

Westfälische Wilhelms-Universität Münster
Institut für Landschaftsökologie

Diplomarbeit

Räumlich explizite Modellierung von Ruderalarten

**Bedeutung von Konnektivität und Flächenalter für die Besiedlung
städtischer Freiflächen durch die Stadtflora in Abhängigkeit der
pflanzlichen Traits am Beispiel von Gewerbegebieten in Bremen**

Ein Beitrag zu TEMPO von Thorsten Sunder
August 2006

Erstgutachter: Dr. A. Vogel
Zweitgutachter: Prof. Dr. M. Kleyer

1. Einführung

1.1 Einleitung

Städte sind Lebensräume für Menschen, Tiere und Pflanzen. Neben der kultivierten Vegetation der Parks, Grünanlagen und Gärten entwickeln sich Pflanzen auch spontan im Stadtgebiet auf stark oder schwach gestörten, aber immer vom Menschen überprägten Flächen.

Die Ruderalvegetation der Städte ist Lebensgrundlage für zahlreiche Tierarten und hat einen großen Einfluß auf die gesundheitliche Befindlichkeit des Menschen, sein ästhetisches Empfinden und seine Freizeitaktivitäten. Obwohl die Ruderalvegetation darüber hinaus auch die gesetzlichen Forderungen nach Eigenheit und Vielfalt erfüllen, kommt den Stadtbiotopen dennoch nicht die Wertschätzung zustatten, die den natürlichen Biotopen oder den Lebensgemeinschaften der alten Kulturlandschaft zueigen sind (vgl. PROBST 1993). Da die stadtypischen Biotope an einen unregelmäßigen Wechsel von moderater menschlicher Störung bis zu katastrophalen Veränderungen beruht, erzielen die herkömmlichen Schutzstrategien des konservierenden Naturschutzes bei der Erhaltung stadtypischer Biotope nur selten die gewünschte Wirkung. Dennoch ist der Schutz der städtischen Lebensgemeinschaften erstrebenswert. Allerdings bedarf es dabei einer Schutzstrategie, durch die die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit und die Möglichkeiten zum Stadtaus- und Umbau nicht eingeschränkt wird. Um eine Integration von Schutz und Nutzung im städtischen Bereich zu ermöglichen, wurde das TEMPO-Projekt ins Leben gerufen und mit der Evaluierung zukunftsweisender Verfahren betraut. Im Vordergrund steht dabei die Frage, welche städtebaulichen Zyklen für den Erhalt und die Ansiedlung von Stadtarten am vorteilhaftesten sind.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich als Beitrag zum TEMPO-Projekt mit der Bedeutung von Konnektivität und Flächenalter für die Etablierung von Pflanzen in Gewerbegebieten in Abhängigkeit von ihren Ausbreitungsmechanismen.

- Bei welchen funktionalen Pflanzengruppen ist ein geringer Abstand zu den nächsten Populationen von fundamentaler Bedeutung? Wie groß ist der Einfluss der Konnektivität?
- Welche funktionalen Pflanzengruppen reagieren unempfindlich auf die Konnektivität? Gewinnt das Flächenalter stattdessen bei ihnen an Bedeutung?

1.2 Untersuchungsgebiet

1.2.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Stadtgemeinde Bremen auf 5 m NN (Abb.1). Bremen ist mit 547.193 Einwohnern zehntgrößte Stadt Deutschlands. Sie ist Hauptstadt der „Freien Hansestadt Bremen“, des kleinsten Bundeslandes der Bundesrepublik Deutschland, zu dem außer der Stadtgemeinde Bremen noch die Exklave Bremerhaven gehört.

Das Untersuchungsgebiet liegt am linken Weserufer, im Stadtbezirk Süd. Dieser liegt südwestlich des Bremer Zentrums im Bereich der Ochtumniederung. Es gliedert sich in das Gewerbegebiet Ochtum im Stadtteil Neustadt (Ortsteil Neuenland / Flughafen) und das Güterverkehrszentrum (GVZ) in den Stadtteilen Seehausen und Strom.

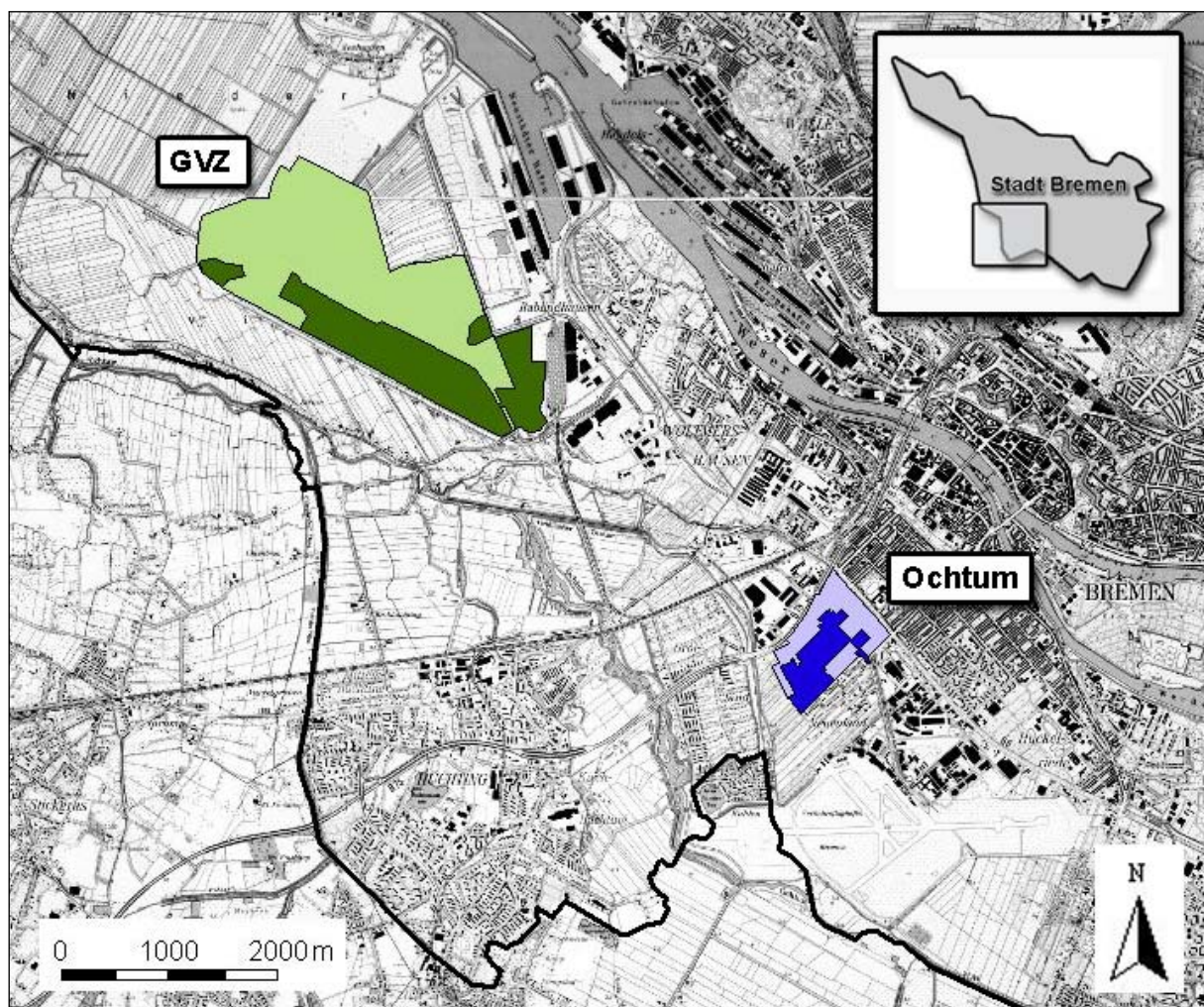


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets

1.2.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich des ozeanisch geprägten Klimas. Die in Abbildung 2 dargestellten Klimadaten (langjähriges Mittel) stammen von der Klimastation am Bremer Flughafen (DWD) in direkter Nachbarschaft zum Industriegebiet Ochtum. Die Höchsten Temperaturen und Niederschläge werden in den Sommermonaten Juni, Juli und August erreicht. Die geringsten Temperaturen fallen in den Januar, die geringsten Niederschläge in den Februar. Verglichen mit dem 45km westlich gelegenen Oldenburg sind die Temperaturen in Bremen leicht erhöht. Zudem sind die Sommermonate niederschlagsreicher und die Wintermonate niederschlagsärmer (siehe Abb. 2).

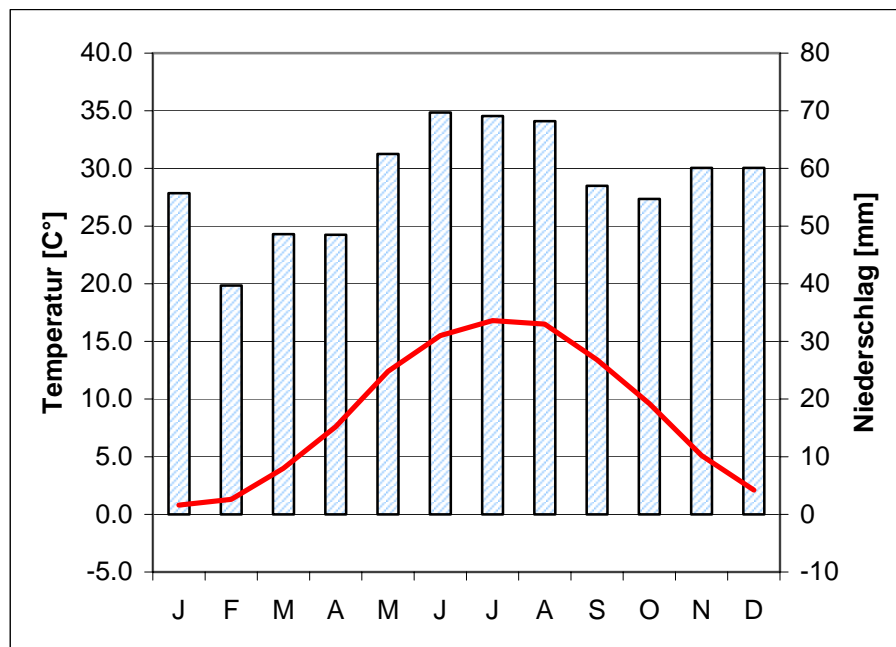


Abbildung 2: Jahresgang der Temperatur und der Niederschläge in Bremen

1.2.3 Teilgebiete

1.2.3.1 Gewerbegebiet Ochtum (GgO)

Das Gewerbegebiet Ochtum befindet sich nordwestlich vom Flughafen Bremen. Es wird im Südwesten von einer Kleingartenanlage, im Südosten von einem Wohnviertel begrenzt. Im Nordwesten liegt die Oldenburger Straße (B75), im Nordosten die Neuenlander Straße mit den dahinter gelegenen Wohnvierteln der Neustadt. (vgl. Abb. 1). Die Gesamtgröße beläuft sich auf 67 ha. Die bearbeiteten Flächen (29 ha) liegen im Zentrum und im Süden Ochtums.

In Ochtum sind produzierendes und veredelndes Gewerbe, industrielle Forschung, Einzelhandel, Lager- und Logistikunternehmen, Wertstoffrecycling und Gebrauchtwagenhandel ansässig. Auf den gebäudefreien Flächen dominieren gepflasterte und geteerte Parkplätze, Lager- und Rangierflächen. Dazwischen liegen teilweise selten genutzte Lagerflächen und parkartige Bereiche .

Zur Zeit ist das Gewerbegebiet Ochtum durch Umnutzung und starke Bautätigkeit geprägt. Dabei ist eine Verschiebung vom industriellen zum Dienstleistungssektor zu beobachten. Intensiv gearbeitet wird im Bereich der Baustelle der A 281, die parallel zur ehemaligen Richard-Dunkel-Straße das Gebiet als eine Hochstraße durchqueren wird.

Seit den 1920er Jahren wird Ochtum als Gewerbegebiet genutzt. Durch die lange Nutzungsgeschichte wurde fast jede Parzelle in der Vergangenheit mehrfach umgenutzt. Das Alter der aktuellen Flächennutzung ist vom Zeitpunkt der Erstbebauung entkoppelt, und weist ein weiteres Spektrum auf als das jüngere Güterverkehrszentrum. Die Bodensubstrate sind inhomogener als im GVZ. Es gibt Kopfsteinpflaster und Kiesdecken. Der hohe Anteil an Bauschutt zeugt von vergangenen Bautätigkeiten. Die pH-Werte der Böden reichen von 4,3 bis 9,1, der Median liegt bei 7,3. Das Gewerbegebiet Ochtum ist dicht und zusammenhängend bebaut. Die wenigen unversiegelten Flächen sind seit verhältnismäßig kurzer Zeit geöffnet.

1.2.3.2 Güterverkehrszentrum (GVZ)

Das Gelände wird im Osten durch den Rangierbahnhof Rablinghausen begrenzt. Die südliche und westliche Grenze des Güterverkehrszentrum bildet eine umlaufende Bahntrasse. Im Norden bilden Teile der Senator-Appelt-Straße und die Senator-Blase-Straße in ihrer gesamten Länge die Grenze. Eingefasst wird das Untersuchungsgebiet im Süden und Westen durch die rechtsseitig gelegenen Wiesen und Weiden der Ochtum, im Norden durch die Baggergutdeponie. Im Nordosten schließen sich die bereits aufgeschütteten Erweiterungsflächen des GVZ und der Hochwasserentlastungspolder westlich des Neustädter Hafens an.

Das Güterverkehrszentrum wurde kontinuierlich von Ost nach West erweitert, die Hauptachse des GVZ ist die Ludwig-Erhard-Straße, entlang der sich die meisten Betriebe angeordnet haben. Insgesamt wurden 114 ha bearbeitet. Die meisten der bearbeiteten Flächen liegen östlich und westlich der Ludwig-Erhard-Straße und werden

sowohl im Norden als auch im Süden von einer Güterbahntrasse begrenzt. Drei weitere große Flächen liegen westlich des Rangierbahnhofs Rablinghausen.

Das GVZ ist ein bedeutendes Zentrum für den Umschlag der in Bremerhaven anlandenden ISO-Container und anderer Waren. Ein Unterscheidungsmerkmal zu gewöhnlichen Gewerbegebieten ist die Anbindung an zwei Verkehrsträger, der Straße und der Schiene. Ansässig sind Speditionen, Logistikunternehmen, Containerdepots, Kühlhäuser, Verpackungszentren, Lagerhallen, Umschlagplätze, Industrie und unterstützende Gewerbe wie Tankstellen, Raststädten und Waschanlagen. Intensiv befahrene Rangierflächen, Parkflächen und Umschlagsplätze, sowie Containerlager, deren Nutzungsintensität je nach Standdauer der ISO-Container schwankt, sind die dominierenden Flächennutzungen. Auch die Schienenverkehrswege nehmen eine relativ große Fläche ein, deren größter Teil auf die Rangierflächen der Roland Umschlagsgesellschaft entfällt. Der Anteil der Gebäudeflächen ist kleiner als in Ochtum, die Hallen und Gebäude aber allgemein größer (siehe Anhang A). Das GVZ hat keine mit dem Gewerbegebiet Ochtum vergleichbare Nutzungsgeschichte. Die meisten der erst nach 1985 errichteten Gebäude wurden nie rückgebaut. Die teilweise sehr großen Freiflächen wurden daher seit der Aufschüttung nicht genutzt. Es sind Reserveflächen, die den ansässigen Firmen bei einer möglichen Erweiterung in direkter Nachbarschaft zum bestehenden Firmengelände zur Verfügung stehen.

Die Böden des GVZ sind saurer als in Ochtum, die pH-Werte reichen von 4,2 bis 8,9, der Median liegt bei 6,9.

Nur eine der Freiflächen wird durch eine regelmäßige Mahd frei gehalten, die übrigen liegen brach. Auf den meisten Flächen stellen Freizeitaktivitäten die einzige Form der Störung dar. Um das Aufkommen von Gehölzen zu unterbinden wird auf einigen Flächen in unregelmäßigen Abständen der Oberboden abgeschoben.

Auf den trockenen Brachen konnten sich in den letzten 20 Jahren flechtenreiche Silbergrasfluren entwickeln. Das Gebiet wird entlang der Strassen von ausgedehnten Grünanlagen durchzogen. Die Baumscheiben und Straßenraine dieser Anlagen werden von der Stadt gepflegt. Die Anlage eines Grünstreifens entlang der Straße ist auf den Firmengeländen im Bebauungsplan festgelegt. Je nach Bewirtschaftungsintensität entstehen trockene Säume, Pionierflächen oder Vielschnittrassen und Zierbeete. Die Rad- und Fußwege im GVZ werden selten

genutzt. Auch auf anderen wenig oder gar nicht genutzten Flächen entwickelt sich trotz der Pflasterung häufig ein dichter Bewuchs, der im Untersuchungsjahr aber durch die Stadtwerke mechanisch entfernt wurde. Das GVZ wird an einigen Stellen durch offene Gewässer, Gräben und Gebüsche strukturiert. Im neueren Teil finden sich von Straßendämmen umschlossene Senken mit ausgedehnten Schilfröhrichten, in deren Mitte höher gelegene Brachen liegen, die sehr unzugänglich sind.

1.3 Fachlicher Hintergrund

1.3.1 Stadtvegetation

Die Stadtnatur lässt sich nach KOWARIK (1993) grob in vier Typen einteilen:

1. Reste der ursprünglichen Naturlandschaft (Stadtwälder, stehende und fließende Gewässer)
2. Reste der ursprünglichen Kulturlandschaft (Landwirtschaftsfläche)
3. Gärtnerische Anlagen (Zierbeete, Scheer- und Parkrasen)
4. Urban-industrielle Vegetation (städtische Brachen und Fluren)

Nur die vierte Kategorie hat einen spezifischen städtischen Charakter. Die intensiven Standortveränderungen lassen Biotope entstehen, die in der ursprünglichen Natur- oder Kulturlandschaft ohne Entsprechung sind. Die Veränderungen sind großflächig und irreversibel. Städte sind rein anthropogen entstandene Landschaften (KOWARIK zitiert nach WÄCHTER 2003).

Städte sind bei einer gleichzeitig geringeren Temperaturamplitude wärmer als das Umland. Über Städten kommt es zu einer vermehrten Wolkenbildung mit höheren Niederschlägen als im Umland. Dies kommt vor allem bei sommerlichen Starkregenereignissen zur Geltung. Bei Sonnenschein ist die relative Luftfeuchte verglichen mit der des Umlandes dennoch geringer (KUTTLER 1998).

Stadtböden sind häufig verdichtet oder versiegelt. Während die Beimischung von Bauschutt in der Regel zu einer Basenanreicherung führt, können die in Städten meist sehr hohen Immissionsbelastungen auch zur Versauerung des Oberbodens führen. Die Belastung der Stadtböden mit Salzen und Schwermetallen kann ebenfalls sehr hoch sein. Der Grundwasserspiegel ist durch baubedingte Absenkungen allgemein niedrig (BLUME, 1998).

Die stadttypischen Standortfaktoren wirken selektierend auf die Vegetation. Hierauf beruht die Einteilung der Stadtflora in drei Hauptgruppen. Arten können urbanophob, urbanoneutral oder urbanophil sein (WITTIG ET AL., 1985).

Extrem urbanophobe Arten meiden den Stadtkörper weitgehend, es sind oft Arten oligo- bis mesotropher Feucht- und Trockengebiete die ihre benötigten Lebensbedingungen in Städten selten realisiert finden. Mäßig urbanophobe Arten sind häufig Waldarten, welche auf den Resten der ursprünglichen Naturlandschaft weit in die Stadt eindringen können, ihren Verbreitungsschwerpunkt aber im Umland haben.

Urbanoneutrale Arten weisen meist eine weite ökologische Amplitude auf. Sie sind oft nitrophil, störungsresistent und allgemein an anthropogen beeinflusste Standorte angepasst. Ihr Verbreitungsareal ermöglicht keine Grenzziehung zwischen der Stadt und dem Umland.

Mäßig urbanophile Arten haben einen deutlichen Schwerpunkt im bebauten Stadtgebiet ohne im Umland vollständig zu fehlen. Extrem urbanophile sind im besonderen Maße an die städtischen Standortfaktoren präadaptiert, sie sind die eigentlichen Stadtpflanzen und fehlen im Umland weitestgehend. Viele von ihnen sind Kosmopoliten und bzw. oder Neophyten. Sie können im gesamten Stadtgebiet verbreitet sein oder sich auf bestimmte Stadtregionen (Industriegebiete, Bahntrassen, Häfen) beschränken (SCHULTE et al., 2000).

Die urbanophilen bis urbanoneutralen Arten stehen als eigentliche typische Stadtpflanzen im Fokus der vorliegenden Untersuchung. Viele von ihnen sind schon seit langem als Kulturfolger bekannt. Ihre natürlichen Lebensräume liegen im Bereich der Spülsäume der Meere, den Überflutungsbereichen und Dünen der Flüsse, den Bergabgängen und Felsköpfen, sowie den kontinentalen Steppen. Im Untersuchungsgebiet kommen diese Arten in den trittresistenten Gesellschaften (*Plantaginietalia majoris*, *Polygono arenastri-Poetalia annuae*), den annuellen Ruderalfluren (*Sisymbrietalia*) und den ausdauernden Hochstaudenfluren (*Onopordetalia acanthii*, *Agropyretalia repentis*) vor. Hinzu kommen Gesellschaften der Parkrasen und ruderalen Wiesen (*Arrhenatheretalia*), sowie ruderale Halb- und Sandtrockenrasen (*Sedo-Scleranthetalia*, *Corynophoretalia canescentis*) (POTT, 1995).

1.3.2 Natur- und Umweltschutz in der Stadt

Im Bundesnaturschutzgesetzes wird die nachhaltige Sicherung der Nutzungsfähigkeit von Natur und Landschaft, ihrer Regenerationsfähigkeit und der Funktionsfähigkeit ihres Haushalts gefordert. Biotope sind in „ihrer Vielfalt, Eigenheit und Schönheit“ zu erhalten. Ausdrücklich wird im §1 auch auf die Umsetzung im besiedelten Bereich hingewiesen.

Bei der Entwicklung von Naturschutzkonzepten im besiedelten Bereich stellen sich andere Anforderungen als bei Art- und Biotopschutz im unbebauten Bereich. Städte sind primär von Menschen besiedelte Lebensräume. Daher stehen dessen Ansprüche an erster Stelle. Seriöse städtische Naturschutzkonzepte müssen deshalb in die Stadtplanung eingebunden sein. Es gilt die Forderungen des Artenschutzes mit den menschlichen Ansprüchen an den Raum zu kombinieren (WITTIG 1999).

Die Ansprüche des Menschen an seine städtische Umwelt sind dabei vielfältig. Die Sicherung und Versorgung mit seinen Lebensmedien (saubere Luft, sauberes Wasser und angenehmes Stadtklima) ist von besonderer Bedeutung (REBELE 1999). Wichtig ist auch die Erholungsfunktion der städtischen Natur, denn Freiflächen sind Orte für Freizeitaktivitäten. Im Besonderen gilt dies für Kinder, die hier einen Eindruck natürlicher Systeme erhalten können, und deren Spiel unreglementiert und unbeobachtet bleibt (PROBST 1993). Hinzu kommen wirtschaftliche Interessen. So entlasten beispielsweise unversiegelte Flächen durch Versickerung und Verdunstung bei Starkregen das Abwassersystem (KAISER 1998). Viele dieser Funktionen werden auch von gepflegtem Grün und Parks erfüllt. Stadtbrachen vermitteln jedoch ein Gefühl von Freiheit, Abgeschiedenheit und Wildnis in einem ansonsten dicht von Menschen besiedelten Raum (NOHL 1998).

Unabhängig vom menschlichen Nutzen ist die Eigenheit der städtischen Flora und Fauna ein eigenständiges Argument für ihren Schutz. Städte weisen die höchsten Artenzahlen von Pflanzen pro Messtischblatt in Deutschland auf (KOSCH 1999). Schätzungen zufolge finden 40% bis 50% der in Deutschland zu findenden Pflanzenarten Überlebenschancen in Städten (AG METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993). Daneben finden auch viele gefährdete Tier- und Pflanzenarten in der Stadt einen geeigneten Lebensraum (WITTIG 1993; ZUCCHI et al. 1993). Besonders die frühen Sukzessionsstadien haben im Artenschutz eine hohe Bedeutung als Sekundärlebensräume für Organismen

trockener Extremstandorte (DRACHENFELLS 1996). Doch auch die ungefährdeten Arten sind Elemente der Stadtlandschaft und sollten im Zuge eines integrierten Naturschutzes erhalten werden (REBELE 1999).

Auch wenn in Folge der Nachverdichtung vieler Städte ein Rückgang städtischer Biotope zu verzeichnen ist, sind Stadtbiotope bisher nicht akut gefährdet. Im Bereich der städtischen Schnittrassen und Straßenzüge wirkt sich die extensivierte Pflege als Folge von Einsparungen der Gemeinden im öffentlichen Bereich sogar positiv auf deren Habitus aus (DRACHENFELLS 1996). Der geringe Gefährdungsgrad städtischer Lebensgemeinschaften ist jedoch kein Argument, dass sich der Naturschutz „auf Nischen auf dem Lande [zurückzieht], wenn 80 % unserer Bevölkerung in Städten leben“ (REBELE 1999 S. 13).

Naturschutz in der Stadt muss sich jedoch immer an den menschlichen Bedürfnissen orientieren. Er darf der Stadtentwicklung nicht im Wege stehen, sondern muss neue Wege beschreiten, um den Naturschutz in die Stadtplanung zu integrieren (WITTIG 1999). Einen innovativen Ansatz verfolgt das TEMPO-Projekt.

1.3.2 TEMPO

1.3.2.1 TEMPO

TEMPO (Temporal Biodiversity and Building – Biodiversität und Beabauung auf Zeit) ist ein durch die Forschungsinitiative „Biosphärenforschung - Integrative und anwendungsorientierte Modellprojekte“ (BioTeam) im Rahmen des Programms „Forschung für die Nachhaltigkeit“ des Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördertes Projekt zur Erkundung eines zeitlich begrenzten Naturschutzes im städtischen Bereich. Das Projekt vereinigt volkswirtschaftliche, architektonische, ökologische und planerische Disziplinen. Beteiligt sind das Labor für integrative Architektur der TU Berlin, die Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH (ARSU) in Oldenburg und die AG Landschaftsökologie der Universität Oldenburg. Die Projekt- und Teilprojektleitung „Vegetationsökologie“ liegt bei Prof. Dr. M. Kleyer der Universität Oldenburg. Ziel des Projekts ist die Entwicklung von Modellen, die zeigen, in welchem zeitlichen Wechsel und welcher räumlichen Verteilung Brachen in Industriegebieten liegen müssen, um Arten die dortige Ansiedlung und den Fortbestand zu ermöglichen (BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG 2005).

Flächen in Industriegebieten unterliegen einer ökonomisch gesteuerten Entwicklung von der Planung, der Bebauung und Nutzung, dem Rückbau und anschließender Brachlegung hin zur erneuten Bebauung und Umnutzung. Die Dauer der baulichen Nutzung und die Größe des Zeitfensters zwischen zwei Phasen der baulichen Nutzung entscheiden über die Ansiedlungs- und Entwicklungsmöglichkeiten ruderaler Biozönosen. Daher analysiert TEMPO die Turnover-Raten von Brachflächen und Bebauung in mehreren Städten.

Für die Ausprägung der ruderalen Biozönosen auf unverbauten Flächen sind die Intensität der anthropogenen Nutzung, die Bodeneigenschaften und das Klima die wichtigsten Faktoren (SUKOPP 1998). Durch die Erhebung der Habitateigenschaften und der Vorkommen von funktionellen Pflanzentypen und Insektengilden in Bremen und Berlin können Habitatmodelle für die einzelnen Arten entwickelt werden.

Durch das Zusammenspiel von Turnover und Habitateignung der Freiflächen entsteht ein Mosaikzyklus aus baulicher Nutzung und spontaner Vegetation. Optimiert man diesen Zyklus, können Tier- und Pflanzenarten dauerhaft im Gebiet gehalten werden, ohne dessen Wirtschaftlichkeit einzuschränken oder einzelne Flächen im Sinne eines konservierenden Naturschutzes gänzlich der Nutzung zu entziehen. Besonders für Arten früher Sukzessionsstadien werden durch die Vernichtung der etablierten Vegetation in Folge der Bebauung bei Wiederöffnung der Fläche ständig geeignete Habitate neu geschaffen. Ein Ziel des TEMPO-Projekts ist es, geeignete Mosaikzyklen modellieren, die eine hohe Biodiversität und bauliche Nutzung in einem Gebiet vereinen.

1.3.2.2 Die Fragestellung im Kontext von TEMPO

Die Bereitstellung geeigneter Habitate durch die wechselnde Öffnung von Flächen allein gewährleistet jedoch noch nicht die Etablierung der dort gewünschten Arten. Die Möglichkeit einer Art, sich an einer Stelle anzusiedeln, hängt von deren Ausbreitungsmöglichkeiten ab. Bei Arten mit geringerer Ausbreitungsdistanz gewinnt der Abstand zur nächsten Population als Ausgangspool der Besiedlung an Bedeutung. Die Konnektivität einer Fläche, das heißt ihre räumliche Lage zu den zu einem Zeitpunkt bestehenden Populationen einer Art, kann ein Kriterium ihrer Besiedelbarkeit sein. Bei der Habitatmodellierung ist die Konnektivität deshalb ein zu berücksichtigender Faktor (KUHN et al. 1999).

Diese Arbeit untersucht für eine große Anzahl stadttypischer Pflanzen die Bedeutung der Konnektivität und des Flächenalters für deren Vorkommenswahrscheinlichkeiten

anhand von beispielhaften flächendeckenden Kartierungen in zwei Gewerbegebieten in Bremen. Ziel ist es, den Einfluss der Konnektivität und des Flächenalters auf die Arten mit den messbaren charakteristischen Mechanismen ihrer Ausbreitung, den pflanzlichen Traits, in Verbindung zu bringen. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen bei der Planung von Mosaikzyklen für Gewerbegebiete Anwendung finden.

2. Methodik

2.1 Daten

2.1.1 Die Arten

2.1.1.1 Der Artenkatalog

Der Artenkatalog der Untersuchung geht auf eine Reihe von Vegetationsaufnahmen zurück, welche von SCHADEK et al. (2005) erstmals 2003 in Bremen durchgeführt und 2004 wie 2005 in Teilen fortgesetzt wurden. Die insgesamt 133 Vegetationsaufnahmen verteilen sich über das Bremer Stadtgebiet. Neben dem Güterverkehrszentrum (52 Aufnahmen) und dem Gewerbegebiet Ochtum / Flughafen Bremen (17 Aufnahmen), liegen weitere Aufnahmeflächen auf dem Gelände des Stahlwerkes Bremen (35 Aufnahmen), des ehemaligen Überseehafens (27 Aufnahmen) und des alten Güterbahnhof nahe des Bremer Hauptbahnhofs (2 Aufnahmen).

Insgesamt wurden 231 Pflanzen durch die Aufnahmen nachgewiesen, von denen 11 auf der Roten Liste Niedersachsen stehen. Eine Stetigkeit von 10 oder höher haben 65 Arten. Diese bilden den Zielartenkatalog der vorliegenden Arbeit (siehe Anhang A). *Picris hieracioides* und *Senecio viscosus* blieben aus Mangel an Vorkommen während der Geländearbeiten 2005 unbeachtet, so dass der Artenkatalog für die flächendeckende Kartierung sich letztlich aus 63 Arten zusammensetzt.

2.1.1.2 Traits

Die Traits einer Art sind ihre charakteristischen und quantifizierbaren Eigenschaften. Unter den Traits, die TEMPO zur Verfügung stehen, wurden jene ausgewählt, die Rückschlüsse auf das Ausbreitungs- und Überdauerungspotential der Arten zulassen.

- Samenzahl
Die produzierte Samenzahl pro Pflanze.
- Windausbreitungspotential
Skala der Windausbreitungsfähigkeit von 0 (sehr gering) bis 8 (sehr hoch).

-
- Persistenz der Samenbank
Kurz- oder Langlebigkeit der Samen nach dem seed-longevity-index von BEKKER et al. (1998). Die Werte liegen zwischen 0 (kurzlebig) und 1 (langlebig).
 - Samengewicht
Durchschnittliches Samengewicht in mg. Zur Ermittlung wurden 100 Samen gewogen und das Gesamtgewicht durch 100 geteilt.
 - Samenfallgeschwindigkeit (Terminal Velocity)
Fallgeschwindigkeit der Samen in m/s.

Die Daten zur Samenzahl, dem Samengewicht und dem Windausbreitungspotential stammen aus Erhebungen von KLEYER (1995) und Mitarbeitern des TEMPO-Projekts. Die Daten zur Persistenz der Samenbank stammen von THOMPSON et al. (1998). Auch die Samenfallgeschwindigkeiten wurden von THOMPSON an der University of Sheffield (UK) erhoben. Die Traits aller modellierten Arten sind in Anhang D einsehbar.

2.1.2 Geländekartierung

Die Geländearbeiten in Bremen dauerten von Ende Mai bis Ende Oktober 2005. Zur Erhebung der ausgewählten Zielarten wurde eine flächendeckende Kartierung vorgenommen, die bestrebt war, alle zur Population einer Art gehörenden Teilpopulationen und auch einzelne Individuen in ihren exakten Abmessungen zu erfassen. Jede Teilpopulation und jedes Einzelvorkommen entspricht einem Patch, der Abstand von einem Patch zum Nächsten wurde auf 7 m festgelegt. Der gewählte Mindestabstand entspricht der minimalen Straßenbreite in den Untersuchungsgebieten. Alle Vorkommen mit einem Abstand von weniger als 7 m wurden zusammengefasst. Eine ergänzende Skala gibt die Besiedlungsdichte der Patches in drei Deckungsklassen wieder (siehe Tab. 1). Die Deckungsklassen lassen sich grob mit den Deckungsklassen nach BRAUN-BLANQUET (1922; zitiert nach DIERSCKE, 1994) in Verbindung bringen und entsprechen damit einer Spanne der prozentualen Deckung. Bei unterschiedlichen Besiedlungsdichten innerhalb eines Patches wurde immer diejenige angenommen, die der Gesamtbesiedelung am ehesten entsprach.

Zur Bestimmung der Arten wurde die Bestimmungsliteratur von JAEGER et al. (2000 & 2002) benutzt. Bei der Bestimmung der Poaceen wurde zusätzlich der Bestimmungsschlüssel von KLAPP et al. (1995) zu Hilfe genommen.

Die Kartierung erfolgte im Gelände anhand von Arbeitskarten im Maßstab 1:1.500, basierend auf Luftbildern des Jahres 2003 im Maßstab 1:5.000. Allgemein wurden Vorkommen flächig eingezeichnet. Einzelvorkommen und lineare Vorkommen (Bordsteinkanten, Gebäudeseiten) wurden als Punkt beziehungsweise Linien kartiert. Die Besiedlungsdichte von Punkt- und Linienvorkommen ist immer "gering", um eine Überpräsenz dieser häufigen Elemente zu vermeiden.

Die Orientierung im Raum erfolgte an Geländemarken. Der Fehler wird auf 0,5 m bis 2 m geschätzt. Auf den großen, unübersichtlichen Brachflächen des GVZ wurden ein GPS-Empfänger (GARMIN GPS 12) und ein Pentop zur Hilfe genommen. Über die digitalen Luftbilder wurde hierzu ein Raster mit Kantenlängen der Rasterzellen zwischen 30 m und 50 m gelegt. Die Koordinaten der Gitterkreuzpunkte wurden ermittelt und an den entsprechenden Punkten im Gelände Pflöcke eingeschlagen, die als Bezugspunkte fungierten. Die abgesteckten Raster wurden einzeln und unter Beachtung der Populationsgrenzen flächendeckend kartiert. So war es möglich, auch große zusammenhängende Bereiche zu kartieren. Durch die Nutzung eines GPS-Empfängers ergibt sich ein zusätzlicher Fehler, der durch Probemessungen in Bremen ermittelt wurde und 2 m bis 5 m betragen kann.

Von der AG METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH (1993) wird bei der Aufnahme von Biotoptypen eine Vorgehensweise vorgeschlagen, die als repräsentative flächendeckende Kartierung bezeichnet wird. In Anlehnung hierzu wird das verwendete Verfahren als halbrasterbasierende repräsentative flächendeckende Kartierung bezeichnet.

. **Tabelle 1:** Deckungsklassen und Flächenmultiplikator

Parameter	Skalierung		
Deckung	(1) gering	(2) mittel	(3) hoch
Braun-Blanquet	r, +, 1	2, 3	4, 5
Mittlere Deckung	bis 5%	5% bis 50%	50% bis 100%
Deckung	2,50%	27,50%	75%
Multiplikator	5	27,5	75

2.1.3 Digitalisierung

Die analogen Daten wurden in ArcView GIS 3.2 (ESRI XX) über den digitalen und georeferenzierten Luftbildern digitalisiert. Zunächst wurde in beiden Gebieten eine Basisversion aller Patches geschaffen, in die die Flächen und Linien als Polygone geschnitten wurden. Punktvorkommen wurden zunächst als Punkte digitalisiert, dann mit einem Addon (FRANCIS 2003) in Polygone umgewandelt und schließlich mit den übrigen Flächen verschnitten. Die Flächengröße eines Punktes wurde auf 1 m² festgelegt. Insgesamt beläuft sich das Projekt auf 87.319 Polygone. Mit einem weiteren Addon (HARE 2003) wurde bei allen Polygonen der echte Schwerpunkt in Gauß-Krüger-Koordinaten ermittelt. Da Fläche und Mittelpunkt zur Berechnung der Konnektivität benötigt werden, erfolgte bei allen Polygonen auch eine Flächenberechnung.

2.1.4 Variablen

2.1.4.1 Konnektivität

Die Konnektivität einer Fläche ist ein Maß ihrer Einbindung in das Gefüge der Gesamtpopulation. Sie vereinigt die Anzahl, Größe und Distanz der benachbarten Vorkommen einer Fläche zu einem Wert. Zur Anwendung kommt die Konnektivität nach HANSKI (1994), deren Berechnung auf der folgenden Formel beruht.

$$S_i = \sum_{j=1}^n p_j \cdot \exp(-\alpha \cdot d_{ij}) \cdot A_j$$

S_i : Konnektivität des Patches i

A_j : Fläche des Patches j

d_{ij} : Distanz zwischen den Patches i und j

p_j : Präsenz (p_j = 1) bzw. Absenz (p_j = 0) der Art im Patch j

α : Konstante zur Bestimmung der Überlebensrate der Art über die Strecke d_{ij}

Die Konnektivität für Einzelvorkommen beträgt null, nach oben ist die Skala offen. Ursprünglich fand die Formel bei der Ermittlung der Konnektivitäten von Schmetterlingspopulationen Verwendung (HANSKI 1994), doch auch bei Anwendung auf Pflanzenpopulationen ist sie attraktiv. Im Gegensatz zu reinen Abstandsmessungen werden auch die Flächengrößen berücksichtigt. Über einen Multiplikator der Flächengröße kann die Besiedlungsdichte der Fläche ebenfalls

eingebraucht werden (Tab. 2). Flächengröße und Besiedlungsdichte sind wichtig, da mit beiden auch die Individuenzahl einer Population steigt. Viele Individuen einer Art üben wiederum einen höheren Samendruck auf ihre Umgebung aus als wenige Individuen.

isolator

Die Berechnung der Konnektivität nach HANSKI (1994) erfolgt mittels „isolator 1.3“ (BIEDERMANN 2003). Die zur Berechnung der Konnektivität benötigten Koordinaten der Patches und deren Flächengrößen wurden in ArcView ermittelt. Um nicht zu viele Nachkommastellen zu erhalten, wurden die Flächengröße mit 10.000, die Distanz mit 1.000 multipliziert. Die Möglichkeit Fläche und Distanz durch Konstanten zu beeinflussen wurde nicht genutzt, da zur Interpretation des Einflusses der artspezifischen Traits auf das Siedlungsverhalten der Arten für alle Arten einheitlich ermittelte Konnektivitäten benötigt werden.

2.1.4.2 Flächenalter

Die Altersbestimmung der Flächen erfolgt durch die Auswertung von Luftbildern aus den Jahren 1974, 1987, 1997 und 2002. Bestimmend für das Alter einer Fläche ist der Zeitraum, in den die letzte Umnutzung fiel. Hierzu werden die einzelnen Flächen ausgehend von den Beobachtungen im Gelände 2005 in den Luftbildern rückschreitend betrachtet. Alle erkennbaren Veränderungen in der Flächennutzung fallen in einen durch die Luftbilddaufnahmen definierten Zeitraum. Zusätzlich zu den Luftbildern finden auch Veränderungen Beachtung, welche während der Kartierung beobachtet wurden oder maximal ein Jahr zurücklagen.

2.1.4.3 Flächengröße

Die Flächengrößen (m^2) der einzelnen Patches wurde in ArcView berechnet. Die kleinsten Patches sind die Punktvorkommen der Arten mit einer standardisierten Flächengröße von 1 m^2 . Die größten Flächen haben mehr als 10.000 m^2 .

2.1.4.4 Oberbodenmaterial

Das Oberbodenmaterial teilt sich in vollversiegelte, teilversiegelte und unversiegelte Flächen. Die Daten stammen aus vorangegangenen Untersuchungen und wurden durch eigene Beobachtungen ergänzt.

Versiegelnde Substrate

- Asphalt
Geschlossene Asphaltdecke. Eine Ansiedlung von Pflanzen ist in durch Erosion entstandenen Rissen möglich.
- Beton
Meist großformatige Betonplatten. Abgesehen von erosionsbedingten Rissen in der Decke, können Pflanzen in den Lücken zwischen den Platten wurzeln.

Teilversiegelnde Substrate

- Verbundsteinpflaster
Pflaster aus gepresstem Beton. Eine Ansiedlung von Pflanzen ist in den Pflasterfugen zwischen den einzelnen Steinen möglich.
- Natursteinpflaster
Kopfsteinpflaster. Im Vergleich zum Verbundstein kleinere, unebenere Steine mit breiteren Zwischenräumen.
- Rasensteine
Verbundsteinpflaster aus gepresstem Beton mit größeren Löchern, welche das Versickern von Niederschlägen gewährleisten und auch die Ansiedlung von Pflanzen ermöglichen.

Unversiegelnde Substrate (nach AG Boden 1996)

- Sand
Lockersediment mit Korngrößen von 0,063 mm bis 2 mm Durchmesser.
- Grus
Fraktion des Grobbodens mit Korngrößen von 2 mm bis 63 mm Durchmesser.
- Schotter
Kantige Steine mit einer Korngröße >63 mm. Im Untersuchungsgebiet vor allem Gleisschotter.
- Kies
Abgerundete Steine mit 2 mm bis 63 mm Durchmesser.
- Mischsubstrate
Kein Substrat als Hauptbodendecker feststellbar. Stattdessen ein Gemisch unterschiedlicher unversiegelnder Substrate mit einem oft hohen Anteil an Bauschutt. Ein vor allem im Gewerbegebiet Ochtum häufiges Substrat.

2.1.4.5 Störungsintensität

Die von der aktuellen Nutzung ausgehende Störung wird in 4 Klassen (0 bis 3) wiedergegeben. Einige Nutzungen haben per Definition immer die gleiche Störungsklasse, bei anderen Nutzungen kann sie schwanken. Die Störungsklassen wurden nach eigenen Eindrücken während der Kartierung vergeben.

2.1.4.6 Aktuelle Nutzung

Die Gruppe umfasst alle Nutzungstypen zum Zeitpunkt der Kartierung und geht auf eigene Beobachtungen zurück. Insgesamt wurden 16 Formen der aktuellen Nutzung erhoben.

Verkehrswege

- **Autohandel**
Entsprechen Parkplätzen mit höheren Standzeiten. Störungen beschränken sich auf Kundenverkehr und gelegentliches Umsetzen der Fahrzeuge. Nur in Ochtmum.
- **begehen / befahren**
Umfasst alle durch die Bewegung von LKWs, PKWs, Fahrrädern und Fußgängern beeinflussten Flächen, wie Rad- und Fußwege, Rangierflächen und Zufahrten. Ausgenommen sind die öffentlichen Straßen, welche nicht in die Untersuchung mit einbezogen wurden. Die Bodendecke umfasst Asphalt, Verbundsteine, Natursteinpflaster, Rasensteine, aber auch Sand und Grus.
- **Parkplatz**
Parkplätze, deren Fahrzeuge an Werktagen zumindest einmal bewegt werden. Asphalt- und Verbundsteindecken sind häufig, aber auch Rasensteine, Grus und Sand sind zu finden.
- **Verkehrinsel**
Allgemein mit Verbundstein gepflasterte Flächen in der Mitte der Fahrbahnen. Verkehrinseln gibt es nur im GVZ, wo sie selten genutzt und kaum gepflegt werden.
- **Eisenbahn**
Verkehrs- Stand- und Rangierflächen der Bahn im GVZ. Die Bodendecke besteht nahezu ausschließlich aus Schotter.

Gewerbeflächen

- **Containerlager**
Die Flächen werden für die kurz- bis langfristige Lagerung und Stapelung von Frachtcontainern genutzt. Die Flächen sind meist asphaltiert oder gepflastert um dem Druck der mehrere Dekatonnen wiegenden Iso-Container und Stapler (Reach-Stacker) standhalten zu können. An einigen Stellen werden die Container auch auf einbetonierte Schienen gestellt, wobei die Flächen unter den Containern dann aus lockerem Substrat bestehen und von Auflast frei bleiben. Aufgrund der starken Beschattung bleibt die Ansiedlung von Pflanzen dennoch schwierig. Nur GVZ.
- **Lager**
Unspezifische Lagerflächen für Baumaterialien, kleinere Schutt- und Transportcontainer, Handelswaren, Maschinenteile etc.. Ausgenommen sind die Lagerflächen der großen ISO-Container. Als Bodendecke sind alle Materialien möglich. Die Übergänge zu Brachen sind bei selten frequentierten Lagerflächen fließend.
- **Autobahnbaustelle**
Alle Flächen im Bereich der im Bau befindlichen A 281 in Ochtmum. Die Gebiete sind gekennzeichnet durch intensive Erdarbeiten und Befahrung mit

schwerem Gerät, die im Kontrast stehen zu nahezu brach liegenden Flächen. Zumeist Sand, wobei Reste alter Fahrbahndecken noch zu finden sind (Asphalt, Natur- und Verbundsteinpflaster).

- Schutt/Abfall
Bauschutthügel mit lockerem, gemischtem Substrat.

Offene Flächen

- Brache
Industriebrachen deren Störungen sich auf gelegentliche Freizeitaktivitäten (spazieren gehen, Ausführen von Hunden, Reiten, Motocross) beschränken und teils durch Umzäunung vor Betretung geschützt sind. Überwiegend lockere Substrate (Sand, Grus, Gemische), aber auch Reste ehemaliger Fahrbahndecken (Asphalt, Pflaster).
- Rain
Straßen- und Grundstücksrandflächen, auch Baumscheiben, die regelmäßig aber selten gemäht werden. Von den Brachen unterscheiden sie sich nur durch ihre geringe Größe und die sporadische Pflege.
- Zierrasen
Etwa monatlich gemähte Rasenflächen im Bereich von Gebäuden, allgemein mit sandigem Oberboden.
- Zierbeet
Intensiv gartenbaulich genutzte Flächen. Die Ruderalvegetation wird oft entfernt und nur weniger gepflegte Beete enthalten auch Pflanzen des Zielartenkatalogs.
- Garten
Privat genutzte Gartenflächen, die ein Kleinmosaik aus Zierbeeten, Zierrasen und Lagerflächen bilden. Gärten wurden nicht betreten und blieben unkartiert.
- Wiese
Regelmäßig gemähte Flächen, keine Zierrasen.
- Gebäude
Überwiegend Industrie- und Gewerbehallen, aber auch Wohnhäuser, Wohncontainer und Umspannhäuser. Gebäude sind per Definition keine Standorte von Pflanzen.

2.2 Die Habitatmodellierung

2.2.1 Logistische Regression

„Die logistische Regression ist das am häufigsten verwendete Verfahren der Habitatmodellierung zur Modellierung von Präsenz(1)-Absenz(0)-Daten, d.h. für Fälle, in denen die Responsevariable nur Einsen und Nullen enthält “ (SCHRÖDER 2004, S.10). Bezogen auf diese Untersuchung entspricht „1“ dem Vorkommen einer Art in einem Patch, und „0“ dem Nichtvorkommen.

Im Gegensatz zu einer linearen Regression ist es der logistischen Regression möglich, kategoriell und metrisch skalierte Prädiktorvariablen mit binominalverteilten Responsevariablen in einen funktionalen Zusammenhang zu bringen. Während die klassische Regressionanalyse versuchen würde, die konkrete Ausprägung der abhängigen Variable zu prognostizieren, versucht die logistische Regression, die Eintrittswahrscheinlichkeit abzuleiten, dass die abhängige Variable den Wert „0“ oder „1“ annimmt (BACKHAUS et al. 2006). In diesem Fall ist die Eintrittswahrscheinlichkeit die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art in einem Patch.

Die logistische Regressionsgleichung wird wie folgt definiert:

$$p_k(y=1) = \frac{e^{\alpha + \sum_{j=1}^J \beta_j \cdot x_{jk}}}{1 + e^{\alpha + \sum_{j=1}^J \beta_j \cdot x_{jk}}} = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \sum_{j=1}^J \beta_j \cdot x_{jk})}}$$

$p_k(y=1)$: Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art p im Patch k

e: Eulerische Zahl (2,71828183)

α : Regressionskonstante

β_j : Regressionkoeffizient der unabhängigen Variable j

x_{jk} : unabhängige Variable j im Patch k

Die Wahrscheinlichkeitsverteilung für eine unabhängige Variable nimmt die Gestalt einer sigmoiden Kurve an, deren Symmetrieachse durch den Wendepunkt $p(y=1) = 0,5$ verläuft. Alle ermittelten Wahrscheinlichkeiten liegen innerhalb des Intervalls von „0“ bis „1“. Modelliert man neben der einfachen Variable auch ihren quadrierten Term, erhält die Responsekurve eine Glockengestalt.

2.2.2 Auswahl der Arten für die Modellierung

Die Auswahl geeigneter Arten für die Modellierung erfolgt Anhand des Anteils besiedelter Flächen an der Gesamtzahl. Alle Arten, die in einem Gebiet mindestens 10% der Patches okkupieren, werden modelliert. Die Auswahl wird begründet mit der Qualität der ermittelten Konnektivitäten. Insgesamt werden 54 Arten in 89 Fällen modelliert. Alle modellierten Arten sind mit ihren spezifischen Traits im Anhang D gelistet.

2.2.3 Auswahl der Variablen für die Modellierung

Bei der Auswahl der Variablen für die Modellierung nimmt man bereits Einfluss auf die Qualität der Modellergebnisse. Nach REINEKING et al. (2003) bestehen zwei Hauptgefahrenquellen:

Überanpassung (Overfitting)

Die Ergebnisse der Modellierung sind präzise, aber nur für die untersuchte Stichprobe. Der großen Anzahl von Prädiktorvariablen stehen nicht genügend Vorkommen und Nichtvorkommen gegenüber. Als Faustregel werden mindestens 10 Vorkommen pro Variable gefordert (STEYERBERG et al. 2001).

Interpretierbarkeit

„Ein Modell mit 20 oder mehr Variablen ist letztlich kaum mehr nachzuvollziehen, und Variablenselektion dient [...] dem Ziel, sich auf das wesentliche zu konzentrieren“ (REINEKING et al. 2003 S. 39). Das wesentliche ist in diesem Fall die Konnektivität und das Flächenalter. Weitere Variablen sollten nur ausgewählt werden, wenn sie die Genauigkeit der Modellierung in Bezug auf die Interpretation dieser beiden Prädiktorvariablen verbessern.

Beide Probleme beruhen auf dem gleichen Dilemma: ein Modell kann entweder besonders genau oder besonders sicher sein. Eine große Anzahl von unabhängigen Variablen erhöht die Genauigkeit einer Modellierung. Die Verzerrung (bias), resultierend aus dem unbekannten Einfluss der nicht berücksichtigten Faktoren, wird minimiert. Eine geringe Verzerrung führt aber zu einer höheren Varianz der Ergebnisse. Das bedeutet, dass die Prognose des Modells bei einer anders gearteten Stichprobe gleicher Größe stark abweichen kann. Bei der Variablenselektion sollte man bemüht sein, einen Ausgleich zwischen Verzerrung und Varianz (Bias-Variance-Tradeoff) zu erzielen (REINEKING et al. 2004). Modelle für kleine Stichproben sollten einfach gehalten werden. Bei großen Stichproben darf auch die Modellkomplexität wachsen. Die Anzahl der Freiheitsgrade (degree of freedom) ist ein populäres Maß für die Komplexität eines Modells. Metrisch skalierte Variablen verbrauchen jeweils nur einen Freiheitsgrad, kategorielle Variablen verbrauchen dagegen (Anzahl der Kategorien)-1 Freiheitsgrade. Sie sind daher viel eher geeignet, ein Modell zu verkomplizieren (SCHRÖDER et al. 2003), und müssen

deshalb oft auf eine geringere Zahl von Hauptkategorien herabgesetzt werden. Diese Modellierung ist mit einem maximalen Verbrauch von 9 Freiheitsgraden sehr einfach gehalten. JOHNSON (2000, S.68) bemerkt hierzu: „I take the viewpoint that the complexity of nature does not in itself justify a move to complex and parameter rich models“.

Alle Variablen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Sie werden im folgenden einzeln angesprochen.

Tabelle 2: Variablen – Skalierung und Wertebereiche

Variable	Skala	Einheit	Wertebereich	Hauptkategorie	Wertebereich	Freiheitsgrade
Konnektivität	metrisch	Konnektivität	0 bis ∞	-	-	1
Nutzungskonstanz	metrisch	Jahre	1 bis 31	-	-	1
Flächengröße	metrisch	m ²	1 bis >10.000	-	-	1
Oberbodenmaterial	nominal	11 Kategorien	-	3	versiegelt, teilversiegelt, unversiegelt	2
Störungsintensität	ordinal	4 Kategorien	0 bis 3	4	0 bis 3	3
Aktuelle Nutzung	nominal	15 Kategorien	-	-	-	-14

2.2.3.1 Metrisch skalierte Variablen

Konnektivität

Zur Berechnung qualitativ hochwertiger Konnektivitäten werden von HANSKI (1994) einige Bedingungen gestellt. Sie sollten für die modellierten Arten erfüllt sein.

- Die Anzahl der Patches sollte möglichst groß sein. Am besten sind es mehr als 50 Flächen die sich hinsichtlich ihrer Größe und ihrer Verteilung deutlich voneinander unterscheiden.
- Ist der Anteil der besiedelten Flächen zu groß oder zu klein verlieren die berechneten Konnektivitäten an Qualität. Optimal ist ein Anteil zwischen 20% und 80%.
- Es sollte kein dauerhaft besiedeltes Mainland geben, bei dem das Aussterben

der Population durch deren schiere Größe unwahrscheinlich ist. Bei Gewerbebrachen ist ein Aussterben der auf ihnen vorkommenden Arten durch Bebauung der Fläche zwar jederzeit möglich, die Forderung große besiedelte Flächen nicht zu berücksichtigen hat jedoch andere Gründe. Bei der Berechnung der Konnektivität eines Patches fließen die Flächengrößen aller besiedelten Patches eines Gebietes und ihre Distanzen ein. Nicht berücksichtigt wird die eigene Größe des Patches, für den die Konnektivität ermittelt wird. Dies resultiert bei sehr großen und/oder sehr dicht besetzten Flächen in äußerst geringen Konnektivitäten. Um diesem Fehler zu begegnen, wird bei allen Arten der Datensatz mit der geringsten Konnektivität eliminiert.

Die Gesamtzahl der Patches liegt bei allen Arten in beiden Gebieten weit über den geforderten 50 Patches. Die geforderten 20% besiedelte Patches werden aber nur in 58 der 126 Fälle erreicht. Um nicht zu viele Arten für die Modellierung zu verlieren wird die Grenze für die Modellierung abweichend auf ein Minimum von 10% besiedelte Patches herabgesetzt. Dadurch werden weitere 29 Fälle modelliert.

Flächenalter

Der genaue Zeitpunkt zu dem die aktuelle Nutzung begann ist nicht bekannt, nur der durch die Luftaufnahmen definierte Zeitraum. Dieser wird bezogen auf das Jahr 2005 gemittelt, um für die Modellierung metrisch skalierte Daten zu erhalten (siehe Tab. 3).

Tabelle 3: Dauer der aktuellen Nutzung

Zeitraum	Jahre	Mittel
vor 1974	≥ 31	31
1974 - 1987	18 - 31	24
1987 - 1997	8 - 18	13
1997 – 2002	3 - 8	5
2002 - 2004	2-3	2
2004 -2005	1	1

Flächengröße

Die Flächengröße wurde versuchsweise modelliert und wirkt sich bei 85% der Arten schwach negativ auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit aus. Einer großen Zahl von kleinen Vorkommen, den Punktvorkommen mit 1m² Flächengröße, steht einer

vergleichsweise geringen Zahl großer besetzter Flächen gegenüber. Die negativen Regressionskoeffizienten der Flächengröße sind daher als ein Umstand des Kartierungsverfahrens zu betrachten und tragen nicht zur Erklärung der Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art auf einer Fläche bei. Bei der Endmodellierung wird die Flächengröße deshalb nicht als erklärende Variable genutzt.

2.2.3.2 Kategoriell skalierte Variablen

Anders als bei der klassischen Regression können zusammen mit den metrisch skalierten Variablen auch kategoriell skalierte Variablen modelliert werden. Kategorielle Variablen müssen jedoch vorher angepasst werden, indem jede ihrer Ausprägungen stellvertretend zu einer eigenständigen Variable mit den Ausprägungen „ja“ und „nein“ transformiert wird. Diese Stellvertreter werden als dichotome Dummy-Variablen bezeichnet.

Hat eine kategorielle Variable viele Ausprägungen sollten diese daher zuvor zusammengefasst werden, um die Varianz der Ergebnisse der Modellierung zu minimieren.

Die Berücksichtigung der kategoriellen Variablen bei der Modellierung erfolgt zur Verbesserung der Modellergebnisse. Echte Bezüge zwischen der Konnektivität und dem Flächenalter zur Vorkommenswahrscheinlichkeit sollen so deutlicher erkennbar sein. Die in dieser Untersuchung genutzten kategoriellen Variablen sind sehr einfach und ihre Aussagekraft eingeschränkt.

Oberbodenversiegelung

Die ursprünglich 10 Kategorien des Oberbodenmaterials mussten für die logistische Regression eingeschränkt werden, um eine gewisse Genauigkeit des Modells zu gewährleisten. Hierzu wurden die 10 Kategorien in drei Klassen der Oberbodenversiegelung zusammengefasst, die jeweils als eigene dichotome Dummyvariable in das Modell eingehen. Die Oberbodenversiegelung teilt sich in vollständig versiegelte Asphalt- oder Betondecken, in die teilversiegelten Verbund-, Natur- und Rasensteinpflaster und die unversiegelten Flächen auf, deren Oberbodenmaterial aus Lockergestein aller Korngrößen (Sand, Grus, Kies, Schotter) sowie deren Mischformen besteht.

Störungsintensität

Die 4 Klassen der Störungsintensität gehen als dichotome Dummy-Variablen in das Modell ein. Eine weitere Zusammenfassung der Ausprägungen erfolgt nicht

Aktuelle Nutzung

Die erhobenen Daten zur aktuellen Flächennutzung gehen nicht als Variablen in die Modellierung ein. Die 16 verschiedenen Nutzungskategorien lassen sich nur schwer zu Gruppen zusammenfassen. Eine einzelne Aufnahme der Kategorien als Dummy-Variablen in das Modell würde erwartungsgemäß nur dessen Qualität verschlechtern. Da die meisten Nutzungsformen einer oder zwei Klassen der Störungsintensität zugeordnet werden können, kann diese als Substitut der aktuellen Nutzung fungieren.

2.2.4 Modellierung mit SAS 9.1

SAS (Statistical Analysis System) 9.1 (SAS INSTITUTE INC 2003) ist ein statistisches Analyseprogramm, das logistische Regressionsanalysen ermöglicht. Die Regressionskoeffizienten, die Vorkommenswahrscheinlichkeiten und die Loglikelihood der vollständigen Modelle und der Nullmodelle werden durch SAS 9.1 berechnet.

Zur Variablenselektion wird die Stepwise-Selection-Method genutzt. Sie ist das häufigste automatische Verfahren zur Variablenselektion bei logistischen Regressionen (REINEKING et al. 2004). Beginnend mit einem Null-Modell werden die Variablen dem Modell nacheinander hinzugefügt. Eine im Modell enthaltene Variable muss jedoch nicht Teil des Modells bleiben. Nachdem eine Variable hinzugefügt wurde, überprüft das Programm mittels des Likelihood-Ratio-Tests alle enthaltenen Variablen auf ihre Signifikanz ($\alpha=0,05$). Dabei wird das Modell mit der zu überprüfenden Variable mit dem Modell ohne die zu überprüfende Variable verglichen. Ausschlaggebend ist, welches Modell in Abgleichung mit den tatsächlichen Vorkommen präzisere Prognosen trifft. Ist es das Modell mit der zu überprüfenden Variable trägt diese signifikant zur Verbesserung des Modells bei und verbleibt im Modell. Ist es das Modell ohne die zu überprüfenden Variable trägt diese nicht signifikant zur Verbesserung des Modells bei und wird aus dem Modell entfernt. Erst nachdem alle im Modell enthaltenen Variablen auf diese Weise geprüft wurden, wird die nächste Variable dem Modell hinzugefügt. Darauf werden wieder alle

Variablen geprüft. Dem Modell werden solange Variablen hinzugefügt, wie Variablen außerhalb des Modells zu dessen Verbesserung beitragen. Die Prozedur endet, sobald die hinzugefügte Variable die einzige ist, welche im folgenden Schritt wieder aus dem Modell entfernt wird (SAS 2002).

2.2.5 Modellgüte

Bei der Beurteilung der Modellgüter der logistischen Regression soll geklärt werden, wie gut die unabhängigen Variablen in ihrer Gesamtheit die Vorkommenswahrscheinlichkeiten zu prognostizieren vermögen (BACKHAUS et al. 2006). Da der Einfluss der Prädiktorvariablen auf das Vorkommen einer Art diskutiert werden soll, ist eine hohe Modellgüte unerlässlich. Ist die Modellgüte gering kann nicht mit Sicherheit angenommen werden, dass der erkennbare Einfluss der Prädiktorvariablen auf das Vorkommen einer Art tatsächlich besteht. Bei der Beurteilung der Modellgüte werden alle Prädiktorvariablen zusammen bewertet. Eine Bewertung der einzelnen Variablen ist nicht möglich

2.2.5.1 Kalibrierung und Verfeinerung (Nagelkerke- R^2)

Kalibrierung (calibration) und die Verfeinerung (refinement) eines Modells sind gleichermaßen wichtig. Die Kalibrierung misst, inwieweit die prognostizierten Wahrscheinlichkeiten mit dem Anteil der Vorkommen an der Gesamtheit der Beobachtungen übereinstimmen. Schlecht kalibrierte Modelle machen zu extreme Aussagen. Die Vorkommenswahrscheinlichkeiten sind größer oder kleiner als der Anteil tatsächlicher Beobachtungen. Bei einem gut kalibrierten Modell entsprechen die vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten jeweils dem Anteil der beobachteten Vorkommen. Ein gut kalibriertes Modell muss nicht automatisch ein brauchbares Modell sein. Zu sehr an des Datenmaterial angepasste Modelle (overfitting) erscheinen gut kalibriert. Die Prognosesicherheit betrifft jedoch nur die Stichprobe und kann bei anders gearteten Stichproben zu unterschiedlichen Ergebnissen führen.

Die Verfeinerung eines Modells sagt über dessen Fähigkeit aus, zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen unterscheiden zu können. Sie ist ein Maß dafür, inwieweit die prognostizierten Wahrscheinlichkeiten nahe „0“ oder „1“ liegen.

Ist ein Modell vollkommen kalibriert und verfeinert, haben alle Vorkommen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von „1“ und alle Nichtvorkommen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von „0“ (REINEKING et al. 2004).

Der R^2 -Wert nach Nagelkerke (R^2N) bewertet die Kalibrierung und die Verfeinerung eines Modells gemeinsam. Nagelkerke- R^2 ist eine Pseude- R^2 -Statistik. Wie der Likelihood-Ratio-Test (LR-Test) vergleicht er den LogLikelihood-Wert des Nullmodells (LL_0) mit dem LogLikelihood-Wert des vollständigen Modells (LL_v). Je weiter beide LogLikelihood-Werte auseinander liegen, desto größer ist der Einfluss der Prädiktorvariablen auf die berechneten Wahrscheinlichkeiten. Pseudo- R^2 -Statistiken versuchen diesen Einfluss zu quantifizieren. Beim Nagelkerke- R^2 wird der Einfluss auf einer Skala von „0“ bis „1“ eingeordnet. Der Nagelkerke- R^2 berechnet sich nach folgender Formel (REINEKING et al. 2004).

$$R_N^2 = \frac{1 - e^{-\frac{2}{N}(LL_v - LL_0)}}{1 - e^{-\frac{2}{N}(LL_0)}}$$

R^2N : R^2 -Wert nach Nagelkerke

e: Eulersche Zahl (2,71828)

LL_v : LogLikelihood-Wert des vollständigen Modells

LL_0 : LogLikelihood-Wert des Nullmodells

N: Gesamtzahl der Beobachtungen

Ist ein Modell vollkommen kalibriert und verfeinert, so ist $R^2N=1$. Die Werte sind jedoch meist kleiner. Modelle mit $R^2N \geq 0,5$ gelten als sehr gut interpretierbar (BACKHAUS et al. 2006). Allgemein gilt, je höher R^2N , desto besser kalibriert und verfeinert ist das Modell (REINEKING et al. 2004) (siehe Tab. 4).

Tabelle 4: Güteskala des R^2 -Wertes

R^2N	Kalibrierung und Verfeinerung
< 0.3	sehr schlecht
0.3 bis 0.4	schlecht
0.4 bis 0.5	ausreichend
0.5 bis 0.6	gut
> 0.6	sehr gut

2.2.5.2 Diskriminierung (AUC)

Die Diskriminierung misst, inwieweit die prognostizierten Wahrscheinlichkeiten zwischen Vorkommen und Nichtvorkommen zu unterscheiden vermögen.

Die AUC (Area Under the ROC-Curve) ist ein vergleichbares Maß der Unterscheidungsfähigkeit und ordnet ihr einen Wert auf einer Skala von „0“ bis „1“ zu. Dieser Wert entspricht dem Flächeninhalt unterhalb der ROC-Kurve (Receiver-Operating-Characteristics-Kurve).

Zur Konstruktion der ROC-Kurve benötigt man die Sensitivitäten und Spezifitäten des Modells. Jede der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten fungiert als ein Schwellenwert. Die Sensitivität ist der Anteil tatsächlicher Vorkommen an allen Beobachtungen oberhalb des jeweiligen Schwellenwertes. Die Spezifität ist der Anteil tatsächlicher Nichtvorkommen an allen Beobachtungen unterhalb des Schwellenwertes. Trägt man die Sensitivität gegen 1-Spezifität auf, erhält man die ROC-Kurve. Die Fläche unterhalb der ROC-Kurve kann dann durch Integralrechnung ermittelt werden.

Die AUC kann auch berechnet werden, ohne ein ROC-Kurve zu konstruieren. Dazu werden alle prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten aufsteigend nach Rängen sortiert. Die Ränge aller tatsächlichen Vorkommen werden gemittelt (REINEKING et al. 2004). Zur Berechnung der AUC wird dann folgende Formel benötigt:

$$AUC = \frac{1}{N - N_1} \left(R_1 - \frac{N_1 + 1}{2} \right)$$

AUC: Area Under the ROC-Kurve

R₁: mittlerer Rang der tatsächlichen Vorkommen

N: Gesamtzahl der Beobachtungen

N₁: Zahl der Vorkommen

Je höher die tatsächlichen Vorkommen rangieren, desto höher ist die AUC. Je höher die AUC, desto besser kann das Modell Vorkommen und Nichtvorkommen voneinander trennen. Die bestmögliche AUC ist „1“. Bei einer AUC von „0,5“ trennt

das Modell nicht in Vorkommen und Nichtvorkommen. In diesem Fall haben alle Vorkommenswahrscheinlichkeiten den gleichen Wert. Die AUC kann nach Tabelle 5 (HOSMER et al. zitiert nach REINEKING et al. 2004) beurteilt werden.

Tabelle 5: Güteskala der AUC

AUC	Diskriminierung
0.7 bis < 0.8	ausreichend
0.8 bis < 0.9	gut
0.9 bis 1	sehr gut

2.3 Methodenkritik

Der Arbeitsaufwand der Kartierung wurde insgesamt unterschätzt. Eine vollständige Kartierung beider Untersuchungsgebiete konnte innerhalb der Vegetationsperiode nicht realisiert werden. Die unbebauten Flächen sind durch Gebäudeflächen gut gegen die Umgebung abgepuffert. Die kartierte Fläche in Ochtum präsentiert sich als ein kompaktes Gebiet in dem die wesentlichsten Flächen enthalten sind. Das GVZ weist dagegen ein schlechteres Verhältnis der kartierten Fläche zum Umfang auf. Einige Flächen, die die Modellierung sicher bereichert hätten, wurden nicht kartiert. Leider konnte auch die Lücke zwischen dem kartierten Hauptteil und den Flächen in Nähe des Umspannwerks im Westen nicht geschlossen werden. Die dort erhobenen Daten blieben ungenutzt. Die ruderalen Arten und Arten der trockenen Sandböden finden in der Umgebung des GVZ ihre bevorzugten Lebensbedingungen kaum realisiert, für sie ist das Untersuchungsgebiet gut abgepuffert. Für die Grünlandarten sind jedoch Vorkommen im Umland anzunehmen, ohne das deren Lage und Größe bekannt wäre, was sich negativ auf die Ergebnisse dieser Arten niederschlägt.

Die Bestimmung anhand von vegetativen Merkmalen ist bei vielen Arten problemlos. Beste deterministische Qualität erreichen die Arten zum Zeitpunkt ihrer Blüte oder Samenreife. Der Artenkatalog umfasst jedoch ausgesprochene Frühblüher, sowie Arten, deren Entwicklung erst im Mai oder deren Blüte erst im Juli beginnt. Zu einem bestimmten Zeitpunkt der Kartierung sind deshalb nicht alle Arten gleich gut erkennbar. Eine gestaffelte Kartierung von Artenblöcken wäre notwendig gewesen, um alle Arten in vergleichbarer deterministischer Qualität anzutreffen. Dies wurde

versucht, der zusätzliche Arbeitsaufwand war allerdings unverhältnismäßig groß. Da der Zielartenkatalog auf Vegetationsaufnahmen verschiedener Gebiete Bremens beruht, aber nur ein Teil des Stadtgebiets kartiert wurde, sind einige Arten im Untersuchungsgebiet sehr selten. Eine bessere Anpassung des Zielartenkatalogs an die Teilgebiete wäre wünschenswert gewesen.

Es ist bedauerlich, dass die hohe Präzision der Daten nicht in vollem Umfang Eingang in die Modellierung fand. Die Bezugspunkte zur Distanzberechnung sind die echten Schwerpunkte der Patches und nicht die Ränder. Die Spanne der Konnektivität kann daher als tatsächlich weiter angenommen werden, als sie durch diese Arbeit ermittelt wurde. Für die Modellierung hätte dies bedeutet, dass die Konnektivität bei mehr Arten einen Einfluss gezeigt hätte, als so nachgewiesen werden konnte.

3. Ergebnisse

3.1 Charakteristika der Teilgebiete

In den letzten vier Jahren erfolgte auf vielen Flächen in Ochtum eine Umnutzung. Brachen wurden neu bebaut und alte Gebäude wurden abgerissen. Ein großer Teil dieser Flächendynamik entfällt auch auf die Baustelle der A 281. Auf nahezu der Hälfte der Flächen ist es in den letzten 31 Jahren zu keiner erkennbaren Nutzungsänderung gekommen. Auch während des langen Zeitraums zwischen 1974 und 2002 kam es nur auf knapp 21% der Gesamtfläche zu einer Umnutzung. Die Anteile der verschiedenen Alter der aktuellen Nutzung sind dennoch gleichmäßiger verteilt als im Güterverkehrszentrum (siehe Abb. 3 und Anhang A).

Im GVZ entspricht die aktuelle Nutzung vielfach der Erstnutzung. Die meisten Flächen liegen seit der Aufschüttung des Gebiets zwischen 1987 und 1997 entweder brach, oder werden gewerblich genutzt. Eine ausgeprägte Flächendynamik wie in Ochtum ist nicht erkennbar. Am ältesten sind die Flächen im Osten des GVZ, die schon seit mehr als 31 Jahren brach liegen (siehe Abb. 3 und Anhang A).

Der gemeinsame Anteil versiegelter und teilversiegelter Flächen ist in beiden Gebieten nahezu gleich groß. Während im GVZ Verbundsteinpflaster überwiegt, nehmen in Ochtum auch Asphalt- und Betondecken größere Flächen ein (siehe Abb. 4 und Anhang A).

Der Anteil der Gebäudeflächen im GVZ ist viel kleiner als in Ochtum. Die Hallen und Gebäude sind aber allgemein größer. Im GVZ gibt es mehr unversiegelte Flächen als in Ochtum. Der Oberboden besteht in beiden Gebieten überwiegend aus Sand. Im GVZ kommen die Schotterdecken der Bahntrassen als häufiges Oberbodenmaterial der unversiegelten Flächen hinzu. In Ochtum sind auch Grusdecken häufig vertreten. Zudem sind viele Böden von einem meist mit Bauschutt vermengten Gemisch verschiedener Kornfraktionen bedeckt (siehe Abb. 4 und Anhang A). Sie sind oft sehr groß und werden nur wenig gestört.

Die vier Klassen der Störungsintensität sind im GVZ in etwa gleichen Anteilen vertreten. In Ochtum sind stärker gestörte Flächen häufiger und der Anteil der kaum gestörten Flächen ist relativ gering (siehe Abb. 5 und Anhang A).

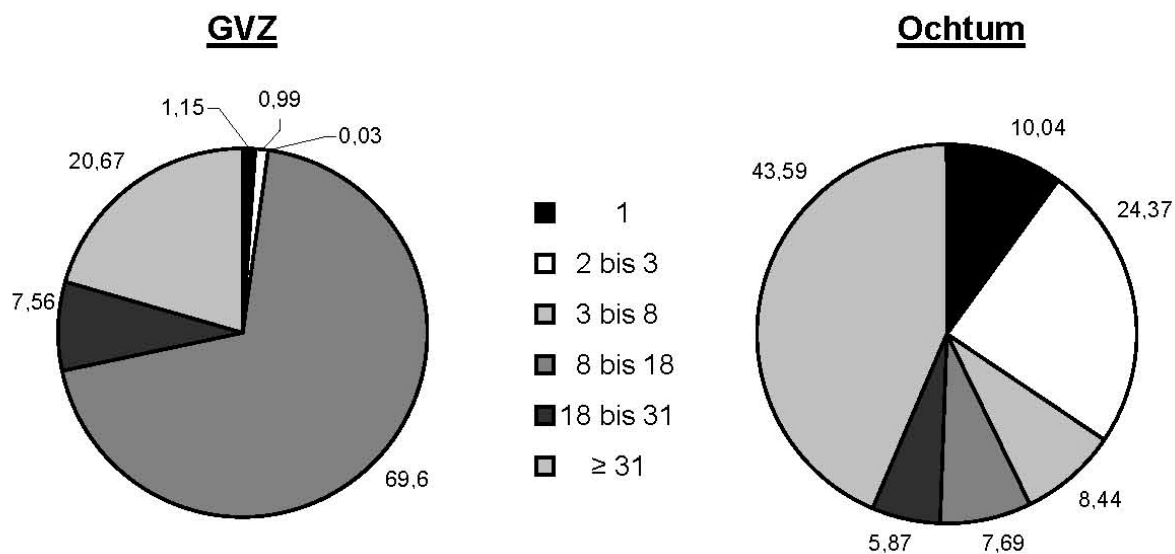


Abbildung 3: Flächenanteile der Flächenalter [%]

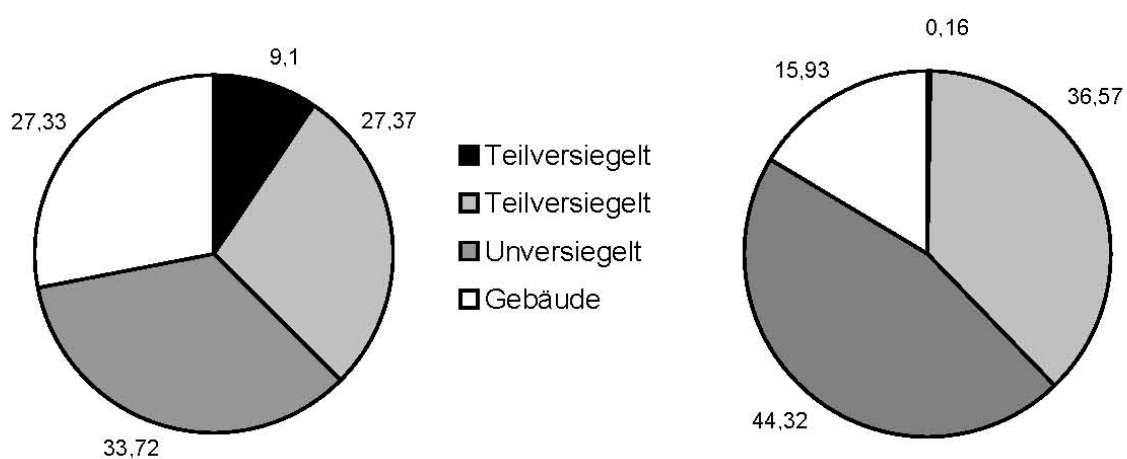


Abbildung 4: Flächenanteile der Oberbodentypen [%]

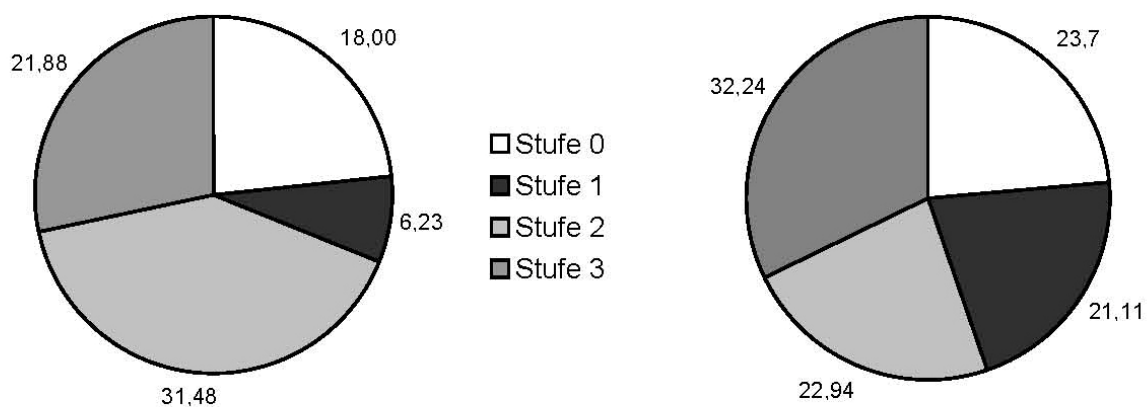


Abbildung 5: Flächenanteile der Störungsintensitäten [%]

3.2 Die Arten

Die ausgewählten Zielarten stammen aus 14 Familien (siehe Anhang B). Ein Großteil lässt sich den Poaceae, den Asteraceae und den Fabaceae zuordnen. Hemikryptophyten und Therophyten sind die dominierenden Lebensformtypen.

Bezogen auf die Hauptgruppen von WITTIG ET AL. (1985) sind die urbanophile und urbanoneutralen Arten etwa gleichstark vertreten. Ein kleiner Teil der Arten ist urbanophob und hat einen Verbreitungsschwerpunkt auf feuchteren Flächen.

Viele der Arten sind Idiochorophyten, also Arten der ursprünglichen natürlichen Vegetation. Die Zahl der Archäophyten (14 Arten) und Neophyten (8 Arten) ist dennoch relativ hoch. Die meisten Arten sind von ihren natürlichen Wuchsorten in die Stadt eingewandert. Dabei sind 28 Arten mehr oder weniger stark vom menschlichen Wirken abhängig. Sie sind, da Städte für sie natürlichen Lebensräume darstellen, von besonderem Interesse für diese Untersuchung.

Die absolute Anzahl der durch die einzelnen Arten okkupierten Patches lässt sich aufgrund der unterschiedlichen Größe beider Teilgebiete nicht miteinander vergleichen. Interessant ist aber die Betrachtung des prozentuellen Anteils besiedelter Patches. Während es für jedes Teilgebiet Arten gibt, die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, ist eine große Zahl von Arten auf beide Gebiete nahezu gleichmäßig verteilt. Alle Arten sind bezüglich ihrer Verbreitungsschwerpunkte in Tabelle 6 zusammengefasst. Ein gleichmäßiges Vorkommen in beiden Gebieten wird angenommen, wenn der Anteil besiedelter Patches im weniger stark besiedelten Gebiet mindestens 80 % der besiedelten Patches im stärker besiedelten Gebiet erreicht.

Zu den schwerpunktmäßig in Ochtum vertretenen Arten gehören überdurchschnittlich viele Therophyten. Die Arten sind in stärkerem Maß an häufige menschliche Eingriffe und Störungen angepasst, denen sie beispielsweise durch Trittresistenz widerstehen oder als Samen auszuweichen vermögen. Ihre starke Bindung an menschliches Wirken wird durch die Tatsache illustriert, dass viele als urbanophil klassifiziert werden. Es sind zumeist Archaeophyten und Neophyten, die sich ohne den Menschen nicht nach Mitteleuropa hätten ausbreiten können.

Tabelle 6: Anzahl der besetzten Patches

Art	Ochtum		GVZ		
	absolut	%	absolut	%	
Schwerpunkt Ochtum	Agrostis stolonifera	78	18,6	51	8,2
	Arabidopsis thaliana	45	11,5	54	8,7
	Bromus sterilis	51	12,8	21	3,6
	Cerastium semidecandrum	39	10,1	23	3,9
	Chenopodium album	108	24,1	56	9,0
	Lolium perenne	187	40,1	226	31,8
	Melilotus officinalis	45	11,5	30	5,0
	Persicaria maculosa	14	3,9	14	2,4
	Plantago major	183	35,8	214	27,7
	Poa annua	250	40,7	273	32,5
	Poa trivialis	156	31,5	176	24,0
	Saxifraga tridactylites	5	1,4	17	2,9
	Solidago gigantea	170	33,0	159	21,8
	Trifolium pratense	181	38,1	195	26,1
	Trifolium repens	86	20,5	30	5,0
	Tripleurospermum perforatum	147	30,4	105	15,7
	Veronica arvensis	35	9,2	21	3,6
nur GVZ	Corynephorus canescens	0	0	66	10,3
	Tragopogon dubius	0	0	9	1,6
	Vicia tetrasperma	0	0	40	6,6
Schwerpunkt GVZ	Achillea millefolium	66	17,4	378	42,5
	Agrostis capillaris	23	6,4	155	21,4
	Arrhenatherum elatius	31	8,3	112	16,4
	Calamagrostis epigejos	54	13,6	338	36,3
	Carex arenaria	4	1,1	68	10,4
	Carex hirta	65	15,8	344	37,4
	Dactylis glomerata	83	19,9	341	38,0
	Daucus carota	14	4,0	180	24,4
	Deschampsia cespitosa	5	1,4	138	19,5
	Festuca ovina	3	0,9	22	3,7
	Festuca rubra	131	30,7	419	49,2
	Holcus lanatus	198	39,1	560	50,5
	Hypericum perforatum	86	20,0	284	33,2
	Hypochoeris radicata	74	19,1	498	49,4
	Lotus corniculatus	4	1,1	100	14,9
	Phalaris arundinacea	2	0,6	64	10,1
	Poa palustris	1	0,3	5	0,9
	Poa pratensis	7	2,0	26	4,4
	Rumex acetosella	19	4,5	148	17,6
	Trifolium arvense	33	8,7	255	30,5
	Trifolium campestre	1	0,3	93	14,0
	Vicia hirsuta	30	8,0	109	16,0

Tabelle 6: Anzahl der besetzten Patches (Fortsetzung)

	Art	Ochtum		GVZ	
		absolut	%	absolut	%
Gleichmäßige Verteilung	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	165	34,9	307	35,4
	<i>Artemisia vulgaris</i>	245	45,5	483	46,0
	<i>Betula pendula</i>	69	16,7	131	18,8
	<i>Bromus tectorum</i>	67	16,4	110	16,3
	<i>Cerastium holosteoides</i>	152	32,1	273	33,0
	<i>Cirsium arvense</i>	180	35,3	316	35,5
	<i>Cirsium vulgare</i>	102	23,2	159	21,9
	<i>Conyza canadensis</i>	292	51,5	714	55,7
	<i>Elymus repens</i>	149	33,3	236	30,6
	<i>Erophila verna</i>	12	3,4	19	3,2
	<i>Medicago lupulina</i>	128	28,5	258	31,6
	<i>Oenothera biennis</i>	142	30,0	295	33,9
	<i>Plantago lanceolata</i>	150	32,5	355	39,4
	<i>Poa compressa</i>	204	39,3	325	37,4
	<i>Senecio inaequidens</i>	316	55,9	613	52,7
	<i>Sisymbrium altissimum</i>	50	12,6	83	12,7
	<i>Tanacetum vulgare</i>	168	35,1	431	43,3
	<i>Taraxacum officinale</i>	381	58,4	620	56,5
	<i>Tussilago farfara</i>	96	21,8	168	23,0
	<i>Vicia angustifolia</i>	39	10,1	70	10,9
	<i>Vulpia myuros</i>	89	20,1	139	19,7

Pflanzen mit einem Schwerpunkt im GVZ sind nahezu ausschließlich einheimische Arten. Hemikryptophyten und Geophyten überwiegen. Viele der Arten sind Arten des Grünlands, der Halbtrockenrasen und sandiger Böden. Sie vermögen in die Stadt einzudringen, sind aber nicht auf sie beschränkt. Drei Arten kommen ausschließlich im GVZ vor. Auch von den als urbanophob klassifizierten Arten wird das GVZ bevorzugt.

Arten mit gleichmäßiger Verbreitung in beiden Gebieten zeigen nicht die auffälligen Tendenzen, wie sie bei den Arten mit Schwerpunkt in einem der Gebiete beobachtet werden können. Bezüglich des Lebensformspektrums und der Urbanität weichen sie nicht weit vom Durchschnitt aller Arten ab. Es sind meist Arten mit sehr hohen Anteilen besiedelter Patches an der Gesamtpatchzahl. Zu ihnen zählen auch die ausbreitungstärksten Neophyten.

3.3 Regressionskoeffizienten

3.3.1 Gütemaße

Betrachtet man die Modellgüte aller Modellierungen gemeinsam, stellt man fest, dass sie überwiegend gut diskriminiert, aber schlecht kalibriert und verfeinert sind. Tendenziell sind die Modelle für Ochtum besser diskriminiert als im GVZ, die Modelle für das GVZ sind dafür besser kalibriert und verfeinert. Auf die Güte der einzelnen Modelle wird bei der folgenden Betrachtung der Modellgruppen näher eingegangen.

3.3.2 Modellgruppen

Die Modelle werden nach dem Einfluss der Prädiktoren „Konnektivität“ und „Flächenalter“ auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit zu Gruppen zusammengefasst. Der Einfluss einer einzelnen Variable ist ersichtlich aus dem Vorzeichen des Regressionskoeffizienten. Hat sie steigernden Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit, ist das Vorzeichen positiv. Bei negativem Vorzeichen sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit durch den Einfluss der Variable. Von den Regressionskoeffizienten lässt sich nur die Einflussrichtung direkt ableiten. Untereinander sind die Zahlenwerte nicht vergleichbar. Die Stärke des Einflusses einer Variable auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit ist daher schwer abschätzbar. Bei der Bewertung der Modellergebnisse werden alle Variablen daher gemeinsam betrachtet. Dies geschieht anhand von Graphiken, die mittels LR_Mesh erstellt wurden. Die Graphiken werden im Folgenden als Mashses bezeichnet.

LR_Mesh

LR_Mesh (RUDNER 2004) ist ein Programm zur dreidimensionalen Visualisierung der von zwei metrischen Prädiktorvariablen einer logistischen Regression aufgespannten Responsefläche. Richtung und Stärke des Einflusses der Variablen lassen sich so besser interpretieren. In diesem Fall gibt die x-Achse die Konnektivität (connectivity), die y-Achse das Alter (age) und die z-Achse die Vorkommenswahrscheinlichkeit wieder. Die kategoriellen Variablen (Störungsintensität und Oberbodenversiegelung) werden nicht dargestellt, fließen aber als Konstanten in die Vorkommenswahrscheinlichkeit ein. Zur besseren Unterscheidung sind die Mashses farbkodiert: blau für Ochtum und grün für das GVZ (siehe Anhang F1 bis F7).

Für 27 Arten gingen Konnektivität und Alter in die Modellierung ein, aber nur für *Holcus lanatus* und *Solidago gigantea* in beiden Teilgebieten. In vielen Fällen spielt nur das Alter (29 Fälle) oder die Konnektivität (12 Fälle) eine Rolle. Für insgesamt 21 Arten ist die Konnektivität nicht von signifikanter Bedeutung für die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Im Kontrast dazu ist die Zahl der Arten, deren Vorkommen in keinem Gebiet vom Flächenalter beeinflusst wird mit neun Arten geringer. Von diesen reagieren fünf Arten ebenfalls nicht auf die Konnektivität.

Da Konnektivität und das Alter einen positiven (+) oder einen negativen Einfluss (-) auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit haben können oder aber kein signifikanter Einfluss (0) feststellbar ist, ergeben sich neun Modellgruppen. Sieben dieser Gruppen sind realisiert. Die Mashes sind im Anhang F 1 bis F 7 dargestellt. In einer achten Modellgruppe sind alle Fälle zusammengefasst, bei denen der Einfluss der Variablen nicht erkennbar ist.

Modellgruppe 1

Konnektivität (+) / Alter (-)

Bei den Arten der ersten Gruppe steigt mit der Konnektivität auch die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Ein geringes Flächenalter begünstigt ebenfalls ihr Vorkommen. Mit zwölf Fällen ist dies die größte der Modellgruppen. Betroffen ist in $\frac{3}{4}$ der Fälle das Gewerbegebiet Ochtum, nur in drei Fällen ist es das GVZ

Die Modelle der Gruppe sind gut diskriminiert. Die AUC erreicht mit Werten, die überwiegend höher als 0.8 liegen, die höchsten von allen Modellgruppen. Die Kalibrierung und Verfeinerung der Modelle ist hingegen weniger gut. Nur die Modelle für *Lotus corniculatus*, *Melilotus officinalis* und *Tussilago farfara* sind befriedigend bis gut kalibriert und verfeinert. Bei drei der übrigen Modelle fällt R^2N sogar unter 0.3.

Die Samenfallgeschwindigkeit ist bei den betreffenden Arten ebenso wie das Gewicht der einzelnen Samen überwiegend hoch. Die meisten der Arten produzieren eher wenige Samen. Das Windausbreitungspotential ist allgemein gering. Bei *Hypericum perforatum*, *Dactylis glomerata* und *Bromus tectorum* ist es etwas höher.

Vier Arten weichen in ihren Eigenschaften weit von den anderen ab. *Solidago gigantea* und *Tussilago farfara* produzieren eine sehr hohe Zahl leichter Samen mit sehr geringen Samenfallgeschwindigkeiten. Ihr Windausbreitungspotential ist äußerst hoch. Auch *Hypericum perforatum* und *Sisymbrium altissimum* produzieren viele Samen mit geringem Gewicht. Die Fallgeschwindigkeit der Samen ist gering, aber

doch deutlich höher als die der beiden erstgenannten Arten. Das Windausbreitungspotential entspricht dem der übrigen Arten.

Tussilago farfara und *Solidago gigantea* haben nur kurze Zeit keimfähige Samen. Auch bei *Bromus sterilis*, *Lotus corniculatus* und *Dactylis glomerata* ist die Samenbank kurzlebig. Bei *Hypericum perforatum*, *Sisymbrium altissimum* und *Chenopodium album* ist sie äußerst persistent. Der seed-longevity-index der übrigen Arten liegt im mittleren Bereich.

Viele der Arten dieser Gruppe sind Neophyten. Sie sind größtenteils urbanophil. Mehrheitlich sind sie kulturabhängig und Städte sind ihre bevorzugten Lebensräume. Beide Ephemerophyten des Artenkatalogs (*Bromus tectorum*, *Sisymbrium altissimum*), also Arten deren Vorkommen von der direkten Hilfe des Menschen abhängt, sind Teil dieser Gruppe. Etwa die Hälfte der Arten sind Therophyten.

Modellgruppe 2

Konnektivität (+) / Alter (0)

Steigende Vorkommenswahrscheinlichkeit bei steigender Konnektivität weisen zwei weitere Arten auf. Das Flächenalter hat jedoch keinen Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Die Qualität des Modells für *Artemisia vulgaris* in Ochtum ist sehr schlecht. Das Modell für *Trifolium pratense* in Ochtum ist zumindest gut diskriminiert, aber schlecht kalibriert und verfeinert.

Beide Arten haben nicht viele Gemeinsamkeiten. Das Gewicht der einzelnen Samen ist ähnlich gering. *Trifolium pratense* produziert nur wenige Samen. Die Samenfallgeschwindigkeit ist recht hoch, das Windausbreitungspotential relativ gering, die Samenbank ist kurzlebig. *Artemisia vulgaris* hingegen produziert eine sehr große Menge Samen. Die Samenfallgeschwindigkeit ist gering. Das Windausbreitungspotential ist besser, aber nicht sonderlich hoch. Die Samenbank ist langlebig.

Modellgruppe 3

Konnektivität (-) / Alter (+)

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit sinkt bei steigender Konnektivität. Die Arten haben jedoch eine Affinität zu Flächen mit längerer Nutzungsgeschichte. Mit dieser Kombination gibt es nur drei Fälle für Arten im GVZ. Die Modellgüte ist für

Corynephorus canescens und *Oenothera biennis* ausgesprochen gut. Das Modell für *Plantago major* hingegen ist eines der schlechtesten.

Plantago major und *Oenothera biennis* haben einige Gemeinsamkeiten. Beide Arten produzieren bei einer mittleren Samenfallgeschwindigkeit eine sehr hohe Anzahl an Samen. Das Samengewicht ist ebenso wie das Windausbreitungspotential relativ gering. *Corynephorus canescens* hingegen produziert eine geringe Zahl sehr leichter Samen.

Die Samenfallgeschwindigkeit ist gering, das Windausbreitungspotential höher. Alle drei Arten haben eine langlebige Samenbank und werden zu den Hemikryptophyten gezählt. *Oenothera biennis* ist ein Neophyt und bevorzugt, anders als die beiden übrigen Arten, städtische Lebensbedingungen.

Modellgruppe 4

Konnektivität (-) / Alter (0)

Bei einer großen Zahl anderer Arten hat die Konnektivität gleichfalls einen negativen Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Ein signifikanter Einfluss des Flächenalters besteht nicht. Sieben der Modelle betreffen Ochtum, drei das GVZ. Die Modelle sind recht gut diskriminiert, Kalibrierung und Verfeinerung sind jedoch äußerst schlecht.

Die Arten weisen kaum Gemeinsamkeiten auf. Alle Traits variieren in einem weiten Bereich. Auffällig ist der hohe Anteil an Hemikryptophyten. Auch der Anteil urbanophiler Arten ist überdurchschnittlich hoch.

Modellgruppe 5

Konnektivität (0) / Alter (+)

Es sind neun Arten, die eine Affinität zu Flächen höheren Alters aufweisen, ohne dass die Konnektivität einen signifikanten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit hätte. Die Modellgüte ist gering, nur für *Agrostis capillaris* sind Diskriminierung, Kalibrierung und Verfeinerung ausreichend. Die Gruppe 5 ist zusammen mit der Gruppe 4 die qualitativ schlechteste. Abgesehen von *Conyza canadensis* betreffen die Modelle ausschließlich das GVZ.

Das Samengewicht ist überwiegend gering. *Trifolium campestre* und *Dactylis glomerata* haben etwas schwerere Samen. *Conyza canadensis* und *Tussilago farfara*

nehmen innerhalb der Gruppe eine Sonderstellung ein. Sie haben die geringsten Samenfallgeschwindigkeiten aller Arten und ein sehr hohes Windausbreitungspotential. Die Zahl der von beiden Arten pro Pflanze produzierten Samen ist hoch. Dies haben sie mit *Deschampsia cespitosa* und *Tanacetum vulgare* gemeinsam. Die übrigen Arten produzieren wenige Samen. Die Samenfallgeschwindigkeit und das Windausbreitungspotential der Arten der Gruppe 5 schwanken in einem weiten Bereich um die mittleren Werte. Die Samenbank ist allgemein kurzlebig. Ausnahmen sind *Agrostis capillaris*, *Conyza canadensis* und *Poa annua*, die eine persistente Samenbank haben.

Die Arten dieser Modellgruppe sind überwiegend urbanoneutral. Nur die Therophyten, *Conyza canadensis*, *Poa annua* und *Trifolium campestre*, bevorzugen Städte und hängen in ihrer Verbreitung stärker vom anthropogenen Einwirkungen ab.

Modellgruppe 6

Konnektivität (-) / Alter (-)

Bei drei Arten sinkt bei steigender Konnektivität und steigendem Alter die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Die Modelle wurden alle für Ochtum erstellt und sind gut diskriminiert. Für *Agrostis stolonifera* und *Cirsium vulgare* sind sie auch gut kalibriert und verfeinert. Das Modell von *Holcus lanatus* hat aber nur einen R^2N von 3.0.

Die Samenfallgeschwindigkeit aller drei Arten ist ebenso wie die produzierte Samenzahl pro Individuum gering. Alle haben ein hohes Windausbreitungspotential. Anzumerken ist, dass *Cirsium arvense* sehr schwere Samen hat. Die Samen der beiden anderen Arten sind hingegen sehr leicht. Die Lebensdauer der Samenbank ist kurz bis mittel.

Alle drei sind Hemikryptophyten ohne spezifische Bindung an den Lebensraum Stadt.

Modellgruppe 7

Konnektivität (0) / Alter (-)

Sieben Arten bevorzugen Flächen mit kurzer konstanter Nutzungsgeschichte. Ein signifikanter Einfluss der Konnektivität auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit wie bei den Modellen der Gruppe 1 konnte nicht nachgewiesen werden. Betroffen sind ausschließlich Modelle für das Gewerbegebiet Ochtum. Abgesehen von *Arabidopsis*

thaliana und *Vulpia myuros* sind die Modelle gut diskriminiert, kalibriert und verfeinert. Gruppe 7 hat die höchste Modellqualität aller Gruppen.

Die Arten lassen sich bezüglich ihrer Traits in zwei Fraktionen teilen. Ein hohes Samengewicht haben *Carex hirta*, *Trifolium repens*, *Vicia angustifolia* und *Vulpia myuros*. Die produzierte Samenzahl pro Pflanze schwankt weit. Die Fallgeschwindigkeit der Samen ist bei allen vier Arten sehr hoch. Ihr Windausbreitungspotential ist äußerst gering.

Arabidopsis thaliana und *Calamagrostis epigejos* hingegen produzieren eine große Zahl sehr leichter Samen mit geringer Samenfallgeschwindigkeit. Das Windausbreitungspotential ist hoch.

Zwischen den beiden Fraktionen steht *Tripleurospermum perforatum*. Die Art produziert eine hohe Zahl leichter Samen. Die Samenfallgeschwindigkeit ist jedoch hoch und das Windausbreitungspotential gering.

Tripleurospermum perforatum, *Vicia angustifolia* und *Arabidopsis thaliana* haben eine sehr langlebige Samenbank. Bei den übrigen Arten liegt der seed-longevity-index im mittleren bis unteren Bereich.

Ähnlich wie in Gruppe 1 sind fast die Hälfte der Arten Therophyten und mehrheitlich kulturabhängig. Eine ausgeprägte Urbanität ist jedoch nicht erkennbar. *Carex hirta* wird sogar als urbanophob eingestuft.

Uneindeutig

Die Mashen der Arten sind nicht interpretierbar. Es ergeben sich Einwölbungen in der Mitte der Response-Oberflächen oder äußerst steile Steigungen an ihren Rändern. Der Effekt macht sich vor allem mit Bezug auf das Flächenalter bemerkbar. Betroffen sind die Modelle von 18 Arten im GVZ und drei Arten in Ochtrum. Die Modellgüte ist dabei meist recht gut. Die AUC liegt in 15 Fällen über 0.7. Zum Teil werden Spitzenwerte erreicht. Zumindest acht der Modelle sind auch gut kalibriert und verfeinert. Bei den übrigen fällt R^2N unter 0.4 oder sogar 0.3.

Der Fehler bei den uneindeutigen Mashen lässt sich auf Mängel am zugrunde liegenden Datenmaterial zurückführen. Er tritt auf wenn es bei den Werten einer Variable eine Lücke gibt. Die Beobachtungen konzentrieren sich auf die Randbereiche des Wertintervalls der Variable, die Mindestanzahl an Vorkommen kann für den mittleren Abschnitt des Intervalls nicht erreicht werden.

Die Konnektivität ist davon kaum betroffen, weil die Werte kontinuierlicher vom geringsten zum höchsten ansteigen. Das verwendete Alter einer Fläche ist jedoch der Mittelwert eines Subintervalls, des Zeitraumes in den die letzte Umnutzung fiel. Das genaue Alter der kontinuierlichen Nutzung einer Fläche ist nicht bekannt. Das GVZ ist von diesem Fehler so stark betroffen, weil es eine homogenere Alterstruktur aufweist als das Gewerbegebiet Ochtum. Für Ochtum gibt es genügend Vorkommen aller Flächenalter um diese Lücken zu schließen.

3.3.2 Kategorieelle Variablen

Die Bedeutung der Störungsintensität und der Bodeneigenschaften für das Vorkommen städtischer Pflanzenarten ist bekannt (AG BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH 1993). Die Modellierung beider Variablen erfolgt primär zur Verbesserung der Modellergebnisse. Dennoch sollen auch sie kurz dargestellt werden. Die Regressionskoeffizienten wurden für jede Ausprägung der Variablen berechnet, sofern sie signifikanten Eingang gefunden haben.

Störung

Abgesehen von *Bromus sterilis*, *Carex arenaria*, *Cerastium semidecandrum*, *Daucus carota* und *Lotus corniculatus* zeigt die Intensität der Störung signifikanten Einfluss auf das Vorkommen aller Arten. Bei 10 weiteren Arten ist dieser Einfluss aber auf eines der Gebiete beschränkt, obwohl der Anteil der besiedelten Patches an der Gesamtzahl auch in den Gebieten ohne signifikanten Einfluss sehr hoch ist (20% - 55%). Bei den Arten, für die in beiden Gebieten die Störungsintensität in die Modellierung aufgenommen wurde, ergeben sich teils starke Unterschiede im Einfluss der einzelnen Ausprägungen auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit und es lässt sich eine klare Neigung der Arten nur schwer erkennen. Einige wenige Arten (*Conyza canadensis*, *Phalaris arundinacea*, *Taraxacum officinalis*, *Festuca rubra*, *Artemisia vulgaris*) reagieren ausschließlich im GVZ, negativ auf alle Störungstypen. Tendenziell kann man aber für das Gros der Arten bei steigender Störungsintensität einen entgegengesetzten Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit beobachten. Eine Steigerung der Wahrscheinlichkeit ergibt sich bei den an Störungen angepassten Arten.

Störungsintensität 0

Bei nahezu allen Arten hat der geringste Störungstyp einen steigernden Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Nur *Poa annua* und *Plantago major* bevorzugen stärker gestörte Flächen und werden vom Typus negativ beeinflusst.

Störungsintensität 1

Die insgesamt meisten Vorkommen finden sich auf Flächen des Typs 1. Es ist der eigentliche intermediäre Typ, da Typ 3 nur in Ausnahmen besiedelt wird. Nur bei wenigen Arten wird die Vorkommenswahrscheinlichkeit in größerem Maße beeinflusst. Eine starke Steigerung der Vorkommenswahrscheinlichkeit zeigen die Arten, die auch eine Affinität zu Flächen der Störungsintensität 2 aufweisen.

Störungsintensität 2

Es ist der intensivste Störungstyp, bei dem es für den Großteil der Arten auch Vorkommen gibt. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit wird bei den meisten Arten negativ beeinflusst. Diejenigen Arten, die positiv auf den Typus reagieren, sind die Trittresistenten Arten, einige Therophyten, sowie allgemein häufige Arten.

Störungsintensität 3

Da nur wenige Arten Vorkommen auf Flächen des höchsten Störungstyps haben, ging dieser auch nur bei 6 Arten in die Modellierung ein. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit wird fast ausschließlich negativ beeinflusst, nur bei *Poa annua* in Ochtum (siehe Anhang E) ist der Einfluss positiv. Es sollte dennoch berücksichtigt werden, dass sich diese Vorkommen auf den am stärksten gestörten Flächen eher auf die Randbereiche konzentrieren, wo sie durch mechanische Zerstörung nicht so stark bedroht sind wie in den zentralen Bereichen der Rangierflächen und Zufahrten.

Oberbodenversiegelung

Für 14 Arten war die Art der Oberflächenversiegelung nicht von Bedeutung bei der Ermittlung der Vorkommenswahrscheinlichkeit. Bei 6 Arten waren sie nur für ein Gebiet Teil der Modellierung. Unter den Arten ohne Einfluss der Oberflächenversiegelung auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit sind viele Therophyten und Geophyten. Der Versiegelungsgrad scheint für die Hemikryptophyten bedeutsamer zu sein.

Unversiegelte Flächen

Bei nahezu allen Arten wirken sich unversiegelte Flächen positiv auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit aus. Es gibt jedoch deutliche Unterschiede zwischen den beiden Gebieten. Für das GVZ reagieren die Arten am stärksten, während in Ochtum auf den unversiegelten Flächen die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Arten nur schwach positiv beeinflusst wird. *Poa annua* reagiert als einzige Art, und dies auch nur in Ochtum, negativ auf unversiegelte Substrate (siehe Anhang E), wodurch unterstrichen wird, wie häufig die Art im Teilgebiet auf teilversiegelten Substraten vorkommt.

Teilversiegelte Flächen

Der unterschiedliche Einfluss der Versiegelung auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Arten in beiden Gebieten ist bei den gepflasterten Flächen noch deutlicher als bei den offenen Flächen. Im GVZ hat die Teilversiegelung einen positiven Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit, in Ochtum ist er negativ. Diese Diskrepanz betrifft auch den Großteil der Arten, für die in beiden Gebieten die Versiegelung signifikanten Einfluss auf das Vorkommen hat. Bei 14 Arten haben die Regressionskoeffizienten unterschiedliche Vorzeichen.

Vollversiegelte Flächen

Für keine Art gab es genügend Vorkommen auf vollversiegelten Flächen, als dass der Typus signifikanten Eingang in die Modellierung gefunden hätte. Einmal ist der Flächentypus in beiden Gebieten nicht wirklich häufig, zum anderen besiedeln Pflanzen bei Asphaltdecken die Risse und Zwischenräume, die eher halbversiegelte Lücken in einem ansonsten pflanzenfeindlichen Substrat sind. Eine gute Möglichkeit zur Etablierung erhalten Pflanzen erst auf vollversiegelten Substraten, die sich durch Erosion schon weiter geöffnet haben.

Obwohl in 46 Fällen ein interpretierbares Modell erstellt werden konnte, gibt es nur für fünf Arten Modelle für das GVZ und Ochtum. Für die übrigen 36 Arten konnte nur für eines der Gebiete ein interpretierbares Modell erstellt werden. Für *Bromus tectorum*, *Trifolium pratense* und *Vulpia myrus* findet jeweils nur eine der beiden Variablen Eingang in die Modellierung. Ob sich die Arten in beiden Gebieten ähnlich verhalten, kann nicht beurteilt werden. Nur für *Dactylis glomerata* und *Tussilago*

farfara ist zumindest für das Alter ein Vergleich des Einflusses der Variable auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit zwischen beiden Gebieten möglich. Allerdings verhält sich die Variable für beide Arten in den Gebieten unterschiedlich. Im GVZ begünstigt ein hohes Flächenalter das Vorkommen. In Ochtum hat ein geringes Flächenalter steigernden Effekt auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Der positive Einfluss ist jeweils sehr stark, der negative nur für *Tussilago farfara*.

4. Diskussion

Obwohl es sich bei beiden untersuchten Teilgebieten um Gewerbegebiete im weiteren Sinne handelt, gibt es Unterschiede, die sich auch in den Ergebnissen niederschlagen. Betrachtet man die Modellgruppen, fällt auf, dass ihnen meist nur Modelle eines Gebiets angehören.

Das Güterverkehrszentrum hat einen vergleichsweise naturnahen Charakter. Es liegt weit vor der Stadt inmitten von Grünländereien. Der ferne Stadtkörper hat nur geringen klimatischen Einfluss auf die Standortbedingungen. Die Arten, die hier bevorzugt siedeln, meiden die Stadt oder favorisieren sie zumindest nicht als Lebensraum. Viele von ihnen sind Grünlandarten, und ein häufiges Vorkommen dieser Arten im umliegenden Niedervieland ist anzunehmen.

Der Anteil von Brachflächen ist hoch. Viele von ihnen sind sehr groß und werden kaum gestört. Die weitläufigen Sandrasen und Silbergrasgesellschaften des GVZ haben Ähnlichkeit mit Binnendünen (POTT 1995) wie sie im Überflutungsbereich der Weser früher häufig waren. Ein Rest dieser Binnendünenlandschaft im Bremer Stadtgebiet ist die Mahndorfer Düne (BUND 2004). Die Natürlichkeit des GVZ soll jedoch nicht hinwegtäuschen über die Tatsache, dass die Aufschüttung des Gebiets ein massiver menschlicher Eingriff war, der die ehemals vorherrschenden Standortbedingungen tiefgehend und irreversibel verändert hat. Ein typisches Gewerbegebiet ist das GVZ dennoch nicht.

Das Gewerbegebiet Ochtum ist das eigentliche städtische Industriegebiet. Es liegt innerhalb des Stadtkörpers und ist weitestgehend umgeben von bebauten Flächen. Die Klimadaten (vgl. Kap. 1.1.2 Abb. 2) haben vor allem Bezug auf Ochtum, da die Messstation beim nahe gelegenen Flughafen Bremen liegt. Der hohe Hemerobiegrad Ochtums wird unterstrichen durch die vielen urbanophilen Arten, die hier bevorzugt siedeln. Der Versiegelungsgrad ist so hoch, dass bei vielen Arten die Teilversiegelung sogar steigernden Effekt auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit hat. Nur in Ochtum ging zumindest für eine Art (*Poa annua*) die Störungsklasse 3 positiv in das Modell ein. Die meisten Modelle konnten für Ochtum erstellt werden und es sind größtenteils diejenigen, deren Betrachtung im Bezug auf die Fragestellung von zentraler Bedeutung ist. Die hohe Flächenheterogenität und die Kompaktheit des Gebiets werden für die gute Qualität der Modellergebnisse verantwortlich gemacht. Dass die gewonnenen Erkenntnisse sich vor allem auf dieses Gebiet beziehen, ist

positiv zu werten. Der typische Charakter Ochtums macht die Erkenntnisse auf viele andere Gewerbegebiete übertragbar und verleiht ihnen ihre Allgemeingültigkeit.

In Kapitel 3 wurde bereits erwähnt, dass die Modelle überwiegend gut Diskriminiert sind, aber häufig nur ausreichend oder sogar schlecht kalibriert und verfeinert sind. Was bedeutet dies für die Bewertung der Modellergebnisse?

Die tatsächlichen Vorkommen werden durch das Modell auch als solche erkannt und erhalten überwiegend höhere Vorkommenswahrscheinlichkeiten als die Nichtvorkommen. Diese Trennung fällt oft nicht deutlich aus, die ermittelten Vorkommenswahrscheinlichkeiten liegen nah beieinander.

Vorkommen füllen Parzellen selten vollständig. Sie beschränken sich auf mehr oder weniger große Teile der Fläche. Direkt an die Vorkommen grenzen daher Nichtvorkommen, die sich von den Vorkommen bezüglich ihrer Eigenschaften kaum unterscheiden. Das Modell tut sich schwer, in solchen Fällen den Patches weit auseinander liegende Vorkommenswahrscheinlichkeiten zuzugestehen. Es ist positiv zu bewerten, dass die Modelle dennoch die tatsächlichen Vorkommen von den tatsächlichen Nichtvorkommen trennen können. Eine Interpretation der Variablen bezüglich ihres Einflusses auf das Vorkommen der Arten ist deshalb möglich. Bezogen auf die Fragestellung ist es erfreulich, dass für viele Arten ein Modell erstellt werden konnte, bei dem Konnektivität und Flächenalter bestimmend sind für die Vorkommenswahrscheinlichkeit.

Da sich bei den Arten der Modellgruppen 1, 6 und 7 ein geringes Flächenalter steigernd auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit auswirkt, werden diese gemeinsam betrachtet. Bei den Arten handelt es sich überwiegend um Pioniere, die aber unterschiedliche Strategien zur Besiedlung von Freiflächen verfolgen.

Ausbreitungsstarke Pioniere sichern ihr Überleben, indem sie neu entstandene Flächen früher besiedeln als die konkurrenzstarken Arten und indem sie generell mehr Flächen besiedeln als diese. So können sie Arten, denen sie in direkter Konfrontation unterlegen wären, zeitlich oder räumlich ausweichen.

Bei ausbreitungsschwachen Pionieren gewinnt die Langlebigkeit der Samenbank an Bedeutung. Sie müssen vor Ort auf eine umwälzende Änderung der Standortbedingungen warten, um innerhalb kurzer Zeit in Erscheinung zu treten und die Samenbank aufzufrischen und so ihr Fortbestehen zu sichern (AMAMRASEKARE

2001). Diese umwälzenden Veränderungen können sehr kleinflächig sein, wie die Verlagerung eines Trampelpfades oder einmaliges Befahren mit schwerem Gerät. Dies sind keine intensiven Störungen im eigentlichen Sinn, sondern Fluktuationen der Standortbedingungen, die notwendig sind damit eine Pflanzengemeinschaft sich in ihrer aktuellen Form erhalten kann (FALIŃSKI, zitiert nach ŁASKA 2001). Pioniere mit einer langlebigen Samenbank kommen in solchen Gesellschaften nur mit geringen Flächenanteilen auf eben diesen Kleinststandorten vor. Die Dominanz geht von den konkurrenzstarken Arten aus.

Wirkliche katastrophale Veränderungen betreffen große Flächen. Die aktuelle Vegetation wird vollständig zerstört und die neuen Standortbedingungen sind für eine sofortige Neuetablierung nicht geeignet. Es ist der Moment, in dem ausbreitungsschwache Pioniere mit einer langlebigen Samenbank große Flächen besiedeln können. ŁASKA (2001) denkt hier an Vulkanausbrüche, aber auch die menschliche Bautätigkeit erfüllt diese Bedingungen. Durch die Bebauung einer alten Brache wird die etablierte Vegetation vernichtet. Kommt es Jahre später zu einem Rückbau und erneutem Brachfallen, keimen Pioniere deren Samen sich schon seit der Frühphase des letzten Brachestadiums im Boden befinden.

Zur Beurteilung der Ausbreitungsfähigkeit kann die Samenfallgeschwindigkeit herangezogen werden. Sie gilt als wichtigster Parameter zur Beurteilung der möglichen Windausbreitungsdistanz einer Art. Je geringer die Samenfallgeschwindigkeit ist, desto weiter können die Samen durch den Wind verdriftet werden. Die Maximaldistanz steigt exponentiell mit der Windgeschwindigkeit (JONGEJANS et al. 1999).

Acht von zwölf Arten der Modellgruppe 1 haben eine hohe Samenfallgeschwindigkeit und können sich durch den Wind nicht effektiv ausbreiten. Bei der Verbreitung der Samen spielt die passive Verschleppung der Samen durch Tiere bisweilen eine wichtige Rolle. In der Stadt wird diese Funktion häufig auch durch Fahrzeuge und Bodenbewegungen übernommen. Von den Arten der Modellgruppe 1 nutzt nur *Rumex acetosella* die vegetative Wurzelsprossbildung zur Eroberung des neuen Wuchsortes (OBERDORFER 2001). Bei den übrigen erfolgt die Eroberung der neu besiedelten Fläche durch generative Vermehrung. Das hohe Samengewicht wird als Anpassung an schwierige Standortbedingungen interpretiert, wie sie sich Pionieren oft stellen. Den Individuen stehen mehr Ressourcen zur Verfügung, um die

Anfangszeit zu überstehen bis sie sich selbst versorgen können. Das Samengewicht ist weiterhin mit der Specific-leaf-area negativ korreliert. Es wird vermutet, dass diese Pflanzen einen geringeren Stoffwechsel betreiben und deshalb besser an limitierte Umweltressourcen angepasst sind (WESTOBY et al. 1996).

Ähnlichkeiten zu den Arten der Modellgruppe 1 zeigen *Carex hirta*, *Trifolium repens*, *Vicia angustifolia* und *Vulpia myuros* aus der Modellgruppe 2. Auch sie haben eine geringe Samenfallgeschwindigkeit, können nur eine geringe Distanz überwinden und haben eher schwere Samen. Ein signifikanter Zusammenhang besteht bei ihnen jedoch nur zum Flächenalter. Auch sie bevorzugen als Pioniere jüngere Flächen.

Dass die Konnektivität keinen Einfluss auf ihr Vorkommen zeigt, kann an ihrer Seltenheit liegen. Der Anteil an der Gesamtpatchzahl liegt zwischen 10% und 20%, also im unteren Bereich dessen, was von HANSKI (1994) bei der Berechnung der Konnektivität als vertretbar angesehen wird.

Trifolium pratense lässt sich eindeutiger den Arten der Modellgruppe 1 zuordnen. Die Art hat das geringste Ausbreitungspotential und die kleinste Anzahl produzierter Samen höheren Gewichts mit den meisten Arten der Modellgruppe 1 gemeinsam. Bei ihr fehlt jedoch der signifikant negative Einfluss des Flächenalters, obwohl sie durchaus Rohböden zu besiedeln vermag (OBERDORFER 2001). Der Grund könnte ihr häufiges Vorkommen auf Baumscheiben in Ochtum sein, denen allgemein ein hohes Alter zugesprochen wurde. Auch *Hypericum perforatum* und *Tripleurospermum perforatum* haben eine relativ geringe Ausbreitungskapazität und eine langzeitliche Samenbank. Anders als die übrigen bisher genannten Arten produzieren sie eine große Zahl sehr leichter Samen.

Setzt man eine hohe Konnektivität mit einer Sensibilität gegenüber Isolation gleich, stimmen die Ergebnisse mit denen von KOLB et al. (2005) überein. Auch bei den 82 untersuchten Waldarten reagierten diejenigen am empfindlichsten auf Isolation, die ein geringes Expansionspotential haben und nur wenige schwere Samen produzieren. Das ein hoher Isolationsgrad nachteilig für die Expansion und den Erhalt von Arten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit ist, wurde exemplarisch an *Veronica triphyllos* auch für Ackerwildkräuter nachgewiesen (ALBRECHT et al. 1999).

Einige der Arten sind ausbreitungsstarke Pioniere, reagieren aber signifikant positiv auf hohe Konnektivitäten. *Solidago gigantea* und *Tussilago farfara* sind Arten mit

einer sehr geringen Samenfallgeschwindigkeit und entsprechen großem Windausbreitungspotential. Die generative Vermehrung dient alleine der Fernausbreitung. Nachdem sie eine Fläche erreicht haben, erfolgt die weitere Eroberung des Raumes durch vegetative Vermehrung (OBERDORFER 2001). Dass die Isolation sich dennoch negativ auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit auswirkt, mag an einem methodischen Fehler liegen. Die von den Arten gebildeten Polykormone können so groß werden, dass sie als Flächenvorkommen hoher Besiedlungsdichte kartiert wurden. Häufig liegen sie innerhalb des 7 m-Abstandes und wurden zu größeren Vorkommen zusammengefasst. Oft liegt ein Polykormon jedoch geringfügig weiter als 7 m von nächsten entfernt und wurde als eigenständiges Vorkommen kartiert. Für die einzelnen Vorkommen wird dann eine hohe Konnektivität ermittelt. Im Model erscheint es so, als wenn ein geringer Abstand zum nächsten Vorkommen für die Ausbreitung der Arten wichtig wäre. Tatsächlich ist es wahrscheinlicher, dass die Ansiedlung unabhängig von benachbarten Individuen durch weiter entfernt liegende Vorkommen initiiert wurde. Dass einige Individuen in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze keimen, kann angesichts der hohen produzierten Samenmenge nicht ausgeschlossen werden. Die meisten Samen von Arten mit geringer Samenfallgeschwindigkeit landen jedoch in größerer Entfernung zur Mutterpflanze, einige wenige können mehrere Kilometer zurücklegen (GREENE et al.1989).

Dass die Arten eine Affinität zu jüngeren Flächen haben ist nicht überraschend, da es sich bei ihnen um Pioniere handelt. *Artemisia vulgaris* aus der Modellgruppe 2 verhält sich ähnlich wie *Solidago gigantea* und *Tussilago farfara*. Die Modellgüte ist allerdings so gering, dass die Art besser unberücksichtigt bleibt. Auch *Sisymbrium altissimum*, *Arabidopsis thaliana* und *Calamagrostis epigejos* sind Fernausbreiter und Rohbodenpioniere. *Calamagrostis epigejos* bildet genau wie *Solidago gigantea* und *Tussilago farfara* Polykormone. *Arabidopsis thaliana* und *Sisymbrium altissimum* steht zur weiteren Eroberung des Raumes nur die generative Vermehrung zur Verfügung. Sie produzieren hierzu eine hohe Zahl an Samen, die zudem lange Zeit keimfähig bleiben.

Eine Beobachtung, die bezüglich der Isolation durch andere Arbeiten gemacht wurde, kann durch diese Untersuchung nicht bestätigt werden. Bei den Untersuchungen zu Grünlandarten (GEERTSEMA 2005) und Waldarten (KOLB et al. 2005) waren von den negativen Auswirkungen der Isolation vor allem Arten

betroffen, die eine nur kurzlebige Samenbank aufbauen. Diese Tendenz ist bei den Arten der Modellgruppen 1, 2 und 7 nicht erkennbar. Der seed-longevity-index vieler Arten liegt im mittleren Bereich. Einige Arten haben ausgesprochen langlebige Samenbanken. Möglicherweise spielt in urbanen Ökosystemen die Samenbank nicht die gleiche Rolle wie in natürlichen oder halbnatürlichen Systemen. Ein Umstand könnte die Überdeckung von Samen mit Schutt und Sand sein. Bei der Planierung von Flächen werden Samen mit dem Oberboden in tiefere Schichten verfrachtet, der Boden wird zudem verdichtet (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

Bei den Arten der Modellgruppen 3, 4 und 6 steigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit bei sinkender Konnektivität. Die Isolation scheint hier einen positiven Effekt zu haben. Es ist schwer erklärbar, dass es für eine Pflanze von Vorteil ist, wenn das nächste Individuum der Art in einiger Entfernung wächst. Positive Effekte der Isolation oder Landschaftsfragmentierung auf das Vorkommen von Arten wurden auch in anderen Arbeiten festgestellt (FAHRIG 2003). Sie beruhen auf methodischen Schwierigkeiten wie der Übernahme von Modellen der Inselbiogeographie auf terrestrische Systeme. Auch bei der Betrachtung von Räuber-Beute-Beziehungen kann eine hohe Isolation eines Areals für die Beute von Vorteil sein, wenn sie eine größere Migrationsfähigkeit hat als ihr Prädator. Weiterhin besteht ein positiver Effekt, wenn durch die Fragmentierung eines Raumes die Variabilität an Standorten insgesamt steigt. Mehr Arten finden ihre Nischen realisiert, auch solche, die auf ein Mosaik von Biotopen angewiesen sind (vornehmlich Tiere). In all diesen Fällen wird jedoch nicht eine einzelne Art betrachtet, sondern die Biodiversität eines Raumes. Bei den untersuchten Arten mag es einen positiven Effekt der Isolation bei Betrachtung der unmittelbaren Konkurrenz um Raum und Ressourcen geben. Im Maßstab dieser Arbeit ist ein solcher Effekt jedoch nicht nachvollziehbar. Vielmehr kann angenommen werden, dass die Vorkommen sich unabhängig voneinander etablieren konnten, und rein zufällig weiter auseinander liegen. Da die Modellgüte bei den betroffenen Arten überwiegend gering ist, und sie zudem kaum Gemeinsamkeiten aufweisen, sollten die Ergebnisse der Arten dieser Modellgruppe nicht überbewertet werden.

Bei vielen Arten (Modellgruppen 3 und 5) steigt mit dem Alter der aktuellen Nutzung auch die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Einige der Arten bevorzugen tatsächlich

ältere Brachestadien. Da auch Trittresistente Arten (*Plantago major*, *Poa annua*) oder ausgesprochene Pioniere (*Conyza canadensis*, *Tussilago farfara*) unter den Arten sind, ist die Gruppe sehr inhomogen. Die Qualität der Modelle ist zumeist schlecht. Die geringe Aussagekraft hängt auch damit zusammen, dass die Beobachtungen fast ausschließlich das GVZ betreffen. Jüngere Flächen sind hier rar. Die meisten Brachen befinden sich in seit längerer Zeit in einem Status quo. Sie sind trocken, sandig, mager und schütter bewachsen. Eine Weiterentwicklung zu ruderalen Gebüschern erfolgt nur sehr langsam. Die Arten sind an die extremen Lebensbedingungen auf diesen Flächen angepasst. Die lange Stabilität der Flächen lässt die Modelle einen positiven Einfluss des Flächenalters auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit erkennen.

5. Fazit

Arten mit einer Affinität zu jüngeren Flächen sind überwiegend Pioniere. Sie lassen sich weiterhin Unterteilen in zwei Gruppen. Arten mit einer geringen Samenfallgeschwindigkeit produzieren viele Samen und versuchen, offene Areale durch Winddrift schnell zu erreichen. Den neuen Wuchsort erobern sie oft durch vegetative Vermehrung, die generative Vermehrung dient hauptsächlich der Fernausbreitung. Nach einer Phase zwischenzeitlicher Bebauung muss die Fläche wieder von anderen Flächen aus neu besiedelt werden, da die Keimfähigkeit der Samenbank nach einigen Jahren weitestgehend erloschen ist.

Arten mit hoher Samenfallgeschwindigkeit haben größere Schwierigkeiten Freiflächen zu besiedeln. Ihre Ausbreitung erfolgt nicht durch den Wind, sondern meist durch Verschleppung. Am neuen Wuchsort breiten sie sich häufig weiterhin durch Samen aus. Ändern sich die Standortbedingungen in einem für sie nicht verträglichen Ausmaß, beispielsweise durch das Voranschreiten der Sukzession oder durch Bebauung der Fläche für mehrere Jahre, kann sich die Population bei einer erneuten Öffnung der Fläche aus der langlebigen Samenbank regenerieren.

Der urbane Naturschutz steht für diese Arten in einer besonderen Verantwortung, da sie typische Elemente der Stadtlandschaft sind, und sie im besiedelten Bereich ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Will man das Vorkommen dieser Arten in einem Gebiet auf Dauer sichern, ist es nicht nur notwendig, dass offene Flächen in regelmäßigen Abständen neu entstehen. Es muss auch in der Nähe dieser Flächen Vorkommen der Arten geben, von denen die Besiedlung der neuen Flächen erfolgen kann. Abhängig vom Ausbreitungsvermögen dieser Arten darf der Abstand zur nächsten Population groß oder muss gering sein.

Sofern sie zwischenzeitlich geeignete Lebensbedingungen vorfinden, um die Samenbank aufzufrischen, können sich Populationen von Arten mit einer langzeitlichen Samenbank auf Flächen auch lange Zeit eigenständig erhalten. Durch unverträgliche Zwischennutzungen, Überschüttung oder Kontamination, können die Bestände auch endgültig erlöschen. Um die Gesamtpopulation zu stabilisieren, ist ein genetischer Austausch mit anderen Teilpopulationen wünschenswert. In jedem Fall muss bei Arten mit geringer Samenfallgeschwindigkeit auf möglichst kurze Distanzen geachtet werden, will man, dass sie auch bisher nicht besiedelte Flächen erreichen.

Arten, die ältere Flächen bevorzugen, sind zumeist Arten, die auch im Umland häufig vorkommen. Da sie überwiegend urbanoneutral sind, ist ihr Erhalt kein Hauptziel des urbanen Naturschutzes, wenngleich auch sie typische Elemente der Standlandschaft sind.

6. Zusammenfassung

Für den Erhalt von Pflanzenarten sind Kenntnisse über Verbreitungs- und Siedlungsverhalten der Arten unerlässlich. Bisher gibt es nur wenige Studien zum Einfluss der Isolation auf Stadtarten. Welche charakteristischen Eigenschaften haben Arten, die empfindlich auf Isolation reagieren, welche benötigen frühe Sukzessionsstadien? Für diese empirische Studie wurden die Vorkommen von 63 Ruderalarten in zwei Gewerbegebieten Bremens flächendeckend kartiert. Die Konnektivität der Flächen und das Flächenalter wurden ermittelt. Für jede der Arten wurden für alle Flächen die Vorkommenswahrscheinlichkeit mittels einer logistischen Regression ermittelt. Anhand der Regressionskoeffizienten wurden Grafiken erstellt, um den Einfluss der Variablen auf das Vorkommen der Variablen ermessen zu können. Am stärksten von negativen Isolationseffekten sind Arten früher Sukzessionsstadien betroffen, die eine begrenzte Ausbreitungsfähigkeit haben. Es sind vorwiegend typische Arten der Stadtlandschaft, für die der urbane Naturschutz in besonderer Verantwortung steht.

7. Literatur

AG BODEN (Hrsg.) (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland. Schweizerbart, Stuttgart.

AG METHODIK DER BIOTOPKARTIERUNG IM BESIEDELTEN BEREICH (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. Natur und Landschaft 68, 10. Kohlhammer, Stuttgart.

ALBRECHT, H., F. MAYER & A. MATTHEIS (1999): *Veronica triphyllos* L. in the Tertiärhügelland landscape in southern Bavaria – an example for habitat isolation of a stenoeceous plant species in agroecosystems, Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz. Fischer, Stuttgart.

AMARASEKARE, P. & H. POSSINGHAM (2001): Patch dynamics and metapopulation theory: the case of successional species. Journal of Theoretical Biology. Elsevier, Amsterdam

BACKHAUS, K., B. ERICHSON, W. PLINKE & R. WEIBER (2006): Multivariate Analysemethoden. Springer, Berlin.

BEKKER, R.M., J.P. BAKKER, U. GRANDIN, R. KALAMEES, P. MILBERG, P. POSCHLOD, K. THOMPSON & J.H. WILLEMS (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. Functional Ecology 12, S.834-842.

BLUME, H-P. (1998): Böden, in: Stadtökologie, hg. von H. Sukopp et al. Fischer, Stuttgart.

BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG (Hrsg.) (2005): BioTeam – Biodiversitätsforschung für die Anwendung. BMBF, Bonn.

BUND LANDESVERBAND BREMEN & DER SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND Verkehr (Hrsg.) (2004): Schutzgebiete im Land Bremen Nr. 9 – Landschaftsschutzgebiet Mahndorfer Düne. Druckwerkstadt Schmidtstraße, Bremen.

DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD): Internet: <http://www.dwd.de/> abgerufen am 27.06.06

DIERSCHE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart.

DRACHENFELLS, O. v. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen. NLFÖ, Hannover.

FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology and Systematics 34, S.487-515. Annual Reviews, Palo Alto.

GEERTSEMA, W. (2005): Spatial dynamics of plant species in an agricultural landscape in the Netherlands. Plant Ecology 178, S.237-247. Springer, Heidelberg.

GREENE, D.F. & E.A. JOHNSON (1989): A model of wind dispersal of winged or plumed seeds. Ecology 70, S.339-347. Ecological Society of America, Tempe.

HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. Journal of Animal Ecology 63, S.151-162. Blackwell, Oxford.

JÄGER E. J. & K. WERNER (2000): Rothmaler, Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 3 Gefäßpflanzen: Atlasband. Spektrum, Heidelberg.

JÄGER E.J. & K. WERNER (Hrsg.) (2002): Rothmaler, Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4 Gefäßpflanzen: kritischer Band. Spektrum, Heidelberg.

JOHNSON, M.P. (2000): The influence of patch demographics on metapopulations, with particular reference to successional landscapes. Oikos 88, S.67-74. Blackwell, Oxford.

JONGEJANS, E. & P. SCHIPPERS (1999): Modelling seed dispersal by wind in herbaceous species. *Oikos* 87, S.362-372. Blackwell, Oxford.

KAISER, M. (1998): Requirements and possibilities of best management practices for stormwater runoff from the view of ecological town planning, in: *Urban ecology*, hg. von J. Breuste et al. Springer, Berlin.

KLAPP, E. & W. OPITZ VON BOBERFELD (1995): *Gräserbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasenarten*. Blackwell, Berlin.

KLEYER, M. (1995): Biological traits of vascular plants. *Arbeitsberichte Institut für Landschaftsplanung und Ökologie Universität Stuttgart*, S.1-23.

KORSCH, H. (1999): *Chorologisch-ökologische Auswertungen der Daten der floristischen Kartierung Deutschlands*. Schriftenreihe für Vegetationskunde 30. BfN, Bonn-Bad Godesberg.

KOLB, A. & M. DIEKMANN (2005): Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19, S.929-938. Blackwell, Oxford.

KOWARIK, I. (1993): Stadtbrachen als Niemandsländer, Naturschutzgebiete oder Gartenkunstwerke der Zukunft?; in: *Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung*, hg. von R. Wittig et al. *Geobotanische Kolloquien* 9. Natur und Wissenschaft, Solingen.

KUHN, W. & M. KLEYER (1999): A statistical habitat model for the Blue Winged Grasshopper (*Oedipoda caerulescens*) considering the habitat connectivity, *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*. Fischer, Stuttgart.

KUTTLER, W. (1998): Stadtklima, in: *Stadtökologie*, hg. von H. Sukopp et al. Fischer, Stuttgart.

ŁASKA, G. (2001): The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology* 157, S.77-99. Springer, Berlin.

NOHL, W. (1998): Is there such a thing as the aesthetics of sustainable cities and what could it be like?; in: *Urban ecology*, hg. von J. Breuste et al. Springer, Berlin.

OBERDORFER, E. (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. Ulmer, Stuttgart.

PROBST, W. (1993): Naturerlebnisräume in der Stadt - mehr Freiheit für die Natur, mehr Freiheit für kreatives Spielen; in: *Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung*, hg. von R. Wittig et al. *Geobotanische Kolloquien* 9. Natur und Wissenschaft, Solingen.

REBELE, F. (1999): Naturschutz in Stadt- und Industrielandschaften – Aufgaben, Begründungen, Ziele und Leitbilder; in: *Naturschutz in Stadt- und Industrielandschaft*, hg. von R. Wittig et al. *Geobotanische Kolloquien* 14. Natur & Wissenschaft, Solingen.

REINEKING, B. & B. SCHRÖDER (2004): Variablenselektion; in: *UFZ-Berichte Nr.9: Habitatmodelle*, hg. von Dormann C. F. et al. UFZ, Leipzig.

SCHACHTSCHABEL, P., H.-P. BLUME, G. BRÜMER, K.H. HARTGE, U. SCHWERTMANN (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart.

SCHADEK, U. & M. KLEYER (2005): Urban brownfields as temporary habitats: Strategies of plants to survive in a changing environment. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 35, 44. Blackwell, Oxford.

SCHULTE, W. & V. VOGGENREITER (2000): Florenkartierungen als Beitrag zum Naturschutz im Siedlungsbereich. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 33. BfN, Bonn-Bad Godesberg.

SCHRÖDER, B. & B. REINEKING (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehungen – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung; in: Habitatmodelle, hg. von Dormann C. F. et al. UFZ-Berichte 9. UFZ, Leipzig

STEYERBERG, E.W., F.E. HARRELL JR., G.J.J.M. BORSBOOM, M.J.C. EIJKEMANS, Y. VERGOUWE & J.D.F. HABBEMA (2001): Internal validation of predictive models – efficiency of some procedures for logistic regression analysis. *Journal of Clinical Epidemiology* 54(8), S.774-781. Elsevier, Amsterdam.

THOMPSON K., J.P. BAKKER & R.M. BEKKER & J.G. Hodgson (1998): Ecological correlates of seed persistence in soil in the north-west European flora. *Journal of Ecology* 86, S.163-169. Blackwell, Oxford.

WÄCHTER, M. (2003): Die Stadt: Umweltbelastendes System oder wertvoller Lebensraum? Zur Geschichte, Theorie und Praxis stadtoökologischer Forschung in Deutschland. UFZ-Bericht Nr.9. UFZ Leipzig.

WESTOBY, M., M. LEISHMANN & J. LORD (1996): Comparative ecology of seed size and dispersal. In: *Plant life histories*, hg. von J. Silvertown et al. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 35,1344, S.1309-1318. The Royal Society, London.

WITTIG, R. (1993): Die Vegetation städtischer Brachflächen; in: *Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und Planung*, hg. von R. Wittig et al. *Geobotanische Kolloquien* 9. Natur und Wissenschaft, Solingen.

WITTIG, R. (1999): Was soll, kann und darf der Naturschutz in der Stadt?; in: *Naturschutz in Stadt- und Industrielandschaft*, hg. von R. Wittig et al. *Geobotanische Kolloquien* 14. Natur & Wissenschaft, Solingen.

ZUCCHI, H. & J. FLIßE (1993): Städtische Brachen aus Tierökologischer Sicht unter besonderer Berücksichtigung der Wirbeltiere (Vertebrata); in: *Städtische Brachflächen und ihre Bedeutung aus der Sicht von Ökologie, Umwelterziehung und*

Planung, hg. von R. Wittig et al. Geobotanische Kolloquien 9. Natur und Wissenschaft, Solingen.

Programme

FRANCIS, M. (2003): Polygon theme creation from point theme.
<http://arcscripts.esri.com/>

HARE, T. (2003): Add XY (centroid) for Pre-Projected data.
<http://arcscripts.esri.com/>

BIEDERMANN, R. (2003): isolator 1.3. Oldenburg.

RUDNER, M. (2004): LR_Mesh 1.1.2. Oldenburg.

ESRI (Hrsg.) (1999): ArcView GIS 3.2.

SAS INSTITUTE INC. (Hrsg.) (2003): SAS 9.1.

KIMBAL S. & P. MATTIS (Hrsg.) (2005): GIMP 2.2.9.

Anhang A: Steckbrief der Teilgebiete

	Ochtum	GVZ
Gesamtgröße	67 ha	375 ha
davon bearbeitet	29 ha	114 ha
Baubeginn	1920er	1983
Flächenalter [a]	Flächenanteil in %	
1	10.04	1.15
2	24.37	0.99
5	8.44	0.03
13	7.69	69.60
24	5.87	7.56
31	43.59	20.67
Oberboden:		
versiegelt	9.10	0.16
Asphalt	6.40	0.03
Beton	2.70	0.13
teilversiegelt	27.37	36.57
Pflaster	26.05	36.54
Naturstein	1.25	-
Rasensteine	0.07	0.03
unversiegelt	33.72	44.32
Sand	21.61	35.51
Grus	2.77	0.73
Kies	0.13	-
Schotter	0.33	7.03
Mix	8.87	1.05

	Ochtum	GVZ
Flächennutzung		
Gebäude	27.33	15.93
Lager	3.28	12.65
Verkehrsflächen	28.21	23.52
Bahntrassen	-	7.02
Kfz-Stellplätze	7.83	1.77
Baustellen	6.96	-
Brachen	20.01	28.58
Grünanlagen	3.39	2.90
Raine	0.65	1.59
Gebüsche	-	2.03
Wiesen	0.36	3.09
Wasserflächen	0.53	0.89
Sonstige	1.46	0.03
Störungsintensität		
0	18.00	23.70
1	6.23	21.11
2	31.48	22.94
3	21.88	32.24

Anhang B: Liste der Zielarten

Art	Abkürzung	Familie
<i>Achillea millefolium</i>	Ach_mil	Asteraceae
<i>Agrostis capillaris</i>	Agr_ten	Poaceae
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agr_sto	Poaceae
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Ara_tha	Brassicaceae
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Are_ser	Caryophyllaceae
<i>Arrhenaterum elatius</i>	Arr_ela	Poaceae
<i>Artemisia vulgaris</i>	Art_vul	Asteraceae
<i>Betula pendula</i>	Bet_pen	Betulaceae
<i>Bromus sterilis</i>	Bro_ste	Poaceae
<i>Bromus tectorum</i>	Bro_tec	Poaceae
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Cal_epi	Poaceae
<i>Carex arenaria</i>	Car_are	Cyperaceae
<i>Carex hirta</i>	Car_hir	Cyperaceae
<i>Cerastium holosteoides</i>	Cer_hol	Caryophyllaceae
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Cer_sem	Caryophyllaceae
<i>Chenopodium album</i>	Che_alb	Chenopodiaceae
<i>Cirsium arvense</i>	Cir_arv	Asteraceae
<i>Cirsium vulgare</i>	Con_can	Asteraceae
<i>Conyza canadensis</i>	Cir_vull	Asteraceae
<i>Corynephorus canescens</i>	Cory_can	Poaceae
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac_glo	Poaceae
<i>Daucus carota</i>	Dau_car	Apiaceae
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Desch_ces	Poaceae
<i>Elytrigia repens</i>	Ely_rep	Poaceae
<i>Erophila verna</i>	Ero_ver	Brassicaceae
<i>Festuca ovina</i>	Fes_ovi	Poaceae
<i>Festuca rubra</i>	Fes_rub	Poaceae
<i>Holcus lanatus</i>	Hol_lan	Poaceae
<i>Hypericum perforatum</i>	Hyp_per	Hypericaceae
<i>Hypochoeris radicata</i>	Hypo_rad	Asteraceae
<i>Lolium perenne</i>	Lol_per	Poaceae
<i>Lotus corniculatus</i>	Lot_cor	Fabaceae
<i>Medicago lupulina</i>	Med_lup	Fabaceae
<i>Melilotus officinalis</i>	Mel_off	Fabaceae
<i>Oenothera biennis</i>	Oen_bie	Onagraceae

Anhang B: Liste der Zielarten (Fortsetzung)

Art	Abkürzung	Familie
<i>Persicaria maculosa</i>	Per_mac	Polygonaceae
<i>Phalaris arundinacea</i>	Phal_aru	Poaceae
<i>Picris hieracioides</i>	Pic_hier	Asteraceae
<i>Plantago lanceolata</i>	Pla_lan	Plantaginaceae
<i>Plantago major</i>	Pla_maj	Plantaginaceae
<i>Poa annua</i>	Poa_ann	Poaceae
<i>Poa compressa</i>	Poa_com	Poaceae
<i>Poa palustre</i>	Poa_pal	Poaceae
<i>Poa pratensis</i>	Poa_pra	Poaceae
<i>Poa trivialis</i>	Poa_tri	Poaceae
<i>Rumex acetosilla</i>	Rum_ace	Polygonaceae
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Sax_tri	Saxifragaceae
<i>Senecio inaequidens</i>	Sen_inae	Asteraceae
<i>Senecio viscosus</i>	Sen_vis	Asteraceae
<i>Sisymbrium altissimum</i>	Sis_alt	Brassicaceae
<i>Solidago gigantea</i>	Sol_gig	Asteraceae
<i>Tanacetum vulgare</i>	Tan_vul	Asteraceae
<i>Taraxacum officinale</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Tar_off	Asteraceae
<i>Tragopodon dubius</i>	Tra_dub	Asteraceae
<i>Trifolium arvense</i>	Tri_arv	Fabaceae
<i>Trifolium campestre</i>	Tri_cam	Fabaceae
<i>Trifolium pratense</i>	Tri_pra	Fabaceae
<i>Trifolium repens</i>	Tri_rep	Fabaceae
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Trip_mar	Asteraceae
<i>Tussilago farfara</i>	Tus_far	Asteraceae
<i>Veronica arvensis</i>	Ver_arv	Scrophulariaceae
<i>Vicia angustifolia</i>	Vic_ang	Fabaceae
<i>Vicia hirsuta</i>	Vic_hir	Fabaceae
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vic_tet	Fabaceae
<i>Vulpia myuros</i>	Vul_myu	Poaceae

Anhang C: Ausgewählte Eigenschaften der Zielarten

Art	Lebens- form	Herkunft	Einbürgerungs- grad	Urbanität
<i>Achillea millefolium</i>	H	I	APO	un
<i>Agrostis capillaris</i>	H	I	APO	u-
<i>Agrostis stolonifera</i>	H	I	APO	un
<i>Arabidopsis thaliana</i>	T	A	EPÖ	u+
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	T	I	EPÖ	u+
<i>Arrhenaterum elatius</i>	H	A?	EPÖ	un
<i>Artemisia vulgaris</i>	C	I	APO	u+
<i>Betula pendula</i>	P	I	APO	un
<i>Bromus sterilis</i>	T	A	EPÖ	u+
<i>Bromus tectorum</i>	T	NN?	EPH	u+
<i>Calamagrostis epigejos</i>	H	I	APO	un
<i>Carex arenaria</i>	G	I	APO	un
<i>Carex hirta</i>	G	I	APO	u-
<i>Cerastium holosteoides</i>	C	I	APO	un
<i>Cerastium semidecandrum</i>	T	I	APO	u+
<i>Chenopodium album</i>	T	I	APO	u+
<i>Cirsium arvense</i>	G	I	APO	un
<i>Cirsium vulgare</i>	H	I	APO	un
<i>Conyza canadensis</i>	T	NN	EPÖ	u+
<i>Corynephorus canescens</i>	H	I	APO	un
<i>Dactylis glomerata</i>	H	I	APO	un
<i>Daucus carota</i>	H	A	APO	un
<i>Deschampsia cespitosa</i>	H	I	APO	un
<i>Elytrigia repens</i>	G	I	APO	un
<i>Erophila verna</i>	T	I (N)	EPÖ	u+
<i>Festuca ovina</i>	H	I	APO	un
<i>Festuca rubra</i>	H	I	EPÖ	u+
<i>Holcus lanatus</i>	H	I	APO	un
<i>Hypericum perforatum</i>	H	I	APO	un
<i>Hypochoeris radicata</i>	H	I	APO	u+
<i>Lolium perenne</i>	H	I	APO	un
<i>Lotus corniculatus</i>	H	I	APO	un
<i>Medicago lupulina</i>	T	I	APO	u+
<i>Melilotus officinalis</i>	H	A / NN	EPÖ	u+
<i>Oenothera biennis</i>	H	N	EPÖ	u+
<i>Persicaria maculosa</i>	T	A	EPÖ	u+
<i>Phalaris arundinacea</i>	H	I	APO	u-
<i>Picris hieracioides</i>	H	I?	EPÖ (APO)	un
<i>Plantago lanceolata</i>	H	A	APO	u+

Anhang C: Ausgewählte Eigenschaften der Zielarten (Fortsetzung)

Art	Lebens- form	Herkunft	Einbürgerungs- grad	Urbanität
<i>Plantago major</i>	H	A	APO	un
<i>Poa annua</i>	T	A	EPÖ	un
<i>Poa compressa</i>	H	A	EPÖ (APO?)	u+
<i>Poa palustre</i>	H	I	APO	u-
<i>Poa pratensis</i>	H	I	APO	un
<i>Poa trivialis</i>	H	I	APO	un
<i>Rumex acetosilla</i>	H	I	APO	u+
<i>Saxifraga tridactylites</i>	T	I	APO	u+
<i>Senecio inaequidens</i>	H	NN	EPÖ	u+
<i>Senecio viscosus</i>	T	I	EPÖ	u+
<i>Sisymbrium altissimum</i>	T	NN	EPH	u+
<i>Solidago gigantea</i>	H	NN?	EPÖ	u+
<i>Tanacetum vulgare</i>	H	I?	EPÖ	u+
<i>Taraxacum officinale</i>	H	I	APO	un
<i>Tragopodon dubius</i>	H	I?	EPÖ	u+
<i>Trifolium arvense</i>	T	I	EPÖ?	u+
<i>Trifolium campestre</i>	T	I	EPÖ?	u+
<i>Trifolium pratense</i>	H	I / N / NN	APO	un
<i>Trifolium repens</i>	H	I	APO	un
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	T	A	EPÖ	u+
<i>Tussilago farfara</i>	G	I	APO	un
<i>Veronica arvensis</i>	T	A	EPÖ	u+
<i>Vicia angustifolia</i>	T	A	EPÖ	un
<i>Vicia hirsuta</i>	T	A	EPÖ	un
<i>Vicia tetrasperma</i>	T	N / A	EPÖ	un
<i>Vulpia myuros</i>	H	NN	EPÖ	u+

Lebensform	H	Hemikryptophyt
	P	Phanaerophyt
	T	Therophyt
	C	Chamaephyt
Herkunft	I	Idiochorophyt
	A	Archaeophyt
	N	Neophyt
	NN	Industriophyt
Einbürgerungsgrad	APO	Apophyt
	EPÖ	Epoekophyt
	EPH	Ephemerophyt
Urbanität	u+	urbanophil
	u-	urbanophob
	un	urbanoneutral

Anhang D: Traits der Zielarten

Art	Samenfall- geschwindig- keit	Samen- gewicht	Samen- zahl	Windaus- breitungs- potential	seed- longivity- index
<i>Achillea millefolium</i>	1,41	0,107	730	5	0,10909
<i>Agrostis capillaris</i>	1,21	0,039	43	5	0,65686
<i>Agrostis stolonifera</i>	1,18	0,054	79	5	0,38462
<i>Arabidopsis thaliana</i>	1,15	0,028	999	5	0,81818
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1,83	0,144	354	4	0,71429
<i>Arrhenaterum elatius</i>	2,7	1,590	100	3	0,17333
<i>Artemisia vulgaris</i>	1,55	0,126	21474	5	0,76471
<i>Betula pendula</i>	0,43	0,145	24300	8	0,89189
<i>Bromus sterilis</i>	2,89	4,111	33	2	0,00000
<i>Bromus tectorum</i>	2,52	2,556	74	3	0,57895
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,74	0,079	288	6	0,42857
<i>Carex arenaria</i>	2,85	0,591	32	2	1,00000
<i>Carex hirta</i>	3,47	2,110	6	0	0,11111
<i>Cerastium holosteoides</i>	1,83	0,086	79	4	0,64773
<i>Cerastium semidecandrum</i>	1,32	0,072	109	5	0,50000
<i>Chenopodium album</i>	3,02	0,368	303	2	0,91200
<i>Cirsium arvense</i>	0,28	1,820	69	8	0,34343
<i>Cirsium vulgare</i>	0,58	24,487	44	7	0,29032
<i>Conyza canadensis</i>	0,22	0,026	1466	8	0,84615
<i>Corynephorus canescens</i>	1,28	0,064	70	5	1,00000
<i>Dactylis glomerata</i>	2,62	0,375	345	3	0,20261
<i>Daucus carota</i>	2,6	1,704	929	3	0,67857
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1,48	0,095	757	5	0,26563
<i>Elymus repens</i>	3,01	1,305	15	2	0,15179
<i>Erophila verna</i>	1,47	0,021	432	4	0,57143
<i>Festuca ovina</i>	2,67	0,341	62	3	0,19643
<i>Festuca rubra</i>	2,76	0,349	117	3	1,00000
<i>Holcus lanatus</i>	0,92	0,157	69	6	0,55556
<i>Hypericum perforatum</i>	1,79	0,151	1211	4	0,89706
<i>Hypochoeris radicata</i>	0,36	3,278	178	8	0,32353
<i>Lolium perenne</i>	3,24	1,255	27	1	0,20370
<i>Lotus corniculatus</i>	3,61	6,531	21	0	0,25714
<i>Medicago lupulina</i>	3,14	4,666	58	1	0,64151
<i>Melilotus officinalis</i>	3,79	28,512	280	0	0,57143
<i>Oenothera biennis</i>	2,69	0,620	5865	3	0,87500
<i>Persicaria maculosa</i>	3,46	5,172	31	0	0,20000
<i>Phalaris arundinacea</i>	2,72	0,102	591	3	0,75000

Anhang D: Traits der Zielarten (Fortsetzung)

Art	Samenfall- geschwindig- keit	Samen- gewicht	Samen- zahl	Windaus- breitungs potential	seed- longivity- index
<i>Picris hieracioides</i>	0,45	0,174	961	8	0,34694
<i>Plantago lanceolata</i>	3,44	1,932	52	0	0,78689
<i>Plantago major</i>	2,73	0,799	3005	2	0,89831
<i>Poa annua</i>	1,94	0,037	19	3	0,00000
<i>Poa compressa</i>	1,33	0,131	54	5	0,33333
<i>Poa palustris</i>	1,51	0,065	50	5	0,38710
<i>Poa pratensis</i>	2,09	0,197	67	4	0,75497
<i>Poa trivialis</i>	1,32	0,185	151	5	0,85714
<i>Rumex acetosella</i>	2,92	0,325	632	2	0,69231
<i>Saxifraga tridactylites</i>	1,15	0,011	432	5	0,50000
<i>Senecio inaequidens</i>	0,47	0,125	1834	7	0,50000
<i>Senecio viscosus</i>	0,61	0,164	582	7	1,00000
<i>Sisymbrium altissimum</i>	2,31	0,138	5047	2	1,00000
<i>Solidago gigantea</i>	0,6	0,172	3248	7	0,00000
<i>Tanacetum vulgare</i>	2,33	0,096	1997	3	0,11111
<i>Taraxacum officinale</i>	0,61	0,339	391	7	0,30178
<i>Tragopogon dubius</i>	0,56	38,990	52	7	1,00000
<i>Trifolium arvense</i>	1,39	2,777	49	5	0,61538
<i>Trifolium campestre</i>	3,06	0,293	39	0	0,28571
<i>Trifolium pratense</i>	2,43	0,187	147	3	0,31959
<i>Trifolium repens</i>	3,66	0,555	128	0	0,40104
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	2,33	0,127	14700	3	1,00000
<i>Tussilago farfara</i>	0,21	0,153	1340	8	0,05556
<i>Veronica arvensis</i>	1,77	0,076	57	4	0,54545
<i>Vicia angustifolia</i>	4,77	13,650	21	0	1,00000
<i>Vicia hirsuta</i>	4,69	4,309	31	0	0,45238
<i>Vicia tetrasperma</i>	5,09	4,358	81	0	0,36842
<i>Vulpia myuros</i>	3,05	0,310	96	2	0,25000

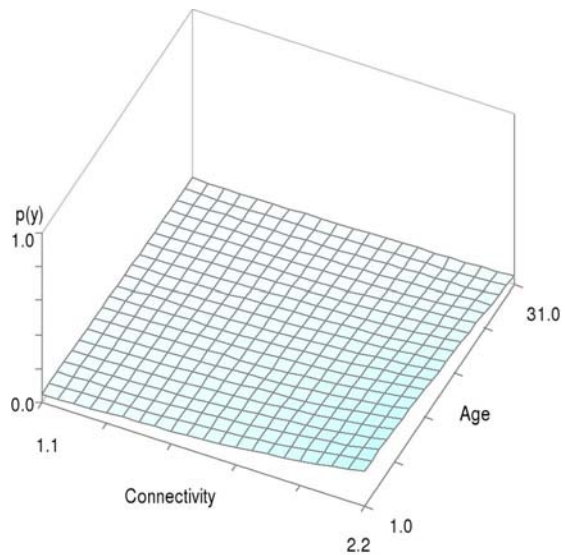
Anhang E: Regressionskoeffizienten und Modellgüte

Art	Gebiet	AUC	R²N	Intercept	Conne- ctivity	Conne- ctivity²	Alter	Alter²	Störung				Oberboden	
									0	1	2	3	teilver- siegelt	unver- siegelt
<i>Achillea millefolium</i>	GVZ	0,78	0,30	-0,72197	-	-0,00114	-0,37574	0,01032	0,56923	-0,25311	0,21337	-	3,68575	5,31317
<i>Achillea millefolium</i>	Ochtum	0,35	0,23	-3,02418	-	-	-	-	-	-	-	-	-1,72940	2,03742
<i>Agrostis capillaris</i>	GVZ	0,78	0,44	-8,71864	-	-	-	0,00085	4,24941	3,33812	1,68187	-	2,92406	4,93378
<i>Agrostis stolonifera</i>	Ochtum	0,87	0,42	4,526941334	-0,567347	-	-	-0,001454393	1,8922231	0,0347756	-0,5263853	-	-0,591042	1,347198
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Ochtum	0,63	0,12	-1,17867	-	-	-0,03602	-	0,74775	0,69484	-0,45706	-	-	-
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	GVZ	0,62	0,07	0,97842	-0,03375	-	-	-	1,13407	-0,29278	-0,55174	-	-	-
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Ochtum	0,21	0,03	-0,42814	-	-	-	-	0,92061	-0,07264	-0,26019	-	-	-
<i>Arrhenaterum elatius</i>	GVZ	0,69	0,32	-8,10616	-	-	-	-	4,09262	3,14023	1,64434	-	2,95137	4,51254
<i>Artemisia vulgaris</i>	Ochtum	-0,31	0,19	-43,44552	2,79816	-0,04517	-	-	1,21875	-0,53756	-0,37128	-	-0,44607	0,81739
<i>Artemisia vulgaris</i>	GVZ	0,52	0,24	2,22155	-	-	-	-	-1,24705	-2,20377	-3,39960	-3,33666	-0,19156	0,80528
<i>Betula pendula</i>	GVZ	0,90	0,59	6,78421	-1,24711	0,03617	0,09286	-	2,97800	0,36843	-1,73935	-	-	-
<i>Betula pendula</i>	Ochtum	0,47	0,23	-1,36163	-	-	-	-	2,22147	-0,61937	-0,67796	-	-	-
<i>Bromus sterilis</i>	Ochtum	0,80	0,25	-3,30131	-	0,48819	-	-0,00166	-	-	-	-	-1,45205	0,76075
<i>Bromus tectorum</i>	GVZ	0,76	0,24	-1,66572	-	0,00407	-0,05315	-	1,39465	0,95986	-1,20898	-	-	-
<i>Bromus tectorum</i>	Ochtum	0,72	0,17	-0,22687	-	-0,01106	-	-	1,68080	0,12306	-1,03653	-	-	-
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Ochtum	0,79	0,38	-1,10451	-	-	-0,03458	-	2,11854	0,66488	-1,01211	-	-	-
<i>Calamagrostis epigejos</i>	GVZ	0,61	0,26	1,29050	-	-	-0,27341	0,00874	0,48960	0,16535	-0,55173	-	-	-
<i>Carex arenaria</i>	GVZ	0,81	0,62	2,44890	-	-	-0,85897	0,02579	-	-	-	-	-	-
<i>Carex hirta</i>	Ochtum	0,84	0,56	-4,33505	-	-	-0,04130	-	5,94617	3,39691	2,31479	-	-	-
<i>Carex hirta</i>	GVZ	0,83	0,65	-4,44884	-	-	-0,21316	0,00783	1,56395	1,02764	-0,86030	-	2,81840	4,90326
<i>Cerastium holosteoides</i>	GVZ	0,45	0,20	-3,28162	-	-	-0,29707	0,00881	-	-	-	-	3,57549	5,19495
<i>Cerastium holosteoides</i>	Ochtum	0,54	0,22	-1,31237	-	-	-	-	1,43879	0,06473	-0,57066	-	0,29312	1,11409
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Ochtum	0,50	0,00	-2,18288	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chenopodium album</i>	Ochtum	0,83	0,37	-3,89687	-	0,04546	-0,05101	-	1,62458	-0,65898	-0,51462	-	-0,70272	1,09037
<i>Cirsium arvense</i>	Ochtum	0,71	0,26	5,48511	-0,25717	-	-	-	1,61482	-0,30095	-0,76529	-	-0,42322	0,76525
<i>Cirsium arvense</i>	GVZ	0,65	0,30	-3,38161	-	-	-0,23488	0,00761	0,86833	0,00386	-0,66057	-	3,69095	4,92226
<i>Cirsium vulgare</i>	Ochtum	0,87	0,46	0,54618	-1,66065	-	-0,03297	-	2,09999	-0,02069	-0,99177	-	-1,07144	1,10798
<i>Cirsium vulgare</i>	GVZ	0,71	0,33	-6,30890	-	-	-	0,00186	1,03328	0,40275	-0,52728	-	3,29595	4,98475
<i>Conyza canadensis</i>	GVZ	0,72	0,24	9,86144	-0,02519	-	-0,72227	0,01924	-2,41395	-2,51213	-2,81672	-2,15355	-	-
<i>Conyza canadensis</i>	Ochtum	0,53	0,09	-0,37692	-	-	-	0,00060	0,79236	-0,75194	0,17262	-	-0,45993	0,38481
<i>Corynephorus canescens</i>	GVZ	0,90	0,47	-5,09981	-0,00871	-	-	0,00269	1,01359	0,28314	-2,19358	-	1,37977	4,73883
<i>Dactylis glomerata</i>	Ochtum	0,73	0,16	-3,93377	1,03117	-	-0,02443	-	-	-	-	-	-0,60652	1,04611
<i>Dactylis glomerata</i>	GVZ	0,66	0,39	-6,14333	-	-	-	0,00190	0,97132	0,63534	-0,03916	-	3,34648	5,23915
<i>Daucus carota</i>	GVZ	0,48	0,26	-2,91531	-	-	-0,39789	0,01096	-	-	-	-	2,92158	5,43787
<i>Deschampsia cespitosa</i>	GVZ	0,75	0,38	-6,33532	-	-	0,04293	-	0,76283	0,47912	-1,36540	-	2,51706	5,18103
<i>Elymus repens</i>	GVZ	0,80	0,36	31,98375	-2,44747	0,04110	-0,18775	0,00569	0,79686	0,05196	-0,56199	-	3,54870	5,15355
<i>Elymus repens</i>	Ochtum	0,24	0,26	-1,76597	-	-	-	-	-	-	-	-	-1,19586	1,66349
<i>Festuca rubra</i>	Ochtum	0,73	0,19	3,33235	-0,48395	-	-	-	-	-	-	-	-0,84670	0,96745
<i>Festuca rubra</i>	GVZ	0,49	0,22	-1,84587	-	-	-	-	-1,65711	-2,54241	-2,80698	-3,03565	3,54343	5,00705
<i>Holcus lanatus</i>	Ochtum	0,78	0,30	0,53968	-	-0,00376	-0,02121	-	1,13861	0,07437	-0,39703	-	-0,45988	0,96895
<i>Holcus lanatus</i>	GVZ	0,86	0,51	1,54664	-0,08274	0,00042	-0,38719	0,01202	0,54639	0,07550	-0,80862	-	3,65145	5,41720
<i>Hypericum perforatum</i>	Ochtum	0,82	0,32	-3,30552	-	0,22618	-0,05252	-	1,57489	0,89876	-0,38254	-	-	-
<i>Hypericum perforatum</i>	GVZ	0,83	0,64	-2,73266	-	-	-0,38633	0,01167	0,89685	0,76028	-1,24958	-	2,43284	4,99272
<i>Hypochoeris radicata</i>	GVZ	0,71	0,19	-1,32211	-	-0,00001	-0,36906	0,00972	-	-	-	-	3,93154	5,20112
<i>Hypochoeris radicata</i>	Ochtum	0,77	0,25	5,05178	-19,26779	-	-	-	1,16698	-0,73436	-0,51399	-	-0,41110	1,39390
<i>Lolium perenne</i>	Ochtum	0,50	0,26	-0,78934	-	-	-	-	1,05259	-0,42174	-0,03333	-	-1,13284	0,95190
<i>Lolium perenne</i>	GVZ	0,25	0,13	-5,45793	-	-	-	-	-	-	-	-	3,75107	5,18262

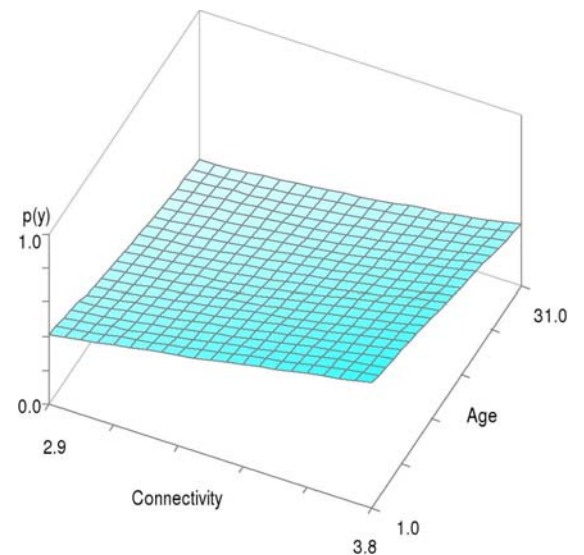
Anhang E: Regressionskoeffizienten und Modellgüte (Fortsetzung)

Art	Gebiet	AUC	R²N	Intercept	Connec- tivity	Connec- tivity²	Alter	Alter²	Störung				Oberboden	
									0	1	2	3	teilver- siegelt	unver- siegelt
<i>Lotus corniculatus</i>	GVZ	0,88	0,55	-5,47015	-	0,01808	-0,40336	0,01238	-	-	-	-	2,15392	5,82700
<i>Medicago lupulina</i>	Ochtum	0,82	0,35	-6,20674	-	0,00053	-0,05299	-	-	-	-	-	3,28118	5,84302
<i>Medicago lupulina</i>	GVZ	0,54	0,30	-5,56415	-	-	-	-	1,55668	-0,05979	-0,30908	-	3,18037	5,34247
<i>Mellilotus officinalis</i>	Ochtum	0,88	0,46	-3,99835	-	0,07929	-0,08148	-	2,27479	0,37887	-0,87681	-	-	-
<i>Oenothera biennis</i>	GVZ	0,91	0,59	-5,35040	-	-0,00009	-	0,00190	1,53784	0,91867	-0,94360	-	3,14971	4,78628
<i>Oenothera biennis</i>	Ochtum	0,75	0,37	-0,24205	-	-	-0,27968	0,00754	1,78281	0,35796	-0,56093	-	0,10613	0,93537
<i>Phalaris arundinacea</i>	GVZ	0,85	0,47	-0,65524	-	-	-	0,00120	-2,30074	-3,64108	-5,93372	-3,87482	0,20029	2,87042
<i>Plantago lanceolata</i>	GVZ	0,77	0,34	-2,15610	-0,04582	-	-0,34898	0,01049	1,14111	0,61681	0,41943	-	3,58944	5,11268
<i>Plantago lanceolata</i>	Ochtum	0,80	0,33	3,18119	-	-0,05371	-	-	1,39821	0,08104	-0,85457	-	-0,73516	1,06727
<i>Plantago major</i>	GVZ	0,65	0,09	4,76976	-1,68431	0,10053	-	0,00165	-2,05725	0,22916	0,57881	-	-	-
<i>Plantago major</i>	Ochtum	0,25	0,07	-0,23732	-	-	-	-	1,19225	-0,03094	-0,53367	-	-	-
<i>Poa annua</i>	Ochtum	0,58	0,10	-2,21277	-	-	-0,01800	-	3,63058	2,54773	2,33345	2,20393	0,24107	-0,76910
<i>Poa annua</i>	GVZ	0,60	0,22	-6,62269	-	-	0,06984	-	-0,74351	-0,46692	0,06355	-	4,96223	3,92091
<i>Poa compressa</i>	GVZ	0,58	0,04	-3,75466	-0,06222	-	-	-	-	-	-	-	4,36373	4,84825
<i>Poa compressa</i>	Ochtum	0,43	0,09	-0,35813	-	-	-	-	0,87298	0,01070	-0,18485	-	-0,41001	0,26417
<i>Poa trivialis</i>	Ochtum	0,73	0,21	2,05842	-	-0,01039	-	-	1,16040	-0,27992	-0,63947	-	-0,71929	0,70258
<i>Poa trivialis</i>	GVZ	0,46	0,15	-0,64168	-	-	-	-	1,54454	0,07214	-1,02969	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i>	GVZ	0,80	0,35	-6,96835	0,00392	-	-0,29046	0,00674	4,30509	3,17902	2,40639	-	3,84970	4,66683
<i>Senecio inaequidens</i>	Ochtum	0,09	0,06	0,08769	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,39623	0,55802
<i>Senecio inaequidens</i>	GVZ	0,39	0,10	0,15142	-	-	-	-	0,95957	-0,57644	-0,71467	-	-0,00635	0,54172
<i>Sisymbrium altissimum</i>	Ochtum	0,85	0,34	-28,52904	38,24451	-13,09418	-0,07299	-	0,45155	1,39371	0,26624	-	-	-
<i>Sisymbrium altissimum</i>	GVZ	0,78	0,51	-1,78913	-	-	-	-	2,97290	0,42816	-1,88209	-	-	-
<i>Solidago gigantea</i>	Ochtum	0,82	0,33	-2,97497	0,18619	-	-	-0,00116	1,85401	0,41042	-1,06815	-	-	-
<i>Solidago gigantea</i>	GVZ	0,91	0,58	20,48927	-2,63183	0,07460	-	0,00317	1,88086	0,55601	-1,55209	-	-	-
<i>Tanacetum vulgare</i>	GVZ	0,77	0,32	62,61158	-3,21870	0,03919	-0,29863	0,00981	0,76826	0,28715	-0,14674	-	4,06108	4,80499
<i>Tanacetum vulgare</i>	Ochtum	0,78	0,30	16,87017	-4,18974	0,23287	-	-	1,06594	-0,13288	-0,44687	-	-0,18956	1,63700
<i>Taraxacum officinale</i>	Ochtum	0,50	0,08	0,56296	-	-	-0,13538	0,00442	0,63291	-0,44265	0,14846	-	-0,53810	0,18994
<i>Taraxacum officinale</i>	GVZ	0,34	0,05	2,16949	-	-	-	-	-1,78519	-2,69643	-2,75469	-1,97191	0,35613	0,85044
<i>Trifolium arvense</i>	GVZ	0,80	0,56	-4,89788	-	-	-0,45137	0,01312	4,07429	3,25483	2,16880	-	3,49333	4,61418
<i>Trifolium campestre</i>	GVZ	0,72	0,28	-8,66824	-	-	-	0,00103	3,93672	2,75795	1,88531	-	2,81540	4,69114
<i>Trifolium pratense</i>	Ochtum	0,81	0,36	-3,42996	-	0,01033	-	-	1,54217	-0,21926	-0,30726	-	-0,26633	1,79452
<i>Trifolium pratense</i>	GVZ	0,48	0,24	-6,42471	-	-	-	0,00141	-	-	-	-	2,95665	5,49196
<i>Trifolium repens</i>	Ochtum	0,81	0,41	-5,67860	-	-	-0,04120	-	1,34358	0,48007	-0,68105	-	3,27207	5,54150
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	Ochtum	0,82	0,51	-0,59038	-	-	-0,25422	0,00680	1,31211	0,48317	-1,43179	-	-0,49468	1,63877
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	GVZ	0,69	0,40	-0,34746	-	-	-0,30126	0,01018	1,09105	1,09907	-0,12089	-	-	-
<i>Tussilago farfara</i>	Ochtum	0,88	0,49	-5,09460	0,52882	-	-0,07313	-	2,07664	0,56344	-0,83691	-	-	-
<i>Tussilago farfara</i>	GVZ	0,59	0,14	-5,55636	-	-	-	0,00111	0,70774	-0,21507	-0,79650	-	3,67534	4,86499
<i>Vicia angustifolia</i>	Ochtum	0,92	0,62	-4,21870	-	-	-0,11288	-	5,58518	3,84883	1,94627	-	-	-
<i>Vicia angustifolia</i>	GVZ	0,73	0,40	-5,12075	-	-	-	-	5,68873	3,97018	1,78346	-	-	-
<i>Vicia hirsuta</i>	GVZ	0,63	0,32	-4,85884	-	-	-	-	5,34435	4,41564	2,31902	-	-	-
<i>Vulpia myuros</i>	GVZ	0,78	0,29	0,56854	-0,16741	-	-	-	0,86180	1,27832	-0,87573	-	-	-
<i>Vulpia myuros</i>	Ochtum	0,66	0,14	-0,56149	-	-	-	-0,00105	0,71941	0,48975	-0,67518	-	-	-

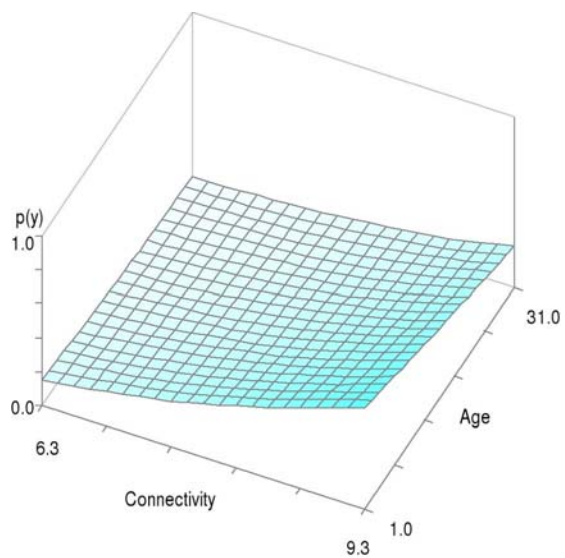
Anhang F1: Mash's Modellgruppe 1 (Ochtum: blau – GVZ: grün)



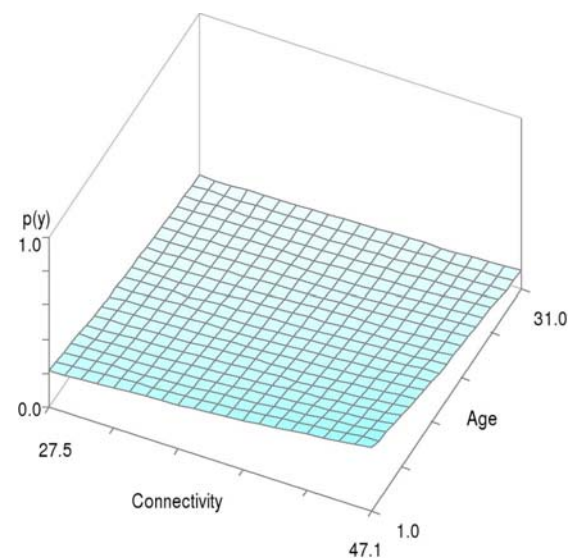
Bromus sterilis



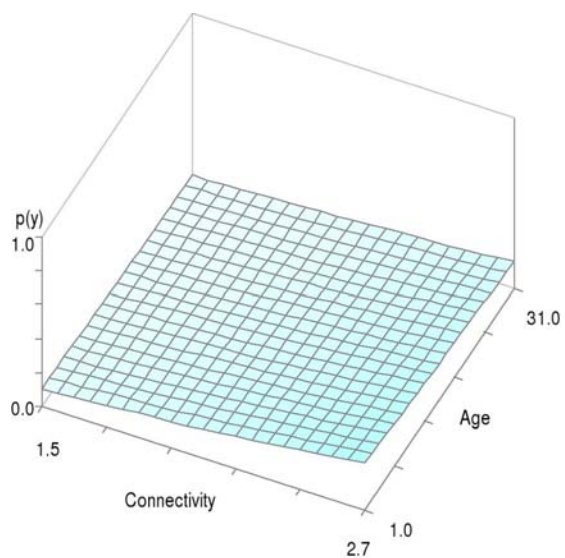
Hypericum perforatum



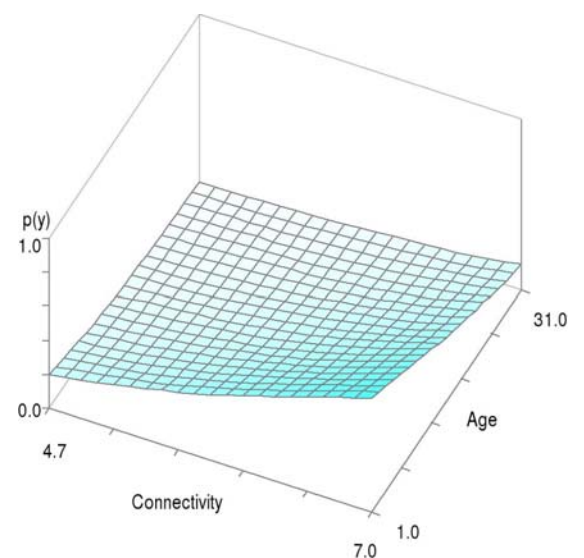
Chenopodium album



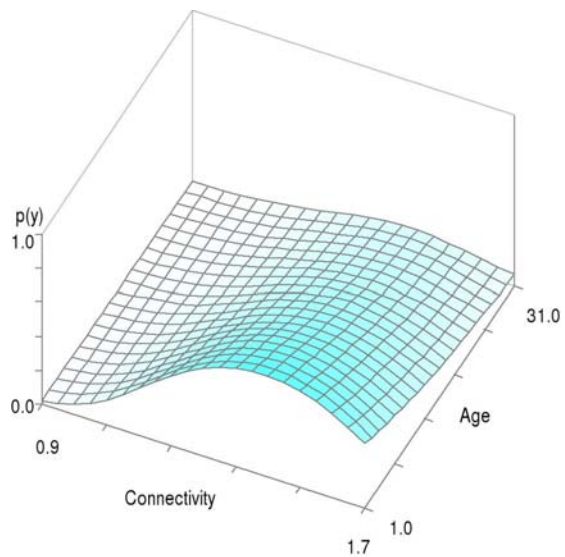
Medicago lupulina



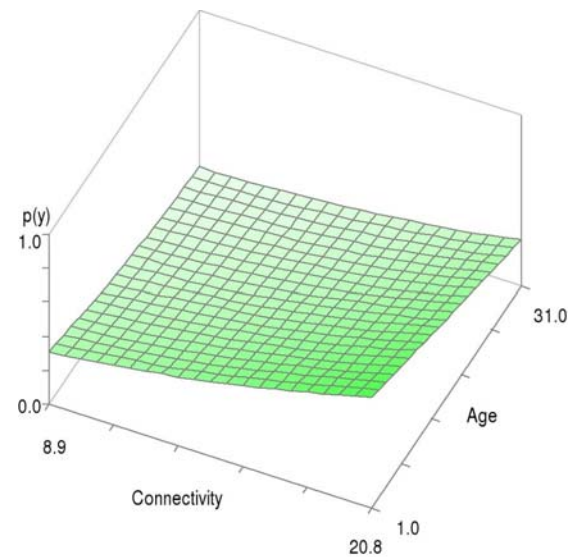
Dactylis glomerata



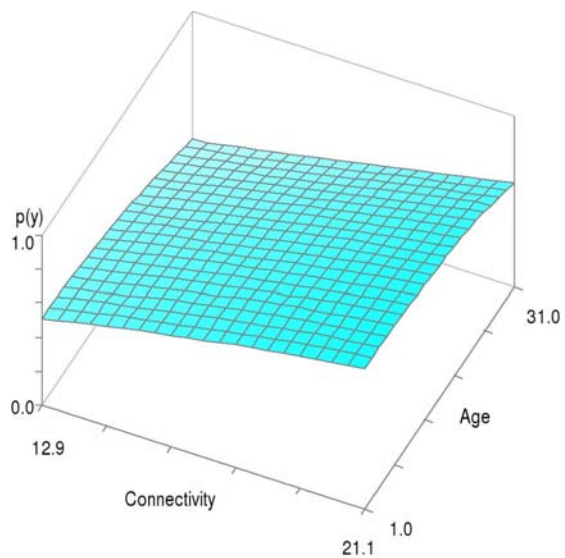
Melilotus officinalis



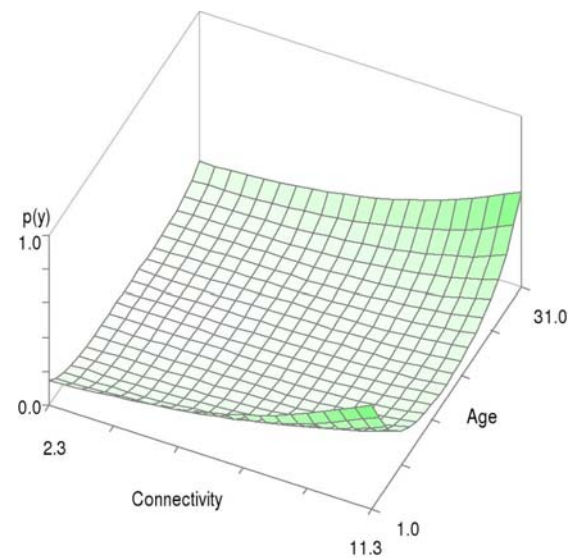
Sisymbrium altissimum



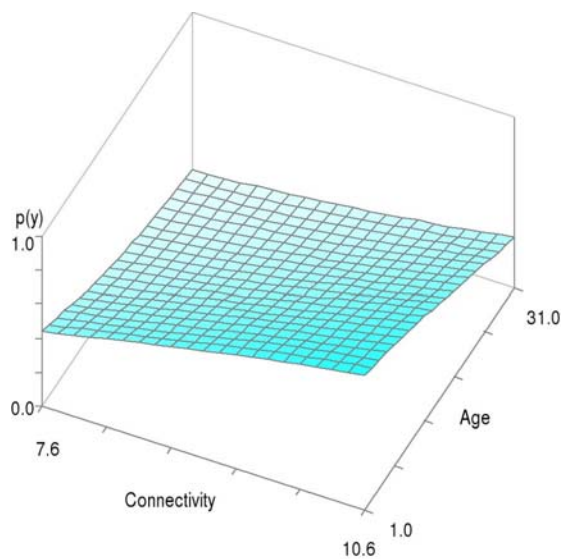
Bromus tectorum



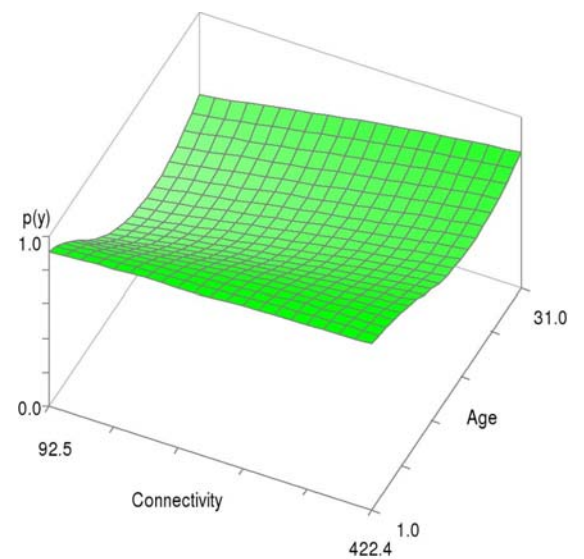
Solidago gigantea



Lotus corniculatus

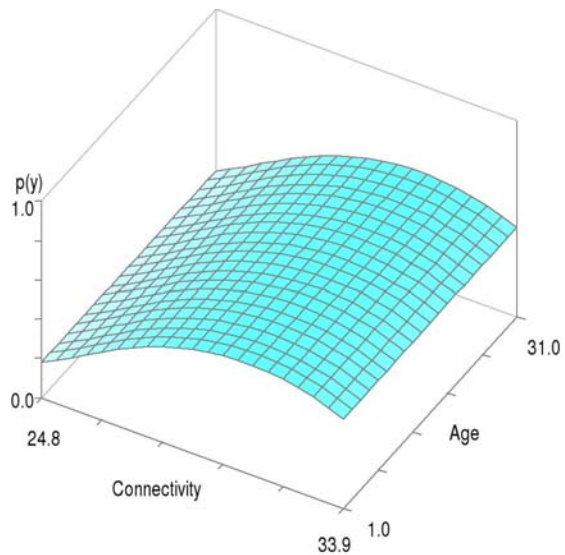


Tussilago farfara

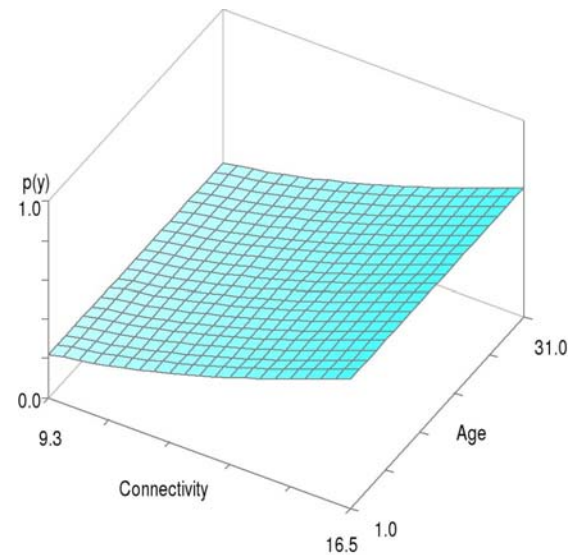


Rumex acetosella

Anhang F2: Mashes Modellgruppe 2 (Ochtum: blau)

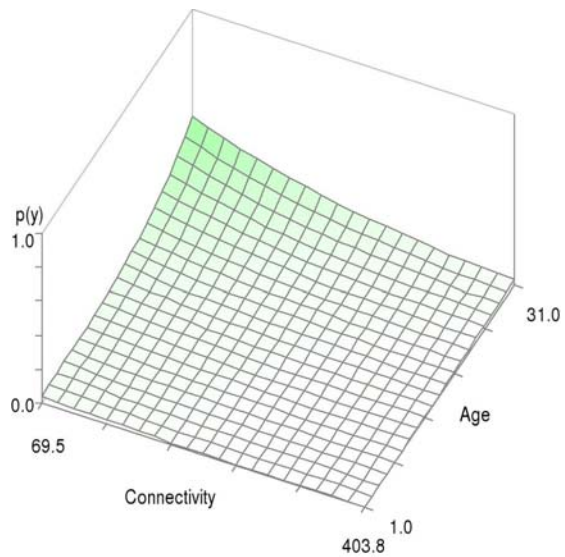


Artemisia vulgaris

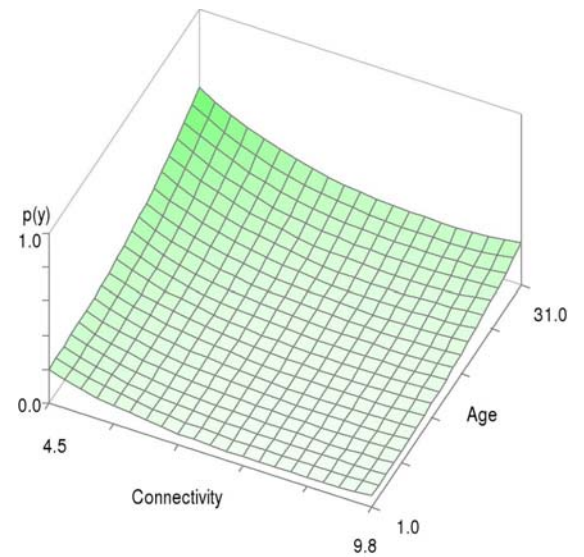


Trifolium pratense

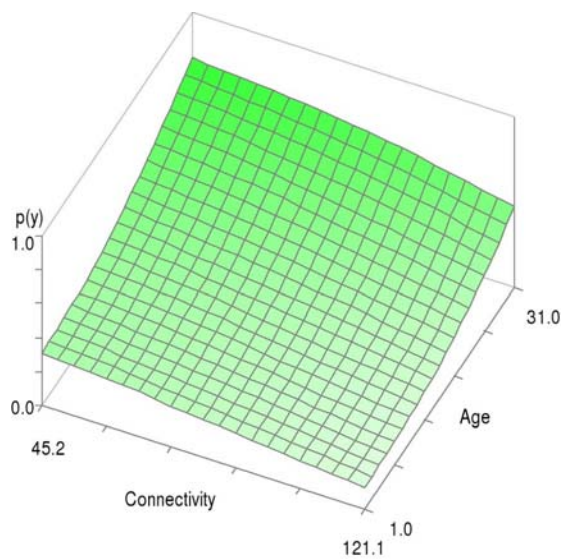
Anhang F3: Mashes Modellgruppe 3 (GVZ: grün)



Corynephorus canescens

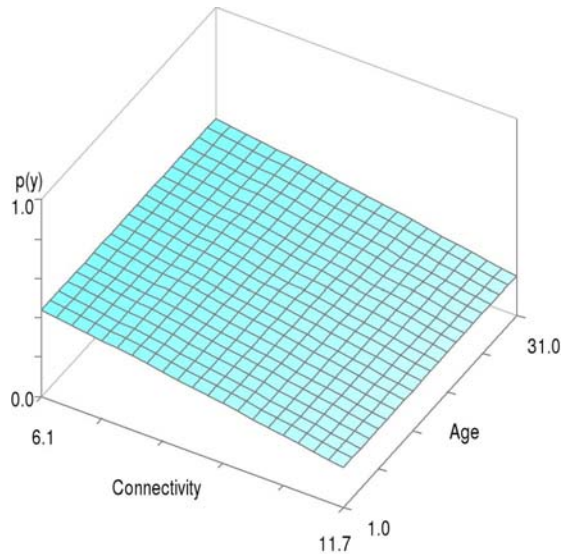


Plantago major

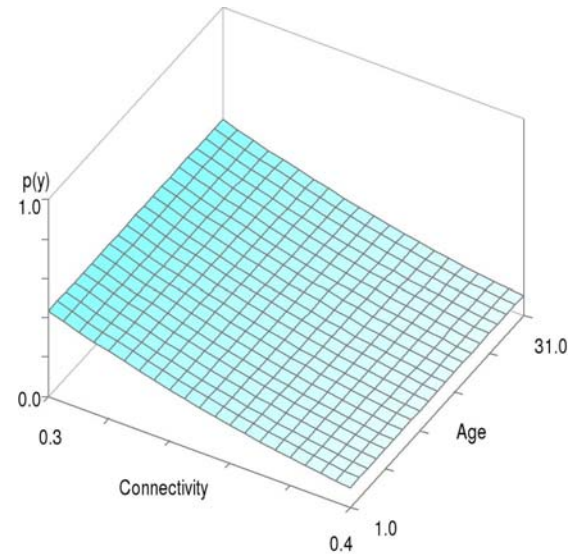


Oenothera biennis

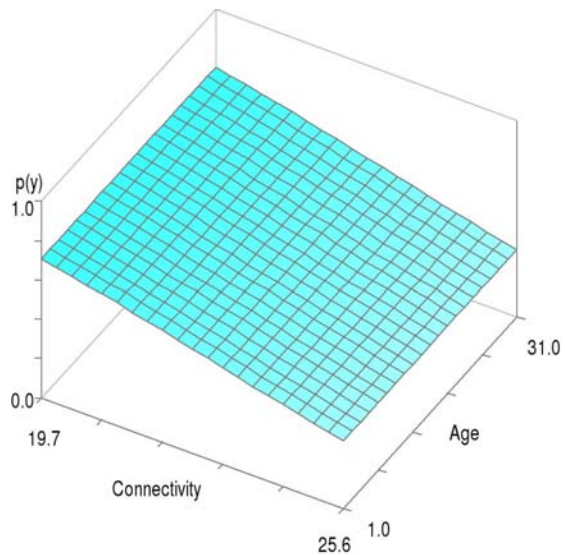
Anhang F4: Modellgruppe 4 (Ochtum: blau – GVZ: grün)



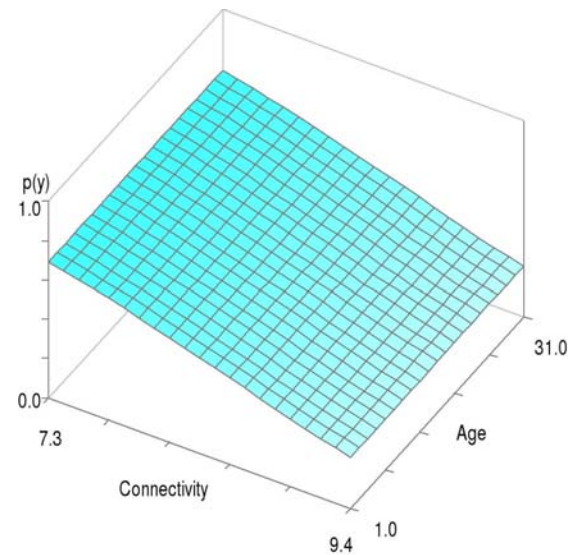
Bromus tectorum



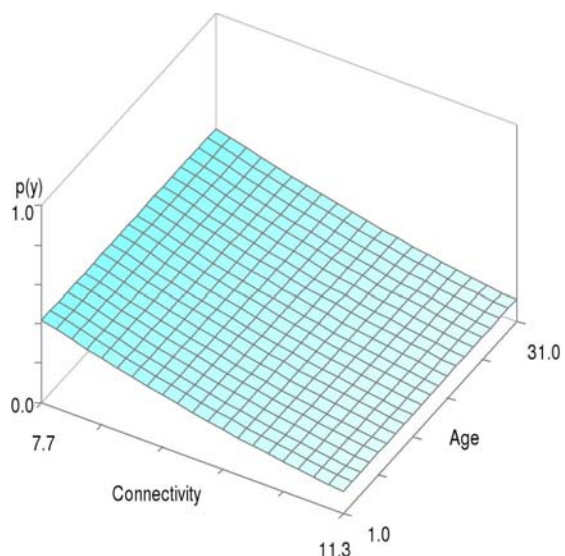
Hypochoeris radicata



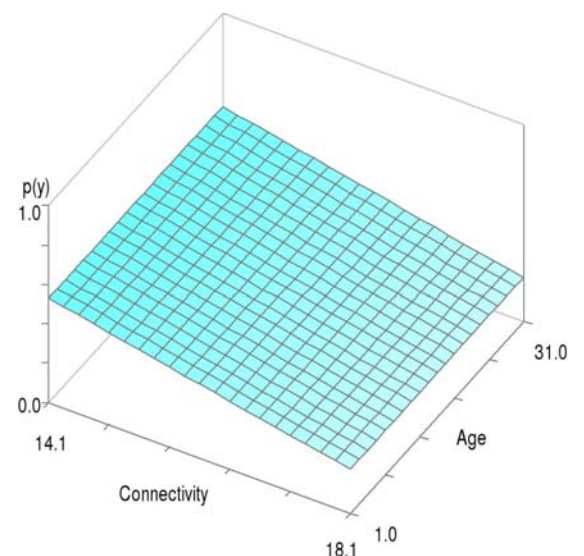
Cirsium arvense



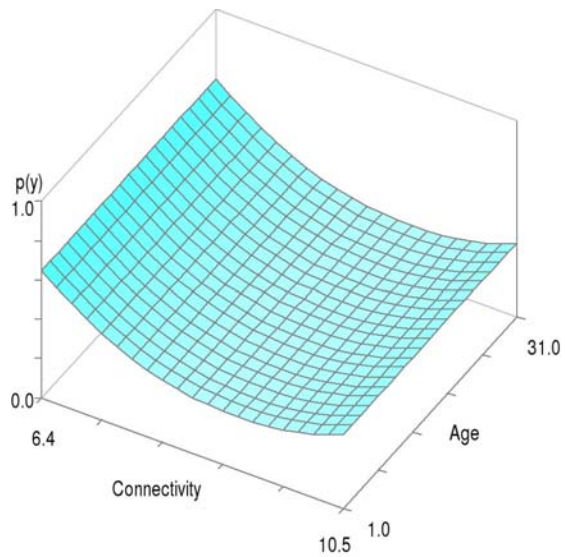
Plantago lanceolata



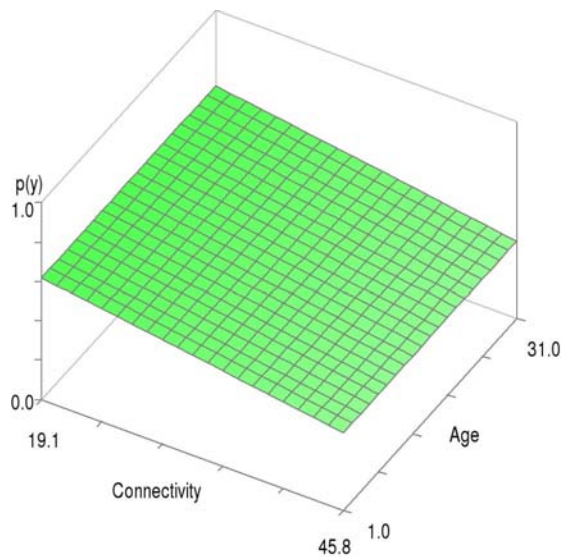
Festuca rubra



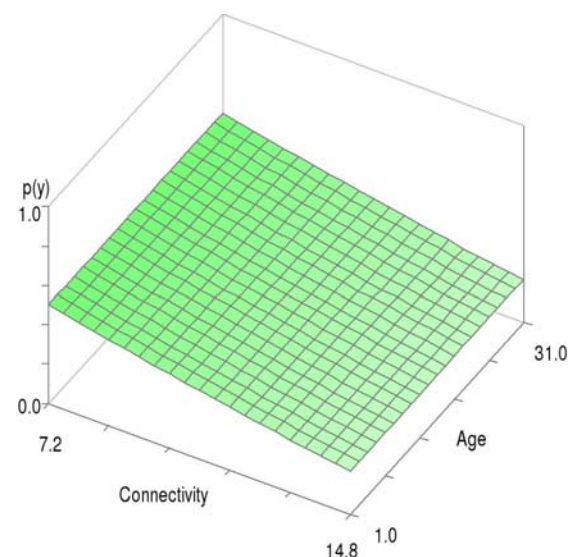
Poa trivialis



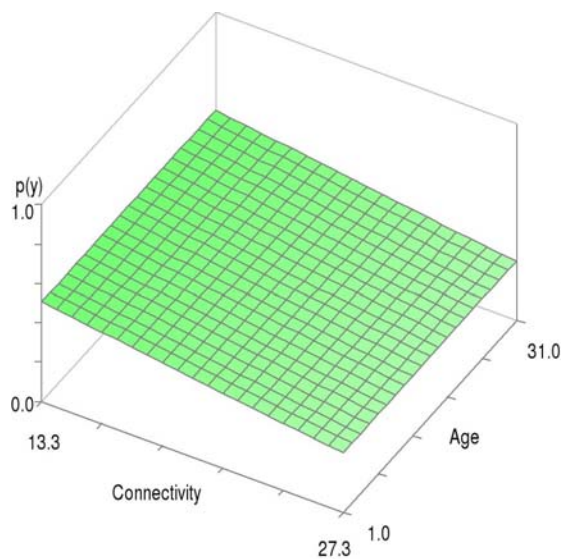
Tanacetum vulgare



Arenaria serpyllifolia

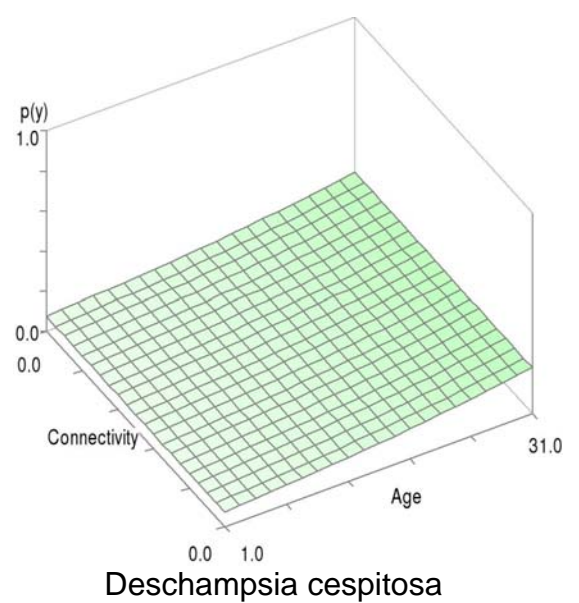
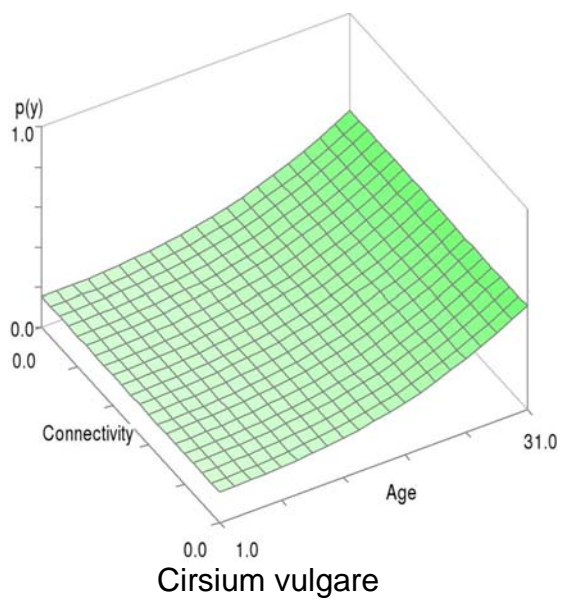
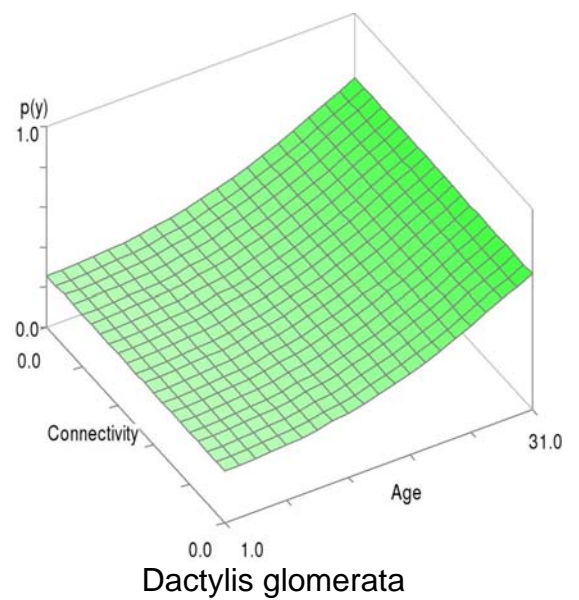
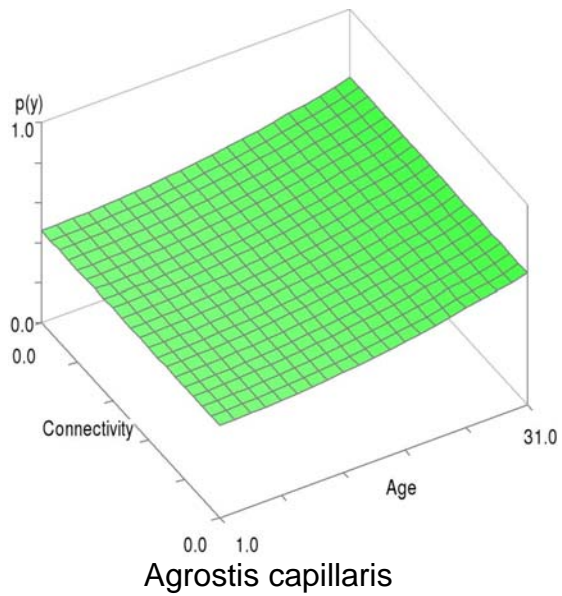
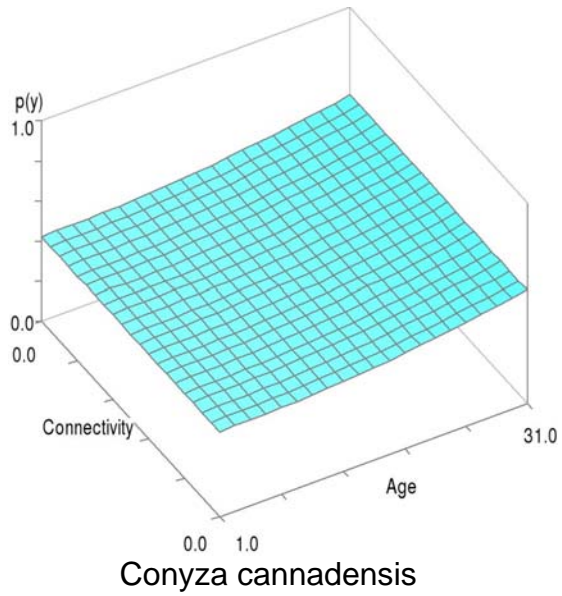


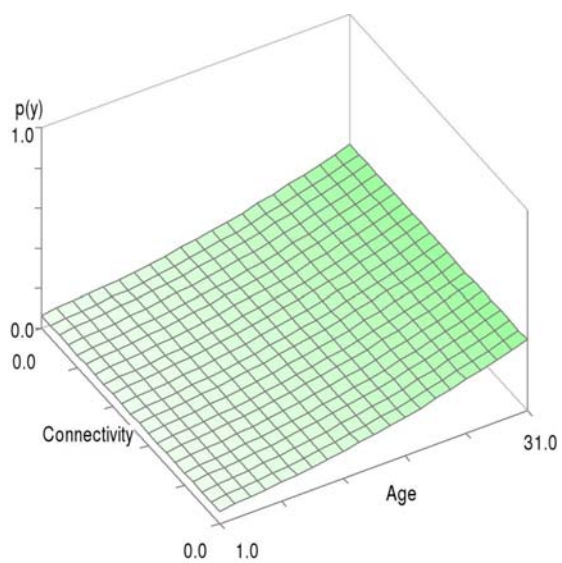
Vulpia myuros



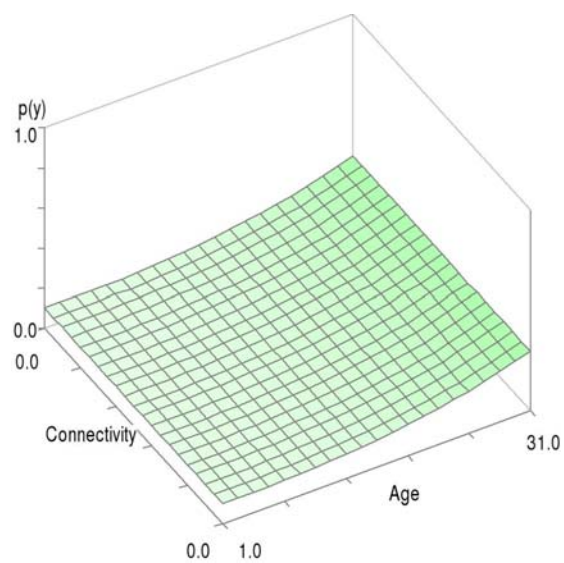
Poa compressa

Anhang F5: Modellgruppe 5 (Ochtum: blau – GVZ: grün)

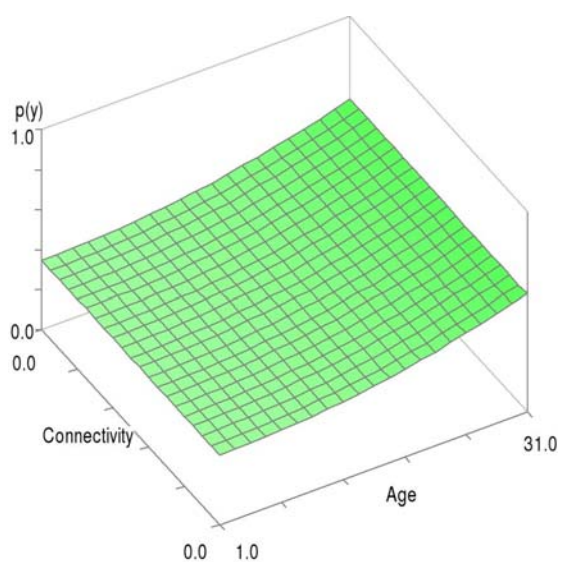




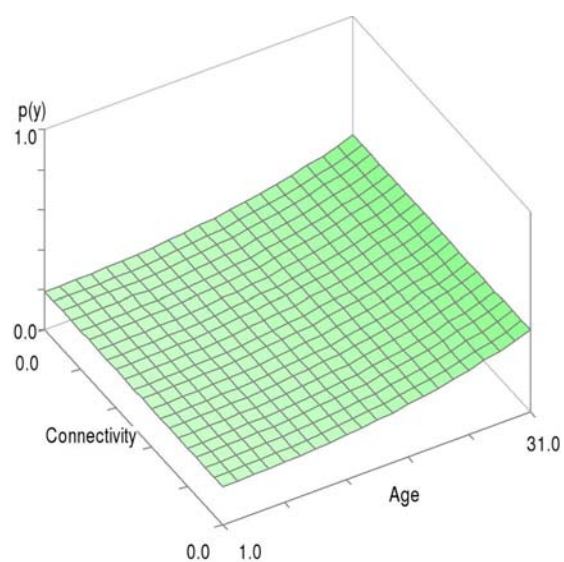
Poa annua



Trifolium pratense

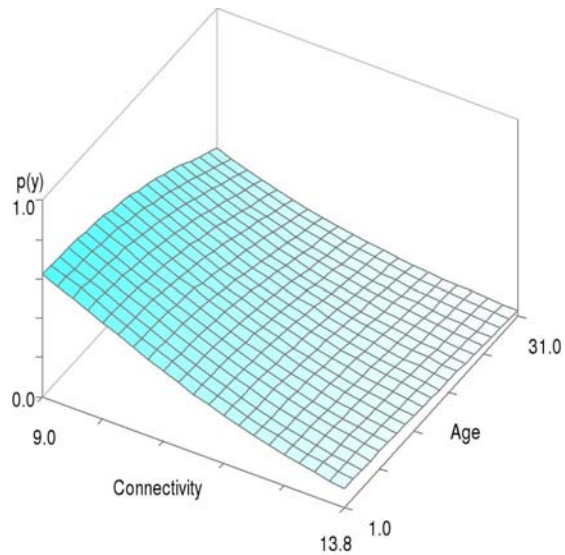


Trifolium campestre

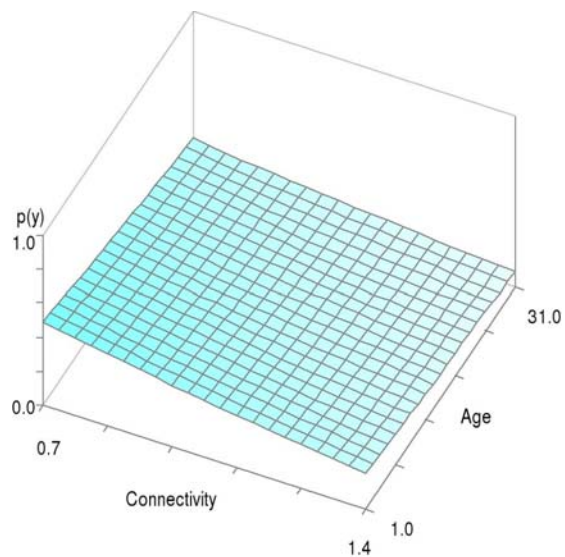


Tussilago farfara

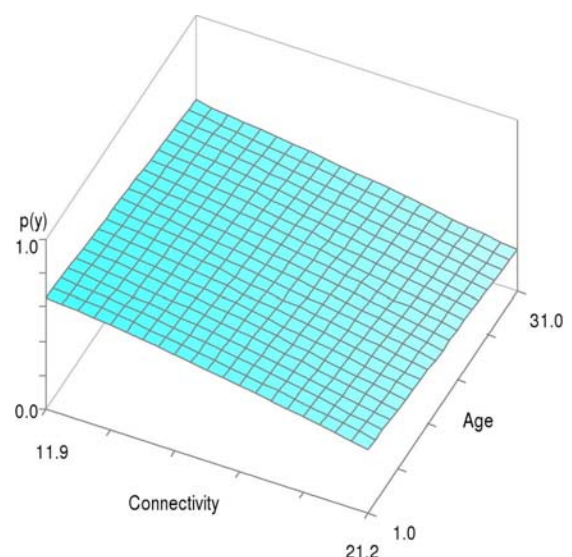
Anhang F6: Mash's Modellgruppe 6 (Ochtum: blau)



Agrostis stolonifera

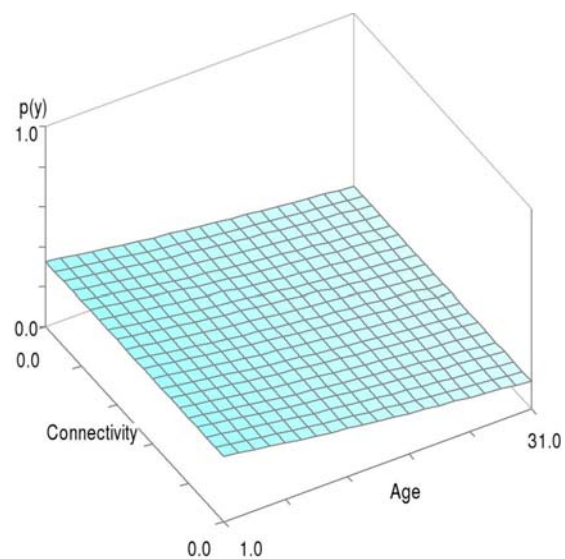


Cirsium vulgare

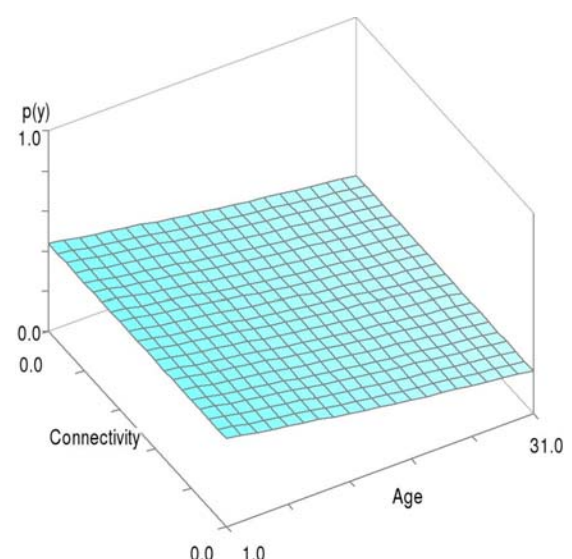


Holcus lanatus

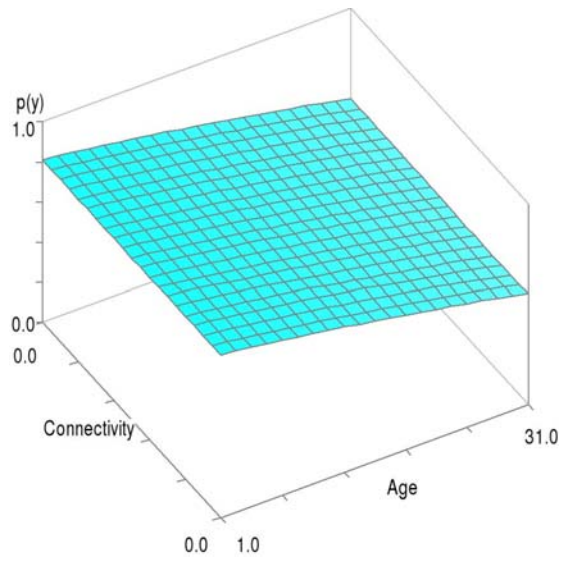
Anhang F7: Mash's Modellgruppe 7 (Ochtum: blau)



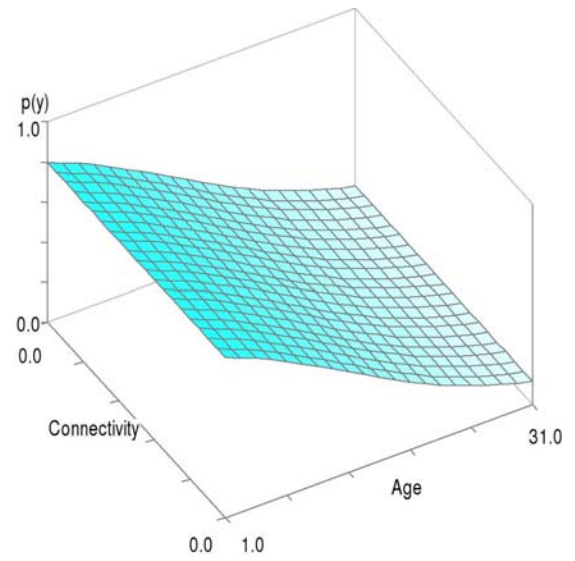
Arabidopsis thaliana



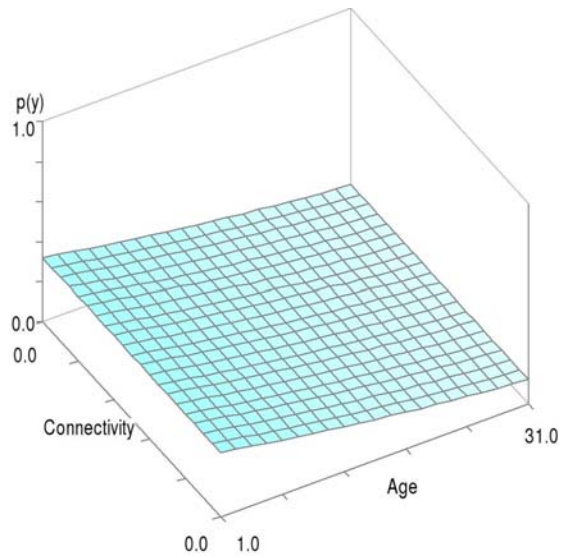
Calamagrostis epigejos



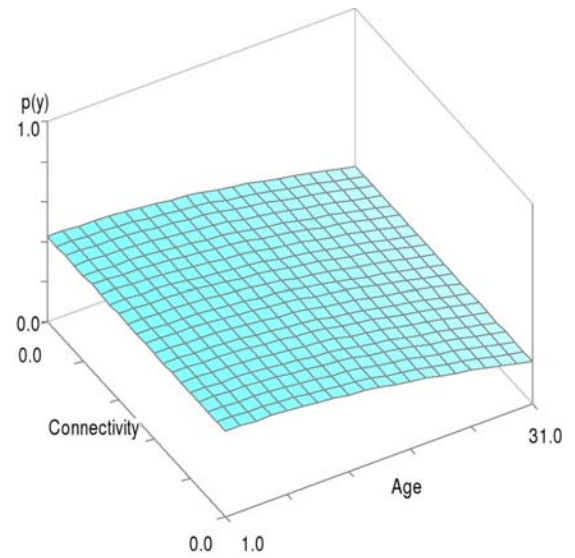
Carex hirta



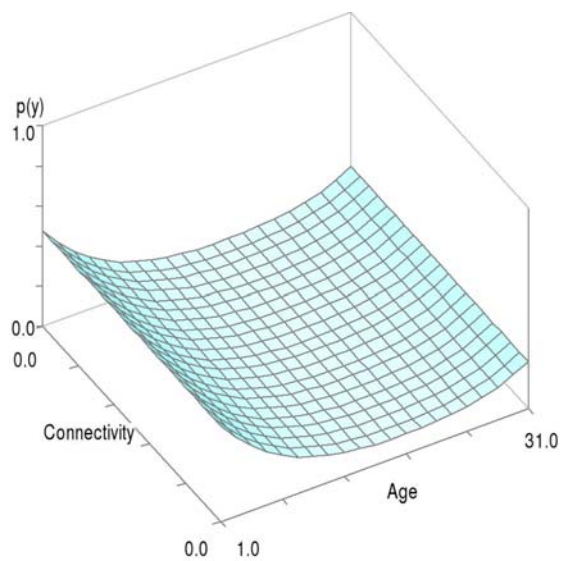
Vicia angustifolia



Trifolium repens



Vulpia myuros



Tripleurospermum perforatum