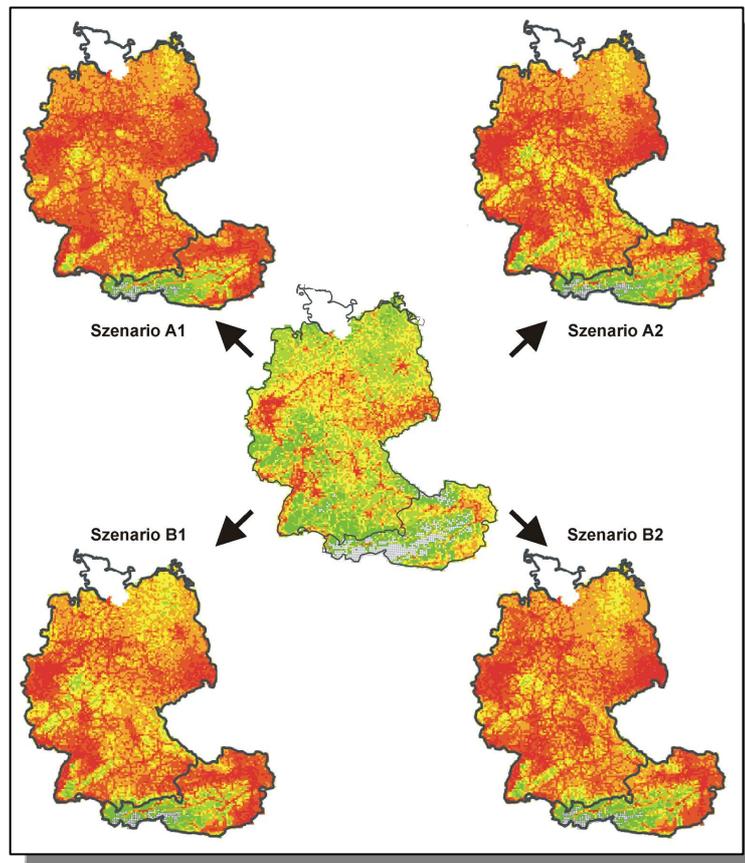


Ingrid Kleinbauer, Stefan Dullinger, Frank Klingenstein,
Rudolf May, Stefan Nehring und Franz Essl

Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich



Ausbreitungspotenzial ausgewählter neophytischer Gefäßpflanzen unter Klimawandel in Deutschland und Österreich

Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330

**Ingrid Kleinbauer
Stefan Dullinger
Frank Klingenstein
Rudolf May
Stefan Nehring
Franz Essl**



Titelbild: Invasions-Hotspots von 30 ausgewählten Neophyten in Deutschland und Österreich unter momentanen Klimabedingungen und unter vier Klimawandelszenarien (Modellierung gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM; Prognosezeitraum: 2051-60). Das Bundesland Schleswig-Holstein wurde wegen unzureichender Verbreitungsdaten von der Modellierung ausgenommen.

Adresse der Autorin und Autoren:

Mag. Ingrid Kleinbauer &
Univ. Ass. Dr. Stefan Dullinger

V.I.N.C.A. – Vienna Institute for Nature Conservation Analyses
Giessergasse 6/7, A-1090 Wien
E-Mail: Ingrid.Kleinbauer@vinca.at, Stefan.Dullinger@vinca.at

Frank Klingenstein,
Rudolf May &
Dr. Stefan Nehring

Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstrasse 110, D-53179 Bonn
E-Mail: Rudolf.May@bfn.de, Stefan.Nehring@bfn.de

Dr. Franz Essl

Umweltbundesamt, Abt. Biologische Vielfalt & Naturschutz
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
E-Mail: Franz.Essl@umweltbundesamt.at

Fachbetreuung im BfN:

Frank Klingenstein
Dr. Stefan Nehring
Dr. Christelle Nowack

FG II 1.2 Botanischer Artenschutz

Das Vorhaben wurde vom BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördert.

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber:

Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstrasse 110
53179 Bonn
Tel.: 0228/ 8491-0
Fax: 0228/ 8491-9999
Internet: <http://www.bfn.de>

Alle Rechte beim BfN.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

ISBN 978-3-89624-010-1

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn – Bad Godesberg 2010

INHALTSVERZEICHNIS

	Vorwort	5
1	EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG	7
2	METHODIK	7
2.1	Kriterien zur Artenauswahl	7
2.1.1	Ziele.....	7
2.1.2	Kriterien	7
2.1.3	Arten-Auswahlliste	8
2.2	Verbreitungsdaten	9
2.3	Geodaten	11
2.4	Datenaufbereitung der Umweltvariablen	12
2.5	Klimadaten und -modelle	14
2.6	Habitatmodelle	15
3	ERGEBNISSE	17
3.1	Analyse des bisherigen Ausbreitungsverlaufs	17
3.2	Habitateignung unter aktuellen klimatischen Bedingungen	19
3.3	Bedeutung von Umwelt- und Klimavariablen	25
3.4	Habitateignung unter Klimawandelszenarien	27
4	DISKUSSION	32
4.1	Aktuelles Invasionsrisiko	32
4.2	Invasionsrisiko unter Klimawandelszenarien	32
4.3	Unsicherheiten der Prognose	33
5	ZUSAMMENFASSUNG	34
6	DANKSAGUNG	35
7	LITERATUR	35
	ANHANG I: VERBREITUNGSDATEN	37
	ANHANG II: ARTENAUSWAHL	38
	ANHANG III: ZEITLICHE VERTEILUNG DER FUNDE	39
	ANHANG IV: CODIERUNG DER VARIABLE HABITATEIGNUNG	41
	ANHANG V: STATISTISCHE KENNDATEN DER HABITATMODELLE	42
	ANHANG VI: GRENZWERTE DER HABITATEIGNUNGSKLASSEN	43
	ANHANG VII: VERBREITUNGS- UND HABITATEIGNUNGSKARTEN	44

Vorwort

Invasive gebietsfremde Arten verändern und beeinträchtigen viele naturnahe Lebensräume Mitteleuropas, verursachen hohe ökonomische Kosten und können die menschliche Gesundheit schädigen. Vorliegende Erkenntnisse belegen, dass ihr Ausbreitungsprozess unvermindert anhält.

Angesichts der prognostizierten Klimaerwärmung ist zukünftig mit einer weiteren Verstärkung dieser Dynamik zu rechnen. Daher bedarf es eines verbesserten Verständnisses des räumlichen und zeitlichen Ausbreitungsverlaufs von gebietsfremden Arten generell sowie einer Verbesserung der Prognosegrundlagen zum Ablauf biologischer Invasionen vor dem Hintergrund des Klimawandels. Nur dadurch ist es möglich, in einer frühen Ausbreitungsphase mit einem Frühwarn- und Prognosesystem effektive und kostengünstige Maßnahmen zu ergreifen, die helfen, eine weitere Ausbreitung problematischer Arten zu verhindern.

Wegen des grenzüberschreitenden Charakters biologischer Invasionen pflegt das Bundesamt für Naturschutz seit vielen Jahren im Rahmen einer bilateralen Kooperation einen engen Fachaustausch mit dem österreichischen Umweltbundesamt. Auf der Basis ähnlicher Naturräume und vergleichbarer Datengrundlagen wurde im Jahr 2007 ein gemeinsames F+E-Vorhaben zum Thema „Invasive Neobiota und Klimawandel in Deutschland und Österreich“ initiiert.

Mit dem vorliegenden BfN-Skript werden die Ergebnisse aus dem ersten Teilvorhaben vorgelegt, in dem das Ausbreitungspotenzial neophytischer Gefäßpflanzen unter mehreren Klimawandelszenarien analysiert und modelliert wurde. Insgesamt dürfte der Klimawandel dazu führen, dass die aktuell enge Bindung vieler Neophyten an menschliche Ballungsräume schwächer wird und auch weite Bereiche der ländlichen Regionen Deutschlands und Österreichs verstärkt mit gebietsfremden Arten konfrontiert werden. Insbesondere wird es hierbei durch die verstärkte Ausbreitung von invasiven Neophyten aus den derzeitigen Invasions-Hotspots zu einer noch stärkeren Bedrohung von Arten und Lebensräumen sowie naturschutzfachlich wertvollen Gebieten kommen.

Die gewonnenen Erkenntnisse stärken die Forderung nach einer konsequenten Umsetzung des Vorsorgeprinzips beim zukünftigen Umgang mit gebietsfremden Arten. Ich hoffe, dass das Gutachten entsprechende Fachdiskussionen belebt und eine wichtige Grundlage für Entscheidungen von Naturschutzbehörden und anderen mit der Problematik befassten Akteuren wird.

Prof. Dr. Beate Jessel
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Das österreichische Umweltbundesamt wurde vom deutschen Bundesamt für Naturschutz in Bonn mit der Durchführung des F+E-Vorhabens „Neobiota und Klimawandel“ beauftragt. In diesem Projekt wurde von 2007 bis Ende 2009 u.a. ein Bewertungsverfahren für Neobiota entwickelt (Schwarze Liste, vgl. ESSL et al. 2008, NEHRING et al. 2010), mit dem anschließend die Invasivität ausgewählter gebietsfremder Arten aus zwei taxonomischen Gruppen (Gefäßpflanzen, Fische) bewertet wurde (NEHRING et al. 2010).

Ein weiteres wichtiges Projektziel dieses F+E-Vorhabens war es, die heutige Verbreitung und Habitateignung für eine Auswahl naturschutzfachlich oder ökonomisch bedeutsamer Neophyten in Deutschland und Österreich darzustellen und eine Prognose ihres zukünftigen Ausbreitungsverhaltens unter Klimawandelszenarien zu erarbeiten. In diesem BfN-Skript werden die Ergebnisse dieses Arbeitspakets präsentiert. Wir stellen hier die Kriterien zur Auswahl der modellierten Gefäßpflanzen, deren heutige Verbreitung sowie die Ergebnisse der Habitatmodellierung unter aktuellen klimatischen Bedingungen und unter vier Klimawandelszenarien vor.

Die Ergebnisse sind eine wichtige Grundlage, um naturschutzfachliche Probleme, aber auch negative ökonomische und gesundheitliche Auswirkungen, die durch gebietsfremde Arten zukünftig entstehen können, vorausschauend zu erkennen und zu minimieren.

2 METHODIK

2.1 Kriterien zur Artenauswahl

2.1.1 Ziele

In Deutschland und Österreich sind mittlerweile jeweils über 1000 Neophyten bekannt, davon sind mehrere 100 Arten etabliert (WISSKIRCHEN & HAEUPLER 1998, ESSL & RABITSCH 2002, KOWARIK 2003, BfN 2005, LAMBTON et al. 2008, DAISIE 2009). Aus dieser beeindruckenden Artenzahl eine sinnvolle Gruppe von Arten für die Bearbeitung auszuwählen, war eine wissenschaftlich anspruchsvolle Aufgabe. In einem ersten Schritt wurde eine Vorselektion an Hand von zwei Kriterien durchgeführt:

- Mindestanzahl von Verbreitungsdaten: Das Vorliegen einer gewissen Anzahl von Fundnachweisen ist notwendig, um ein genügend genaues und aussagekräftiges Habitatmodell erwarten zu können. Aus Erfahrungswissen ist eine Mindestanzahl von etwa 25–30 Fundorten im Bezugsgebiet nötig. Somit fallen sehr seltene Neophyten für die Modellierung aus.
- Artenkenntnis: Arten, die bestimmungskritisch sind und daher häufig mit anderen Arten verwechselt oder ungenügend erfasst werden, wurden aus der Bearbeitung ausgeschlossen.

Ein übergeordnetes Ziel bei der weiteren Auswahl war, dass die ausgewählten Gefäßpflanzenarten die Breite der Invasionsverläufe von Gefäßpflanzen in Deutschland und Österreich abdecken sollen. In einem zweiten Schritt wurde dafür eine Auswahlliste mit 45 Arten erstellt, aus denen im weiteren Projektverlauf 30 Arten für die Habitatmodellierung ausgewählt wurden. Dieser Überhang an Arten in der Auswahlliste war notwendig, da bei einigen Arten unklar war, ob eine ausreichende Anzahl an Verbreitungsdaten für Deutschland und Österreich vorliegt, oder ob Arten auf Grund unterschiedlich intensiver Erfassung in verschiedenen Regionen auszuscheiden sind. Die weitere Eingrenzung dieser Artenauswahlliste erfolgte unter mehreren, unten angeführten Gesichtspunkten (siehe auch Anhang II).

2.1.2 Kriterien

2.1.2.1 Lebensraum

Die Auswahlliste sollte die Bandbreite der von Neophyten in Deutschland und Österreich besiedelten Lebensräume abdecken, wobei naturschutzfachlich wertvolle naturnahe Lebensräume besonders berücksichtigt wurden.

2.1.2.2 Lebensform und Einfuhrweg

Die Auswahlliste sollte Arten unterschiedlicher Lebensform enthalten. Lebensformen mit hohem lebensraumgestaltenden und -verändernden Potenzial (Gehölze, Hochstauden) wurden besonders berücksichtigt. Zusätzlich sollten Neophyten mit unterschiedlichen Einfuhrwegen berücksichtigt werden.

2.1.2.3 Invasionsstatus

Die Einstufung der Neophyten bezüglich ihres Invasionsstatus wurde für Deutschland aus KOWARIK (2003) und für Österreich aus ESSL & RABITSCH (2002) entnommen, wobei die Einstufung für Österreich dem mittlerweile gestiegenen Kenntnisstand für Österreich angepasst wurde. Invasive und potenziell invasive Arten (sensu KOWARIK 2003 und ESSL & RABITSCH 2002) wurden besonders bei der Auswahl berücksichtigt. Arten, die in der jüngeren Vergangenheit (seit 1990) eine rasche Ausbreitung in Deutschland und Österreich gezeigt haben, wurden bei der Auswahl besonders berücksichtigt.

2.1.2.4 Neophyt in einem Land häufig, im anderen selten

Arten, die in einem der beiden Bezugsländer weit verbreitet, im anderen jedoch (noch) selten sind oder fehlen, wurden bei der Artenauswahl besonders berücksichtigt.

2.1.2.5 Neophyten in ähnlichen Gebieten erfolgreich

Dieses Kriterium kennzeichnet Arten, die in klimatisch und naturräumlich ähnlichen Gebieten (v. a. gemäßigte Nordamerika und Ostasien, gemäßigte Teile Europas außerhalb des Bezugsgebietes) sich als erfolgreiche Neophyten erwiesen haben. Wird dieses Kriterium erfüllt, so ist dies ein wichtiger Hinweis auf ein hohes Invasionspotenzial einer Art (KOWARIK 2003). Daher wurden solche Arten bevorzugt berücksichtigt.

2.1.2.6 Ökonomisch und gesundheitlich problematische Neophyten

Dieses Kriterium legt dar, ob der Neophyt ökonomische oder gesundheitliche Schäden in Deutschland und Österreich verursacht. Ökonomische oder gesundheitliche Auswirkungen waren zwar kein expliziter Teil der Fragestellung des diesem BfN-Skript zu Grunde liegenden F+E-Projektes, spielen aber in der Neobiota-Diskussion eine wichtige Rolle.

2.1.3 Arten-Auswahlliste

Die Artenauswahlliste wurde an Hand der oben angeführten Kriterien in enger Abstimmung mit dem Auftraggeber festgelegt (Tabelle 1). Sie enthält jene 45 Arten, zu denen die Verbreitungsdaten aus den Datenbeständen der Floristischen Kartierungen Deutschlands und Österreichs abgefragt wurden.

Tabelle 1: Artenauswahlliste für eine Modellierung der Habitateignung unter Klimawandel, mit Zusatzangaben. Ebenfalls angeführt sind die überwiegend besiedelten Lebensräume. * = das Ausbreitungspotenzial der Art wurde nicht modelliert.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Lebensraum	Lebensform
<i>Acer negundo</i>	Eschen-Ahorn	Auwälder, Gebüsche	Laubbaum
<i>Ailanthus altissima</i>	Götterbaum	Trockenrasen, Trockenwälder, Ruderalfluren	Laubbaum
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Rau-Fuchsschwanz	Ruderal- und Segetalfluren	Therophyt
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Beifuß-Traubenkraut	Ruderal- und Segetalfluren	Therophyt
<i>Amorpha fruticosa</i>	Scheinindigo	Gebüsche	Strauch
<i>Artemisia verlotiorum</i>	Kamtschatka-Beifuß	rudemale Staudenfluren, Ruderalfluren	Krautige
<i>Asclepias syriaca</i>	Seidenpflanze	Trockenrasen, rudemale Staudenfluren	Krautige
<i>Berberis julianae</i> *	Julia-Berberitze	Gebüsche	Strauch
<i>Buddleja davidii</i>	Sommerflieder	Gebüsche	Strauch
<i>Bunias orientalis</i>	Orientalische Zuckerschote	rudemale Staudenfluren, Ruderalfluren	Krautige
<i>Cotoneaster divaricatus</i> *	Sparrige Steinmispel	Gebüsche, Waldränder, Trockenwälder, Felsen	Strauch

<i>Crassula helmsii</i>	Nadelkraut	Gewässer	Wasserpflanze
<i>Cyperus esculentus*</i>	Erdmandel	Segetalfluren	Krautige
<i>Duchesnea indica</i>	Scheinerdbeere	Gebüsche, Mährrasen, Ruderalfluren	Krautige
<i>Fallopia japonica</i>	Japanischer Staudenknöterich	Hochstaudenfluren, Auwälder	Krautige
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalin-Staudenknöterich	Hochstaudenfluren, Auwälder	Krautige
<i>Fallopia x bohemica*</i>	Bastard-Staudenknöterich	Hochstaudenfluren, Auwälder	Krautige
<i>Fraxinus pennsylvannica</i>	Pennsylvanische Esche	Auwälder, Gebüsche	Laubbaum
<i>Helianthus tuberosus</i>	Topinambur	Hochstaudenfluren, Auwälder	Krautige
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Riesen-Bärenklau	Hochstaudenfluren, Waldränder	Krautige (hapaxanth)
<i>Hydrocotyle ranunculoides*</i>	Großer Wassernabel	Gewässer	Wasserpflanze
<i>Impatiens glandulifera</i>	Drüsiges Springkraut	Hochstaudenfluren, Waldränder	Therophyt
<i>Impatiens parviflora</i>	Kleinblütiges Springkraut	Wälder	Therophyt
<i>Lupinus polyphyllus*</i>	Vielblatt-Lupinie	ruderales Staudenfluren, Wiesenbrachen	Krautige
<i>Lysichiton americanus*</i>	Amerikanischer Stinktiefkohl	Feuchtwälder	Krautige
<i>Mahonia aquifolium</i>	Gewöhnliche Mahonie	Gebüsche, Wälder	Strauch
<i>Miscanthus sinensis*</i>	Gewöhnliches Chinaschilf	ruderales Staudenfluren, Wiesenbrachen	Gras
<i>Parthenocissus inserta</i>	Gewöhnliche Jungfernebe	Auwälder, Gebüsche	Liane
<i>Paulownia tomentosa</i>	Paulownie	Ruderalfluren, Gebüsche	Laubbaum
<i>Pinus strobus</i>	Strobe	Wälder	Nadelbaum
<i>Prunus laurocerasus</i>	Kolchische Lorbeerkirsche	Gebüsche, Wälder	Strauch
<i>Prunus serotina</i>	Spätblühende Tarubenkirsche	Gebüsche, Wälder	Laubbaum
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Douglasie	Wälder	Nadelbaum
<i>Quercus rubra*</i>	Rot-Eiche	Wälder	Laubbaum
<i>Robinia pseudacacia</i>	Robinie	Trockenrasen, Trockenwälder, Ruderalfluren	Laubbaum
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Schlitzblatt-Sonnenhut	ruderales Staudenfluren, Ruderalfluren	Krautige
<i>Solidago canadensis</i>	Kanadische Goldrute	ruderales Staudenfluren, Wiesenbrachen	Krautige
<i>Solidago gigantea</i>	Späte Goldrute	ruderales Staudenfluren, Wiesenbrachen, Auwälder	Krautige
<i>Sorghum halepense</i>	Wilde Mohrenhirse	ruderales Staudenfluren, Wiesenbrachen	Gras
<i>Spiraea japonica*</i>	Japanischer Spierstrauch	Gebüsche, Wälder, Mauerspalt	Strauch
<i>Thuja occidentalis*</i>	Amerikanischer Lebensbaum	Mauerspalt, Felsen	Nadelbaum
<i>Thuja orientalis*</i>	Orient-Lebensbaum	Mauerspalt, Felsen	Nadelbaum
<i>Thuja plicata*</i>	Riesen-Lebensbaum	Wälder	Nadelbaum
<i>Vaccinium angustifolium x corymbosum*</i>	Amerika-Heidelbeere	Moorwälder	Strauch
<i>Viburnum rhytidophyllum*</i>	Runzelblatt-Schneeball	Gebüsche, Wälder	Strauch

2.2 Verbreitungsdaten

Die Informationen zur Verbreitung der 45 ausgewählten Arten stammen zum überwiegenden Teil aus den floristischen Kartierungen der beiden Länder (Anhang I). Die Abfrage der Datenbanken erfolgte im Herbst 2007. In Deutschland basieren die meisten Daten auf der Arbeit einer Vielzahl von ehrenamtlichen floristischen Kartierern. Die erhobenen Daten werden an das Bundesamt für Naturschutz übermittelt, in die Datenbank FlorKart eingepflegt und unter www.floraweb.de der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. In

Österreich ist das Fakultätszentrum Biodiversität an der Universität Wien für die Verwaltung und Aktualisierung der Daten verantwortlich, die ebenfalls größtenteils von unentgeltlich arbeitenden Botanikern stammen. Beide Kartierungsprojekte starteten Anfang der 1970er Jahre (BERGMEIER 1992, NIKLFELD 1998, FLORAWEB 2009a). Die Bearbeitungsintensität ist dabei zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterworfen. Um auffällige stärkere räumliche Schwankungen der Erfassungsintensität zu identifizieren, haben wir die Verbreitungsdaten zwischen den Bundesländern beider Staaten verglichen. Das Ergebnis zeigte, dass die Bundesländer in ähnlicher Intensität kartiert wurden, mit einer Ausnahme: Für das Bundesland Schleswig-Holstein waren auch für häufige und weit verbreitete Neophyten nur wenige oder keine Verbreitungsdaten in der zentralen Datenbank der floristischen Kartierung Deutschlands verfügbar. Da diese Datenlücke auch nicht auf anderem Weg geschlossen werden konnte, wurde daher dieses Bundesland für die Habitatmodellierung ausgeschlossen.

Um besonders bei selteneren Arten die reale Verbreitung möglichst exakt abbilden zu können, wurden die umfangreichen Verbreitungsdaten der floristischen Kartierungen durch eine Auswertung floristischer Fachliteratur, durch unveröffentlichte Fundmeldungen zahlreicher Kollegen, sowie durch zusätzliche Daten des Bearbeiterteams ergänzt. Diese Verdichtung der Fundmeldungen erfolgte für Österreich in einem höheren Ausmaß als für Deutschland. Bei einigen Arten sind ausgeprägte regionale Erfassungsdefizite erkennbar, v.a. bei seltenen oder bestimmungskritischen Arten (z. B. *Cotoneaster divaricatus*, *Fallopia x bohemica*, *Fraxinus pennsylvannica*, *Miscanthus sinensis*, *M. sacchariflorus* in Deutschland). Diese Datenlücken wären im Projekt nicht durch die Auswertung weiterer Datenquellen zu schließen gewesen. Daher wurden diese Arten für eine Habitatmodellierung ausgeschieden (Anhang II).

Die Daten der floristischen Kartierung enthalten u. a. Angaben zum floristischen Status, die allerdings in den Originaldaten zwischen den Ländern nur bedingt vergleichbar waren. Für die Modellierung und die Erstellung der Verbreitungskarten wurden daher die Statuskategorien vereinfacht und harmonisiert, d.h. in drei Kategorien zusammengefasst: unbeständig, etabliert, kultiviert. Kultivierte Vorkommen und Funddaten mit unklarer Abgrenzung zu kultivierten Vorkommen wurden für die Modellierung nicht berücksichtigt (siehe auch Anhang I). Dies ist der Grund, warum die Anzahl der Quadrantenfunde für die Modellierung bei manchen Arten geringer ausfällt als die tatsächliche Anzahl an Nachweisen. Zusätzlich ist zu beachten, dass zahlreiche Daten der floristischen Kartierungen zeitlich nur ungenau aufgelöst sind und nur einer größeren Zeitspanne zugeordnet werden können. Dies schränkte die Möglichkeiten der Analyse des bisherigen Ausbreitungsverlaufs ein.

Die floristischen Kartierungen weisen Funde einem Raster zu, dessen Zellen vom Blattschnitt der Topographischen Karte im Maßstab 1:25.000 (=Messtischblatt) abgeleitet werden. Häufig verwendete Unterteilungen der Grundraster sind fortschreitende Quadrantenteilungen (Quadranten, Viertelquadranten und Sechzehntelquadranten sowie Minutenfelder (siehe FLORAWEB 2009b). Quadranten sind 5' x 3' geographische Minuten groß – dies entspricht in Mitteleuropa einer Zellgröße von ca. 35 km² (Abbildung 2). Jeweils vier Quadranten können auch zu einer übergeordneten Einheit zusammengefasst werden, welches dann 10' x 6' geographischen Minuten umfasst (in Deutschland als Messtischblatt-Grundfeld, in Österreich als Grundfeld bezeichnet). Während in Österreich sämtliche Funde der Floristischen Kartierung auf Quadranten-Niveau verortet sind, liegen manche Funddaten in Deutschland nicht auf Quadranten-Niveau sondern nur mit einer Auflösung auf Grundfeld-Niveau vor (Anhang I). Um eine Vereinheitlichung der räumlichen Auflösung zu erreichen, wurden für die Modellierung der 30 ausgewählten Arten die Verbreitungsdaten beider Länder in Quadranten-Rasterfelder aggregiert. Dabei haben wir folgende Vorgangsweise gewählt:

- Existiert innerhalb des betreffenden Grundfeldes zusätzlich ein Fund in einem der vier Quadranten, so wird die Grundfeldangabe diesem Quadranten zugewiesen.
- Existiert innerhalb des betreffenden Grundfeldes kein zusätzlicher Fund in einem der vier Quadranten, so wird die Grundfeldangabe zufällig einem der vier Quadranten zugewiesen.

Sowohl für die Erstellung der Verbreitungskarten als auch für die Aufbereitung der Funddaten für die Modellierungen wurden die Funde auf Quadranten-Niveau zusammengefasst (Anhang VII). Im Falle mehrerer Fundangaben für einen Quadranten wurde der jüngste Fund als bestimmend für den floristischen Status der Art im Quadranten herangezogen.

4567/1	4567/2
4567/3	4567/4

Abbildung 1: Unterteilung eines Grundfelds der floristischen Kartierung mit der Identifikationsnummer 4567 in seine vier Quadranten (Indizierung durch Querstrich und Nummern 1-4).

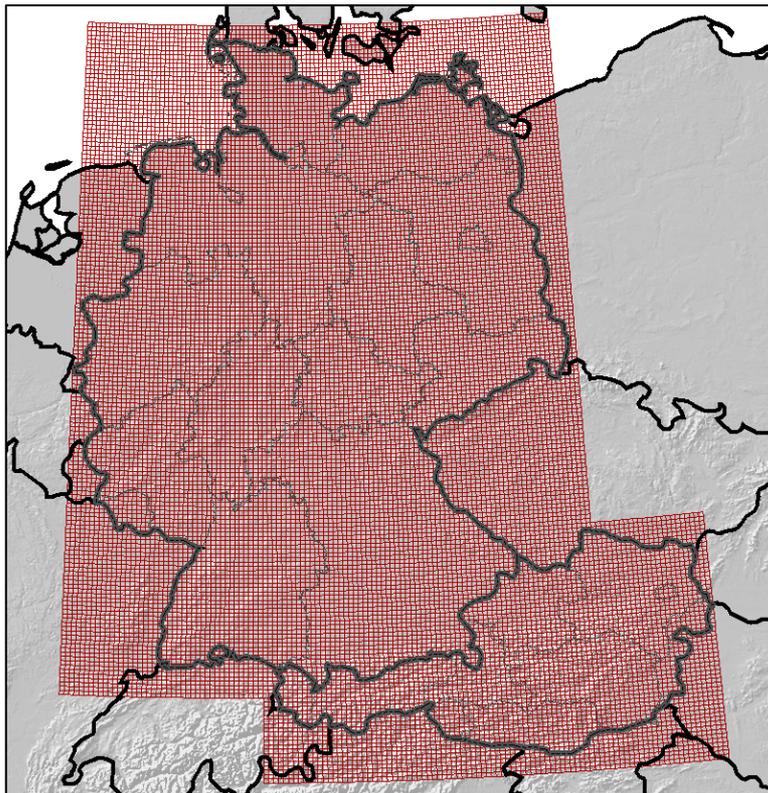


Abbildung 2: Raster der floristischen Kartierungen für Deutschland und Österreich – jeder Quadrant ist 5 x 3 geographische Minuten (ca. 35 km²) groß.

2.3 Geodaten

Die Verbreitungsgebiete von Arten werden durch das Zusammenwirken mehrerer Faktoren bestimmt, für verschiedene Arten können die Zusammensetzung und die relative Bedeutung der maßgeblichen Parameter natürlich wechseln. Möchte man nun aussagekräftige Habitatmodelle erstellen, so ist es daher entscheidend, die richtigen Umweltvariablen heranzuziehen. Wir haben daher ein breites Spektrum an Umweltvariablen genutzt, die Klima, Landnutzung und das Vorhandensein von möglichen Ausbreitungskorridoren (Straßen, Eisenbahn, Flüsse) beschreiben (Tabelle 2). Alle diese Daten wurden als digitale Layer in einem Geographischen Informationssystem (GIS) aufbereitet (Abbildung 3).

Bei der Auswahl geeigneter Umweltparameter haben wir zusätzlich darauf geachtet, dass die Daten beider Länder sowohl thematisch, als auch in ihrer räumlichen Auflösung aufeinander abgestimmt sind. Als günstig erwies es sich, dass wesentliche Umweltparameter wie Höhenmodell, Klimadaten und Landnutzung für Mitteleuropa Länder-übergreifend als standardisierte Datensätze verfügbar sind, wenn

auch in grober räumlicher Auflösung.

Weitere Geodaten werden national erstellt und verwaltet (z. B. Infrastruktur- oder Gewässerdaten). Daraus resultieren bei diesen Datensätzen gewisse Heterogenitäten und methodische Unterschiede, die die Datenharmonisierung erschweren.

Tabelle 2: Zusammenfassende Darstellung der für die Habitatmodellierung verwendeten Umweltvariablen.

Datensatz	Staat	Datenmodell	Auflösung	Quelle(n)
CORINE	D + A	Vektor	25 ha	Europäische Umweltagentur, Kopenhagen, 2007
Klima im Referenzzeitraum 1961-90	D + A	Raster	10' x 10'	ATEAM
Klimawandel-Szenarien	D + A	Raster	10' x 10'	ATEAM
Topographie	D	Raster	50 m	DGM des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie (Deutschland)
Topographie	A	Raster	50 m	DGM des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen (Österreich)
Infrastruktur Straßennetz	D	Vektor		Ebenen <i>ver01</i> und <i>ver02</i> aus dem Basis-DLM des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie
Infrastruktur Straßennetz	A	Vektor		Teleatlas, Stand 2005
Gewässer	D	Vektor		DLM1000 des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie
Gewässer	A	Vektor		DLM des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen

2.4 Datenaufbereitung der Umweltvariablen

Alle Geodaten wurden in ihrer räumlichen Auflösung an den Quadranten-Raster der Floristischen Kartierung angepasst.

Das digitale Geländemodell wird in beiden Staaten von Bundesämtern nach demselben standardisierten Verfahren erhoben, daher konnten diese Daten ohne zusätzliche Aufbereitung sofort gemeinsam verarbeitet werden. Zuerst erfolgte ein Aggregationsschritt, bei dem die Daten auf 250 m Auflösung umgerechnet wurden. Danach wurden statistische Kennzahlen für die einzelnen Quadranten berechnet, z. B. mittlere, minimale oder maximale Meereshöhe. Für die Erstellung der Habitatmodelle wurde die mittlere Seehöhe verwendet.

Als Habitatkorridore und für die Verbringung der Diasporen von Neophyten sind Straßen – v. a. höherrangige – und Eisenbahnen wichtig (VON DER LIPPE & KOWARIK 2007). Für die Erstellung der Habitatmodelle wurden daher folgende Parameter für jeden Quadranten berechnet: a) die Gesamtlänge der höherrangigen Straßen (Autobahnen, Bundes- und Landesstraßen), b) die Gesamtlänge der übrigen Straßen (Kreisstraße, Gemeindestraße, u. ä.) sowie c) die Gesamtlänge der Bahnlinien, wobei hier nur in Betrieb stehende Strecken berücksichtigt wurden.

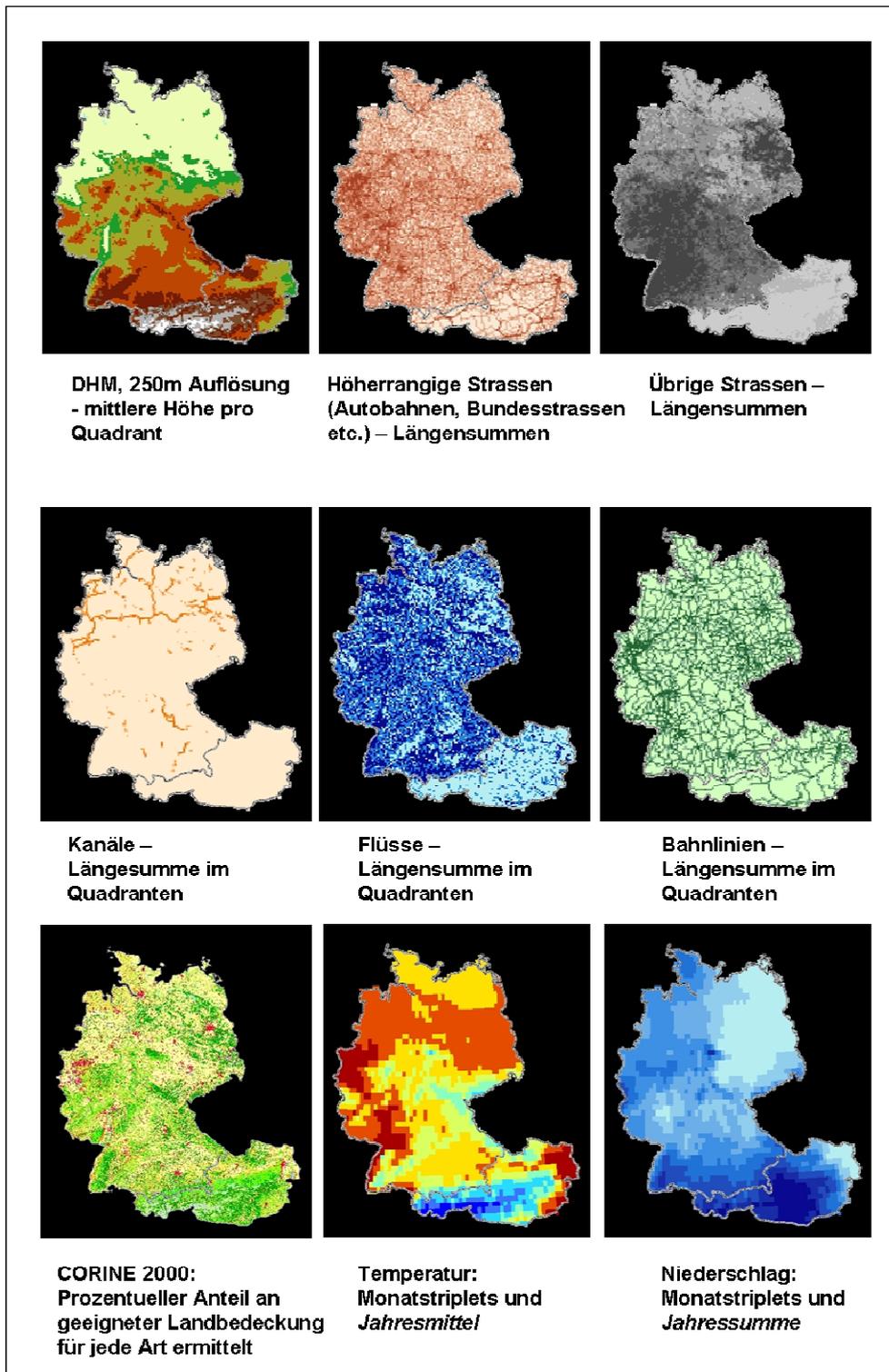


Abbildung 3: Räumliche Darstellung wichtiger Umweltvariablen, die für die Erstellung der Habitatmodelle verwendet wurden.

Für Fließgewässer gilt Ähnliches wie für das Straßen- und Bahnnetz, auch sie stellen für viele Neophyten wichtige Habitat- und Ausbreitungskorridore dar. Daher wurde für jeden Quadranten die Gesamtlänge der Flüsse berechnet. Ebenfalls berechnet wurde die Gesamtlänge künstlich geschaffener Wasserstraßen, der Kanäle.

Informationen zur Landbedeckung wurde aus den CORINE-Landbedeckungsdaten errechnet. Da jede Art unterschiedliche Habitate bevorzugt, die wiederum an gewisse Landbedeckungskategorien gebunden

sind, errechneten wir für jede Art den Anteil der für sie geeigneten Landbedeckungsklassen in jedem Quadranten (Anhang IV).

2.5 Klimadaten und -modelle

Im Zuge des EU-Projekts ATEAM (NEW et al. 2002, <http://www.pik-potsdam.de/ateam>) wurden zukünftige Klimabedingungen für den gesamten europäischen Raum modelliert. Die Prädiktionen fußen auf dem Vergleichszeitraum 1961-90 (als Referenz) und integrieren verschiedene Emissions-Szenarien (IPCC 2001). Als General Circulation Model (GCM) liegt den hier verwendeten Szenarien das HadCM3 zu Grunde. Die räumliche Auflösung beträgt 10' x 10' geographische Minuten, dies entspricht ungefähr 18x13 km. Die Datenaufbereitung umfasst die Verschneidung der Klimadaten mit dem Bezugsraster der floristischen Kartierung, um jedem Quadranten die entsprechenden Klimawerte zuweisen zu können.

In die Habitatmodelle gehen folgende Klimavariablen ein: jährliches Temperaturmittel, die Mittelwerte der Monatstriplets der vier Jahreszeiten (Dezember-Januar-Februar; März-April-Mai; Juni-Juli-August; September-Oktober-November), die Jahressumme des Niederschlags, die Niederschlagssummen der Monatstriplets und mittlerer monatlicher Niederschlag.

Wir haben vier Emissionsszenarien verwendet (Tabelle 3), der gewählte Prognosehorizont war die Mitte des 21. Jahrhunderts (Dekade 2051-60).

Tabelle 3: Zusammenfassung der den Emissionsszenarien zu Grunde liegenden Annahmen.

SRES Emissions-Szenario	Annahmen
A1	rasches Wirtschaftswachstum sowie die Einführung effizienterer Technologien bei geringem Bevölkerungswachstum
A2	langsames bis stagnierendes Wirtschaftswachstum bei raschem Bevölkerungswachstum
B1	rascher Wandel in den Wirtschaftsstrukturen, global eine Entwicklung hin zu "grünen", nachhaltigen Technologien
B2	Schwerpunkt auf regionalen und lokalen wirtschaftlichen Lösungen und auf sozialer und umweltbezogener Nachhaltigkeit

Abbildung 4 zeigt die räumliche Verteilung des prognostizierten Anstiegs der Jahresmitteltemperatur in Deutschland und Österreich bis zur Dekade 2051-60. Das Ausmaß des vorhergesagten Temperaturanstiegs unterscheidet sich zwischen verschiedenen Regionen, die höchsten Anstiege werden für den Süden und Westen prognostiziert. Der Anstieg der Jahresmitteltemperatur liegt in der B-Familie unter den Emissionsszenarien regional unterschiedlich zwischen 0,9°C bis 2,6°C. Etwas höher sind die Temperatursteigerungen bei A2 (zwischen 1,0°C und 2,6°C), am höchsten sind sie bei A1 (1,2°C bis 2,9°C). Zu beachten ist, dass die verwendeten Klimawandelszenarien als konservativ anzusehen sind, da in den letzten Jahren Prognosen an Plausibilität gewonnen haben, die einen noch massiveren Klimawandel als realistisch erscheinen lassen.

Die einzelnen Szenarien unterscheiden sich in den Prognosen für die Mitte des 21. Jahrhunderts nicht sehr stark – würde man den Prognosezeitraum weiter in die Zukunft legen (z. B. 2100), so wären die Unterschiede ausgeprägter.

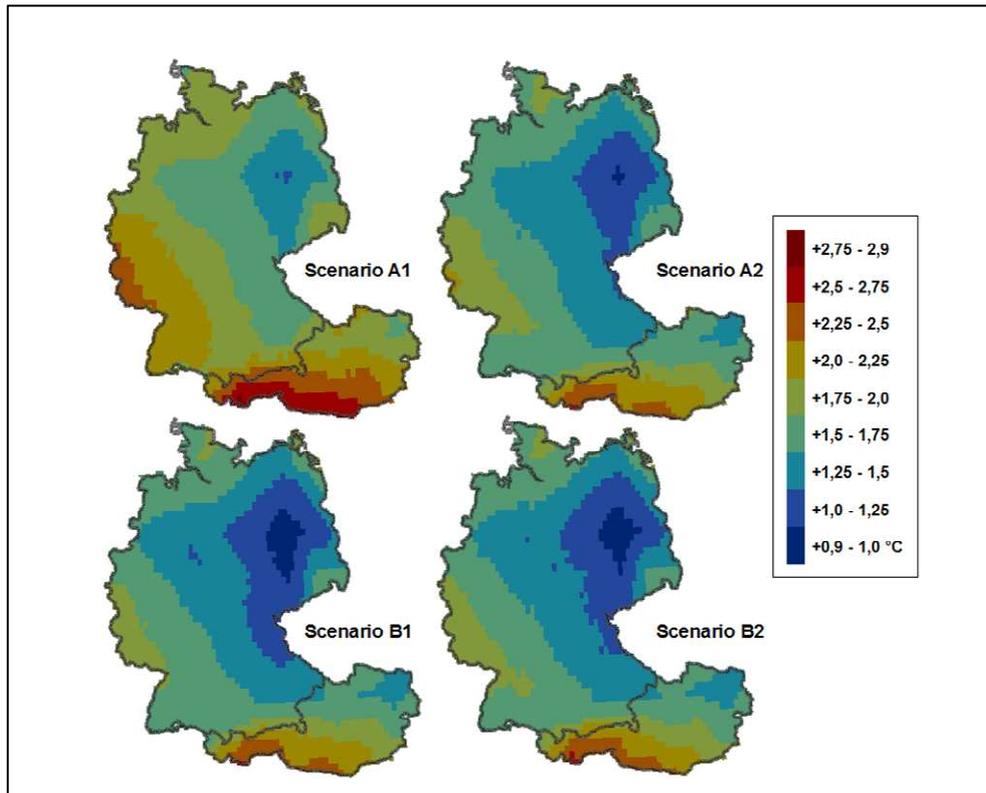


Abbildung 4: Prognostizierter Anstieg der Jahresmitteltemperatur für das Jahrzehnt 2051-60 im Vergleich zum Referenzzeitraum 1961-90.

2.6 Habitatmodelle

Zum besseren Verständnis einleitend einige Hinweise, was Habitatmodelle leisten – und was nicht. Für die Erstellung von Habitatmodellen werden Verbreitungsdaten sowie Daten zu Umweltparametern, von denen angenommen wird, dass sie die Verbreitung der Art mitbestimmen, benötigt. Mit Hilfe statistischer Verfahren werden jene Variablen identifiziert, die die Verbreitung dieser Art bestimmen. Mit den statistischen Kennzahlen, die den Zusammenhang zwischen erklärenden Variablen und Verbreitung beschreiben, lassen sich auch Prognosen ableiten. Werden die Werte für eine oder mehrere Umweltvariablen verändert – etwa indem Klimawandelszenarien integriert werden – so lassen sich die zukünftig für die Besiedlung einer Art geeigneten Räume vorhersagen. Eine wesentliche Einschränkung ist aber, dass das Habitatmodell keinerlei Information darüber enthält, ob und in welcher Zeit die Art neue geeignete Gebiete auch besiedeln kann.

Da die verschiedenen statistischen Methoden, die für Habitatmodellierungen verwendet werden, von einander abweichende Ergebnisse liefern können (THUILLER et al. 2004), wurde in letzter Zeit die simultane Anwendung mehrerer Techniken und die Kombination ihrer Resultate zu „ensemble forecasts“ propagiert (ARAÚJO & NEW 2007). Wir haben daher drei verschiedene Regressionstechniken verwendet und kombiniert ausgewertet: Generalized Linear Models (GLM), Generalized Additive Models (GAM), und Boosted Regression Trees (GBM, FRIEDMAN 2001). Während GLMs und GAMs bekannte Erweiterungen der traditionellen Regressionsanalyse darstellen, wurden GBMs erst vor kurzem aus der sogenannten „machine learning literature“ in die Ökologie und Biogeographie eingeführt. GBMs passen iterativ Regressionsbäume an, um optimale Regressionskoeffizienten für unabhängige Variablen zu finden. Fallstudien haben gezeigt, dass sie gebräuchlichere Techniken wie GLMs und GAMs an prädiktiver Diskriminierungsschärfe übertreffen können (ELITH et al. 2006).

Alle drei Modelltypen wurden mit den aktuellen Verbreitungen der Arten in Deutschland und Österreich und den oben beschriebenen Umwelt- und Klimavariablen kalibriert. Die Selektion der Prädiktorvariablen

für GLMs and GAMs basierte auf Vergleich des Akaike-Informationskriteriums für Modelle mit allen möglichen Kombinationen von Prädiktoren mit Hilfe einer kombinierten Vorwärts- und Rückwärts-Eliminations-Prozedur (Funktion *step* in R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008)). Nicht-lineare Effekte wurden in den GLMs mit Polynomen zweiter Ordnung geprüft. In den GAMs wurden „spline smoother“ mit (ca.) 4 Freiheitsgraden verwendet. Im Fall von GBMs wurden 2000 Iterationen der Baum-Anpassungs-Prozedur durchgeführt, jede davon beruhte auf einer Zufalls-Stichprobe von 50 % des Datensatzes. Die Vorhersage-Genauigkeit der Modelle wurde anhand der Fläche unter der so genannten „receiver operating curve“ (AUC, siehe SWETS 1988, FIELDING & BELL 1997) bestimmt. Im Allgemeinen werden Modelle mit AUC zwischen 0.7 und 0.8 als brauchbar, zwischen 0.8 und 0.9 als gut, und solche mit AUC zwischen 0.9 und 1 als sehr gut eingestuft (SWETS 1988). Diese Fläche entspricht einer einfachen Transformation des Rang-Korrelationskoeffizienten zwischen den (metrisch skalierten) Vorkommenswahrscheinlichkeiten, die die Regressionsmodelle prädizieren, und den tatsächlichen (nominal skalierten) Präsenzen und Absenzen. Die AUC-Werte wurden auf der Basis einer 10-fachen Kreuz-Validierung mit den Kalibrierungsdaten berechnet (VAN HOUWELINGEN & LE CESSIE 1990). Für die Kreuz-Validierungen wurden jeweils 90 % der Daten (=Kartierungsquadranten) zufällig (aber unter Erhalt des Verhältnisses von Präsenzen und Absenzen der Arten im Gesamtdatensatz) ausgewählt, mit diesen 90 % die Modelle erneut parametrisiert und dann mit diesen Modellen die Vorkommenswahrscheinlichkeiten für die restlichen 10 % vorhergesagt.

Die Bedeutung der einzelnen unabhängigen Variablen in den verschiedenen Modellen wurde im Fall von GLMs und GAMs quantifiziert, indem jeder einzelne Prädiktor probeweise aus dem Modell eliminiert und das Modell dann neu gerechnet wurde. Der daraus folgende Verlust an Erklärungskraft („explained deviance“) folgt einer Chi-Quadrat-Verteilung und ist somit statistisch auf Signifikanz prüfbar. Für jede einzelne unabhängige Variable wurde auf diese Weise bestimmt, für wie viele der 30 Arten eine solche Eliminierung zu einem signifikanten Verlust an Erklärungskraft führt. Für die GBMs wurde mit einer ähnlichen Methode die relative Bedeutung der einzelnen unabhängigen Variablen in den Modellen geprüft (LIAW & WIENER 2002, RIDGEWAY 2007). Diese relativen Bedeutungen wurden dann für die einzelnen Prädiktoren über die 30 Arten gemittelt.

Die statistischen Modelle liefern als Ergebnis relative Auftretungswahrscheinlichkeiten pro Quadrant. Diese relativen Wahrscheinlichkeiten sind allerdings stark abhängig von der Häufigkeit der Art, für die sie berechnet wurden. Daher ist es üblich, das Ergebnis über die Ermittlung eines Schwellenwertes in Präsenz-Absenz-Daten zu übersetzen. LIU et al. (2005) haben aufgezeigt, dass die Prävalenz (= Anteil besiedelter Rasterzellen) selbst einen guten Schwellenwert darstellt.

Um die Auftretungswahrscheinlichkeiten in den einzelnen Quadranten abgestuft darstellen und beurteilen zu können, zeigen wir hier einen kombinierten Ansatz zur Übersetzung der relativen Wahrscheinlichkeiten in fünf so genannte Habitateignungsklassen („ungeeignet“, „schlecht geeignet“, „geeignet“, „gut geeignet“ und „sehr gut geeignet“). Über ein boot-strapping-Verfahren wird anstelle eines Schwellenwertes für Präsenz-Absenz ein „Schwellenwert-Intervall“ berechnet. Die untere Grenze des Intervalls bildet den Grenzwert zwischen den Klassen „schlecht geeignet“ und „geeignet“, die obere entspricht dem Grenzwert zwischen den Klassen „geeignet“ und „gut geeignet“. Zur Bestimmung der beiden anderen Grenzwerte werden das 5 % bzw. 95 % Quantil der momentan besiedelten Quadranten herangezogen. Bei wenigen Arten liegt der Grenzwert des 5 %-Quantils über dem unteren Wert des Schwellenwert-Intervalls. Für diese Arten wird auf die Ausweisung der Habitateignungsklasse „schlecht geeignet“ verzichtet (siehe Anhang VI)

Da Schleswig-Holstein auf Grund fehlender Verbreitungsdaten für die Parametrisierung der Habitatmodelle nicht mit einbezogen werden konnte, haben wir uns entschlossen, zugunsten der Modell-Konsistenz in den Prädiktionen auf eine Integration dieses Bundeslandes verzichtet. Daher liegen für dieses nördlichste Bundesland Deutschlands keine Modell-Ergebnisse vor.

3 ERGEBNISSE

3.1 Analyse des bisherigen Ausbreitungsverlaufs

Auf Basis der für Deutschland und Österreich ausgewerteten Verbreitungsdaten erfolgte die Identifizierung jener Arten, die sich seit 1990 in den beiden Ländern besonders stark ausgebreitet haben (Anhang III). Eine Einzelart-bezogene detailliertere Auswertung war nicht möglich, da die zentralen Datenquellen – die Datenbanken der Floristischen Kartierungen – einen erheblichen Teil der Daten nur einem weiten Zeitraum zugeordnet haben, d.h. nicht einem konkreten Jahr (oder wenigen Jahren). Für Österreich etwa erstreckten sich 72,6 % aller Daten über einen längeren Zeitraum und über das Referenzjahr 1990, für Deutschland immerhin noch 28,2 %.

Obwohl für Österreich nur 20,4 % aller Funde in der Datenbank sich auf dem Zeitraum nach 1990 beziehen, stammen für 26 der 45 Arten der Auswahlliste >50 % aller Funde aus diesem Zeitraum (Tabelle 4). Für 10 dieser Arten stammen sogar >90 % aller Funde aus dem Zeitraum nach 1990. Dies sind fast ausschließlich (sehr) seltene Arten, darunter mehrere, die erstmals seit den 1990er Jahren registriert wurden. Ausnahmen mit weiterer Verbreitung sind *Cotoneaster divaricatus* (170 Funde, sich rasch ausbreitend und bis 2003 für Österreich nicht unterschieden, da mit ähnlichen Arten verwechselt), *Fallopia x bohémica* (148 Funde, früher vielfach verwechselt oder verkannt), *Paulownia tomentosa* (203 Funde, v. a. basierend auf einer sehr genauen Erfassung dieser Art v. a. in den letzten Jahren, ESSL 2007), *Pseudotsuga menziesii* (ebenfalls intensivierte Erfassung der Ausbreitung in den letzten Jahren). In ähnlicher Weise gilt auch für manche andere Arten, dass in letzter Zeit eine besonders intensive Dokumentation durch Floristen erfolgte, so dass in manchen Fällen die historischen Funde unterrepräsentiert sind. Die meisten der sich in jüngster Zeit stark ausbreitenden Arten sind (sehr) Wärme liebend, der hohe Anteil immergrüner Arten (z. B. *Berberis julianae*, *Mahonia aquifolium*, *Prunus laurocerasus*, *Viburnum rhytidophyllum*) ist besonders auffällig. Ebenfalls auffällig ist der hohe Anteil an Nadelbäumen (*Pseudotsuga menziesii*, *Pinus strobus*, *Thuja occidentalis*, *T. orientalis*, *T. plicata*), der sicher z.T. auch auf das gestiegene Interesse, dass diesen Arten entgegen gebracht wird, aber auch auf die zunehmende Anpflanzung und Verwilderung, zurückzuführen ist.

Für Deutschland ist der Anteil der Funde, die sich über den Zeitpunkt 1990 erstrecken, deutlich geringer, und es liegen relativ mehr Funde für den Zeitraum vor 1990 vor, in geringerem Ausmaß auch für den Zeitraum nach 1990 (Tabelle 5). Auf Grund der abweichenden zeitlichen Verteilung der Nachweise, sowie auch auf Grund einer weniger umfassenden Auswertung weiterer Datenquellen (wie floristische Literatur), ist die Anzahl der sich nach 1990 besonders stark ausbreitenden Arten geringer. Insgesamt 12 Arten weisen mehr als 50 % ihrer Funde nach 1990 auf. Darunter befinden sich mehrere Arten mit zahlreichen Funden, wie *Mahonia aquifolium* (1815 Funde), *Prunus serotina* (1882 Funde). Die drei Arten, die in Deutschland mit > 90 % aller Funde nach 1990 nachgewiesen wurden, sind alle auch in Österreich sich in jüngster Zeit rasch ausbreitende Arten. Generell ist die Übereinstimmung der sich rasch ausbreitenden Arten zwischen beiden Ländern hoch.

Tabelle 4: Auswahl jener Arten der Auswahlliste, die sich nach 1990 besonders stark in Österreich ausgebreitet haben (> 50 % aller Funde nach 1990). Funde, die sich über einen größeren Zeitraum und über das Referenzjahr 1990 erstrecken, wurden in einer eigenen Spalte (Funde zeitlich nicht zuordenbar) zusammen gefasst. Gelb hinterlegte Kästchen bedeuten, dass > 90 % aller Funde nach 1990 erfolgten.

TAXON	Funde bis 1990	Funde seit 1990	Funde zeitlich nicht zuordenbar	total	Funde bis 1990 %	Funde seit 1990 %	Funde zeitlich nicht zuordenbar %
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	305	431	6	742	41,1	58,1	0,8
<i>Amorpha fruticosa</i>	0	24	22	46	0,0	52,2	47,8
<i>Artemisia verlotiorum</i>	1	81	68	150	0,7	54,0	45,3
<i>Asclepias syriaca</i>	0	22	19	41	0,0	53,7	46,3
<i>Berberis julianae</i>	0	2	0	2	0,0	100,0	0,0
<i>Buddleja davidii</i>	0	152	66	218	0,0	69,7	30,3
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	0	169	1	170	0,0	99,4	0,6
<i>Cyperus esculentus</i>	1	7	0	8	12,5	87,5	0,0
<i>Duchesnea indica</i>	0	99	53	152	0,0	65,1	34,9
<i>Fallopia x bohémica</i>	0	148	0	148	0,0	100,0	0,0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	0	16	6	22	0,0	72,7	27,3
<i>Mahonia aquifolium</i>	0	111	46	157	0,0	70,7	29,3
<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	0	2	0	2	0,0	100,0	0,0
<i>Miscanthus sinensis</i>	0	18	4	22	0,0	81,8	18,2
<i>Paulownia tomentosa</i>	7	196	0	203	3,4	96,6	0,0
<i>Pinus strobus</i>	1	20	5	26	3,8	76,9	19,2
<i>Prunus laurocerasus</i>	0	34	2	36	0,0	94,4	5,6
<i>Prunus serotina</i>	0	8	7	15	0,0	53,3	46,7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	54	0	54	0,0	100,0	0,0
<i>Sorghum halepense</i>	39	110	24	173	22,5	63,6	13,9
<i>Spiraea japonica</i>	8	28	8	44	18,2	63,6	18,2
<i>Thuja occidentalis</i>	10	24	5	39	25,6	61,5	12,8
<i>Thuja orientalis</i>	13	38	4	55	23,6	69,1	7,3
<i>Thuja plicata</i>	0	10	1	11	0,0	90,9	9,1
<i>Vaccinium angustif. x cory.</i>	0	4	0	4	0,0	100,0	0,0
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	0	20	0	20	0,0	100,0	0,0

Tabelle 5: Auswahl jener Arten der Auswahlliste, die sich nach 1990 besonders stark in Deutschland ausgebreitet haben (> 50 % aller Funde nach 1990). Funde, die sich über einen größeren Zeitraum und über das Referenzjahr 1990 erstrecken, wurden in einer eigenen Spalte (Funde zeitlich nicht zuordenbar) zusammen gefasst. Gelb hinterlegte Kästchen bedeuten, dass > 90 % aller Funde nach 1990 erfolgten.

TAXON	Funde bis 1990	Funde seit 1990	Funde zeitlich nicht zuordenbar	total	Funde bis 1990 %	Funde seit 1990 %	Funde zeitlich nicht zuordenbar %
<i>Amorpha fruticosa</i>	22	60	28	110	20,0	54,5	25,5
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	0	96	7	103	0,0	93,2	6,8
<i>Cyperus esculentus</i>	1	4	1	6	16,7	66,7	16,7
<i>Fallopia x bohémica</i>	0	17	0	17	0,0	100,0	0,0
<i>Lysichiton americanus</i>	3	29	1	33	9,1	87,9	3,0
<i>Mahonia aquifolium</i>	262	1016	537	1815	14,4	56,0	29,6
<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	5	14	1	20	25,0	70,0	5,0
<i>Prunus laurocerasus</i>	0	94	17	111	0,0	84,7	15,3
<i>Prunus serotina</i>	598	974	310	1882	31,8	51,8	16,5
<i>Spiraea japonica</i>	0	5	2	7	0,0	71,4	28,6
<i>Thuja plicata</i>	0	6	1	7	0,0	85,7	14,3
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	0	5	0	5	0,0	100,0	0,0

3.2 Habitateignung unter aktuellen klimatischen Bedingungen

Deutschland und Österreich zusammen haben Anteil an insgesamt 13.962 Quadranten der floristischen Kartierung. Durch Ausschluss des Bundeslandes Schleswig-Holstein verbleiben als Grundgesamtheit 13.372 Quadranten. Die Ausweisung von Habitateignungsklassen macht es möglich, die Habitatmodelle der einzelnen Arten miteinander zu vergleichen und den prozentuellen Flächenanteil jeder Eignungsklasse anzugeben (Abbildung 5 und Abbildung 6).

Unter heutigen Klimabedingungen ergibt sich zusammenfassend folgendes Bild (Tabelle 6, Anhang VIII): drei Arten (*Impatiens parviflora*, *Solidago canadensis*, *Robinia pseudacacia*) weisen 59-60 % Quadranten auf, die den Habitateignungsklassen „geeignet“, „gut geeignet“ oder „sehr gut geeignet“ zugeordnet wurden. Für drei weitere Arten (*Lupinus polyphyllus*, *Impatiens glandulifera*, *Solidago gigantea*) weisen wenigstens 50 % der Quadranten eine solche gute Habitateignung auf. Für weitere 18 Arten ist mindestens ein Viertel der Quadranten zumindest als „geeignet“ einzustufen. Mit rund 6 % Anteil an zumindest „geeigneten“ Quadranten erreicht *Paulownia tomentosa* den niedrigsten Wert innerhalb der 30 modellierten Arten.

Tabelle 6: Prozentueller Anteil der für die 30 modellierten Neophyten unter heutigen Klimabedingungen geeigneten und der bereits besiedelten Quadranten (n = 13.372). Der „Faktor“ ist jene Zahl, mit der der Anteil der besetzten Quadranten multipliziert werden muss, um den Anteil der potenziell geeigneten Quadranten zu erhalten. Schleswig-Holstein ist nicht mit einbezogen.

TAXON	besiedelte Quadranten (in %)	geeignete Quadranten (in %)	Faktor
<i>Impatiens parviflora</i>	62.8	60.2	1.0
<i>Robinia pseudacacia</i>	60.1	59.6	1.0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	43.6	46.5	1.1
<i>Solidago canadensis</i>	53.5	59.9	1.1
<i>Solidago gigantea</i>	45.6	52.8	1.2
<i>Fallopia japonica</i>	39.0	49.6	1.3
<i>Prunus serotina</i>	28.1	39.9	1.4
<i>Impatiens glandulifera</i>	36.7	53.5	1.5
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	28.1	45.0	1.6
<i>Lupinus polyphyllus</i>	33.3	54.0	1.6
<i>Quercus rubra</i>	26.3	48.7	1.9
<i>Helianthus tuberosus</i>	21.4	47.0	2.2
<i>Acer negundo</i>	14.8	33.1	2.2
<i>Bunias orientalis</i>	17.6	40.7	2.3
<i>Parthenocissus inserta</i>	10.5	28.9	2.8
<i>Fallopia sachalinensis</i>	15.0	45.6	3.1
<i>Mahonia aquifolium</i>	11.3	38.3	3.4
<i>Rudbeckia laciniata</i>	10.0	34.7	3.5
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	6.9	27.2	3.9
<i>Ailanthus altissima</i>	4.6	18.0	4.0
<i>Buddleja davidii</i>	5.7	22.5	4.0
<i>Pinus strobus</i>	5.3	33.2	6.3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	4.8	34.8	7.3
<i>Artemisia verlotiorum</i>	2.2	22.3	9.9
<i>Duchesnea indica</i>	1.4	16.9	12.4
<i>Paulownia tomentosa</i>	0.4	6.0	15.6
<i>Sorghum halepense</i>	1.6	25.7	16.0
<i>Amorpha fruticosa</i>	1.2	26.6	22.1
<i>Prunus laurocerasus</i>	0.7	16.9	23.0
<i>Asclepias syriaca</i>	0.7	29.4	40.1

Der Vergleich der momentanen Verbreitungsdaten mit den Model-Ergebnissen zeigt, in welchem Ausmaß die unter heutigen Bedingungen zumindest geeigneten Gebiete bereits besiedelt sind (Tabelle 6). Für sechs Arten ist das momentan potenziell besiedelbare Areal bereits ausgefüllt, weitere sieben Arten besiedeln etwa die Hälfte ihres möglichen Areals. Bei neun Arten ist nur ein Drittel bis ein Siebtel des möglichen Areals ausgefüllt, bei allen anderen Arten ist dieser Wert noch geringer.

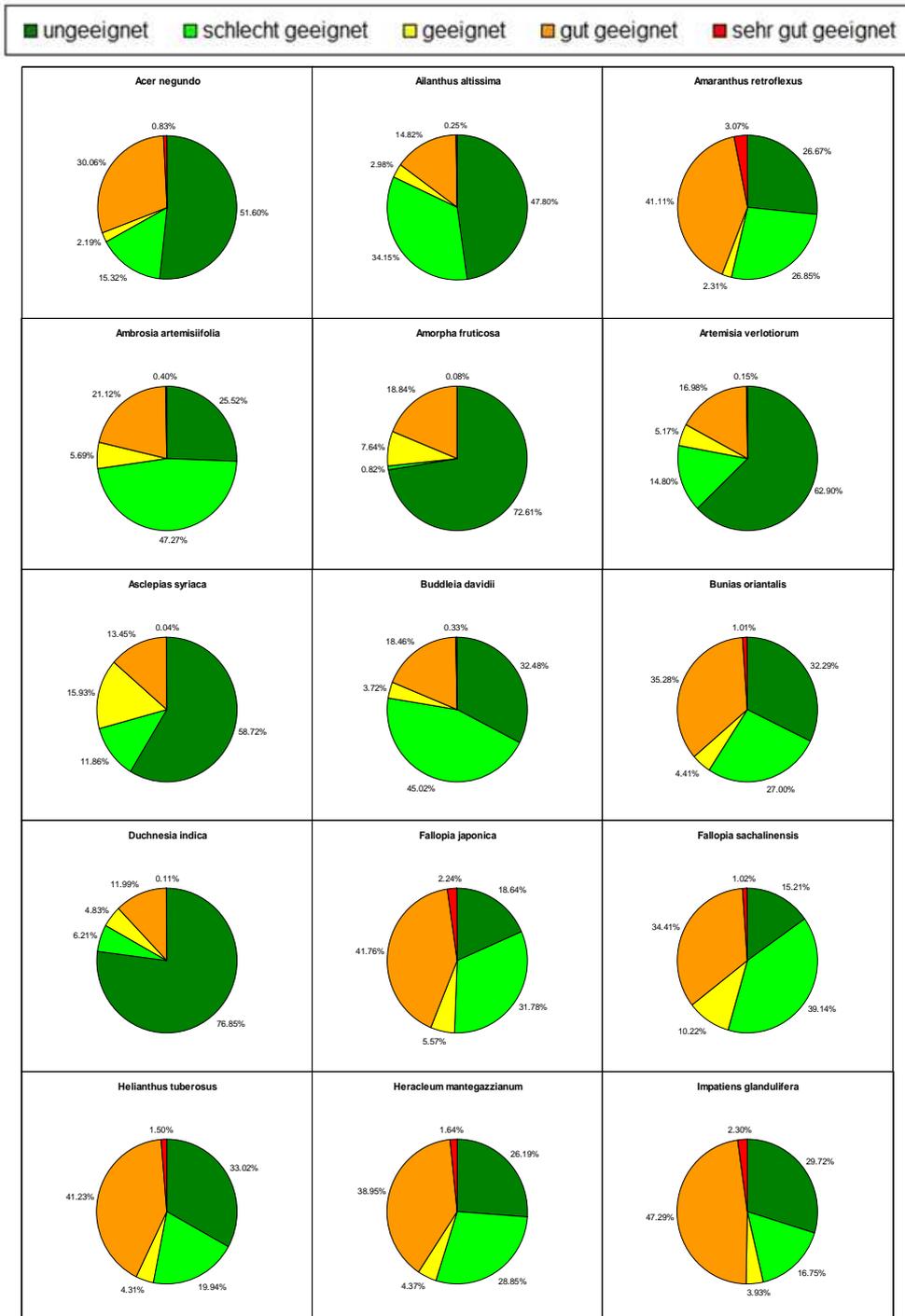


Abbildung 5: Prozentueller Anteil der Quadranten in den fünf Habitategungsklassen unter aktuellen klimatischen Bedingungen (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GBM, GLM) – Teil I (*Acer negundo* bis *Impatiens glandulifera*).

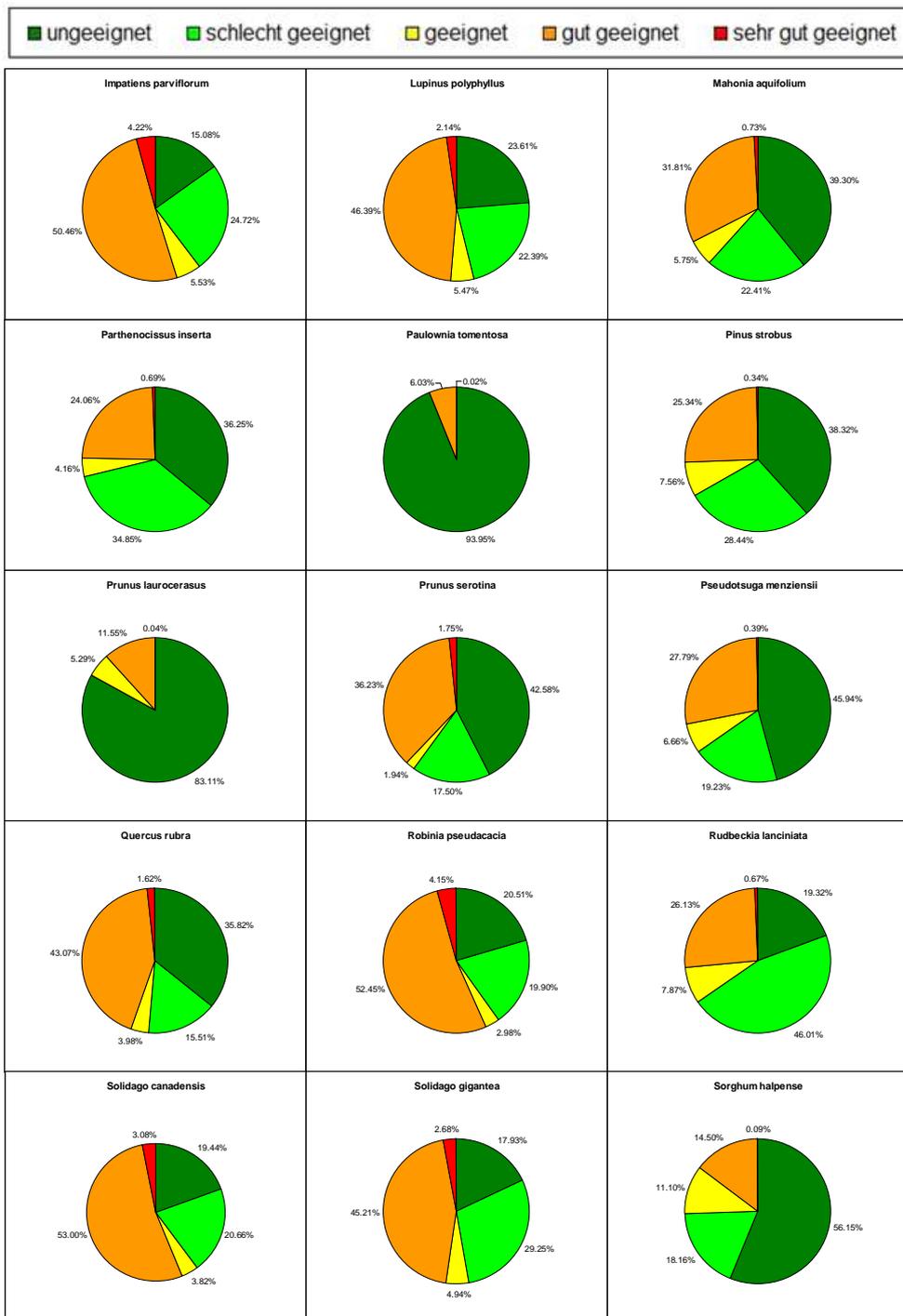


Abbildung 6: Prozentueller Anteil der Quadranten in den fünf Habitategungsklassen unter aktuellen klimatischen Bedingungen (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM) – Teil II (*Impatiens parviflora* bis *Sorghum halepense*).

Tabelle 7: Anteil Quadranten mit hoher Habitateignung für die 30 modellierten Neophyten unter aktuellen klimatischen Bedingungen (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM; hohe Habitateignung: Summe aus Habitateignungsklassen „sehr gut geeignet“ (rot hinterlegt), „gut geeignet“ (orange hinterlegt) und „geeignet“ (gelb hinterlegt)).

Taxon	Quadranten mit hoher Habitateignung (in %)
<i>Impatiens parviflora</i>	60,2
<i>Solidago canadensis</i>	59,9
<i>Robinia pseudacacia</i>	59,6
<i>Lupinus polyphyllus</i>	54,0
<i>Impatiens glandulifera</i>	53,5
<i>Solidago gigantea</i>	52,8
<i>Fallopia japonica</i>	49,6
<i>Quercus rubra</i>	48,7
<i>Helianthus tuberosus</i>	47,0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	46,5
<i>Fallopia sachalinensis</i>	45,6
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	45,0
<i>Bunias orientalis</i>	40,7
<i>Prunus serotina</i>	39,9
<i>Mahonia aquifolium</i>	38,3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	34,8
<i>Rudbeckia laciniata</i>	34,7
<i>Pinus strobus</i>	33,2
<i>Acer negundo</i>	33,1
<i>Asclepias syriaca</i>	29,4
<i>Parthenocissus inserta</i>	28,9
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	27,2
<i>Amorpha fruticosa</i>	26,6
<i>Sorghum halepense</i>	25,7
<i>Buddleja davidii</i>	22,5
<i>Artemisia verlotiorum</i>	22,3
<i>Ailanthus altissima</i>	18,0
<i>Duchesnea indica</i>	16,9
<i>Prunus laurocerasus</i>	16,9
<i>Paulownia tomentosa</i>	6,0

Das Vorkommen von Neophyten unter momentanen Klimabedingungen ist stark an große Flusstäler in tiefen Lagen und an Großstädte gebunden (Abbildung 7). In Deutschland umfassen diese Invasions-Hotspots u.a. das Ruhrgebiet und Bonn-Köln, das obere Rheintal, Berlin sowie Frankfurt am Main. Bemerkenswert ist der vom allgemeinen Muster abweichende großflächige Invasions-Hotspot im mitteldeutschen Trockengebiet und Erzgebirgsvorland. In Österreich weist die weitere Umgebung von Wien eine besondere Habitateignung für die untersuchten Neophyten auf. Hingegen zeigen der Alpenraum unter momentanen Klimabedingungen und höhere Lagen der Mittelgebirge keine oder eine geringe Habitateignung für die ausgewählten Neophyten.

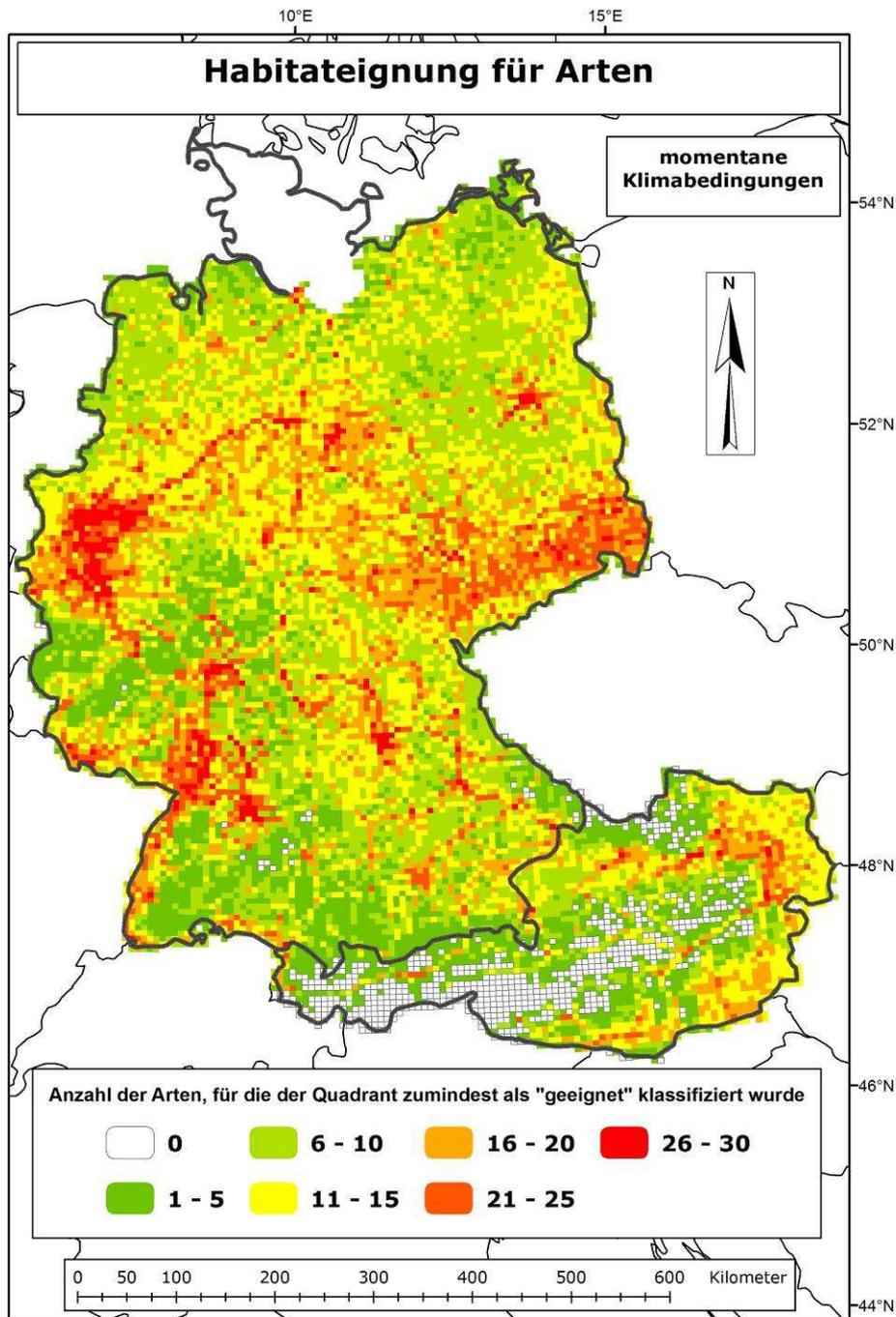


Abbildung 7: Invasions-Hotspots von 30 Neophyten in Deutschland und Österreich unter momentanen Klimabedingungen.

Die Anzahl der Quadranten und die durchschnittliche Anzahl an Arten, für die ein Quadrant unter gegenwärtigen klimatischen Bedingungen und unter Klimawandel als zumindest geeignet klassifiziert wird, zeigt für die deutschen Bundesländer ein recht einheitliches Muster einer über alle untersuchten Klimawandelszenarien deutlichen Zunahme (Abbildung 8). In Österreich sind die Unterschiede zwischen den Bundesländern deutlicher ausgeprägt (Abbildung 9). Die Invasionsgefährdung ist nur in den Bundesländern Burgenland, Wien, Niederösterreich ähnlich hoch wie in Deutschland. Besonders die zur Gänze in den Alpen gelegenen Bundesländer (Vorarlberg, Ost-Tirol, Nord-Tirol, Salzburg) fallen in Bezug auf gegenwärtige Habitateignung und auf zukünftiges Invasionsrisiko deutlich ab.

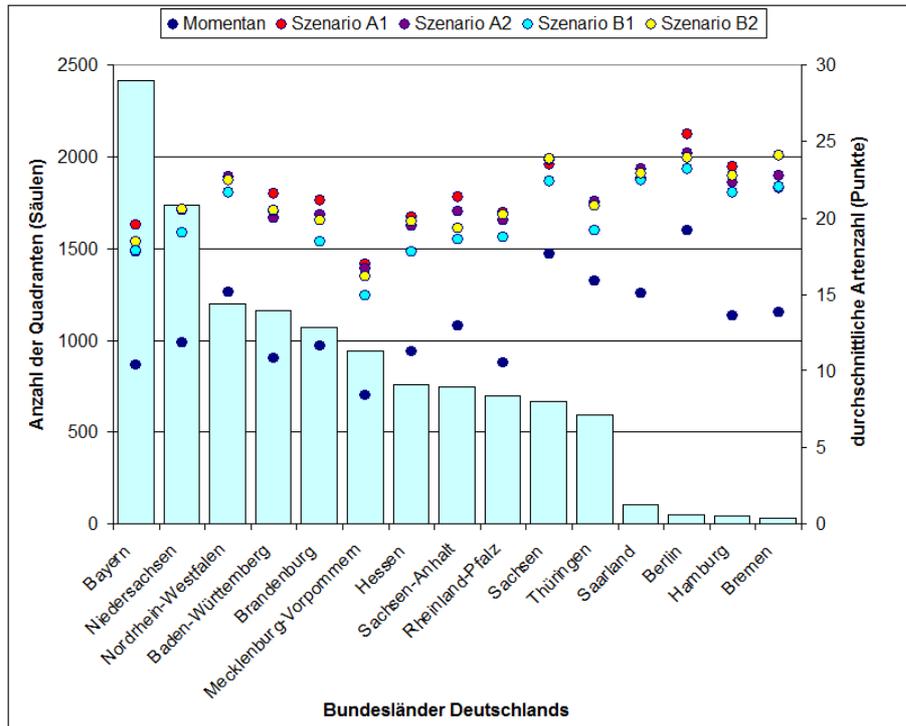


Abbildung 8: Anzahl der Quadranten der floristischen Kartierung in den Bundesländern Deutschlands (ohne Schleswig-Holstein) sowie durchschnittliche Anzahl der modellierten Neophyten pro Quadrant (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM).

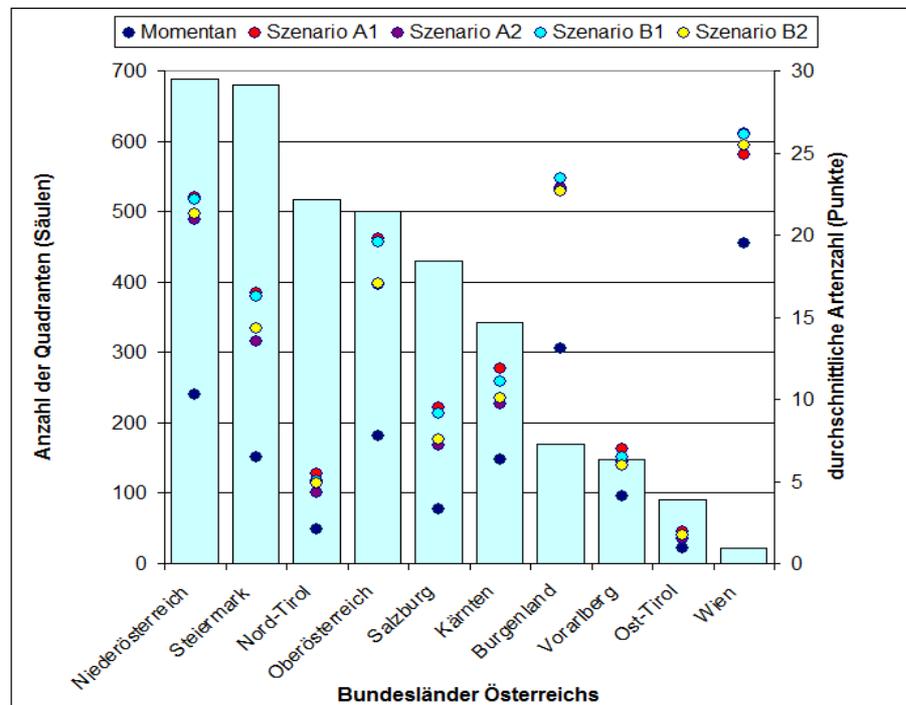


Abbildung 9: Anzahl der Quadranten der floristischen Kartierung in den Bundesländern Österreichs sowie durchschnittliche Anzahl der modellierten Neophyten pro Quadrant (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM).

3.3 Bedeutung von Umwelt- und Klimavariablen

Für die verschiedenen statistischen Ansätze wurde die Bedeutung der einbezogenen Umwelt- und Klimavariablen ermittelt. Für GLMs und GAMs wird die Anzahl der signifikanten Variablen (= Prädiktoren) pro Art (Abbildung 10) und die Frequenz angegeben, mit der ein bestimmter Prädiktor in den Modellen als signifikant vorkommt (Abbildung 11). Für die GBMs haben wir die Bedeutung der Umweltvariablen ausgewertet (Abbildung 12), da GBMs alle Ausgangs-Prädiktoren verwenden und die Berechnung des relativen Einflusses zulassen, den die einzelnen Umweltvariablen im Habitatmodell haben. Variablen zur Verkehrsinfrastruktur haben den höchsten Erklärungswert in den Habitatmodellen, gefolgt von Temperatur- und Niederschlagsvariablen. Flüsse und Kanäle haben hingegen nur einen geringen Einfluss. Somit zeigt sich: Das Klima ist für die Verbreitung von Neophyten in Mitteleuropa mitentscheidend, aber Ausbreitungskorridore und städtische Ballungsräume haben ebenfalls einen großen Einfluss auf die Verbreitung.

Tabelle 8: Erklärung der verwendeten Abkürzungen für die Prädiktoren.

Prädiktor- Abkürzung	Beschreibung
preSUM	Jahres-Summe der Niederschläge in mm
preDJF	Summe der Niederschläge im Monatstriplet Dezember-Januar-Februar in mm
preMAM	Summe der Niederschläge im Monatstriplet März-April-Mai in mm
preJJA	Summe der Niederschläge im Monatstriplet Juni-Juli-August in mm
preSON	Summe der Niederschläge im Monatstriplet September-Oktober-November in mm
preMEAN	Mittlere monatliche Niederschläge in mm
tmpMEAN	Jahresmitteltemperatur in °C
tmpDJF	Mittlere Temperatur im Monatstriplet Dezember-Januar-Februar in °C
tmpMAM	Mittlere Temperatur im Monatstriplet März-April-Mai in °C
tmpJJA	Mittlere Temperatur im Monatstriplet Juni-Juli-August in °C
tmpSON	Mittlere Temperatur im Monatstriplet September-Oktober-November in °C
elevation	Mittlere Höhe über dem Meeresspiegel in m
habitat	Anteil der geeigneten Landbedeckung im Quadranten (in Prozent)
mainstreets	Längensumme der höherrangigen Straßen in m
otherstreets	Längensumme der übrigen Straßen in m
railways	Längensummen der Bahnlinien in m
river	Längensummen der Fließgewässer in m
channel	Längensummen der Kanäle (nur für Deutschland) in m

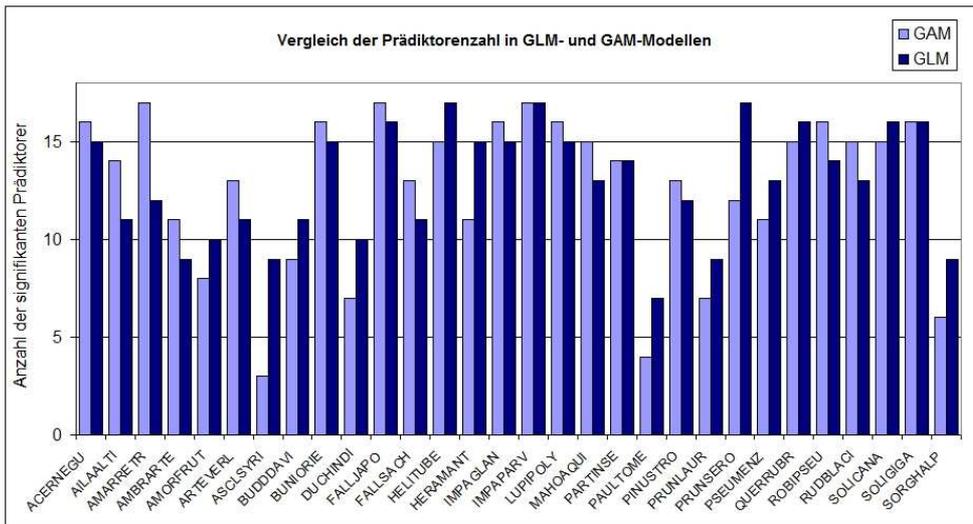


Abbildung 10: Anzahl der signifikanten Prädiktoren in den Modellen GAM und GLM für alle 30 modellierten Arten.

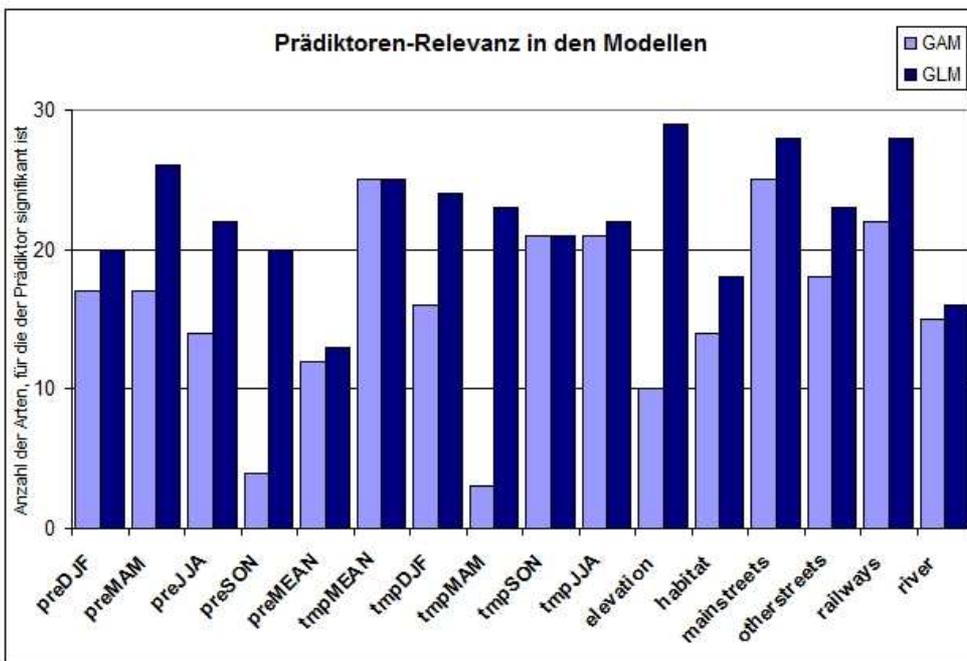


Abbildung 11: Anzahl der Arten (max. 30), für die der jeweilige Prädiktor in den Modellen GAM und GLM signifikant ist. Die Abkürzungen der Prädiktoren werden in Tabelle 8 erläutert.

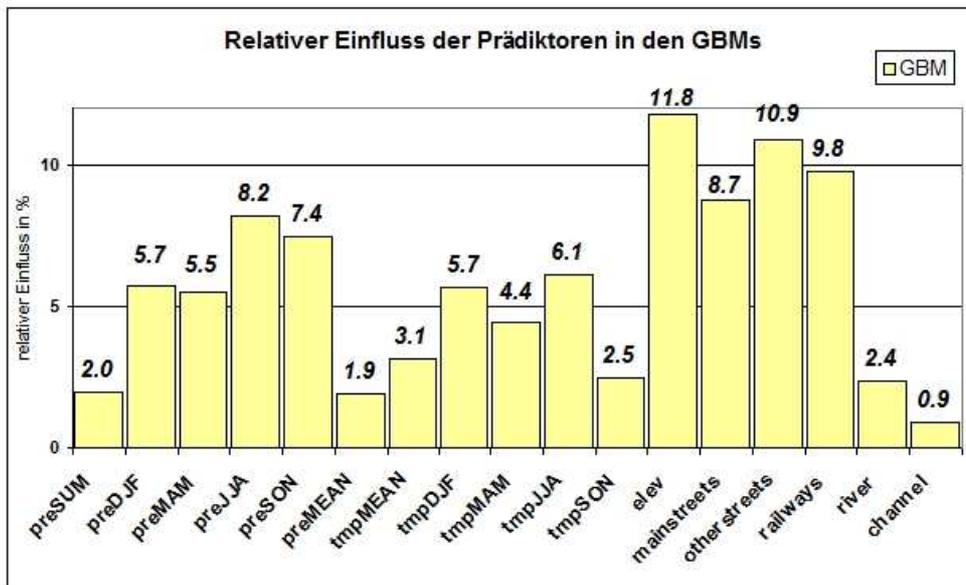


Abbildung 12: Relativer Einfluss der Prädiktoren in den GBMs – gemittelt über alle 30 modellierten Arten. Die Abkürzungen der Prädiktoren werden in Tabelle 8 erläutert.

3.4 Habitategnung unter Klimawandelszenarien

Für fast alle 30 modellierten Arten wird mit dem prognostizierten Temperaturanstieg die Anzahl besiedelbarer Quadranten in Deutschland und Österreich deutlich steigen (vgl. auch Anhang VII). Die beiden Ausnahmen sind das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und die Topinambur (*Helianthus tuberosus*) mit rückläufiger Habitategnung unter Klimawandel (siehe hellgrüne Markierung in Tabelle 9). Die sich ändernden Bedingungen haben auf die Anzahl der zukünftig geeigneten Quadranten für den Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), die Gewöhnliche Jungfernebe (*Parthenocissus inserta*) und die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) kaum Auswirkungen (siehe hellblaue Markierung in Tabelle 9). Andererseits werden 11 der 30 untersuchten Arten im Szenarien-Durchschnitt in über 80 % der Quadranten eine gute Habitategnung vorfinden (siehe orange Markierung in Tabelle 9).

In Tabelle 10 werden die Szenario-Mittel mit der Anzahl der unter heutigen Klimabedingungen geeigneten Quadranten in Bezug gesetzt. Wie zu erwarten, sind der Anteil der unter heutigen Klimabedingungen geeigneten Quadranten und das Ausmaß der Zunahme miteinander negativ korreliert (Spearman's Rank Correlation $Rho = -0.712$, $p < 0.01$; siehe auch Abbildung 13).

Das Ausmaß der Zunahme zumindest geeigneter Quadranten ist dabei mit dem Ausmaß des vorhergesagten Temperaturanstiegs eng korreliert. In allen vier Szenarien ist die prognostizierte Anzahl der Arten, die zumindest geeignete Habitate in den Quadranten vorfinden, signifikant größer als unter momentanen Klimabedingungen (paired T-Test, d.f. = 13.371, $p < 0,001$, Abbildung 14).

Tabelle 9: Vergleich der Modellierungsergebnisse unter heutigen Klimabedingungen und den vier Klimawandelszenarien. Dargestellt sind jeweils die Anteile der zumindest als geeignet klassifizierten Quadranten in Prozent (n = 13.372) (Farbliche Hinterlegung bzgl. Habitateignung unter Klimawandel: weiß = steigend auf maximal rund 80%; orange = steigend auf über 80%; hellbau = gleichbleibend; hellgrün = rückläufig).

TAXON	Heutige Klimabedingungen	Szenario A1	Szenario A2	Szenario B1	Szenario B2
<i>Acer negundo</i>	33.1	81.0	68.6	70.9	69.5
<i>Ailanthus altissima</i>	18.0	65.2	55.8	51.8	59.3
<i>Amaranthus retroflexus</i>	46.5	88.3	82.7	87.8	82.6
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	27.2	87.9	76.5	78.5	78.9
<i>Amorpha fruticosa</i>	26.6	79.0	65.6	67.8	70.3
<i>Artemisia verlotiorum</i>	22.3	93.0	87.7	83.6	76.7
<i>Asclepias syriaca</i>	29.4	91.7	84.8	84.3	85.7
<i>Buddleja davidii</i>	22.5	62.3	57.2	51.2	55.7
<i>Bunias orientalis</i>	40.7	64.7	57.1	45.0	64.7
<i>Duchesnea indica</i>	16.9	45.3	37.5	33.8	38.9
<i>Fallopia japonica</i>	49.6	87.5	79.6	82.6	81.8
<i>Fallopia sachalinensis</i>	45.6	86.2	77.3	78.2	79.4
<i>Helianthus tuberosus</i>	47.0	17.2	25.8	11.2	36.0
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	45.0	53.8	48.7	35.5	57.8
<i>Impatiens glandulifera</i>	53.5	25.8	39.6	28.8	51.6
<i>Impatiens parviflora</i>	60.2	82.3	85.3	82.6	89.8
<i>Lupinus polyphyllus</i>	54.0	96.5	88.5	95.4	86.5
<i>Mahonia aquifolium</i>	38.3	62.0	54.9	37.0	50.2
<i>Parthenocissus inserta</i>	28.9	27.6	29.7	27.7	31.2
<i>Paulownia tomentosa</i>	6.0	69.1	53.8	48.6	54.9
<i>Pinus strobus</i>	33.2	87.4	78.1	85.9	76.2
<i>Prunus laurocerasus</i>	16.9	58.3	50.3	55.2	47.4
<i>Prunus serotina</i>	39.9	59.4	47.9	55.6	38.2
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	34.8	36.8	34.6	31.6	36.3
<i>Quercus rubra</i>	48.7	81.1	74.3	79.8	66.7
<i>Robinia pseudacacia</i>	59.6	81.9	82.6	79.9	85.5
<i>Rudbeckia laciniata</i>	34.7	75.5	70.5	84.3	71.1
<i>Solidago canadensis</i>	59.9	76.4	75.5	71.4	75.9
<i>Solidago gigantea</i>	52.8	85.5	83.8	72.4	90.2
<i>Sorghum halepense</i>	25.7	50.7	45.4	49.0	44.3

Tabelle 10: Vergleich der unter heutigen Klimabedingungen als zumindest geeignet eingestuftem Quadranten und der prognostizierten Mittelwerte über die vier Szenarien, sowie die Zu- bzw. Abnahme, jeweils in Prozent (n = 13.372). Die letzte Spalte „Faktor“ gibt an, um welchen Faktor sich der Anteil zumindest geeigneter Quadranten bis zur Dekade 2051-2060 ändert (Faktor >1 → Zunahme; Faktor < 1 → Abnahme).

TAXON	Heutige Klimabedingungen	Szenario Mittel	Zu-/Abnahme (Szenario-Mittel)	Faktor
<i>Paulownia tomentosa</i>	6.0	56.6	50.6	9.36
<i>Artemisia verlotiorum</i>	22.3	85.2	62.9	3.82
<i>Ailanthus altissima</i>	18.0	58.0	40.0	3.22
<i>Prunus laurocerasus</i>	16.9	52.8	35.9	3.13
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	27.2	80.5	53.2	2.96
<i>Asclepias syriaca</i>	29.4	86.6	57.2	2.94
<i>Amorpha fruticosa</i>	26.6	70.7	44.1	2.66
<i>Buddleja davidii</i>	22.5	56.6	34.1	2.52
<i>Pinus strobus</i>	33.2	81.9	48.6	2.46
<i>Duchesnea indica</i>	16.9	38.9	22.0	2.30
<i>Acer negundo</i>	33.1	72.5	39.4	2.19
<i>Rudbeckia laciniata</i>	34.7	75.4	40.7	2.17
<i>Sorghum halepense</i>	25.7	47.4	21.7	1.84
<i>Amaranthus retroflexus</i>	46.5	85.3	38.9	1.84
<i>Fallopia sachalinensis</i>	45.6	80.3	34.6	1.76
<i>Lupinus polyphyllus</i>	54.0	91.8	37.8	1.70
<i>Fallopia japonica</i>	49.6	82.9	33.3	1.67
<i>Solidago gigantea</i>	52.8	83.0	30.2	1.57
<i>Quercus rubra</i>	48.7	75.5	26.8	1.55
<i>Bunias orientalis</i>	40.7	57.9	17.2	1.42
<i>Impatiens parviflora</i>	60.2	85.0	24.8	1.41
<i>Robinia pseudacacia</i>	59.6	82.5	22.9	1.38
<i>Mahonia aquifolium</i>	38.3	51.0	12.7	1.33
<i>Prunus serotina</i>	39.9	50.3	10.4	1.26
<i>Solidago canadensis</i>	59.9	74.8	14.9	1.25
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	45.0	49.0	4.0	1.09
<i>Parthenocissus inserta</i>	28.9	29.1	0.2	1.01
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	34.8	34.8	0.0	1.00
<i>Impatiens glandulifera</i>	53.5	36.5	-17.1	0.68
<i>Helianthus tuberosus</i>	47.0	22.6	-24.5	0.48

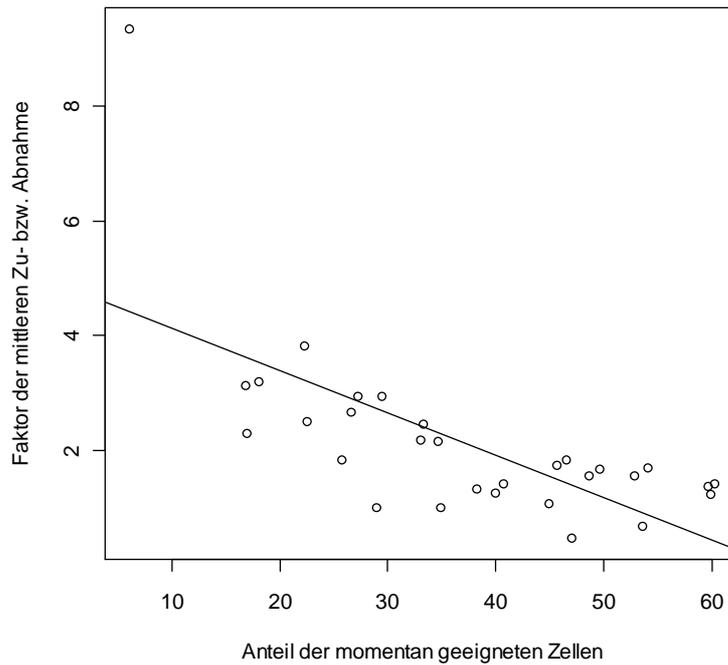


Abbildung 13: Korrelation zwischen dem Anteil geeigneter Quadranten unter heutigen Klimabedingungen und der mittleren Änderung unter zukünftigen Bedingungen. Die Datenpunkte entsprechen den 30 modellierten Neophyten. Die Regressionsgerade wurde zu Anschauungszwecken dargestellt.

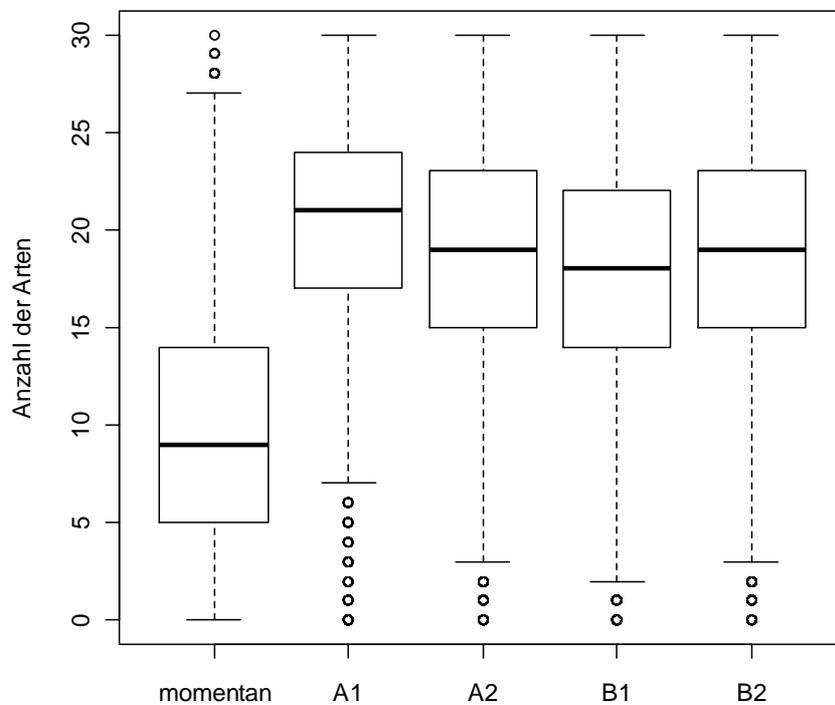


Abbildung 14: Vergleich der Artenzahl unter verschiedenen Klimabedingungen, die in den Quadranten zumindest geeignete Habitate vorfinden (Mittelwerte der Modelle GLM, GAM, GBM). Die Mittelwerte sind signifikant verschieden (paired T-test, d.f. =13.371, $p < 0,001$).

Die Grundzüge der heutigen Invasions-Hotspots bleiben zwar in allen verwendeten Klima-Szenarien erkennbar, aber die Anzahl der Arten, die in diesen Hotspots geeignete Bedingungen finden, nimmt deutlich zu und die Hotspots nehmen deutlich größere Gebiete ein (Abbildung 15). Die heute noch vergleichsweise begrenzte Anzahl von 1.343 Quadranten, die für viele (mehr als 20 Arten) als geeignete Habitate ausgewiesen sind, wird sich bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts vervielfachen: Das Szenario B1 mit dem geringsten Temperaturanstieg weist einen Anstieg auf 5.367 Quadranten auf, gefolgt von B2 mit 6.120 und A2 mit 6.170 und dem Spitzenreiter A1 mit 7.164 Quadranten. Letzteres entspricht einem Anstieg von heute 10 % der Quadranten auf bis zu 54 %.

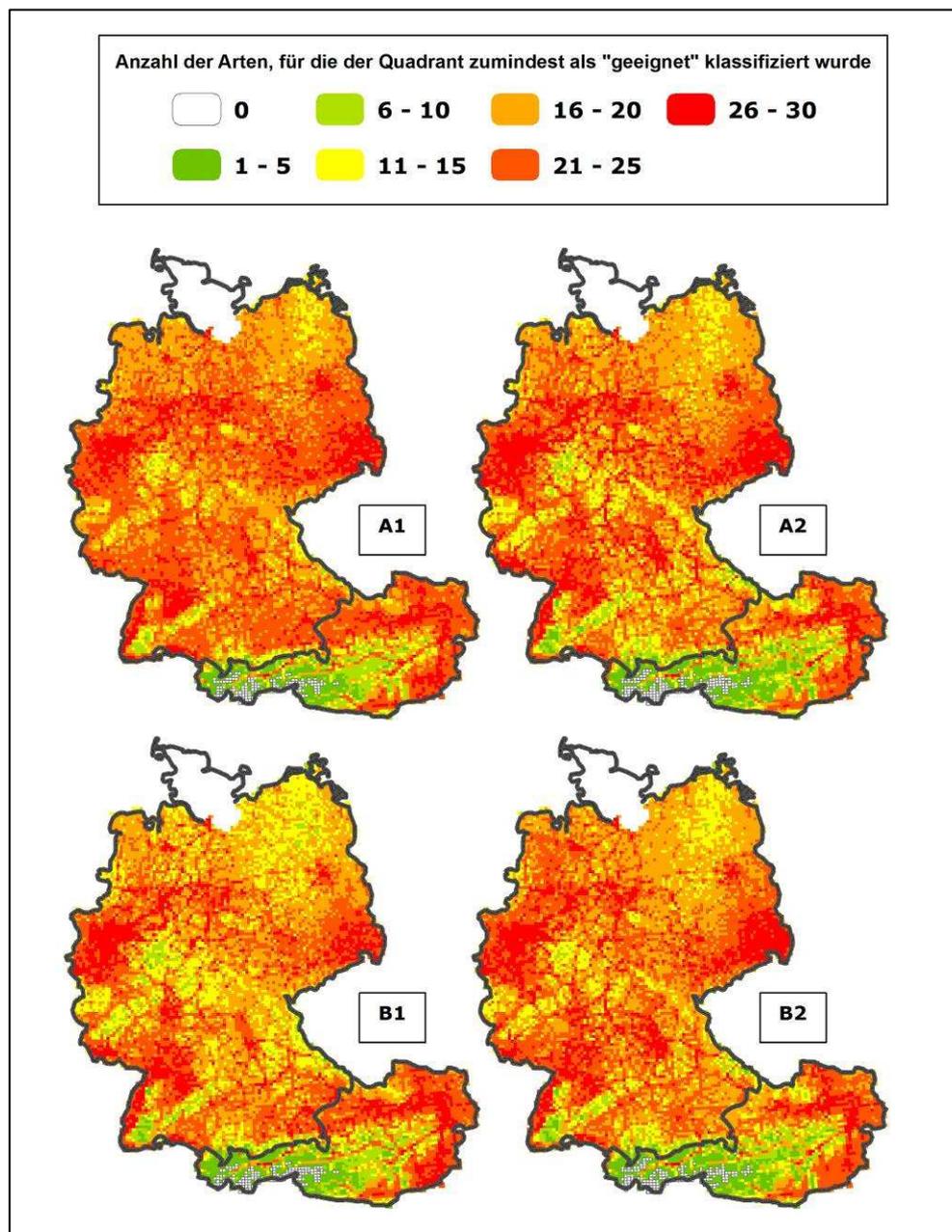


Abbildung 15: Invasions-Hotspots 30 modellierter Neophyten (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM) in Deutschland und Österreich unter vier Klimawandelszenarien (Prognosezeitraum: 2051-60).

4 DISKUSSION

4.1 Aktuelles Invasionsrisiko

Unter den aktuellen klimatischen Bedingungen sind für die 30 modellierten Neophyten zwischen 6 und 60 % der Landesfläche von Deutschland und Österreich für die Besiedlung geeignet. Die höchste Habitateignung zeigen mit *Robinia pseudacacia*, *Solidago canadensis* und *Impatiens parviflora* drei naturschutzfachlich zum Teil besonders problematische Arten (KLEINBAUER et al. 2010). Hinzu kommt noch, dass gerade diese Arten ihr potenzielles Areal heute schon weitgehend ausgefüllt haben. Andere Arten besiedeln dagegen nur einen Bruchteil ihres heutigen potenziellen Areals. Am geringsten ist dieser Wert bei *Asclepias syriaca*, gefolgt von *Prunus laurocerasus* und *Amorpha fruticosa*, die nur wenige Prozent ihres heute geeigneten Areals schon besiedeln. Der Großteil der untersuchten Arten besiedelt die Hälfte bis ein Siebtel der potenziell zumindest geeigneten Quadranten.

Die aus den Modellierungsergebnissen ersichtlichen Invasions-Hotspots zeigen eine deutliche Bindung an städtische Ballungsräume, Verdichtungsgebiete der Verkehrs-Infrastruktur, aber auch an die wärmeren Lagen des Untersuchungsgebietes. Verantwortlich für diese Ergebnisse ist die relativ starke Bedeutung der Variablen „Straßendichte“, „Bahndichte“, „Seehöhe“ und der diversen Temperatur-Deskriptoren. Die Bindung an städtische Ballungsräume und Gebiete mit hohem Verkehrsaufkommen entspricht der wiederholt gezeigten Korrelation zwischen biologischen Invasionen und sozio-ökonomischen Indikatoren (z. B. TAYLOR & IRWIN 2004) und ist vermutlich einerseits auf den hohen Diasporendruck (z. B. LOCKWOOD et al. 2005, VON DER LIPPE & KOWARIK 2007) und andererseits auch auf das große Angebot an gestörten und entsprechend konkurrenzarmen, ruderalen Standorten zurückzuführen, die von vielen Neophyten bevorzugt werden (KOWARIK 2003, CHYTRY et al. 2009).

Dass Neophyten im temperaten Europa die wärmeren Tieflagen bevorzugen, ist eine Tatsache, die erst unlängst durch Analyse eines gesamteuropäischen Datensatzes bestätigt wurde (CHYTRY et al. 2009). Neben dem höheren Angebot an geeigneten Habitattypen, wie Ruderal- und Segetalstandorten, spielen dafür thermische Limits vieler naturschutzfachlich problematischer Pflanzen eine wesentliche Rolle (PYŠEK et al. 2002, WALTHER 2003). Die Bedeutung der einzelnen in die Modelle aufgenommenen Temperatur- und Niederschlagsparameter ist artspezifisch. Für jede Art spielt aber zumindest eine Temperatur-Variable eine wichtige Rolle, sodass sich insgesamt die Bindung an klimatische Gunsträume deutlich widerspiegelt. Dementsprechend sind beispielsweise das Ruhrgebiet sowie der pannonischen Osten Österreichs unter den aktuellen Klimabedingungen Ballungsgebiete für Neophyten, während etwa die höheren Lagen der Alpen für keine einzige der modellierten Arten geeignet sind.

4.2 Invasionsrisiko unter Klimawandelszenarien

Die Bedeutung der Temperatur zeigt sich auch in der deutlichen Zunahme des Invasionsrisikos unter den verschiedenen Klimawandelszenarien. Das Ausmaß dieser Zunahme ist dabei mit der Intensität des vorhergesagten Temperaturanstiegs eng korreliert. Das heutige Muster der Invasions-Hotspots bleibt zwar in allen verwendeten Klima-Szenarien erkennbar. Die Anzahl der Arten, die in diesen Hotspots geeignete Bedingungen finden, steigt aber mit der angenommenen Temperaturerhöhung, und die Hotspots werden deutlich ausgedehnter. Unter dem drastischsten Szenario (A1) werden fast ganz Österreich außerhalb der Alpen und große Teile Deutschlands für die Mehrzahl der modellierten Arten besiedelbar. Für weniger als 10 Arten geeignet sind unter diesem Szenario nur mehr Teile Norddeutschlands, vor allem Mecklenburg-Vorpommern, die Mittelgebirgsregionen und die Alpen mit Ausnahme der großen Täler. Bedenkt man jedoch, dass alle Klimaszenarien für 2100 von einer noch deutlich stärkeren Erwärmung ausgehen, so ist offensichtlich, dass das Ausbreitungspotenzial langfristig noch deutlich höher sein dürfte.

Insgesamt dürfte der Klimawandel dazu führen, dass die aktuell enge Bindung vieler Neophyten an menschliche Ballungsräume schwächer wird und auch weite Bereiche der ländlichen Regionen Deutschlands und Österreichs verstärkt mit gebietsfremden Arten konfrontiert werden. Der zeitliche

Verlauf dieser Expansion ist aus rein statischen Habitatmodellen natürlich nicht ableitbar und dürfte auch artspezifisch sein. Arten mit besonderem Ausbreitungspotenzial und insbesondere solche, die leicht und häufig unabsichtlich vom Menschen verschleppt werden, dürften die sich neu bietenden Areale besonders schnell erobern. Ebenso können häufig gepflanzte Arten (z. B. Zierpflanzen, Waldbäume, Energiehölzer) neue Räume rascher erobern. Städtische Ballungsräume werden dabei als Quellgebiete für Diasporen dienen und Verkehrsinfrastrukturen wie Straßen, Bahnlinien und Wasserläufe Hauptausbreitungswege darstellen (VON DER LIPPE & KOWARIK 2008).

4.3 Unsicherheiten der Prognose

Statistische Habitatmodelle beruhen auf der Annahme, dass die aktuelle Verbreitung der Arten sich im Gleichgewicht mit den Umweltbedingungen befindet, im Idealfall also alle geeigneten Habitate besetzt und alle ungeeigneten unbesetzt sind (GUISAN & THUILLER 2005, GUISAN & THUILLER 2005). Obwohl dieser Idealfall aufgrund von populationsdynamischen Prozessen auch bei heimischen Arten so gut wie nie erfüllt sein dürfte (z. B. EHRLÉN & ERIKSSON 2000), ist die Abweichung von diesem Idealzustand doch bei Neophyten besonders auffällig, zumindest solange sie sich noch in aktiver Ausbreitung befinden, was bei vielen der hier modellierten Arten der Fall sein dürfte. Aus diesem Grund werden für Habitatmodellierungen von Neobiota oft Verbreitungsdaten aus den Heimatgebieten der Arten verwendet (z. B. WEBER 2001, KRITICOS et al. 2003, THUILLER et al. 2005, MERCADO-SILVA et al. 2006). Dieser Ansatz ist aber mit verschiedenen Problemen verbunden, da in neuen Gebieten sich Arten häufig anders als im Ursprungsgebiet verhalten (z. B. BROENNIMANN et al. 2007). Studien mit *Ambrosia artemisiifolia* in Österreich haben zudem gezeigt, dass auch in frühen Invasionsstadien schon verlässliche Habitatmodelle ableitbar sind, besonders wenn die Art, etwa durch wiederholte Einfuhr und effiziente Fernausbreitung, bereits eine repräsentative Teilmenge aller für sie geeigneten Standorte besiedelt hat (DULLINGER et al. 2009).

Gemessen an den AUC-Werten (SWETS 1998, Anhang IV) haben dementsprechend die Modelle von nur zwei Arten eine geringe Präzision (*Asclepias syriaca*, *Crassula helmsii*), für sechs weitere Arten sind die Modelle brauchbar, für den überwiegenden Großteil gut, und für zwei Arten (*Ailanthus altissima*, *Duchesnea indica*) sogar sehr gut. Die Modellierungsergebnisse dürften also im Hinblick auf die räumlichen Muster des Neophyten-Reichtums robust sein.

In Bezug auf die prognostizierte Ausbreitung unter Klimawandel-Szenarien ist ein weiterer Sachverhalt zu beachten. Die angenommene Klimaerwärmung führt dazu, dass in den heute wärmsten Regionen Deutschlands und Österreichs klimatische Bedingungen vorhergesagt werden, für die es im Bezugsgebiet heute keine Entsprechung gibt. Die Eignung solcher Klimate für die modellierten Arten beruht also auf einer (linearen) Fortschreibung von Trends, die nicht notwendigerweise den tatsächlichen Verhältnissen entsprechen muss. Das kann insbesondere für Arten problematisch werden, deren thermisches Optimum nahe an den Temperaturverhältnissen in den aktuell wärmsten Regionen Deutschlands und Österreichs liegt. In solchen Fällen führt eine Fortschreibung der unter aktuellen Bedingungen gefundenen Trends zu einer Überschätzung der Habitateignung in diesen besonders warmen Regionen. Ein ähnliches Phänomen kann sich auch aus der Interaktion von Temperaturanstieg und ungenügender Wasserversorgung ergeben, da beim Erreichen gewisser Schwellenwerte – die heute nirgends in Deutschland und Österreich erreicht werden – die Wasserversorgung zum limitierenden Faktor werden kann. Allerdings dürften solche Effekte nur für einen kleinen Teil der modellierten Arten zutreffen, und auch dann nur in den wärmsten Regionen.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen des durch das Bundesamt für Naturschutz beauftragten F+E-Vorhabens „Neobiota und Klimawandel“ wurden die aktuelle Verbreitung und der historische Ausbreitungsverlauf von 45 neophytischen Gefäßpflanzen in Deutschland und Österreich dargestellt. Ein weiteres Projektziel war für 30 dieser Neophyten mit Hilfe einer Habitatmodellierung ihre geeigneten Habitate unter aktuellen klimatischen Bedingungen abzubilden sowie eine Prognose ihres zukünftigen Ausbreitungsverhaltens unter Klimawandelszenarien für beide Länder zu erarbeiten.

Die Artenauswahl erfolgte auf Basis mehrerer Kriterien. Bevorzugt wurden solche Arten ausgewählt, die als naturschutzfachlich problematisch gelten. Die Verbreitungsdaten stammen überwiegend aus den Datenbanken der floristischen Kartierungen Deutschlands bzw. Österreichs, weitere Daten für seltenere Arten wurden aus anderen Datenquellen ergänzt. Ein Abgleich der verschiedenen Datenquellen war vor allem in Bezug auf den floristischen Status der Arten notwendig. Die räumliche Auflösung der Funddaten folgt dem Quadrantenraster der floristischen Kartierung (5 x 3 geographische Minuten, ca. 35 km²).

Da verschiedene statistische Methoden, die für Habitatmodellierungen verwendet werden, von einander abweichende Ergebnisse liefern können, wurden drei verschiedene Regressionstechniken ausgewählt und kombiniert ausgewertet: Generalized Linear Models (GLM), Generalized Additive Models (GAM), und Boosted Regression Trees (GBM). Für die Habitatmodellierung wurde ein umfassendes Set an Klima- und Umweltvariablen verwendet. Das Variablen-set umfasst topographische Daten (digitale Höhenmodelle), Infrastrukturinformationen (Straßen, Eisenbahnlinien), Landbedeckungsdaten (CORINE) und Fließgewässernetz. Die Szenariendaten stammen aus dem EU-Projekt ATEAM. Der Referenzzeitraum ist 1961-90. Der gewählte Prognosezeitraum ist die Mitte des 21. Jahrhunderts (Dekade 2051-60). Für die Vorhersagen wurden vier Emissionsszenarien herangezogen, die regional unterschiedliche Temperaturanstiege zwischen 0,9°C und 2,9°C vorhersagen.

Die Ergebnisse der Habitatmodellierung liegen als Habitateignungskarten vor, wobei die Habitateignung für jeden Quadranten und jede Art in fünf Kategorien von „ungeeignet“ bis „sehr gut geeignet“ eingeteilt wurde.

Die gegenwärtigen Invasions-Hotspots liegen in städtischen Ballungsräumen und großen Flusstälern. Auffällig ist eine deutliche Abnahme des Invasionsrisikos mit kühlerem Klima. So zeigen der Alpenraum und höhere Mittelgebirgslagen eine geringe Habitateignung für die ausgewählten Neophyten. Für alle untersuchten Neophyten wird mit dem zu erwartenden Temperaturanstieg die Anzahl besiedelbarer Quadranten in Deutschland und Österreich deutlich steigen. Das Ausmaß dieser Zunahme ist dabei mit der Intensität des vorhergesagten Temperaturanstiegs eng korreliert. Die Grundzüge der heutigen Invasions-Hotspots bleiben zwar in allen verwendeten Klima-Szenarien erkennbar, aber die Anzahl der Arten, die in diesen Hotspots geeignete Bedingungen finden, nimmt deutlich zu und die Hotspots nehmen deutlich größere Gebiete ein.

Insgesamt dürfte der Klimawandel dazu führen, dass die aktuell enge Bindung vieler Neophyten an menschliche Ballungsräume schwächer wird und auch weite Bereiche der ländlichen Regionen Österreichs und Deutschlands verstärkt mit gebietsfremden Arten konfrontiert werden. Es ist zu erwarten, dass die zukünftig durch den Klimawandel zusätzlich forcierte Ausbreitung von Neophyten aus den derzeitigen Invasions-Hotspots in für sie zukünftig klimatisch günstige Gebiete zu einer verstärkten Bedrohung von Arten und Lebensräumen sowie geschützter Gebiete führen wird.

Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben wurden bisher auch für zwei Publikationen verwendet, die auf Anfrage gerne zur Verfügung gestellt werden:

KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., KLINGENSTEIN, F., MAY, R., NEHRING, S. & ESSL, F. (2010): Das Ausbreitungspotenzial von Neophyten unter Klimawandel - viele Gewinner, wenige Verlierer? In: Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.), *Aliens. Neobiota und Klimawandel - eine verhängnisvolle Affäre?* Bibliothek der Provinz, Weitra: 27-43.

NEHRING, S., KLEINBAUER I., DULLINGER S., ESSL, F., KLINGENSTEIN, F. & MAY, R. (2010): Climate change threats to biodiversity in Germany and Austria: The potential distribution of alien plants. In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Ed.), *Biodiversity and Climate Change: Achieving the 2020 Targets*. CBD Technical Series 51: 57-59.

6 DANKSAGUNG

Wir sind Harald Niklfeld und Luise Schrott-Ehrendorfer (Universität Wien), dem Netzwerk Phytodiversität Deutschlands (NetPhyD) und dem Bundesamt für Naturschutz zu großen Dank für die Kompilation und Weitergabe der Verbreitungsdaten aus den Datenbanken der Floristischen Kartierungen Deutschlands und Österreichs verpflichtet. Unser Dank gilt insbesondere auch der Vielzahl ehrenamtlicher Kartierer, auf deren Arbeit diese Datenbestände weitgehend beruhen. Wichtige ergänzende Verbreitungsdaten aus einer Literaturlauswertung und Expertenbefragung wurden von Oliver Stöhr (Hallein) bereit gestellt. Die für die Habitatmodellierung benötigten Umweltdaten für Deutschland wurden durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und durch das BfN (Bettina Dibbern) zur Verfügung gestellt. Bei der Aufbereitung der Geodaten war Christoph Plutzer (V.I.N.C.A.) eine wichtige Hilfe. Für die Bereitstellung der Klimadaten und Szenarien aus dem ATEAM-Projekt danken wir Markus Erhard (EEA).

7 LITERATUR

- ARAÚJO, M. B., CABEZAS, M., THUILLER, W., HANNAH, L. & WILLIAMS, P. H. (2004): Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618-1626.
- ARAÚJO, M.B. & NEW, M. (2007): Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 42-47.
- BERGMEIER, E. (Hrsg.) (1992): Grundlagen und Methoden floristischer Kartierungen in Deutschland. Floristische Rundbriefe, Beiheft 2, 146 pp.
- BfN (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128.
- BROENNIMANN O., TREIER U.A., MÜLLER-SCHÄRER H., et al. (2007): Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701-709.
- CHYTRY, M., PYŠEK, P., WILD, J., PINO, J., MASKELL, L.C. & VILÁ, M. (2009): European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions* 15: 98-107.
- DAISIE (2009): Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. <http://www-europe-aliens.org> (Zugriff: Februar 2009).
- DULLINGER, S., KLEINBAUER, I., PETERSEIL, J., SMOLIK, M. & ESSL, F. (2009): Niche based distribution modelling of an invasive alien plant: effects of population status, propagule pressure and invasion history. *Biological Invasions*, DOI: 10.1007/s10530-009-9424-5.
- EHRLEN, J. & ERIKSSON, O. (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81: 1667-1674.
- ELITH, J., GRAHAM, C. H., ANDERSON, R. P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUIGAN, A., HIJMANS, R. J., HUETTSMANN, F., LEATHWICK, J. R., LEHMANN, A., et al. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- ESSL, F. (2007): From ornamental to detrimental? The incipient invasion of the Empress Tree (*Paulownia tomentosa*) in Central Europe. *Preslia* 79: 377-389.
- ESSL, F. & RABITSCH, W. (2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NEHRING, S., OTTO, C., RABITSCH, W. & STÖHR, O. (2008): Schwarze Listen invasiver Arten - ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutz-Praxis. *Natur und Landschaft* 83: 418-424.
- FIELDING, A. H. & BELL, J.F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- FLORAWEB (2009a): Pflanzenarten - Hintergrundtexte - Florenkartierung. http://www.floraweb.de/pflanzenarten/hintergrundtexte_florkart.html (abgefragt 24.11.2009).
- FLORAWEB (2009b): Pflanzenarten - Hintergrundtexte - Florenkartierung - Methode. http://www.floraweb.de/pflanzenarten/hintergrundtexte_florkart_methoden.html (abgefragt 24.11.2009).
- GUIGAN A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- GUIGAN, A. & THUILLER, W. (2005): Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecological Letters* 8: 993-1009.

- IPCC (2001): Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge.
- KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., PETERSEIL, J. & ESSL, F. (2010): Assessing climate change driven risks by *Robinia pseudacacia* for nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation* 143: 382-390.
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen – Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart, Ulmer.
- KRITICOS D.J., SUTHERST, R.W., BROWN, J.R., et al. (2003): Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: *Acacia nilotica* ssp. *indica* in Australia. *Journal of Applied Ecology* 40: 111-124.
- LAMBON, P., PYŠEK, P., BASNOU, C., DELIPEIROU, P., ESSL, F., HEJDA, M., JAROŠÍK, V., PERGL, J., WINTER, M., ANDRIOPOULOS, P., ARIANOUTSOU, M., BAZOS, I., BRUNDU, G., CELESTI-GRAPPOW, L., CHASSOT, P., JOGAN, N., JOSEFSSON, M., KARK, S., KLOTZ, S., KOKKORIS, Y., KÜHN, I., MARCHANTE, H., PERGLOVÁ, I., VILÀ, M., ZIKOS, A., HULME, P.E. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- LIU, C., BERRY, P.M., DAWSON, T.P. & PEARSON, R.G. (2005): Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distribution. *Ecography* 28: 385-393.
- LOCKWOOD J. L., CASSEY, P. & BLACKBURN, T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 223-228.
- MERCADO-SILVA, N., OLDEN, J.D., MAXTED, J.T., et al. (2006): Forecasting the spread of invasive rainbow smelt in the Laurentian Great Lakes region of North America. *Conservation Biology* 20: 1740-1749.
- NEHRING, S., ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NOWACK, C., RABITSCH, W., STÖHR, O., WIESNER, C. & WOLTER, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten (in Vorbereitung).
- NEW, M., LISTER, D., HULME, M. & MAKIN, I. (2002): A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21: 1-25.
- NIKLFIELD H. (1998): Mapping the flora of Austria and the eastern Alps. *Rev. Valdot. Nat.* 51, Suppl.: 53-62.
- PYŠEK, P., SADLO, J. & MANDAK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIDGEWAY, G. (2007): gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 1.6-3. <http://www.i-pensieri.com/egreg/gbm.shtml>.
- SWETS, J. A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1292.
- TAYLOR, B.W. & IRWIN, R. E. (2004): Linking economic activities to the distribution of exotic plants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 101: 17725-17730.
- THUILLER, W., ARAÚJO, M., PEARSON, R. G., WHITTAKER, R. J., BROTONS, L. & LAVOREL, S. (2004): Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* 430: 34.
- THUILLER, W., RICHARDSON, D.M., PYSEK, P., et al. (2005): Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasion at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234-2250.
- VAN HOUWLINGEN, J. C. & LE CESSIE, S. (1990): Predictive value of statistical models. *Statistics in Medicine* 8: 1303-1325.
- VON DER LIPPE, M. & KOWARIK, I. (2007): Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21: 986-996.
- VON DER LIPPE, M. & KOWARIK, I. (2008): Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions* 14: 18-25.
- WALTHER, G. R. (2003): Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 169-185.
- WEBER, E. (2001): Current and potential ranges of three exotic Goldenrods (*Solidago*) in Europe. *Conservation Biology* 15: 122-128.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart.

ANHANG I: VERBREITUNGSDATEN

Tabelle 11: Überblick über die Anzahl und Verteilung der Verbreitungsdaten der 45 Neophyten der Auswahlliste. Dargestellt sind die Anzahl der Verbreitungsdaten sowie der besiedelten Quadranten, getrennt nach Deutschland (inkl. Schleswig-Holstein) und Österreich. Ebenfalls ausgewiesen sind die Anzahl der Grundfeldfunde – diese liegen ausschließlich in Deutschland – sowie diejenigen Grundfeldfunde, für die keine Funde in zugehörigen Quadranten vorliegen. Zusätzlich ist in der letzten Spalte jeweils die Anzahl der Quadranten angegeben, die für die Modellierung verwendet wurden.

Taxon	Anzahl der Funde			Anzahl der Quadranten			Anzahl der Grundfeldfunde		Anzahl der Quadranten für Modellierung (D+A)
	D+A	D	A	D+A	D	A	alle	ohne Quadrantenfund	
<i>Acer negundo</i>	3270	2809	461	2201	1861	340	119	51	1983
<i>Ailanthus altissima</i>	943	533	410	692	390	302	74	44	610
<i>Amaranthus retroflexus</i>	11007	9748	1259	5811	4825	986	591	405	5825
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1616	874	742	1035	588	447	170	91	922
<i>Amorpha fruticosa</i>	240	189	51	183	146	37	0	0	161
<i>Artemisia verlotiorum</i>	512	362	150	313	191	122	36	20	300
<i>Asclepias syriaca</i>	135	94	41	98	60	38	13	3	98
<i>Berberis julianae</i>	2	0	2	2	0	2	0	0	-
<i>Buddleja davidii</i>	1347	1126	221	824	663	161	168	104	759
<i>Bunias orientalis</i>	5286	5009	277	2439	2209	230	357	237	2351
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	277	107	170	212	87	125	0	0	-
<i>Crassula helmsii</i>	90	90	0	59	59	0	1	1	-
<i>Cyperus esculentus</i>	14	6	8	12	4	8	0	0	-
<i>Duchesnea indica</i>	269	116	153	195	70	125	7	2	183
<i>Fallopia japonica</i>	11969	11011	958	5830	5074	756	780	599	5220
<i>Fallopia sachalinensis</i>	2968	2765	203	1982	1812	170	229	114	2000
<i>Fallopia x bohémica</i>	167	19	148	109	17	92	0	0	-
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	22	0	22	20	0	20	0	0	-
<i>Helianthus tuberosus</i>	4532	4302	230	3030	2822	208	632	371	2860
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	6892	6634	258	4008	3797	211	365	228	3763
<i>Impatiens glandulifera</i>	12031	10649	1382	6467	5415	1052	477	360	4902
<i>Impatiens parviflora</i>	19990	17507	2483	8727	7179	1548	936	705	8404
<i>Lupinus polyphyllus</i>	13307	12197	1110	7167	6310	857	821	609	4458
<i>Lysichiton americanus</i>	33	33	0	9	9	0	0	0	-
<i>Mahonia aquifolium</i>	2589	2430	159	1648	1534	114	58	29	1510
<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	2	0	2	2	0	2	0	0	-
<i>Miscanthus sinensis</i>	22	0	22	18	0	18	0	0	-
<i>Parthenocissus inserta</i>	2130	1255	875	1541	834	707	17	5	1403
<i>Paulownia tomentosa</i>	218	15	203	52	15	37	2	0	52
<i>Pinus strobus</i>	1957	1897	60	1270	1213	57	2	1	708
<i>Prunus laurocerasus</i>	149	113	36	99	75	24	0	0	98
<i>Prunus serotina</i>	6877	6860	17	4138	4121	17	466	356	3762
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	2488	2434	54	1333	1285	48	6	1	638
<i>Quercus rubra</i>	8386	8250	136	5017	4894	123	672	444	3512
<i>Robinia pseudacacia</i>	16848	15159	1689	7963	6811	1152	976	696	8043
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2034	1458	576	1417	952	465	171	70	1336
<i>Solidago canadensis</i>	17958	16748	1210	8003	7039	964	875	643	7152
<i>Solidago gigantea</i>	12579	10727	1852	6707	5408	1299	785	597	6096
<i>Sorghum halepense</i>	356	183	173	205	102	103	33	8	215
<i>Spiraea japonica</i>	51	7	44	47	7	40	0	0	-
<i>Thuja occidentalis</i>	40	0	40	35	0	35	0	0	-
<i>Thuja orientalis</i>	56	1	55	44	1	43	0	0	-
<i>Thuja plicata</i>	21	0	21	19	0	19	0	0	-
<i>Vaccinium angustifolium x corymbosum</i>	4	0	4	4	0	4	0	0	-
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	25	5	20	21	5	16	0	0	-

ANHANG II: ARTENAUSWAHL

Tabelle 12: Auswahl der 30 modellierten Arten aus der Arten-Auswahlliste. Legende: X = Art wurde zur Modellierung ausgewählt; – = Art wurde nicht zur Modellierung ausgewählt (Begründung findet sich in der Anmerkungsspalte).

Taxon	Modell	Anmerkungen
<i>Acer negundo</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Ailanthus altissima</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Amaranthus retroflexus</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Amorpha fruticosa</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Artemisia verlotiorum</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Asclepias syriaca</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Berberis julianae</i>	–	zu wenige Funde
<i>Buddleja davidii</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Bunias orientalis</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	–	ungleichmäßige Erfassungsintensität
<i>Crassula helmsii</i>	–	Modellgüte zu schlecht
<i>Cyperus esculentus</i>	–	zu wenige Funde
<i>Duchesnea indica</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Fallopia japonica</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Fallopia sachalinensis</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Fallopia x bohemica</i>	–	ungleichmäßige Erfassungsintensität
<i>Fraxinus pennsylvannica</i>	–	zu wenige Funde
<i>Helianthus tuberosus</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Impatiens glandulifera</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Impatiens parviflora</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Lupinus polyphyllus</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Lysichiton americanus</i>	–	zu wenige Funde
<i>Mahonia aquifolium</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Miscanthus sinensis</i>	–	zu wenige Funde
<i>Parthenocissus inserta</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Paulownia tomentosa</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Pinus strobus</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Prunus laurocerasus</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Prunus serotina</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Quercus rubra</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Robinia pseudacacia</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Rudbeckia laciniata</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Solidago canadensis</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Solidago gigantea</i>	X	nur eingebürgerte Vorkommen verwendet
<i>Sorghum halepense</i>	X	alle Vorkommen außer unklaren Statusangaben verwendet
<i>Spiraea japonica</i>	–	ungleichmäßige Erfassungsintensität
<i>Thuja occidentalis</i>	–	ungleichmäßige Erfassungsintensität
<i>Thuja orientalis</i>	–	ungleichmäßige Erfassungsintensität
<i>Thuja plicata</i>	–	zu wenige Funde
<i>Vaccinium angustifolium x corymbosum</i>	–	zu wenige Funde
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	–	zu wenige Funde

ANHANG III: ZEITLICHE VERTEILUNG DER FUNDE

Tabelle 13: Zeitliche Verteilung der Funde der 45 Arten der Auswahlliste in Deutschland. Arten, bei denen mehr als 50 % aller Funde nach 1990 erfolgten, sind in fett gedruckt. Funde, die sich über einen größeren Zeitraum und über das Referenzjahr 1990 erstrecken, wurden in einer eigenen Spalte (Funde zeitlich nicht zuordenbar) zusammen gefasst. Grau hinterlegte Kästchen bedeuten, dass mehr als 90 % aller Funde nach 1990 erfolgten.

TAXON	Funde bis 1990	Funde seit 1990	Funde zeitlich nicht zuordenbar	total	Funde bis 1990 %	Funde seit 1990 %	Funde zeitlich nicht zuordenbar %
<i>Acer negundo</i>	726	861	642	2229	32,6	38,6	28,8
<i>Ailanthus altissima</i>	101	57	88	246	41,1	23,2	35,8
<i>Amaranthus retroflexus</i>	2358	742	1071	4171	56,5	17,8	25,7
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	480	46	117	643	74,7	7,2	18,2
<i>Amorpha fruticosa</i>	22	60	28	110	20,0	54,5	25,5
<i>Artemisia verlotiorum</i>	300	35	23	358	83,8	9,8	6,4
<i>Asclepias syriaca</i>	58	13	11	82	70,7	15,9	13,4
<i>Berberis julianae</i>	0	0	0	0	-	-	-
<i>Buddleja davidii</i>	308	360	184	852	36,2	42,3	21,6
<i>Bunias orientalis</i>	1741	522	612	2875	60,6	18,2	21,3
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	0	96	7	103	0,0	93,2	6,8
<i>Crassula helmsii</i>	2	16	21	39	5,1	41,0	53,8
<i>Cyperus esculentus</i>	1	4	1	6	16,7	66,7	16,7
<i>Duchesnea indica</i>	13	18	6	37	35,1	48,6	16,2
<i>Fallopia japonica</i>	3257	1861	1406	6524	49,9	28,5	21,6
<i>Fallopia sachalinensis</i>	551	365	357	1273	43,3	28,7	28,0
<i>Fallopia x bohémica</i>	0	17	0	17	0,0	100,0	0,0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	30	25	12	67	44,8	37,3	17,9
<i>Helianthus tuberosus</i>	1453	695	1286	3434	42,3	20,2	37,4
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	1292	1868	1615	4775	27,1	39,1	33,8
<i>Impatiens glandulifera</i>	891	227	1375	2493	35,7	9,1	55,2
<i>Impatiens parviflora</i>	40	105	1120	1265	3,2	8,3	88,5
<i>Lupinus polyphyllus</i>	3864	2085	2054	8003	48,3	26,1	25,7
<i>Lysichiton americanus</i>	3	29	1	33	9,1	87,9	3,0
<i>Mahonia aquifolium</i>	262	1016	537	1815	14,4	56,0	29,6
<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	5	14	1	20	25,0	70,0	5,0
<i>Miscanthus sinensis</i>	2	0	0	2	100,0	0,0	0,0
<i>Parthenocissus inserta</i>	205	222	294	721	28,4	30,8	40,8
<i>Paulownia tomentosa</i>	4	7	5	16	25,0	43,8	31,3
<i>Pinus strobus</i>	468	443	427	1338	35,0	33,1	31,9
<i>Prunus laurocerasus</i>	0	94	17	111	0,0	84,7	15,3
<i>Prunus serotina</i>	598	974	310	1882	31,8	51,8	16,5
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	710	741	934	2385	29,8	31,1	39,2
<i>Quercus rubra</i>	3126	2219	1831	7176	43,6	30,9	25,5
<i>Robinia pseudacacia</i>	6846	5457	3832	16135	42,4	33,8	23,7
<i>Rudbeckia laciniata</i>	686	96	156	938	73,1	10,2	16,6
<i>Solidago canadensis</i>	394	134	174	702	56,1	19,1	24,8
<i>Solidago gigantea</i>	129	40	49	218	59,2	18,3	22,5
<i>Sorghum halepense</i>	48	9	11	68	70,6	13,2	16,2
<i>Spiraea japonica</i>	0	5	2	7	0,0	71,4	28,6
<i>Thuja occidentalis</i>	0	0	0	0	-	-	-
<i>Thuja orientalis</i>	1	0	0	1	100,0	0,0	0,0
<i>Thuja plicata</i>	0	6	1	7	0,0	85,7	14,3
<i>Vaccinium angustifolium x corymbosum</i>	0	0	0	0	-	-	-
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	0	5	0	5	0,0	100,0	0,0
SUMME	30975	21589	20618	73182	-	-	-

Tabelle 14: Zeitliche Verteilung der Funde der 45 Arten der Auswahlliste in Österreich. Arten, bei denen mehr als 50 % aller Funde nach 1990 erfolgten, sind in fett gedruckt. Funde, die sich über einen größeren Zeitraum und über das Referenzjahr 1990 erstrecken, wurden in einer eigenen Spalte (Funde zeitlich nicht zuordenbar) zusammen gefasst. Grau hinterlegte Kästchen bedeuten, dass mehr als 90 % aller Funde nach 1990 erfolgten.

TAXON	Funde bis 1990	Funde seit 1990	Funde zeitlich nicht zuordenbar	total	Funde bis 1990 %	Funde seit 1990 %	Funde zeitlich nicht zuordenbar %
<i>Acer negundo</i>	0	22	396	418	0,0	5,3	94,7
<i>Ailanthus altissima</i>	2	57	328	387	0,5	14,7	84,8
<i>Amaranthus retroflexus</i>	4	63	1192	1259	0,3	5,0	94,7
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	305	431	6	742	41,1	58,1	0,8
<i>Amorpha fruticosa</i>	0	24	22	46	0,0	52,2	47,8
<i>Artemisia verlotiorum</i>	1	81	68	150	0,7	54,0	45,3
<i>Asclepias syriaca</i>	0	22	19	41	0,0	53,7	46,3
<i>Berberis julianae</i>	0	2	0	2	0,0	100,0	0,0
<i>Buddleja davidii</i>	0	152	66	218	0,0	69,7	30,3
<i>Bunias orientalis</i>	3	41	233	277	1,1	14,8	84,1
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	0	169	1	170	0,0	99,4	0,6
<i>Crassula helmsii</i>	0	0	0	0	-	-	-
<i>Cyperus esculentus</i>	1	7	0	8	12,5	87,5	0,0
<i>Duchesnea indica</i>	0	99	53	152	0,0	65,1	34,9
<i>Fallopia japonica</i>	0	127	828	955	0,0	13,3	86,7
<i>Fallopia sachalinensis</i>	1	56	146	203	0,5	27,6	71,9
<i>Fallopia x bohemica</i>	0	148	0	148	0,0	100,0	0,0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	0	16	6	22	0,0	72,7	27,3
<i>Helianthus tuberosus</i>	0	27	201	228	0,0	11,8	88,2
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0	123	134	257	0,0	47,9	52,1
<i>Impatiens glandulifera</i>	0	188	1193	1381	0,0	13,6	86,4
<i>Impatiens parviflora</i>	0	147	2336	2483	0,0	5,9	94,1
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0	68	1010	1078	0,0	6,3	93,7
<i>Lysichiton americanus</i>	0	0	0	0	-	-	-
<i>Mahonia aquifolium</i>	0	111	46	157	0,0	70,7	29,3
<i>Miscanthus sacchariflorus</i>	0	2	0	2	0,0	100,0	0,0
<i>Miscanthus sinensis</i>	0	18	4	22	0,0	81,8	18,2
<i>Parthenocissus inserta</i>	0	95	169	264	0,0	36,0	64,0
<i>Paulownia tomentosa</i>	7	196	0	203	3,4	96,6	0,0
<i>Pinus strobus</i>	1	20	5	26	3,8	76,9	19,2
<i>Prunus laurocerasus</i>	0	34	2	36	0,0	94,4	5,6
<i>Prunus serotina</i>	0	8	7	15	0,0	53,3	46,7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	54	0	54	0,0	100,0	0,0
<i>Quercus rubra</i>	0	14	42	56	0,0	25,0	75,0
<i>Robinia pseudacacia</i>	804	355	530	1689	47,6	21,0	31,4
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	44	522	566	0,0	7,8	92,2
<i>Solidago canadensis</i>	0	121	1078	1199	0,0	10,1	89,9
<i>Solidago gigantea</i>	0	117	1728	1845	0,0	6,3	93,7
<i>Sorghum halepense</i>	39	110	24	173	22,5	63,6	13,9
<i>Spiraea japonica</i>	8	28	8	44	18,2	63,6	18,2
<i>Thuja occidentalis</i>	10	24	5	39	25,6	61,5	12,8
<i>Thuja orientalis</i>	13	38	4	55	23,6	69,1	7,3
<i>Thuja plicata</i>	0	10	1	11	0,0	90,9	9,1
<i>Vaccinium angustifolium x corymbosum</i>	0	4	0	4	0,0	100,0	0,0
<i>Viburnum rhytidophyllum</i>	0	20	0	20	0,0	100,0	0,0
SUMME	1199	3493	12413	17105	-	-	-

ANHANG IV: CODIERUNG DER VARIABLE HABITATEIGNUNG

Tabelle 15: Habitatcodierung der CORINE-Kategorien.

CORINE CODE	Beschreibung	HABITATCODE im Projekt
1.x	Bebaute Fläche	1
2.1; 2.2; 2.4	Landwirtschaft außer Grünland	2
3.1; 3.2	Wälder und naturnahe Flächen (außer Offenland mit spärlicher Vegetation)	3
4.x	Feuchtflächen	4
5.x	Wasserflächen	5
2.3	Grünland	6
3.3	Offenland	7

Tabelle 16: Artbezogene Zuweisung der Habitatcodes für die Berechnung der Variablen Habitateignung (= Anteil geeigneter Landbedeckung in den Quadranten). Legende: 1 = als Habitat geeignet, 0 = als Habitat ungeeignet.

Species	Code der geeigneten Landbedeckung						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Acer negundo</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Ailanthus altissima</i>	1	0	1	0	0	1	0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	1	1	0	0	0	0	0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1	1	0	0	0	0	0
<i>Amorpha fruticosa</i>	0	0	1	1	0	0	0
<i>Artemisia verlotiorum</i>	1	1	0	0	0	0	0
<i>Asclepias syriaca</i>	1	1	0	0	0	1	0
<i>Buddleja davidii</i>	1	0	1	0	0	0	1
<i>Bunias orientalis</i>	1	1	0	0	0	1	0
<i>Crassula helmsii</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Duchesnea indica</i>	1	1	0	0	0	0	0
<i>Fallopia sachalinensis</i>	1	0	1	1	0	1	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Helianthus tuberosus</i>	1	1	1	1	0	1	0
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	1	1	1	1	0	1	0
<i>Mahonia aquifolium</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Parthenocissus inserta</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Paulownia tomentosa</i>	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus strobus</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Prunus laurocerasus</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Prunus serotina</i>	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	0	1	0	0	0	0
<i>Robinia pseudacacia</i>	1	1	1	0	0	1	0
<i>Rudbeckia laciniata</i>	1	0	1	1	0	1	0
<i>Sorghum halepense</i>	1	1	0	0	0	1	0

ANHANG V: STATISTISCHE KENNDATEN DER HABITATMODELLE

Tabelle 17: Statistische Kenndaten (D^2 und AUC) der Habitatmodelle von 30 Neophyten in Deutschland und Österreich. GLM = Generalized Linear Model, GAM = Generalized Additive Model, GBM = Generalized Boosted Model.

Species	GLM adjusted D^2	GAM adjusted D^2	GLM: AUC	GAM: AUC	GBM: AUC
<i>Acer negundo</i>	0.289	0.316	0.861	0.873	0.816
<i>Ailanthus altissima</i>	0.365	0.386	0.903	0.905	0.905
<i>Amaranthus retroflexus</i>	0.286	0.299	0.841	0.846	0.863
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0.202	0.222	0.806	0.815	0.814
<i>Amorpha fruticosa</i>	0.231	0.288	0.845	0.857	0.823
<i>Artemisia verlotiorum</i>	0.281	0.309	0.869	0.868	0.86
<i>Asclepias syriaca</i>	0.168	0.207	0.741	0.739	0.682
<i>Buddleja davidii</i>	0.329	0.352	0.879	0.884	0.887
<i>Bunias orientalis</i>	0.19	0.208	0.796	0.804	0.8
<i>Duchesnea indica</i>	0.32	0.366	0.882	0.882	0.867
<i>Fallopia japonica</i>	0.125	0.158	0.723	0.753	0.769
<i>Fallopia sachalinensis</i>	0.069	0.096	0.68	0.706	0.701
<i>Helianthus tuberosus</i>	0.145	0.165	0.757	0.77	0.797
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0.192	0.219	0.79	0.805	0.829
<i>Impatiens glandulifera</i>	0.174	0.203	0.766	0.785	0.822
<i>Impatiens parviflora</i>	0.151	0.169	0.747	0.76	0.796
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0.132	0.155	0.74	0.757	0.799
<i>Mahonia aquifolium</i>	0.189	0.221	0.808	0.823	0.849
<i>Parthenocissus inserta</i>	0.216	0.24	0.816	0.833	0.856
<i>Paulownia tomentosa</i>	0.481	0.594	0.882	0.864	0.799
<i>Pinus strobus</i>	0.178	0.244	0.797	0.824	0.874
<i>Prunus laurocerasus</i>	0.352	0.389	0.853	0.84	0.809
<i>Prunus serotina</i>	0.334	0.355	0.868	0.876	0.887
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0.168	0.228	0.802	0.832	0.853
<i>Quercus rubra</i>	0.21	0.246	0.805	0.823	0.776
<i>Robinia pseudacacia</i>	0.251	0.268	0.813	0.821	0.842
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0.126	0.173	0.734	0.762	0.786
<i>Solidago canadensis</i>	0.192	0.207	0.778	0.787	0.816
<i>Solidago gigantea</i>	0.131	0.151	0.735	0.749	0.768
<i>Sorghum halepense</i>	0.213	0.256	0.815	0.834	0.824

ANHANG VI: GRENZWERTE DER HABITATEIGNUNGSKLASSEN

Tabelle 18: Grenzwerte zur Zuordnung der Auftretungswahrscheinlichkeiten der 30 modellierten Neophyten in den einzelnen Quadranten zu fünf Habitateignungsklassen (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GLM, GBM). Das 5 %-Quantil der besiedelten Quadranten („5 %“) dient der Abgrenzung der Habitateignungsklassen „ungeeignet“ und „schlecht geeignet“, „minimum“ entspricht der Grenze der Habitateignungsklassen „schlecht geeignet“ und „geeignet“, „maximum“ entspricht der Grenze der Habitateignungsklassen „geeignet“ und „gut geeignet“, und das 95 %-Quantil der besiedelten Quadranten („95 %“) dient der Abgrenzung zwischen den Habitateignungsklassen „gut geeignet“ und „sehr gut geeignet“. Bei den letzten zwei Arten fehlt die Eignungsklasse „schlecht geeignet“.

Taxon	5 %	minimum	maximum	95 %
<i>Acer negundo</i>	0,060	0,137	0,159	0,750
<i>Ailanthus altissima</i>	0,010	0,040	0,051	0,850
<i>Amaranthus retroflexus</i>	0,190	0,422	0,449	0,930
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,020	0,062	0,076	0,699
<i>Amorpha fruticosa</i>	0,009	0,009	0,015	0,390
<i>Artemisia verlotiorum</i>	0,008	0,018	0,026	0,520
<i>Asclepias syriaca</i>	0,004	0,005	0,010	0,366
<i>Buddleja davidii</i>	0,010	0,050	0,062	0,881
<i>Bunias orientalis</i>	0,070	0,167	0,188	0,730
<i>Duchesnea indica</i>	0,007	0,011	0,017	0,560
<i>Fallopia japonica</i>	0,220	0,378	0,406	0,790
<i>Fallopia sachalinensis</i>	0,070	0,140	0,159	0,460
<i>Helianthus tuberosus</i>	0,110	0,201	0,224	0,610
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0,101	0,269	0,296	0,780
<i>Impatiens glandulifera</i>	0,220	0,355	0,379	0,790
<i>Impatiens parviflora</i>	0,420	0,612	0,641	0,890
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0,180	0,319	0,348	0,680
<i>Mahonia aquifolium</i>	0,050	0,104	0,122	0,610
<i>Parthenocissus inserta</i>	0,040	0,097	0,114	0,730
<i>Pinus strobus</i>	0,020	0,047	0,059	0,500
<i>Prunus serotina</i>	0,130	0,269	0,293	0,840
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,020	0,041	0,053	0,421
<i>Quercus rubra</i>	0,150	0,250	0,277	0,700
<i>Robinia pseudacacia</i>	0,370	0,590	0,615	0,930
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0,040	0,092	0,107	0,680
<i>Solidago canadensis</i>	0,290	0,520	0,547	0,870
<i>Solidago gigantea</i>	0,260	0,441	0,468	0,820
<i>Sorghum halepense</i>	0,007	0,012	0,020	0,579
<i>Prunus laurocerasus</i>	-	0,005	0,009	0,594
<i>Paulownia tomentosa</i>	-	-	0,006	0,868

ANHANG VII: VERBREITUNGS- UND HABITATEIGNUNGSKARTEN

Karten für die 30 Neophyten der Auswahlliste in Deutschland und Österreich (siehe auch Tabelle 1) bezogen auf das Raster der floristischen Kartierung:

Oben links: Aktuelle Verbreitung (Es wurden Funddaten bis zum Jahr 2007 berücksichtigt)

Oben rechts: Habitateignung unter aktuellem Klima (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GBM, RF)

Unten: Habitateignung unter vier Klimawandelszenarien (gemittelt über 3 Modelle: GAM, GBM, RF)

