©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeitr. 2/95, S. 89-104 • Akad.Natursch.Landschaftspfl. (ANL) - Laufen/Salzach 1995

Sind nichteinheimische Pflanzenarten ein Problem für den Naturschutz?

Ein Diskussionsbeitrag am Beispiel neophytischer Gehölzarten *

Ingo KOWARIK

1 Das "Neophytenproblem" in der Naturschutzdiskussion

Als "Neophytenproblem" wird von Naturschutzseite häufig diskutiert, inwieweit Neophyten andere Arten verdrängen und Standorte in unerwünschter Weise veränderen können. Weiter wird befürchtet, daß Tieren, die auf Pflanzen als Nahrungsquelle oder Habitat angewiesen sind, durch Neophyten die Lebensgrundlage entzogen wird. Beide Fragen haben leider zu eindeutige Antworten gefunden.

So gehörten nach BARTH (1988) angeblich nur einheimische Gehölze in "unsere Ökosysteme", und nur sie könnten "mit anderen Organismen in Gemeinschaft leben" Dies ist ein gutes Beispiel für Ökologismus, denn hier werden naturwissenschaftlich unhaltbare Verallgemeinerungen in scheinbar ökologisch begründete Handlungsempfehlungen umgesetzt (vgl. KOWARIK 1989).

Die Gefahr derartiger Leitsätze besteht darin, daß sie einem wohlgemeinten Aktionismus den Weg bereiten können, der den Problemen, die durchaus aus der Ausbreitung von Neophyten erwachsen können, nicht angemessen ist und zudem Handlungsenergien freisetzt, die für Naturschutzzwecke sinnvollerweise anders eingesetzt werden könnten.

Aus drei Gründen kann es keine allgemeingültige Antwort auf die Frage geben, ob Neophyten für den Naturschutz eine Gefahr bedeuten:

1. Die häufig vorgenommene Ausgrenzung von Neophyten durch die normative Verengung auf einheimische Arten als die Zielobjekte des Naturschutzes läßt sich weder aus dem Bundesnaturschutzgesetz ableiten (§2, Abs. 1, Satz 10, vgl. auch § 20a), noch ist sie durch den common sense in der Zieldiskussion des Artenschutzes abgedeckt.

Allgemein ist die bereits früh formulierte Position von SUKOPP (1972) akzeptiert, nach der alle Arten in überlebensfähigen Populationen erhalten werden sollen. Neophyten sind also, sofern sie eingebürgert sind ("heimisch" nach § 20a, Abs. 4 des Bundesnaturschutzgesetzes), grundsätzlich im Zielrahmen des Naturschutzes enthalten. Unter klar definierten Bedingungen werden Neophyten auch in den Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten berücksichtigt (z.B. KOWARIK 1991b). Dies schließt eine Bekämpfung von Neophyten im Einzelfall durchaus nicht aus.

2. Zwar sind eine ganze Reihe von Beispielen für unerwünschte Folgen der Ausbreitung von Neophyten bekannt (z.B. KOWARIK & SUKOPP 1986, HARTMANN et al. 1995). Es gibt jedoch sehr viel mehr Beispiele für Neophyten, deren Ausbreitung sich ohne nachteilige Folgen für andere Arten vollzieht (vgl. Kap. 2).

Wie für andere Pflanzen gilt auch für Neophyten, daß ihre Ausbreitungs- und Konkurrenzstärke standortabhängig sind. Damit kann es keine allgemeine Einschätzung der "Gefährlichkeit" einer Art geben, und noch weniger eine für die gesamte Gruppe der Neophyten gültige. Es käme wohl auch niemand auf die Idee, Sträucher im allgemeinen oder die Schlehe im besonderen für gefährlich zu halten, bloß weil Schlehen bei der Sukzession von Halbtrockenrasen oftmals Orchideen oder andere beliebte Schutzobjekte verdrängen.

3. Weiter wird bei der Behandlung der "Neophytenfrage" oft übersehen, daß nach den Vorgaben von § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes neben dem Arten- und Biotopschutz auch der Naturhaushalt sowie das Landschaftsbild zu berücksichtigen sind. Zu bedenken sind also auch die Funktionen nichteinheimischer Pflanzen z.B. für die Lufthygiene, den Wasserhaushalt oder für den Erosionsschutz. Weiter ist ihr möglicher Anteil an der Eigenart oder Schönheit der Landschaft zu berücksichtigen.

Daß diese Fragen ebenso wie die des engeren Arten- und Biotopschutzes im Einzelfall völlig verschieden beantwortet werden können, liegt auf der Hand.

Ob Neophyten bekämpft, kontrolliert, geduldet oder in ihrem Bestand geschützt werden sollen, ist also keine Grundsatzfrage, sondern eine von Einzelfallentscheidungen. Wie sinnvoll und notwendig eine differenzierte Bewertung ist, soll in den folgenden Abschnitten am Beispiel nichteinheimischer Gehöl-

---

Schriftfassung eines Vortrages auf einem ANL-Seminar vom 8.-10. März 1994 in Mitwitz; in weitgehend übereinstimmender Form auch veröffentlicht im Ecomed-Verlag Landsberg.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ze gezeigt werden. Hierzu werden einführend in Kapitel 2 die mengenmäßigen Dimensionen der Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten umrissen. Im folgenden Kapitel werden Chancen und Risiken illustriert, die mit Neophyten im Siedlungsbereich sowie in der sogenannten freien Landschaft verbunden sein können.

Abschließend werden Schlußfolgerungen für den Umgang mit Neophyten zusammengefaßt.

2 Grundlagen

2.1 Einführung und Ausbreitung von Gehölzarten

Im Vergleich zu Nordamerika oder Ostasien ist Mitteleuropa arm an Gehölzarten. 196 Arten sind in Deutschland einheimisch, mit Klein- und Unterarten (ohne *Rubus*) sogar 257 Arten (SCHMIDT & WILHELM 1995). Hierunter sind 44 Baum- und 87 Straucharten sowie 56 zwerg- und halbstrauchige Arten. Mit den Klein- und Unterarten der Gattung *Rubus* erhöht sich die Sippenzahl auf 517. Vergleichsweise wenigen einheimischen Gehölzarten steht ein Vielfaches an Arten gegenüber, die aus anderen Gebieten eingeführt worden sind. Abb. 1 zeigt den Zugang aus den wichtigsten Herkunftsgebieten im zeitlichen Verlauf bis 1916: Die meisten eingeführten Arten stammen aus Nordamerika und Ostasien (32,4 % bzw. 39,6 % der bei GOEZE 1916 genannten Arten). Wieviele Arten exakt eingeführt worden sind, ist nicht genau bekannt.

Einen deutlichen Hinweis auf die Dimension der Einführungen gibt eine Recherche der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft, nach der etwa 3150 nichteinheimische Gehölzarten in deutschen Anlagen kultiviert werden (KOWARIK 1992a nach Angaben von BARTELS et al. 1981). Hieraus ergibt sich ein Verhältnis zwischen einheimischen und eingeführten Gehölzen von 1 16.

Wieviele nichteinheimische Gehölzarten sich bislang in Deutschland ausbreiten konnten, ist unbekannt. Die regionale Studie über die Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg (KOWARIK 1992a) veranschaulicht jedoch die Dimension, mit der wir rechnen müssen. Seit 1780 haben sich in diesem Gebiet insgesamt 210 nichteinheimische Gehölzarten auszubreiten begonnen (inkl. 14 *Rubus*-Arten; Abb. 2). Darunter sind 70 Baumarten, 132 Straucharten und 8 Arten holziger Lianen. 78 dieser Arten kommen ausschließlich in Berlin vor, nur 28 sind auf das brandenburger Gebiet beschränkt.

Dieser Vergleich zeigt, daß die allgemein bekannte Häufung nichteinheimischer Arten in Städten (z.B. SUKOPP 1976, KOWARIK 1992b) auch auf Gehölze zutrifft. Wichtig für diese Artengruppe ist, daß Städte nicht nur Zentren ihrer Einführung, sondern

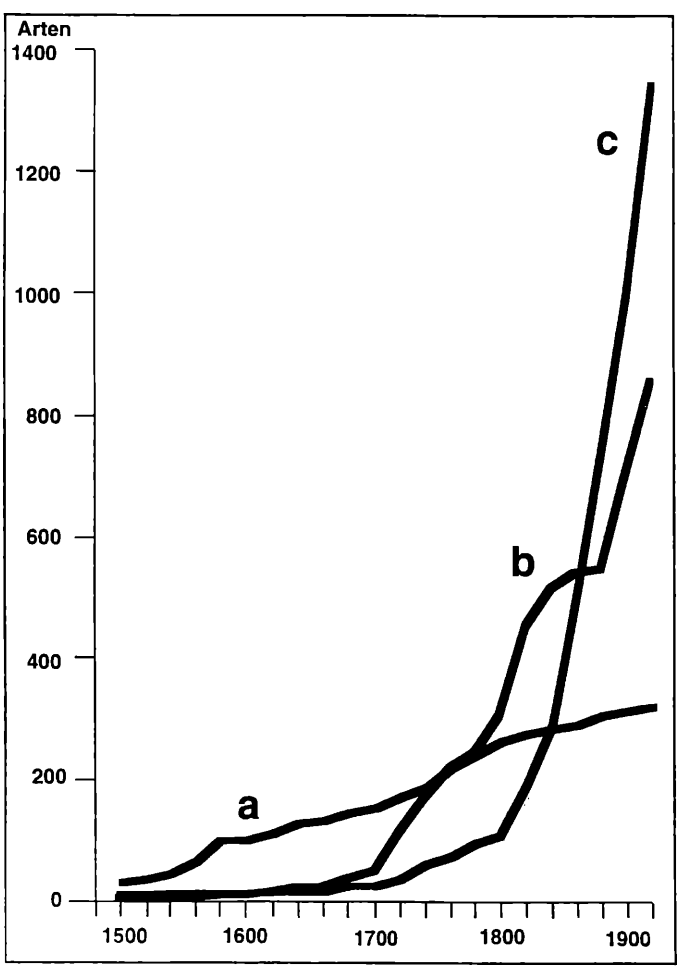

Abbildung 1

Zeitliche Differenzierung des Zugangs nichteinheimischer Gehölzarten nach Mitteleuropa (kummulative Darstellung für den Zeitraum zwischen 1500 und 1916). Herkunft der Arten aus a: anderen Teilen Europas einschl. des Mittelmeergebietes (n=309), b: Amerika (n=857), c: Mittel- und Ostasien (n=1351) (ausgewertet nach Angaben von GOEZE 1916).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

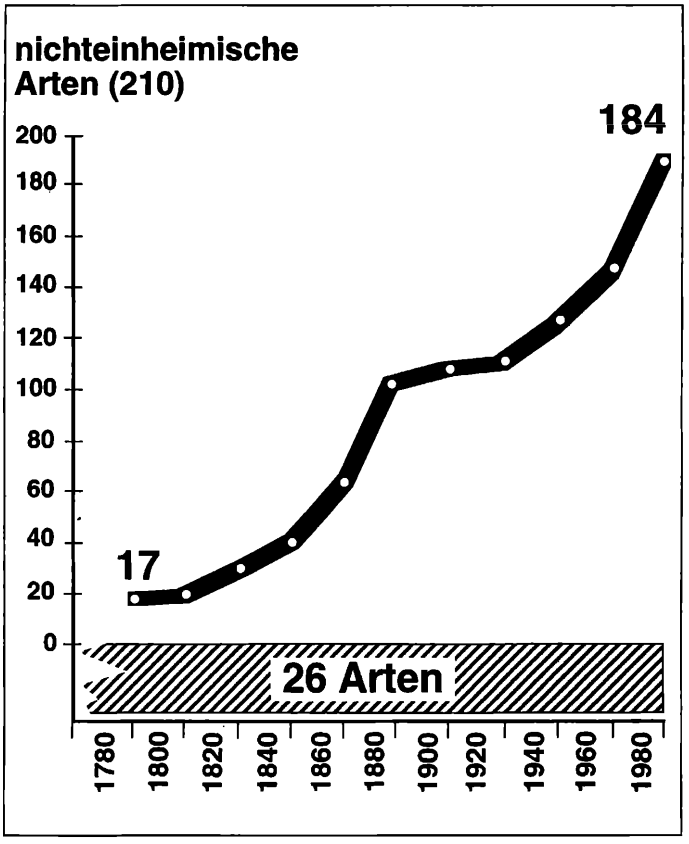

Abbildung 2

Beginn der Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg im Zeitraum zwischen 1780 und 1990. Kummulative Darstellung für 184 von 210 Arten; bei 26 Arten konnte der Beginn der Ausbreitung nicht präzisiert werden (nach KOWARIK 1992a).

auch ihres Anbaues in Gärten und anderen städtischen Grünflächen sind. Daß sich in der zweiten Hälfte des 20. wie auch des 19. Jahrhunderts besonders viele der teilweise lange zuvor angepflanzten Gehölzarten zum ersten Mal spontan ausgebreitet haben, kann einerseits mit dem drastisch erhöhten Angebot konkurrenzarmer Standorte infolge der Kriegszerstörungen erklärt werden.

Andererseits weist das Vorkommen zahlreicher wärmeliebender Arten (z.B. *Ailanthus altissima, Quercus cerris, Colutea arborescens, Prunus persica*) auf die fördernde Wirkung der allgemeinen Erwärmung hin, die in der Mitte des vergangenen Jahrhunderts in Folge der "kleinen Eiszeit" einsetzte und durch die Effekte des städtischen Wärmeklimas in Berlin, wie auch in anderen großen Städten, zunehmend verstärkt wurde.

Angesichts des beträchtlichen "time lags" zwischen dem ersten Anbau und der ersten Ausbreitung einer Art (147 Jahre im Mittel von 184 Arten) können wir auch in Zukunft mit neuen spontan auftretenen Arten rechnen, auch wenn die Zeit der in größeren Mengen erstmals eingeführten Arten vorbei ist (KOWARIK 1995). Es kann also eine Frage der Zeit sein, bis sich Arten wie *Paulownia tomentosa* auch in Berlin ausbreiten*), obwohl ihre spontane Vermehrung bislang auf besonders wärmebegünstigte Gebiete beschränkt ist (z.B. NOWACK 1987 für das Rhein-Neckar-Gebiet).

Bezieht man die 210 Arten, die sich seit 1780 in Berlin und Brandenburg auszubreiten begonnen haben, auf die Gesamtzahl der angenommenen Einführungen nach Deutschland, so ergibt sich, daß etwa 7 % der 3150 in Deutschland angepflanzten nichteinheimischen Arten die Ausbreitung in einem sehr viel kleineren Teilgebiet begonnen haben. Die Zahl von 210 nichteinheimischen Arten übersteigt die Zahl der insgesamt in Deutschland einheimischen 196 Gehölzarten (SCHMIDT & WILHELM 1995). Um die Naturschutzrelevanz dieser hohen Artenzahlen einschätzen zu können, bedarf es einer genaueren Differenzierung der Arten nach den Erfolgsparametern Häufigkeit, Einbürgerung und Reichweite der Ausbreitung.

2.2 Wieviele Gehölzarten sind erfolgreich ... und "problematisch"?

Die Ausbreitung nichteinheimischer Arten sollte bereits in ihren ersten Stadien sorgfältig beobachtet und auch unbeständige Vorkommen von Neophyten entsprechend notiert werden. Problematisch aus Sicht des Naturschutzes können jedoch nur fest ein-

* Am 7.10.1995 zum ersten Mal für Berlin spontan an einer Hauswand in der Friedrichstraße (Berlin-Mitte) gefunden.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

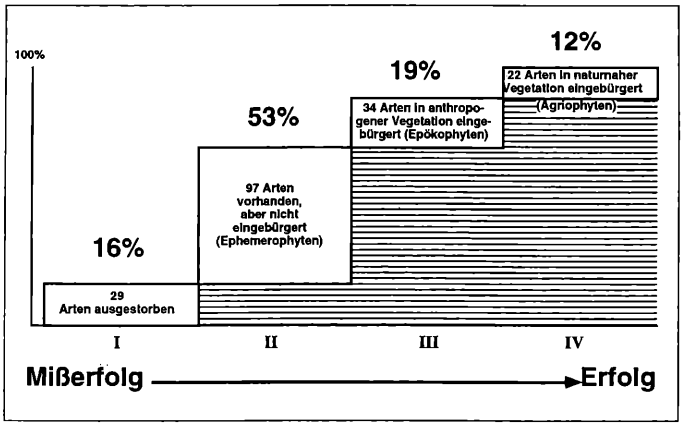

Abbildung 3

Erfolg und Mißerfolg der 182 nichteinheimischen Gehölzarten, die sich im Zeitraum zwischen 1780 und 1990 im Gebiet von Berlin auszubreiten begonnen haben. Die erfolgreiche Einbürgerung wurde angenommen, wenn eine Art mindestens zwei spontane Generationen erzeugen konnte und seit mindestens 25 Jahren im Gebiet nachgewiesen ist (nach KOWARIK 1992a).

Tabelle 1

Wahrscheinlichkeit einer beginnenden Ausbreitung mit nachfolgendem Erfolg oder Mißerfolg hinsichtlich der dauerhaften Etablierung nichteinheimischer Gehölzarten. Die Angaben für Berlin und Brandenburg sind auf die für Deutschland angenommene Anzahl der gesamten Gehölzeinführungen bezogen (nach KOWARIK 1992a).

	Deutschland / Brandenburg	Berlin
eingeführte Gehölzarten	3150 (100 %)[1]	?
fruchtend	2214 (70,3 %)[1]	?
Ausbreitung begonnen	210 (>6,7 %)[2]	182 (100 %)[3]
wieder ausgestorben	> 32 (>1 %)[4]	29 (15,9 %)[3]
unbeständig vorkommend (Ephemerophyten)	>114 (>3,6 %)[4]	97 (53,3 %)[5]
dauerhaft etabliert (Epökophyten & Agriophyten)	> 64 (>2 %)[4]	56 (30,8 %)[5]
in naturnaher Vegetation etabliert (Agriophyten)	> 32 (>1 %)[4]	22 (12,1 %)[5]

1) KOWARIK (1992a) für Deutschland berechnet nach Angaben von BARTELS et al. (1991);
2) für Brandenburg (Zeitraum zwischen 1780 und 1990); 3) für Berlin (1780-1990);
4) geschätzt nach den Berliner Ergebnissen; 5) für Berlin (Zeitraum nach 1950)

gebürgerte Arten sein (epökopyhtische und agriophytische Neophyten nach der Terminologie von SCHROEDER 1969; gleiches gilt übrigens auch für Neophyten als Zielobjekte des Artenschutzes, vgl. KOWARIK 1991b), die wenigstens stellenweise häufig sind. Aufgrund der großen Informationsdichte kann der Erfolg der nichteinheimischen Gehölzarten hinsichtlich ihrer Einbürgerung und ihrer Häufigkeit genauer für Berlin differenziert werden (Abb. 3, Tab. 1).

Abb. 3 zeigt die Aufteilung der Arten auf vier Erfolgsstufen: Von 182 Arten sind 16 % nach begonnener Ausbreitung inzwischen wieder ausgestorben. Gut die Hälfte der Arten (53 %) kommt zwar gegenwärtig noch vor, ist jedoch nicht eingebürgert (Ephemerophyten). Nur 19 % der Arten konnten sich bislang dauerhaft auf anthropogenen Standorten etablieren (Epökophyten), und einem noch kleineren Anteil gelang die Einbürgerung in die naturnahe Vegetation als Agriophyten (12 %). Diese Agriophyten sind auch bei der Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation zu berücksichtigen. Für Mitteleuropa nennen LOHMEYER & SUKOPP (1992) 34 Gehölzarten als Agriophyten. In Tab. 1 sind die Ergebnisse aus Berlin und Brandenburg auf die Einführungszahlen für Deutschland bezogen worden. Auch wenn diese Zahlen wegen der unterschiedlichen Bezugsräume nur eingeschränkt interpretierbar sind, wird der geringe Anteil dauerhaft eingebürgerter Arten an der Gesamtzahl der bekannten Einführungen deutlich.

Die Tatsache der Einbürgerung eines Neophyten (als Epökophyt oder Agriophyt) ist für den Arten- und Biotopschutz nur dann problematisch, wenn hierdurch seltene oder gefährdete Arten aus Teilen ihres Verbreitungsgebietes verdrängt werden, so daß sich ihre Gefährdungssituation hierdurch verschärft. Gleiches gilt auch auf der Ebene von Lebensgemeinschaften. Wahrscheinlich - wenn auch nicht zwangsläufig - ist, daß nur solche Neophyten problematisch werden können, die eine gewisse Häufigkeit erreicht haben. In Tab. 2 ist die relative Häufigkeit einheimischer und nichteinheimischer Baumarten in verschiedenen Biotopgruppen dargestellt. Die Einzel-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 2

Rangordnung einheimischer und nichteinheimischer Baumarten in Berlin nach ihrer Häufigkeit in fünf Biotopgruppen

ΣBg = Summe der Häufigkeitswerte der fünf Biotopgruppen; 100 = Wert der in den jeweiligen Biotopgruppen häufigsten Art, ° = < 1; nichteinheimische Arten sind fett gedruckt; aus KOWARIK 1992a

Rang	ΣBg	Baumarten	Brach-flächen	bebaute Flächen	Grün-flächen	Wald/ Forst	Feucht-gebiete
1.	390	Acer platanoides	88	100	100	100	2
2.	379	Betula pendula	91	78	81	29	100
3.	316	Quercus robur	65	47	69	67	68
4.	315	Acer pseudoplatanus	86	90	81	56	2
5.	261	**Robinia pseudoacacia**	100	56	67	37	1
6.	237	**Acer negundo**	70	56	70	38	3
7.	234	Sorbus aucuparia	40	45	55	86	8
8.	228	**Prunus serotina**	50	22	37	92	27
9.	175	Pinus sylvestris	21	12	17	34*	91
10.	166	**Aesculus hippocastanum**	32	63	34	37	0
11.	164	Crataegus monogyna	74	39	26	24	1
12.	154	Salix caprea	49	69	15	9	12
13.	145	**Quercus rubra**	31	19	57	37	1
14.	144	Ulmus glabra	53	38	39	14	0
15.	142	Acer campestre	48	25	51	18	0
16.	139	Tilia cordata	35	40	27	37	0
17.	136	**Ailanthus altissima**	44	52	38	2	0
18.	130	Populus tremula	56	32	4	26	12
19.	118	Fraxinus excelsior	35	15	36	25	7
20.	111	Carpinus betulus	26	21	29	35	0
21.	109	Prunus padus**	33	22	28	19	7
22.	96	**Populus alba**	61	20	10	5	0
23.	94	Prunus avium	28	31	20	15	0
24.	89	Quercus petraea	13	°	17	50	9
25.	88	**Malus domestica**	34	32	13	9	0
26.	76	**Taxus baccata**	11	22	38	5	0
27.	74	Alnus glutinosa	8	2	6	9	49
28.	70	**Populus x canadensis**	44	13	7	6	0
28.	70	Fagus sylvatica	1	6	9	54	0
30.	69	Betula pubescens	13	0	0	7	49
31.	61	Salix x rubens	21	6	6	4	24
32.	57	**Prunus domestica**	19	20	13	5	0
33.	55	**Pyrus communis**	23	17	10	5	0
33.	55	**Juglans regia**	16	15	19	5	0
33.	55	Tilia platyphyllos	17	6	21	11	0
36.	54	**Prunus mahaleb**	36	7	8	3	0
36.	54	**Laburnum anagyroides**	14	20	18	2	0
38.	52	Salix alba	29	11	2	3	7
39.	43	Ulmus laevis	11	9	7	13	3
40.	41	Ulmus minor agg.	21	8	8	4	0
41.	35	**Prunus cerasus**	8	17	10	°	0
42.	29	**Sorbus intermedia**	22	0	6	1	0
43.	24	**Celtis occidentalis**	19	3	2	0	0
44.	21	**Populus nigra 'Italica'**	10	4	7	0	0
45.	20	**Ulmus pumila**	3	4	13	0	0
46.	19	**Hippophae rhamnoides**	16	1	1	1	0
47.	16	**Elaeagnus angustifolia**	12	1	2	1	0
48.	13	**Larix decidua**	0	0	3	10	0
49.	11	**Quercus cerris**	10	0	1	0	0

* ohne Berücksichtigung der (zumeist gepflanzten) Vorkommen in der Baumschicht; ** teilweise incl. *Populus canescens*, da nicht immer konsequent zwischen beiden Arten unterschieden wird

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 3

Nutzung einheimischer und nichteinheimischer Gartenpflanzen verschiedener Familien als Futterpflanzen für Schmetterlingsraupen (aus OWEN 1991)

	Pflanzenarten		als Futterpflanzen genutzt		Schmetterlingsarten		
	einh.	n.einh.	einh.	n. einh.	auf einh.	auf n.einh.	Σ
Berberidaceae	0	2		1		3	3
Betulaceae	2	0	1		4		4
Boraginaceae	1	6	1	3	2	4	5
Buddlejaceae	0	1		1		18	18
Caprifoliaceae	2	2	2	1	5	4	8
Caryophyllaceae	6	6	0	2		3	3
Chenopodiaceae	3	1	0	1	1	4	4
Compositae	18	40	2	13	2	13	13
Convolvulaceae	2	1	1	1	4	2	4
Cruciferae	8	13	1	7	4	8	10
Grossulariaceae	3	1	2	1	5	7	8
Guttiferae	1	2	1	0	2		2
Labiatae	9	15	2	8	3	12	12
Leguminosae	7	8	1	5	3	6	8
Malvaceae	1	2	1	2	3	6	6
Oleaceae	2	3	1	2	1	3	4
Onagraceae	2	5	2	2	4	2	5
Ranunculaceae	2	8	1	2	1	5	6
Rosaceae	10	11	7	5	21	13	27
Salicaceae	3	0	3		10		10
Saxifragaceae	0	4		2		4	4
Scrophulariaceae	6	5	1	1	3	1	3
Solanaceae	4	10	2	3	3	4	4
Umbelliferae	5	4	0	1		5	5
Urticaceae	1	1	1	0	5		5

werte wie auch ihre Aggregation und Umsetzung in eine Rangfolge zeigen, daß einheimische Baumarten in Berlin häufiger als nichteinheimische sind. Neophyten können auf Brach- und Grünflächen sowie auf Bebauungsflächen jedoch in großer Artenzahl auftreten (KOWARIK 1992b). Interessanterweise ist auch die heutige Häufigkeit der im Gebiet einheimischen, jedoch noch im 18. Jh. sehr selten *Acer platanoides* und *Acer pseudoplatanus* ein Ergebnis anthropogener Standortveränderungen (Eutrophierung) und eines durch Anpflanzungen wesentlich erhöhten Diasporenangebotes (FISCHER 1975, SACHSE 1989).

Unter den häufigen Neophyten sind nur wenige, die aus Naturschutzsicht als problematisch genannt werden:
An erster Stelle steht die Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die in wärmeren Gebieten in Trocken- und Halbtrockenrasen eindringen kann (s. Kap. 3.2.1). Weiter ist die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) zu nennen, die vor allem in Wirtschaftsforsten auf Sandböden dichte Bestände aufbauen kann und die in den Niederlanden sowie in Berlin und Niedersachsen mit erheblichem Einsatz bekämpft wird (s. Kap. 3.2.2). Da autochthone Vorkommen der einheimischen Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) in Auen bereits sehr selten geworden sind, wird befürchtet, daß auch diese Vorkommen durch die Einkreuzung der Hybrid-Pappel (*Populus* x *canadensis*) entwertet werden (HAUPT & JOACHIM 1989, JOACHIM 1991). Selbst wenn die eine oder andere Art hinzuzufügen wäre, macht diese Übersicht deutlich, daß die Bedeutung der hohen Artenzahlen nichteinheimischer Gehölze aus Naturschutzsicht zu relativieren ist, wenn Häufigkeit und Einbürgerungsgrad der Arten berücksichtigt werden.

2.3 Zur ökosystemaren Einbindung von Neophyten in Nahrungsbeziehungen

Die Umwandlung vieler Hausgärten zu "Koniferengärten" (z.B. SCHUSTER 1980, KRONENBERG & KOWARIK 1989) und die Pflanzung weniger nichteinheimischer Arten in großen Mengen im städtischen Grün (z.B. *Platanus*- und *Cotoneaster*-Pflanzungen) haben die Frage provoziert, ob hierdurch die Lebensbedingungen von Tierarten geschmälert werden, die auf einheimische Pflanzen als Nahrungsgrundlage oder als Habitat angewiesen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

sind. Die mehrfach publizierte Auswertung der Daten von TURCEK (1961) zu den Nahrungsbeziehungen von Vögeln (KOWARIK 1986, 1989) haben als Trend erkennen lassen, daß von einheimischen Pflanzenarten vergleichsweise mehr Vogelarten als von nichteinheimischen leben können. Dieser Trend tritt besonders beim Vergleich von einheimischen und nichteinheimischen Arten der gleichen Gattung hervor: So nennt TURCEK 23 Vogelarten, die Diasporen von *Cornus sanguinea* befressen, wogegen nur acht Arten bekannt sind, die von der nichteinheimischen *Cornus alba* profitieren. Ähnliche Tendenzen sind von KENNEDY & SOUTHWOOD (1984) für verschiedene Insektengruppen herausgearbeitet worden.
Bei der Interpretation derartiger Trends lauern zwei Gefahren: die der unzulässigen Verallgemeinerung und die der reduktionistischen Betrachtung in Hinblick auf die gerade untersuchte Artengruppe. Verallgemeinerungen wie die von BARTH (1988), nach der nur einheimische Arten mit anderen in Gemeinschaft leben könnten, verkennen bereits, daß es nach den vorliegenden Informationen auch unter den einheimischen Gehölzarten eine breite Spanne hinsichtlich der Einbindung in Nahrungsbeziehungen gibt und einige der nichteinheimischen Arten sehr wohl von Tieren als Habitat oder Nahrung angenommen werden. KENNEDY & SOUTHWOOD (1984) haben in der Analyse ihrer Ergebnisse erkannt, daß die Anzahl der an Gehölzen lebenden Insektenarten einerseits von der Länge der Anwesenheit der Pflanzen im Gebiet, andererseits aber auch von ihrer Häufigkeit abhängt. Dies betrifft auch einheimische Arten.

Die Bedeutung eines weiteren Faktors sollte nicht unterschätzt werden: Da ein vollständiger Überblick über die Nahrungsbeziehungen zwischen Tier- und Pflanzenarten nicht gegeben ist und die meisten tierökologischen Untersuchungen schwerpunktmäßig auf naturnahe Habitate gerichtet waren, könnten fehlende positive Belege auch auf unvollständigem Wissen beruhen.
Ein anschauliches Beispiel bietet hierzu der Wandel in der Einschätzung von *Tilia tomentosa*, deren Pflanzung als "hummelmordende Silberlinde" (de la CHEVALLERIE 1986) früher abgelehnt und heute wegen ihres Nektarangebotes für Hummeln empfohlen wird (SURHOLT 1994). In einem englischen Garten hat die Langzeitstudie von OWEN (1991) erbracht, daß Schmetterlinge auch Nahrungspflanzen nutzen, von denen vorher das Gegenteil behauptet worden ist (z.B. *Potentilla fruticosa*). Die in Tab. 3 wiedergegebene Zusammenfassung zeigt, daß in einem Garten die Raupen von insgesamt 68 Schmetterlingsarten 115 Pflanzenarten aus 35 Familien befressen. 46 Arten nutzen dabei insgesamt 40 einheimische Pflanzenarten, 46 Schmetterlingsarten sogar 75 nichteinheimische Pflanzenarten.

Auch die Untersuchungen von SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) an gewässerbegleitenden Neophyten der Schwarzwaldzuflüsse des Rheins haben gezeigt, daß z.B. *Impatiens glandulifera, Solidago oder Heracleum mantegazzeanum* stärker als gelegentlich vermutet in Nahrungsbeziehungen eingebunden sein können. Wie einseitig Interpretationen sein können, wenn nur eine Artengruppe betrachtet würde, zeigt die vorbildliche Studie von SCHMITZ (1991, 1994) mit dem Nachweis, daß sowohl die einheimische *Impatiens noli-tangere* als auch die beiden Neophyen *I. parviflora* und *I. glandulifera* von jeweils verschiedenen Gruppen von Blütenbesuchern und Phytophagen gut genutzt werden können. LAUTERBACH (1993) betont den geringen Kenntnisstand über die Verbreitung von Faltenwespen (*Vespoidea*) in Mitteleuropa. Die wenig bekannte Bedeutung von *Cotoneaster*-Arten als Nahrungsgrundlage auch seltener Arten sei so groß, daß man diese Gattung auch "Wespenbaum" nennen könnte.

Es sei ausdrücklich davor gewarnt, diese Hinweise als Beleg für die uneingeschränkte Nutzbarkeit nichteinheimischer Pflanzenarten für verschiedene Tiergruppen zu verallgemeinern. Sie zeigen jedoch deutlich, daß auch das Gegenteil nicht zutrifft. Bei der Pflanzenwahl für Gärten und Grünanlagen, und auch bei der tierökologischen Beurteilung der Ausbreitung von Neophyten außerhalb von Siedlungen, ist eine andere Frage wichtiger als die nach der Anzahl von Tierarten, die generell von einer Pflanzenart profitieren könnten: Es ist die Frage nach den Alternativen am konkreten Standort. So kann nicht vorausgesetzt werden, daß z.B. auf extremen urban-industriellen Standorten gerade jene Pflanzen gedeihen können, die für viele oder für besonders spezialisierte Tierarten interessant sind. Gleichfalls ist ziemlich offen, in welchem Ausmaß das Fehlen oder die geringere Präsenz einheimischer Nahrungspflanzen tatsächlich der limitierende Faktor für das Ausbleiben bestimmter Tierarten ist. Hier wäre nach der Bedeutung anthropogener Standortveränderungen zu fragen, die direkt über Habitatverluste oder indirekt über Isolationseffekte die Lebensmöglichkeiten von Tierarten einengen können. SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) haben z.B. durch einen Vergleich naturnaher und ausgebauter Uferabschnitte nachgewiesen, daß sich das Blütenbesucherspektrum eines Neophyten bei stärkerer anthropogener Veränderung des gesamten Lebensraumes verengen kann.

Ein weiteres anschauliches Beispiel bietet der Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*), der bekanntermaßen seinen Namen nicht zu Unrecht trägt, und an dem durchaus auch stenöke Arten anzutreffen sind (z.B. OWEN & WHITHEWAY 1980).
Eine Untersuchung in Linz hat ergeben, daß bei der Nachbarschaft von *Lythrum salicaria* und *Buddleja* der Blutweiderich die attraktivere Nahrungspflanze ist (PFITZNER 1983). Selbst wenn dies verallgemeinert werden könnte, besteht diese Alternative auf vielen anthropogenen Standorten wegen der speziellen Standortansprüche des Blutweiderichs überhaupt nicht. Dies gilt z.B. für urban-industrielle

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Standorte (Bahnanlagen, Industrieflächen), auf denen *Buddleja* besonders erfolgreich sein kann (z.B. SCHMITZ 1989, DETTMAR 1992). Von *Lythrum* wie auch von *Lysimachia vulgaris* ist bekannt, daß an beide Arten seltene solitäre Bienenarten gebunden sind (WESTRICH 1990). Auch wenn hierfür keine detaillierten Untersuchungen vorliegen, gibt es Anlaß zu der Vermutung, daß beide Arten an Gewässerränden zwar auch von Neophyten, in weitaus stärkerem Maße jedoch durch konkurrenzstärkere einheimische Arten wie die Große Brennessel als indirekte Folge von Gewässereutrophierungen verdrängt werden. Die Attraktivität von Neopyhten für Tierarten sollte also immer in Zusammenhang mit den jeweils gegebenen Lebensraumqualitäten diskutiert werden.

3 Chancen und Risiken für den Naturschutz

Wenn es keine allgemeine Bewertung von Neophyten als Problem des Naturschutzes geben kann, so sind Differenzierungen nach Arten, aber auch nach den Lebensräumen geboten, in denen sich diese Arten ausbreiten oder auch gepflanzt werden.

3.1 Siedlungsbereich

Innerhalb des Siedlungsbereiches berührt die "Neophytenfrage" sowohl die Pflanzenverwendung als auch die spontane Vegetation, in der Neophyten unter den Krautigen wie unter den Gehölzarten eine große Rolle spielen können. Wozu die extreme Forderung, sogenannte Exoten nicht mehr zu pflanzen, führen würde, ist bereits 1892 vom Direktor des Botanischen Gartens in Halle anschaulich beschrieben worden: "Wenn plötzlich ... eine Gigantenhand über unsere Stadt führe und mit einem Schlage von Pflanzen alles entfernte, was nicht schon seit Menschengedenken von selbst bei uns gewachsen ist, da würden wir dann hinaustreten in eine abschreckende Wildnis" (KRAUS 1892). Dieses Zitat unterstreicht die lange kulturhistorische Tradition der Verwendung sogenannter Exoten, die untrennbar mit der Geschichte der Gartenkultur verbunden ist, auch wenn die Wertschätzung nichteinheimischer Arten schon früher Wechseln unterworfen war (z.B. KIERMEIER 1988).

Eine Untersuchung des Gehölzbestandes von Gärten und Freiflächen verschiedener Wohngebiete in Hamburg hat die überraschend hohe Anzahl von 489 Gehölzsippen (354 Sippen mit Artrang) auf einer Fläche von 56 ha ergeben (RINGENBERG 1994). Der geringere Teil dieses Artenspektrums ist in Hamburg einheimisch (13,6 %); ein Drittel ist züchterisch bearbeitet (33,0 %), etwa 1/4 (23,9 %) stammt aus Zentral- und Ostasien, 12,1 % aus Nordamerika, wenige Arten nur aus Südamerika (1,2 %) sowie 16,1 % aus dem übrigen, vorwiegend südlichen Europa und aus Westasien. Hinter diesen nüchternen Zahlen steht eine lange Gartentradition. Sie kann auch identitätsstiftend wirken, wenn die Arten zum charakteristischen Erscheinungsbild bestimmter Siedlungstypen gehören wie die Architektur. So konnten in Hamburg Baum- und Straucharten ermittelt werden, die einen Schwerpunkt in der Vor- oder Nachkriegsbebauung sowie in verschiedenen Bebauungstypen haben. In Berlin sind 20er-Jahre-Siedlungen durch ihren Gehölzbestand gut von anderen Siedlungen abzugrenzen (Arbeitsgruppe Artenschutzprogramm 1984), und in welchem Ausmaß nichteinheimische Gehölzarten das Siedlungsbild prägen können, hat z.B. KUNICK (1983) für die Villenbebauung an den Stuttgarter Hanglagen gezeigt.

Auch in ländlichen Gärten gehören einige nichteinheimische Gehölze zum traditionellen Arteninventar (KOWARIK 1991a, vgl. z.B. LOHMEYER o.J. zu Gärten am Mittelrhein). Dies gilt z.B. auch für Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*) und Nußbaum (*Juglans regia*) (KUNICK 1980). Der Gehölzreichtum vieler historischer Gartenanlagen unterstreicht die Bedeutung der mal positiv, mal negativ verstandenen "Exotenverwendung" als Teil unserer Kulturgeschichte. Die durch verschiedene Gestaltungsstile geprägte und durch die unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen weiter variierte Tradition der Pflanzenverwendung ist insgesamt durch Vielfalt charakterisiert. Diese Vielfalt schließt einheimische und nichteinheimische Arten ein und wird unterhalb des Artranges in beiden Gruppen durch zahlreiche Kultursorten noch erweitert.

Wenn gepflanzte oder sich ausbreitende nichteinheimische Arten landschafts- bzw. siedlungsbildprägend werden (z.B. Charakterarten bestimmter Siedlungsformen, alte Zier- und Kulturpflanzen, Stinzenplanten bzw. Schloß- und Gutshofspflanzen im Sinne von NATH 1989), so gehört es auch zu den Aufgaben des Naturschutzes, diese Qualitäten zu beachten und ggf. zu wahren. Hinsichtlich der Artenvielfalt alter Obstsorten und traditioneller Anbauformen ist diese Perspektive längst als eine des Naturschutzes akzeptiert worden.

Ansatzpunkt des Naturschutzes sollte die Gefahr einer Verengung dieser Vielfalt auf wenige, über die modernen Verteilungssysteme des Gartenbaues überregional verbreitete Pflanzenarten sein, die häufig unbekannter Herkunft entspringen und wegen der klonalen Vermehrung oft genetisch identisch sind (vgl. SPETHMANN 1995). Daß die Arten des Standardrepertoires moderner "Rasen-Rosen-Rhododendren-Gärten" häufig nichteinheimisch sind, ist richtig (vgl. z.B. SCHUSTER 1980, KRONENBERG & KOWARIK 1989). Jedoch verkennt die hierauf abzielende Forderung, nun vor allem einheimische Arten in Gärten und Parkanlagen zu pflanzen, die kulturhistorische Dimension des Problems. Es geht um kulturell gewachsene Vielfalt, die je nach Gartenstil aus einheimischen oder nichteinheimischer Arten bzw. häufig aus einer Kombination beider Gruppen bestehen kann. Daß diese Vielfalt auch eine positive Antwort für reduktionistische ökologische Fragen nach Nahrungszusammenhängen in Gärten bieten kann, zeigt die in Kap. 2.3 zitierte Gartenstudie aus England.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

In Städten ist als ein weiteres Argument zu bedenken, daß für viele extreme urban-industrielle Standorte nichteinheimische Gehölzarten besser als einheimische geeignet sind (MEYER et al. 1978, HÖSTER 1993 zu Straßenbäumen, KOWARIK 1993 zu wildwachsenden Gehölzarten). Auch innerhalb der spontanen Gehölzvegetation, die auf Pionierstandorten in Baulücken, auf städtischen oder industriellen Standorten aufwächst, können nichteinheimische Gehölzarten wie *Robinia pseudoacacia* oder *Buddleja davidii* Konkurrenzvorteile haben. In einem Altbaugebiet im Zentrum Berlins ist z.B. der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) die häufigste Baumart, die wenigstens bis in die Strauchschicht aufwachsen konnte und erheblich zur Begrünung des Gebietes beiträgt (KOWARIK 1993). Die Ausbreitung nichteinheimischer Arten auf urban-industriellen Standorten ist als Antwort auf die starken anthropogenen Veränderungen dieser Lebensräume durchaus erwünscht. Probleme bestehen in Siedlungsgebieten wohl nur dort, wo Arten in Lebensgemeinschaften eindringen, die eher außerstädtischen Ursprungs sind (z.B. Relikte von Magerrasen u.ä.; s. hierzu Kap. 3.2).

3.2 Land- und forstwirtschaftlich geprägte Kulturlandschaft

In die landwirtschaftlich genutzte Kulturlandschaft sind nichteinheimische Gehölze, abgesehen von Obstgehölzen, vornehmlich durch Heckenpflanzungen, Böschungsbegrünungen u.ä. sowie durch Straßenbaumpflanzungen gelangt. In Weinbaugebieten ist die Robinie durch Pflanzungen auf Restflächen zusätzlich verbreitet worden, um Pfähle für den Weinanbau zu gewinnen. In Forsten werden einige Arten gepflanzt (z.B. 37 Baumarten in Niedersachsen), davon in größeren Mengen jedoch nur die Douglasie, *Pseudotsuga menziesii*, und die Japanische Lärche, *Larix kaempferi* (STRATMANN 1988). In sommerwarmen Gebieten ist vor allem in Ostdeutschland (GÖHRE 1952) der Robinienanbau von Bedeutung. Von forstlicher Seite bestehen Bestrebungen, das Artenspektrum als Reaktion auf erfolgte oder erwartete Umweltveränderungen zu erweitern (z.B. SPETHMANN 1985, KLEINSCHMIT 1991).

3.2.1 Das Beispiel *Robinia pseudoacacia*

Problematisch kann insbesondere die Ausbreitung der *Robinie* werden, wenn diese Art in gehölzarme Vegetation eindringt und dort seltene und gefährdete Pflanzenarten und deren Begleitfauna verdrängt. Beispiele sind aus Halbtrockenrasengebieten Süddeutschlands (z.B. KOHLER 1964), aber auch aus dem subkontinental beeinflußten Brandenburg bekannt, wo *Robinia pseudoacacia* auch in die *Adonis*-reiche Vegetation der Oderhänge eindringt. Im überregional bedeutenden Naturschutzgebiet Mainzer Sand mußten neben *Robinia* auch andere Gehölzarten (*Syringa vulgaris, Symphoricarpus albus* u.a.) in den Trockenrasen bekämpft werden (KORNECK & PRETSCHER 1984, BITZ 1987).

Gefürchtet ist die Robinie wegen ihrer lange bekannten standortverändernden Wirkung, die sich aus ihrer Fähigkeit zur Fixierung von Luftstickstoff über die Symbiose mit Bakterien aus der Gattung *Rhizobium* ergibt (z.B. CHAPMAN 1935, KOHLER 1963). Über die Laubstreu kommt es zu einer Eutrophierung des Standortes (HOFMANN 1961), welche die Hungerkünstler unter den Magerrasenarten der übermächtigen Konkurrenz nitrophiler Arten ausliefert. Wie schnell dies geschehen kann, zeigt das Beispiel eines in einen Sandtrockenrasen einwachsenden Robinienpolykormons auf einer brachliegenden Bahnanlage in Berlin (Abb. 4): Die Artenzahl sinkt bereits im Kontakt zum Robinienbestand schnell ab. Nach zwei Jahren Robinienüberdeckung sind bereits die Hälfte der im Trockenrasen vorkommenden Arten ausgefallen und durch typische Robinienbegleiter wie *Poa compressa* ersetzt worden. Der mit 17 Jahren älteste Teil des Bestandes wird bereits völlig von Robinienbegleitern wie *Poa nemoralis* geprägt. Diese Art, die in der offenen Vegetation völlig fehlt, hat schon nach 6 Jahren Deckungswerte von mehr als 5 % erreicht (vgl. Tab. 24 in KOWARIK 1992a).

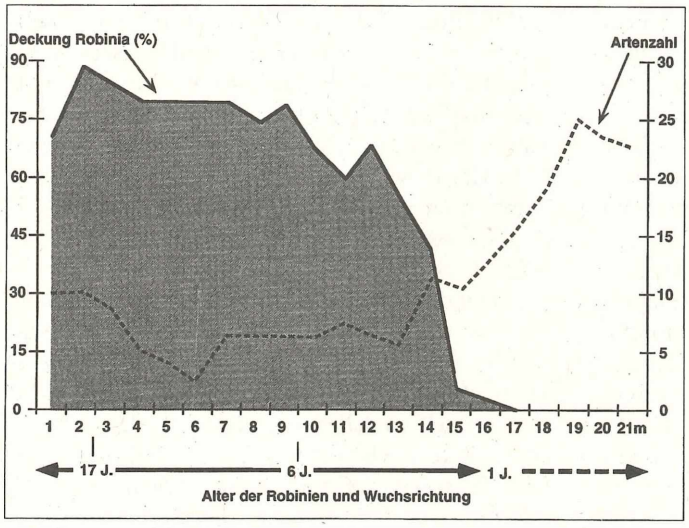

Abbildung 4

Zusammenhang zwischen dem Eindringen von *Robinia pseudoacacia* in einen Sandtrockenrasen und der Artenzahl der Krautschicht (Südgelände, Berlin-Schöneberg, Aufnahme 1989/90). Für 21 Probeflächen von 2 x 1 m sind die Deckungswerte von *Robinia* und die Artenzahlen angegeben. Die Altersangaben von 6 und 17 Jahren sind für 2 Robinienstämme jahrringanalytisch ermittelt worden (nach KOWARIK 1992a).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Da die meisten der seltenen Arten auf sonnigen Offenstandorten vorkommen (ELLENBERG 1983), ist das Eindringen von Gehölzen aus Artenschutzsicht meistens problematisch. Dies gilt für neophytische Gehölze ebenso wie für einheimische, wobei das Vordringen von Schlehen in Magerrasen quantitativ weitaus bedeutsamer als das der Robinie sein dürfte. Ein Vergleich des Artenreichtums von Sandtrockenrasen mit etwa 17-jährigen Sandbirken- und Robinienbeständen sowie 35-jährigen Robinienbeständen hat ergeben, daß sich bei Pflanzenarten und bei zwei Tiergruppen (Laufkäfer, Spinnen) ein schnellerer Wechsel unter Robinie als unter Sandbirke/Zitterpappel vollzieht. Dabei haben sich die älteren Robinienbestände in allen untersuchten Artengruppen als überraschend artenreich erwiesen (KOWARIK & LANGER 1994, PLATEN & KOWARIK 1995). Neben der Offenhaltung von Sandtrockenrasen wird in Berlin jedoch auch versucht, alte Robinienbestände auf Brachflächen zu erhalten, da hier neuartige, besonders gut an anthropogene Ausgangsbedingungen angepaßte Vegetationstypen entstehen, die zum charakteristischen - hier städtischen Landschaftsbild gehören. Dieses Beispiel zeigt, daß der gleiche Neophyt zugleich zum Ziel von Schutz- wie von Kontrollbemühungen werden kann.

Um das Risiko beurteilen zu können, das aus der Anpflanzung oder spontanen Ausbreitung der Robinie erwachsen kann, sollten die Ursachen ihres Erfolges bzw. die ihn limitierenden Faktoren beachtet werden. Wegen ihrer fehlenden Schattentoleranz kann *Robinia* nur in offene Vegetation, nicht jedoch in geschlossene Wälder einwandern. Ihre Fähigkeit zur Fernausbreitung ist begrenzt, da ihre Samen mit den Hülsen zumeist anemochor verbreitet werden und auf diesem Weg wohl selten Entfernungen von über 100 m überbrücken können. Das am Berliner Beispiel studierte Eindringen in Sandtrockenrasen vollzog sich ausschließlich auf vegetativem Wege, wobei die Wurzelsprosse etwa einen Meter pro Jahr in einem anthropogenen Substrat aus aufgeschütteten Sanden, Kiesen und Schottern vordringen konnten. Innerhalb der angrenzenden Vegetation aus Sandtrockenrasen, ruderalen Halbtrockenrasen und Hochstauden konnten keine etablierten Keimlinge der Robinie beobachtet werden. An siedlungsfernen Standorten sind also wegen der begrenzten Fähigkeit zur Fernausbreitung Anpflanzungen von *Robinia* als Ausgangspunkt ihrer Ausbreitung anzunehmen. So zeigte ein Besuch des NSG Mainzer Sand, daß dort Robinien zur Abgrenzung des Schutzgebietes angepflanzt worden waren, und an den Oderhängen ist die Robinie in den 30er Jahren vom Reichsarbeitsdienst eingebracht worden (KRAUSCH mdl.). Die Ursache unerwünschter Vegetationsveränderungen dürfte demnach weniger in der "aggressiven", da räumlich begrenzten Ausbreitung der Robinie liegen, als vielmehr in ihrer ursprünglichen Anpflanzung im unmittelbaren Einzugsbereich erhaltenswerter Ökotope.

3.2.2 Beispiel *Prunus serotina*

Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) ist bislang die einzige nichteinheimische Gehölzart, deren Ausbreitung in Forstbeständen als Problem angesehen wird. Allerdings könnte auch die langsam einsetzende Verjüngung der in den vergangenen Jahrzehnten massenhaft angebauten Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) aus Sicht des Naturschutzes problematisch werden (KAISER & PURPS 1991).

Die aus Nordamerika bereits im ersten Drittel des 17. Jh. nach Europa eingeführte *Prunus serotina* ist erst seit der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts in größerer Menge in Forsten auf Sandböden (z.B. Nürnberger Reichswald) angepflanzt worden. Man erhoffte sich wegen des günstigen C/N-Verhältnisses ihres Laubes eine Verbesserung der armen Böden und damit eine Produktivitätssteigerung der Standorte (v. WENDORFF 1952, KOWARIK & SUKOPP 1986, STARFINGER 1990a). In den Kiefernreinkulturen im Bereich der Lüneburger Heide wurde *Prunus serotina* zudem an den Innen- und Außenrändern der Forste bis in jüngere Zeit gepflanzt, um die Waldbrandprophylaxe zu fördern. In den Niederlanden, der norddeutschen Tiefebene, aber auch in den Sandgebieten um Berlin oder Nürnberg enstanden innerhalb der Forste dichte *Prunus serotina*-Bestände, die zu auffälligen Veränderungen des Bestandsbildes führten: Die Spätblühende Traubenkirsche hat teilweise dichte Strauchschichten aufgebaut und bewirkt hiermit eine Ausdunkelung der Krautschicht. Weiter gelang der Art z.B. in Berlin das Eindringen in Feuchtgebiete, die zuvor allerdings durch Grundwasserabsenkungen trockengelegt worden sind (KOWARIK & SUKOPP 1986, STARFINGER 1990a, SEIDLING 1993).

Prunus serotina wurde in den Niederlanden, in Niedersachsen und in Berlin zum Ziel kosten- und personalintensiver Bekämpfungsmaßnahmen, die mechanische, chemische und biologische Bekämpfung einschlossen (van den TWEEL & EIJSACKERS 1987, SPAETH et al. 1994). Diese Maßnahmen stützen sich in den meisten Fällen auf die Vermutung, *Prunus serotina* verhindere die Naturverjüngung der Waldbäume, verdränge seltene Arten der Krautschicht, bedeute eine Nahrungs- und Wasserkonkurrenz der forstlich genutzten Gehölze, und ihre Entwicklung lasse sich nicht mit dem Ziel eines naturnahen Waldbildes in Übereinstimmung bringen (z.B. KRAUSS et al. 1990, SPAETH et al. 1994). Unbestritten sind die Ausdunkelungseffekte, die allerdings auch von Dickungsstadien anderer Forstgehölze (z.B. Rotbuchen, Kiefern, Fichten) gut bekannt sind. Es wird gelegentlich jedoch übersehen, daß sich die Kiefer als Lichtbaumart und Mineralbodenkeimer auch in Forsten ohne *Prunus serotina*-Strauchschicht sehr schlecht verjüngt, zumal wenn eine dichte Grasschicht den Boden bedeckt. In geschlossenen Kiefernanbaugebieten wird oft das geringe Diasporenangebot von Eichen für das Ausbleiben dieser auch forstlich erwünschten Arten aus-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

schlaggebend sein. Weiter ist der Einfluß der Wilddichte zu beachten.

STARFINGER (1990a) hat die Bestandsdynamik jüngerer Berliner *Prunus serotina*-Bestände mit gleichaltrigen und älteren aus ihren nordamerikanischen Heimatgebieten populationsbiologisch untersucht. Seine Ergebnisse stützen die Vermutung, daß die Spätblühende Traubenkirsche von Störungen profitiert, in älteren Beständen jedoch ihre dominante Rolle verliert. Sie könnte als Agriophyt zwar in naturnahen Wäldern bestehen, jedoch in weitaus geringerer Dichte als in den Aufwuchsstadien, die uns meistens aus den Nachkriegsforsten bekannt sind (STARFINGER 1990b). Über die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen könnte die Effektivität dieser schonenden Lösung des Problems geprüft werden.

Am Beispiel *Prunus serotina* lassen sich weitere Gesichtspunkte von allgemeiner Bedeutung für den Umgang mit Neophyten diskutieren. Im Wissen um die anthropogene Veränderung unserer Umwelt ist zu hinterfragen, warum Neophyten zur Erzielung eines dann als naturnah apostrophierten Waldbildes bekämpft werden müssen, wenn sie doch als Agriophyten Bestandteil der potentiellen natürlichen Vegetation sind. Offenheit in dieser Frage sollte zumindest eine Perspektive eines Naturschutzes sein, der nicht einseitig auf die Konservierung oder Nachschöpfung historischer Vegetationsbilder fixiert ist. Da *Prunus serotina* eine langjährige Diasporenbank etablieren und sich auch nach Herbizideinsatz vegetativ regenerieren kann, muß die Bekämpfung über lange Zeiträume laufen, um ihr Ziel zu erreichen. Hier stellt sich die Frage nach dem Verhältnis zwischen Aufwand und Nutzen. Diese ökonomisch wichtige Frage kann meines Wissens zur Zeit nicht beantwortet werden. Die Kosten der Bekämpfungsmaßnahmen lassen sich zwar ermitteln, jedoch liegen keine exakten Untersuchungen zur Höhe des Schadens vor, der als Anlaß der Bekämpfungsmaßnahmen angenommen wird.

Eine ebenfalls sinnvollerweise vor einer Bekämpfung zu klärende Frage ist die nach der praktischen Rückholbarkeit einer Art. Abgesehen von der Persistenz der Diasporenbank und der Fähigkeit regenerativen Wachstums spielt beim Beispiel *Prunus serotina* die Fähigkeit zur Wiedereinwanderung während oder nach einer Bekämpfung eine große Rolle. Werden nicht alle Ausbreitungszentren in Reichweite der behandelten Fläche deaktiviert, so kann eine Bekämpfung leicht zur kostenintensiven Daueraufgabe werden, die wegen der andauernden Störung der Standorte kaum im Interesse forstlichen Naturschutzes liegen dürfte.

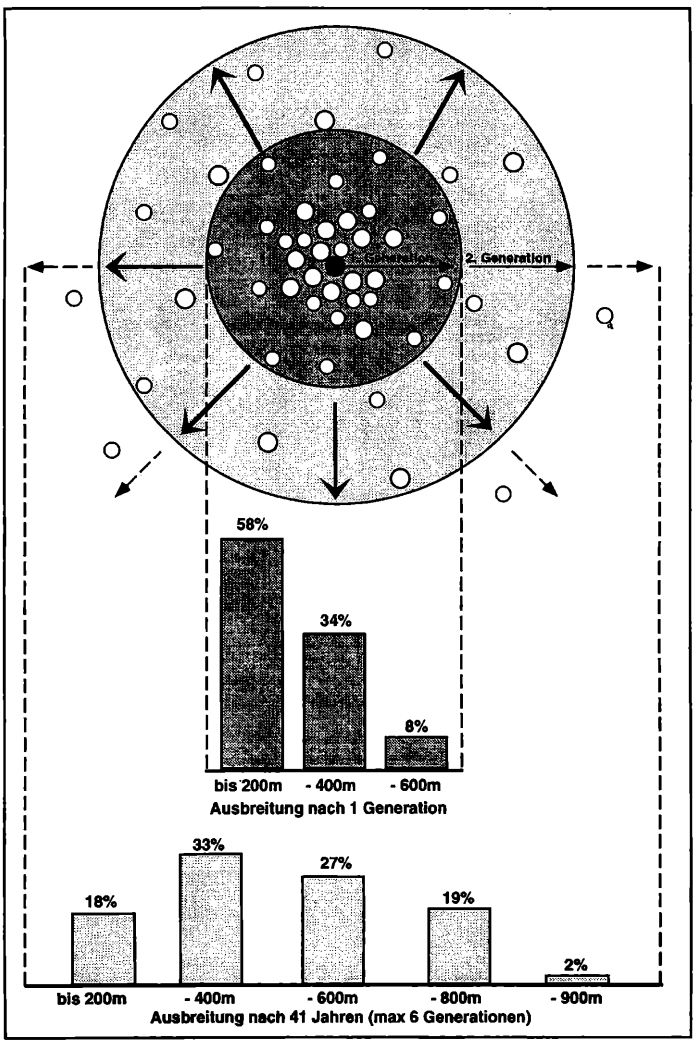

Abbildung 5

Reichweite der Ausbreitung von *Prunus serotina* in der Feldflur von Burgdorf (Landkreis Hannover). Ausbreitungsquellen sind Heckenpflanzungen zu Beginn der 50er Jahre. Als Ausbreitungsleistung einer Generation wurde die jeweils kürzeste Entfernung zwischen einem nicht fruchtenden und dem nächstgelegenen fruchtenden Individuum von *Prunus serotina* ermittelt. Als Ausbreitungsleistung des gesamten Zeitraumes (ca. 41 Jahre nach der Pflanzung) wurden die Entfernungen zwischen Wuchsorten spontaner und den nächstgelegenen angepflanzten Individuen bestimmt (nach Angaben von SCHULTE & SCHULZE 1994).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Anders als die Robinie ist die Spätblühende Traubenkirsche über die Verbreitung durch Vögel, aber auch durch Säugetiere zur Fernausbreitung befähigt (STARFINGER 1990a). Häufig wird ihr ein aggressives Ausbreitungsverhalten nachgesagt (z.B. ENDTMANN 1993). Es ist jedoch nicht im einzelnen bekannt, inwieweit die dichten Traubenkirschenbestände unmittelbares Ergebnis forstlicher Anpflanzungen sind oder aus einer Neubesiedlung über Fernausbreitung resultieren.

Um die Reichweite der spontanen Ausbreitung von *Prunus serotina* besser einschätzen zu können, wurden in zwei Lebensräumen, einer offenen Feldlandschaft und einem geschlossenen Forstgebiet, Verbreitungsanalysen mit einer Rekonstruktion der Populationsgeschichte verbunden (SCHULTE & SCHULZE 1994). In der Feldmark von Burgdorf bei Hannover ist die Spätblühende Traubenkirsche Anfang der 50er Jahre im Rahmen der Flurbereinigung in Hecken angepflanzt worden. In einem Gebiet von 450 ha ist die Reichweite der Ausbreitung im Zuge einer Generation ermittelt worden, indem die Entfernungen von den noch nicht fruchtenden Pflanzen zu den nächsten fruktifizierenden bestimmt worden ist. In einer Generation kann *Prunus serotina* bis zu 600 m verbreitet werden, wobei mehr als die Hälfte der Wuchsorte weniger als 200 m, und ein weiteres Drittel weniger als 400 m von den nächstgelegenen potentiellen Ausbreitungsquellen stammen (Abb. 5). Die maximale Enfernung, die in etwa vier Jahrzehnten erreicht wurde, konnte über eine Lokalisierung der ursprünglichen Anpflanzungen ermittelt werden. Sie liegt bei 900 m (Abb. 5). Da Traubenkirschen bereits mit 7 Jahren fruchten können (STARFINGER 1990a), wäre dieses die Ausbreitungsleistung von 5-6 Generationen. Bezogen auf den Ausbreitungszeitraum von etwa 40 Jahren beträgt die mittlere maximale Ausbreitungsentfernung in einer offenen Heckenlandschaft demnach etwa 160 m pro Generation oder im Mittel 22,5 m pro Jahr. Mit derartigen Entfernungsangaben könnte man einen Sicherheitsabstand zu Biotopen definieren, in die die betreffende Art nicht eindringen sollte bzw. innerhalb dessen bereits vorhandene Ausbreitungszentren entfernt werden sollten.

Das Beispiel *Prunus serotina* zeigt jedoch auch, daß die Reichweite der Ausbreitung von den Eigenschaften der Biotope abhängen kann. Innerhalb des nahe Celle untersuchten Forstbestandes haben sich Traubenkirschen maximal 280 m in angrenzende 40-jährige Kiefernforste ausbreiten können. Berücksichtigt man das Alter der unterwanderten Bestände, so ergibt sich eine jährliche Ausbreitung von *Prunus serotina* um rund 7 Meter innerhalb eines geschlossenen Forstes. Dieser rechnerische Wert muß sicher nach oben korrigiert werden, da *Prunus serotina* erst nach der ersten Durchforstung in die Nadelholzreinbestände eingedrungen sein wird. Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche vollzieht sich in Forstbeständen jedoch wesentlich langsamer als in der offenen Kulturlandschaft. Diese Ergebnisse sprechen dafür, daß dichte *Prunus serotina*-Bestände in einem sehr viel engeren räumlichen Zusammenhang zu forstlichen Anpflanzungen stehen, als oft angenommen wird. Da im Celler Untersuchungsgebiet wie in weiten Teilen Niedersachsens eine enge Verzahnung von Staats- und Privatwald vorliegt, ist allerdings absehbar, daß die Traubenkirsche sich immer wieder von privaten in staatliche Forstflächen ausbreiten wird, wenn die Bekämpfung nicht flächendeckend (auch unter Einbeziehung der Hecken in der angrenzenden Kulturlandschaft) vorgenommen wird. Der Abwägungsbedarf für den Mitteleinsatz der Forstwirtschaft und des Naturschutzes liegt auf der Hand.

3.3 Naturnahe Ökotope

Das Eindringen neophytischer Gehölze in naturnahe Vegetation ist auf wenige Ausnahmen beschränkt, die sich auf Waldgrenzstandorte konzentrieren. In der Aufstellung von LOHMEYER & SUKOPP (1992) werden für Mitteleuropa 34 Gehölzarten als Agriophyten genannt. Die meisten dieser Arten kommen auf wärmebegünstigten Felsen-Standorten vor (z.B. *Syringa vulgaris, Laburnum anagyroides, Fraxinus ornus* am Mittelrhein, vgl. LOHMEYER 1976), wobei von unerwünschten Veränderungen der naturnahen Vegetation nicht berichtet wird. An den Küsten der Nord- und Ostsee breitet sich *Rosa rugosa* aus (LOHMEYER 1976, EIGNER 1992), die ursprünglich zum Küstenschutz angepflanzt worden ist. Mit Aufmerksamkeit wird die in jüngerer Zeit beginnende Etablierung der Weymoutskiefer (*Pinus strobus*) auf Felsstandorten des Elbsandsteingebirges in der Tschechischen Republik und im Nationalpark Sächsische Schweiz beobachtet. Aufmerksamkeit verdient auch die bislang wenig beachtete Ausbreitung von Kulturheidelbeeren nordamerikanischer Provenienz (*Vaccinium corymbosum* u.a.), die in Niedersachsen in großem Maßstab angebaut werden und sich nicht nur in großer Menge in Kiefernforsten ausbreiten, sondern auch in Moore eindringen (KOWARIK & SCHEPKER 1995).

4 Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Die einzige sinnvolle Empfehlung allgemeiner Art zur "Neophytenfrage" ist die Anregung zur differenzierten Analyse konkreter Fallbeispiele, die auch bei der gleichen Art in unterschiedlichen Situationen zu entgegengesetzten Bewertungen führen kann. Neben naturwissenschaftlich festzustellenden Auswirkungen der Arten sollte immer auch der landschaftsgeschichtliche bzw. kulturhistorische Zusammenhang gewürdigt werden.

Im Siedlungsbereich können nichteinheimische Arten Funktionen im Naturhaushalt z.T. besser als einheimische Arten wahrnehmen, die auf urban-industriellen Standorten außerhalb ihres Optimalbereiches wachsen (Lufthygiene, Stadtklima, Erosionsschutz, Staubbindung, Wasserhaushalt). Ihre spontane Ausbreitung ist als Antwort auf die anthropogenen Standortveränderungen durchaus erwünscht.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Dies gilt auch für die Pflanzung einiger nichteinheimischer Gehölze als Straßenbäume. Innerhalb von Gärten und Parkanlagen gehören nichteinheimische Arten zur gärtnerischen Tradition. Die Gefahr liegt nicht in der Frage ob einheimisch oder nicht, sondern eher in der Verengung und Vereinheitlichung des verwendeten Arten- und Sortenspektrums.

Schlußfolgerungen aus tierökologischen Untersuchungen sollten vorsichtig unter Beachtung der konkreten örtlichen Situation gezogen werden. Hierzu gehört die Prüfung des tatsächlich bestehenden Spielraums bei der Pflanzenverwendung, aber auch die Wahrnehmung solcher Naturschutzziele, die über die des auf einzelne Organismengruppen zugeschnittenen Artenschutzes hinausgehen. Monokulturen jeder Art entgegenzuwirken wird bis auf wenige Ausnahmefälle immer sinnvoll sein. Dies gilt für nichteinheimische Arten ebenso wie für einheimische.

Außerhalb von Siedlungen kann eine Kontrolle nichteinheimischer Arten aus Sicht des Naturschutzes angebracht sein, wenn Schutzobjekte (Arten, Lebensgemeinschaften, Standorte, Landschaftsbild) im Gebiet bedroht sind. Diese Betrachtung sollte über den einzelnen Wuchsort hinausgehen und die Situation in der landschaftlichen Bezugseinheit berücksichtigen. Vor einer Bekämpfung sollten folgende Fragen geprüft werden:

1) Rechtfertigen die Auswirkungen der Ausbreitung eines Neophyten seine Bekämpfung? (Schadensanalyse)

2) Ist die Art am jeweiligen Standort durch Steuerungsmaßnahmen überhaupt rückholbar - und zwar nicht theoretisch, sondern auch praktisch, d.h. unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden personellen und finanziellen Ressourcen?

3) Ist der Aufwand hinsichtlich des erwarteten Zustandes verhältnismäßig? Oder wird durch eine Bekämpfung nicht nur der Neophyt, sondern auch das "Schutzgut" so in Mitleidenschaft gezogen, daß die eingesetzte Energie effektiver an anderer Stelle aufgebracht werden könnte? Es könnte z.B. effektiver sein, die begrenzten Ressourcen des Naturschutzes für ein optimales Management halbwegs intakter Triften einzusetzen, anstatt einen voll etablierten Robinienbestand mühevoll zu roden, um einen lange verdrängten Halbtrockenrasen wieder herzustellen zu wollen.

4) Wird der Bekämpfungserfolg nachhaltig sein, oder wird die bekämpfte Art nach Abschluß der Maßnahmen wieder einwandern können? Schlüsselfragen sind die nach der Nachlieferung aus dem Samenspeicher des Bodens, nach den Ausbreitungsquellen und -wegen sowie nach den Einwanderungs- und Etablierungsbedingungen einer neuen Generation des Neophyten. Vorsorge, die auf die Begrenzung der Ausbreitungsmöglichkeiten in Reichweite bedrohter Schutzgüter abzielt, könnte effektiver als eine Bekämpfung bei bereits eingetretenem Schaden sein. Dies gilt besonders für das Ausbringen von Arten durch Jäger (Deckungs-, Äsungspflanzen), Imker (Bienenweide) und im Rahmen der Flurbereinigung. Bei Heckenpflanzungen wurden früher z.B. in Bayern Neophyten in beträchtlicher Menge angepflanzt (REIF & AULIG 1993).

Da anthropogene Floren-, Vegetations- und Standortveränderungen vielleicht im Einzelfall, jedoch nicht allgemein rückgängig gemacht werden können, sollten Zielvorstellungen des Naturschutzes nicht einseitig auf historische Zustände konzentriert, sondern im Sinne des Prozeßschutzes auch für neue Entwicklungen geöffnet werden. Dies schließt z.B. Neophyten als Bestandsglieder naturnaher Vegetation ein. Auch angesichts der "global changes" gibt es hierzu wohl kaum eine Alternative.

5 Zusammenfassung

Die meisten der über 3100 nichteinheimischen Gehölzarten, die in Deutschland kultiviert werden, haben sich nicht ausbreiten können. Ihr Anteil liegt wahrscheinlich unter 10 %. Der Anteil der eingebürgerten u n d häufigen Arten ist nach Ergebnissen aus Brandenburg wesentlich geringer. Am Beispiel von *Robinia pseudoacacia* und *Prunus serotina* wird gezeigt, daß einzelne Arten durchaus problematisch werden können. Jedoch gilt auch hier, daß eine Bewertung aus Sicht des Naturschutzes situationsbezogen sein muß.

Bei Beachtung des gesamten Spektrums der gesetzlich formulierten Naturschutzziele können die gleichen Arten in anderen Fällen durchaus auch positiv eingeschätzt werden. Hier sind neben den Gesichtspunkten des Arten- und Biotopschutzes auch solche des Landschaftshaushaltes und des Landschaftsbildes zu beachten. Allgemeine Aussagen zur gesamten Gruppe der neophytischen Gehölze sind aus Naturschutzsicht nicht angemessen und naturwissenschaftlich nicht haltbar. Dies gilt auch für die ökosystemare Einbeziehung von Neophyten in Nahrungsbeziehungen und für ihre Pflanzung in Gärten und Parkanlagen, die untrennbar mit unserer kulturellen Tradition verbunden ist. Kontrollmaßnahmen sollten nur dann erwogen werden, wenn im konkreten Einzelfall der Schaden im Verhältnis zum nötigen Aufwand bei seiner Behebung bekannt ist sowie die Rückholbarkeit der Art und die Nachhaltigkeit des Bekämpfungserfolges gegeben sind.

Effektiver als die Bekämpfung gut etablierter Bestände könnte die Verhinderung weiterer Ausbreitungserfolge sein. Angesichts der überregionalen Floren-, Vegetations- und Standortveränderungen sollten sich die Naturschutzbemühungen nicht allein auf historische Landschaftszustände konzentrieren, sondern für neue Entwicklungen in Anpassung an die veränderten Rahmenbedingungen offen sein.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Literatur

Arbeitsgruppe Artenschutzprogramm Berlin (Ltg.: Sukopp, H., Red.: Auhagen, A., Frank, H. & Trepl, L.) (1984):
Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. - 3 Bd., Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 23.

BARTELS, H., BÄRTELS, A., SCHROEDER, F.-G. & SEEHANN, G. (Red.) (1981):
Erhebung über das Vorkommen winterharter Freilandgehölze. I. Die Gärten und Parks mit ihrem Gehölzbestand. - Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 73: 1-468.

BARTH, W.-E. (1988):
Praktischer Umwelt- und Naturschutz. Anregungen für Jäger und Forstleute, Landwirte, Städte- und Wasserbauer sowie alle anderen, die helfen wollen. - Hamburg, Berlin.

BITZ, A. (1987):
Anmerkungen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im NSG "Mainzer Sand" und angrenzenden Gebieten. - Mainzer Naturwiss. Arch. 25: 583-604.

CHAPMAN, A.G. (1935):
The effects of black locust on associated species with special reference to forest trees. - Ecol. Monogr. 5: 37-60.

CHEVALLERIE, H. de la (1986):
Die hummelmordende Silberlinde. - Das Gartenamt 35 (4): 248.

DETTMAR, J. (1992):
Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. - Diss. Bot. 191, 397 S.

EIGNER, J. (1992):
Problems with the neophyt "Rosa rugosa" in dune landscapes of Schleswig-Holstein. In Hilgerloh, G. (ed.): Dune management in the wadden sea area. pp. 95-96.

ELLENBERG, H., jun. (1983):
Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. - Forstarchiv 54 (4): 127-133.

ENDTMANN, K.J. (1993):
Fremdländische Gehölze in Wäldern und Forsten Brandenburgs. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, S. 84-93.

FISCHER, W. (1975):
Über vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisierung von Waldstandorten im Berliner Gebiet. - Arch. Naturschutz Landschaftsforschung 15 (1): 21-32.

GOEZE, E. (1916):
Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks Europas eingeführten Bäume und Sträucher. - Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 25: 129-201.

GÖHRE, K. (Hrsg.) (1952):
Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz. - Deutscher Bauernverlag, Berlin.

HAUPT, R. & JOACHIM, H.-E. (1989):
Restvorkommen autochthoner Schwarzpappeln (Populus nigra L.) in der Saale-Aue. - Landschaftspflege Naturschutz Thüringen 26 (2): 43-44.

HOFMANN, G. (1961):
Die Stickstoffbindung der Robinie (Robinia pseudoacacia L.). - Arch. Forstwes. 10: 627-632.

HÖSTER, H.R. (1993):
Baumpflege und Baumschutz. Grundlagen, Diagnosen, Methoden. - Ulmer, Stuttgart.

JOACHIM, H.-E. (1991):
Heimische Pappeln. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, S. 47-55.

KAISER, T. & PURPS, J. (1991):
Der Anbau fremdländischer Baumarten aus der Sicht des Naturschutzes diskutiert am Beispielt der Douglasie. Forst- Holzwirt 46 (11): 304-305.

KENNEDY, C.E.J. & SOUTHWOOD, T.R.E. (1984):
The number of species associated with British trees: a re-analysis. - J. Animal. Ecol. 53: 455-478.

KIERMEIER, P. (1988):
"Einen Garten ohne Exoten könnte man mit der Natur verwechseln" oder: Das Vordringen fremder Pflanzen in die Gärten des 19. Jahrhunderts. - Das Gartenamt 37 (6): 369-375.

KLEINSCHMIT, J. (1991):
Prüfung von fremdländischen Baumarten für den forstlichen Anbau. Möglichkeiten und Probleme. - NNA-Ber. 4 (1): 48-55.

KOHLER, A. (1963):
Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. - Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschl. 22 (1): 3-18.

—— (1964):
Das Auftreten und die Bekämpfung der Robinie in Naturschutzgebieten. - Veröff. Landesst. f. Natursch. u. Landespfl. Bad.-Württ. 32: 43-46.

KORNECK, D. & PRETSCHER, P. (1984):
Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes "Mainzer Sand" und Probleme ihrer Erhaltung. - Natur u. Landschaft 59 (7/8): 307-315.

KOWARIK, I. (1986):
Ökosystemorientierte Gehölzartenwahl für Grünflächen. - Das Gartenamt 35 (9): 524-532.

—— (1989):
Einheimisch oder nichteinheimisch. Einige Gedanken zur Gehölzverwendung zwischen Ökologie und Ökologismus. - Garten + Landschaft 99 (5): 15-18.

—— (1991a):
Ökologische und kulturhistorische Aspekte fremdländischer Gehölze im Dorf. - Laufener Seminarbeitr. (Akad. Natursch. Landschaftspfl. Laufen/Salzach) 2/91: 31-46.

—— (1991b):
Berücksichtigung von nichteinheimischen Arten, von Verwilderungen sowie von Vorkommen auf Sekundärstandorten bei der Aufstellung Roter Listen. - Schr. R. Vegetationskunde 23: 175-190.

—— (1992a):
Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölz-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

arten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. - Verhandlungen des Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beih. 3, 188 S.

—— (1992b):
Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 61: 33-47.

—— (1993):
Vorkommen einheimischer und nichteinheimischer Gehölzarten auf städtischen Standorten in Berlin. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, 93-104.

—— (1995):
Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pysek, P., Prach, K., Rejmànek, M. & Wade, P.M. (eds.): Plant invasions general aspects and applications. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 15-38.

KOWARIK, I. & LANGER, A. (1994):
Vegetation einer Berliner Eisenbahnfläche (Schöneberger Südgelände) im vierten Jahrzehnt der Sukzession. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 127: 5-43.

KOWARIK, I. & SCHEPKER, H. (1995):
Zur Einführung, Ausbreitung und Einbürgerung nordamerikanischer Vaccinium-Sippen der Untergattung Cyanococcus in Niedersachsen. - Schr. R. Vegetationskunde (Festschrift Sukopp) 27 (im Druck).

KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1986):
Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. In: Kollek, R., Tappeser, B. & Altner, G. (Hrsg.): Die ungeklärten Gefahrenpotentiale der Gentechnologie. Gentechnologie 10: 111-135, J. Schweitzer, München.

KRAUS, G. (1892):
Über die Bevölkerung Europas mit fremden Pflanzen. - Gartenflora 42: 142-175.

KRAUSS, M., LOIDL, H., MACHATZI, B. & WALLACHER, J. (1990):
Vom Kulturwald zum Naturwald. Entwurf eines Landschaftspflegekonzepts am Beispiel des Berliner Grunewalds. Veröffentlichungsreihe der Berliner Forsten 1, 262 S.

KRONENBERG, B. & KOWARIK, I. (1989):
Naturverjüngung kultivierter Pflanzenarten in Gärten. Verh. Berl. Bot. Ver. 7: 3-30.

KUNICK, W. (1980):
Gehölzvegetation im Siedlungsbereich. Landschaft u. Stadt 17 (3): 120-133.

—— (1983):
Pilotstudie Stadtbiotopkartierung Stuttgart. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 36: 1-139.

LAUTERBACH, K.-E. (1993):
Der Wespenbaum. - Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend 34: 163-169.

LOHMEYER, W. (1976):
Verwilderte Zier- und Nutzgehölze als Neuheimische (Agriophyten) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Vorkommen am Mittelrhein. - Natur u. Landschaft 51: 275-283.

—— (o.J.):
Liste der schon vor 1900 in Bauerngärten der Gebiete beiderseits des Mittel- und südlichen Niederrheins kultivierten Pflanzen (mit drei Gartenplänen). - Aus Liebe zur Natur Schriftenreihe 3: 109-131.

LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992):
Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Schriftenreihe Vegetationskunde 25: 1-185.

MEYER, F.H., BLAUERMEL, G., HENNEBO, D., KOCH, W., MIESS, M. & RUGE, U. (1978):
Bäume in der Stadt. - Ulmer, Stuttgart.

NATH, M. (1989):
Historische Pflanzenverwendung in Landschaftsgärten. Auswertung für den Artenschutz. - Werner, Darmstadt.

NOWACK, R. (1987):
Verwilderung des Blauglockenbaums (Paulownia tomentosa (Thunb.) Steud.) im Rhein-Neckar-Gebiet. - Floristische Rundbriefe 21 (1): 25-32.

OWEN, D.F. & WHITEWAY, W.R. (1980):
Buddleia davidii in Britain: History and development of an associated fauna. - Biol. Conserv. 17: 149-155.

OWEN, J. (1991):
The ecology of a garden. The first fifteen years. - Cambridge University Press, Cambridge.

PFITZNER, G. (1983):
Der Stellenwert eines Buddleja-Beobachtungsnetzes für die Erfassung von Tagfalterbeständen. - Öko.L 5/2 (Linz), 10-16.

PLATEN, R. & KOWARIK, I. (1995):
Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. - Verh. Ges. f. Ökologie 24: 431-439.

REIF, A. & AULIG, G. (1993):
Künstliche Neupflanzung naturnaher Hecken. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (3): 85-93.

RINGENBERG, J. (1994):
Analyse urbaner Gehölzbestände am Beispiel der Hamburger Wohnbebauung. Verlag Dr. Krovac, Hamburg, 220 S.

SACHSE, U. (1989):
Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn. Ökologische Voraussetzungen am Beispiel Berlins. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 63: 1-132.

SCHMIDT, P.A. & WILHELM, E.-G. (1989):
Die einheimische Gehölzflora. Ein Überblick. - Beiträge zur Gehölzkde. Rinteln, S. 50-75.

SCHMITZ, G. (1991):
Nutzung der Neophyten Impatiens glandulifera Royle und I. parviflora D.C. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. - Entom. Nachr. Ber. 35 (4): 260-264.

—— (1994):
Zum Blütenbesuchsspektrum indigener und neophytischer Impatiens-Arten. - Entom. Nachr. Ber. 38 (1): 17-23.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

SCHMITZ, J. (1991):
Vorkommen und Soziologie neophytischer Sträucher im Raum Aachen. - Decheniana 144: 22-38.

SCHROEDER, F.-G. (1969):
Zur Klassifizierung der Anthropochoren. - Vegetatio 16: 225-238.

HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & KONOLD, W. (1995):
Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. - ecomed, Landsberg, 301 S.

SCHULTE, J. & SCHULZE, U. (1994):
Die Spätblühende Traubenkirsche (Prunus serotina Ehrh.) als Problembaum in der niedersächsischen Kulturlandschaft? Ein Beitrag zur Neophytenproblematik. - unveröffentl. Projektarbeit am Inst. f. Landschaftspflege und Naturschutz d. Universität Hannover.

SCHUSTER, H.-J. (1980):
Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im nördlichen Frankenjura. - Diss. Bot. 53: 1-478.

SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1991):
Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutzsicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. - NNABer. 4 (1): 14-27.

SEIDLING, W. (1993):
Zum Vorkommen von Calamagrostis epigejos und Prunus serotina in den Berliner Forsten. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 126: 113-148.

SPAETH, I., BALDER, H. & KILZ, E. (1994):
Das Problem mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Forsten. - AFZ 5: 234-236.

SPETHMANN, W. (1985):
Arboreten und Exotenanbauten. Möglichkeiten zur Suche nach feldresistenten Baumarten. Forst- Holzwirt 40: 457-459.

—— (1995):
In-situ/ex-situ-Erhaltung von heimischen Gehölzarten. (im Druck).

STARFINGER, U. (1990a):
Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (Prunus serotina Ehrh.) in Mitteleuropa. Landschaftsentw. u. Umweltforschung 69: 1-136.

—— (1990b): Über Agriophyten. Das Beispiel Prunus serotina. - Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 179-188.

STRATMANN, J. (1988):
Ausländeranbauten in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Inventur und waldbaulich-ertragskundliche Untersuchungen. - Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen 91, Sauerländer, Frankfurt.

SUKOPP, H. (1972):
Grundzüge eines Programms für den Schutz von Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 7: 67-80.

—— (1976):
Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenr. Vegetationskde. 10: 9-27.

SURHOLT, B. (1994):
Blühende Silberlinden - die letzten großen Nektarquellen für Hummeln. Poster 24. Jahrestagung der Ges. f. Ökologie, Frankfurt.

TURCEK, F.J. (1961):
Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. - Bratislava.

TWEEL, P.A. van den & EIJSACKERS, H. (1987):
Black cherry, a pioneer species or 'forest pest' - Proc. K. Ned. Akad. Wet. Ser. C 90: 59-66.

WENDORFF, G. von (1952):
Die Prunus serotina in Mitteleuropa. Eine waldbauliche Monographie. - Diss. Hamburg.

WESTRICH, P. (1990):
Die Wildbienen Baden-Württembergs. - 2. Aufl., Bd. 1, Ulmer, Stuttgart.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Ingo Kowarik
Universität Hannover
Institut für Landschaftspflege und Naturschutz
Herrenhäuser Str. 2
D-30419 Hannover

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1995

Band/Volume: 2_1995

Autor(en)/Author(s): Kowarik Ingo

Artikel/Article: Sind nichteinheimische Pflanzenarten ein Problem für den Naturschutz? Ein Diskussionsbeitrag am Beispiel neophytischer Gehölzarten 89-104