenrücken. Die Karte des *Simpson's Diversitätsindex* weist besonders hohe Werte im Raum Bitterfeld, entlang der Mulde, der Elbe ab Wittenberg und nach Norden in Gebieten des Fläming auf.

In Bild 26 sind drei LSM am Beispiel der Klasse Ackerland aufgezeigt. Die drei Karten geben die Flächenanteile, -größen und -anzahlen der Ackerflächen pro Quadrant an. Der Flächenanteil von Ackerland ist insbesondere auf den ertragreichen Böden mit 70% sehr hoch, also konträr zur Verbreitung der Sandflächen (vergleiche Bild 20). Auffallend große Ackerflächen von mehr als 30 ha befinden sich vor allem in den intensiven Agrargebieten um Köthen, Bernburg und NW Zerbst. Ein anderes Bild zeigt der Parameter Ackerflächenzahl. Ein kleinteiliges Mosaik von mehr als 4 Ackerflächen pro 100 ha ist vor allem auf Sandstandorten nördlich Wittenberg und entlang der Flussauen ausgebildet.

Weitere Parameter auf Ebene der Landnutzungsklassen zeigt Bild 27. Die Kantenlänge von Straßen, als Maß für die Länge von linienhaften Elementen, ist erwartungsgemäß im Bereich der Siedlungsgebiete mit Werten über 20 m je ha auffallend hoch. Die Flächenanzahl von Siedlungsflächen, als Maß für ein kleinteiliges Siedlungsmosaik, ist mit Werten über 6 Flächen pro 100 ha besonders in den Bereichen Zerbst, Wittenberg, Bitterfeld und in Randbereichen der Dübener Heide ausgeprägt. Die 3. Karte zeigt die Konnektivität von Mischwaldflächen. Niedrige Werte, die einer geringen Konnektivität oder hohen Fragmentierung bzw. einem Fehlen von Wald entsprechen, finden sich insbesondere in den intensiven Agrargebieten des Köthener Ackerlandes. Dagegen gibt es im Fläming und der Dübener Heide zusammenhängende Mischwaldbereiche.

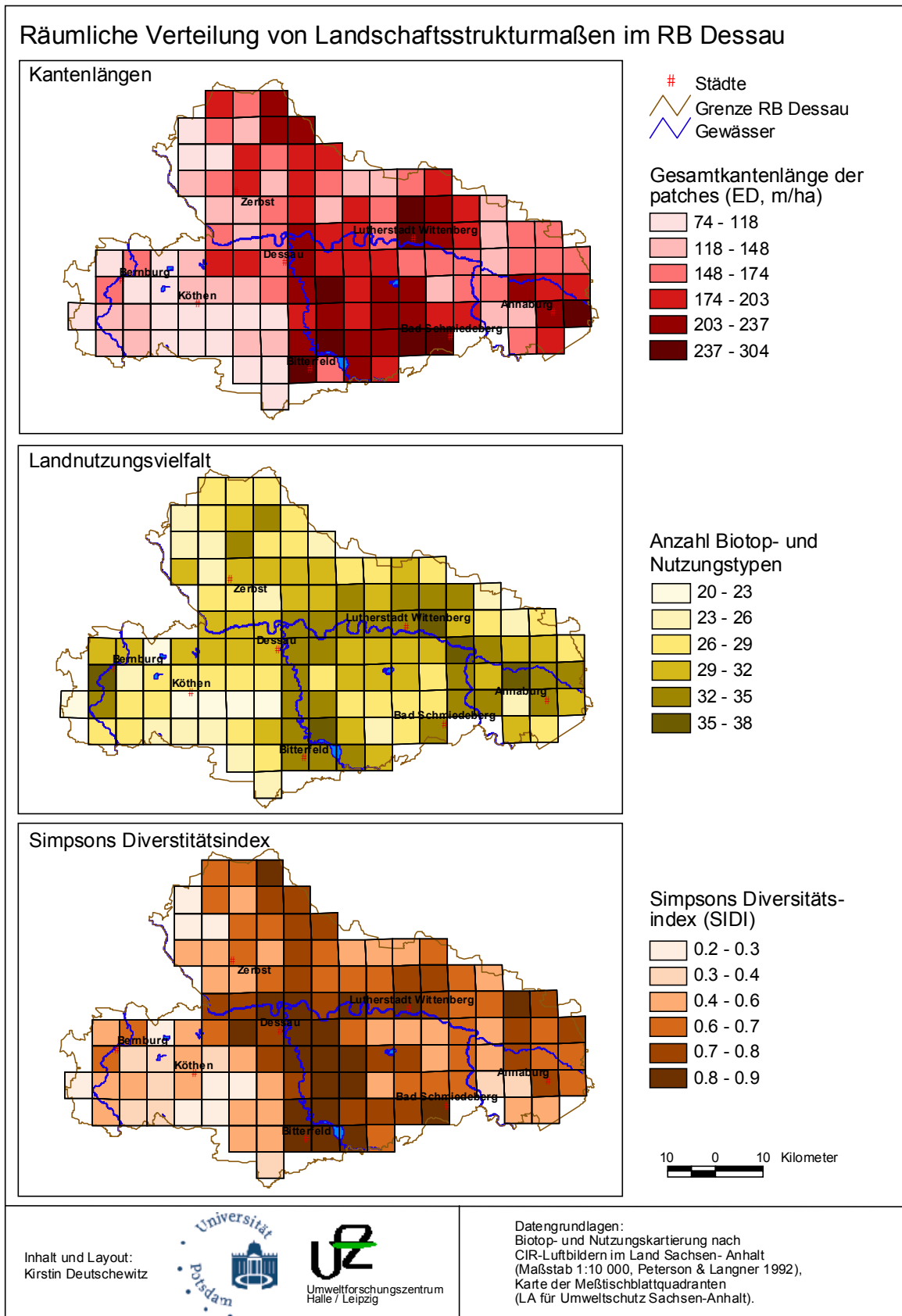


Bild 25: Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Kantenlängen, Landnutzungsvielfalt, Simpsons Diversitätsindex

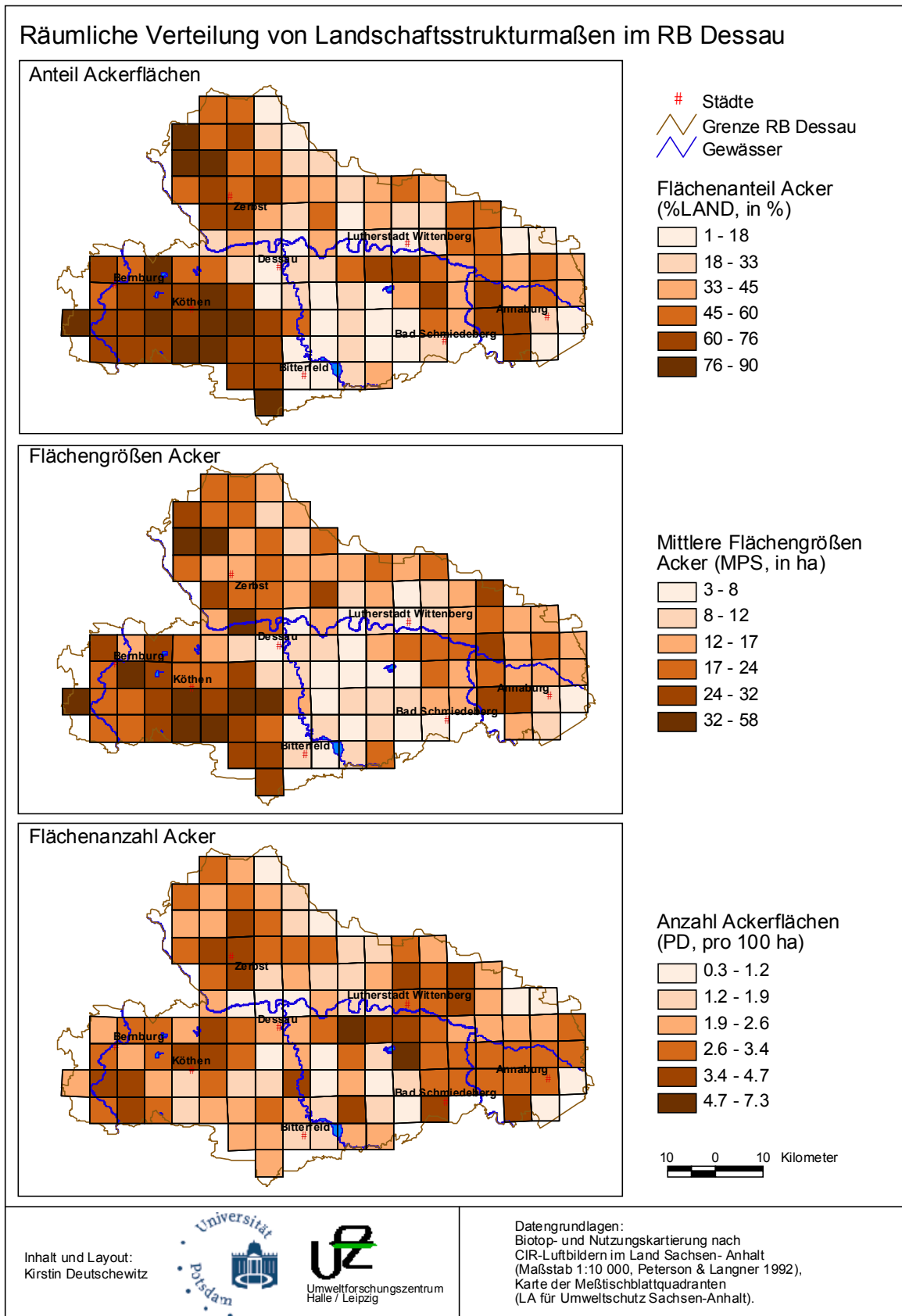


Bild 26: Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Anteil, Größe und Anzahl von Ackerflächen

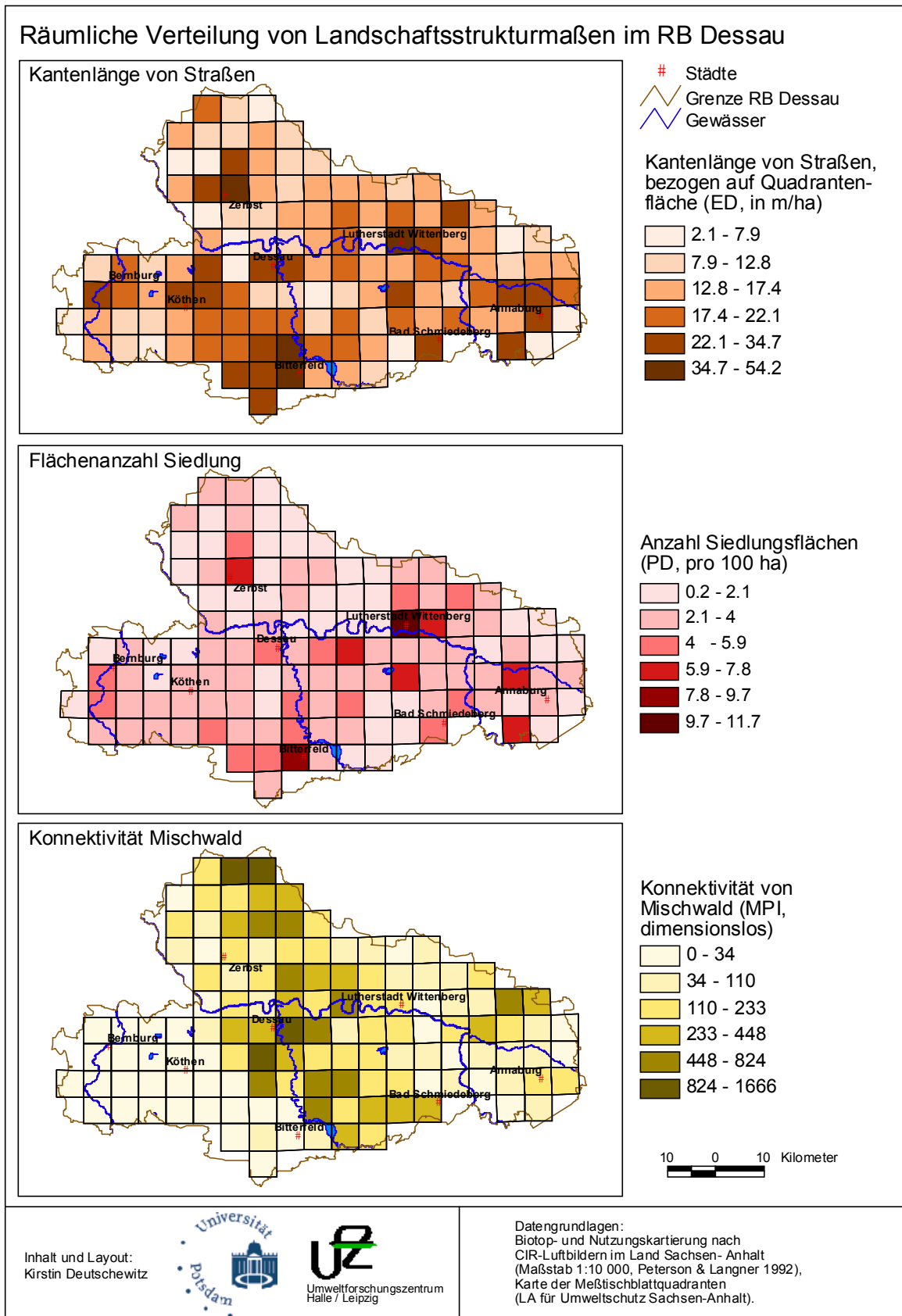


Bild 27: Räumliche Verteilung von Landschaftsstrukturmaßen: Kantenlänge von Straßen, Flächenanzahl von Siedlungen, Konnektivität von Mischwald

4.3 Statistische Analyse der Artengruppen in Beziehung zu Landschaftsstrukturen

4.3.1 Pearson-Korrelation der Artengruppen mit Landschaftsstrukturparametern

In die Korrelationsanalyse wurden alle im Kapitel 2.2.3 aufgeführten Landschaftsparameter einbezogen. In der Pearson-Korrelation der Artengruppen mit den LSM (siehe Tabelle 10) fallen die im folgenden aufgeführten LSM durch positive oder negative Korrelationskoeffizienten besonders auf (Pearson-Korrelationskoeffizienten in Klammern):

Indigene Arten

- ⇒ Positive Korrelation mit: Landnutzungsvielfalt (0,54), Flächenanteil von Auwald (0,43), Substratvielfalt (0,46), Simpsons Diversitätsindex (0,44), Flächenanteil von Siedlungen (0,40)
- ⇒ Negative Korrelation mit: mittlerer Größe von Ackerflächen (-0,49), mittlerer Größe der patches in der Landschaft (-0,44), Flächenanteil von Ackerflächen (-0,34), Anteil hoher Grundwasserflurabstände (-0,32)
- ⇒ Keine Korrelation mit: Klimatischer Wasserbilanz (0,01), Nutzbarer Feldkapazität (0,02), Flächenanteil Nadelwald (-0,08)

Archäophyten

- ⇒ Positive Korrelation mit: Flächenanteil von Siedlungen (0,59) und Grünflächen (0,54), Anzahl an Ackerflächen (0,41), Substratvielfalt (0,58)
- ⇒ Negative Korrelation mit: Flächenanteil von Sandboden (-0,50), Flächenanteil von Nadelwäldern (-0,49), Anzahl an Heideflächen (-0,39)
- ⇒ Keine Korrelation mit: Flächenanteil von Ackerflächen (0,14), mittlerer Größe von Ackerflächen (-0,11), Simpsons Diversitätsindex (-0,02)

Neophyten

- ⇒ Positive Korrelation mit: Flächenanteil von Siedlungen (0,70), Flächenanteil von Grünflächen (0,66) und Verkehrsflächen (0,59), mittlerer Größe von Siedlungen (0,55), Kantenlänge von Eisenbahnstrecken (0,43), Substratvielfalt (0,57) Flächenanteil von Fließgewässern (0,47)
- ⇒ Negative Korrelation mit: Flächenanteil von Sandböden (-0,44), Flächenanteil von Nadelwäldern (-0,39), Anzahl an Heideflächen (-0,33)
- ⇒ Keine Korrelation mit: Flächenanteil von Acker (-0,12), Mittlerer Größe der patches (-0,14), Anzahl an Trockenrasenflächen (-0,09).

Tabelle 10: Pearson-Korrelation der LSM mit den Artenzahlen der drei untersuchten Artengruppen (Pearson Korrelationskoeffizienten, Signifikanzniveau 0,01 mit * gekennzeichnet)

Landschaftsparameter			Korrelationskoeffizienten mit Artengruppen		
Nr.	Abkürzung	Beschreibung	indigene A.	Archäoph.	Neophyten
1	%La_Sied	Flächenanteil Siedlung	0.40*	0.59*	0.70*
2	%La_Grünfl	Flächenanteil Grünfläche	0.39**	0.54*	0.66*
3	%La_Acker	Flächenanteil Acker	-0.34*	0.14	-0.12
4	%La_Verk	Flächenanteil Verkehrsfläche	0.35*	0.44*	0.59*
5	%La_Sonder	Flächenanteil Sonderstandorte	0.18	0.17	0.22
6	%La_Grünland	Flächenanteil Grünland	0.40*	0.21	0.28*
7	ED_Strass	Kantenlänge von Strassen	0.25*	0.36*	0.42*
8	ED_Eisenb	Kantenlänge von Eisenbahnstrecken	0.23*	0.36*	0.43*
9	PD_Staudenf	Anzahl Staudenfluren	0.45*	0.26*	0.37*
10	MPS_Sied	Mittlere Größe von Siedlungen	0.31*	0.44*	0.55*
11	MPS_Grünfl	Mittlere Größe von Grünflächen	0.35*	0.46*	0.59*
12	PD_Sied	Anzahl Siedlungsflächen	0.32*	0.45*	0.48*
13	MPI_Mischw	Konnektivität Mischwald	0.14	-0.25*	-0.15
14	MPI_Gesamtw	Konnektivität Gesamtwald	0.07	-0.28*	-0.17
15	Lanu_Vielf	Anzahl Landnutzungen	0.53*	0.26*	0.39*
16	SIDI	Simpson's Diversitätsindex	0.44*	-0.02	0.22*
17	MPS	Mittlere Größe der patches in der Landschaft	-0.44*	0.02	-0.14
18	ED	Durchschnittliche Kantenlängen der patches	0.42*	-0.04	0.14
19	PD_Acker	Anzahl Ackerflächen	0.22	0.41*	0.24*
20	MPS_Acker	Mittlere Größe von Ackerflächen	-0.49*	-0.11	-0.27*
21	%La_Gebüsch	Flächenanteil Gebüsch	0.33*	0.51*	0.51*
22	%La_Baumgr	Flächenanteil Baumgruppen	0.51*	0.61*	0.62*
23	ED_SG <1ha	Kantenlänge von Stillgewässern < 1ha	0.35*	0.19	0.26*
24	ED_SG >1ha	Kantenlänge von Stillgewässern > 1ha	0.31*	0.24*	0.29*
25	%La_Nadelw	Flächenanteil Nadelwald	-0.08	-0.49*	-0.39*
26	Mn_NS	Mittlere Niederschläge	0.12	-0.31*	-0.21
27	Kwba	Klimatische Wasserbilanz	0.01	-0.33*	-0.31*
28	Range_DGM	Reliefenergie	0.23	0.15	0.17
29	Mn_DGM	Mittlere Geländehöhe	-0.24*	-0.35*	-0.32*
30	Substr_reich	Substratvielfalt	0.46*	0.58*	0.57*
31	%La_Sand	Anteil Sandböden	-0.17	-0.50*	-0.44*
32	Nfkeffw	Nutzbare Feldkapazität effektiv	0.02	0.41*	0.35*
33	%La_Gw2m	Anteil hoher GW-Flurabstände	-0.32*	-0.18	-0.23
34	PD_Trockr	Anzahl Trockenrasenflächen	-0.14	-0.16	-0.09
35	PD_Heide	Anzahl Heideflächen	-0.28*	-0.39*	-0.33*
36	PD_Moor	Anzahl Moorflächen	0.25*	0.17	0.17
37	%La_Auwald	Flächenanteil Auwald	0.43*	0.26*	0.42*
38	%La_FG>5m	Flächenanteil Fließgewässer	0.40*	0.34*	0.47*

Fasst man die drei Artengruppen zusammen, so zeigt sich, dass alle drei Artengruppen in Beziehung zu den meisten LSM einen gleichen Trend aufweisen (Korrelationskoeffizient signifikant positiv oder signifikant negativ oder keine signifikante Korrelation). Nur einige wenige LSM führen zu entgegengesetzten Trends in den Artengruppen.

Eine positive Korrelation der drei Artengruppen ergibt sich vor allem mit Parametern der Siedlungsbereiche, der Auenbereiche und der Landnutzungs- und Substratvielfalt. Eine negative Korrelation weisen die drei Artengruppen mit der Verbreitung von Heideflächen und ansteigender Geländehöhe auf. Keine signifikanten Korrelationen der drei Artengruppen ergeben sich mit Sonderflächen, Reliefenergie und Trockenrasenflächen. Bei den weiteren Landschaftsparametern fällt auf, dass Archäophyten und Neophyten in ihren Korrelationskoeffizienten in den meisten Fällen sehr dicht zusammenliegen, während sich die indigenen Arten oft davon unterscheiden.

4.3.2 Korrelation der Artengruppen untereinander

Betrachtet man die Korrelationen der Artengruppen untereinander (Bild 28 und Tabelle 11), so fällt auf, dass diese sehr hoch sind, sogar höher als die Korrelationen mit den Landschaftsparametern. Die Unterschiede in den Verbreitungsmustern zwischen den Artengruppen sind demzufolge nicht sehr ausgeprägt. Am stärksten ähneln sich die Verbreitungsmuster der beiden fremdländischen Artengruppen Neophyten und Archäophyten mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,83. Aber auch die indigenen Arten sind mit 0,76 und 0,74 sehr hoch mit den Neophyten und Archäophyten korreliert.

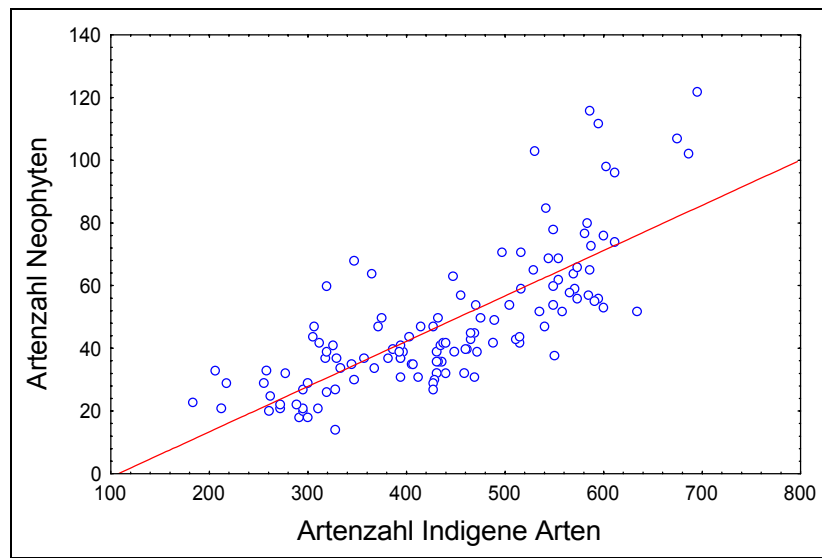


Bild 28: Korrelation der Artengruppen: Neophyten zu indigenen Arten

Tabelle 11: Korrelationsmatrix der Artengruppen nach Einwanderungszeit (Signifikanzniveau 0,01 unterstrichen)

	<u>Archäophyten</u>	<u>Neophyten</u>	<u>indigene Arten</u>
<u>Archäophyten</u>	1		
<u>Neophyten</u>	0.83	1	
<u>indigene Arten</u>	0.74	0.76	1

4.3.3 Aufdecken hoher Korrelationen zwischen Landschaftsstrukturmaßen

Um dem im Kapitel 3.6.2 angesprochenen Problem der Multikollinearität zu begegnen, wurde die Korrelationsmatrix (siehe Tabelle 23 im Anhang) auf hoch korrelierende Landschaftsparameter untersucht. Als Grenzwert für eine hohe Korrelation wurde der Korrelationskoeffizient $> 0,8$ gewählt. Von zwei hoch korrelierenden Landschaftsparametern wurde jeweils nur einer beibehalten. Bei der Entscheidung, welcher Parameter beibehalten wird, wurden Maße auf Klassenebene wegen ihrer eindeutigeren Interpretierbarkeit den Maßen auf Landschaftsebene (Simpson's Diversitätsindex, Durchschnittliche Kantenlängen der patches, Mittlere Größe der patches in der Landschaft) vorgezogen. Bei den abiotischen Landschaftsparametern wurden die Parameter bevorzugt, die sich auf reine Messwerte beziehen (Mittlere Niederschläge, Anteil Sandböden). Ein weiteres Auswahlkriterium war die Normalverteilung. Im Ergebnis wurden von der weiteren statistischen Analyse ausgeschlossen: Flächenanteil Grünflächen, Flächenanteil Verkehrsflächen, Simpson's Diversitätsindex, Durchschnittliche

Kantenlängen der patches, Mittlere Größe der patches in der Landschaft, Kantenlänge von Strassen, Konnektivität Gesamtwald, Klimatische Wasserbilanz und effektiv nutzbare Feldkapazität.

4.3.4 Hauptkomponentenanalyse der Landschaftsparameter

Die Hauptkomponentenanalyse (Methodik siehe Kapitel 3.6.3) mit den ausgewählten LSM ergab acht Hauptkomponenten (HK). Diese erklären über 80% der Varianz zwischen den 29 LSM (siehe Tabelle 12), d.h., dass etwa 23 LSM mit hohen Ladungen ($> 0,7$) in die Analyse einfließen (ablesbar aus kumulierten Eigenwerten). Dabei nimmt der Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz von HK 1 mit 28% auf 3% der HK 8 ab.

Tabelle 12: Hauptkomponentenanalyse: Eigenwerte und Varianzanteile

Hauptkomponenten	Eigenwerte	kumul. Eigenw.	% Gesamtvarianz	kumul. Gesamtvarianz %
1	8.04	8.04	27.73	27.73
2	4.62	12.66	15.93	43.65
3	2.93	15.59	10.12	53.77
4	2.33	17.92	8.03	61.80
5	1.89	19.82	6.53	68.33
6	1.41	21.22	4.85	73.18
7	1.16	22.38	3.99	77.17
8	0.83	23.21	2.88	80.05

Die Ladungen der LSM in den Hauptkomponenten sind in Tabelle 13 dargestellt. Die jeweils höchste Ladung des Landschaftsparameters wurde hervorgehoben.

Tabelle 13: Hauptkomponentenanalyse: Ladungen der Landschaftsparameter (höchste Ladungen hervorgehoben)

Landschaftsparameter	Hauptkomponenten							
	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6	HK 7	HK 8
1 Flächenanteil Siedlung	-0.09	0.07	0.88	0.32	0.08	-0.07	-0.07	0.16
2 Flächenanteil Acker	-0.86	-0.20	-0.14	0.13	0.18	-0.16	0.13	-0.18
3 Flächenanteil ag. Sonderstandorte	0.06	-0.08	0.13	-0.03	0.03	0.03	-0.92	0.05
4 Flächenanteil Grünland	0.18	0.67	0.04	0.29	0.18	-0.26	0.22	0.08
5 Kantenlänge Eisenbahnstrecken	0.03	-0.12	0.65	0.23	0.11	-0.23	-0.29	0.33
6 Anzahl Staudenfluren	0.18	0.28	0.31	0.19	-0.13	0.03	-0.29	0.61
7 Mittlere Größe von Siedlungen	-0.05	0.22	0.88	-0.18	0.06	-0.14	-0.06	-0.04
8 Mittlere Größe von Grünflächen	-0.14	0.23	0.82	-0.09	0.00	0.06	0.00	-0.07
9 Anzahl Siedlungsflächen	-0.06	-0.09	0.40	0.74	0.05	0.02	-0.01	0.29
10 Konnektivität Mischwald	0.74	0.06	0.00	-0.25	-0.13	-0.16	0.04	-0.10
11 Anzahl Landnutzungen	0.37	0.56	0.13	0.43	-0.03	0.05	-0.21	0.28
12 Anzahl Ackerflächen	-0.30	0.04	-0.09	0.85	0.15	-0.08	0.04	-0.10
13 Mittlere Größe von Ackerflächen	-0.72	-0.25	-0.10	-0.39	0.14	-0.14	0.16	-0.17
14 Flächenanteil Gebüsch	-0.36	0.20	0.50	0.17	-0.28	0.14	-0.36	0.26
15 Flächenanteil Baumgruppen	-0.23	0.52	0.54	0.30	-0.10	0.08	-0.08	0.16
16 Kantenlänge Stillgewässer < 1ha	0.01	0.79	0.04	-0.06	0.04	-0.07	0.02	0.17
17 Kantenlänge Stillgewässer > 1ha	-0.08	0.70	-0.02	0.07	0.07	-0.19	-0.16	0.19
18 Flächenanteil Nadelwald	0.80	-0.10	-0.43	-0.10	-0.04	0.19	0.06	-0.12
19 Mittlere Niederschläge	0.77	0.02	-0.42	0.01	0.15	0.24	0.13	-0.01
20 Reliefenergie	0.14	-0.14	0.05	0.04	0.01	0.90	-0.09	-0.07
21 Mittlere Geländehöhe	0.24	-0.40	-0.36	-0.14	0.00	0.72	0.10	-0.04
22 Substratvielfalt	-0.32	0.10	0.57	0.16	0.24	0.25	0.02	0.33
23 Anteil Sandböden	0.73	-0.30	-0.34	-0.08	-0.09	-0.01	-0.06	-0.13
24 Anteil hoher GW-Flurabstände	-0.08	-0.65	0.07	-0.42	0.06	0.46	-0.02	-0.09
25 Anzahl Trockenrasenflächen	0.05	-0.07	-0.03	0.01	-0.93	0.12	0.01	-0.03

Landschaftsparameter	Hauptkomponenten							
	HK 1	HK 2	HK 3	HK 4	HK 5	HK 6	HK 7	HK 8
26 Anzahl Heideflächen	0.26	-0.11	-0.15	-0.18	-0.86	-0.18	0.01	0.01
27 Anzahl Moorflächen	-0.10	0.32	0.05	0.01	0.08	-0.15	0.04	0.83
28 Flächenanteil Auwald	0.05	0.73	0.37	-0.21	0.03	-0.02	0.10	-0.08
29 Flächenanteil Fließgewässer	-0.03	0.77	0.37	-0.16	0.03	0.05	0.08	0.06
Erklärte Varianz	4.36	4.46	4.74	2.48	1.96	2.05	1.38	1.77
Anteil Gesamtvarianz	0.15	0.15	0.16	0.09	0.07	0.07	0.05	0.06

Eine Benennung der HK erfolgt über die Betrachtung der gemeinsamen Eigenschaften der hoch ladenden Landschaftsparameter in der jeweiligen Hauptkomponente. Dabei wird zwischen positiver und negativer Ladung unterschieden (siehe Tabelle 14 und Bild 29 sowie Bild 30). Demnach ergeben sich die folgenden 8 Hauptkomponenten: (1): *Wald versus großflächige Ackernutzung*, (2): *Biotope und Landnutzungen in Flussauen*, (3): *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren*, (4): *kleinteilige Landnutzung*, (5): *wenig Magerstandorte* (negative HK), (6): *Relief*, (7): *wenig Sonderstandorte anthropogenen Ursprungs* (negative HK) sowie (8): *Moore und Staudenfluren*.

Tabelle 14: Benennung der Hauptkomponenten anhand der Ladungsschwerpunkte

HK	Ladung positiv	Ladung negativ	zusammenfassende Interpretation
HK 1	Konnektivität Mischwald, Flächenanteil Nadelwald, Mittlere Niederschläge, Anteil Sandböden	Flächenanteil Acker, Mittlere Größe von Ackerflächen	Gegenspieler Wälder und Forsten auf Sandböden zu Ackernutzung auf großen Schlägen und reichen Böden. Niederschläge korrelieren mit der Waldflächenverteilung. Wald versus großflächige Ackernutzung
HK 2	Flächenanteil Grünland, Kantenlänge Stillgewässer <1ha u. >1ha, Flächenanteil Auwald, Flächenanteil Fließgewässer, Anzahl Landnutzungen	Anteil hoher GW-Flurabstände	Fließgewässer, Auwälder, Grünland und Altarmseen stehen hohen Grundwasserflurabständen gegenüber: Biotope und Landnutzungen in Flussauen
HK 3	Flächenanteil Siedlung, Kantenlänge Eisenbahnstrecken, Mittlere Größe von Siedlungen u. Grünflächen, schwächere Ladung: Anteile an Gebüsch und Baumgruppen, Substratvielfalt		Große Siedlungsgebiete mit Konzentration von Infrastruktur, heterogenen Bodensubstraten und Gliederungselementen wie Gebüsch und Baumgruppen: Große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren
HK 4	Anzahl von Siedlungsflächen, Anzahl von Ackerflächen		Viele Siedlungs- und Ackerflächen im Gegensatz zu großen Ackerschlägen und großen Siedlungsgebieten: Kleinteilige Landnutzung und Siedlungsstruktur
HK 5		Anzahl Trockenrasenflächen, Anzahl Heideflächen	Wenig Magerstandorte
HK 6	Reliefenergie, Mittlere Geländehöhe		Relief
HK 7		Flächenanteil Sonderstandorte anthropogenen Ursprungs (ag)	Sonderstandorte wie: Halden, Deponien, Abgrabungen, Tagebau im negativen: Wenig ag. Sonderstandorte
HK 8	Anzahl Moorflächen Anzahl Staudenfluren		Moore und Staudenfluren

In den Diagrammen im Bild 29 und Bild 30 sind die ersten vier und damit die wichtigsten Hauptkomponenten grafisch aufgetragen. Auf die Darstellung aller Ladungsplots wurde aus Platzgründen verzichtet. Deutlich erkennbar und farblich hervorgehoben ist die Ansammlung hoch ladender Parameter der jeweiligen HK. Im Fall der HK 1 wird die Teilung in positiv und negativ ladende Parameter (Wald positiv, Acker negativ) im Diagramm räumlich sichtbar.

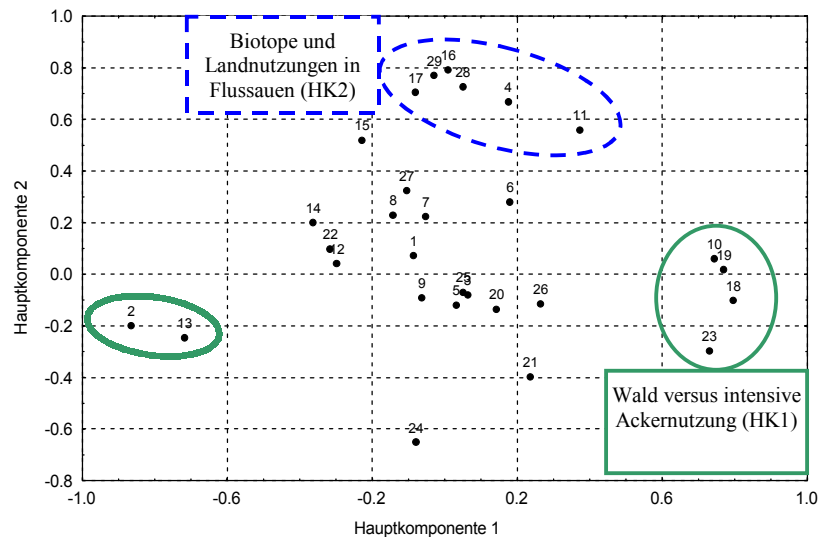


Bild 29: Ladungsplot der Hauptkomponenten 1 und 2

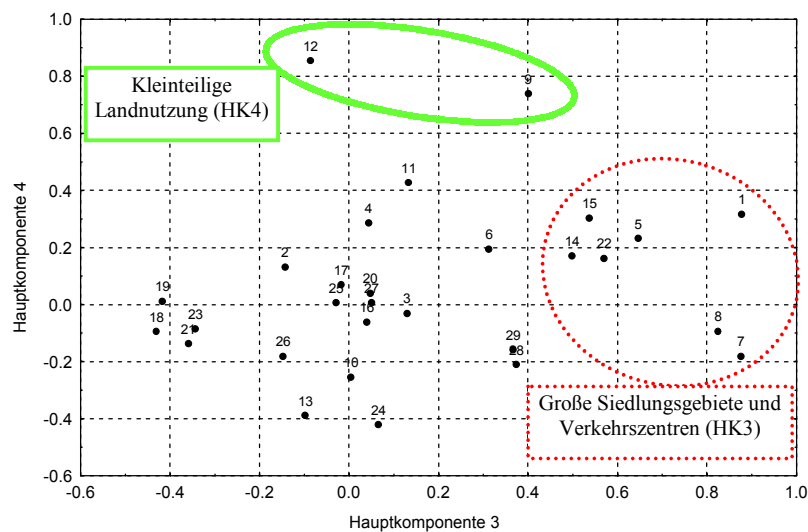


Bild 30: Ladungsplot der Hauptkomponenten 3 und 4

4.3.5 Lineare Multiple Regression der Artengruppen und Hauptkomponenten

Gesamtanalyse

Der multiple Regressionskoeffizient (R) von 0,83 bei den Neophyten drückt einen starken Zusammenhang zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen aus. Dieser Zusammenhang ist bei den Archäophyten mit 0,77 und den indigenen Arten mit 0,76 etwas geringer. Das korrigierte Bestimmtheitsmaß (R^2) beträgt bei den Neophyten 0,66 (siehe Tabelle 15), was einem durch die 8 Hauptkomponenten erklärten Varianzanteil von 66% entspricht. In den R^2 -

Werten sind die Zahl der Regressoren und der Freiheitsgrade berücksichtigt. Für die Neophyten verbleibt damit eine ungeklärte Restvarianz von 34%. Bei den Archäophyten beträgt der erklärte Varianzanteil 56% und bei den indigenen Arten 55%. Der F-Test ergibt für alle drei Artengruppen eine hohe statistische Signifikanz für den Zusammenhang der Artengruppen mit den HK.

Tabelle 15: Ergebnisse der Regressionsanalyse für die drei Artengruppen (Konfidenzintervall 0,95)

Artengruppe	Multipler Regressionskoeff. R	Bestimmtheitsmaß R ²	Korrigiertes Bestimmtheitsmaß R ²	F-Test (8,116)	Signifikanz p	Std. der Schätzung
Neophyten	0.83	0.68	0.66	31.5	<0.00000	0.87
Archäophyten	0.77	0.59	0.56	20.5	<0.00000	9.5
indigene Arten	0.76	0.58	0.55	19.9	<0.00000	78.03

Zusammenhang der Artengruppen mit den Hauptkomponenten

Neophyten

Die höchste positive Korrelation mit dem Verbreitungsmuster der Neophyten weisen *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* (HK 3) mit einem Regressionskoeffizienten (BETA-Wert) von 0,62 auf. Diese hohe Korrelation ist in einem Scatterplot in Bild 31 dargestellt. Weitere Komponenten mit hoher positiver Korrelation sind *Biotope und Landnutzungen in Flussauen* (0,36) und eine *kleinteilige Landnutzung* (0,3). Keine signifikanten Zusammenhänge ergeben sich mit der HK 1 (*Wald versus großflächige Ackernutzung*) und mit der HK 8 (*Moore und Staudenfluren*).

Tabelle 16: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für Neophyten (signifikante Beta-Werte fett dargestellt, auf dem 0,05 Signifikanzniveau)

Nr.	Hauptkomponenten	B	Std. Error	BETA	t(116)	p-Niveau
Konst.		6.758	0.078		87.035	0
HK 3	große Siedlungsgebiete u. Verk.	0.932	0.078	0.623	11.953	0.000
HK 2	Biot. u. Lanu. in Flussauen	0.533	0.078	0.356	6.839	0.000
HK 4	kleinteilige Landnutzung	0.451	0.078	0.301	5.781	0.000
HK 6	Relief	-0.291	0.078	-0.195	-3.736	0.000
HK 7	wenig ag. Sonderstandorte	-0.230	0.078	-0.154	-2.948	0.004
HK 5	wenig Magerstandorte	0.156	0.078	0.104	2.002	0.048
HK 1	Wald versus Acker	-0.106	0.078	-0.071	-1.357	0.177
HK 8	Moore u. Staudenfluren	0.053	0.078	0.035	0.680	0.498

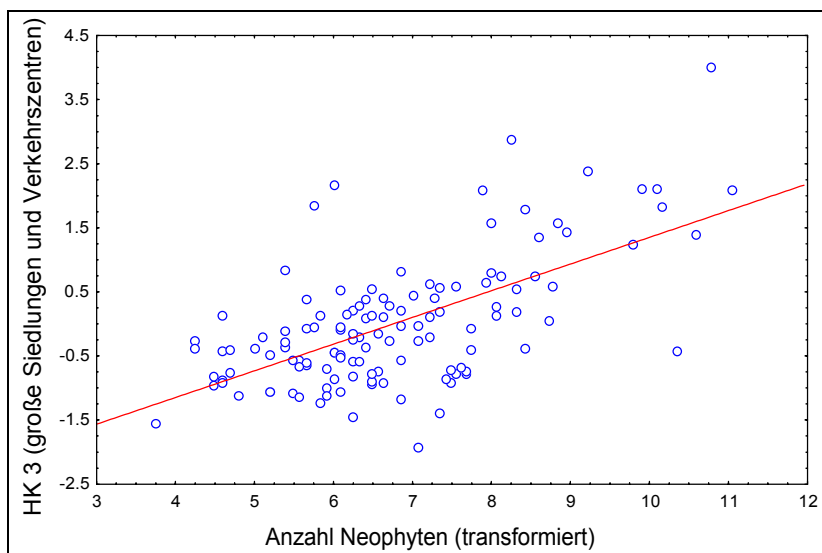


Bild 31 Scatterplot der Artenzahl Neophyten und der HK 3 (große Siedlungen und Verkehrszentren)

Archäophyten

Die Archäophyten korrelieren mit den gleichen HK hoch positiv wie die Neophyten, nur in einer anderen Reihenfolge: *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* (BETA 0,49), *kleinteilige Landnutzung* (0,37) und *Biotop und Landnutzungen in Flussauen* (0,27). Die HK *Wald versus großflächige Ackernutzung* und das *Relief* zeigen einen negativen Zusammenhang mit den Archäophyten (-0,27 und -0,16). Keine signifikante Korrelation ergibt sich mit Mooren und Staudenfluren.

Tabelle 17: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für Archäophyten (signifikante Beta-Werte fett dargestellt, auf dem 0,05 Signifikanzniveau)

Nr.	Hauptkomponenten	B	Std. Error	BETA	t(116)	p-Niveau
Konst.		68.376	0.854		80.051	0
HK 3	große Siedlungsgebiete u. Verk.	7.050	0.858	0.491	8.221	0.000
HK 4	kleinteilige Landnutzung	5.271	0.858	0.367	6.146	0.000
HK 2	Biot. u. Lanu. in Flussauen	3.862	0.858	0.269	4.503	0.000
HK 1	Wald versus Acker	-3.849	0.858	-0.268	-4.488	0.000
HK 6	Relief	-2.331	0.858	-0.162	-2.718	0.008
HK 5	wenig Magerstandorte	2.117	0.858	0.147	2.469	0.015
HK 7	wenig ag. Sonderflächen	-1.932	0.858	-0.135	-2.253	0.026
HK 8	Moore u. Staudenfluren	0.234	0.858	0.016	0.273	0.786

Indigene Arten

Die Verbreitungsmuster indigener Arten weisen einen hohen positiven Zusammenhang mit den HK *Biotop und Landnutzungen in Flussauen* (BETA 0,47), *großen Siedlungsgebieten und Verkehrszentren* (0,35), *kleinteiliger Landnutzung* (0,29) und *Wald versus großflächiger Ackernutzung* (0,21) auf. Eine negative Korrelation ergibt sich mit dem *Relief* (-0,22).

Tabelle 18: Regressionskoeffizienten und Signifikanzen für indigene Arten (signifikante Beta-Werte fett dargestellt, auf dem 0,05 Signifikanzniveau)

Nr.	Hauptkomponenten	B	Std. Error	BETA	t(116)	p-Niveau
Konst.		438.904	6.979		62.889	0
HK 2	Biot. u. Lanu. in Flussauen	54.288	7.007	0.467	7.748	0.000
HK 3	große Siedlungsgebiete u. Verk.	40.765	7.007	0.350	5.818	0.000
HK 4	kleinteilige Landnutzung	34.146	7.007	0.294	4.873	0.000
HK 6	Relief	-26.025	7.007	-0.224	-3.714	0.000
HK 1	Wald versus Acker	24.516	7.007	0.211	3.499	0.001
HK 5	wenig Magerstandorte	17.921	7.007	0.154	2.558	0.012
HK 7	wenig ag. Sonderflächen	-16.137	7.007	-0.139	-2.303	0.023
HK 8	Moore u. Staudenfluren	14.257	7.007	0.123	2.035	0.044

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es insbesondere drei Landschaftscharakteristika sind, die einen starken Zusammenhang mit allen drei Artengruppen aufweisen: *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren*, *Biotop* und *Landnutzungen in Flussauen* und *kleinteilige Landnutzung* (siehe Tabelle 19). Allerdings ist die Reihenfolge und die Bedeutung dieser Komponenten unterschiedlich. Während bei den fremdländischen Arten die *großen Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* den höchsten Korrelationskoeffizienten aufweisen, sind es bei den indigenen Arten die *Biotop* und *Landnutzungen in Flussauen*. An zweiter Stelle unterscheiden sich dann Neophyten und Archäophyten dahingehend, dass Neophyten stärker mit den *Biotop* und *Landnutzungen in Flussauen* korrelieren und Archäophyten stärker mit der *kleinteiligen Landnutzung*. Bei den indigenen Arten steht an zweiter Stelle die HK *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* und an dritter Stelle die *kleinteilige Landnutzung*. Auffällig ist weiterhin, dass die Artengruppen einen relativ geringen Zusammenhang zur Hauptlandnutzung *Wald versus großflächige Ackernutzung* aufweisen. Auch zu den Komponenten *Relief*, *wenig Magerstandorte*, *wenig anthropogene Sonderflächen* und *Moore und Staudenfluren* bestehen nur geringe bzw. teilweise keine signifikanten Zusammenhänge.

Tabelle 19: Gegenüberstellung der BETA-Werte aus der linearen multiplen Regression für die drei Artengruppen

HK	Bezeichnung	Neophyten	Archäophyten	Indigene Arten
HK 1	Wald versus Acker	-0.071	-0.268	0.211
HK 2	Biot. u. Lanu. in Flussauen	0.356	0.269	0.467
HK 3	große Siedlungsgebiete u. Verk.	0.623	0.491	0.350
HK 4	kleinteilige Landnutzung	0.301	0.367	0.294
HK 5	wenig Magerstandorte	0.104	0.147	0.154
HK 6	Relief	-0.195	-0.162	-0.224
HK 7	wenig ag. Sonderflächen	-0.154	-0.135	-0.139
HK 8	Moore u. Staudenfluren	0.035	0.016	0.044

5 DISKUSSION

5.1 Überprüfung der Hypothesen

1) *Eine Zunahme des Urbanisierungsgrades der Landschaft korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Neophyten*

Die statistische Analyse lässt erkennen, dass ein positiver Zusammenhang zwischen Urbanisierungsgrad und Neophytenzahl besteht.

In der Auswertung der ökologischen Zeigerwerte wurde deutlich, dass die Mehrzahl der Neophyten nährstoffliebende und urbanophile Arten sind. Diese Einschätzung der Neophyten hinsichtlich bevorzugter Habitate findet sich in der Auswertung der Landschaftsstrukturanalyse mit den Artengruppen bestätigt, denn der größte Zusammenhang besteht mit der Hauptkomponente *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren*. In dieser Hauptkomponente sind, neben den Flächenanteilen der Siedlungsgebiete selbst, auch die Parameter „mittlere Größe von Siedlungen und Grünflächen“, „Kantenlänge von Eisenbahnstrecken“, „Gebüsche“ und „Baumgruppen“ sowie „Substratvielfalt“ enthalten. Ein Anstieg dieser Parameter ist mit einem Anstieg des Artenreichtums von Neophyten verbunden. Der Parameter „mittlere Größe von Siedlungen“ weist darauf hin, dass insbesondere mit Zunahme der Siedlungsgröße die Neophytenarten zunehmen. Dies kann daran liegen, dass die Siedlungs- und Transporttätigkeiten des Menschen in Städten viel stärker sind als in kleineren Siedlungen oder in Gebieten mit weniger Siedlungsanteil. Demzufolge sind die anthropogenen Einflüsse wie Nährstoffeinträge, warmes Stadtklima, Bodenstörungen, direkte und indirekte Ausbringung fremdländischer Arten in Gärten und entlang von Transportwegen verstärkt. Die Verbindung städtischer Ökosysteme mit einer hohen Artenvielfalt an Neophyten wird in vielen Arbeiten invasionsökologischer Forschung festgestellt (Elton 1958, Noble 1989, Rejmánek 1989, Klotz 1990, Pyšek, Prach & Mandák 1998, Sukopp 1998, Lonsdale 1999, Klotz 2000, Stadler et al. 2000). Als Ursachen werden Habitatheterogenität, hoher Diasporeneintrag von Hauptverkehrszentren ausgehend, hohe Ressourcenverfügbarkeit (Nährstoffe, Licht, Wasser), günstige klimatische Bedingungen und das Vorhandensein ruderaler Plätze benannt.

Die Konzentration der Verkehrsstrassen in größeren Siedlungen wird durch die Ladung des Parameters „Kantenlänge von Eisenbahnstrecken“ in der HK 3 (*große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren*) unterstrichen. Auch die Anzahl der Substrattypen ist in großen Siedlungen erhöht, da viele anthropogene Substrattypen zu den ursprünglichen Substraten hinzukommen. Beide Parameter begünstigen die Ausbringung und Etablierung von Neophyten.

Die Ladung der Parameter „Gebüsche“ und „Baumgruppen“ in der HK 3 weist darauf hin, dass große urbane Räume keine biologischen „Wüsten“ sind, sondern eine Vielfalt an unterschiedlichsten Habitaten und Randstrukturen bieten, die wiederum Grundlage einer hohen Artenvielfalt in Städten sind. Solche Habitate sind neben Gebüsch auch Gärten in Wohngebieten, Ruderalstellen in Industrie- und Gewerbegebieten und auf Verkehrsflächen.

Park-, Friedhofs- und Sportanlagen bieten weitere Etablierungsmöglichkeiten für Pflanzenarten, insbesondere für fremdländische Arten (Klotz 2000).

2) Eine Zunahme an Ackerflächen in der Landschaft korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Archäophyten und Neophyten

In der statistischen Analyse zeigt sich, dass es einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen Ackerflächenanteil und Archäophytenzahl gibt, jedoch keinen Zusammenhang mit der Neophytenzahl.

Archäophyten als die „klassischen Ackerunkräuter“ (Kornaš 1990) sind zum großen Teil einjährige Ruderal- und Konkurrenz-Ruderalstrategen, die gut an die teilweise extremen kleinklimatischen Bedingungen auf Ackerflächen, an Bodenumbbruch und kurze Vegetationsperioden angepasst sind und mäßig nährstoffreiche Böden bevorzugen (siehe Kapitel 4.1.3). Demzufolge war eine hohe Korrelation mit Ackerflächen zu erwarten. In der Regressionsanalyse wurde allerdings deutlich, dass Archäophyten vorrangig mit den HK *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* und *kleinteilige Landnutzung* positive Zusammenhänge aufweisen. Erst an vierter Stelle folgt die HK 1 (*Wald versus großflächige Ackernutzung*), die neben Flächenanteilen und Flächengrößen von Wald, mittleren Niederschlägen und Sandbodenanteilen im positiven auch die Parameter „Ackeranteile“ und „mittlere Größe der Ackerschläge“ im negativen enthält. Archäophyten korrelieren negativ mit dieser HK 1. Dies bringt zum Ausdruck, dass sie Wälder, hohe Niederschläge und Sandboden meiden. Da Ackerland der große Landnutzungsgegenspieler der Waldbedeckung ist, läßt Ackerland im negativen in der HK 1 und weist in der Regressionsanalyse demzufolge einen positiven Zusammenhang mit den Archäophyten auf. Auffällig ist allerdings, dass die Archäophyten in der Pearson-Korrelation (siehe 4.3.1) einen negativen Trend mit den großen, intensiv genutzten Ackerschlägen (MPS_Acker) aufweisen.

Die hohe positive Korrelation der Archäophytenzahlen mit der HK 4 (*kleinteilige Landnutzung*) zeigt den Zusammenhang mit der Anzahl an Ackerflächen (PD_Acker) und Siedlungsflächen (PD_Sied). Denn eine höhere Flächenanzahl bedeutet gleichzeitig eine Zunahme der Kantenlängen der Ackerflächen. Offensichtlich sind es gerade die Ackerrandstrukturen, die im Gegensatz zu großen Ackerschlägen Etablierungsmöglichkeiten für Offenlandarten bieten. Die heutige intensive Landwirtschaftspraxis hat durch Beseitigung von Landschaftselementen, durch Pestizid- und Düngemittleinsatz sowie effektive Verfahren der Saatgutreinigung, die an die historische, extensive Bewirtschaftung angepassten Archäophyten von der Fläche an die Ränder gedrängt und in ihrer Vielfalt eingeschränkt (Kornaš 1990). Eine ähnliche Feststellung machte bereits Haeupler (1974). In seiner Studie in Niedersachsen war die Artenvielfalt u.a. in Gebieten mit einer kleinteiligen Kulturlandschaft erhöht und dagegen in Gebieten großflächiger Agrarnutzung sehr gering.

Neben den kleinteiligen Acker- und Siedlungsflächen sind die Archäophyten auch stark mit *großen Siedlungsgebieten und Verkehrszentren* (HK 3) und *Biotopen und Landnutzungen in Flussauen* (HK 2) korreliert. Hier kann vermutet werden, dass dies vor allem auf die Habitat- und Strukturvielfalt, den Nährstoffreichtum und die Bodenstörungen in städtischen

Ökosystemen sowie entlang von Flussufern zurückzuführen ist. Archäophyten bevorzugen offensichtlich die Randstrukturen von Acker- und Siedlungsflächen sowie Auenbereiche gegenüber den stark anthropogen gestörten und vereinheitlichten großen Ackerschlägen. Dieses Ergebnis widerspricht den Aussagen einiger Autoren, die mit einem Wachstum anthropogener Störungen, insbesondere über den Nährstoffreichtum und die Lichtoffenheit auf den landwirtschaftlichen Flächen, einen Anstieg fremdländischer Arten vorhersagen (di Castri 1989, Heywood 1989, Kornaś 1990, Vermeij 1996). Dagegen werden die vorliegenden Ergebnisse durch Untersuchungen von Duhme & Pauleit (1998), Kopecká & Ružek (1998) sowie Klotz (2000) bestätigt, die auf großen Schlägen der intensiven Landwirtschaft geringe Artenzahlen indigener und fremdländischer Arten vorfanden. Hoher Reichtum tritt vor allem bei moderaten Störungen auf und nicht bei sehr starken Störungen wie intensiver Agrarwirtschaft (McIntyre, Ladiges & Adams 1988). Bezüglich des Artenreichtums in Flussauen zeigten Planty-Tabacchi et al. (1996) in ihrer Studie über die Invasibilität von Flussauen, dass die Kantenlängen von patches einen starken Zusammenhang mit den Artenzahlen fremdländischer Pflanzen aufwiesen. Mit wachsendem Umfang der patches und damit der Kantenhabitate stieg die Anzahl fremdländischer Pflanzen. Sie führten dies auf die größere Permeabilität einer Landschaft mit vielen Randstrukturen zurück und bezogen sich dabei auf Forman & Godron (1986).

Da viele Neophyten nährstoffreiche und überreiche Habitate bevorzugen (vgl. Kapitel 4.1.3) wurde vermutet, dass sie einen Zusammenhang mit den nährstoffangereicherten Agrarflächen aufweisen. Diese Hypothese hat sich in Bezug auf die Ackerflächen in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht bestätigt. Neophyten zeigen in der Regressionsanalyse keinen Zusammenhang mit der HK 1 *Wald versus großflächige Ackernutzung*. Welche Nutzungsart dominiert scheint für ihre Verbreitung nicht entscheidend zu sein. Allerdings scheint es eine Rolle zu spielen, welche Bodensubstrate vorherrschen. In der Pearson-Korrelation der Neophyten mit den Sandanteilen (die ebenfalls in der HK 1 laden) zeigt sich ein starker negativer Zusammenhang. Die Zusammenhänge der Neophyten mit den landnutzungsbezogenen Parametern dieser HK 1 *Wald versus großflächige Ackernutzung* sind in der Pearson-Korrelation dagegen geringer. Neophyten bevorzugen demzufolge nährstoffreiche Böden und meiden arme Standorte. Erhöhte Nährstoffverfügbarkeit in Beziehung zur Erhöhung der Artenzahl fremdländischer Arten, stellten auch McIntyre & Lavorel (1994) in einer Studie an Graslandtypen verschiedener Nutzungsintensität und Nährstoffbeigaben fest.

3) Landnutzungsvielfalt korreliert mit einer Zunahme der Artenzahl von Archäophyten und Neophyten

Die Ergebnisse lassen erkennen, dass ein positiver Zusammenhang zwischen Landnutzungsvielfalt und Artenreichtum aller drei Artengruppen besteht.

In dieser Arbeit wird der Landschaftsparameter „Landnutzungsvielfalt“ durch die Anzahl der vorhandenen Biotop- und Landnutzungen pro Untersuchungseinheit ausgedrückt. Dieser Parameter ist daher stark von der Einteilung der Biotop- und Landnutzungsklassen abhängig (siehe Kapitel 3.4.2). 18 Wald- und Gehölzklassen stehen 13 Offenlandklassen, 7 Gewässer-

kategorien und 9 Bebauungsklassen gegenüber. Der Parameter ist demnach relativ hoch von Gehölz- und Offenlandstrukturen geprägt und nicht geeignet, beispielsweise eine Vielfalt innerhalb von Siedlungsbereichen wiederzuspiegeln.

In der Hauptkomponentenanalyse findet sich die Landnutzungsvielfalt in den Hauptkomponenten *Biotop- und Landnutzungen in Flussauen*, *kleinteilige Landnutzung* und *Wald versus großflächige Ackernutzung* wieder. Diese Aufteilung auf drei Hauptkomponenten spiegelt die Heterogenität des Parameters wieder. Die höchste Korrelation ergibt sich mit den *Biotop- und Landnutzungen in Flussauen* (HK 2), weil in dieser HK sehr viele verschiedene Biotop- und Landnutzungstypen hoch laden (Grünland, naturnahe Stillgewässer/Altarme, Fließgewässer, Auwald, Baumgruppen). Dies unterstreicht, dass Auenlandschaften biotop- und strukturreiche Lebensräume sind. Mit allen drei Artengruppen besteht ein positiver Zusammenhang der HK 2. Ein Grund hierfür kann in der Habitatvielfalt der Auenlandschaften gesehen werden, die vielfältige Etablierungsmöglichkeiten für Pflanzen bieten. Dies findet sich in Arbeiten anderer Autoren bestätigt, die für den Artenreichtum entlang von Fließgewässern neben der Habitat- und Strukturvielfalt auch Lichtoffenheit, Nährstoffreichtum und den Aspekt des Verbreitungsvektors von Fließgewässern verantwortlich machen (di Castri 1989, Rejmánek 1989, Planty-Tabacchi et al. 1996, Pyšek, Prach & Mandák 1998, Stohlgren et al. 1999).

Die Korrelation des Parameters Landnutzungsvielfalt in der HK 4, der *kleinteiligen Landnutzung*, zeigt, dass diese HK, ebenfalls eine Struktur- und Habitatvielfalt ausdrückt. Alle drei Artengruppen korrelieren positiv mit der *kleinteiligen Landnutzung*. Dies wird neben dem erhöhten Anteil von Randstrukturen im kleinteiligen Acker- und Siedlungsmosaik demnach auch durch eine Biotop- und Landnutzungsvielfalt beeinflusst.

Da der Berechnung des Parameters Biotop- und Landnutzungsvielfalt sehr viele Waldklassen zu Grunde liegen, korreliert dieser Parameter auch in der HK 1 (*Wald versus großflächiger Ackernutzung*). Die Ladung ist jedoch nur sehr gering. Deshalb kann keine Aussage über die Bedeutung einer Vielfalt an Wald- und Forstklassen für die Artverbreitung in dieser Arbeit getroffen werden.

4) Extreme Biotop- (Magerrasen, Heiden, Moore) korrelieren mit einer Abnahme fremdländischer Arten

In der statistischen Auswertung zeigt sich, dass Magerrasen und Heiden einen negativen, Moore dagegen keinen Zusammenhang mit der Artenzahl fremdländischer Arten aufweisen.

Magerrasen und Heiden laden zusammen mit hohen Grundwasserflurabständen negativ in der HK 5. Diese HK korreliert in der multiplen Regressionsanalyse positiv mit Archäophyten und Neophyten. Je mehr Magerrasen und Heiden demnach vorhanden sind, um so geringer sind die Artenzahlen der fremdländischen Arten. Aus der Pearson-Korrelation wird ersichtlich, dass insbesondere eine Zunahme der Anzahl an Heideflächen mit einer signifikanten Abnahme der Artenzahlen einhergeht. Entgegen der Annahme in Kapitel 2.2.3 trifft diese Abnahme auch auf indigene Arten zu. Dies liegt zum einen daran, dass die Zahl der Stresstrategen, also an extreme Standortbedingungen angepassten Arten, relativ gering ist

(siehe Zeigerwertauswertung im Kapitel 4.1.3). In Bezug auf fremdländische Arten kann es allerdings auch sein, dass die angepassten „Spezialisten“ die Extremstandorte gar nicht erst erreichen, da fremdländische Arten hauptsächlich in Siedlungsnähe ausgebracht werden (Trepl 1990). Da diese Spezialisten aber stark von den abiotischen Bedingungen oder bestimmten Beziehungen zu anderen Arten der Extrembiotope abhängen (Hansson 1997a), können sie sich in Siedlungsnähe nicht vermehren und ausbreiten. Allgemeine Artenarmut auf extremen Sandstandorten stellen auch Hoover & Parker (1991) in ihrer Arbeit fest und machen dafür vor allem die Trockenheit dieser Standorte verantwortlich.

Moorflächen laden in der HK 8 zusammen mit Staudenfluren und zeigen in der multiplen Regressionsanalyse auf fremdländische Arten keinen Einfluss. Daher ist der Biotoptyp Moor im Untersuchungsgebiet nicht als Indikator für extreme Standortbedingungen geeignet. Vermutlich ist dieses Ergebnis auch dem geringen Eigenwert der HK 8 (0,83) zuzuschreiben (StatSoft 1998).

5) *Natürliche Störungsregimes wie in Flussauen korrelieren mit einer Zunahme der Artenzahl von Neophyten*

Der hohe Regressionskoeffizient der Neophyten mit der HK 2 (*Biotope und Landnutzungen in Flussauen*) legt nahe, dass Flussauenökosysteme Neophyten fördern.

In die HK 2 gehen sehr viele Parameter mit hohen Ladungen ein: Fließgewässer, naturnahe Stillgewässer/Altarme, Auwald, Baumgruppen, Grünland und Landnutzungsvielfalt. Die höchsten Ladungen weisen kleine naturnahe Stillgewässer und die Fließgewässer auf. Auenlandschaften wirken als Übergangszone zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen fördernd auf die Etablierung fremdländischer Arten (Planty-Tabacchi et al. 1996). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Pyšek, Prach & Mandák (1998) in ihrer Studie. Invasive Arten traten am häufigsten in Siedlungsnähe und in Uferhabitaten auf. Grünlandbereiche waren dagegen relativ arm an fremdländischen Arten. Rejmánek (1989) und Planty-Tabacchi et al. (1996) begründeten die guten Bedingungen für die Ausbreitung fremdländischer Arten in Auenlandschaften mit dem Vorhandensein natürlicher Störungen (offen liegende Sandbänke nach Überflutungen) und der bevorzugten Siedlungsaktivität des Menschen in der Nähe zum Wasser. Fließgewässersysteme bilden ein Netzwerk, welches unterschiedlichste Regionen und Ökosysteme miteinander verbindet und über den Artenaustausch für eine Artenvielfalt in Fließgewässerökosystemen sorgt. Am Unterlauf tragen menschliche Einflüsse durch verstärkte Bewirtschaftung der Auen und durch Fragmentierung der naturnahen Biotope zur Zunahme fremdländischer Arten bei. Die Nähe von Siedlungen und Flussauen trifft auch auf die vorliegende Untersuchung zu. Daher könnte der festgestellte Zusammenhang der Artenvielfalt mit der HK *Biotope und Landnutzungen in Flussauen* auch auf den Artenreichtum in Siedlungsnähe zurückzuführen sein. Das dies nicht der Fall ist, zeigte ein hier nicht dargestellter Test mit Quadranten ohne große Siedlungsanteile in Flussnähe. Außerdem laden Siedlungen und Fließgewässersbiotope in unterschiedlichen Hauptkomponenten, zeichnen also nicht das gleiche Verteilungsmuster nach.

6) Bei einer Zunahme des Artenreichtums indigener Arten nimmt der Artenreichtum fremdländischer Arten ab

Die Ergebnisse lassen einen positiven Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum aller drei Artengruppen erkennen. Die Hypothese kann demnach nicht bestätigt werden.

In Kapitel 4.3.2 wurde deutlich, dass die Artenzahlen der drei Artengruppen sehr hoch miteinander korrelieren, viel höher als mit den Landschaftsparametern. Und das, obwohl die Landschaftsstrukturanalyse Unterschiede in den Beziehungen zwischen den Artengruppen und den LSM erkennen lässt. Diese Unterschiede sind jedoch, wie oben aufgeführt, relativ gering. Alle drei Artengruppen hängen von den gleichen drei Hauptkomponenten (HK 3: *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren*, HK 2: *Biotope und Landnutzungen in Flussauen* und HK 4: *kleinteilige Landnutzung*) ab, nur in unterschiedlicher Stärke. Diesen drei Landschaftsparametern ist gemeinsam, dass sie von Struktur- und Habitatvielfalt geprägt sind. Mit wachsender Habitatvielfalt nimmt im allgemeinen auch der Artenreichtum zu (Planty-Tabacchi et al. 1996, Duhme & Pauleit 1998, Lonsdale 1999). Die gleichen Parameter, die den Artenreichtum einheimischer Arten begünstigen, fördern auch die Etablierung fremdländischer Arten (Davis, Grime & Thompson 2000).

In diesem Zusammenhang stellten Planty-Tabacchi et al. fest:

Fortunately, in most cases, natural disturbance creates considerable spatial and temporal heterogeneity. Such a patchy environment appears to allow the coexistence of aliens and natives at the local scale (Planty-Tabacchi et al. 1996, S. 605).

Erstaunlich ist in diesem Zusammenhang, dass nicht nur die fremdländischen, sondern auch die indigenen Arten positiv mit der HK *große Siedlungen und Verkehrszentren* korrelieren. Demzufolge gedeihen auch viele indigene Arten in den lichtoffenen, temperatur- und nährstoffbegünstigten, sowie strukturreichen städtischen Ökosystemen. Zu diesem Schluss kommt auch Haeupler (1974) in seiner Studie in Niedersachsen. Die Artenvielfalt war insbesondere in den MTBQ mit Siedlungsräumen erhöht (Haeupler 1974), während Quadranten mit Nährstoffarmut, dichter Bewaldung und großen Agrargebieten auf den fruchtbarsten Böden (Kultursteppen) geringe Artenzahlen aufwiesen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass weder in der Studie von Haeupler (1974) noch in der vorliegenden Arbeit eine Unterscheidung der indigenen Arten nach gefährdeten Arten (anspruchsvolle Arten hinsichtlich Standortbedingungen) und Ubiquisten (anspruchlose Arten) vorgenommen wurde. Hier könnte sich das Bild in Bezug auf die Artenvielfalt in urbanen Räumen differenzieren, denn urbane Gebiete fördern im allgemeinen vor allem Ubiquisten und Arten mit Vorliebe für Randbiotope (Noss 1983) und verdrängen empfindliche Arten (Kowarik 1990). Allerdings ist dies von Gebiet zu Gebiet verschieden und hängt von der Ausprägung des jeweiligen Gebietes ab. Verschiedene Autoren kamen hier zu unterschiedlichen Ergebnissen. Roy, Hill & Rothery (1999) fanden in urbanen Gebieten in Großbritannien vor allem einen Anstieg fremdländischer Arten und einheimischer Ubiquisten und einen Rückgang einheimischer Waldarten. Dagegen stellten Duhme & Pauleit (1998) in einer Studie in Bayern fest, dass die Artenzahlen gefährdeter Arten in urbanen Gebieten sowie den extensiv genutzten Biosphärenreservaten am höchsten waren. Denn die untersuchten urbanen Gebiete beherbergten, im Gegensatz zu den ausgeräumten Agrarlandschaften im Gebiet, noch

Reste naturnaher Biotope wie alte Waldflächen, Auenbereiche oder Brachflächen. Die Artenzusammensetzung ist demzufolge sehr stark von der Struktur des jeweiligen Untersuchungsgebietes abhängig. Insbesondere Auenbereiche beherbergen Relikte natürlicher Lebensräume und sind daher mit hoher Vielfalt einheimischer Arten verbunden (Planty-Tabacchi et al. 1996).

Auf der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Maßstabsebene kommt also zum Ausdruck, dass sowohl indigene als auch fremdländische Arten positiv mit einer Erhöhung der Landschafts- und Landnutzungsheterogenität korrelieren. Kausale Beziehungen zwischen den Artengruppen, wie die von Elton (1958) angeführten Konkurrenzverhältnisse, scheinen auf dieser regionalen Maßstabsebene nicht zum tragen zu kommen (Rejmánek 1996). Eine komplexere Beziehung der Arten zueinander ergibt sich vermutlich erst auf populations-ökologischen Maßstabsebenen (Lonsdale 1999).

Ein weiterer Grund für die Ähnlichkeit der Verbreitungsmuster fremdländischer und indigener Arten kann auch in der groben Einteilung in die drei Artengruppen liegen. Hierdurch wird eine Glättung des Artenspektrums erreicht. Die einzelnen Arten reagieren mitunter sehr unterschiedlich auf die Landschaftsparameter, werden aber trotzdem derselben Gruppe zugewiesen. Diese groben Gruppen vereinen daher ein großes Spektrum verschiedener Artcharakteristika. Die Auswahl enger abgegrenzter Gruppen, beispielsweise nach ökologischen Artmerkmalen oder dem Gefährdungsgrad, könnte ein völlig anderes Ergebnis zeigen.

5.2 Schlussfolgerungen

Wickham, Wu & Bradford (1997) benennen drei Haupteinflussfaktoren auf Verbreitungsmuster von Pflanzenarten:

- ⇒ 1) anthropogene Störungen und Nutzungsdiversität (Zusammensetzung und Anordnung verschiedener Landnutzungen, Fragmentierung, Zerschneidungseffekte, Störungen in der Boden- und Pflanzendecke)
- ⇒ 2) natürliche Störungen (z.B. extreme Witterungsereignisse, Überflutungen)
- ⇒ 3) natürliche Standortbedingungen (Klima, Relief und Böden)

In der vorliegenden Arbeit wurden insbesondere die Zusammenhänge der Artverbreitungsmuster mit den Punkten 1) und 2) deutlich.

1) Die Überprüfung der Hypothesen legt nahe, dass die aktuellen Verbreitungsmuster fremdländischer Pflanzenarten in erster Linie durch die Landnutzung und die anthropogenen Einflüsse bestimmt sind. Dies zeigt sich insbesondere bei den Neophyten, die sehr stark von der Verteilung der Siedlungsgebiete abhängen. Allerdings kann der Begriff der „anthropogenen Einflüsse“ nicht pauschalisiert werden. Viele Autoren machen generell anthropogene Einflüsse und Störungen für die Invasibilität der Landschaft verantwortlich. Wie die vorliegende Arbeit gezeigt hat, muss aber zwischen anthropogenen Störungen, die Strukturvielfalt schaffen und Störungen, die zu einer drastischen Einschränkung der Lebensbedingungen für Pflanzen führen (Beispiel: große Ackerschläge versus kleinteilige Landnutzung) unterschieden werden. Strukturvielfalt und ein gewisses Maß an anthropogenen

Störungen fördert die Artenvielfalt indigener und fremdländischer Arten (Duhme & Pauleit 1998).

2) Als Räume hoher natürlicher Habitatheterogenität und damit hoher Artenvielfalt erweisen sich in dieser Untersuchung die Flussauen. Wie bereits mit den Siedlungsgebieten zeichnet sich auch hier ein Nebeneinander von hohen Artenzahlen fremdländischer und indigener Arten ab.

3) Nicht deutlich sichtbar wurden jedoch die Zusammenhänge mit den natürlichen Standortbedingungen. Diese laden in den Hauptkomponenten zusammen mit den Maßen der Landnutzungen. Beispielsweise korrelieren die großen Ackerschläge negativ mit dem Sandanteil und den Niederschlägen in der HK 1. Die fruchtbaren Löß- und Sandlößböden sind bewusst durch den Menschen für die intensive landwirtschaftliche Produktion ausgewählt worden. Die Landnutzung wurde demnach durch die Verteilung der Böden bestimmt und Böden und Landnutzung beeinflussen nun gemeinsam die Artverbreitungsmuster. Welcher Parameter den größten Einfluss hat, kann nur vermutet werden. Viele Autoren schreiben allerdings der Landnutzung den stärkeren Einfluss zu. Roche, Taton & Medail (1998) stellten in diesem Zusammenhang fest, dass in Gebieten ohne extreme abiotische Bedingungen die Variabilität der Arten meist durch die Landnutzung erklärt wird. Andere Autoren konnten zeigen, dass die natürlichen Standortbedingungen in der agrarisch geprägten Kulturlandschaft stark anthropogen überprägt sind (Miller, Brooks & Croonquist 1997, Saunders et al. 1998, Walz 1999a, Wagner, Wildi & Ewald 2000). In einer Studie von McIntyre & Lavorel (1994) war der Artenreichtum fremdländischer Arten mit Faktoren wie anthropogener Bodenstörung und Bewässerung positiv korreliert, während es zu Parametern wie Geländehöhe und Gesteinsuntergrund keine signifikanten Zusammenhänge gab. Brososke et al. (1999) zeigten z.B. anhand der Quantifizierung der Straßendichte in Waldgebieten, dass anthropogene Störungsparameter für die Erklärung des Vorkommens fremdländischer Arten wichtiger sind als naturräumliche Aspekte. In ihrer Studie gab es einen klaren Zusammenhang zwischen der Zunahme der Straßendichte in Wäldern und dem Anstieg der Artenzahl fremdländischer Arten. Es kann daher vermutet werden, dass der Einfluss der Landnutzung in der Kulturlandschaft auf Artverbreitungsmuster stärker ist, als der Einfluss ursprünglicher und naturräumlicher Landschaftsparameter. Insbesondere auf regionaler Ebene ist die Landnutzung für die Artenzusammensetzung und den Artenreichtum prägend (Roy, Hill & Rothery 1999).

In Bezug auf Klima und Relief kann festgestellt werden, dass der Regierungsbezirk Dessau eine Region mit nur geringen Klima- und Reliefschwankungen darstellt und daher keine Beziehungen zu den Artengruppen erkennbar sind. Bei entsprechender Variabilität dieser Parameter fanden andere Autoren dagegen deutliche Abhängigkeiten der Arten von abiotischen Parametern (Higgins et al. 1999). In einem Gebiet mit starker Relief- und Niederschlagsvarianz in Südafrika untersuchten Higgins et al (1999) abiotische Landschaftsparameter zur Vorhersage der Verbreitung von 6 fremdländischen Pflanzenarten. Geländehöhe und Niederschläge stellten sich hierbei als die Variablen mit dem höchsten Erklärungsanteil heraus. Diese variierten im nur 471 km² großen Untersuchungsgebiet allerdings auch zwischen 0 und 1100 m (Relief) bzw. zwischen 400 und 2000 mm (Niederschläge). Im

Vergleich dazu bewegen sich die Werte im Regierungsbezirk Dessau bei maximalen Höhenunterschieden von 200 m und Niederschlagsdifferenzen von maximal 220 mm auf einer Fläche von 4300 km².

5.3 Möglichkeiten, Grenzen und Übertragbarkeit der Analyseverfahren und -ergebnisse

5.3.1 Verwendung von Daten der floristischen Kartierung

5.3.1.1 Einfluss der Artstetigkeit

Wie die Ergebnisse der Quadrantenbelegung der Artengruppen gezeigt haben, dominieren die seltenen Arten im Untersuchungsgebiet und nur wenige Arten treten stetig (in mehr als 100 Quadranten) auf. Dieses Ergebnis ist für die Interpretation der Verbreitungsmuster von entscheidender Bedeutung. Denn die Verbreitungsmuster der Artengruppen werden nicht durch die stetigen Arten bestimmt, die in fast allen Quadranten vorkommen (denn die zeigen keine Gebietsdifferenzierung), sondern erst durch die selteneren Arten bilden sich distinkte Muster heraus. Da der Anteil seltener Arten bei den Neophyten besonders hoch ist, sind vor allem hier deutliche Unterschiede in der Verbreitung zu erwarten. Das wird durch die statistische Analyse bestätigt, denn die Neophyten weisen einen höheren multiplen Regressionskoeffizienten auf als die anderen Artengruppen. Der hohe multiple Regressionskoeffizient beruht in erster Linie auf der starken Beziehung der Neophyten zu der Hauptkomponente *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren* (HK 3). Die Gruppe der Neophyten scheint demnach viele Arten zu vereinen, die ausschließlich auf Quadranten mit hohen Siedlungsanteilen beschränkt sind.

Da bei den Archäophyten ein großer Anteil stetiger Arten im Untersuchungsgebiet vorhanden ist, die in mehr als 100 Quadranten vorkommen, erklärt sich hieraus der schwächere multiple Regressionskoeffizient verglichen mit den Neophyten. Die stetigen Arten verwischen klare Beziehungen zu den Landschaftsstrukturmaßen.

Obwohl die Gruppe der indigenen Arten sehr viele seltene Arten im Untersuchungsgebiet aufweist und sich daher ein sehr distinktes Verbreitungsmuster ergeben könnte, ist der multiple Regressionskoeffizient geringer als bei den Neophyten. Dies kann daher rühren, dass die Gruppe der indigenen Arten ein breites Spektrum unterschiedlicher Arten mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften umfasst. Daher verteilen sich die seltenen Arten vermutlich auf unterschiedlichste Biotope. Deshalb ergibt sich kein starker Zusammenhang mit einer bestimmten Hauptkomponente.

5.3.1.2 Heterogenität der Artengruppen

Das Artenspektrum der Archäophyten und Neophyten ist hinsichtlich der Arteigenschaften viel klarer abgegrenzt als das der indigenen Arten. Dies wurde bereits in der Betrachtung der Zeigerwerte (siehe Kapitel 4.1.3) deutlich. Indigene Arten zeigen bei den Zeigerwerten immer mehrere Schwerpunkte bzw. streuen in ihrem Wertebereich viel weiter. Archäophyten und

Neophyten weisen dagegen eindeutige Schwerpunkte in den meisten ökologischen Zeigerwerten auf. Die durchgeführte Landschaftsstrukturanalyse in Verbindung mit den Artengruppen setzt stillschweigend voraus, dass die Arten innerhalb der Gruppen ähnliche Reaktionen auf die Landschaftsparameter zeigen. Die Arten reagieren jedoch sehr unterschiedlich auf die Umwelteinflüsse (Meyer 1997). Bezugnehmend auf den hohen Regressionskoeffizienten der Neophyten mit der HK Siedlung, wird der Großteil der Neophyten durch urbane Bedingungen gefördert (vgl. Zeigerwert *Urbanität* im Kapitel 4.1.3). Archäophyten und indigene Arten weisen dagegen schwächere multiple Regressionskoeffizienten auf. Dies ist insbesondere für die Archäophyten erstaunlich, da sie in ihren Zeigerwerteigenschaften sehr ähnlich sind. Eine mögliche Erklärung ist, dass es für Archäophyten seit der Intensivierung der Landwirtschaft keinen eindeutigen Lebensraumbezug auf die Ackerflächen mehr gibt und sie u.a. auf Randbiotop, Siedlungen und Flussauen ausweichen.

Für eindeutigere Beziehungen der Arten zu den Landschaftsstrukturparametern könnte eine feinere Artengruppeneinteilung beispielsweise nach verschiedenen Strategietypen durchgeführt werden (Trepl 1990). Rejmánek (1989) empfiehlt für das Studium der Ursachen biologischer Invasionen die Artengruppen z.B. nach Feuchte- oder Nährstoffpräferenzen zu gliedern. Im Rahmen dieser Arbeit war eine feiner aufgelöste Untersuchung und Auswertung allerdings nicht durchführbar.

5.3.1.3 Qualität der Datengrundlagen

Räumliche Auflösung

Das Raster der floristischen Kartierung ist mit einer Maschenweite von 32 km² relativ grob. In diesem Maßstabbereich kann man daher nur sehr grobe Aussagen über die Artverbreitungsmuster und deren Ursachen erwarten. Es liegen keine Informationen vor, in welchen Biotopen die entsprechenden Arten im Quadranten vorkamen. Eine Zuordnung der Abhängigkeit der Arten von bestimmten Biototypen oder Landnutzungen ist daher nur eingeschränkt über eine Analyse der Trends über 125 Quadranten möglich. Die gefundenen Beziehungen in der statistischen Analyse können daher auch immer zufälliger Natur sein. In der Regressionsanalyse wird diese Wahrscheinlichkeit um so größer, je mehr Landschaftsparameter als unabhängige Variablen in die Analyse einfließen. Insgesamt ist die Datengrundlage für eine Untersuchung im mesoskaligen Maßstabbereich jedoch als adäquat zu bezeichnen. Vor allem wurde das Untersuchungsgebiet entsprechend groß und heterogen ausgewählt.

Einen weiteren Beitrag zur unerklärten Varianz liefert die Verwendung von Präsenz- / Absenzdaten für heterogene Untersuchungseinheiten mit verschiedenen Biototypen. Bereits sehr kleine Anteile von Biotopen und Landnutzungen können ausreichen, um das Artenspektrum im Quadranten zu erweitern, ohne jedoch bei den Maßen der Landschaftsstruktur ins Gewicht zu fallen. Dies kann auch ein Grund für die Überlagerung von Korrelationen mehrerer Strukturmaße mit den Artengruppen sein. Beispielsweise überlagerten sich die Klassen Grünland und Fließgewässer in der HK 2 oder Wälder, Sandanteile und Niederschlä-

ge in der HK 1. Es bleibt dann der Interpretation überlassen, welchem Parameter man die größere Bedeutung für die Artverbreitungsmuster beimisst.

Auch Rejmánek (1989) hält das Studium großer heterogener Räume in Bezug auf die Verbreitungsmuster fremdländischer Artengruppen für problematisch, da viele Faktoren die eigentlichen Abhängigkeiten maskieren können wie z.B. Feuchtegrade, Sukzessionsstadien und natürliche Störungen. Er empfiehlt daher eine Gruppierung der Arten nach Parametern wie Feuchtegruppen oder des Landschaftsraumes nach Nährstoffverfügbarkeit, Störungen oder Sukzessionsstadien.

Zeitliche Differenz in der Datenerhebung

Zwischen der Aufnahme der floristischen Kartierung und der Biotop- und Nutzungskartierung liegt eine nicht genau feststellbare Zeitdifferenz. Die Hauptkartierung der Flora im Dessauer Gebiet wurde in den 70'er und 80'er Jahren durchgeführt und in den 90'er Jahren beendet, die Biotoptypenkartierung entstand dagegen erst 1992. Da Ökosysteme jedoch eine zeitliche Dynamik aufweisen, wird dieser Punkt einen erheblichen Anteil zur unerklärten Varianz beisteuern. Etwas nivelliert wird der Einfluss dadurch, dass Artengruppen und keine Einzelarten untersucht werden. Auch das grobe Untersuchungsraaster kann die zeitliche Lücke etwas ausgleichen, denn in einem Raum von 32 km² müssen schon sehr grundlegende Landschaftsveränderungen stattfinden, um das Arteninventar bedeutend zu ändern. Außerdem ändern sich die Artenmuster nicht unbedingt schlagartig, sondern mitunter sehr langsam (time lag) mit landschaftsstrukturellen Veränderungen (Burel 1993, Kowarik 1995).

Qualität der Datenerhebung

Die Daten der floristischen Kartierung unterliegen nicht quantifizierbaren subjektiven Fehlern. In einer Selbstkritik weisen die Herausgeber des „Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen“ darauf hin, dass eine Vielzahl an Kartierern an der Datenaufnahme beteiligt war und daher individuelle Unterschiede eingeflossen sind (Benkert, Fukarek & Korsch 1996). Es wird nicht ausgeschlossen, dass stärker besiedelte Bereiche gründlicher kartiert wurden als schwach besiedelte Gebiete. Auffällig ist beispielsweise eine Artenarmut entlang der Landesgrenze zu Brandenburg (vergleiche Bild 10), die sowohl an einer oberflächlichen Kartierung als auch an einer Artenarmut in den Wäldern des Fläming liegen kann. Auch der hohe Artenreichtum in urbanen Gebieten könnte Ergebnis einer gründlicheren Kartierung der dicht besiedelten Gebiete sein. Dagegen spricht allerdings die Übereinstimmung der Ergebnisse dieser Arbeit mit einer Vielzahl vorausgegangener Arbeiten anderer Autoren, die mit anderen Datengrundlagen ebenfalls hohe Artenzahlen in urbanen Gebieten finden (z.B. Haeupler 1974, Planty-Tabacchi et al. 1996, Duhme & Pauleit 1998).

5.3.2 Verwendung von Landschaftsdaten und Landschaftsstrukturmaßen

5.3.2.1 Diskussion der Anforderungen an die Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen

In einigen Arbeiten über Landschaftsstrukturmaße werden eine Reihe von Voraussetzungen benannt, die für die Verwendung der LSM von grundlegender Bedeutung sind. In der vorliegenden Arbeit sind diese Voraussetzungen weitestgehend eingehalten worden:

⇒ Landschaftsfunktionen sind aufgrund von Nachbarschaftsbeziehungen und Austauschprozessen zwischen Ökosystemen an unterschiedliche Maßstabbereiche gebunden. Dabei ist die Reaktion biologischer Systeme auf verschiedenen Skalen unterschiedlich (Lavorel, Gardner & O'Neill 1993). Die Wahl des Maßstabs ist daher auf die zu untersuchenden ökologischen Prozesse auszurichten (Gustafson 1998, Syrbe 1999). Der zu untersuchende ökologische Prozess war in dieser Arbeit die Veränderung des Artenreichtums in Abhängigkeit von Landschaftsparametern. Landschaftsparameter wiederum sind insbesondere anthropogenen und natürlichen Änderungen und Einflüssen auf Landschaftsebene unterworfen. Daher ist die regionale Ebene für Landschaftsstrukturanalysen im Zusammenhang mit Artverbreitungsmustern besonders geeignet (Wiens 1997, Blaschke 2000).

Weiterhin war der Maßstabbereich dieser Arbeit mit der Auflösung der floristischen Datengrundlage auf die regionale bis überregionale Ebene festgelegt. Damit waren Untersuchungen auf übergeordneten Ebenen (global) und untergeordneten Ebenen (chorisch, topisch) von vornherein ausgeschlossen.

⇒ Neben der Maßstabebene ist auch die Wahl des Untersuchungsgebietes und der Teilräume von entscheidender Bedeutung. Das Gebiet sollte im betrachteten Maßstabbereich heterogen sein, um überhaupt unterschiedliche Landschaftsstrukturen und Artverbreitungsmuster abzubilden (Gustafson 1998). Die abwechslungsreiche Landnutzung auf 4300 km² Gesamtfläche des Regierungsbezirkes Dessau sowie in den 32 km² großen Teillandschaften erfüllte diese Anforderung zumindest im Hinblick auf die landnutzungsbezogene Heterogenität. Dagegen war die Größe des Untersuchungsgebietes zu klein, um Abhängigkeiten der Artverbreitung von großklimatischen Faktoren oder dem Relief aufzuzeigen.

⇒ Um eine räumliche Differenzierung der Strukturen und Parameterwerte für räumliche Vergleiche zu erreichen, ist eine gewisse Mindestzahl an Teillandschaften notwendig (Hulshoff 1995, Roche; Taton & Medail 1998). Im Untersuchungsgebiet lag mit 125 MTBQ der floristischen Kartierung eine ausreichende Menge an Untersuchungseinheiten für die Prüfung der aufgestellten Hypothesen vor. Im Hinblick auf ausreichend unterscheidbare Artverbreitungsmuster schlägt Ouren (1966, in Haeupler 1974) bei einem Gitternetz von 5 * 5 km ein Untersuchungsgebiet von mindestens 50 * 50 km vor. Die vorliegende Arbeit liegt mit etwa 64 * 64 km oberhalb dieser kritischen Grenze.

⇒ Damit Landschaftsstrukturen quantitativ erfasst werden können, sollten die einzelnen Landschaftsausschnitte (hier MTBQ) mindestens 2 bis 5 mal größer sein als die kartierten Landschaftseinheiten (z.B. einer Biotop- und Nutzungstypenkartierung) (O'Neill et al.

1996). Die kleinsten Flächen der in dieser Arbeit verwendeten Biotopkartierung sind 100 m^2 ($0,01 \text{ ha}$) groß. Die größten Flächen erreichen Äcker und Nadelwälder mit maximal 60 ha Größe. Die Größe der Landschaftsausschnitte ist durch die Größe der MTBQ der floristischen Kartierung auf 3200 ha festgelegt. Die Landschaftsausschnitte von 3200 ha übersteigen die 60 ha großen Landschaftseinheiten damit um ein Vielfaches, so dass die Anforderungen an die Mindestgröße der Landschaftsausschnitte erfüllt sind.

- ⇒ Die Grenzen der zu untersuchenden Teillandschaften können im allgemeinen subjektiv festgelegt werden, sich an ökologischen Einheiten orientieren oder durch administrative Einheiten vorgegeben sein. In der vorliegenden Arbeit wurden administrative Einheiten gewählt (MTBQ). Bei der Verwendung solcher festgelegten Einheiten tritt generell das Problem auf, dass diese an Grenzen natürlicher Phänomene nicht halt machen. Durch die Bildung von Ausschnitten, die sich z.B. an Quadranten orientieren, treten Zerschneidungseffekte der patches an den Quadrantenrändern auf. Damit steigt die Anzahl der patches über die tatsächlich vorhandene Anzahl hinaus (Gustafson 1998, Traub & Kleinn 1999, Müller 2000). Dies kann die Ergebnisse der LSM verzerren und so die Interpretation beeinflussen (Blaschke 1999, Syrbe 1999). Allerdings ist es ein systematischer Fehler und die Effekte verringern sich mit wachsender Größe der Teillandschaften. Bei einer Fläche von 32 km^2 in dieser Arbeit ist zu vermuten, dass die Auswirkungen der Zerschneidungseffekte auf die Ergebnisse gering waren. Untersuchungseinheiten einheitlicher Größe haben aber auch den Vorteil, dass die Strukturmaße zwischen den Untersuchungseinheiten (in diesem Fall Quadranten) vergleichbar bleiben, weil auf diese Weise das Problem der Abhängigkeit der LSM von der Flächengröße der Untersuchungseinheit vermieden wird (Gustafson 1998).
- ⇒ Als Richtwert für die Pixelauflösung empfehlen O'Neill et al. (1996) eine 2 bis 5 mal kleinere Pixelgröße als die Größe der untersuchten patches. Sehr kleine Biotopflächen mit weniger als 200 bis 500 m^2 Größe, wie z.B. Gebüschgruppen, werden dieser Anforderung bei der verwendeten Pixelgröße von 10 m (Fläche von 100 m^2) nicht gerecht. Des Weiteren fallen Flächen, die kleiner sind als die Pixelauflösung von 100 m^2 , bei der Rasterung heraus und werden dem dominierenden umgebenden Biotoptyp zugeschlagen. Bei Häufung solcher Fälle kann sich der Flächenanteil des betroffenen Biotoptyps verringern und die Aussagekraft der Maße dieses Biotoptyps kann verringert sein. Allerdings wird die Auflösung der BNTK mit 10 m angegeben, so dass Biotope von weniger als 100 m^2 Größe nicht auftreten dürften bzw. nur in geringer Anzahl vorhanden sind und so nicht weiter ins Gewicht fallen.

5.3.2.2 Datenqualität der Biotopkartierung

Die Daten der Biotop- und Landnutzungskartierung stellten sich in dieser Arbeit als eine wichtige Datengrundlage heraus. Da keine Validierung dieser Kartierung im Gelände durchgeführt wurde und die auf Luftbildern beruhenden Landesbiotopkartierungen oft mit Fehlzweisungen und fehlerhaften Abgrenzungen behaftet sind (Müller 2000), kann hierin ein Teil der ungeklärten Varianz begründet liegen. Da die Arten jedoch nicht biotopspezifisch erfasst wurden, sondern sich auf Quadranten von 32 km^2 beziehen, sind gewisse Fehler in der

BNTK tolerierbar. Wie die Auswertung gezeigt hat, sind vor allem die Hauptlandnutzungen für die Artverbreitung von entscheidender Bedeutung. Und diese sind bereits in der 2. und 3. Hierarchiestufe der BNTK verschlüsselt. Fehlerhafte Zuordnungen auf dieser Ebene (z.B. Nadelwald statt Ackerland) sind sehr unwahrscheinlich. Wenn sie doch auftraten, so werden sie durch die Größe der Untersuchungseinheiten nivelliert. Insgesamt ist an der Verteilung der großräumigen Biotope und Landnutzungen wie Acker im Köthener Ackerland, Grünland in den Flussniederungen und Wälder auf den Höhenrücken erkennbar, dass zumindest die für diese Arbeit wichtigen Biotope und Landnutzungen in der Biotopkartierung richtig erfasst sind.

5.3.2.3 Problematik der Landschaftsstrukturmaße auf Landschaftsebene

In dieser Arbeit wurden LSM auf Klassen- und auf Landschaftsebene berechnet (siehe Kapitel 3.4.3 und 3.5.2). In der statistischen Analyse zeigt sich jedoch, dass viele Maße auf Landschaftsebene sehr hoch mit den Maßen der dominierenden Landnutzungen auf Klassenebene korreliert sind. Das liegt daran, dass die Parameter auf Landschaftsebene gewichtete Mittelwerte über die Landschaftselemente aller Biotop- und Landnutzungsklassen bilden und die dominierenden Landnutzungen daher mit dem größten Einfluss in diese Mittelwertbildung eingehen. Das heißt, alle Parameter werden nach den Flächenanteilen der einfließenden Klassen gewichtet. Die dominierende Landnutzung im Untersuchungsgebiet ist Ackerland. Daher sind beispielsweise die Parameter „Mittlere Größe der patches“ (MPS) und „Durchschnittliche Kantenlänge der patches“ (ED) hoch mit dem Parameter „Durchschnittliche Größe der Ackerflächen“ korreliert (siehe Kapitel 4.3.3). Auch der Diversitätsparameter „SIDI“ fällt wegen einer hohen Korrelation mit dem Flächenanteil von Acker aus der weiteren Analyse heraus. Die Maße auf Landschaftsebene bieten daher nur einen geringen zusätzlichen Erklärungsanteil. Zudem sind sie in ihrer Aussage sehr unpräzise, da sie die Eigenschaften mehrerer Klassen in einem Wert vereinen. Sie sagen daher wenig über die lokale Struktur der Landschaft aus, sondern eignen sich eher für Vergleiche zwischen verschiedenen Landschaften oder Regionen (Keitt, Urban & Milne 1997). In dieser Arbeit kam damit den Maßen auf Landschaftsebene nur eine geringe Bedeutung zu. So blieb am Ende nur das flächenunabhängige Diversitätsmaß „Anzahl an Landnutzungen“ als Maß auf Landschaftsebene in der Hauptkomponentenanalyse übrig. Auch in anderen Arbeiten stellen sich die Diversitätsmaße als wichtigste Maße auf Landschaftsebene heraus (Blaschke 2000).

5.3.2.4 Maße der Komposition dominieren in der Aussagekraft

Im Vorfeld der Auswahl der LSM wurde festgestellt, dass die Maße der Konfiguration wie z.B. die Kantenlängen von patches (ED) sehr hoch mit den Maßen der Komposition, hier vor allem mit dem Flächenanteil der jeweiligen Klasse korrelieren. Beide Parameter für gleiche Klassen in die Analyse aufzunehmen hätte daher zu Redundanzen oder einseitigen Wichtungen geführt. Deshalb wurden im Vorfeld die Maße ausgewählt, die für die Bearbeitung der aufgestellten Hypothesen geeignet schienen. So wurde beispielsweise statt dem Flächenanteil von Strassen die Kantenlänge verwendet, da Randstrukturen mit dem Artenreichtum besser assoziiert sind. Wegen der hohen Korrelation mit dem Flächenanteil

hätte aber wahrscheinlich ebenso gut der Flächenanteil selber verwendet werden können. Auch der Parameter „Konnektivität von Mischwald“ war sehr hoch mit den Flächenanteilen von Mischwald korreliert, so dass auch hier der zusätzliche Erklärungsanteil der Konnektivität fragwürdig ist.

Es scheint, dass auf dieser Maßstabsebene die Maße der Komposition eine übergeordnete Rolle spielen und die Konfigurationsmaße infolge der hohen Multikollinearität in den Hintergrund rücken. Gustafson (1998) bestätigt diese Feststellung für Untersuchungen auf regionaler Ebene. Auf dieser Ebene erklärt die Komposition allein schon einen großen Teil der Abhängigkeiten zu ökologischen Fragestellungen (Gustafson 1998). Es gibt bestimmte Skalenebenen, auf denen einige Parameter und Prozesse wirksam sind und andere dagegen nicht (Turner 1989). Auf anderen Maßstabsebenen wie auf Metapopulationsebene konnten z.B. gute Ergebnisse mit Konfigurationsmaßen wie z.B. Konnektivitätsmaßen (Wiens 1997, Vos et al. 2001), Kanten- und Fraktalitätsmaßen (Hawrot & Niemi 1996) oder Formenmaßen (Hamazaki 1996) erzielt werden. Empfindlichkeit und Bedeutung von Landschaftsstrukturen sind demzufolge skalenabhängig (Keitt, Urban & Milne 1997). Auch in Arbeiten mit direktem Habitatbezug der betrachteten Arten wurden mit Konfigurationsmaßen (z.B. Konnektivitäts- und Kantenmaßen) Zusammenhänge zum Artenreichtum festgestellt (Hansson 1997, Metzger 1997). Das bedeutet für die vorliegende Arbeit, dass nur eine Auswahl an Maßen im untersuchten Maßstabsbereich für die Erklärung der Verbreitungsmuster von Pflanzenarten von Bedeutung ist. Insbesondere die Kombination der LSM Flächenanteil, Flächengröße und Flächenzahl ausgewählter Biotope und Landnutzungen stellte sich als wichtiges Set zur Beschreibung der Landschaftsstruktur heraus. Durch die Verwendung der Konfigurationsmaße Flächenanzahl und -größe der patches einer Landnutzung wurde die Hauptkomponente der *kleinteiligen Landnutzung* in der statistischen Analyse ausgewiesen, mit der sich wichtige Beziehungen zum Artverbreitungsmuster ergaben. Dies macht deutlich, dass ein einzelnes Maß allein (z.B. Flächenanteil von Landnutzungen) nicht ausreichend ist, die Strukturen der Landschaft umfassend zu charakterisieren und zu ökologischen Fragestellungen in Beziehung zu setzen.

5.3.3 Diskussion der statistischen Methodik

Bei der Hauptkomponentenanalyse sind die Interpretationen der Hauptkomponenten anhand der hoch ladenden Variablen sehr subjektiv (James & McCulloch 1990) und die gebildeten Hauptkomponenten müssen nicht wirklich existieren bzw. können die hoch ladenden Variablen einer HK auf zufälligen Korrelationen beruhen (StatSoft 1998). Dies kann z.B. im Fall der HK 1 vermutet werden, da hierin neben Acker und Wald auch die Niederschläge hoch laden. Die Niederschläge korrelieren negativ mit dem Acker und positiv mit dem Wald. Hier kann allerdings keine kausale Beziehung zwischen Niederschlag und Landnutzung vorliegen. Denn zum einen hängen die Niederschläge als großklimatischer Faktor nicht von der Verteilung der Landnutzung ab. Umgekehrt könnte die Landnutzung theoretisch von den Niederschlägen abhängen. In einem Gebiet mit negativen klimatischen Wasserbilanzen übers Jahr würde man dann allerdings die Ackerflächen in den niederschlagsbegünstigten Gebieten vermuten. Dies trifft allerdings nicht zu. Auch eine reliefbedingte Abhängigkeit von

Landnutzung und Niederschlägen trifft nicht zu, denn die Reliefparameter laden in einer eigenen Hauptkomponente, korrelieren demnach nicht mit den Niederschlägen und den dominierenden Landnutzungen. Die Landnutzungen folgen dagegen den Bodensubstraten, denn die Ackerflächen befinden sich auf den reichen Lössböden und die Waldflächen auf den armen Sanden. Es wird vermutet, dass die Niederschläge zufällig mit der Sandverteilung und damit der Acker-Wald-Verteilung korrelieren. Dies ist jedoch eine Ausnahme. In allen anderen Fällen ergeben sich aus den Kombinationen der hoch ladenden Variablen jeder HK sinnvolle und relativ einfach interpretierbare Zusammenhänge. Daher dürfte die Subjektivität nicht störend ins Gewicht fallen.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass nur die Hauptkomponenten 1 bis 4 in der Regressionsanalyse befriedigend hohe Korrelationen aufweisen. Die HK 5 bis 8 (*wenig Magerstandorte, Relief, wenig Sonderstandorte anthropogenen Ursprungs, Moore und Staudenfluren*) bilden nur sehr schwache Zusammenhänge aus. Vermutlich liegt dies an den vielfältigen Varianzen der hineinspielenden Variablen. Diese letzten HK scheinen nur noch „faktorielles Geröll“ zu vereinen und nicht mehr eindeutig interpretierbar zu sein (StatSoft 1998).

Weiterhin können mit der Hauptkomponentenanalyse keine nicht-linearen Beziehungen erfasst werden. Dem wurde begegnet, indem entsprechende nicht-lineare Verhältnis- und Prozentdaten durch Transformationen normal verteilt wurden (siehe 3.6.1). Die Normalverteilung konnte bei den meisten Variablen in dieser Arbeit erreicht werden.

Insgesamt schätzen James & McCulloch (1990) die Hauptkomponentenanalyse als sehr geeignete Methode der Datenreduktion für räumliche Untersuchungen mit Variablen hoher räumlicher Variabilität ein. Der Vorteil der Datenreduktion kann natürlich auch zum Nachteil werden, denn durch die Zusammenfassung von mehreren Aspekten in nur einer Komponente findet eine gewisse Generalisierung und Nivellierung statt, die in der weiteren Analyse evtl. deutliche Abhängigkeiten des untersuchten Phänomens verdecken kann. Angesichts der Vielzahl vorhergesagter Beziehungen der LSM zu den Artengruppen und damit der Variablenzahl war die Hauptkomponentenanalyse jedoch der beste analytische Weg.

Für die Durchführung der Regressionsanalyse sollten 10 bis 20 mal so viele Untersuchungseinheiten vorliegen wie Variablen eingehen (StatSoft 1998)). Ohne die Variablenreduktion in der Hauptkomponentenanalyse wäre diese Voraussetzung trotz Reduktion auf wichtige Variablen und Ausschließen hoch korrelierender Variablen nicht erfüllt gewesen. Die Hauptkomponentenanalyse kann daher als wichtige Methode im Umgang mit Landschaftsstrukturmaßen angesehen werden (Riitters et al. 1995).

Räumliche Analysen unterliegen in der Regel einer räumlichen Autokorrelation, die Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Artverbreitungsmustern überprägen kann (Franklin 1996). Quadranten in unmittelbarer Nachbarschaft ähneln sich in ihrer Artenzusammensetzung mehr als weit entfernte Quadranten. Mit speziellen Verfahren können räumliche Daten auf Autokorrelationen hin untersucht werden. Dies ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch nicht möglich gewesen und könnte zu einer Verzerrung der Ergebnisse beigetragen haben.

5.3.4 Übertragbarkeit, räumliche und zeitliche Auflösung

Die Arbeit weist im statistischen Sinne keine zeitliche und räumliche Wiederholung auf, sondern stellt nur eine Stichprobenerhebung dar. Eine Übertragung auf andere Räume ist daher nur innerhalb bestimmter Grenzen möglich. Das Vergleichsgebiet sollte eine ähnliche naturräumliche Entstehungsgeschichte und großräumige Landnutzungen aufweisen sowie ähnlichen anthropogenen Einflüssen unterliegen (O'Neill et al. 1996). Dabei ist insbesondere zu beachten, dass die Arbeit innerhalb bestimmter Maßstabsgrenzen durchgeführt wurde. Nur in diesem Maßstabsbereich sind die Interpretationen der gefundenen Zusammenhänge gültig und mit anderen Arbeiten vergleichbar (Blaschke 1999, Traub & Kleinn 1999).

Weiterhin ist keinerlei zeitliche Dynamik, beispielsweise im Sinne von Artausbreitungsprozessen, aus der Arbeit ablesbar. Es wurde nur ein einzelner Zeitausschnitt eines bestehenden Artverbreitungsmusters betrachtet. Daher kann keine Aussage über einen Trend der Verbreitungsprozesse fremdländischer Arten in Zusammenhang mit Landschaftsstrukturen getroffen werden.

Damit auch Zusammenhänge zu abiotischen Parametern sichtbar werden, müssten größere und heterogenere Landschaftsräume, die deutliche Klima-, Relief- und Substratwechsel aufweisen, untersucht werden. In Bezug auf fremdländische Arten und deren Etablierungserfolg, könnten zusätzlich Deckungsgrade neben den reinen Artenzahlen hinzugezogen werden, um so Aussagen über die Dominanz von Arten in Bezug zu landschaftsstrukturellen Aspekten treffen zu können (Rejmánek 1989). Beide Parameter zusammen könnten dann für die Beurteilung der Biodiversität verwendet werden, während Artenzahlen in dieser Arbeit nur Aussagen über die Artenvielfalt zulassen.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht vor allem hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen Landschaftsstrukturen und Invasionen in anderen Maßstabsbereichen und des Vergleichs verschiedener Zeitschnitte, um dem hoch dynamischen Prozess der Arealveränderungen von Pflanzen gerecht zu werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Als ein Beitrag zur invasionsökologischen Forschung wurde die Eignung landschaftsstruktureller Parameter zur Erklärung von Verbreitungsmustern fremdländischer Pflanzengruppen (Archäophyten, Neophyten) im regionalen Maßstabbereich untersucht. Unter Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen (McGarigal & Marks 1994) wurden naturräumliche und landnutzungsbezogene Eigenschaften der Landschaft quantifiziert und in einer statistischen Analyse zu Daten der Floristischen Kartierung Deutschlands (Benkert, Fukarek & Korsch 1996) in Beziehung gesetzt.

Für 125 Untersuchungseinheiten von 32 km² Größe wurden 38 Maße der Komposition und Konfiguration der Landschaftsstruktur berechnet. Mit einer Auswahl von 29 gering korrelierenden Maßen wurde eine Hauptkomponentenanalyse zur Aufdeckung gemeinsamer Dimensionen der Landschaftsstruktur durchgeführt. Die ersten acht Hauptkomponenten erklärten 80% der Varianz der 29 Maße. In einer multiplen Regressionsanalyse erklärten die Hauptkomponenten 66% (korrigiertes R²) der Varianz des Verbreitungsmusters der Neophyten, 59% der Archäophyten und 58% der indigenen Arten. Einen besonders hohen Anteil an dieser Varianzerklärung hatten die Hauptkomponenten *große Siedlungsgebiete und Verkehrszentren, Biotope und Landnutzungen in Flussauen* und *kleinteilige Landnutzung*.

Die wichtigsten Erkenntnisse dieser Arbeit sind:

- (1) Eine Zunahme des Urbanisierungsgrades (über Zunahme der Flächenanteile und Größen von Siedlungen und Grünflächen, Verkehrsdichte und Gebüschstrukturen) korreliert insbesondere mit einer Zunahme der Artenzahl von Neophyten, aber auch mit einer Zunahme von Archäophyten und indigenen Arten.
- (2) Eine Zunahme von Randstrukturen in der Landschaft (kleinteilige Agrar- und Siedlungsstruktur) schafft Etablierungsmöglichkeiten und fördert den Artenreichtum insbesondere von Archäophyten, aber auch von Neophyten und indigenen Arten.
- (3) Natürliche Störungen entlang von Fließgewässern, Struktur- und Nutzungsvielfalt in Auen und natürliche Verbreitungsmechanismen über Fließgewässer sind mit einer hohen Artenvielfalt indigener Arten gekoppelt, fördern aber ebenso die Etablierung und Ausbreitung von Neophyten und Archäophyten.

Diese Ergebnisse decken sich in Bezug auf die Artenvielfalt mit einer Studie von Haeupler (1974), der mit der gleichen Rasterauflösung (MTBQ, 5 * 5 km) in einem größeren Untersuchungsgebiet (140 * 140 km, 640 MTBQ) in Süd-Niedersachsen positive Zusammenhänge zwischen Artenreichtum und Quadranten mit Siedlungsräumen, mit hoher natürlicher Standortvielfalt und einer kleinteiligen Kulturlandschaft fand.

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass zwischen Landschaftsstruktur und Artverbreitungsmustern signifikante Zusammenhänge bestehen. Landschaftsstrukturmaße erweisen sich dabei als geeignete Indikatoren für die Erklärung des Artenreichtums auf regionaler Ebene. Dabei kommt es nicht nur auf das Vorhandensein der Landschaftselemente und deren Flächenanteile an, sondern auch auf deren Größe und Anzahl sowie die Vielfalt der

Biotope und Landnutzungen. Die Parameter Größe und Anzahl der patches erlaubten eine Unterscheidung zwischen Landschaftsräumen mit großflächigen Ackerschlägen, die mit geringer Artenvielfalt korrelierten und Räumen mit kleinteiliger Landnutzung und vielen Randstrukturen, die mit erhöhter Artenvielfalt korrelierten. In dieser Untersuchung wurde deutlich, dass die Maße Flächenanteil, Flächengröße und Flächenanzahl ausgewählter Biotope und Landnutzungen sowie die Landnutzungsvielfalt ein geeignetes Set für die Beschreibung und Differenzierung der landschaftlichen Strukturen auf regionaler Ebene darstellen. Konfigurationsmaße wie Kantenlängen, Formenindizes und Nachbarschaftsmaße brachten nur geringe zusätzliche Erklärungsanteile oder schieden wegen hoher Korrelationen mit den Flächenanteilen von vornherein aus.

In Hinsicht auf die räumlichen Bezugseinheiten erwiesen sich Maße auf Klassenebene für die Untersuchung der vorliegenden Fragestellung als sehr geeignet, während Maße auf Landschaftsebene zu stark von den dominierenden Landnutzungen beeinflusst waren. Als wichtiges Maß auf Landschaftsebene stellte sich die Anzahl der Biotope und Landnutzungen pro Untersuchungseinheit zur Bestimmung der Landnutzungsvielfalt heraus.

Beziehungen der Arten zu abiotischen Parametern wurden nicht deutlich, da es Überlagerungen mit den Landnutzungen gab (Boden) bzw. Klima und Relief im Gebiet zu wenig variieren.

Die Arbeit zeigt Möglichkeiten des Einsatzes von Landschaftsstrukturmaßen als Indikatoren der Landschaftsstruktur in Verbindung mit invasionsökologischen Fragestellungen. Sie deckt auf, welche Maße auf der gewählten Untersuchungsebene und mit den verfügbaren Daten relevant sind. Sie ist weiterhin Beispiel für die Nutzung des Potentials leicht zugänglicher Datengrundlagen wie der zentral-floristischen Kartierung Deutschlands (Benkert, Fukarek & Korsch 1996) in Verbindung mit Biotop- und Landnutzungskartierungen.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- Alpert, P.; Bone, E.; Holzapfel, C. 2000. „Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants”. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 3:1. S. 52-66.
- Ashton, P.; Mitchell, D. 1989. „Aquatic plants: patterns and modes of invasion, attributes of invading species and assessment of control programmes”, in: Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 111-154.
- Backhaus, K.; Erichson, B.; Plinke, W.; Weiber, R. 1996. Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung. Berlin (Springer Verlag).
- Bahrenberg, G.; Giese, E.; Nipper, J. 1992. Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik. Stuttgart (Teubner).
- Baker, H. 1986. „Patterns of plant invasion in North America“, in: Mooney, H.; Drake, J. (Hrsg.): Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. New York (Springer-Verlag). S. 44-57.
- Bauer, M. 1995. „Verbreitung neophytischer Knötericharten an Fließgewässern in Baden-Württemberg“, in: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotop; Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg (Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG). S. 105-112.
- Bazzaz, F. 1986. „Life history of colonizing plants: some demographic, genetic, and physiological features”, in: Mooney, H.; Drake, J. (Hrsg.): Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. New York (Springer-Verlag). S. 96-110.
- Benkert, D.; Fukarek, F.; Korsch, H. 1996. Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. Jena (Gustav Fischer Verlag).
- Blaschke, T. 1999. „Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potential und Probleme“, in: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften. Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). S. 9-25.
- Blaschke, T.; Petch, J. 1999. „Landscape structure and scale: comparative studies on some landscape indices in Germany and UK”, in: Maudsley, M.; Marshall, J. (Hrsg.): Heterogeneity in landscape ecology: pattern and scale. IALE UK. Bristol. S. 75-84.
- Blaschke, T. 2000. „Landscape Metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung“, Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 39. S. 267-299.
- Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.) 1995. Gebietsfremde Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotop; Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg (Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG).
- Brosfokske, K.; Chen, J.; Crow, T.; Saunders S. 1999. „Vegetation responses to landscape structure at multiple scales across a Northern Wisconsin, USA, pine barrens landscape“. Plant Ecology 143. S. 203-218.
- Burel, F. 1993. „Time lags between spatial pattern changes and species distribution changes in dynamic landscapes“. Landscape and Urban Planning 24. S. 161-166.
- Burke, M.; Grime, J. 1996. „An experimental study of plant community invasibility“. Ecology 77:3. S. 776-790.
- Cain, D.; Riitters, K.; Orvis, K. 1997. „A multi-scale analysis of landscape statistics“. Landscape Ecology 12. S. 199-212.
- Datenbank Blütenpflanzen Sachsen-Anhalt. 1998. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, PSF 200841, 06116 Halle (Saale).
- Davis, M.; Grime, P.; Thompson, K. 2000. „Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility“. Journal of Ecology 88. S. 528-534.
- Davis, M.; Thompson, K. 2000. „Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology“. Bulletin of the Ecological Society of America 81:3. S. 226-230.

- di Castri, F. 1989. „History of biological invasions with special emphasis on the Old World“, in: Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 1-30.
- di Castri, F.; Hansen, A.; Debussche, M. (Hrsg.) 1990. Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Monographiae Biologicae Vol 65. London (Kluwer Academic Publishers).
- di Castri, F. 1990. „On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity“, in: di Castri, F.; Hansen, A.; Debussche, M. (Hrsg.): Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Monographiae Biologicae Vol 65. London (Kluwer Academic Publishers). S. 3-16.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Stuttgart (Eugen Ulmer).
- Dover, J.; Bunce, R. (Hrsg.) 1998. Key concepts in landscape ecology. IALE (UK). Preston.
- Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.) 1989. Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons).
- Duhme, F.; Pauleit, S. 1998. „Some examples of different landscape systems and their biodiversity potential“. Landscape and Urban Planning 41. S. 249-261.
- Dukes, J.; Mooney, H. 1999. „Does global change increase the success of biological invaders?“. Trends in Ecology and Evolution 14:4. S. 135-139.
- Edwards, K. 1998. „A critique of the general approach to invasive plant species“, in: Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers). S. 84-94.
- Elton, C. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. London (Methuen & Co Ltd).
- Falinski, J. 1998. „Invasive alien plants and vegetation dynamics“, in: Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers). S. 3-21.
- Forman, R.T.T.; Godron, M. 1986. Landscape Ecology. New York (John Wiley & Sons).
- Forman, R. 1995. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge (University Press).
- Frank, D.; Klotz, S. 1990. Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. Wissenschaftliche Beiträge 1990/32. Halle (VEB Kongreß- und Werbedruck).
- Franklin, S. (Hrsg.) 1996. A community view of disturbance and vegetation dynamics. Publications in Sciences. Joensuu (University of Joensuu).
- Fry, G. 1998. „Changes in landscape structure and its impact on biodiversity and landscape values: a Norwegian perspective“, in: Dover, J.; Bunce, R. (Hrsg.): Key concepts in landscape ecology. IALE (UK). Preston. S. 121-128.
- Giles, R.; Trani, M. 1999. „Key elements of landscape pattern measures“. Environmental Management 23:4. S. 477-481.
- Goodwin, B.; McAllister, A.; Fahrig, L. 1999. „Predicting invasiveness of plant species based on biological information“. Conservation Biology 13:2. S. 422-426.
- Gustafson, E. 1998. „Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?“. Ecosystems 1. S. 143-156.
- Haeupler, H. 1974. Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzenflora Süd-Niedersachsens. Dissertation. Göttingen.
- Haeupler, H. 1999. „Zur Phytodiversität Deutschlands, eine aktualisierte Bilanz“. Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 215. S. 103-109.
- Hamazaki, T. 1996. „Effects of patch shape on the number of organisms“. Landscape Ecology 11:5. S. 299-306.
- Hansson, L. 1997. „Environmental determinants of plant and bird diversity in ancient oak-hazel woodland in Sweden“. Forest Ecology and Management 91. S. 137-143.
- Hansson, L. 1997a. „The relationship between patchiness and biodiversity in terrestrial systems“, in: Pickett, S.; Ostfeld, R.; Shackak, M; Likens, G. (Hrsg.): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity. New York (Chapman & Hall). S. 146-166.

- Hawrot, R.; Niemi, G. 1996. „Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest“. The Auk 113:3. S. 586-598.
- Herzog, F.; Lausch, A.; Müller, E.; Thulke, H. 1999. „Das Monitoring von Landschaftsveränderungen mit Landschaftsstrukturmaßen - Fallstudie Espenhain“, in: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften. Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). S. 93-106.
- Heywood, V. 1989. „Patterns, extents and modes of invasions by terrestrial plants“, in: Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 31-55.
- Higgins, S.; Richardson, D.; Cowling, R.; Trinder-Smith, T. 1999. „Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity“. Conservation Biology 13:2. S. 303-313.
- Hobbs, R. 1989. „The nature and effects of disturbance relative to invasions“, in: Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 389-405.
- Hobbs, R.; Humphries, S. 1995. „An integrated approach to the ecology and management of plant invasions“. Conservation Biology 9:4. S. 761-770.
- Hoffmann, J. 1998. „Assessing the effects of environmental changes in a landscape by means of ecological characteristics of plant species“. Landscape and Urban Planning 41. S. 239-248.
- Hoover, S.; Parker, A. 1991. „Spatial components of biotic diversity in landscapes of Georgia, USA“. Landscape Ecology 5:3. S. 125-136.
- Hulshoff, R. 1995. „Landscape indices describing a Dutch landscape“. Landscape Ecology 10:2. S. 101-111.
- James, F.; McCulloch, C. 1990. „Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or pandora's box?“. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21. S. 129-166.
- Jedicke, E. 2001. „Biodiversität, Geodiversität, Ökodiversität: Kriterien zur Analyse der Landschaftsstruktur - ein konzeptioneller Diskussionsbeitrag“. Naturschutz und Landschaftsplanung 33:2/3. S. 59-68.
- Keitt, T.; Urban, D.; Milne, B. 1997. „Detecting critical scales in fragmented landscapes“. Conservation Ecology 1:4. URL: <http://www.consecol.org/voll/iss1/art4>
- Klotz, S. 1990. „Species/area and species/inhabitants relations in European cities“, in: Sukopp, H.; Hejny, S.; Kowarik, I. (Hrsg.): Urban ecology. Plants and plant communities in urban environments. The Hague (SPB Academic Publishing). S. 99-104.
- Klotz, S. 2000. „Stadtlandschaften - die artenreichsten Lebensräume in Mitteleuropa?“, in: Ernst, D.; Felinks, B.; Henle, K.; Klotz, S.; Sandermann, H.; Wiencke, C.: Von der numerischen zur funktionellen Biodiversität: Neue Forschungsansätze. GAIA - Mitteilungen der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren 9:2. S. 140-145.
- Köhler, W.; Schachtel, G.; Voleske, P. 1996. Biostatistik. Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Berlin (Springer-Verlag).
- Konold, W.; Alberternst, B.; Kraas, S.; Böcker, R. 1995. „Versuche zur Regulierung von Reynoutria-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse“, in: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope; Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg (Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG). S. 141-150.
- Kopecká, M.; Ružek, I. 1998. „Synantropic vegetation as an indicator of landscape changes“. Geografický Časopis 50:1. S. 77-85.
- Kornaš, J. 1990. „Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects“, in: di Castri, F.; Hansen, A.; Debussche, M. (Hrsg.): Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. Monographiae Biologicae Vol 65. London (Kluwer Academic Publishers). S. 19-36.
- Korsch, H. 1999. Chorologisch-ökologische Auswertungen der Daten der Floristischen Kartierung Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 30. Bonn.
- Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Dissertation. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 56. Berlin.

- Kowarik, I. 1990. „Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe“, in: Sukopp, H.; Hejny, S.; Kowarik, I. (Hrsg.): Urban ecology. Plants and plant communities in urban environments. The Hague (SPB Academic Publishing). S. 45-74.
- Kowarik, I. 1995. „Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species“, in: Pyšek, P.; Prach, K.; Rejmánek, M.; Wade, M. (Hrsg.): Plant invasions. General aspects and special problems. Amsterdam (Academic Publishing). S. 15-38.
- Lausch, A. 2000. Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. Dissertation. UFZ-Bericht Nr. 12/2000. Bonn.
- Lavorel, S.; Gardner, R.; O'Neill, R. 1993. „Analysis of patterns in hierarchically structured landscapes“. Oikos 67. S. 521-528.
- Lonsdale, W. 1999. „Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility“. Ecology 80:5. S. 1522-1536.
- Maudsley, M.; Marshall, J. (Hrsg.) 1999. Heterogeneity in landscape ecology: pattern and scale. IALE UK. Bristol.
- McGarigal, K.; Marks, B. 1994. FRAGSTATS - Spatial Pattern analysis program for quantifying landscape structure. Corvallis (Oregon State University).
- McGarigal, K.; McComb, W. 1995. „Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range“. Ecological Monographs 65:3. S. 235-260.
- McIntyre, S.; Ladiges, P.; Adams, G. 1988. „Plant species-richness and invasion by exotics in relation to disturbance of wetland communities on the Riverine Plain, NSW“. Australian Journal of Ecology 13. S. 361-373.
- McIntyre, S.; Lavorel, S. 1994. „Predicting richness of native, rare, and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape“. Conservation Biology 8:2. S. 521-531.
- Meyer, J. 1997. „Conserving Ecosystem Function“, in: Pickett, S.; Ostfeld, R.; Shackak, M.; Likens, G. (Hrsg.): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity. New York (Chapman & Hall).
- Metzger, J. 1997. „Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil“. Landscape and Urban Planning 37. S. 29-35.
- Miller, J.; Brooks, R.; Croonquist, M. 1997. „Effects of landscape patterns on biotic communities“. Landscape Ecology 12. S. 137-153.
- Mooney, H.; Drake, J. (Hrsg.) 1986. Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. New York (Springer-Verlag).
- Müller, D. 2000. Landschaftsstrukturanalyse in großen Untersuchungsräumen. Projektarbeit (Uni-GIS). Als Manuskript gedruckt. Salzburg.
- Noble, I. 1989. „Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants“, in: Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 301-313.
- Noss, R. 1983. „A regional landscape approach to maintain diversity“. BioScience 33:11. S. 700-706.
- O'Neill, R.; Krummel, J.; Gardner, R.; Sugihara, G.; Jackson, B.; DeAngelis, D.; Milne, B.; Turner, M.; Zygumt, B.; Christensen, S.; Dale, V.; Graham, R. 1988. „Indices of landscape pattern“. Landscape Ecology 1:3. S. 153-162.
- O'Neill, R.; Hunsaker, C.; Timmins, S.; Jackson, B.; Jones, K.; Riitters, K.; Wickham, J. 1996. „Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale“. Landscape Ecology 11:3. S. 169-180.
- O'Neill, R.; Riitters, K.; Wickham, J.; Jones, K. 1999. „Landscape pattern metrics and regional assessment“. Ecosystem Health 5:4. S. 225-233.
- Ouren, T. 1966. „Om lokalitetsangivelser og kartlegging av plantefunn“. Blyttia 24. S. 295-306.
- Peterson, J.; Langner, U. 1992. „Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungskartierung im Land Sachsen-Anhalt“. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4. Halle.

- Petry, D.; Herzog, F.; Volk, M.; Steinhardt, U.; Erfurth, S. 2000. „Auswirkungen unterschiedlicher Datengrundlagen auf mesoskalige Wasserhaushaltsmodellierungen: Beispiele aus dem mitteldeutschen Raum“. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landesentwicklung 41:1. S. 19-26.
- Petry, D. 2001. Landschaftsfunktionen und planerische Umweltvorsorge auf regionaler Ebene. Entwicklung eines landschaftsökologischen Verfahrens am Beispiel des Regierungsbezirkes Dessau. Dissertation. Halle.
- Pickett, S.; Ostfeld, R.; Shackak, M.; Likens, G. (Hrsg.) 1997. The ecological basis of conservation. Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity. New York (Chapman & Hall).
- Planty-Tabacchi, A.; Tabacchi, E.; Naiman, R.; Deferrari, C.; Decamps, H. 1996. „Invasibility of species-rich communities in riparian zones“. Conservation Biology 10:2. S. 598-607.
- Pyšek, P.; Prach, K.; Rejmánek, M.; Wade, M. (Hrsg.) 1995. Plant invasions. General aspects and special problems. Amsterdam (Academic Publishing).
- Pyšek, P.; Prach, K.; Smilauer, P. 1995. „Relating invasion success to plant traits: an analysis of the Czech alien flora“, in: Pyšek, P.; Prach, K.; Rejmánek, M.; Wade, M. (Hrsg.): Plant invasions. General aspects and special problems. Amsterdam (Academic Publishing). S. 39-60.
- Pyšek, P.; Prach, K.; Mandák, B. 1998. „Invasions of alien plants into habitats of Central European Landscape: an historical pattern“, in: Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers). S. 23-32.
- Rejmánek, M. 1989. „Invasibility of plant communities“, in Drake, J.; Mooney, H.; di Castri, F.; Groves, R.; Kruger, F.; Rejmánek, M.; Williamson, M. (Hrsg.): Biological invasions. A global perspective. SCOPE 37. Chichester (John Wiley & Sons). S. 369-388.
- Rejmánek, M. 1996. „Species richness and resistance to invasions“, in: Oriens, G.H.; Dirzo, R.J. (Hrsg.): Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests. Ecological studies 122. Berlin (Springer Verlag). S. 153-172.
- Ribe, R.; Morganti, R.; Hulse, D; Shull, R. 1998. „A management driven investigation of landscape patterns of northern spotted owl nesting territories in the high Cascades of Oregon“. Landscape Ecology 13. S. 1-13.
- Richardson, D.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.; Panetta, D.; West, C. 2000. „Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions“. Diversity and Distributions 6. S. 93-107.
- Riitters, K.; O'Neill, R.; Hunsaker, C.; Wickham, J.; Yankee, D.; Timmins, S. 1995. „A factor analysis of landscape pattern and structure metrics“. Landscape Ecology 10:1. S. 23-39.
- Roche P.; Taton, T.; Medail, F. 1998. „Relative importance of abiotic and land use factors in explaining variation in woody vegetation in a French rural landscape“. Journal of Vegetation Science 9. S. 221-228.
- Roy, D.; Hill, M.; Rothery, P. 1999. „Effects of urban land cover on the local species pool in Britain“. Ecography 22. S. 507-515.
- Saunders, S.; Chen, J.; Crow, T.; Broszofski, K. 1998. „Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape“. Landscape Ecology 13. S. 381-395.
- Schaefer, M. 1992. Ökologie. Wörterbücher der Biologie. Jena (Gustav Fischer Verlag).
- Schröder, H. 2000. Abriss der physischen Geographie und Aspekte des Natur- und Umweltschutzes Sachsen-Anhalts. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 247. Flensburg (Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag).
- Schroeder, F. 1998. Lehrbuch der Pflanzengeographie. Wiesbaden (Quelle & Meyer).
- Stadler, J.; Trefflich, A.; Klotz, S.; Brandl, R. 2000. „Exotic plant species invade diversity hot spots: the alien flora of northwestern Kenya“. Ecography 23. S. 169-176.
- Stapanian, M.; Sundberg, S.; Baumgardner, G.; Liston, A. 1998. „Alien plant species composition and associations with anthropogenic disturbance in North American forests“. Plant Ecology 139. S. 49-62.
- Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.) 1998. Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers).
- Starfinger, U. 1998. „On Success in Plant Invasions“, in: Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers). S. 33-42.

- StatSoft, Inc. 1998. STATISTICA für Windows. Computer-Programm-Handbuch. Tulsa (Microsoft Corporation).
- Steinhardt, U.; Herzog, F.; Lausch, A.; Müller, E.; Lehmann, S. 1999. „Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation“, in: Pykh, Y.A.; Hyatt, D.E.; Lenz, R.J. (Hrsg.): Environmental Indices - System Analysis Approach. Oxford (EOLSS Publ.). S. 237-254.
- Stohlgren, T.; Coughenour, M.; Chong, G.; Binkley, D.; Kalkhan, A.; Schell, L.; Buckley, D.; Berry, J. 1997. „Landscape analysis of plant diversity“. Landscape Ecology 12. S. 155-170.
- Stohlgren, T.; Binkley, D.; Chong, G.; Kalkhan, M.; Schell, L.; Bull, K.; Otsuki, Y.; Newman, G.; Bashkin, M.; Son, Y. 1999. „Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity“. Ecological Monographs 69:1. S. 25-46.
- Subal, W. 1997. FLOREIN. Interaktives Programm zur Bearbeitung floristischer Daten Version 5.0. Benutzerhandbuch. Bochum (Zentralstelle für die Floristische Kartierung Deutschlands).
- Sukopp, H.; Hejny, S.; Kowarik, I. (Hrsg.) 1990. Urban ecology. Plants and plant communities in urban environments. The Hague (SPB Academic Publishing).
- Sukopp, H. 1995. „Neophytie und Neophytismus“, in: Böcker, R.; Gebhardt, H.; Konold, W.; Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.): Gebietsfremde Pflanzenarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope: Kontrollmöglichkeiten und Management. Landsberg (Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG). S. 3-32.
- Sukopp, H. 1998. „On the study of anthropogenic plant migrations in central Europe“, in: Starfinger, U.; Edwards, K.; Kowarik, I.; Williamson, M. (Hrsg.): Plant invasions: ecological mechanisms and human responses. Leiden (Backhuys Publishers). S. 43-56.
- Syrbe, R. 1999. „Landschaftsmaße und ihre Aussagekraft auf der Basis geoökologischer Raumeinheiten im Biosphärenreservat "Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft"“, in: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften. Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). S. 27-40.
- Thienemann, A. „Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien“. Festschr. f. Zschokke 4. S. 1-14.
- Townsend, C.; Harper, J.; Begon, M. 2000. Essentials of ecology. Boston (Blackwell Science).
- Traub, B.; Kleinn, Ch. 1999. „Zur Erfassung von Flächenfragmentierung und struktureller Diversität“. Forstw. Cbl. 118. S. 39-50.
- Trepl, L. 1990. „Zum Problem der Resistenz von Pflanzengesellschaften gegen biologische Invasionen“. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 8. S. 195-230.
- Turner, M. 1989. „Landscape ecology: the effect of pattern on process“. Annu. Rev. Ecol. Syst. 20. S. 171-197.
- Turner, M.; Gardner, R. (Hrsg.) 1991. Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. New York (Springer).
- Turner, M.; Gardner, R. 1991. „Quantitative methods in landscape ecology: an introduction“, in: Turner, M.; Gardner, R. (Hrsg.): Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity. New York (Springer). S. 3-14.
- Vermeij, G. 1996. „An agenda for invasion biology“. Biological Conservation 78. S. 3-9.
- Volk, M.; Bannholzer, M. 1999. „Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt: Anwendungsmöglichkeiten des Modells "ABIMO" für regionale Szenarien“. Geoökodynamik 20. S. 193-210.
- Vos, C.; Verboom, J.; Opdam, P.; Ter Braak, C. 2001. „Toward ecologically scaled landscape indices“. The American Naturalist 183:1. S. 24-41.
- Wagner, H.; Wildi, O.; Ewald, C. 2000. „Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape“. Landscape Ecology 15. S. 219-227.
- Walz, U.: (Hrsg.) 1999. Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften. Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.).

- Walz, U. 1999a. „Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur“, in: Walz, U.: (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Auswertung mit GIS und Fernerkundung. IÖR-Schriften. Dresden (Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.). S. 1-8.
- Wickham, J.; Wu, J.; Bradford, D. 1997. „A conceptual framework for selecting and analyzing stressor data to study species richness at large spatial scales“. Environmental Management 21:2. S. 247-257.
- Wiens, J. 1976. „Population responses to patchy environments“. Annu. Rev. Ecol. Syst. 7. S. 81-120.
- Wiens, J. 1997. „The emerging role of patchiness in conservation biology“, in: Pickett, S.; Ostfeld, R.; Shacker, M.; Likens, G. (Hrsg.): The ecological basis of conservation. Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity. New York (Chapman & Hall). S. 93-107.
- Williamson, M.; Fitter, A. 1996. „The varying success of invaders“. Ecology 77:6. S. 1661-1666.
- Williamson, M. 1999. „Invasions“. Ecography 22. S. 5-12.
- Wisskirchen, R.; Haeupler, H. 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Stuttgart (Eugen Ulmer Verlag).
- Wohlgemuth, T. 1998. „Modelling floristic species richness on a regional scale: a case study in Switzerland“. Biodiversity and Conservation 7. S. 159-177.
- Zonneveld, I. 1995. Land ecology: an introduction to landscape ecology as a base for land evaluation, land management and conservation. Amsterdam (SPB Academic Publishing).

8 ANHANG

Tabelle 20: Verwendete Biotop- und Nutzungstypen

Code der BNTK	Nr-code	Biototyp
W	1	Wald
WL	2	Laubwald-Reinbestand
WN	3	Nadelwald-Reinbestand
WU	4	Laubmischwald
WE	5	Nadelmischwald
WM	6	Mischwald
WA	7	Auwald
WS	8	Schluchtwald
WF	9	Bruch-, Sumpfwald
WT	10	Trockenwald
WR	11	Waldrand
HH	12	Hecke
HU	13	Gebüsch
HN	14	Gehölzpflanzung, nicht standortgerecht
HG	15	Baumgruppe
HR	16	Baumreihe
HE	17	Einzelbaum
HS	18	Streuobstwiese
K	19	Krautige Vegetation
KG	20	Grünland
KS	21	Staudenflur
KM	22	Magerrasen
KC	23	Wildgrasflur / Calamagrostis
KH	24	Heide
KF	25	Flachmoor / Sumpf
KB	26	Binnensalzstelle / Salzsumpf
GQ	27	Quellbereich
GB	28	Fließgewässer kleiner 5m
GF	29	Fließgewässer größer 5m
GK	30	Stillgewässer kleiner 1ha, naturnah
GT	31	Stillgewässer kleiner 1ha, anthropogen
GS	32	Stillgewässer größer 1ha, naturnah
GA	33	Stillgewässer größer 1ha, anthropogen
FN	34	Sonderstandorte naturnah
FA	35	Sonderstandorte anthropogen
AA	36	Acker
AG	37	Erwerbsgartenbau
AW	38	Weinbau
BS	39	Bebauung im Siedlungs- und Außenbereich
BG	40	Grünfläche
BV	41	Verkehrsfläche
BQ	42	Querbauwerke an Fließgewässern
BX	43	Baustelle ohne erkennbare Folgenutzung
Bvu	44	Wege, unbefestigt
BVw	45	Wege, befestigt
BVs und a	46	Straßen 2 und 4 spurig
BVb	47	Eisenbahn

Tabelle 21: Deskriptive Statistik der verwendeten abiotischen Parameter über die 125 MTBQ im RB Dessau (SD: Standardabweichung; CV: Variationskoeffizient)

abiot. Parameter	Mittelwert	Min	Max	SD	CV	Schiefe
Mn_NS	541.2	461.0	624.6	37.0	6.8	-0.2
Kwba	-60.6	-120.4	4.4	27.8	-45.9	0.2
Range_DGM	37.4	7.0	104.0	22.6	60.5	0.8
Mn_DGM	84.8	56.9	151.3	20.3	24.0	1.3
Substr_reich	6.1	1.0	12.0	2.5	41.5	0.3
%La_Sand	62.3	0.0	100.0	33.2	53.2	-0.5
Nfkeffw	14.2	8.8	25.0	4.0	28.2	0.9
%La_Gw2m	64.8	0	100	29.8	46.0	-0.7

Tabelle 22: Deskriptive Statistik der verwendeten Landnutzungsparameter über die 125 MTBQ im RB Dessau

LSM	Mittelwert	Min	Max	SD	CV	Schiefe
%La_Siedl	5.0	0.1	38.7	5.6	111.7	3.4
%La_Grünfl	1.5	0.0	9.9	1.4	93.8	2.8
%La_Acker	45.7	1.0	89.8	24.3	53.2	-0.1
%La_Verkehrsfl	0.1	0.0	3.1	0.4	260.0	6.1
%La_Sonder	1.3	0.0	30.4	3.8	297.5	5.5
%La_Grünland	9.3	0.3	36.6	7.8	83.9	1.2
ED_Strass	17.2	2.1	54.2	8.6	49.9	1.3
ED_Eisenb	4.9	0.0	53.3	6.3	126.5	4.1
PD_Staudenf	2.4	0.5	10.9	1.5	64.9	2.3
MPS_Siedl	1.6	0.5	8.3	1.3	78.1	2.5
MPS_Grünfl	0.9	0.2	4.2	0.6	67.1	2.5
PD_Siedl	2.9	0.2	11.7	1.7	58.4	1.7
PD_Grünfl	1.6	0.0	5.5	1.0	63.4	1.2
MPI_Gesamtw	2883.1	0.0	23506.9	3042.8	105.5	3.2
MPI_Nadelw	1229.1	0.0	7593.9	1342.9	109.3	1.9
MPI_Mischw	185.3	0.0	1666.0	254.3	137.2	2.7
Lanu_Vielf	30.0	20.0	38.0	3.6	12.1	-0.2
SIDI	0.7	0.2	0.9	0.2	26.8	-0.6
MPS	3.8	1.6	7.9	1.5	39.3	1.1
ED	168.5	74.5	303.8	44.5	26.4	0.2
PD_Acker	2.6	0.3	7.4	1.1	42.0	0.8
MPS_Acker	18.3	3.1	57.6	10.0	54.4	1.1
%La_Gebüsch	0.2	0.0	1.4	0.2	126.9	2.9
%La_Baumgr	0.3	0.0	1.4	0.2	91.3	2.3
ED_SG<1ha	0.7	0.0	8.5	1.3	187.4	3.1
ED_SG>1ha	0.8	0.0	8.9	1.6	204.9	2.7
PD_Trockenr	0.3	0.0	4.4	0.6	231.9	4.0
PD_Heide	0.2	0.0	5.0	0.6	328.0	5.2
%La_Moor	0.2	0.0	2.1	0.4	182.2	3.4
%La_Auwald	0.9	0.0	14.1	2.4	251.2	3.4
%La_FG>5m	0.6	0.0	6.0	1.2	210.3	2.5
%La_Nadelw	14.0	0.0	63.9	15.8	113.1	1.1
%La_Mischw	4.3	0.0	27.0	5.3	124.1	1.7
%La_Gesamtw	24.3	0.0	88.7	22.3	91.7	0.9

Tabelle 23: Korrelationsmatrix der verwendeten Landschaftsparameter

Abkürzung	Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38												
%La_Sied	1	1.00																																																	
%La_Grünfl	2	0.86	1.00																																																
%La_Acker	3	-0.05	0.00	1.00																																															
%La_Verk	4	0.83	0.72	-0.22	1.00																																														
%La_Sond	5	0.17	0.14	-0.20	0.21	1.00																																													
%La_Grünland	6	0.20	0.16	-0.17	0.05	-0.17	1.00																																												
ED_Strass	7	0.64	0.73	0.05	0.50	0.01	0.19	1.00																																											
ED_Eisenb	8	0.70	0.54	-0.08	0.69	0.31	0.07	0.40	1.00																																										
PD_Staudenf	9	0.43	0.36	-0.40	0.44	0.25	0.19	0.31	0.45	1.00																																									
MPS_Sied	10	0.78	0.52	-0.11	0.59	0.13	0.17	0.20	0.52	0.25	1.00																																								
MPS_Grünfl	11	0.69	0.68	-0.05	0.53	0.07	0.07	0.26	0.36	0.23	0.76	1.00																																							
PD_Sied	12	0.69	0.74	0.05	0.56	0.11	0.17	0.81	0.52	0.40	0.13	0.18	1.00																																						
MPI_Mischw	13	-0.20	-0.22	-0.60	-0.06	0.02	0.08	-0.24	-0.10	-0.01	0.01	-0.05	-0.27	1.00																																					
MPI_Gesamtw	14	-0.34	-0.35	-0.63	-0.16	0.00	-0.13	-0.24	-0.26	-0.09	-0.15	-0.19	-0.34	0.65	1.00																																				
Lanu_Vielf	15	0.31	0.27	-0.43	0.28	0.15	0.50	0.31	0.28	0.53	0.15	0.17	0.35	0.18	0.13	1.00																																			
SIDI	16	0.17	0.10	-0.89	0.25	0.20	0.38	0.07	0.19	0.43	0.16	0.10	0.11	0.60	0.51	0.62	1.00																																		
MPS	17	-0.03	-0.11	0.71	-0.13	-0.09	-0.30	-0.26	-0.12	-0.50	0.21	0.17	-0.31	-0.40	-0.41	-0.64	-0.78	1.00																																	
ED	18	0.08	0.09	-0.81	0.21	0.08	0.19	0.19	0.17	0.58	-0.10	-0.09	0.25	0.45	0.42	0.58	0.81	-0.91	1.00																																
PD_Acker	19	0.19	0.28	0.46	-0.01	-0.09	0.21	0.39	0.11	0.00	-0.16	-0.06	0.54	-0.36	-0.39	0.19	-0.20	-0.10	-0.05	1.00																															
MPS_Acker	20	-0.15	-0.12	0.78	-0.22	-0.18	-0.29	-0.15	-0.17	-0.47	-0.02	-0.03	-0.23	-0.38	-0.40	-0.61	-0.78	0.84	-0.85	-0.10	1.00																														
%La_Gebüsch	21	0.57	0.45	0.08	0.45	0.27	0.02	0.29	0.45	0.47	0.45	0.45	0.37	-0.31	-0.40	0.29	0.03	0.03	0.01	0.11	-0.04	1.00																													
%La_Baumgr	22	0.62	0.54	0.01	0.38	0.09	0.36	0.36	0.35	0.46	0.51	0.55	0.43	-0.16	-0.34	0.47	0.18	-0.12	0.12	0.23	-0.18	0.59	1.00																												
ED_SG <1ha	23	0.14	0.08	-0.18	0.08	-0.07	0.49	0.01	0.03	0.33	0.21	0.19	0.01	0.05	-0.03	0.47	0.27	-0.22	0.18	-0.03	-0.17	0.18	0.40	1.00																											
ED_SG >1ha	24	0.17	0.13	-0.09	0.03	0.03	0.47	0.06	0.09	0.28	0.21	0.19	0.06	0.03	-0.13	0.44	0.19	-0.17	0.10	0.14	-0.17	0.21	0.39	0.49	1.00																										
%La_Nadelw	25	-0.54	-0.49	-0.64	-0.32	-0.09	-0.09	-0.29	-0.36	-0.10	-0.44	-0.44	-0.35	0.54	0.81	0.12	0.52	-0.52	0.54	-0.29	-0.48	-0.53	-0.49	-0.12	-0.23	1.00																									
Mn_NS	26	-0.40	-0.29	-0.58	-0.18	-0.08	0.13	-0.07	-0.33	-0.06	-0.44	-0.45	-0.16	0.54	0.62	0.19	0.51	-0.62	0.58	-0.18	-0.47	-0.51	-0.39	0.00	-0.06	0.78	1.00																								
Kwba	27	-0.45	-0.33	-0.44	-0.25	-0.14	0.01	-0.12	-0.36	-0.18	-0.46	-0.45	-0.21	0.49	0.57	0.04	0.36	-0.47	0.44	-0.16	-0.33	-0.56	-0.43	-0.14	-0.22	0.75	0.93	1.00																							
Range_DGM	28	-0.04	0.01	-0.22	0.00	0.10	-0.26	-0.02	-0.09	0.00	-0.08	0.04	0.00	-0.03	0.18	0.04	0.13	-0.11	0.20	-0.08	-0.20	0.08	-0.01	-0.23	-0.25	0.29	0.25	0.28	1.00																						
Mn_DGM	29	-0.43	-0.28	-0.18	-0.26	-0.06	-0.44	-0.12	-0.37	-0.25	-0.48	-0.38	-0.19	0.08	0.32	-0.22	0.01	-0.13	0.16	-0.24	-0.04	-0.33	-0.46	-0.34	-0.41	0.51	0.55	0.61	0.66	1.00																					
Substr_reich	30	0.58	0.56	0.13	0.43	0.13	0.12	0.43	0.36	0.32	0.46	0.49	0.43	-0.32	-0.30	0.15	-0.03	0.02	-0.04	0.21	-0.02	0.46	0.52	0.12	0.07	-0.53	-0.39	-0.40	0.11	-0.22	1.00																				
%La_Sand	31	-0.43	-0.42	-0.48	-0.24	0.05	-0.12	-0.21	-0.24	-0.12	-0.38	-0.46	-0.26	0.52	0.63	0.05	0.43	-0.40	0.39	-0.27	-0.31	-0.42	-0.51	-0.23	-0.33	0.80	0.65	0.68	0.14	0.37	-0.51	1.00																			
Nkffw	32	0.37	0.32	0.53	0.20	0.11	-0.10	0.07	0.25	0.10	0.36	0.39	0.16	-0.60	-0.63	-0.19	-0.53	0.55	-0.51	0.16	0.43	0.44	0.37	0.13	0.19	-0.79	-0.75	-0.77	-0.05	-0.25	0.40	-0.88	1.00																		
%La_Gw2m	33	-0.15	-0.05	0.11	-0.05	0.12	-0.64	-0.10	-0.09	-0.34	-0.09	-0.02	-0.18	0.00	0.07	-0.55	-0.27	0.35	-0.27	-0.35	0.36	-0.12	-0.37	-0.49	-0.51	0.06	0.04	0.22	0.44	0.62	0.01	0.20	-0.01	1.00																	
PD_Trockr	34	-0.11	-0.14	-0.20	-0.05	0.03	-0.19	-0.22	-0.11	0.02	-0.11	-0.06	-0.05	0.18	-0.03	0.01	0.15	-0.06	0.18	-0.14	-0.14	0.15	0.00	-0.11	-0.11	0.09	-0.03	0.00	0.11	0.15	-0.20	0.14	-0.07	0.06	1.00																
PD_Heide	35	-0.26	-0.29	-0.34	-0.11	0.00	-0.17	-0.33	-0.17	0.04	-0.17	-0.18	-0.23	0.32	0.15	-0.07	0.23	-0.13	0.26	-0.33	-0.18	-0.03	-0.20	-0.10	-0.13	0.30	0.12	0.12	-0.13	0.07	-0.43	0.38	-0.28	0.00	0.76	1.00															
PD_Moor	36	0.22	0.22	-0.08	0.20	0.02	0.35	0.15	0.25	0.43	0.15	0.13	0.20	-0.07	-0.21	0.38	0.17	-0.21	0.17	0.05	-0.14	0.27	0.35	0.34	0.44	-0.26	-0.14	-0.22	-0.19	-0.34	0.33	-0.30	0.15	-0.33	-0.11	-0.11	1.00														
%La_Auwald	37	0.27	0.18	-0.23	0.17	-0.06	0.42	-0.06	0.09	0.27	0.46	0.44	-0.04	0.11	0.03	0.30	0.31	-0.11	0.13	-0.13	-0.13	0.18	0.43	0.59	0.35	-0.16	-0.08	-0.14	-0.14	-0.39	0.24	-0.28	0.13	-0.35	-0.09	-0.10	0.19	1.00													
%La_FG>5m	38	0.34	0.16	-0.20	0.20	-0.06	0.54	0.04	0.18	0.30	0.49	0.38	0.06	0.00	-0.11	0.37	0.27	-0.04	0.06	-0.15	-0.10	0.31	0.52	0.59	0.49	-0.25	-0.12	-0.24	-0.07	-0.37	0.30	-0.34	0.21	-0.38	-0.07	-0.13	0.28	0.73	1.00												

Tabelle 24: Artverzeichnis und MTBQ-belegung der Archäophyten

Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-
Adonis aestivalis	21	Fallopia convolvulus	124	Scandix pecten-veneris	12
Agrostemma githago	30	Fumaria officinalis	108	Scleranthus annuus	111
Ajuga chamaepitys	6	Fumaria schleicheri	1	Setaria pumila	96
Alopecurus mysuroides	27	Fumaria schrammii	1	Setaria verticillata	33
Alyssum alyssoides	26	Fumaria vailantii	22	Setaria verticilliformis	1
Amaranthus blitum	23	Gagea villosa	41	Setaria viridis	122
Anagallis arvensis	117	Galeopsis angustifolia	12	Sherardia arvensis	35
Anchusa arvensis	113	Galium parisiense	4	Silene noctiflora	54
Anchusa officinalis	79	Galium spurium	10	Sinapis arvensis	112
Androsace elongata	3	Galium tricornutum	14	Sisymbrium officinale	122
Anthemis arvensis	74	Geranium molle	111	Solanum nigrum	118
Anthriscus caucalis	57	Hyoscyamus niger	58	Sonchus oleraceus	125
Aphanes arvensis	88	Kickxia elatine	49	Spergula arvensis	107
Aphanes microcarpa	33	Kickxia spuria	12	Stachys annua	13
Arabidopsis thaliana	115	Lamium album	125	Stachys arvensis	48
Arctium lappa	87	Lamium amplexicaule	121	Teucrium botrys	2
Artemisia absinthium	106	Lappula squarrosa	18	Thlaspi arvense	119
Asparagus officinalis	113	Lathyrus aphaca	2	Torilis arvensis	1
Asperugo procumbens	19	Lathyrus tuberosus	77	Turgenia latifolia	3
Asperula arvensis	2	Legousia speculum- veneris	4	Urtica urens	117
Atriplex nitens	111	Lepidium campestre	66	Vaccaria hispanica	4
Avena fatua	87	Lepidium ruderale	116	Valerianella locusta	67
Avena sativa	1	Linaria arvensis	28	Verbena officinalis	77
Ballota nigra	124	Lolium remotum	40	Veronica agrestis	60
Bromus arvensis	16	Lolium temulentum	17	Veronica arvensis	115
Bromus secalinus	25	Malva alcea	55	Veronica opaca	8
Bromus sterilis	112	Malva neglecta	116	Veronica polita	52
Bromus tectorum	111	Malva pusilla	18	Veronica praecox	13
Buglossoides arvensis	99	Malva sylvestris	95	Veronica triphyllos	92
Bupleurum rotundifolium	5	Marrubium peregrinum	1	Vicia angustifolia	104
Capsella bursa-pastoris	125	Marrubium vulgare	21	Vicia hirsuta	85
Carduus acanthoides	80	Matricaria maritima	122		
Caucalis platycarpos	7	Melilotus alba	104		
Centaurea cyanus	116	Melilotus officinalis	96		
Cerintho minor	2	Misopates orontium	63		
Chamomilla recutita	124	Muscari comosum	2		
Chrysanthemum segetum	27	Myosurus minimus	82		
Cichorium intybus	109	Neslia paniculata	42		
Conium maculatum	54	Nigella arvensis	16		
Conringia orientalis	10	Onopordum acanthium	84		
Consolida regalis	82	Orlaya grandiflora	1		
Crepis capillaris	82	Papaver argemone	106		
Cuscuta epilinum	2	Papaver dubium	116		
Descurainia sophia	118	Parietaria officinalis	10		
Digitaria ischaemum	96	Plantago lanceolata	125		
Digitaria sanguinalis	79	Plantago major	125		
Dipsacus sylvestris	65	Polycnemum arvense	12		
Echinochloa crus-galli	125	Polycnemum majus	3		
Echium vulgare	113	Portulaca oleracea	33		
Erodium cicutarium	124	Ranunculus arvensis	43		
Euphorbia exigua	45	Raphanus	120		
Euphorbia falcata	1	raphanistrum			
Euphorbia helioscopia	117	Rapistrum rugosum	11		
Euphorbia peplus	104	Reseda lutea	63		
Euphorbia platyphyllos	2	Sagina ciliata	3		
		Sagina micropetala	11		

Tabelle 25: Artverzeichnis und MTBQ-belegung der Neophyten

Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-
Abutilon theophrasti	2	Bromus japonicus	9	Diploptaxis muralis	59
Acer negundo	37	Bromus squarrosus	1	Diploptaxis tenuifolia	98
Achillea nobilis	7	Bromus unioloides	1	Dipsacus fullonum	6
Acorus calamus	75	Bryonia alba	59	Dipsacus pilosus	1
Acroptilon repens	4	Buddleja davidii	1	Dorycnium herbaceum	1
Aesculus hippocastanum	39	Bunias erucago	2	Echinocystis lobata	1
Ailanthus altissima	3	Bunias orientalis	27	Echinops sphaerocephalus	55
Allium paradoxum	1	Calystegia pulchra	3	Elaeagnus angustifolia	1
Alopecurus utriculatus	1	Cannabis sativa	9	Elodea canadensis	64
Amaranthus albus	28	Cardaria draba	80	Elsholtzia ciliata	1
Amaranthus blitoides	2	Castanea sativa	7	Epilobium adenocaulon	79
Amaranthus bouchonii	31	Centaurea calcitrapa	16	Eragrostis albensis	18
Amaranthus caudatus	1	Centaurea diffusa	10	Eragrostis cilianensis	2
Amaranthus chlorostachys	20	Centaurea nigra	3	Eragrostis cilianensis	2
Amaranthus crispus	1	Centaurea nigrescens	3	Eragrostis minor	39
Amaranthus deflexus	4	Centaurea solstitialis	10	Eranthis hyemalis	2
Amaranthus graecizans	1	Cerastium tomentosum	2	Erigeron annuus	36
Amaranthus retroflexus	117	Cerasus mahaleb	20	Eruca sativa	7
Ambrosia artemisiifolia	12	Cerasus vulgaris	21	Euphorbia humifusa	1
Ambrosia trifida	3	Chaenorhinum minus	58	Euphorbia lathyris	12
Amelanchier lamarckii	2	Chamomilla suaveolens	119	Fagopyrum esculentum	1
Amelanchier spicata	3	Chenopodium ambrosioides	3	Fagopyrum tataricum	2
Ammi majus	1	Chenopodium berlandieri	6	Fallopia aubertii	2
Amorpha fruticosa	4	Chenopodium botrys	3	Fraxinus pennsylvanica	15
Anaphalis margaritacea	1	Chenopodium foliosum	5	Fumaria capreolata	1
Anethum graveolens	8	Chenopodium pratericola	1	Galanthus nivalis	35
Anthoxanthum aristatum	30	Chenopodium probstii	3	Galega officinalis	1
Anthriscus cerefolium	4	Chenopodium strictum	38	Galinsoga ciliata	109
Antirrhinum majus	10	Chenopodium suecicum	9	Galinsoga parviflora	125
Aristolochia clematitis	30	Cicerbita macrophylla	5	Galium verrucosum	1
Armoracia rusticana	109	Claytonia perfoliata	6	Gaudinia fragilis	1
Artemisia annua	12	Colutea arborescens	14	Geranium pyrenaicum	61
Artemisia biennis	2	Consolida ajacis	10	Guizotia abyssinica	3
Artemisia dracunculus	20	Consolida hispanica	2	Gypsophila paniculata	6
Artemisia scoparia	2	Conyza canadensis	125	Gypsophila perfoliata	3
Aster laevis	1	Corispermum leptopterum	15	Gypsophila scorzonerifolia	11
Aster lanceolatus	9	Cornus sericea	1	Helianthus decapetalus	3
Aster novae-angliae	2	Coronopus didymus	11	Helianthus tuberosus	16
Aster novi-belgii	14	Corydalis lutea	7	Heracleum mantegazzianum	12
Aster tradescantii	24	Cotoneaster horizontalis	2	Herniaria hirsuta	1
Atriplex heterosperma	4	Crambe abyssinica	7	Hesperis matronalis	32
Atriplex hortensis	5	Crepis setosa	3	Hirschfeldia incana	3
Atriplex tatarica	40	Cruciata glabra	1	Hordeum jubatum	18
Avena nuda	15	Cuscuta campestris	14	Hyacinthoides non-scripta	4
Barbarea intermedia	1	Cymbalaria muralis	13	Hyssopus officinalis	3
Berteroa incana	111	Cynodon dactylon	10	Iberis amara	1
Bidens connata	5	Cynosurus echinatus	1	Impatiens glandulifera	25
Bidens frondosa	101	Cyperus michelianus	1	Impatiens parviflora	85
Brassica elongata	9	Datura stramonium	72	Inula helenium	2
Brassica juncea	8	Datura tatula	1	Iris germanica	9
Brassica napus	6			Iris pumila	2
Brassica nigra	16			Isatis tinctoria	9

Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-	Artname	MTBQ-
Iva xanthiifolia	17	Nicandra physalodes	4	Scilla siberica	35
Juglans regia	1	Oenothera ammophila	3	Scilla vindobonensis	5
Juncus tenuis	46	Oenothera biennis	97	Scrophularia vernalis	4
Kochia densiflora	3	Oenothera erythrosepala	1	Sedum spurium	25
Kochia scoparia	28	Oenothera parviflora	48	Sempervivum tectorum	7
Laburnum anagyroides	12	Omphalodes verna	1	Senecio vernalis	121
Lactuca tatarica	3	Onobrychis viciifolia	13	Silene conica	1
Larix decidua	52	Ornithogalum nutans	17	Silene dichotoma	19
Lathyrus hirsutus	1	Ornithogalum umbellatum	99	Silybum marianum	15
Lathyrus latifolius	18	Ornithopus sativus	30	Sinapis alba	31
Lathyrus nissolia	1	Orobanche ramosa	2	Sisymbrium altissimum	106
Leonurus cardiaca	73	Oxalis corniculata	31	Sisymbrium irio	2
Lepidium densiflorum	31	Oxalis dillenii	5	Sisymbrium loeselii	90
Lepidium neglectum	1	Oxalis fontana	108	Sisymbrium orientale	8
Lepidium perfoliatum	5	Padus serotina	62	Sisymbrium volgense	3
Lepidium virginicum	13	Panicum capillare	1	Solanum nitidibaccatum	6
Linaria dalmatICA	5	Panicum miliaceum	15	Solidago canadensis	96
Linaria genistifolia	7	Papaver somniferum	15	Solidago gigantea	26
Linaria repens	4	Parietaria pennsylvanica	1	Sorbus intermedia	5
Linaria spartea	12	Parthenocissus inserta	7	Spiraea salicifolia	5
Lindernia dubia	14	Petrorhagia saxifraga	3	Symphoricarpos albus	61
Linum austriacum	5	Phacelia tanacetifolia	45	Symphytum uplandicum	1
Linum usitatissimum	1	Phalaris canariensis	16	Syringa vulgaris	57
Lolium multiflorum	77	Physalis franchetii	1	Tanacetum parthenium	22
Lunaria annua	3	Phytolacca acinosa	2	Telekia speciosa	1
Lupinus luteus	35	Picris echioides	4	Thymus pannonicus	1
Lupinus polyphyllus	40	Pinus nigra	8	Trifolium incarnatum	23
Lycium barbarum	57	Polycarpon tetraphyllum	1	Trifolium resupinatum	13
Lycium chinense	5	Populus canadensis	32	Tulipa gesneriana	1
Lycopersicon esculentum	3	Potentilla intermedia	8	Tulipa sylvestris	18
Lysimachia punctata	3	Prunus cerasifera	1	Ulex europaeus	4
Mahonia aquifolium	24	Prunus domestica	7	Veronica filiformis	7
Malus domestica	6	Pyrus communis	3	Veronica persica	93
Matteuccia struthiopteris	3	Quercus rubra	69	Vicia articulata	2
Medicago arabica	1	Reynoutria japonica	22	Vicia dasycarpa	8
Medicago nigra	1	Reynoutria sachalinensis	18	Vicia grandiflora	20
Medicago sativa	107	Rhus typhina	5	Vicia pannonica	12
Medicago varia	32	Robinia pseudoacacia	114	Vicia sativa	18
Mentha piperita	11	Rosa glauca	2	Vicia villosa	103
Mentha spicata	7	Rosa pimpinellifolia	1	Viola odorata	96
Mercurialis annua	43	Rosa rugosa	13	Viola sepincola	2
Mespilus germanica	1	Rudbeckia laciniata	18	Xanthium albinum	44
Mimulus guttatus	14	Rumex patientia	1	Xanthium spinosum	4
Myagrurn perfoliatum	1	Rumex triangulivalvis	3		
Myrrhis odorata	2	Ruta graveolens	1		
Narcissus poeticus	2	Salix acutifolia	2		
Narcissus pseudonarcissus	1	Salvia verticillata	14		
Nepeta cataria	26				