

VERWILDERUNG EXOTISCHER PFLANZENARTEN IM ÖKOLOGISCH-BOTANISCHEN GARTEN DER UNIVERSITÄT BAYREUTH

von
Marianne Lauerer & Birgit Woitas

- 1 Einleitung
- 2 Methodik
 - 2.1 Untersuchungsgebiet
 - 2.2 Artenauswahl
 - 2.3 Artmerkmale
 - 2.4 Kartierung im ÖBG
 - 2.5 Standortcharakteristika
 - 2.6 Statistische Auswertung
- 3 Ergebnisse
 - 3.1 Ausbreitung der Arten
 - 3.2 Ausbreitung und Artmerkmale
 - 3.3 Besiedelung der Standorte
- 4 Diskussion
 - 4.1 Merkmale invasiver Arten
 - 4.2 Besiedelte Standorte
- 5 Zusammenfassung
- 6 Literatur

1 Einleitung

Die heutige Vegetation Mitteleuropas ist das Resultat eines ständigen Florenwandels, der unter anderem durch ein stetes Aussterben und Einwandern von Arten bedingt ist. Diese Prozesse, die in der Florengeschichte stets wirksam waren, haben sich unter dem Einfluß des Menschen zunehmend beschleunigt (STRAFINGER 1993). Die Zahl der in Deutschland eingeführten und eingeschleppten Farn- und Blütenpflanzen übertrifft die Zahl der hier wildwachsenden Arten mindestens um das Fünffache (KOWARIK & SUKOPP 1986). Viele Untersuchungen haben gezeigt, daß nur ein kleiner Teil der eingeführten Arten invasiv wird, d. h. sich selbständig in natürlicher Vegetation ausbreitet (WILLIAMSON & FITTER 1996a). Von den etwa 12 000 als Zier- und Nutzpflanzen nach Deutschland eingeführten Sippen (SUKOPP 1995) haben sich mindestens 3,5 % dauerhaft etabliert, weniger als 1 % vermochten in vom Menschen ungestörte Vegetation einzudringen und werden als Neophyten bezeichnet (KOWARIK 1998, SUKOPP 1995). Alle neu eingeführten Arten, die derzeit in Kultur vorkommen, können aber als „potentielle Neophyten“ bezeichnet werden, da nicht auszuschließen ist, daß sie in Zukunft unter bestimmten Bedingungen invasiv werden. Obwohl der Anteil der Neophyten im Verhältnis zur Gesamtzahl eingeführter Arten gering ist, haben eingebürgerte fremdländische Arten die Floren verschiedener Gebiete zum Teil stark verändert (KOWARIK 1988, JÄGER 1977). Die meisten invasiven Arten, die heute zu unserem Florenbild gehören, sind vermutlich als Nutzpflanzen aus Gärten verwildert (REICHARD & WHITE 2001).

Botanische Gärten spielten dabei eine relativ geringe Rolle. Dies überrascht, wenn man bedenkt, daß derzeit etwa 20 000 Taxa winterharter Stauden in den Botanischen Gärten Mitteleuropas kultiviert werden (GÖTZ 1994) und diese damit eine beachtliche Quelle für potentielle Neophyten darstellen. Immer wieder zitierte Beispiele für Verwilderungen aus Botanischen Gärten sind *Conyza canadensis*, *Galinsoga parviflora*, *Geranium pyrenaicum*, *Matricaria discoidea*, *Veronica persica* oder *Impatiens parviflora* (BONN & POSCHOLD 1998). Letztere stammt aus Mittelelasmus und wurde bereits 1830 zum ersten Mal spontan im Botanischen Garten von Genf beobachtet (TREPL 1984). Innerhalb von 50 Jahren hat sie sich über gestörte Standorte im Siedlungsbereich bis in naturnahe Wälder hinein ausgebreitet. Bemerkenswert ist insbesondere, daß diese einjährige Art mit ihren typischen „Unkrautmerkmalen“ auch in Waldgesellschaften flächenhaft Fuß fassen konnte. Der ÖBG beherbergt in seinem Freigelände derzeit etwa 5000 Pflanzenarten, von denen der größte Teil bei uns nicht heimisch ist. Somit stellt er eine Quelle für potentielle Neophyten dar. Beobachtungen der letzten Jahre haben so auch gezeigt, daß einige Arten tatsächlich eine deutliche Tendenz zur spontanen Ausbreitung haben. Ziel der vorliegenden Studie war es deshalb, für ausgewählte Arten den derzeitigen Stand der Ausbreitung zu dokumentieren und zu quantifizieren. Darüber hinaus wurde versucht, anhand von Artmerkmalen, die als ausbreitungsfördernd gelten, Strategietypen und Charakteristika invasiver Arten und invasionsfördernder Standorte zu erarbeiten, die Prognosen über die Gefahr der Verwilderung nicht-autochthoner Pflanzen erlauben (PYSEK 1995, LOHMEYER & SUKOPP 1992, CRAWLEY 1987). Der ÖBG ist dabei aus mehreren Gründen für die Klärung dieser Fragen ideal geeignet. Einerseits ist das Areal des Gartens relativ groß und umfaßt viele auch mehr oder weniger naturbelassene Standorte und andererseits wird seit etwa 20 Jahren eine Vielzahl von Arten unter gut vergleichbaren Bedingungen kultiviert.

2 Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet war das Freigelände des Ökologisch-Botanischen Gartens (ÖBG) der Universität Bayreuth (16 ha) in der Vegetationsperiode des Jahres 2001. Der ÖBG liegt am südöstlichen Stadtrand von Bayreuth auf etwa 355–370 m ü. NN in der sogenannten Bruchschollenzone der Fränkischen Linie auf Sand- und Tonsteinen des Keupers. Das Klima ist subozeanisch bis subkontinental geprägt mit einer Jahresmitteltemperatur von 7,9 °C und mittleren Jahresniederschlägen von 724 mm (Beobachtungszeitraum 1971–2000). Die Böden im Garten sind größtenteils sandig-lehmig (vgl. hierzu auch AAS et al. 2001, WOITAS 2001).

2.2 Artenauswahl

Von den etwa 5000 Pflanzenarten in der Vegetationsgeographischen Station im Freigelände des ÖBG zeigen nach Beobachtungen und Erfahrungen des Gartenpersonals etwa 60 Arten eine starke Tendenz zur Ausbreitung. Für die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit wurden davon 17 krautige Arten mit besonders starker Ausbreitungstendenz ausgewählt (siehe Tab. 1). Darüber hinaus handelte es sich dabei um Arten, die in den letzten 20 Jahren im ÖBG eingeführt wurden, die aber mit großer Wahrscheinlichkeit in Gärten der Umgebung des ÖBG nicht kultiviert wurden.

Tab. 1: Liste der untersuchten Arten.

lateinischer Name	Dt. Name	Familie	Heimat
<i>Cephalaria alpina</i> (L.) Schrad	Alpen-Schuppenkopf	Dipsacaceae	W- und S-Alpen
<i>Cephalaria gigantea</i> (Ledeb.) Bobrov	Riesen-Schuppenkopf	Dipsacaceae	Kaukasus, N-Türkei
<i>Cerinth minor</i> L.	Kleine Wachsblume	Boraginaceae	SO-Europa bis Zentralasien
<i>Collomia linearis</i> Nutt.	Schmalblättrige Leimsaat	Polemoniaceae	Westliches N-Amerika
<i>Doronicum pardalianches</i> L.	Kriechende Gemswurz	Asteraceae	SW- und W-Europa
<i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Focke	Scheinerdbeere	Rosaceae	S- und SO-Asien (Himalaya)
<i>Echinops exaltatus</i> Rchb. & Schrad.	Verkannte Kugeldistel	Asteraceae	Ungarn und Balkan
<i>Eryngium giganteum</i> M. Bieb.	Riesen-Mannstreu	Asteraceae	Iran und Kaukasus
<i>Euphorbia polychroma</i> Kerner	Vielfarbige Wolfsmilch	Euphorbiaceae	O- und SO-Europa
<i>Geum coccineum</i> Sibth. & Sm.	Rote Nelkenwurz	Rosaceae	Kleinasien bis Kaukasus
<i>Geum japonicum</i> Thunb.	Japanische Nelkenwurz	Rosaceae	Japan und China
<i>Inula magnifica</i> Lipsky	Großer Alant	Asteraceae	Kaukasus
<i>Lychnis coronaria</i> (L.) Desr.	Kronen-Lichtnelke	Caryophyllaceae	SO-Europa bis Kleinasien
<i>Scabiosa banatica</i> Waldst. & Kit.	Tauben-Skabiose	Dipsacaceae	Ungarn bis Kleinasien
<i>Solidago flexicaulis</i> L.	Zick-Zack-Goldrute	Asteraceae	USA und Kanada
<i>Solidago graminifolia</i> (L.) Salisb.	Grasblättrige Goldrute	Asteraceae	USA und südliches Kanada
<i>Verbascum olympicum</i> Boiss.	Kandelaber- Königskerze	Scrophulariaceae	Griechenland

2.3 Artmerkmale

Alle untersuchten Arten wurden bezüglich morphologischer und reproduktionsbiologischer Merkmale charakterisiert. Die Daten wurden der Literatur entnommen bzw. selbst erhoben (Tab. 2, S. 252). Grundlage für die Auswahl der untersuchten Artmerkmale waren eine Reihe von Arbeiten, die sich mit ausbreitungsrelevanten Merkmalen invasiver Pflanzen beschäftigten (z. B. REIJMANEK 1996, WILLIAMSON & FITTER 1996a, 1996b, ROY 1990, NOBLE 1989).

2.4 Kartierung im ÖBG

Das Gelände des ÖBG wurde für die Untersuchungen in 214 Plots eingeteilt, die Grundlage der Kartierung waren. Dabei wurde die im ÖBG bereits bestehende Quartiereinteilung größtenteils übernommen und gegebenenfalls die Quartiere so zusammengefaßt bzw. geteilt, daß alle Plots eine Größe von 500 bis 1000 m² hatten.

Tab. 2: Zusammenstellung der untersuchten Merkmale, die pro Art ermittelt wurden, und Methodik der Datenerfassung. Die unterschiedliche Datenstruktur (binär, ordinal bzw. metrisch) erforderte bei der Auswertung eine Umrechnung aller Daten auf eine binäre Skala.

Merkmal	Datenqualität			Datenquelle
	Erhobene Skala		Binäre Skala (Grenze)	
Vegetative Pflanzenmerkmale				
Blattlänge	metrisch	cm	0 = kurz (< 40 cm) 1 = lang (> 40 cm)	n = 10 Blätter pro Art
Blattform	binär		0 = einfach 1 = gefiedert	Beobachtung
Pflanzenhöhe	metrisch	cm	0 = klein (< 100 cm) 1 = groß (> 100 cm)	n = 10 Pflanzen pro Art
Pflanzen-durchmesser	metrisch	cm	0 = gering (< 40 cm) 1 = groß (> 40 cm)	n = 10 Pflanzen pro Art
Lebensform	ordinal	Thero-, Geo- und Hemikryptophyt	0 = ein- oder zweijährig 1 = mehrjährig	Beobachtung
Pflanzen-rosette	ordinal	Rosette: ja/nein/halb	0 = keine 1 = (Halb-)Rosette	Beobachtung
Verzweigung des Stengels	binär		0 = unverzweigt 1 = verzweigt	Beobachtung
vegetative Ausbreitung möglich	binär		0 = nein 1 = ja	Literatur bzw. Beobachtung
Generative Pflanzenmerkmale				
Samenmasse	metrisch	mg	0 = gering (< 5 mg) 1 = groß (> 5 mg)	50–100 Samen pro Art
Samengröße	metrisch	mm	0 = kurz (< 5 mm) 1 = lang (> 5 mm)	n = 10 Samen pro Art
Samenform	binär		0 = rund 1 = länglich	Beobachtung
Samenanzahl	metrisch	Samenzahl pro Pflanze	0 = gering (< 5000) 1 = hoch (> 5000)	n = 5 Pflanzen pro Art
Blühbeginn	ordinal	Monat	0 = früh (bis Juni) 1 = spät (nach Juni)	Beobachtung
Blühdauer	metrisch	Monate	0 = kurz (< 4 Monate) 1 = lang (> 4 Monate)	Beobachtung
Bestäubung	ordinal	entomogam, autogam, Apomixis	0 = keine Autogamie/ Apomixis 1 = Autogamie/ Apomixis möglich	Beobachtung
Zoochorie	binär		0 = nein 1 = ja	Beobachtung
Anemochorie	binär		0 = nein 1 = ja	Beobachtung
Natürliches Verbreitungsgebiet sowie Angaben den ÖBG betreffend				
Natürliche Verbreitung	ordinal	N-Amerika, Asien bzw. SO-Europa	0 = Eurasien 1 = N-Amerika	Literatur
Anzahl Pflanzorte im ÖBG	metrisch		0 = wenige (< 5) 1 = viele (≥ 5)	Beobachtung
Zeit seit der Auspflanzung im ÖBG	metrisch	Jahre	0 = wenige (< 10 Jahre) 1 = viele (> 10 Jahre)	Datenbank ÖBG

In jedem der Plots wurde das Auftreten jeder der 17 untersuchten Art kartiert, eingeteilt in 3 Dichteklassen:

- Geringe Dichte: ein bis fünf Pflanzenindividuen der untersuchten Art,
- Mittlere Dichte: sechs bis 20 Individuen,
- Hohe Dichte: mehr als 20 Individuen.

Die so ermittelte Individuendichte pro Plot wurde kartographisch dargestellt. Zu berücksichtigen ist dabei, daß aufgrund der gärtnerischen Pflege (z. B. Unkrautjäten, Fräsen) die Individuenzahl meist unterschätzt wird, da spontan auftretende Arten in fremden Quartieren in der Regel entfernt werden. Auf zehn Vergleichsflächen mit jeweils 4 m², verteilt über den Garten angelegt, wurden im Jahr 2001 zur Quantifizierung dieses Eingriffs keine Pflanzen entfernt (WOITAS 2001).

Ausbreitungsgeschwindigkeit: Die Ausbreitungsdistanz wurde mit dem Programm ArcView abgemessen. Ermittelt wurde jeweils die Distanz zwischen den Mittelpunkten der Plots, in dem die Art gepflanzt wurde und in dem sie sich spontan angesiedelt hatte. Die vier größten Entfernungen vom Pflanzort wurden in Karten eingetragen. Von jeder der untersuchten Art ist bekannt, wann und wo sie im Garten ausgepflanzt wurde. Aus den vier größten Ausbreitungsdistanzen und der Zeit seit der Auspflanzung im ÖBG wurde die Ausbreitungsgeschwindigkeit berechnet.

Populationsdichte: In jedem Plot wurden pro Art fünf Individuen zufällig herausgegriffen und die Distanz zu den nächst stehenden sechs Individuen der gleichen Art gemessen (Nearest-neighbour-Methode). Aus allen Distanzen pro Plot und Art wurde der Kehrwert des Median als Maß für die Dichte der Bestände im betrachteten Plot herangezogen (SHAW & WHEELER 1994, CLARK & EVANS 1954).

2.5 Standortcharakteristika

In allen 214 Plots wurden Boden- und Vegetationseigenschaften kartiert. Pro Plot wurde eine Bodenaufnahme aus einer Mischprobe von 10 Beprobungen und einer jeweiligen Tiefe von 30 cm erstellt. Da der Boden sekundär aufgebracht worden war, war eine Unterteilung in einzelne Horizonte nicht nötig bzw. nicht möglich. Folgende Bodenparameter wurden bestimmt: Textur (mittels Fingerprobe), pH-Wert in 0,01 M CaCl₂-Lösung, Humusgehalt, Lagerungsdichte, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und nutzbare Feldkapazität gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODEN 1996).

Als wichtiger Faktor für die Invasibilität von Standorten wird der Störungsgrad und die damit verbundene Schaffung von offenen Stellen am Boden angegeben. Der Störungsgrad ist im ÖBG durch den steten gärtnerischen Eingriff auf vielen Flächen generell hoch und damit auch der Anteil offenen Bodens. Um diesen zu quantifizieren, wurde die Deckung der Moos- und Krautschicht in 10-%-Schritten abgeschätzt.

2.6 Statistische Auswertung

Mittels Clusteranalyse (WinSPSS vs. 9.0) wurden die Arten nach den aufgenommenen binären Merkmalen (Tab. 2) gruppiert. Als Distanzmaß wurde die quadrierte euklidische Distanz verwendet (BACKHAUS et al. 2000, BÜHL & ZÖFEL 1999). Die Anzahl der Cluster richtete sich nach dem „Elbow-Kriterium“, deren Interpretation erfolgt nach dem t-Wert (BACKHAUS et al. 2000), der für jede Variable eines Clusters wie folgt errechnet wird:

$$t = \frac{\text{Mittelwert (J, G)} - \text{Mittelwert (J)}}{S(J)}$$

mit: Mittelwert (J,G) = Mittelwert der Variable J über die Arten in Cluster G,
 Mittelwert (J) = Gesamtmittelwert der Variable J,
 S(J) = Standardabweichung der Variable J.

Die t-Werte stellen normierte Werte dar, wobei negative Werte anzeigen, daß eine Variable in der betrachteten Gruppe im Vergleich zur Erhebungsgesamtheit unterrepräsentiert ist, positive Werte dagegen, daß sie überrepräsentiert ist. Der t-Wert charakterisiert somit das jeweilige Cluster. Je größer der Betrag des t-Wertes, desto mehr trägt diese Variable zur Trennung des Clusters von den anderen Gruppen bei.

3 Ergebnisse

3.1 Ausbreitung der untersuchten Arten

Alle 17 untersuchten Arten haben sich im ÖBG spontan ausgebreitet und neue Standorte (Plots) besiedelt. *Geum japonicum* (1987 in der Japanabteilung des ÖBG ausgepflanzt) und *Solidago graminifolia* (1993 an mehreren Stellen in den nordamerikanischen Prärien des ÖBG ausgepflanzt) haben mit etwa 350 m die größte Distanz vom ursprünglichen Pflanzort zurückgelegt (Abb.1). Beide Arten haben sich dabei gleichmäßig im ÖBG ausgebreitet, zeigten keine bevorzugte Ausbreitungsrichtung und haben die Grenzen des Untersuchungsgebietes erreicht (Abb. 2; WOITAS 2001). Möglicherweise sind sie bereits außerhalb des ÖBG angesiedelt. *Cerintho minor* und *Collomia linearis* haben sich am wenigsten weit ausgebreitet und in den 11 bzw. 5 Jahren seit der Pflanzung nur etwa 50 m zurückgelegt.

In den Abbildungen 2a–2c ist die Ausbreitung von *Solidago graminifolia* (Abb. 2a), *Duchesnea indica* (Abb. 2b) und *Collomia linearis* (Abb. 2c) im ÖBG kartogra-

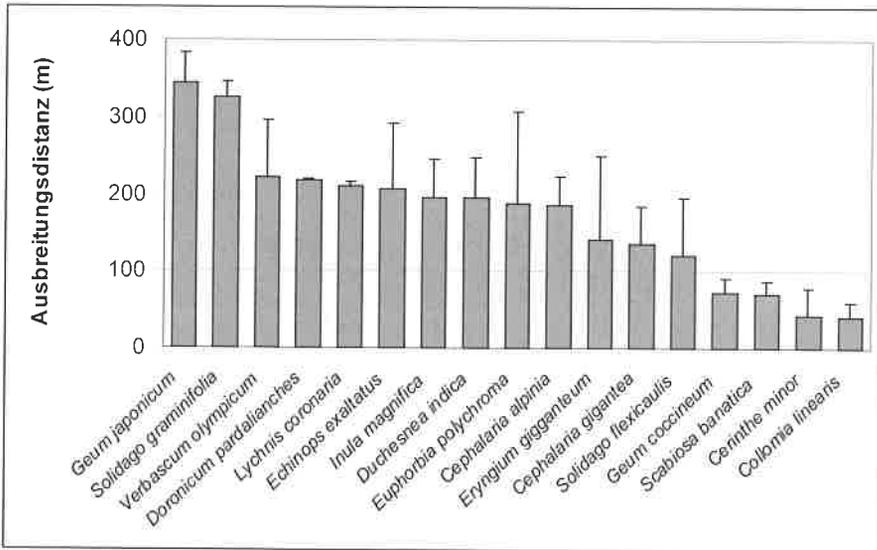


Abb. 1: Ausbreitungsdistanzen vom Pflanzort (Mittelwert ± SD, n=4)

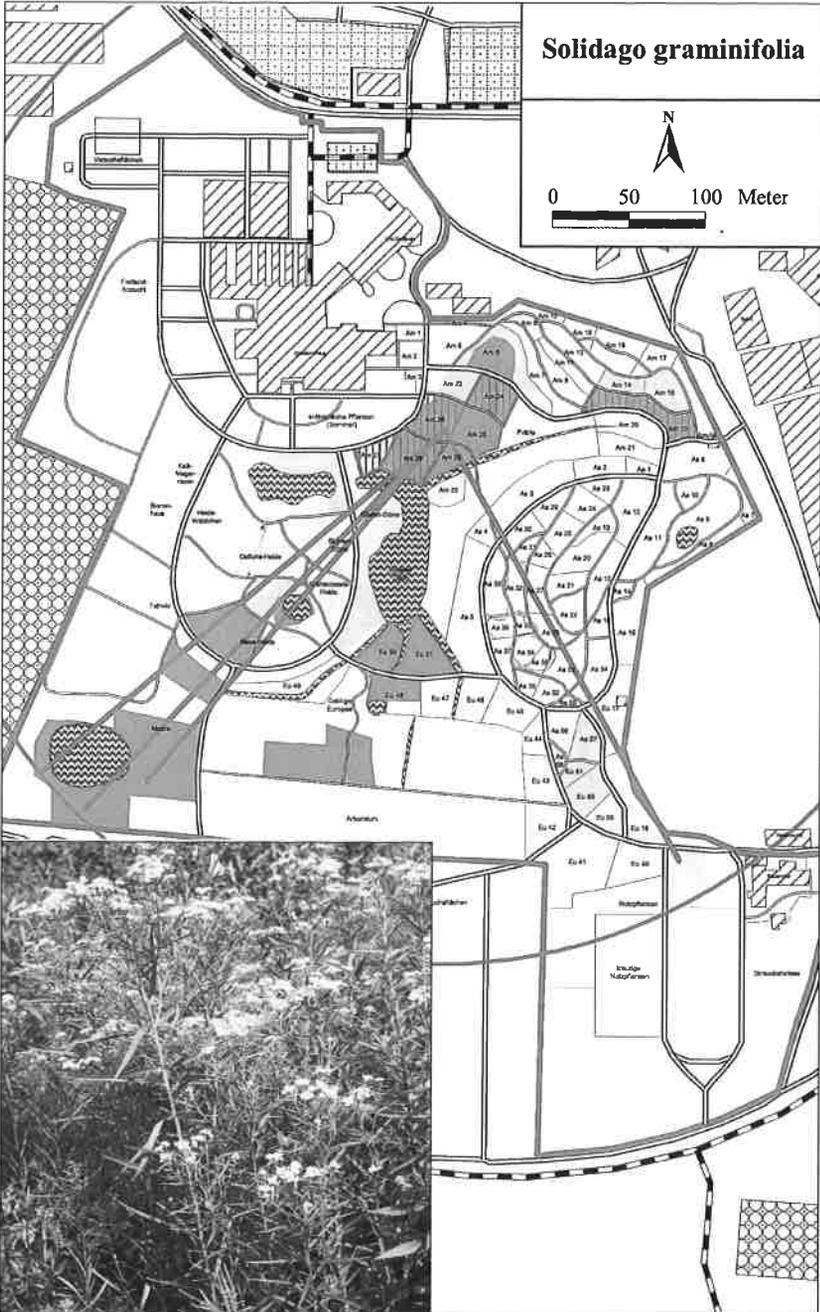


Abb. 2a: Ausbreitung von *Solidago graminifolia* im ÖBG. *Solidago graminifolia* hat sich von allen untersuchten Arten am stärksten ausgebreitet, sowohl bezüglich der Entfernung vom Pflanzort, der Ausbreitungsgeschwindigkeit sowie bezüglich der Dichte der Bestände. Legende siehe Abb. 2d, S. 256.



Abb. 2b: Ausbreitung von *Duchesnea indica* im ÖBG. Aufgrund ihrer Ausläufer kann diese Art dichte Bestände bilden und breitete sich auch an beschatteten Standorten aus. Legende siehe Abb. 2d, S. 256.

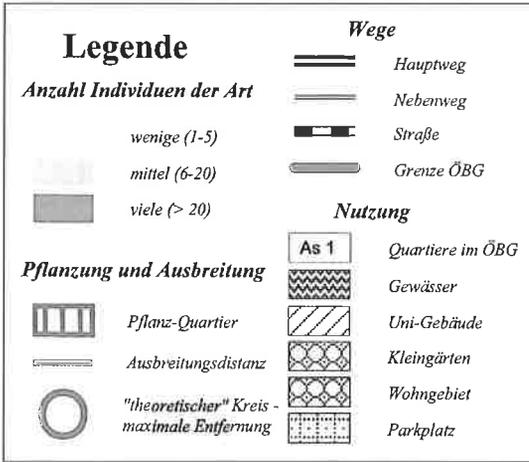


Abb. 2d: Legende der verwendeten Signaturen für die Abb. 2a-c.

phisch dargestellt. Farblich hervorgehoben sind die Individuendichte und die vier größten Distanzen vom Pflanzort. Die in Abb. 2d dargestellte Legende erklärt die verwendeten Signaturen. Entsprechende Karten für die restlichen 14 untersuchten Arten finden sich bei WOITAS (2001).

Die zurückgelegte Distanz alleine reicht nicht zur Beschreibung des Ausbreitungspotentials. Wichtig ist darüber hinaus, in welcher Zeit diese Distanz zurückgelegt wurde (Ausbreitungsgeschwindigkeit, Abb. 3) und mit wie vielen Individuen (Dichte der Bestände, Abb. 4) die Art in den neu besiedelten Plots auftritt.

Die Ausbreitungsgeschwindigkeit betrug für die untersuchten Arten 5 bis 41 m pro Jahr (Abb. 3). Deutlicher „Spitzenreiter“ unter ihnen war *Solidago graminifolia*, die sich seit ihrer Auspflanzung im Garten im Jahr 1993 mit $41 \pm 2 \text{ m a}^{-1}$ im ÖBG ausbreitete.

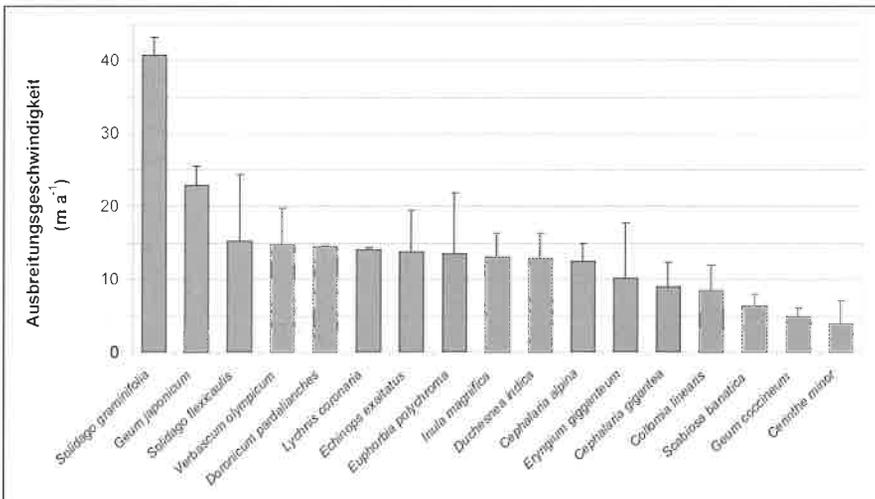


Abb. 3: Ausbreitungsgeschwindigkeit der 17 untersuchten Arten. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert (\pm SD, n=4). Die Arten sind nach absteigender Ausbreitungsgeschwindigkeit angeordnet.

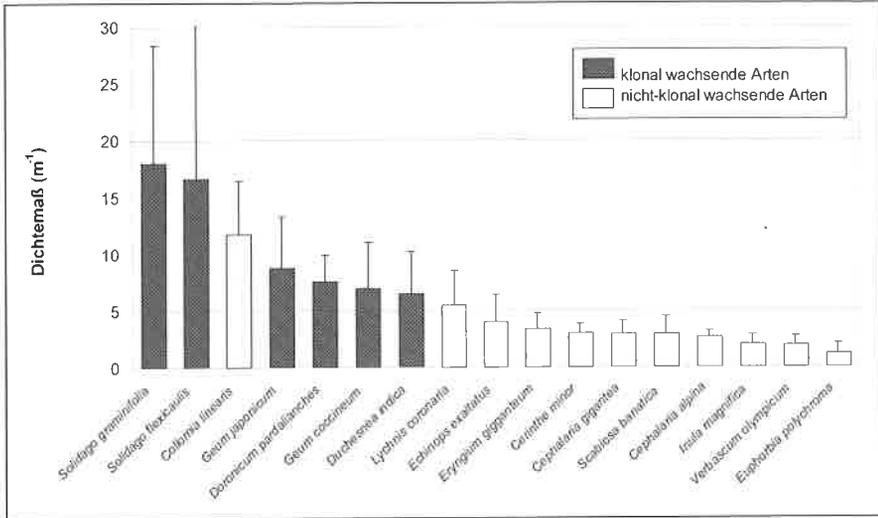


Abb. 4: Bestandsdichte der 17 untersuchten Arten, dargestellt als Dichtemaß in [m⁻¹], dem Kehrwert der Abstände eines Individuums zu den nächst benachbarten. Klonal wachsende Arten sind mit Schrägschraffur gekennzeichnet. Die Standardabweichung bei *Solidago flexicaulis*, die graphisch nicht mehr dargestellt ist, beträgt 26 m⁻¹.

Von den untersuchten Arten bilden die beiden Goldruten-Arten (*Solidago graminifolia* und *S. flexicaulis*) die dichtesten Bestände (Abb. 4). Sie wachsen klonal über Rhizome, was sie – wie auch die anderen klonal wachsenden Arten – zur Bildung dichter Bestände befähigt. *Collomia linearis* kann sich als Anuelle zwar nur über Samen ausbreiten, aber dennoch in hoher Populationsdichte auftreten.

3.2 Ausbreitung und Artmerkmale

Mit Hilfe einer Clusteranalyse wurden alle Arten aufgrund der erhobenen ausbreitungsrelevanten Merkmale (Tab. 2) gruppiert. Danach ergaben sich vier deutlich voneinander getrennte Gruppen (Tab. 3–4), die durch die Merkmalskombination der darin enthaltenen Arten charakterisiert sind.

Die Gruppe IV besteht aus *Solidago flexicaulis*, *S. graminifolia* und *Collomia linearis* und enthält die Arten, die sich am besten ausgebreitet haben (Tab. 3). Die Mittelwerte der Ausbreitungsgeschwindigkeit und der Dichte der Bestände waren bei den Gruppen I – III ähnlich und deutlich kleiner als bei Gruppe IV, jedoch mit großer Standardabweichung. Diese Gruppen gehören zu den weniger erfolgreichen Ausbreitern und sind wie folgt charakterisiert: In Gruppe I sind großwüchsige Arten zusammengefaßt, mit großen, meist gefiederten Blättern und schweren Samen. Gruppe II ist von den restlichen drei Gruppen signifikant durch den frühen Blühzeitpunkt verschieden. Die Gruppe II kann nach der Individuendichte weiter unterteilt werden: Die Arten mit vegetativer Ausbreitung und somit dichten Beständen (*Geum coccineum*, *Geum japonicum*, *Duchesnea indica* und *Doronicum pardalianches*) und diejenigen mit geringen Individuendichten (*Cerithe minor*, *Euphorbia polychroma*, *Scabiosa banatica*). Die Arten der Gruppe III (*Eryngium giganteum*, *Lychnis coronaria*, *Verbascum olympicum* und *Inula magnifica*) sind durchweg

mehrfährig, können sich nicht oder kaum vegetativ vermehren, produzieren aber meist eine große Anzahl von Samen (außer *Eryngium giganteum*). Gemeinsame Merkmale der Arten der Gruppe IV (*Solidago flexicaulis*, *Solidago graminifolia* und *Colomia linearis*), die sich am erfolgreichsten im ÖBG ausbreitete, sind ihr natürliches Verbreitungsareal Amerika, sowie der Umstand, daß sie erst seit wenigen Jahren im ÖBG in Kultur sind (< 10 Jahre) und jeweils an mehreren Stellen ausgepflanzt wurden.

Die Zusammenschau aller Pflanzenmerkmale und insbesondere der Vergleich der Gruppen I (schlechte Ausbreiter) und IV (gute Ausbreiter) zeigt, daß Arten mit kleinen Samen, die nicht auf Zoochorie angewiesen sind, sondern sich anemochor ausbreiten und zur Selbstbestäubung befähigt sind, zu den erfolgreichen Ausbreitern gehören.

Tab. 3: Dendrogramm der Clusteranalyse und Einteilung der untersuchten Arten in vier Gruppen. (Zur Berechnung wurden alle Daten binär skaliert; siehe Tab. 4, S. 261.) Die Analyse wurde ohne Ausbreitungsgeschwindigkeit und ohne Dichte durchgeführt. Gezeigt sind außerdem Mittelwerte der Ausbreitungsgeschwindigkeit (v) und der Dichte der Bestände pro Gruppen.

Gruppe	v (m a ⁻¹)		Dichte- maß (m ⁻¹)		Dendrogramm
	μ	SD	μ	SD	
I	12 ± 4		4 ± 1		
II	11 ± 7		5 ± 3		
III	13 ± 5		4 ± 2		
IV	22 ± 15		16 ± 5		

3.3 Besiedelung der Standorte

Die bodenkundlichen Ergebnisse zeigten kaum Unterschiede zwischen den Plots bezüglich des pH-Werts, der KAK sowie der Bodentextur. Knapp 70 % der Böden waren Sand-Lehm-Gemische, bei den restlichen 30 % dominierte der Sand- bzw. Lehmanteil. Der pH-Wert lag auf 90 % der Flächen zwischen 4,4 und 5,3. Die höchsten pH-Werte betragen 6,1 und wurden auf den beiden Plots gemessen, auf denen Kalkgrus aufgebracht war (Ergebnisse in WOITAS 2001 dargestellt).

Über die Hälfte der Plots war dicht mit Vegetation bedeckt (90–100 % Vegetationsbedeckung) und nur 11 % der Plots waren relativ offene Standorte mit einer Vegetationsbedeckung bis zu 50 % (Abb. 5 B, S. 262).

Tab. 4: Artmerkmale (binäre Skala) der untersuchten Arten, getrennt nach den vier clusteranalytisch ausgeschiedenen Gruppen (vgl. Tab. 3). Grau hinterlegt sind die Werte, die signifikant mit $|t| > 0,7$ zur Trennung der Gruppen beitragen (nach BACKHAUS et al. 2000). Ein negativer t-Wert bedeutet, daß das Merkmal in der Gruppe unterrepräsentiert ist, ein positiver t-Wert, daß das Merkmal überrepräsentiert ist.

Gruppe	I	II	III	IV	
	<i>Cephalanthes gigantea</i> <i>Cephalanthes alpina</i> <i>Echinops exaltatus</i> <i>Cerinthe minor</i> <i>Euphorbia polychroma</i> <i>Scabiosa banatica</i> <i>Gaum coccineum</i> <i>Gaum japonicum</i> <i>Duchesnea indica</i> <i>Doronicum pardalanchthes</i>		<i>Eryngium giganteum</i> <i>Lychnis coronaria</i> <i>Verbascum olympicum</i> <i>Inula magnifica</i> <i>Solidago flexicaulis</i> <i>Solidago graminifolia</i> <i>Collomia linearis</i>		Legende
Blattlänge	1 1 1 1,57	0 0 0 0 0 0 0 0	0 0 1 1 1 0,48	0 0 0 -0,6	0=kurz (< 40 cm) 1=lang
Blattform	1 1 1 1,57	0 0 1 1 0 0 0 0	1 0 0 0 0 -0,06	0 0 0 -0,6	0=einfach 1=gefiedert
Pflanzenhöhe	1 1 1 1,75	0 0 0 0 0 0 0 0	0 0 1 1 1 0,6	0 0 0 -0,54	0=klein (< 100 cm) 1=groß
Samenmasse	1 1 1 1,82	1 0 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0 -0,52	0 0 0 -0,52	0=gering (< 5 mg) 1=hoch
Blühbeginn	1 1 1 0,69	0 0 1 1 0 0 0 0	1 1 1 1 1 0,69	1 1 1 0,69	0=früh 1=spät (ab Juni)
Samenanzahl	0 0 0 -0,6	0 0 0 0 0 0 0 0	0 1 1 1 1 1,03	0 1 0 0,48	0=gering (< 5000) 1=hoch
vegetative Ausbreitung möglich	0 0 1 -0,11	0 0 0 1 1 1 1 1	0 0 0 0 0 -0,78	1 1 0 0,22	0=nicht vegetativ 1=vegetativ
Lebensform	1 1 1 0,52	1 1 1 1 1 1 1 1	0 0 0 1 1 -1,23	1 1 0 -0,07	0=ein-/zweijährig 1=mehrfährig
Anzahl der Pflanzorte im OBG	0 0 0 -0,34	0 0 0 0 0 0 0 0	0 0 0 0 0 -0,34	0 1 1 1,2	0=wenig 1=vielen (> 5)
Jahre seit der Auspflanzung	1 1 0 0,12	1 1 1 0 1 1 1 1	1 1 1 1 1 -0,6	0 0 0 1,03	0=weniger als 10 Jahre 1=mehr
Natürliches Verbreitungsgebiet	0 0 0 -0,52	0 0 0 1 1 0 0 0	0 0 0 0 0 -0,52	1 1 1 1,82	0=Eurasien 1=Nord-Amerika
Bestäubung	0 0 0 -0,78	0 1 0 1 1 0 0 0	0 0 0 0 0 -0,78	1 1 1 1,22	0=keine Autogamie 1=Autogamie möglich
Zoochorie	1 1 1 1,09	1 0 0 1 1 1 1 0	1 0 0 0 0 -0,38	0 0 0 -0,87	0=nicht zoochor 1=zoochor
Pflanzenrosette	1 1 1 0,81	1 0 1 1 1 1 1 1	0 1 1 0 0 -0,17	0 0 0 -1,16	0=keine 1=Rosette/Halbrosette
Pflanzendurchmesser	1 1 1 1,16	0 0 0 0 1 1 0 0	1 0 1 1 0 0,68	0 0 0 -0,81	0=< 40 cm 1= größer
Samengröße	1 1 1 1,22	0 0 0 1 1 0 0 0	1 0 0 1 0 0,22	0 0 0 -0,78	0=kurz (< 5mm) 1=lang
Für keine der Gruppen signifikant					
Samenform	1 1 1 0,38	0 0 0 1 1 0 0 1	0 0 0 1 1 -0,6	1 1 1 0,38	0=rund 1=länglich
Lichtanspruch	1 1 0 -0,12	1 1 1 1 1 0 0 0	1 1 1 1 1 0,6	0 1 1 0,06	0=schattenolerant 1=lichtbedürftig
Anemochorie	0 0 1 -0,69	1 0 0 1 0 0 0 1	1 1 1 1 1 0,69	1 1 1 0,69	0=nicht anemochor 1=anemochor
Blühdauer	0 0 0 -0,44	0 0 1 0 1 0 0 0	0 0 0 0 0 -0,44	0 0 0 0,22	0=kurz (< 4 Monate) 1=lang
Verzweigung des Stängels	1 1 1 0,44	1 1 1 1 0 0 0 1	1 1 1 1 1 0,44	1 1 0 -0,22	0=unverzweigt 1= verzweigt

Standorte mit einer Vegetationsbedeckung von 60–90 % zeigten die stärkste Neubesiedelung, solche mit geringer Vegetationsdecke sowie Standorte mit dichter Vegetation die geringste (Abb. 5A, S. 262). Standorte mit geringer Vegetationsbedeckung (< 60%) wurden von höchstens 2 verschiedenen Arten besiedelt. Die ge-

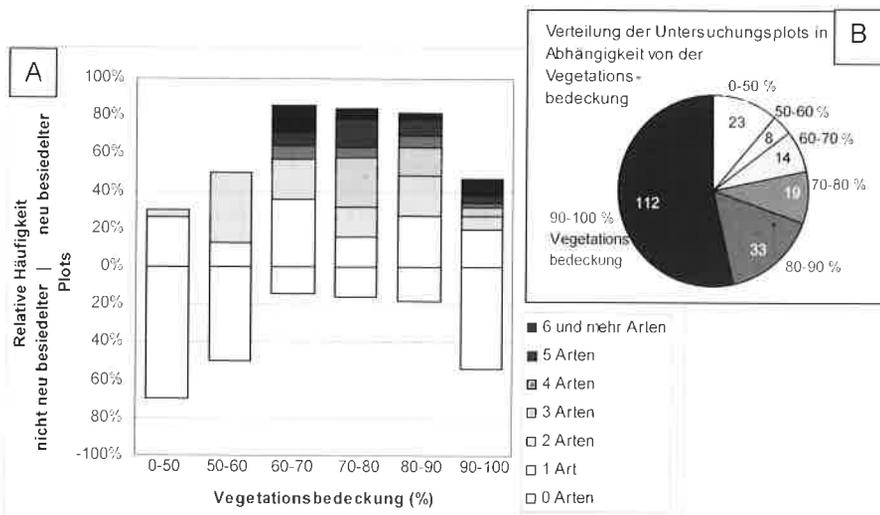


Abb. 5: Relative Häufigkeit der neu besiedelten Plots in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung (A) sowie deren Anteile im ÖBG (B). Mehr als 50 % der Plots (112 Plots) hatten eine Vegetationsbedeckung von 90–100 %.

ringe Neubesiedlung der offenen Standorte überrascht, läßt sich aber mit der besonderen Situation im ÖBG erklären. Sehr offene Flächen sind im ÖBG gleichzeitig intensiv bearbeitete Flächen, die regelmäßig gefräst, vollständig umgearbeitet oder „unkrautfrei“ gehalten werden und somit keine Neubesiedlung erlauben.

Interessant ist der Zusammenhang zwischen besiedeltem Standort und Vegetationsbedeckung bei *Duchesnea indica* (Abb. 6). *Duchesnea indica* bildete Bestände mittlerer Dichte (Abb. 4) und breitete sich mit mittlerer Geschwindigkeit aus (Abb. 3).

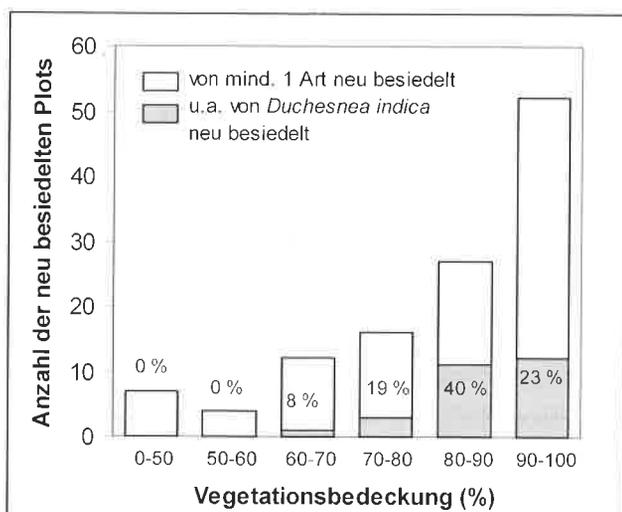


Abb. 6: Anzahl der durch mindestens eine der untersuchten Arten neu besiedelten Plots in Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung. Dargestellt sind außerdem die Anzahl der Plots, die durch *Duchesnea indica* besiedelt wurden (graue Teilbalken sowie Prozentangaben zum Anteil an den insgesamt neu besiedelten Plots).

Sie besiedelte eine Reihe neuer Plots vor allem in der Asienabteilung des ÖBG (Abb. 2b). Auffällig dabei war, daß *Duchesnea indica* nur Standorte mit mindestens 60 % Vegetationsdeckung besiedelte und ihr Anteil an besiedelten Plots bei höherer Vegetationsdeckung größer war (Abb. 6). *Duchesnea indica* vermag also in beschattete, relativ dicht mit Vegetation bewachsene Standorte einzudringen.

4 Diskussion

Für die Untersuchungen wurden Arten ausgewählt, die im Ökologisch-Botanischen Garten (ÖBG) eine starke Tendenz zur Verwilderung zeigen. Die meisten dieser Arten sind bislang noch nicht als Neophyten in der Umgebung des ÖBG aufgetreten. Viele dieser sich selbständig im Garten ausbreitenden Arten sind Asteraceen oder Dipsacaceen. Nach SHETLER & SKOG (1978) gelten die Asteraceen als die wichtigste Neophytenfamilie. Von 2230 Asteraceen, die in Nordamerika vorkommen, sind bereits 57 in Europa etabliert (TUTIN et al. 1976; zu den Gründen für den Ausbreitungserfolg der Asteraceen siehe PYSEK 1998, 1997).

Sowohl die Festlegung der Anzahl der untersuchten Arten als auch deren Auswahl erfolgten in der vorliegenden Arbeit nach vorherigen Beobachtungen im Garten. Mittlerweile hat sich gezeigt, daß weitere Arten eine starke spontane Ausbreitung zeigen. *Hieracium aurantiacum* z. B. hat sich gerade in den letzten beiden Jahren im ÖBG und darüber hinaus stark ausgebreitet.

4.1 Merkmale invasiver Arten

Vorhersagen über das Verhalten von Organismen in einer neuen Umgebung setzen Kenntnisse ausbreitungsfördernder bzw. -hemmender Faktoren voraus (KOWARIK & SUKOPP 1986). So hat BAKER (1965) eine Liste mit Eigenschaften des „ideal weed“ zusammengestellt: Es handelt sich dabei um eine perennierende Pflanze, die unter verschiedenen Bedingungen keimen kann, schnell wächst, früh blüht, selbstkompatibel ist, viele Samen produziert, deren Samen weit ausgebreitet werden, die sich auch vegetativ vermehren kann und generell sehr konkurrenzstark ist, also viele Merkmale eines typischen „r“-Strategen aufweist (GRIME 1974, MACARTHUR & WILSON 1967). Jedoch weist BAKER (1965) auch darauf hin, daß eine ausbreitungsintensive Art selten alle diese Merkmale besitzt und eine Art, die viele der genannten Merkmale aufweist, nicht zwangsläufig besonders invasiv sein muß. In der vorliegenden Arbeit waren Pflanzen von kleinerer Gestalt, die viele leichte Samen produzieren, und sowohl über eine gute Fernausbreitung ihrer Diasporen (bevorzugt über den Wind) als auch über Mechanismen zur vegetativen Ausbreitung verfügen besonders ausbreitungsstark. Dies deckt sich im wesentlichen mit den Daten aus der Literatur (REIJMANEK 1996, WILLIAMSON & FITTER 1996a, 1996b, ROY 1990, NOBLE 1989, BAKER 1965).

Einige Merkmale, die sich als ausbreitungsfördernd erwiesen haben, erscheinen auf den ersten Blick überraschend. So breiteten sich Neubürger aus N-Amerika, die an mehreren Standorten im ÖBG ausgebracht wurden, besonders stark aus (Gruppe IV der Clusteranalyse: *Solidago graminifolia*, *S. flexicaulis* und *Collomia linearis*).

Doch wie kann die Heimat einer Art mit der Möglichkeit zur spontanen Ausbreitung zusammenhängen? JÄGER (1977) hat gezeigt, daß von den Neophyten, die sich in Europa eingebürgert haben, deutlich mehr aus dem nordamerikanischen Kontinent

stammen (etwa 90 aus dem östlichen und 55 aus dem westlichen Nordamerika) als aus Ostasien (nur etwa 20 Arten). Der Grund für die starke Ausbreitung nordamerikanischer Arten könnte darin liegen, daß diese mit den Arten unserer Flora weniger verwandt sind. Floristisch zählt Nordamerika innerhalb der Holarktis zur Nearktis, Europa und Asien hingegen zur Paläarktis (WALTER & BRECKLE 1999). Europa und Asien stehen sich demnach floristisch näher als Europa und Nordamerika. REIJMANEK (1996) stellte hierzu generell fest, daß sich Arten aus „exotischen“ Gattungen leichter ansiedeln als solche, bei denen es Verwandte in der indigenen Flora gibt. Als Belege für diese Hypothese lassen sich aus der vorliegenden Arbeit die Gattungen *Collomia* und *Echinops* (letztere auch von WALTER (1987) als Neubürger erwähnt) sowie *Duchesnea indica*, die sich in Mitteleuropa langsam etabliert (JACKOWIAK 1992, LIENENBECKER 1984, HOOKER 1961) nennen. Verschiedene Autoren (REIJMANEK 1996, BOSSARD & REIJMANEK 1994) führen den Erfolg exotischer Sippen als Neubürger vorwiegend darauf zurück, daß diese an fremden Standorten weniger an Herbivoren und Pathogenen leiden.

Darüber hinaus besteht offenbar zwischen der Ausbreitung einer Art und der Anzahl ihrer Ausbringungsorte im ÖBG ein positiver Zusammenhang. *Solidago graminifolia* und *Collomia linearis*, die beide an mehr als 5 Stellen im Garten ausgepflanzt wurden, gehören zu den ausbreitungsstärksten Arten. KOLAR & LODGE (2001) beobachteten ebenfalls, daß die Gefahr einer Invasion größer ist, wenn sowohl die Zahl der freigelassenen Individuen, als auch die Anzahl der Freilassungen höher ist. *Solidago graminifolia*, im ÖBG der „Spitzenreiter“ was die spontane Verwildерung betrifft, galt bislang im Vergleich zu *Solidago canadensis* und *S. gigantea* als weniger invasiv. WEBER (1998) führt dies darauf zurück, dass, obwohl alle drei *Solidago*-Arten um 1758 nach Europa eingeführt wurden (WEBER & SCHMID 1993), *Solidago graminifolia* nur an relativ wenigen Stellen ausgebracht wurde. In der Zukunft jedoch schätzt man, könnte sich *Solidago graminifolia* ebenfalls wie die beiden großen Goldrutenarten in ganz Mitteleuropa etablieren (WEBER 2001, MEYER 1992, VOSER-HUBER 1983).

4.2 Besiedelte Standorte

Neophyten haben vor allem in natürlichen Pionier- und Dauergesellschaften auf offenen oder zeitweilig offenen Standorten mit hohem Rohbodenanteil und guten Lichtverhältnissen Fuß fassen können (STARFINGER 1993, HOBBS 1989), dagegen kaum in Klimaxgesellschaften (SUKOPP 1962). Als Gründe werden die „floristische Geschlossenheit“ von Klimaxgesellschaften (SCHMITZ 1999) und die Empfindlichkeit vieler Neophyten gegenüber Beschattung genannt (CORNELIUS 1990). Doch es gibt mittlerweile auch Gegenbeispiele: *Impatiens parviflora*, das Kleinblütige Springkraut, hat sich in vielen mitteleuropäischen Wäldern erfolgreich in der Bodenvegetation etabliert, also an einem mehr oder weniger beschatteten Klimaxstandort, so daß „die frühere Annahme, daß Waldgesellschaften [...] gegen das Eindringen krautiger Neophyten „immun“ sind, [...] aufgegeben werden muß“ (SCHMITZ 1999).

Aus der vorliegenden Studie ist in diesem Zusammenhang *Duchesnea indica* interessant. Diese Art hat mit 13 m a⁻¹ zwar eine relativ geringe Ausbreitungsgeschwindigkeit, sie kann aber Schattenstandorte mit dichter Vegetation (sogar noch bei 90–100 % Deckung) besiedeln. HOOKER (1961) hat *Duchesnea indica* bereits an natürlichen Standorten in Indien als „sehr konkurrenzstarken aggressiven Boden-

decker“ beschrieben. Ihre Fähigkeit, sich rasch über Ausläufer vegetativ auszubreiten, könnte sie zu einem ernsthaften Konkurrenten einheimischer Arten der Waldvegetation machen. Zusätzlich zu dieser starken vegetativen Nahausbreitung kann sich *Duchesnea indica* durch ihre zoochor verbreiteten Samen auch weiter entfernte Standorte erschließen (LIENENBECKER 1984). Das Beispiel *Duchesnea indica* bestätigt somit, daß nicht nur typische Ruderalstandorte, sondern auch beschattete Standorte für eine Besiedlung durch „Neophyten“ in Frage kommen. *Duchesnea indica* wäre damit, ähnlich wie *Impatiens parviflora*, in der Lage, in Wälder einzudringen und in Konkurrenz mit der heimischen Waldbodenvegetation zu treten. Mit der vorliegenden Arbeit ist im ÖBG der Grundstein für ein Dauermonitoring von Arten gelegt worden, die eine Tendenz zur spontanen Ausbreitung zeigen. In folgenden Untersuchungen soll das Artenspektrum erweitert werden und müsste die Größe der Untersuchungsflächen vereinheitlicht werden. Da *Solidago graminifolia* und *Duchesnea indica* ihr Areal bereits bis an die Grenzen des ÖBG ausgedehnt haben, sind in den kommenden Jahren Untersuchungen auch außerhalb des ÖBG notwendig.

5 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, beispielhaft am Ökologisch-Botanischen Garten (ÖBG) in Bayreuth die Ausbreitung nicht-autochthoner Pflanzenarten zu erfassen und darüber hinaus Eigenschaften dieser Arten und der besiedelten Standorte herauszufinden, die eine spontane Ausbreitung begünstigen.

Für die Untersuchungen wurden 17 krautige Arten ausgewählt, die nach vorherigen Beobachtungen bereits eine starke Tendenz zur Verwilderung zeigen. Ermittelt wurden die konkrete Ausbreitung dieser Arten innerhalb des Botanischen Gartens sowie die Ausbreitungsgeschwindigkeit und Dichte der Bestände. Aus der Literatur und durch eigene Messungen wurden Artmerkmale erhoben, die Einfluss auf die Ausbreitung der Arten haben. Die Arten wurden anhand dieser Merkmale mittels Clusteranalyse gruppiert.

Die Arbeit lieferte folgende Ergebnisse:

- Alle 17 untersuchten Arten, die im Vorfeld als ausbreitungsintensiv eingeschätzt wurden, breiten sich tatsächlich stark aus. Spitzenreiter ist *Solidago graminifolia*, die sich sehr schnell (41 m a⁻¹) ausgebreitet hat und in dichten Beständen auftritt.
- Für die Ausbreitung sind nicht nur (a) ausbreitungsbiologisch relevante Eigenschaften von Bedeutung, sondern auch (b) einführungsgeschichtliche Aspekte.
 - (a) Gute Ausbreiter sind Pflanzen von kleinem Wuchs und schlanker Gestalt, die sowohl zur Fern- (v. a. über Wind) wie zur Nahausbreitung befähigt sind und kleine, leichte Samen haben.
 - (b) Das natürliche Verbreitungsgebiet der Art und die Anzahl ihrer Ausbringungsorte im Garten haben einen Einfluß auf die Ausbreitung. Erfolgreich sind v. a. Arten aus Nordamerika, die an mehreren Stellen im ÖBG ausgebracht wurden.
- Bemerkenswert ist, daß auch Arten, die keine typischen Besiedler von Ruderalstandorten sind, starke Ausbreitungstendenz zeigen, wie *Duchesnea indica*, die sich an beschatteten, z. T. dicht bewachsenen Standorten etablieren konnte.

Mit der Untersuchung wurde die Basis für ein Dauermonitoring im Ökologisch-Botanischen Garten geschaffen.

Danksagung

Besonderer Dank gilt PD Dr. Gregor Aas, Dr. Walter Durka, Dr. Pedro Gerstberger, Dr. Ulrich Sukopp, Dr. Erich Walter sowie den Beschäftigten des Botanischen Gartens für ihre zahlreichen Anregungen und ihre tatkräftige Unterstützung.

6 Literatur

- AAS, G., BERTRAM., U., LAUERER, M. (2001) Ökologisch-Botanischer Garten. Broschüre des Ökologisch-Botanischen Gartens Bayreuth, Bayreuth.
- AG BODEN (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung. – 4. verbesserte und erweiterte Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W., WEIBER, R. (2000) Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsbezogene Einführung. Springer Verlag, Berlin.
- BAKER, H. G. (1965) Characteristics and modes of origin of weeds. – In: BAKER H. G., STEBBINS, C. L. (Hrsg.) The genetics of colonizing species. pp. 147–169. Academic Press, New York.
- BONN, S., POSCHLOD, P. (1998) Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. UTB, Wiesbaden.
- BOSSARD, C. C., REJMANEK, M. (1994) Herbivory, growth, seed production and resprouting of an exotic shrub *Cytisus scoparius* in California. Biol Conservation **67**: 193–200.
- BÜHL, A., ZÖFEL, P. (1999) SPSS – Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Addison-Wesley, München.
- CLARK, P., EVANS, C. (1954) Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. Ecology **35**: 445–453.
- CORNELIUS, R. (1990) The Strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats. I. Resource requirements. Acta Oecologica **11**: 19–34.
- CRAWLEY, M. (1987) What makes a community invisable? – In: GRAY, A. et al. (1987) Colonization, sucesion and stability. pp. 429–454, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GÖTZ, E. (1994) Herkunft und Anzahl unserer Freilandpflanzen. Der Palmengarten **58**: 37–43.
- GRIME, J.P. (1974) Vegetation classification by reference to strategies. Nature **250** (5): 26–31.
- HOBBS, R. (1989) The nature and effects of disturbance relative to invasions. – In: DRAKE J. et al. (Hrsg.): Biological Invasions – A global perspective. pp. 351–368. John Wiley & Sons, Chinchester.
- HOOKER, J. (1961) Flora of India. Vol. II, Reeve & Co., Ashford.
- JACKOWIAK, B. (1992) Zur Ausbreitung von *Duchesnea indica* (Rosaceae) in Wien. Fragmenta Floristica et Geobotanica **37** (2): 539–547.
- JÄGER E. J. (1977) Veränderungen des Artbestandes von Floren unter dem Einfluss des Menschen. Biol. Rundschau **15**: 287–300.
- KOLAR, C. S., LODGE, D. M. (2001) Progress in invasion biology: predecating invaders. Trends in Ecology & Evolution **16** (4): 199–204.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung **56**: 1–280.

- KOWARIK, I. (1998) Neophyten in Deutschland: Quantitativer Überblick, Einführungs- und Verbreitungswege, ökologische Folgen und offene Fragen. – In: UBA (Hrsg.) Gebietsfremde Organismen in Deutschland. Texte 55/99: 17–43.
- KOWARIK, I., SUKOPP, H. (1986) Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. – In: KOLLEK, R. (Hrsg.) Die ungeklärten Gefahrenpotentiale der Gentechnologie. – *Gentechnologie* **10**: 111–135.
- LIENENBECKER, H. (1984) Die Indische Scheinerdbeere (*Duchesnea indica* [Andr.] Focke) bei Bielefeld. *Natur und Heimat* **44**: 82–83.
- LOHMEYER, W., SUKOPP, H. (1992) Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. *Schriften Reihe für Vegetationskunde* **25**: 1–185.
- MACARTHUR, R., WILSON, E. (1967) Biogeographie der Inseln. Goldmann, München.
- MEYER, A. (1992) The experimental demography of clonal plants: a case study of the invading species *Solidago altissima*. PhD Thesis, Universität Basel, Schweiz.
- NOBLE, I. (1989) Attributes of invaders and the invading process: Terrestrial and vascular plants. – In: DRAKE, J. et al. (Hrsg.): *Biological Invasions – A global perspective*. pp. 301–314. John Wiley & Sons, Chichester.
- PYSEK, P. (1995) *Plant invasions – General aspects and special problems*. Academic Publishing, Amsterdam.
- PYSEK, P. (1997) Compositae as invaders: Better than the others? *Preslia* **69**: 9–22.
- PYSEK, P. (1998) Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* **82**: 282–294.
- REICHARD, S. H., WHITE, P. (2001) Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* **51**: 103–113.
- REIJMANEK, M. (1996) A theory of seed plant invasiveness: The first sketch. *Biol Conservation* **78**: 171–181.
- ROY, J. (1990) In search of the characteristics of plant invaders – In: DI CASTRI, F. et al. (Hrsg.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 335–352. Kluwer Academic Publishers, London.
- SCHMITZ, G. (1999) *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern und Forsten – Eine biozöologische Analyse. *Z. Ökologie Naturschutz* **7**: 193–206.
- SHAW, G., WHEELER, D. (1994) *Statistical Techniques in Geographical Analysis*. David Fulton Publishers, London.
- SHETLER, S. G., SKOG, L.E. (1978) A provisional checklist of species of Flora of North America. Saint Luis.
- STRAFINGER, U. (1993) Nicht-einheimische Pflanzenarten als Problem für den Artenschutz. – In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.) *Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der Ökologischen Forschung* **4**: 225–233.
- SUKOPP, H. (1962) Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* **75**: 193–205.
- SUKOPP, H. (1995) Neophytie und Neophytismus. – In: BÖCKER, R., GEBHARD, H., KONOLD, W., SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.) *Gebietsfremde Pflanzenarten*. ecomed Landsberg.
- TREPL, L. (1984) Über *Impatiens parviflora* DC als Agriophyt in Mitteleuropa. *Diss Bot* **73**.
- TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., MOORE, D. M., VALENINE, D. H., WALTERS, S. M., WEBB, D. A. (1976) *Flora Europaea Vol 4: Plantaginaceae to Compositae*. Cambridge University Press, Cambridge.

- VOSER-HUBER, M. (1983) Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L. Diss Bot **68**: 1–97
- WALTER, E. (1987) Riesen-Mannstreu (*Eryngium giganteum* Bieb.) – eine neue Art der Flora Oberfrankens. Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg **62**: 1–9.
- WALTER, H., BRECKLE, S. W. (1999) Vegetation und Klimazonen. UTB Stuttgart.
- WEBER, E. (1998) The dynamics of plant invasions: A case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. J Biogeography **25**: 147–154.
- WEBER, E. (2001) Current and potential ranges of three exotic goldenrod (*Solidago*) in Europe. Conservation Biology **15**: 122–128.
- WEBER, E., SCHMID, B. (1993) Das Neophytenproblem. Diss Bot **196**: 209–227.
- WILLIAMSON, M., FITTER, A. (1996a) The varying success of invaders. Ecology **77**: 1662–1670.
- WILLIAMSON M., FITTER, A. (1996b) The characters of successful invaders. Biol Conservation **78**: 163–170.
- WOITAS, B. (2001) Ausbreitung nicht-autochthoner Pflanzen am Beispiel des Ökologisch-Botanischen Gartens Bayreuth. Diplomarbeit Geoökologie, Universität Bayreuth.

Anschrift der Verfasserinnen

Dr. Marianne Lauerer und Birgit Woitas
Ökologisch-Botanischer Garten, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
marianne.lauerer@uni-bayreuth.de