

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 201 86 211
UBA-FB 000441



Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota

von

Dr. Frank Reinhardt
Dipl.-Volkswirt Markus Herle
Dipl.-Biologe Finn Bastiansen
Prof. Dr. Bruno Streit

J.W. Goethe-Universität Frankfurt
Fachbereich Biologie und Informatik
Abteilung Ökologie und Evolution

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei

Vorauszahlung von 10,00 €

durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Wolframstraße 95-96,
12105 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

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

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet II 1.3
Dr. Ulrike Doyle
Angela Lehmann

Berlin, November 2003

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB 000 441	2.	3.
4. Titel des Berichtes: Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota		
5. Autoren Dr. Frank Reinhardt, Dipl.-Volkswirt Markus Herle, Dipl.-Biologe Finn Bastiansen, Prof. Dr. Bruno Streit		8. Abschlussdatum 31.12.2002
		9. Veröffentlichungsdatum
6. Durchführende Institution Fachbereich Biologie und Informatik Abteilung Ökologie und Evolution Siesmayerstrasse 70 60054 Frankfurt/Main		10. UFOPLAN-Nr. 201 86 211
		11. Seitenzahl 248
7. Fördernde Institution Umweltbundesamt Postfach 33 00 22 14191 Berlin		12. Literaturangaben 281
		13. Tabellen und Diagramme 27
		14. Abbildungen 26
15. Zusätzliche Angaben		

16. Zusammenfassung

In dem Entwurf einer *European Strategy on Invasive Alien Species* T-PVS (2002) 8 werden verstärkte Forschungsaktivitäten der Mitgliedstaaten angeregt, die nicht nur auf den biologischen Bereich oder Bekämpfung invasiver Arten beschränkt bleiben, sondern auch die Bewertung der Auswirkungen auf Gesundheitswesen und Volkswirtschaft untersuchen sollen. Derartige Studien wurden bisher nur für die Vereinigten Staaten von Amerika oder mit eher regionalen Charakter durchgeführt. Aus diesem Grunde wurden 20 Tiere und Pflanzen aus verschiedenen Problemgebieten (Gesundheitsgefährdende Arten, Schäden in Forst-, Land-, und Fischereiwirtschaft, im kommunalen Bereich, an aquatischen und terrestrischen Verkehrswegen sowie Kosten von Arten, die einheimische Spezies gefährden oder in der Empfehlung 77 der Berner Konvention aufgeführt sind) ausgewählt und beispielhaft für das Gebiet Deutschlands bearbeitet. Die entstehenden Kosten wurden in drei Kategorien aufgeschlüsselt: a) direkte ökonomische Schäden, beispielsweise durch Vorratsschädlinge, b) ökologische Schäden, verursacht durch Pflege und Schutz gefährdeter heimischer Arten, Biozönosen oder Ökosysteme und c) Kosten für Maßnahmen zur Bekämpfung invasiver Arten. Es zeigte sich, dass auf Grund der Datenlage sowie der unterschiedlichen Biologie und Ökologie der invasiven Arten jeweils individuelle Ansätze notwendig waren. Die hier ermittelten Kosten unterscheiden sich stark von Art zu Art. Nicht alle untersuchten Arten verursachen ökonomische Schäden. Eine differenzierte Betrachtung von Neobiota ist nach dem Prinzip der Einzelfallbewertung erforderlich. Die Monetisierung von ökologischen Schäden gelang hierbei nur in wenigen Fällen. Weitergehende, mehrjährige Studien sollten *willingness to pay*-Analysen einbeziehen, um offen gebliebene Fragen zu beantworten.

17. Schlagwörter

Neobiota, invasive Arten, Ökonomie, Kosten, Deutschland

18. Preis

19.

20.

Report Cover Sheet

Report No.	2.	3.
UBA-FB 000 441		
4. Report Title		
Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany		
5. Autors Dr. Frank Reinhardt, Dipl.-Volkswirt Markus Herle, Dipl.-Biologe Finn Bastiansen, Prof. Dr. Bruno Streit		8. Report Date
		31.12.2002
6. Performing Organisation Biological and Computer Sciences Division Dept. of Ecology and Evolution Siesmayerstrasse 70 60054 Frankfurt/Main		9. Publication Date
		10. UFOPLAN-Ref. No.
		201 86 211
7. Funding Agency Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) Postfach 33 00 22 14191 Berlin Germany		11. No. of Pages
		248
		12. No. of Reference
		281
		13. No. of Tables, Diagrams
		27
		14. No. of Figures
		26
15. Supplementary Notes		

16. Abstract

The *European Strategy on Invasive Alien Species* T-PWS(2002) 8 mandates intensified research by member nations on invasive species. This research will not be restricted solely to the biology and remediation of invasive species, but will also evaluate their adverse health effects and economic impact. Previous studies of these issues have only been carried out in the United States of America, or in a limited, regional manner. Consequently, 20 plant and animal species from various problem areas (species which pose a threat to public health; losses to agriculture, fisheries, and forestry; damage to public roads and waterways; costs associated with the protection of native species threatened by non-native species as mandated by Recommendation 77 of the Bern Convention) were assessed in Germany nation-wide. The accruing costs were sorted into 3 categories: a) direct economic losses, such as those caused by destructive pest species; b) ecological costs, in the form of extra care and protection of native taxa, biotopes, or ecosystems threatened by invasive species; c) costs of measures to combat invasive species. Because of the nature of available data, as well as the different biology and ecology of the invasive species, each had to be treated individually, and the associated costs vary greatly from species to species. Moreover, not all of the species investigated cause economic losses. Accordingly, a nuanced approach to alien species is essential. Cost assessment of losses deriving from ecological damage was only possible in a few cases. Ongoing, multi-year studies incorporating cost/benefit analysis will be necessary to resolve remaining issues.

17. Keywords

Neobiota, invasive species, economic, cost, Germany

18. Price

19.

20.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	3
1 Einleitung	5
2 Vorgehensweise	6
3 Ökonomische Folgen in ausgewählten Problembereichen	23
3.1 Gesundheitsgefährdende Arten	23
3.1.1 Einleitung	23
3.1.2 <i>Ambrosia artemisiifolia</i> , Beifußambrosie	23
3.1.3 <i>Heracleum mantegazzianum</i> , Herkulesstaude	29
3.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse gesundheitsgefährdender Arten	36
3.1.5 weitere auffällige Arten	38
3.2 Schäden in der Forstwirtschaft	39
3.2.1 Einleitung	39
3.2.2 <i>Quercus rubra</i> , Roteiche	39
3.2.3 <i>Prunus serotina</i> , Spätblühende Traubenkirsche	44
3.2.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Forstwirtschaft	52
3.2.5 weitere, nicht bearbeitete Forstschädlinge	53
3.3 Schäden in der Landwirtschaft	57
3.3.1 Einleitung	57
3.3.2 <i>Oryzaephilus surinamensis</i> , Getreideplattkäfer und <i>Rhyzopertha dominica</i> , Getreidekapuziner	57
3.3.3 <i>Ephestia kuehniella</i> , Mehlmotte	61
3.3.4 <i>Galinsoga ciliata</i> , Behaartes Knopfkraut	66
3.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Landwirtschaft	69
3.3.6 weitere auffällige Arten	70
3.4 Schäden in Fischerei und Teichwirtschaft	71
3.4.1 Einleitung	71
3.4.2 <i>Ondatra zibethicus</i> , Bisam	71
3.4.3 <i>Orconectes limosus</i> , Amerikanischer Flusskrebs	79
3.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Fischerei und Teichwirtschaft	83
3.4.5 weitere auffällige Arten	84
3.5 Schäden im kommunalen Bereich	85
3.5.1 Einleitung	85
3.5.2 <i>Cameraria ohridella</i> , Kastanienminiermotte	85
3.5.3 <i>Ceratocystis ulmi</i> , Ulmenkrankheit	91
3.5.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem kommunalen Bereich	93
3.5.5 weitere auffällige Arten	95

3.6 Neobiota, die Wasserwege und Fließgewässer beschädigen	97
3.6.1 Einleitung	97
3.6.2 <i>Dreissena polymorpha</i> , Zebra- oder Dreikantmuschel	97
3.6.3 Neophytische Knötericharten (Polygonaceae)	103
3.6.4 Zusammenfassung der Ergebnisse	109
3.6.5 weitere auffällige Arten	110
3.7 Neobiota, die einen erhöhten Kostenaufwand bei der Unterhaltung terrestrischer Verkehrswege verursachen	113
3.7.1 Einleitung	113
3.7.2 <i>Senecio inaequidens</i> , Schmalblättriges Greiskraut	113
3.7.3 <i>Buddleja davidii</i> , Schmetterlingsstrauch	117
3.7.4 Zusammenfassung der Ergebnisse	120
3.7.5 weitere auffällige Arten	122
3.8 Gefährdung einheimischer Arten durch Neobiota	123
3.8.1 Einleitung	123
3.8.2 <i>Dikerogammarus villosus</i> , Großer Höckerflohkrebs	123
3.8.3 <i>Lupinus polyphyllus</i> , Vielblättrige Lupine	128
3.8.4 Zusammenfassung der Ergebnisse	132
3.8.5 weitere auffällige Arten	133
3.9 Neobiota, die in der Empfehlung 77 (1999) der Berner Konvention von 1979 aufgelistet sind	135
3.9.1 Einleitung	135
3.9.2 <i>Mustela vison</i> , Mink, Amerikanischer Nerz	135
3.9.3 <i>Rana catesbeiana</i> , Ochsenfrosch	142
3.9.4 Zusammenfassung der Ergebnisse	147
3.9.5 weitere auffällige Arten	149
3.10 Zusammenfassende Betrachtungen der Problemfelder	151
4 Nationale Strategien zur Eindämmung der Ausbreitung von Neobiota	155
4.1 Einleitung	155
4.2 Kosten der Verbesserung von Habitatstrukturen	155
4.3 „Koordinator für Umweltfragen“	162
5 Diskussion	171
6 Maßnahmen	189
7 Literatur	191
8 Anhang	
Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden	209
Kurzfassung	223
Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen	245

Abkürzungsverzeichnis

BArtSchV	B undes a rtens sch utz- V erordnung
BBA	B iologische B undes a nstalt
BfN	B undesamt für N aturschutz
BLE	B undesanstalt für L andwirtschaft und E rnährung
BNatSchG	B undes n aturs sch utz g esetz
BUND	B und für U mwelt und N aturschutz D eutschland
Cites	<i>Convention of international trade in endangered species of wild fauna and flora</i>
FFH	F auna - F lora - H abitat (EU-Richtlinie)
HGON	H essische G esellschaft für O rnithologie und N aturschutz
LfU	L andesanstalt für U mwelt
Mulf	M inisterium für U mwelt, L andwirtschaft und F orsten
NABU	N aturschutz b und Deutschland
ONB	O bere N aturschutz b ehörde
UBA	U mwelt- B undesamt
UNB	U ntere N aturschutz b ehörde
WSA	W asser- und S chiff f ahrts a mt
WTP	<i>Willingness to pay</i>

1 Einleitung

In den Stuttgarter Thesen von 1996 sind Neozoen definiert als „Tierarten, die nach 1492 unter direkter oder indirekter Mithilfe des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind und dort wild leben“ (Anonymus, 1996). Ähnliches wurde für Neophyten bereits 1969 formuliert (Schroeder, 1969), wobei der Ausdruck als solcher bereits Anfang des 20. Jahrhunderts eingeführt wurde (Rikli, 1903/1904). Im Jahr 2001 wurde der Ausdruck „Neobiota“ von Kowarik (Kowarik & Starfinger, 2001) als ein Oberbegriff definiert, der sowohl Neozoen als auch Neophyten im Sinne oben stehender Definitionen zusammenfasst. Organismen, die vor dem Jahr 1492 einwanderten, werden als Archäozoen bzw. Archäophyten bezeichnet. Neben diesen feststehenden Begriffen sind viele weitere definiert worden. Im weiteren werden neben den bereits genannten Ausdrücken noch „gebietsfremde Art“ und „invasive (gebietsfremde) Art“ benutzt. Diese wurden in den „Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden“, welche in *Decision COP VI/23* des Übereinkommens über die biologische Vielfalt festgelegt wurden, wie folgt definiert: „Eine **„gebietsfremde Art“** bezieht sich auf eine Art, eine Unterart, oder auf ein niedrigeres Taxon, das außerhalb seines natürlichen vergangenen oder gegenwärtigen Verbreitungsgebietes eingeführt wurde, und beinhaltet sämtliche Bestandteile solcher Arten wie Gameten, Samen, Eier, oder Diasporen, die überleben und sich in der Folge weitervermehren könnten. Eine **„invasive gebietsfremde invasive Art“** bedeutet eine gebietsfremde Art, deren Einführung beziehungsweise und/oder Ausbreitung eine Bedrohung für die biologische Vielfalt darstellt. Den Vorgaben des *standing committee* der Berner Konvention folgend (und im Gegensatz zu Pimentel *et al.* 1999), wurden im Entwurf der europäischen Strategie der Berner Konvention genetisch veränderte Organismen nicht berücksichtigt.

Vor dem Hintergrund des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (*Convention on Biological Diversity*, CBD) wurde im Jahr 2001 auf europäischer Ebene bereits eine Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten erarbeitet (T-PVS (2002) 8), die in Kombination mit den bestehenden Regelungen der Berner Konvention von 1979 und deren

Fortentwicklungen, beispielsweise in der Empfehlung 77 von 1999, den Vertragsstaaten viele Möglichkeiten vorschlagen, um die „Neobiotaproblematik“ zu bearbeiten. Zu den Leitlinien des Entwurfs der europäischen Strategie, die zu entsprechenden nationalen Strategien führen sollen, gehören sehr unterschiedliche Ansätze, wie Informationsmanagement, gesetzlicher und institutioneller Rahmen, regionale Verantwortung und Zusammenarbeit, Vorsorge, Früherkennung und schnelle Gegenmaßnahmen sowie Ausgleichsmaßnahmen. Bis zum Frühjahr 2003 werden die Vertragsstaaten hierzu Stellung nehmen; eine Verabschiedung der Strategie ist zum Dezember 2003 geplant. Die bessere Zusammenarbeit auf europäischer Ebene wurde bereits im novellierten Bundesnaturschutzgesetz verankert. In § 41, Absatz 2 lautet es dort: „Die Länder treffen ... geeignete Maßnahmen, um die Gefahren einer Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt der Mitgliedstaaten ... abzuwehren“.

Ebenfalls in diesem Entwurf der *European Strategy on Invasive Alien Species* (T-PVS (2002) 8) werden vermehrte Forschungsaktivitäten der Mitgliedstaaten angeregt, die nicht nur auf den biologischen Bereich oder die Bekämpfung beschränkt bleiben, sondern auch die Bewertung der Auswirkungen auf Gesundheitswesen und Ökonomie untersuchen sollen. In den Vereinigten Staaten von Amerika wurde eine derartige Untersuchung im Jahr 1999 von Pimentel *et al.* durchgeführt mit dem Ergebnis, dass sich die jährlichen Kosten invasiver Arten auf 138 Milliarden US-Dollar addierten (für weitere Details siehe Kapitel 5). In Europa sind vergleichende Studien bisher nicht durchgeführt worden, obwohl die Ausbreitung von Neobiota sowie die Problematik, die zum Teil durch sie verursacht werden, bereits seit geraumer Zeit bekannt sind. In Deutschland sind zur Zeit vermutlich 262 Neozoen etabliert, bei 431 weiteren ist der Status unklar (Geiter *et al.*, 2001). Zudem werden in Deutschland 275 Neophyten und 412 Archäophyten nachgewiesen bei vermutlich mehr als 12.000 eingebrachten Pflanzenarten (Kowarik & Starfinger, 2001).

Aufgrund des zeitlichen Rahmens wurden insgesamt 20 Arten aus verschiedenen Problembereichen (Gesundheitsgefährdende Arten, Schäden in Forst-, Land-, und Fischereiwirtschaft, im kommunalen Bereich, aquatische und terrestrische Verkehrswegen sowie Kosten von Arten, die einheimische Arten gefährden oder in der Empfehlung 77 der Berner Konvention aufgeführt sind) ausgewählt und beispielhaft bearbeitet.

2 Vorgehensweise

Mit der vorliegenden Studie soll eine Schätzung über die in Deutschland jährlich entstehenden Kosten durch die hier untersuchten Neobiota gegeben werden. Die Studie stellt dabei eine Momentaufnahme bezogen auf die aktuelle Situation dar, d.h. es werden die Kosten erfasst, die zur Zeit jährlich anfallen. Einige Arten haben in der Vergangenheit höhere jährliche Kosten verursacht (z.B. Dreikantmuschel), andere stehen erst am Beginn ihrer Ausbreitung und werden voraussichtlich erst in Zukunft zu erheblichen Aufwendungen führen (z.B. Ochsenfrosch). Soweit möglich wurden diese Entwicklungen mit aufgezeigt. Der Schwerpunkt der Studie sind jedoch die Kosten, die heute in Deutschland anfallen und zwar berechnet für den Zeitraum eines Jahres.

Soweit neben den Kosten auch Nutzen bei einzelnen Arten auftraten, wurde dieser Nutzen monetär bewertet und den Kosten gegenüber gestellt. In den zusammenfassenden Übersichten werden Nutzen und Kosten saldiert. Die vorliegende Studie stellt jedoch keine Nutzen-Kosten-Analyse und nur in Einzelfällen eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse im eigentlichen Sinne da, bedient sich jedoch wesentlicher Elemente dieser Analyseformen. Es gilt das gleiche Ziel, mehr Rationalität in die staatliche Einnahmen- und Ausgabenpolitik zu bringen.

Mit der Nutzen-Kosten-Analyse wird das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen auf öffentliche Entscheidungen übertragen. Zu diesem Zweck werden die bewerteten Vorteile und die bewerteten Nachteile einer öffentlichen Investition gegenüber gestellt. Die Nutzen-Kosten-Analyse soll also über die Wirtschaftlichkeit eines öffentlichen Projektes entscheiden. Dabei können auch mehrere konkurrierende Handlungsalternativen verglichen werden. Dieses Ziel kann mit dieser Studie nicht erreicht werden. In den meisten untersuchten Fällen handelt der staatliche Entscheidungsträger bereits. Ob dieses Handeln rational im Sinne einer Nutzen-Kosten-Analyse ist, ist nicht Gegenstand der Untersuchung.

Für eine Nutzen-Kosten-Analyse ergeben sich in dieser Studie zwei Ansatzpunkte. Der erste entsteht bei der Untersuchung staatlicher Bekämpfungsmaßnahmen für jede einzelne Art. Die Bekämpfungsmaßnahmen stellen die Investition dar. Die hierbei entstehenden Kosten müssen dann den positiven Effekten dieser Maßnahme gegenübergestellt werden. Beispielhaft sei hier die Herkulesstaude aufgeführt. Abhängig von der Intensität der Bekämpfung der Herkulesstaude werden sich die direkten und indirekten ökonomischen Kosten sowie die ökologischen Schäden entwickeln. Je höher der Bekämpfungsaufwand, desto geringer fallen die direkten und indirekten ökonomischen Kosten sowie die ökologischen Schäden aus. Als Nutzen ergibt sich also die Verringerung der ökonomischen Kosten und ökologischen Schäden. Der Nutzen der staatlichen Maßnahme ist also die Verbesserung gegenüber dem „Nichts Tun“. Es wird somit der Bekämpfungsaufwand empfohlen, der den größten Überschuss des Nutzens über die Kosten erwirtschaftet. Es ergibt sich also ein Optimum des Bekämpfungsaufwands.

Entsprechend den Aussagen des vorigen Absatzes dürften in dieser Studie eigentlich nur all diejenigen Kosten herangezogen werden, die im Optimum anfallen. Um diesen methodischen Ansatz zu realisieren, bedarf es jedoch zunächst einer sehr viel besseren Datenbasis über derartige Wechselwirkungen. Aus diesem Grund wurde in dieser Studie darauf verzichtet und weitgehend auf die Kosten des *status quo* zurückgegriffen. Es ergeben sich hier jedoch sicher zukünftige Forschungsansätze, die zu größerer staatlicher und privatwirtschaftlicher Effizienz führen würden.

Der zweite Ansatzpunkt ergibt sich im Zusammenhang mit den im Kapitel 4 aufgeführten „Nationalen Strategien zur Eindämmung der Ausbreitung von Neobiota“. Hier müsste die gleiche methodische Vorgehensweise gewählt werden. Den Kosten zur Verbesserung von Habitatstrukturen und den Kosten für den Koordinator für Umweltfragen müssten der monetär bewertete Nutzen gegenübergestellt werden. Dies ist in letzter Konsequenz im Rahmen dieser Studie nicht zu leisten. Die im Kapitel 4 aufgeführten Zahlen sind deshalb als Beispiele zu verstehen, die ein Gefühl für die monetären Größenordnungen geben sollen.

Eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse umgeht das genaue Messen des Nutzens. Es wird statt dessen von fixen Zielen ausgegangen, z. B. Reduktion der Zahl der Verkehrstoten um die Zahl X pro Jahr oder Verringerung des Lärmpegels am Arbeitsplatz um y Dezibel. Derartige Vorgaben liegen jedoch zumeist nicht vor. Politische Vorgaben gibt es für die im Kapitel 3.9 aufgeführten „Neobiota, die in der Empfehlung 77 (1999) der Berner Konvention von 1979 aufgelistet sind“. Sowohl für den Mink als auch für den Ochsenfrosch gilt also als das Ziel „Rückführung der Population auf Null“. Die aufgeführten Kosten beziehen sich also auf das klar definierte Ziel. Es gilt also, die Bekämpfungsmethode mit den geringsten Kosten zu finden.

Einige Arten werden nicht von der öffentlichen Hand, sondern von privaten Wirtschaftssubjekten bekämpft. Es besteht hier ein Eigeninteresse der Betroffenen zur Bekämpfung der Neobiota. Privatwirtschaftlichen Aktivitäten wird in der Regel Rationalität unterstellt. Es wird angenommen, dass der Bekämpfungsaufwand „optimal“ erfolgt, da privatwirtschaftliche Entscheidungsträger die Kosten der Bekämpfung gegenüber den Nutzen abwägen. Dies gilt in der Theorie, solange keine externen Effekte vorliegen. Externe Effekte liegen vor, wenn auch andere von der Bekämpfung profitieren, die sich nicht an den Kosten beteiligen. In diesem Fall ist zu vermuten, dass das Ausmaß der Bekämpfung nicht optimal ist. Bei den im Kapitel 3.3 „Schäden in der Landwirtschaft“ aufgeführten Neobiota liegen keine externen Effekte vor. Es sind durch die Schädlinge einzig die Unternehmen betroffen und deren getroffenen Maßnahmen kommen auch keinen Dritten zugute. Hier ist davon auszugehen, dass sich die Kosten in einem Optimum befinden, zumal die Landwirtschaft über jahrhundertlange Erfahrungen bei der Bekämpfung von Ackerunkräutern und Vorratsschädlingen verfügt.

Das Vorliegen externer Effekte führt jedoch bei privatwirtschaftlicher Aktivität zu einer nicht optimalen Bekämpfung. Dies gilt teilweise für die Neobiota des Kapitels 3.7 „..., die einen erhöhten Kostenaufwand bei der Unterhaltung terrestrischer Verkehrswege verursachen“. So wird die Herkulesstaude von den privatwirtschaftlichen Bahnen nur bekämpft, soweit damit Schäden an den Bahndämmen verhindert werden können.

Eine Berücksichtigung der Gesundheitsgefährdung für Dritte wird jedoch nicht mit in das privatwirtschaftliche Kalkül einfließen. Insofern stellen die aufgeführten Zahlen nur eine Kostenuntergrenze dar.

Zur Ermittlung der Kosten, die sich bei der Verdrängung von heimischen Arten ergeben (Kapitel 3.8) bietet sich die Analyse der Zahlungsbereitschaft an (*willingness to pay*). Es gilt also zu ermitteln, wie viel die Bevölkerung bereit ist, für den Erhalt einer Art oder eines intakten Biotops zu zahlen. Derartige Untersuchungen konnten hier nicht realisiert werden. Als Hilfskostengröße wurden jedoch die aktuellen Bekämpfungskosten invasiver Arten sowie die Kosten zum Schutz heimischer Arten angesetzt. Diese können als Untergrenze für die Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft interpretiert werden.

Als „problematische Arten“ werden solche bezeichnet, die (neben ökonomischen Auswirkungen) auch in naturnahe Lebensgemeinschaften einwandern und dort die Zusammensetzung der Biozönose nachhaltig verändern oder zerstören (Kowarik & Starfinger, 2001). Probleme können aber auch dadurch entstehen, dass durch direkte Konkurrenz eine einheimische durch eine invasive Art ersetzt wird. Dies ist jedoch eher selten, da die meisten Neobiota auf viele Faktoren Einfluss nehmen, wie beispielsweise Beschattung (z.B. die Spätblühende Traubenkirsche oder die Staudenknötericharten), Bodenverhältnisse (alle Leguminosen), Bestäubung (Indisches Springkraut), Prädation (Höckerflohkrebs) oder die Verbreitung von Parasiten (Kammerkreb und die so genannte „Krebspest“). Diese Veränderungen können entweder landesweit auftreten oder regional auf besonders schützenswerten Habitaten, die dementsprechend meist unter Naturschutz stehen. Gleichzeitig sind diese „ökologischen Kosten“ nur schwer zu beziffern (Hampicke, 1991) (Beckenbach *et al.* 1988). In der vorliegenden Untersuchung gelingt dies in vielen Fällen auch nicht (z.B. Bisam, Roteiche, Ochsenfrosch). Manche Organismen verursachen Schäden in Naturschutzgebieten. Diese Kosten können zumindest als Untergrenze für ökologische Schäden bzw. für eine Zahlungsbereitschaft der Gesellschaft bewertet werden.

Dies gilt in einigen Beispielen auch für die Bekämpfungskosten (z. B. Spätblühende Traubenkirsche oder Staudenknötericharten).

Die entstehenden jährlichen Kosten, berechnet auf das Gebiet Deutschlands, sollen in drei Kategorien aufgeschlüsselt werden: a) direkte ökonomische Schäden, beispielsweise durch Vorratsschädlinge, b) ökologische Schäden, bewertet durch Pflege und Schutz gefährdeter heimischer Arten, Biozönose oder Ökosysteme und c) Kosten für Maßnahmen zur Bekämpfung invasiver Arten. Hierbei soll auch die voraussichtliche zukünftige Ausbreitung berücksichtigt werden.

Es werden folgende Problemfelder anhand der genannten Beispielarten bearbeitet:

- Gesundheitsgefährdende Neobiota: Beifußambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) und Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*)
- Schädigungen in der Forstwirtschaft: Roteiche (*Quercus rubra*) und Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*)
- Schädigungen in der Landwirtschaft: Getreidekapuziner (*Rhizopertha dominica*), Getreideplattkäfer (*Oryzaephilus surinamensis*), Mehlmotte (*Ephestia kuehniella*) und Behaartes Knopfkraut (*Galinsoga ciliata*)
- Schädigungen in Fischerei und Teichwirtschaft: Bisam (*Ondratra zibethicus*) und Kamberkrebs (*Orconectes limosus*)
- Schäden im kommunalen Bereich: Kastanienminiermotte (*Cameraria ohridella*) und der Erreger der Ulmenkrankheit (*Ceratocystis ulmi*)
- Neobiota, die Wasserwege und Fließgewässer beschädigen: Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Staudenknöterich (Arten der Gattung *Fallopia*, früher *Reynoutria*)
- Neobiota, die einen erhöhten Kostenaufwand bei der Unterhaltung terrestrischer Verkehrswege verursachen: Schmalblättriges Greiskraut (*Senecio inaequidens*) und Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*)

- Gefährdung einheimischer Arten durch Neobiota: Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) und Vielblättrige Lupine (*Lupinus polyphyllus*)
- Neobiota, die in der Empfehlung 77 der Berner Konvention von 1999 aufgelistet sind: Mink (*Mustela vison*) und Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*).

Überschneidungen zwischen diesen Einzelgebieten (manche Arten, wie beispielsweise die Herkulesstaude, verursachen nicht nur zusätzliche Kosten bei der Instandhaltung von Verkehrswegen, sondern auch im Gesundheitswesen) werden gesondert aufgeführt. Die erhaltenen Ergebnisse werden mit dem Bericht von Pimentel *et al.* (1999) und weiteren Veröffentlichungen verglichen und deren Übertragbarkeit überprüft.

Zusätzlich wird ein Konzept erarbeitet, inwiefern durch verbesserte Habitatstrukturen die heimische Fauna flächenmäßig darin unterstützt werden kann, weiteren invasiven Organismen besser standhalten zu können. Die Kosten für derartige Maßnahmen werden erfasst und mit den jährlichen Kosten verglichen, die Neobiota verursachen.

Eine umfangreiche Literaturrecherche ist die Grundlage dieser Untersuchung. Schwerpunkt ist hierbei die aktuelle Verbreitung der Neobiota sowie deren Auswirkungen auf ökonomische und ökologische Zusammenhänge. Nach Abschluss dieser Recherchen wurden Kontakte mit zahlreichen Behörden geknüpft (Naturschutz, Landwirtschaft, Gesundheitsdienste, Straßenbauämter, etc.). Die so erhobene Datengrundlage wurde in der Diskussion mit anderen Fachkollegen erweitert.

Im ersten Projektabschnitt wurde eine umfangreiche Literaturrecherche zu jeder der bearbeiteten Arten, aber auch zu allgemeiner Literatur über Neobiota, Flächen und Kosten/Nutzen-Analysen durchgeführt. In der angelegten Literaturdatenbank finden sich inzwischen über 800 Artikel und Websites zu den einzelnen Arten sowie allgemeine Literatur zu Neobiota, wobei der Anteil an elektronischen Quellen unter 10 % beträgt.

Die zweite Projektphase umfasste den Austausch mit Fachkollegen, Behörden und Verbänden. Die Interviews, Telefonate und Rundfragen zu den Themengebieten sind im folgenden aufgeführt. Es zeigte sich, dass vielfach persönliche Gespräche ausschlaggebend sind, da viele Erfahrungswerte und Schätzungen nicht gerne schriftlich oder am Telefon preisgegeben werden. Mit Bedauern muss aber festgestellt werden, dass die Bereitschaft zur Kooperation bei vielen Stellen doch sehr gering ist. Zudem wurden anfangs die Aktivitäten von Naturschutzverbänden bei der Bekämpfung von Neobiota stark überschätzt.

Die so erfassten Daten wurden in Zusammenarbeit mit Diplom-Volkswirt M. Herle ausgewertet. Es zeigte sich, dass ein einheitlicher Ansatz zur Berechnung auf Grund der inhomogenen Datenstruktur nicht möglich war. Im folgenden sind die Problemfelder einzeln aufgeführt. Im Zuge dessen werden jeweils die Berechnungsgrundlagen erklärt.

Gesundheitsgefährdende Neobiota

Zur Erfassung der Kosten, die durch die allergen wirkende Beifußambrosie entstehen, wurden Gespräche mit allergologischen Kliniken und dem ADIZ (Allergie Dokumentations- und Informationszentrum) geführt. Insbesondere die Gespräche mit Prof. Bergmann, Leiter der allergologischen Klinik Bad Lippspringe sowie mit der ADIZ und der Gemeinschaftspraxis Fenner, Fachärzte für Laboratoriumsmedizin und Infektions-epidemiologie, ergaben hierbei Aussagen über den Anteil der Beifußambrosie an den allergischen Erkrankungen in der BRD. Eine zusätzliche Absicherung der dort erfassten Daten war nicht möglich, da offensichtlich dieses Problemfeld noch nicht in allen Kliniken bekannt ist (Verwechslung mit dem heimischen Beifuß, der auch allergen wirken kann). Eine so ausgerichtete Anfrage an das Bundesministerium für Gesundheit lässt darauf schließen, dass die stark allergene Wirkung von *Ambrosia artemisiifolia* auch dort nicht bekannt ist. Die ökonomischen Folgen von allergischen Asthma- und Rhinitiserkrankungen sind hingegen sehr gut dokumentiert (Allergy, 1997; Bachert, 2000; Statistisches Bundesamt, 2000), sodass hier alle direkten und indirekten Kosten in die Rechnung eingehen.

Gleichzeitig ist nicht bekannt, auf welcher Fläche und in welcher Dichte die Beifußambrosie auftritt. Somit bleiben die Berechnungen auf die oben genannten Abschätzungen beschränkt und können nicht weiter verifiziert werden.

Die Ermittlung der Kosten, die durch die Herkulesstaude entstehen, stellten sich ungleich schwerer dar. Ein Großteil der Behandlungen wird durch Hautärzte durchgeführt und nicht dokumentiert oder zentral gesammelt. Es wurden alle deutschen Unikliniken telefonisch oder schriftlich befragt. Hieraus ergab sich ein durchschnittliches Auftreten schwerer Erkrankungen, die schätzungsweise ein Prozent aller auftretenden Fälle darstellt. Diese Zahlen wurden als Berechnungsgrundlage eingesetzt. Eine Einschätzung von Dr. Schempp von der Universitäts-Hautklinik Freiburg bestätigte diese Vermutungen. Die Kosten der Behandlungen konnten in einem Interview mit Frau Dr. Bayerl, Uniklinik Mannheim, ermittelt werden.

Strenggenommen muss auch der Bisam als gesundheitsgefährdend eingestuft werden, da dieser als Zwischenwirt des Fuchsbandwurmes (*Echinococcus multilocularis*) vermutlich eine erhebliche Rolle spielt. So berichten verschiedene Autoren (Ahlmann, 1997; Bothe, 1992; Hartel, 2001; Romig, 1999) von einer Infektionsrate von bis zu 28 % der untersuchten Bisampopulationen. Herr Dr. Schuster von der Freien Universität Berlin hingegen fand bei eigenen Untersuchungen in Brandenburg in den 1980er Jahren keine infizierten Tiere. Verschiedene Argumente sprechen aber für die Verbreitung des Fuchsbandwurmes durch den Bisam:

- Als Zwischenwirt ist der Fuchsbandwurm auf Nagetiere (Rodentia) angewiesen. Während heimische Rodentia nur geringe Migrationstrecken aufweisen, kann der Bisam insbesondere an Fließgewässern große Entfernungen zurücklegen.
- Der Bisam ist sowohl für den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) als auch für den Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) ein beliebtes Beutetier und kann so den Parasiten leicht weitergeben.

Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass die Ausbreitung des Fuchsbandwurmes nur auf Grund der zunehmenden Fuchspopulationen erklärbar ist. Wegen dieser unklaren Datenlage wurde der Anteil der Erkrankungen, die auf Grund des Bisams auftreten, konservativ auf ein Prozent angesetzt.

Schädigungen in der Forstwirtschaft

Um Daten zu Schäden in der Forstwirtschaft zu erhalten, wurden Interviews mit Herrn Schwarz (Forstamt Lampertheim), Herrn Wilhelm, (Forstamt Weinheim) und Herrn Stoll (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten) durchgeführt. Hierbei zeigte sich, dass im Bereich Forst in erster Linie die Spätblühende Traubenkirsche ausschlaggebend ist. Zur Abschätzung des Vorkommens der Spätblühenden Traubenkirsche wurden Gespräche mit Prof. Kowarik und Dr. Starfinger, TU Berlin, vorgenommen. Es zeigte sich, dass keine Daten über den Anteil dieses Neophyten im Forst oder über die Anzahl von Problemflächen bekannt sind. In Abstimmung mit Dr. Starfinger wurde versucht, anhand von Bodentypen potentielle Problemflächen zu benennen.

Schädigungen in der Landwirtschaft

Neben einer Literaturrecherche wurden Gespräche mit Vertretern der ökologischen Landwirtschaft durchgeführt (Herr Zwingel und Dr. Dahm, Landwirte). Zur Erfassung der Kosten durch Vorratsschädlinge wurden Frau Hinz vom Bundesamt für Landwirtschaft und Ernährung (Frankfurt/Main) und Herr Dr. Reichmuth von der Biologischen Bundesanstalt (BBA), Institut für Vorratsschutz in Berlin, befragt. Durch deren Hilfe konnten die Auswirkungen von Vorratsschädlingen recht gut geschätzt und sowohl direkte als auch indirekte Kosten ermittelt werden. Firmen und Konzerne, wie beispielsweise Nestlé, ließen sich nicht dazu bewegen, Daten über Rückrufaktionen oder Befall durch Vorratsschädlinge preiszugeben. Ähnliches gilt für die Bekämpfung der asiatischen Mehlmotte mit Strips. Die Herstellerfirmen (z.B. Fa. Detia-Freyenberg, Jacob, 2002; Heiligenthal, 2002) waren nicht gewillt, derartige Daten preiszugeben.

Aus diesem Grunde wurden auch Verbände befragt (Verband der Bierbrauer, Deutscher Mühlenverband, etc.). Der Anteil an Strips wurde daraufhin anhand der produzierten Getreidemenge Deutschlands berechnet. Da aber für die Dosierung der oberhalb des Getreides befindliche Luftraum ausschlaggebend ist, kann der ermittelte Wert nur als Richtlinie gelten. Die Berechnung der Kosten in der Vorratshaltung wird auf Grund der vier häufigsten Getreidesorten Weizen, Roggen, Gerste und Mais ermittelt.

Schädigungen in Fischerei und Teichwirtschaft

Zur Ermittlung von Schädigungen in der Fischerei und Teichwirtschaft wurden 17 Fischzuchten befragt bzw. angeschrieben. Informationen wurden aber nur von vier Zuchten gewonnen. Anhand dieser Angaben wurden die zusätzlichen Aufwendungen hochgerechnet. Zusätzlich wurde ein Interview mit Ministerialrat Dr. Geldhauser, Referat Fischerei in München und Herrn Dr. Keller, Erste Bayrische Satzkrebszucht, durchgeführt. Die genannten Unteren Naturschutzbehörden, Landesanstalten und Naturschutzverbände wurden ebenfalls zu Vorkommen und Schädigungen durch den Bisam und den Amerikanischen Flusskrebs befragt. Als besonders ergebnisreich zeigte sich hier eine Kooperation mit dem Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.

Schäden im kommunalen Bereich

Kosten, die durch die Kastanienminiermotte und der Erreger der Ulmenkrankheit verursacht werden, entstehen hauptsächlich im städtischen Bereich. Hierzu wurden folgende Grünflächenämter befragt: Herr Brunner (München), Herr Breuckmann (Frankfurt am Main), Frau Wagner und Dr. Balder (Berlin), Dr. Bauer (Köln) und Herr Groos und Dr. Jung (Darmstadt). Ein deutschlandweiter Vergleich der bebauten Flächen dieser Städte zeigte, dass hier eine ausreichende Datengrundlage besteht.

Neobiota, die Wasserwege und Fließgewässer beschädigen

Zur Ermittlung der Kosten, die durch die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) bei der Entnahme von Brauch- oder Trinkwasser entstehen, wurden 14 Kraftwerke angeschrieben. Zusätzlich wurden, mit geringem Erfolg, mehrere Wasserversorger angeschrieben.

Da der Staudenknöterich (*Fallopia* sp., früher *Reynoutria* sp.) erhebliches Aufsehen in der Presse erregt, war die Datenerfassung hier leichter. Es wurden sechs Wasser- und Schifffahrtsämter befragt und insbesondere Interviews mit Herrn Walser, Gewässerdirektion südlicher Oberrhein/Hochrhein, Dr. Alberternst, Universität Frankfurt und Herrn Dr. Koop, Arbeitsgruppe Tierökologie der Bundesanstalt für Gewässerkunde, durchgeführt. Die Kosten von Bekämpfungsmaßnahmen und Uferschäden können gut beschrieben werden, wohingegen auch hier keine Angaben über Anzahl und Größe betroffener Flächen in Deutschland vorliegen. Hier wurden Daten aus Baden-Württemberg im Vergleich mit den Fließgewässerstrecken pro Bundesland (Bundesministerium für Umwelt, 2000) hochgerechnet.

Neobiota, die einen erhöhten Kostenaufwand bei der Unterhaltung terrestrischer Verkehrswege verursachen

Um den erhöhten Unterhalt terrestrischer Verkehrswege abschätzen zu können, wurden 12 hessische Straßen- und Verkehrsämter angeschrieben, da in Hessen die Meistereien seit 2001 dazu verpflichtet sind, die Herkulesstaude zu bekämpfen. Es zeigte sich, dass außer dem Riesenbärenklau keine weiteren Neophyten eine besondere Behandlung erfahren und dementsprechend keine zusätzlichen Kosten verursachen. In einem Interview mit der Autobahnmeisterei Reiskirchen konnten die Kosten dieser Maßnahmen recht genau ermittelt werden.

Die Kosten, die durch die Bekämpfung des Riesenbärenklau entstehen, sind gut dokumentiert. Hingegen war völlig unbekannt, auf welchen Flächen die Herkulesstaude auftritt. Um hierzu weitere Informationen zu erhalten, wurden 43 Untere Naturschutzbehörden und Landesanstalten kontaktiert. Zudem wurden 38 Ortsverbände des BUND und weitere des NABU und HGON befragt. Als wesentlich effektiver zeigte sich eine Umfrage bei hessischen Ämtern für Straßen- und Verkehrswesen.

Ein weiteres Gespräch mit Herrn Dr. Hetzel, Leiter der Vegetationskontrolle der Bahn AG, ergab ähnliche Ergebnisse für Bahnstrecken. Als problematisch wurden das Schmalblättrige Greiskraut, die Herkulesstaude und der Staudenknöterich genannt, wobei die Angaben über zusätzliche Aufwendungen unklar blieben.

Gefährdung einheimischer Arten durch Neobiota

Für die Ermittlung von zusätzlichen Aufwendungen bei Neobiota, die einheimische Arten gefährden, wurden zunächst 18 Universitäten und Forschungseinrichtungen angeschrieben oder telefonisch befragt. Insbesondere hier ist die geringe Kooperationsbereitschaft bedauerlich. Ein Gespräch mit dem Diplombiologen Harald Volz, der die Verdrängung einheimischer Arten durch die Lupine untersucht, ergab verwendbare Daten.

Zudem wurden die genannten Unteren Naturschutzbehörden, Landesanstalten und Naturschutzverbände und etliche weitere befragt (z.B. Herr Siesegger, Institut für Seenforschung und Seenbewirtschaftung, oder das Forstamt Gera).

Zur Verdrängung autochthoner Arten durch den Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) lagen ausreichend Daten in der eigenen Arbeitsgruppe vor; zudem wurde ein Gespräch mit dem neuen Leiter der Arbeitsgruppe Tierökologie der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Herrn Dr. Koop, sowie Herrn Dr. Vogt aus Heidelberg geführt.

Neobiota, die in der Empfehlung 77 der Berner Konvention von 1999 aufgelistet sind

Weitreichende Informationen über den Amerikanischen Nerz oder Mink konnten in persönlichen Gesprächen mit dem Diplombiologen van der Sant in München und Prof. Kinzelbach in Rostock gewonnen werden. Zudem sind Kontakte zu den Landesumweltbehörden in den neuen Bundesländern Thüringen und Brandenburg geknüpft worden. Mehrere Versuche, mit verschiedenen Vertretern von Jagdverbänden zusammen zu arbeiten, sind jedoch fehlgeschlagen.

Gespräche mit Herrn Flinzpach und Herrn Weizmann von der Landesanstalt für Umwelt in Karlsruhe ergaben sehr genaue Daten über Bekämpfungsmaßnahmen, Vorkommen und Populationsdichten des Ochsenfrosches (*Rana catesbeiana*). Diese Daten sind ausreichend, um alle nötigen Rechnungen durchzuführen.

3 Ökonomische Folgen in ausgewählten Problembereichen

3.1 Gesundheitsgefährdende Arten

3.1.1 Einleitung

Viele Zier- und Gartenpflanzen sind dafür bekannt, dass sie beim Menschen gesundheitsgefährdend wirken können, wie beispielsweise der Goldregen (*Laburnum vulgare*). In der „freien Natur“ treten diese Neophyten nur vereinzelt auf. Die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) hingegen ist in fast ganz Deutschland anzutreffen und verursacht durch ihre Kontaktgifte teilweise schwere Verletzungen, die regional in der Presse ein starkes Echo hervorrufen. Im Gegensatz hierzu ist die Anwesenheit der Beifußambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) der Öffentlichkeit weitgehend verborgen geblieben, obwohl ihre stark allergene Wirkung hinlänglich aus den Vereinigten Staaten von Amerika bekannt ist. Diese Diskrepanz lässt diese beiden Neophyten als interessante Untersuchungsobjekte erscheinen.

3.1.2 *Ambrosia artemisiifolia* (LINNÉ, 1758) Beifußambrosie

Herkunft

Die Beifußambrosie ist ursprünglich in Nordamerika beheimatet und ist dort die Hauptursache des Spätsommer-Heuschnupfens (Fenner, 2002). Synonym: *Ambrosia elatior*.

Beschreibung

Die Art ist ein Vertreter der Familie der Asteraceae (Korbblütler).



Abbildung 1: Die Beifußambrosie. Foto: Thomas Muer.

Sie erreicht eine Höhe von ca. 50 bis maximal 150cm; die Blätter sind zweifach fiederteilig, wobei auch die oberen gestielt sind. Die weiblichen Köpfchen befinden sich in einer Anzahl von 1-3 an kurzen Seitenästen in den Achsen der oberen Laubblätter. Die Fruchthülle ist mit 5-7 kurzen Stacheln versehen (FloraWeb, 1998).

Biologie/Ökologie

Die Blütezeit der Beifußambrosie liegt im Zeitraum von August bis September. Bezüglich der ökologischen Eigenschaften ist die Pflanze wärmeliebend, nicht schwermetallresistent, urbanophil und zeigt mäßigen Stickstoffreichtum an. Die Pflanze produziert 3.000 bis 62.000 Samen; diese können bis zu 40 Jahre im Boden überleben.

Verbreitung

Die Pflanze kommt in ganz Deutschland vor, jedoch nur punktuell in kleinen Vorkommen. Die Ausbreitung geschieht unter anderem über Pflanzenimporte für Parklandschaften, internationalen Reiseverkehr sowie Vogelfutter. Die ersten Vorkommen wurden bisher immer an Flughäfen registriert (Steinert, 1999).

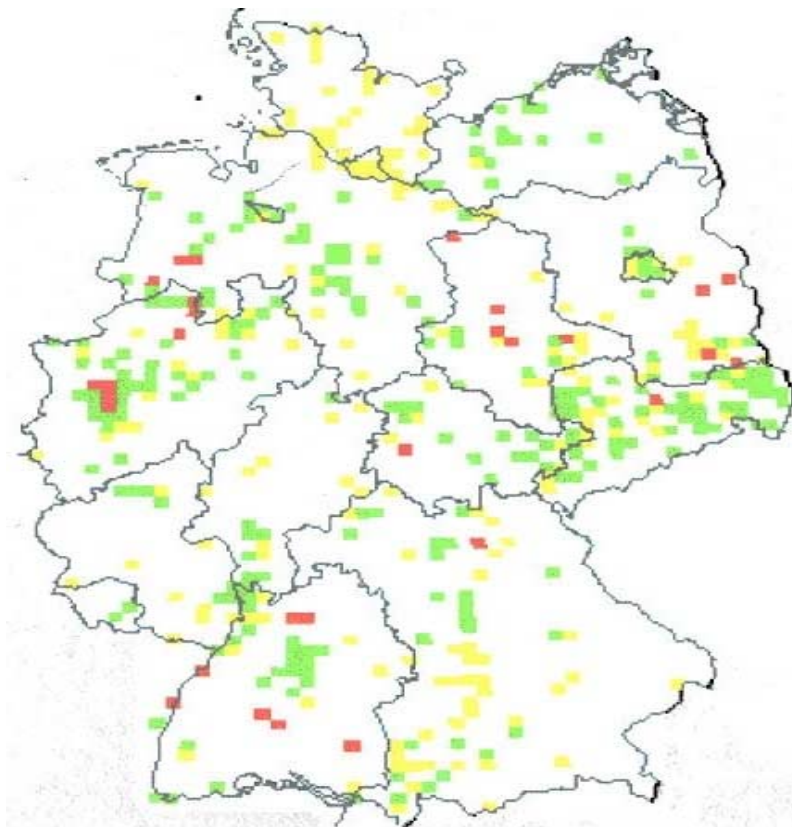


Abbildung 2: Verbreitung der Beifußambrosie. Quelle:FloraWeb.

Folgen

Die Pollen aller *Ambrosia*-Arten sorgen vor allem in Osteuropa, Oberitalien und im Rhône-tal für Allergien (Jäger 1996). In Ungarn gehen über 80 % aller Allergien auf die Beifußambrosie zurück (mit regionalen Unterschieden), in Norditalien (Raum Mailand) über 60 %, in Frankreich (Raum Lyon) 30-40 %, in Tschechien etwa 35 % und im Wiener Raum um die 30 %.

Ungefähr ein Viertel der betroffenen Personen reagiert auch mit Asthma (wobei nach Herrn Prof. Jäger recht unterschiedliche Definitionen existieren, was bereits Asthma ist und was nicht, Jäger, 2002).

Die Intensität der Allergie ist stärker als bei anderen Pollen (im Hauttest zwei- bis fünfmal stärker als bei Baumpollen, doppelt so groß wie bei Graspollenallergenen (Steinert, 1999), in der Luft herrscht eine hohe Pollendichte. *Ambrosia psilostachya* und *Ambrosia trifida* stammen ebenso aus Nordamerika und sind mittlerweile in Mitteleuropa vertreten. In ihrem Ursprungsgebiet sind alle *Ambrosia*-Arten für Allergien verantwortlich (Starfinger, 1999).

Bekämpfung

Die Bekämpfung geschieht mechanisch über manuelles Ausreißen oder Ausgraben und anschließendes Verbrennen. Des weiteren ist das Abschneiden der Pflanzen möglich, bevor sie zur Blüte und Samenentwicklung kommt. Dies muss jedoch mehrmals pro Jahr durchgeführt werden (Karnkowski, 2001). Zudem wird auch von einer biologischen Bekämpfungsmethode durch nordamerikanische Eulenraupen (*Heliothis virescens*) berichtet (Berenbaum, 2001).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Die Verbreitung der Beifußambrosie hat seit den 1950er Jahren zwar zugenommen (FloraWeb, 1998), Populationsdichten wurden aber bisher nicht publiziert, insbesondere da nicht bekannt ist, inwiefern sich diese Art bisher etabliert hat (siehe oben). Allergische Krankheitssymptome sind aber mit Sicherheit nachzuweisen. Die durch diesen Neubürger verursachten Kosten werden deswegen über den Anteil an

Erkrankungen erfasst. Es zeigt sich aber, dass allergische Erkrankungen, die durch die Beifußambrosie verursacht werden, in Deutschland bisher nicht untersucht wurden. Insbesondere werden derartige Fälle oft mit solchen verwechselt, die durch den heimischen Beifuß (*Artemisia vulgaris*) ausgelöst werden. Nur zwei Fachleute sind in der Lage, den Anteil der Beifußambrosie zu benennen (Prof. Bergmann, Leiter der allergologischen Klinik Bad Lippspringe und Herr Dr. Fenner, Facharzt für Laboratoriumsmedizin und Infektionsepidemiologie; Bergmann, 2002; Fenner, 2002). Der Anteil wird mit 1,25 % aller allergischen Erkrankungen angegeben, wobei dieser Wert nach Dr. Fenner eher die obere Grenze mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 50 % darstellt.

Dies entspricht bei jährlich etwa 4 Millionen Erkrankungen an allergischen Asthma 25.000 (0,625 %) bis 50.000 (1,25 %) Patienten. In Deutschland verursacht diese Erkrankung jährlich direkte und indirekte Kosten von 2,62 Milliarden Euro (2,5 bis 4,3 Milliarden Euro, Wettengel & Volmer, 1999), pro Patient sind dies etwa 650 € jährlich. Für die oben genannte Anzahl an Patienten ergeben sich durchschnittliche jährliche Ausgaben von 24,5 Millionen Euro für die Beifußambrosie. Hinzu treten die Personen, die „nur“ allergische Rhinitis (Heuschnupfen) zeigen. Die Ausgaben für diese Krankheit sind in Untersuchungen der EU und Deutschlands gut belegt (Allergy, 1997; Bachert, 2000). Bei einem Anteil von 0,625 bis 1,25 %, der durch die Beifußambrosie verursacht wird, ergeben sich durchschnittliche jährliche Kosten von 7,6 Millionen Euro in Deutschland. Mit den Kosten für allergisches Asthma addiert ergeben sich somit jährliche Aufwendungen von 32,1 Millionen Euro (zwischen 19 und 50 Millionen Euro). Hierbei ist zu beachten, dass diese Zahlen auf Grund von nur zwei Aussagen berechnet wurden. Um diese Berechnungen zu verifizieren, wären weitergehende Studien notwendig, die den Rahmen der vorliegenden Untersuchungen bei weitem übersteigen.

Ökologische Schäden/Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Auf Grund des geringen Verbreitungsgebietes auf meist stark anthropogen geprägten Flächen sind keine ökologischen Schäden durch die Beifußambrosie bekannt. Dement-

sprechend wurden auch noch keine Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt. Ein Berechnungsversuch für derartige Kosten unterbleibt deswegen.

Abschließende Betrachtungen

Bisher spielt die Beifußambrosie in der Betrachtung von Neophyten eine eher untergeordnete Rolle. Zudem ist umstritten, ob sich diese Pflanze dauerhaft etabliert hat oder ständig neu ausgebracht wird (beispielsweise durch Vogelfutter). Hierbei wird aber unterschätzt, dass die Beifußambrosie bereits seit vielen Jahre in Deutschland vorkommt und unter Umständen einem *time lag* unterliegt. Eine stärkere Ausbreitung in Zukunft ist zu befürchten, insbesondere wenn die durchschnittlichen Jahrestemperaturen weiter ansteigen. In der Literatur angegebene Werte für direkte und indirekte Kosten schließen nicht den Verlust an Lebensqualität ein, der durch die Erkrankungen verursacht wird. Aus diesem Grunde sind die hier angegeben Werte als Kostenuntergrenze anzusehen.

Tabelle 1: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Beifußambrosie in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden nationale und internationale Publikationen sowie die Aussagen von Fachärzten benutzt. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus den Publikationen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Allergisches Asthma	24.500.000 €	16.400.000 - 36.100.000 €	jährliche direkte und indirekte Kosten
Allergische Rhinitis	7.600.000 €	3.400.000 - 13.800.000 €	jährliche direkte und indirekte Kosten
Ökologische Schäden	keine		
Bekämpfung	keine		
Summen	32.100.000 €	19.800.000 bis 49.900.000 €	

In der Landwirtschaft spielt die Beifußambrosie als Unkraut keine Rolle (Dahm, 2002; Zwingel, 2002); es können keine zusätzlichen Kosten ermittelt werden. Auf Grund ihres bevorzugten Auftretens auf anthropogen geprägten Flächen sind ebenfalls keine Interaktionen mit einheimischen Arten bekannt.

3.1.3 *Heracleum mantegazzianum* (SOMMIER & LEVIER, 1895) Herkulesstaude, Kaukasischer Riesenbärenklau

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Herkulesstaude ist der westliche Kaukasus. Sie wurde Ende des 19. Jahrhunderts in Deutschland eingeschleppt. Eine starke Zunahme im gesamten europäischen Raum ist jedoch besonders seit den 1960er Jahren zu verzeichnen (Caffrey, 1999; Ochsmann, 1996; Pysek, 1991; Tiley *et al.*, 1996).



Abbildung 3: Die Herkulesstaude. Foto: Henning Haeupler.

Dies ist auch darauf zurück zu führen, dass die Pflanze zu dieser Zeit aus der damaligen Sowjetunion in die DDR eingeführt wurde und auch als Zierpflanze in Gärten Beliebtheit erlangte (Ochsmann, 1996). Synonyme: *Heracleum speciosum*, *Heracleum caucasicum*, *Heracleum panaces*, *Sphondylium pubescens*, *Heracleum giganteum*, *Heracleum pubescens*, *Pastinaca pubescens*, *Heracleum tauricum*.

Beschreibung

Die Herkulesstaude erreicht eine Höhe von 2-5 m; ihre Blütenstände haben einen Durchmesser von bis zu 50 cm. Die Blüten der zwei- bis dreijährigen Pflanze sind weiß gefärbt, ihre Früchte länglich-eiförmig. Die Sprossachse hat einen Durchmesser von bis zu 10 cm. Die Blätter erreichen inklusive Stiel eine Länge von bis zu 3 m. Die Pflanzenoberfläche ist mit Drüsenhaaren besetzt, die eine ölige Flüssigkeit mit gesundheitsgefährdenden Substanzen enthalten.

Biologie und Ökologie

An lichtärmeren Orten wird der Riesen-bärenklau von der dort etablierten Flora schnell wieder verdrängt; meist sind die Pflanzen an feuchten, lichtreichen, gestörten Standorten zu finden. Hier sind Brachflächen, Lagerplätze, Straßenböschungen oder auch Uferabrisse zu nennen (Anonymus, 2001).

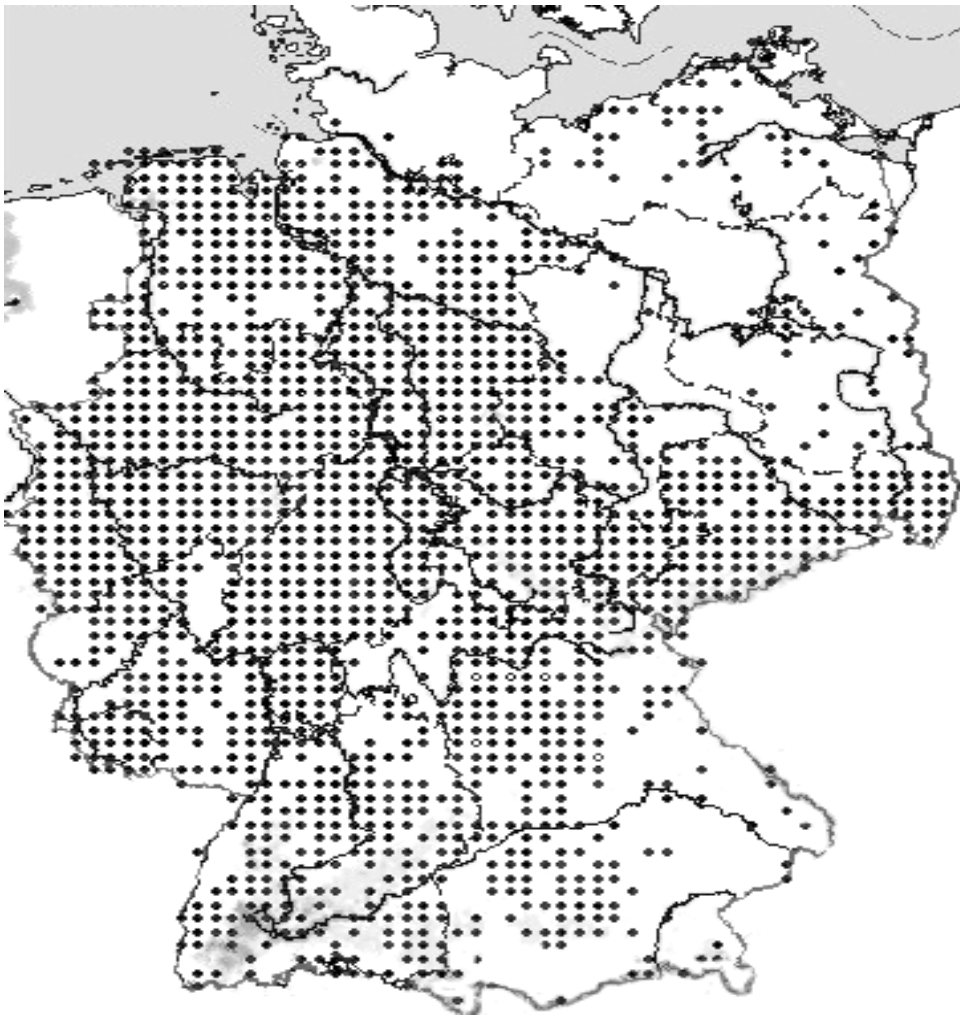


Abbildung 4: Verbreitung der Herkulesstaude. Quelle: FloraWeb.

Verbreitung

Die Herkulesstaude ist zwar in allen Bundesländern verbreitet, die Vorkommen in den östlichen Ländern sind jedoch wesentlich geringer (FloraWeb, 1998). Als entscheidender Faktor, der die anthropogene Ausbreitung begünstigt, ist die Anpflanzung der Herkulesstaude durch Imker zu nennen, da die Pflanzen als Bienenweide gut geeignet sind. Die schnelle Ausbreitung und die starke lokale Durchsetzungsfähigkeit sind auch durch die Verbreitungsweise der Samen zu erklären.

Die Samen verbleiben zwar zunächst im Umkreis von nur ca. 3 m um die Pflanze, die weitere Ausbreitung geschieht jedoch über Gewässer.

Zudem sind die im Boden verbleibenden Samen über eine Dauer von bis zu 7 Jahren keimfähig; da die Pflanze vor allem an gestörten Standorten vorkommt, die demnach relativ häufig von Menschen frequentiert werden, werden Samen oft über Bewegungen des Erdreichs verschleppt (Gelpke, 2000).

Folgen

Der Kaukasische Riesenbärenklau verursacht Schäden auf zweierlei Weise: Zum einen verdrängt er teilweise, wie oben erwähnt, an bestimmten Standorten die heimische Flora und damit auch die assoziierte Fauna. Um diesem Verdrängungseffekt entgegen zu wirken, werden die Pflanzen intensiv bekämpft, wobei zumeist die gesamten Pflanzen entfernt werden, um erneutes Austreiben zu verhindern. Zum zweiten bewirkt direkter Hautkontakt mit der Pflanze allergische Reaktionen: bei gleichzeitiger Sonneneinstrahlung kommt es zu gefährlichen Verbrennungen, die nur langsam heilen und oft Narben hinterlassen. Kosten entstehen hier einerseits durch die medizinische Nachbehandlung, andererseits aber auch durch Schutzvorkehrungen bei der Bekämpfung.

Bekämpfung

Der Riesenbärenklau wird in erster Linie mechanisch bekämpft (Mahd). Eine chemische Bekämpfung mit dem Herbizid Glyphosat ist ebenfalls möglich und wurde bereits erfolgreich durchgeführt (Niesar & Geithoff, 1999).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Zur Erfassung der Kosten im Gesundheitswesen wurde eine Befragung von Universitätskliniken durchgeführt. Es zeigte sich, dass im Schnitt zwischen einem und fünf Patienten pro Jahr in jede Uniklinik eingeliefert werden (bei einem Einzugsgebiet von etwa 1,5 Millionen Einwohnern). Der größte Teil aller Behandlungen wird jedoch ambulant

durch Hautärzte durchgeführt, nur 1 bis 5 % aller Fälle werden auf Grund der Schwere der Verletzungen in die Universitätskliniken überwiesen (Eberlein-König, 2002).

Die stationären Behandlungen dauern im Schnitt 7 Tage und kosten etwa 300 € täglich (Hartmann, 2002). Bei etwa 160 Patienten pro Jahr (durchschnittlich drei Patienten pro Uniklinik und Jahr) entstehen so direkte Kosten von 340.000 €. Die Kosten pro ambulanten Patienten in den Hautarztpraxen betragen zwischen 36 und 51 € (Rzany, 2002). Bei durchschnittlich 16.300 Patienten jährlich entstehen hierbei Kosten von über 700.000 €. Insgesamt ergeben sich Behandlungskosten von über einer Million Euro jährlich (mindestens 309.000 und höchstens 1.960.000 €). Hierbei ist zu beachten, dass es sich um hochgerechnete Mittelwerte handelt. Eine Einschätzung von Prof. Dr. Schempp scheint diese Hochrechnung zu bestätigen (25 Erkrankungen auf 100.000 Einwohner, Schempp, 2002). In Einzelfällen kann es regional zu einer viel höheren Anzahl an Patienten kommen. So wuchs beispielsweise im Einzugsgebiet der Universitätsklinik Mannheim im Jahr 2000 die Herkulesstaude an Kinderspielflächen. Daraufhin stiegen dort die Erkrankungen, verursacht durch die Herkulesstaude, auf über 400 im betreffenden Jahr an. Im darauffolgenden Jahr wurde die Herkulesstaude in dieser Region bekämpft und die Bevölkerung stellte sich auf diese Gefahr ein, so dass die Erkrankungsfälle wieder auf ein geringes Maß zurückfielen (Rzany, 2002).

Ökologische Schäden

Die Herkulesstaude wird bei flächenhaftem Auftreten problematisch, da durch ihre Dominanz viele Arten verdrängt und dadurch auch bedrohte Gesellschaften unter Umständen zurückgedrängt werden. In diesen Fällen ist oft eine Bekämpfung dieser Neophyte wünschenswert. Dies gilt insbesondere auf Naturschutzflächen. Im Regierungsbezirk Darmstadt wurden in den dortigen Naturschutzgebieten im Jahr 2001 insgesamt 40.400 € für derartige Maßnahmen ausgegeben (Kuprian, 2002). Auf die Fläche Deutschlands hochgerechnet ergibt dies 1,2 Millionen Euro. Diese Daten entsprechen aber nur den dringenden Maßnahmen. Der tatsächliche Bedarf, um die Herkulesstaude

in allen geschützten Flächen ausdauernd zu bekämpfen, dürfte etwa zehnmal so hoch sein (eigene Einschätzung).

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Die Herkulesstaude erfährt oft eine Ausbreitung entlang von Verkehrswegen (siehe oben). Die hessischen Straßen- und Verkehrsämter erhielten aus diesem Grunde die Anweisung, diese Pflanze an Straßenrändern zu bekämpfen. Eine Umfrage (siehe Kapitel 3.7) ergab, dass in jedem Amt etwa 3 km Strecke von der Herkulesstaude bestanden sind. Die Kosten in Hessen summieren sich hierbei auf 195.000 € jährlich. Hochgerechnet auf Deutschland ergeben sich 2,3 Millionen Euro jährliche Aufwendungen. Nach eigenen Beobachtungen wird hier aber keine flächendeckende und umfangreiche Bekämpfung durchgeführt, da insbesondere auf Grünflächen zwischen getrennten Fahrspuren häufig Herkulesstauden anzutreffen sind. Insbesondere im kommunalen Bereich wird häufig eine Bekämpfung der Herkulesstaude notwendig, um eine Gefährdung der Bevölkerung abzuwenden (siehe oben). In den in Kapitel 3.5 genannten fünf Städten Köln, Berlin, München, Darmstadt und Frankfurt am Main werden durchschnittlich 19.000 € jährlich hierfür aufgewendet. Auf die bebaute Fläche Deutschlands hochgerechnet ergeben sich hieraus Kosten von 2,1 Millionen Euro. Hierbei werden pro Quadratmeter bewachsener Fläche inklusive Vorbereitungszeit, Maßnahme und Deponierung des Mähgutes etwa 20 Minuten benötigt (Breuckmann, 2002; Brunner, 2002). Dieser Zeitaufwand ist vergleichbar mit der Bekämpfung in Landkreisen und an Straßenrändern (Reiskirchen, 2002; Orf, 2002).

Für die Landkreise konnte auf Grund der geringen Resonanz (siehe Kapitel 2) keine ausreichende Datengrundlage geschaffen werden. In einigen Antworten wurden aber geringe Finanzmittel als Grund dafür angegeben, dass weder Bekämpfung noch Erfassung durchgeführt wurden. Das Vorkommen der Herkulesstaude wird hier auf etwa 0,1 Hektar pro Landkreis geschätzt. Bei 323 Landkreisen ohne kreisfreie Städte ergäbe dies eine Fläche von 0,323 km², dessen Bekämpfung über 5,6 Millionen Euro kosten würde.

Diese Maßnahmen werden aber nicht durchgeführt, vielmehr muss davon ausgegangen werden, dass nicht einmal 10 % dieser Fläche bearbeitet wird (eigene Einschätzung). In einigen Gebieten kommt die Herkulesstaude wesentlich häufiger vor. Besonders stark betroffen ist hiervon z.B. der Landkreis Mainz-Bingen, wo über 260.000 m² flächenhafte Vorkommen auftreten (Bitz, 2002).

Die Kosten für die Bekämpfungsmaßnahmen (die laut Bitz sehr erfolgreich waren) summieren sich hier auf 42.000 € (Bitz, 2002) bis 100.000 € jährlich (Krings, 2002). Diese Maßnahmen kosten etwa 10-25 % der Aufwendungen, die andere Stellen benötigten (siehe oben). Dies könnte darauf zurück zu führen sein, dass durch das flächige Auftreten viele Maßnahmen gebündelt durchgeführt werden konnten. Zudem ist in diesen Angaben nur die Netto-Arbeitszeit ohne Vorbereitung und Entsorgung enthalten.

Abschließende Betrachtungen

Bedingt durch ihr flächendeckendes Auftreten verursacht die Herkulesstaude Kosten in den unterschiedlichsten Bereichen. Diese überschneiden sich mit anderen Kapiteln und sind dort gesondert aufgeführt. Ein bezifferbarer Nutzen dieser Pflanze konnte nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 2: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Herkulesstaude in Deutschland entstehen. Die Zahlen basieren auf den Ergebnissen von mehreren Umfragen, die auf die Fläche Deutschlands hochgerechnet wurden. Ober- und Untergrenzen im Gesundheitswesen und im kommunalen Bereich resultieren aus verschiedenen Datenquellen. Für alle weiteren Berechnungen konnten nur Untergrenzen ermittelt werden. Soweit keine Obergrenze vorhanden, wurde zur Addition der Summe die Untergrenze benutzt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenze	Bemerkungen
Gesundheitswesen	1.050.000 €	309.000 bis 1.960.000 €	jährliche Kosten, die regional stark ansteigen können
Naturschutzgebiete	1.170.000 €	1.170.000 bis ? ??€	Untergrenze
Bekämpfung an Straßen	2.340.000 €	2.340.000 bis ??? €	Untergrenze der jährlichen Kosten
Bekämpfung im Kommunalen Bereich	2.100.000 €	1.200.000 bis 3.700.000 €	
Bekämpfung	53.000 €		Deutsche Bahn AG, siehe Kapitel 3.7
Bekämpfung in Landkreisen	5.600.000	5.600.000 bis ??? €	Untergrenze
Summen	12.313.000 €	10.619.000 bis 14.770.000 €	

3.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse gesundheitsgefährdender Arten

Neben den genannten Neophyten kann der Bisam (*Ondatra zibethicus*, siehe Kapitel 3.3) nach neueren Untersuchungen als gesundheitsgefährdend eingestuft werden, da er als potentieller Zwischenwirt für den Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*) diesen Parasiten auf den Menschen übertragen kann (KruX, 2001). Mit den in Kapitel 3.4 beschriebenen Einschränkungen sind die anteiligen Schäden des Bisams an Echinokokkose-Erkrankungen mit 4,6 Millionen Euro pro Jahr zu beziffern.

Insbesondere in Hinblick auf Humanparasiten bedürfen Mollusken, wie etwa gebietsfremde Schnecken, in der Zukunft besonderer Aufmerksamkeit, da sie als Zwischenwirte für eine große Anzahl von Krankheitserregern auftreten können, wie beispielsweise den Erreger der Bilharziose (*Schistosoma mansoni*) in der Wasserschnecke *Biomphalaria glabrata* oder den Leberegel *Fasciola hepatica* in Schlammschnecken (Lymnaeidae) (Pointier, 1999). Ähnliches gilt, insbesondere bei ansteigenden Jahresdurchschnittstemperaturen, für die Malariaerreger und deren Zwischenwirte aus der Dipterengattung *Anopheles* (Mohrig, 2001). Bisher sind hier aber noch keine bezifferbaren Kosten aufgetreten.

Tabelle 3: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die gesundheitsgefährdenden Arten Beifußambrosie, Bisam und Herkulesstaude entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Beifußambrosie	24.500.000 €	16.400.000 bis 36.000.000 €	allergisches Asthma
	7.600.000 €	3.400.000 bis 13.800.000 €	allergische Rhinitis
Herkulesstaude	1.050.000 €	309.000 bis 1.960.000 €	Kosten im Gesundheitswesen
Bisam	4.600.000 €	71.000 bis 9.100.000 €	unter Einschränkungen!
Summen	37.750.000 €	20.180.000 bis 60.960.000 €	

Bedingt durch die Herkulesstaude und die Beifußambrosie entstehen jährlich direkte und indirekte Kosten von etwa 33,2 Millionen Euro. Sollten sich die Angaben über die zusätzlichen Aufwendungen durch den Fuchsbandwurm bestätigen, addieren sich die volkswirtschaftlichen Schäden auf 37,75 Millionen Euro.

Alle drei Arten haben gemeinsam, dass sie nur sehr geringfügigen Nutzen haben (z.B. *H. mantegazzianum* als Bienenweide). Diese beiden Neophyten sind zudem wärmeliebende Arten, die unter einer potentiellen Klimaerwärmung verbesserte Bedingungen finden könnten. Insbesondere im Falle der Beifußambrosie ist nicht geklärt, ob diese Pflanze unter Umständen einem *time lag* unterliegt und sich in den kommenden Jahrzehnten vermehrt ausbreiten könnte. In diesem Falle würden die Kosten im Gesundheitswesen, die durch diesen Neubürger verursacht werden, exponentiell ansteigen. Das Auftreten dieser Pflanze ist mit beständiger Freisetzung von Samen zu erklären (z. B. durch Vogelfutter, Groos 2002), eine stark ansteigende Ausbreitung erscheint auf Grund der sich langsam ausweitenden Vorkommen als unwahrscheinlich. Die Herkulesstaude ist zwar ebenfalls noch in Ausbreitung begriffen, jedoch wird zeitgleich mit der Ausbreitung auch die Gefährlichkeit dieser Pflanze und somit der Bekanntheitsgrad in der Bevölkerung ansteigen und so die Erkrankungen sich auf ein bisher nicht abzuschätzendes Niveau einpendeln.

3.1.5 weitere auffällige Arten

Viele in Gärten kultivierte Zierpflanzen enthalten teilweise starke Gifte, wie beispielsweise Goldregen (*Laburnum vulgare*), Engelstropfpete (*Datura suaveolens*), Lebensbaum (*Thuja orientalis*), *Rhododendron* sp. und Robinie (*Robinia pseudoaccacia*). Andere gefährliche Neophyten wurden aus wirtschaftlichen Gründen angebaut, wie die Lupine (*Lupinus polyphyllus*) und der Tabak (*Nicotiana tabacum*). Die meisten hier aufgeführten Arten haben gemeinsam, dass ihre Giftigkeit in der Bevölkerung gut bekannt ist und dementsprechend die Anzahl an Erkrankungen auf ein verhältnismäßig niedriges Niveau eingependelt ist. Insbesondere Kinder erkranken jedoch regelmäßig an diesen Pflanzen, da sie diese ohne Kenntnis deren Giftigkeit essen.

In Jahresberichten der Giftnotrufzentralen tauchen aber Neophyten nicht in den Listen der häufigsten Notrufe auf.

3.2 Schäden in der Forstwirtschaft

3.2.1 Einleitung

Neben verwilderten Zierpflanzen, wie beispielsweise dem Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*, siehe Kapitel 3.7.3) oder einwandernden Kräutern (z.B. *Impatiens* sp.), finden sich in der Forstwirtschaft viele neophytische Gehölze. Ein Großteil davon (etwa 110 Arten) wurde seit Mitte des 19. Jahrhunderts absichtlich eingeführt, um die forstwirtschaftlichen Erträge zu steigern (Knoerzer *et al.*, 1995). Dies führte in neuerer Zeit oftmals zu Kontroversen, ob diese Neubürger aus ökonomischen Gründen für die Forstwirtschaft notwendig sind oder ob aus der Sicht des Natur- und Landschaftschutzes ein weiterer Anbau zu unterbleiben hat (z.B. bei der Douglasie, *Pseudotsuga menziesii*). Aus diesem Grunde wurden hier zwei sehr unterschiedliche Vertreter neophytischer Gehölze im Forst ausgesucht, die verschiedene Aspekte dieser Kontroverse verdeutlichen. Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) verursacht bei massenhaften Auftreten auch aus Sicht der Forstwirtschaft große Probleme, wenngleich auch hier Bestrebungen existieren, sich diese Pflanze nutzbar zu machen. Die Roteiche (*Quercus rubra*) hingegen wird bis heute im Forst aus unterschiedlichen Interessen heraus angebaut, obwohl naturschutzrelevante Argumente dagegen sprechen.

3.2.2 *Quercus rubra* (LINNÉ, 1759) Roteiche

Herkunft

Die Roteiche ist ursprünglich im Osten der Vereinigten Staaten von Amerika und im Südosten Kanadas beheimatet und tritt in den Variationen *Q. rubra* var. *rubra* und *Q. rubra* var. *borealis* auf. Im autochthonen Verbreitungsgebiet treten Hybriden mit mindestens 12 anderen Arten der Gattung *Quercus* auf (USDA, 2002).

Beschreibung

Die Roteiche ist ein starkwüchsiger Forstbaum, der 25 bis 30 m erreicht. Die Borke ist glatt, hellgrau und dick schuppig. Junge Zweige sind noch behaart, verkahlen aber später. Die Blätter sind 10-20 cm lang, 9-12 cm breit und buchtig gezähnt bis fiederspaltig. Im Herbst färbt sich das Laub orange-, scharlach- bis braunrot (namensgebend). Die Wurzeln verlaufen oberflächennah und sind weit ausgebreitet (FloraWeb, 1998). Die Eicheln sind kugelig rund, der Becher ist flach und kurz gestielt. Die Fruktifikation erfolgt durchschnittlich nach dem 25. Lebensjahr jährlich und setzt im Vergleich zu einheimischen Eichen sehr früh ein.



Abbildung 5: Blätter und Früchte der Roteiche. Foto: Oskar Angerer.

Biologie und Ökologie

Die Samen werden in erster Linie durch Tiere verbreitet (USDA, 2002). Die Roteiche ist wärme- und lichtliebend, kann aber Fröste gut ertragen. Sie wird oftmals als anspruchslos und anpassungsfähig beschrieben und zeigt auch bei mageren Böden noch gute Wachstumsleistungen. Kalkreiche Böden werden hingegen gemieden. Bedingt durch die attraktive Blattfärbung im Herbst ist die Roteiche ein beliebter Park- und Gartenbaum. Zudem wird sie auch als Allee- und Stadtbaum gepflanzt, da sie selbst extremes Großstadtklima und Streusalz unbeschadet überlebt (Herzog, 2002). Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet ist die Roteiche eher als urbanophob einzustufen. Dort kann sie die Pflanzengesellschaften dominieren (USDA, 2002). Die Wachstumsleistungen übertreffen die der einheimischen Eichenarten erheblich, so ist eine Roteiche bereits nach 100-120 Jahren „hiebreif“.

Verbreitung

Der Baum wird seit einigen Jahrzehnten in Deutschland angepflanzt und ist in geringen Teilen (zwischen 0,2 und 5 %, durchschnittlich 0,4 %, Weimann, 1994) in allen Wäldern anzutreffen.

Folgen

Wegen des schnelleren Wuchses und ihrer hohen Krankheitsresistenz wird die Roteiche oft anstelle einheimischer Eichen angebaut. Das Holz ist im Möbelbau nicht sehr geschätzt und wird zum großen Teil zu Furnierholz weiterverarbeitet. Zudem erfolgt eine Anpflanzung entlang von Straßen und Wegen, da auf Grund der Beschattung die Bodenvegetation (z.B. Gräser) abnimmt und die Roteiche so hilft, Brände zu vermeiden. In Deutschland konnte gezeigt werden, dass insbesondere in Reinbeständen der Roteiche die Anzahl auf ihr lebender Käfer und Wanzen stark unter den Werten einheimischer Eichen liegt, wobei insbesondere Spezialisten fehlen und Generalisten überwiegen (Gossner, 2002). Für die Fauna dieser Baumart scheint sich der Vorwurf der „ökologischen Wüste“ zu bestätigen.

Bekämpfung

Als Bekämpfungsmaßnahme gegen die Roteiche ist zunächst der Einschlag zu nennen. Insbesondere junge Exemplare, die noch nicht in die Baumschicht aufgewachsen sind, neigen aber ähnlich wie die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*, siehe Kapitel 3.2) dazu, Stockausschläge zu bilden.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Bisher sind keine direkten ökonomischen Schäden bekannt, die durch die Roteiche verursacht werden. Bei einem Einschlag von 5,95 Festmetern $\text{a}^{-1} \text{ha}^{-1}$ können in Deutschland maximal 10.000 Festmeter Roteiche pro Jahr eingeschlagen werden. Bei einem Preis von 36 bis 102 €/Fm ergibt sich ein potentieller Erlös von 375.000 bis 1 Millionen Euro pro Jahr in Deutschland (Durchschnitt: 716.000 €).

Ökologische Schäden

Bedingt durch die starken Wuchsleistungen und den hohen Beschattungsgrad kann die Roteiche durch Ausdunkelung die Krautschicht stark beeinflussen und die Naturverjüngung heimischer Arten behindern. Zudem konnte nachgewiesen werden, dass die Besiedelung durch einheimische Käfer und Wanzen deutlich geringer ist als bei einheimischen Eichen. Die hier auftretenden ökologischen Kosten sind aber nicht bezifferbar. Da in Wirtschaftsforsten nur in Ausnahmefällen dichte Bestände von Roteiche gepflanzt werden und die Ausbreitungstendenz nicht so stark ist wie bei der Spätblühenden Traubenkirsche, betrifft diese Problematik insbesondere Naturschutzgebiete. Da in diesen Gebieten die Anwesenheit von Neophyten nicht erwünscht ist, könnte hier eine Entfernung dieser Baumart notwendig werden. Die Vorkommen der Roteiche auf Naturschutzflächen konnte hier nicht erfasst werden; da dort aber keine Pflanzmaßnahmen mit Neophyten durchgeführt wurden, dürfte es sich hier nur um regionale begrenzte Flächen handeln.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Sollte eine Bekämpfung dieser Art durchgeführt werden, kann dies starke Probleme verursachen, da insbesondere junge Bäume nach mechanischer Entfernung neu aus schlagen. Bisher wurden vergleichbare Versuche nur in Berlin unternommen. Hier zeigte sich, dass der nötige Aufwand bei jungen Individuen vergleichbar mit der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche war (Wagner, 2002). Da ein Großteil der Individuen der Roteiche über 20 Jahren alt ist (Weimann, 1994), und in diesem Falle beim Einschlag keine zusätzlichen Aufwendungen auftreten (die Bäume würden ansonsten früher oder später „geerntet“), wurde in die Berechnungen nur der Anteil junger Exemplare (etwa 25 %, Weimann, 1994) einbezogen. Dies entspricht zusätzlichen Aufwendungen von 33.000 € pro km² Roteichenbestand. Bei einem Anteil von 0,4 % ergab sich eine Gesamtfläche von 430 km² in Deutschland. Eine Beseitigung aller Bestände würde folglich Kosten in Höhe von mindestens 14,5 Millionen Euro verursachen.

Abschließende Betrachtungen

Die Bekämpfung der Roteiche in der Forstwirtschaft erscheint insgesamt unwahrscheinlich, da der Forstwirtschaft dadurch sogar Einnahmeausfälle entstehen würden. Sollte der politische Wille vorherrschen, diesen Baum aus Natur und Landschaft zu entfernen, wäre der Verzicht auf weitere Anpflanzungen in der Forstwirtschaft die sinnvollste Maßnahme. Innerhalb von einigen Jahrzehnten könnte der Bestand dann sukzessive abnehmen. In Naturschutzgebieten hingegen kann in Einzelfällen eine Bekämpfung notwendig werden. Da hiervon aber nur vereinzelte Flächen betroffen sind, unterbleibt eine Kostenrechnung.

Tabelle 4: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Roteiche in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Daten aus dem Land Hessen auf die Fläche Deutschlands hochgerechnet. Ober- und Untergrenze ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Kosten	keine		
Nutzen	-716.000 €	375.000 bis 1.050.000 €	jährlicher Einschlag
Summen	-716.000 €	375.000 bis 1.050.000 €	

3.2.3 *Prunus serotina* (ERHRHARDT) Spätblühende Traubenkirsche

Herkunft

Die Spätblühende Traubenkirsche stammt aus dem Osten Nordamerikas und tritt dort von Nova Scotia in Kanada bis in das Bergland Guatemalas und Mexikos auf, wobei hier fünf verschiedene Rassen oder Unterarten zu finden sind (Starfinger, 1990).
Synonym: *Padus serotina*.



Abbildung 6: Blüten der Traubenkirsche. Foto: Thomas Muer.

Beschreibung

Die Pflanze tritt meistens als Strauch auf, kann aber auch in die Baumschicht aufwachsen. In diesem Falle wird sie 20-30 m hoch, wobei sich die Krone schmal mit kurzen, abstehenden Ästen zeigt. Die Rinde ist dunkelbraun und unangenehm riechend. Die Blätter sind 4-12 cm groß und länglich bis eiförmig länglich, derb, lackartig glänzend und dunkelgrün. Die Blüten ordnen sich zu aufrechten, abstehenden Trauben an und sind weiß. Die Früchte sind purpurschwarz gefärbt, bitter und besitzen einen Durchmesser von 8-10 mm (FloraWeb, 1998).

Biologie und Ökologie

Die Spätblühende Traubenkirsche kommt in den meridionalen bis nördlich-gemäßigten Klimazonen vor und bevorzugt mäßigwarme bis warme Standorte. In ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet kommt sie vorwiegend außerhalb von Städten vor. Die Samen werden unter anderem durch Tiere verbreitet. Im Allgemeinen werden der Pflanze „gute Pioniereigenschaften“ attestiert. Zudem besitzt sie durch Allelopathie eine hohe Konkurrenzkraft. In ihrem Ursprungsgebiet zeigt die Spätblühende Traubenkirsche ein stark unterschiedliches ökologisches Verhalten (FloraWeb, 1998; Haag & Wilhelm, 1998).

Verbreitung

Die Spätblühende Traubenkirsche wurde im 17. Jahrhundert in Europa eingeführt (1623 in Frankreich und kurze Zeit später, 1685 in Deutschland). Um 1900 wurde sie in der norddeutschen Tiefebene und in den Niederlanden zur Bodenverbesserung in Monokulturen angepflanzt.

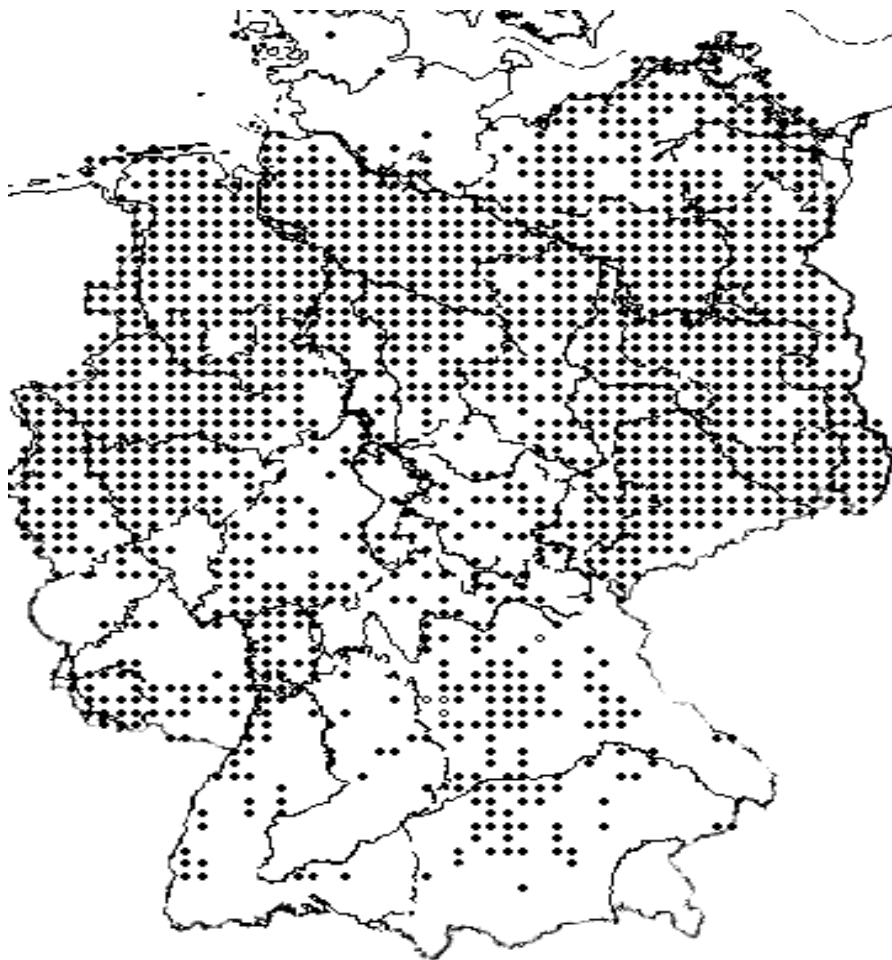


Abbildung 7: Verbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche. Quelle: FloraWeb.

Seit etwa 1950 fand eine starke spontane Ausbreitung statt, die dazu führte, dass die Spätblühende Traubenkirsche als „Waldpest“ bezeichnet wurde (Anonymus, 2002). Inzwischen kommt diese Neophyte in ganz Deutschland vor (Starfinger, 1990). Bevorzugt werden hierbei die Sandböden, wie sie von Polen (Plichta *et al.*, 1997) über die norddeutsche Tiefebene bis in die Beneluxstaaten auftreten (Eijsackers & Oldenkamp, 1976; Honnay *et al.*, 1995), sowie die süddeutschen Sandböden. Weitere Vorkommen finden sich im Wiener Wald und in Rumänien, Ungarn und Italien (Starfinger, 1990).

Folgen

Die Spätblühende Traubenkirsche wurde anfangs zur Waldbrandprophylaxe und zur Verbesserung magerer (Sand-) Böden angepflanzt, wobei dieser Effekt nicht abschließend geklärt ist (Kowarik & Sukopp, 1986; Starfinger, 1990). In einer polnischen Studie konnte gezeigt werden, dass diese Neophyte die Aluminium-Toxizität vermutlich auf Grund des steigenden pH-Wertes reduziert, wobei gleichzeitig der Mangan-Gehalt ansteigt (Plichta *et al.*, 1997). Besonders kleine Wälder werden durch die Spätblühende Traubenkirsche gestört, da dichte Strauchschichten besonders in Wirtschaftsforsten gebildet werden. Dadurch folgt eine Behinderung der Naturverjüngung und der Bewirtschaftung. Zudem wird durch die starke Beschattung die Krautschicht ausgedunkelt. Dieser Effekt kann zu einer Gefährdung der einheimischen Waldbodenvegetation führen (Starfinger, 1990). Problematisch kann sich auch das Einwandern dieser Art in geschützte Biototypen, wie beispielsweise Moore sowie Trocken- oder Halbtrockenrasen, erweisen. In den Vereinigten Staaten von Amerika (Iowa) wurde die Spätblühende Traubenkirsche als „Nachfolgeart“ abgestorbener Ulmen beschrieben (Starfinger, 1990).

Bekämpfung

Eine Bekämpfung der Pflanze durch Absägen ist wenig sinnvoll, da dies zu Stockausschlägen führt. Kleine Bäume können zwar ausgerissen werden, allerdings können verbleibende Wurzeln wieder ausschlagen. Aus diesem Grunde wurden in den Niederlanden nach dem Absägen die Schnittflächen mit Ammoniumsulfamat oder Glyphosat bestrichen (Jager & Oosterbaan, 1979). Zudem wurden Versuche der Bekämpfung mit *Chondrostereum purpureum*, einem einheimischen Pilz, durchgeführt (Scheepens & Hoogerbrugge, 1988). Neuerdings haben Meldungen über starken Fraß des Blattkäfers *Gonioctena quinquepunctata* an der Spätblühenden Traubenkirsche gezeigt, dass einheimische Prädatoren auch zur biologischen Bekämpfung eingesetzt werden könnten (Klaiber, 1999).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Um die zusätzlichen Aufwendungen durch die Spätblühende Traubenkirsche zu ermitteln, wurde die Fläche der mageren, sandhaltigen Böden in den Bundesländern ermittelt (Behrens, 2002). Der prozentuale Anteil von Naturschutzgebieten und Waldflächen der besonders betroffenen Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen wurde ermittelt und die Anteile dieses Bodentyps an diesen Flächen berechnet. Da sich diese Böden nicht sehr gut für die Landwirtschaft eignen, sind sie vermutlich eher bewaldet. Aus diesem Grunde kann der folgende Ansatz als konservative Schätzung betrachtet werden. Es ergibt sich eine „potentielle Problemfläche“ von rund 10.000 km² in diesen Bundesländern. Da aber diese Flächen nicht durchgehend von der Spätblühenden Traubenkirsche bestanden sind, ist diese Angabe als *worst case*-Szenario anzusehen und besitzt eher Modellcharakter. Anhand der Angaben aus Interviews (Schwarz, 2002; Stoll, 2002; Wilhelm, 2002) wurde die „durchschnittliche Problemfläche“ ermittelt (3 bis 7,5 km² in betroffenen Forstämtern). Hieraus ergeben sich die Flächen, in denen die Spätblühende Traubenkirsche zur Zeit massenhaft erwartet werden kann (228 km² in Deutschland, davon 88 % Forst und 11 % NSG).

Da diese Zahl aus betroffenen Gebieten ermittelt wurde, dürfte hier eine gute Näherung an die tatsächlich betroffene Fläche vorliegen.

Ein zusätzlicher Aufwand entsteht durch die spätblühende Traubenkirsche, weil forstliche Maßnahmen, wie beispielsweise Rückung und Einschlag, behindert werden. Dieser Aufwand wurde mit 8 bzw. 15 % des Ertrags auf diesen Flächen angegeben (Matthis, 2002). Bei einem durchschnittlichen Ertrag von etwa 600 Festmeter pro Quadratkilometer pro Jahr für alle Holzarten (5,4 bis 6,5 bzw. 2 bis 10 Fm ha⁻¹ a⁻¹; Forstamt Königstein, 2002) und einem Erlös von 51 € pro Festmeter (Pucher, 2002) ergeben sich jährliche zusätzliche Kosten von 1,4 Millionen Euro auf den „durchschnittlichen Problemflächen“ in Deutschland. Für die „potentielle Problemfläche“ hingegen würden die Aufwendungen auf über 70 Millionen Euro steigen. Die Festmeterpreise beziehen sich hierbei auf Stammholz.

Ein Großteil der Baumarten ergeben einen weit höheren Erlös (z.B. Eichenfurnier bis 945 € pro Festmeter), so dass der hier gewählte Ansatz als konservativ zu betrachten ist. Zudem stellt die fehlende Naturverjüngung einen zusätzlichen Aufwand dar. Deren Kosten entsprechen der Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche (siehe unten).

Ökologische Schäden

Die Auswirkungen der Spätblühenden Traubenkirsche auf die Waldbodenvegetation sind in der Literatur vielfach beschrieben (siehe oben). Um diese Lebensgemeinschaften zu stärken, muss die Beschattung geringer werden. Dies kann man durch die Entfernung der Traubenkirsche, also der Bekämpfung dieses Neubürgers, erreichen. Als Untergrenze für eine *willingness to pay* (WTP) für die Waldbodenvegetation wurde hier die minimale Bekämpfung gesetzt. Auch hier sind aber weitergehende Untersuchungen notwendig.

In Naturschutzgebieten werden immer wieder Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt, wie beispielsweise in Berlin, wo zwischen 1997 und 1999 jährlich Firmenaufträge in Höhe von 58.000 € zur Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche ausgegeben wurden (Wagner, 2002). Ein weiteres Beispiel sind die Naturschutzgebiete des Regierungsbezirks Südhessen (Darmstadt), wo 2001 3.400 € zur Bekämpfung von Robinie und Traubenkirsche zur Verfügung standen. Hierbei ist aber zu beachten, dass auf Grund fehlender Mittel nur die „allernotwendigsten“ Maßnahmen (Kuprian, 2002) durchgeführt wurden. Aus diesem Grunde sind diese Angaben keine ausreichende Berechnungsgrundlage. Als Berechnungsgrundlage werden für Naturschutzgebiete die heutige „durchschnittliche“ und zukünftige „potentielle Problemfläche“ genommen (26 bzw. 1.100 km²). Auf Grund der Kosten der Bekämpfungsmaßnahmen im Forst (siehe unten) ergeben sich hierbei 3,4 Millionen Euro bzw. für die „potentielle Problemfläche“ 149 Millionen Euro jährliche Aufwendungen in Deutschland.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Ebenfalls in einem Berliner Forst wurde eine Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche auf etwa 7,5 km² durchgeführt. Hierzu wurden über viele Jahre 20 ABM-Kräfte eingesetzt (Wagner, 2002), die inklusive Bereitstellung des Arbeitsplatzes mit Material und Arbeitskleidung mit jeweils 50.000 € berechnet werden. Hieraus ergeben sich pro Quadratkilometer Bekämpfungsmaßnahme Kosten von 130.000 € jährlich. Es stellt sich aber die Frage, ob diese Kräfte tatsächlich durchgehend für diese Maßnahmen eingesetzt wurden oder ob auch in dieser Zeit andere Arbeiten durchgeführt werden.

In den Forstämtern Weinheim (nördliches Baden-Württemberg) und Lampertheim (Süd Hessen) wurde ein alternatives Konzept entwickelt, das vorsieht, geeignete Individuen freizuschneiden und in die Baumkrone aufwachsen zu lassen. Diese Maßnahme hat den Vorteil, dass man so aus den baumartig gewachsenen Traubenkirschen ein wertvolles Edelholz gewinnen könnte (in den USA wurde die Spätblühende Traubenkirsche schon als *poor man`s mahagony* bezeichnet). Die zusätzlichen Aufwendungen hierfür wurden mit über 100.000 Euro pro Quadratkilometer jährlich angegeben (Wilhelm, 2002; Schwarz, 2002). Gleichzeitig wurde aber auch eingeräumt, dass ein „Durchboxen“ von autochthonen Beständen (=Naturverjüngung) etwa den gleichen Aufwand bedeuten würde. Da sowohl die Berliner Maßnahmen als auch die in der Bergstraße vergleichbare Kosten verursachen, wurde ein Mittelwert von beiden berechnet und diese anhand oben genannter Flächen hochgerechnet. Für die „durchschnittliche Problemfläche“ ergaben sich hieraus 20,1 Millionen Euro jährliche Kosten, wohingegen die „potentielle Problemfläche“ über 1 Milliarde Euro jährliche Kosten in Deutschland verursachen würde.

Sollte dieses Konzept wirkungsvoll umgesetzt werden können, würde die Spätblühende Traubenkirsche ein wertvolles Edelholz liefern, das einen Ertrag von durchschnittlich 200 € pro Festmeter erzielen kann (Heimann, 2002). Andere Quellen geben höhere Erträge an: zwischen 383 und 639 € (Wilhelm, 2002) oder ein Einzelstamm für 4600 € (Gustmann, 2002). In den USA wird der Preis pro Festmeter *im Einzelhandel* zum Teil mit über 1.000 € angegeben.

Diese Schwankungen sind damit zu erklären, dass die Spätblühende Traubenkirsche in Deutschland nur selten auf den Markt kommt und keine langfristigen Erfahrungswerte vorliegen (Heimann, 2002). Auf der „durchschnittlichen Problemfläche“ könnten so in Deutschland zusätzliche Einnahmen von jährlich 1,1 Millionen Euro auftreten. Hierbei wurde der potentielle Ertrag der Kiefer (30 € pro Festmeter; Wilhelm, 2002) auf diesen Flächen abgezogen. Hierbei ist zu beachten, dass bisher nicht gezeigt werden konnte, dass dieses Konzept flächendeckend durchgeführt werden kann. Zudem würden diese Bäume wieder als Samenquelle dienen und die Problemflächen weiter vergrößern. Aus diesen Gründen sollte dieser Ansatz nur in Einzelfällen in Betracht gezogen werden.

Eine Bekämpfung der Spätblühenden Traubenkirsche findet auch in geringem Umfang in Gemeinden statt. So wurde beispielsweise im Stadtgebiet von Cottbus eine Fläche von 2,5 Hektar in den Jahren 1996 und 1997 für 270.000 € bearbeitet, wobei etwa auf einem Hektar die Maßnahmen erfolgreich waren (Buchan, 2002). Hierbei ist jedoch von Einzelfällen auszugehen, so dass eine Hochrechnung entfällt.

Abschließende Betrachtungen

Aus streng ökonomischer (und somit forstwirtschaftlicher) Sicht sind Bekämpfungskosten eigentlich nicht zu rechtfertigen, da durch die Pflege der Bestände zu baumartigen Bewuchs die entstehenden Verluste minimiert werden könnten. Hier fehlt aber der Nachweis, dass diese Maßnahme wirklich zu den berechneten Erträgen führt, oder ob beispielsweise die Sandböden das Aufwachsen der Spätblühenden Traubenkirsche in die Baumschicht überhaupt zulassen.

Tabelle 5: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Spätblühende Traubenkirsche auf „durchschnittlichen Problemflächen“ in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Bodentyp, Landnutzung und Angaben über diese Art aus betroffenen Forstämtern benutzt. Ober- und Untergrenze wurden aus der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Direkte Kosten	1.400.000 €	830.000 - 2.500.000 €	beim „Durchforsten“
Kosten in NSG	3.400.000 €	1.500.000 - 3.700.000 €	Bekämpfung
Bekämpfung im Forst	20.700.000 €	13.300.000-33.400.000€	entspr. „Durchboxen“ oder jährlicher Pflege
Summen	25.500.000 €	15.630.000 - 39.600.000 €	

Eine weitere Alternative wäre es, nichts zu tun. Der forstwirtschaftliche Verlust auf Flächen, auf denen die Spätblühende Traubenkirsche massenhaft auftritt, entspräche dann dem dauerhaften Ertrag an Fichte. Dies würde aber eine „Aufgabe“ der Flächen bedeuten und dem Auftrag der nachhaltigen Forstwirtschaft (§11 Bundeswaldgesetz) sowie dem Ziel, naturnahe Wälder aufzubauen, widersprechen (Bundes-Naturschutzgesetz §5 (5)). Zudem wäre der Erholungswert der Wälder für Naherholende deutlich herabgesetzt (§1 des Bundeswaldgesetzes). Gleichzeitig würde sich die Spätblühende Traubenkirsche weiter bis auf die „potentielle Problemfläche“ ausbreiten und könnte dann Kosten von 1,2 Milliarden Euro verursachen.

3.2.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Forstwirtschaft

Die in Tabelle 6 aufgelisteten Kosten der Spätblühenden Traubenkirsche beziehen sich auf die „durchschnittliche Problemfläche“ von 228 km² in Deutschland. Bei einer Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche auf die „potentielle Problemfläche“ (über 10.000 km²) würden die Kosten auf über eine Milliarde Euro steigen.

Sowohl die Kastanienminiermotte als auch die Ulmenkrankheit (Kapitel 3.5) spielen im Forst keine ökonomische Rolle, da Kastanie und Ulme weder in Anzahl noch Ertrag wichtig sind (Stoll, 2002). Deswegen wurden hier keine weiteren Berechnungen durchgeführt. Auch die Pflanzung von resistenten Ulmenarten geschieht nur sporadisch. Als besonders gefährlich könnte sich der Erreger der Kiefernwelke, der Nematode *Bursaphelenchus xylophilus*, erweisen, der in jüngster Zeit in Portugal aufgetaucht ist. Bisher ist dieser Schädling aber noch nicht in Deutschland aufgetreten. Ähnliches gilt für die Nordamerikanische Eichenwelke.

Tabelle 6: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten Roteiche und Spätblühende Traubenkirsche in Deutschland im Forst entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Roteiche	-716.000€	375.000 - 1.050.000 €	Potentieller Nutzen: 375.000 bis 1.000.000 € pro Jahr Holzwert
Spätblühende Traubenkirsche	1.400.000 €	830.000 - 2.500.000 €	Aufwand bei Rückung und Einschlag
	3.400.000 €	830.000 - 2.500.000 €	Bekämpfung in NSG
	20.700.000 €	13.300.000 -33.400.000 €	Bekämpfung im Forst
Summen	24.800.000 €	15.300.000 -38.500.000 €	

3.2.5 weitere, nicht bearbeitete Forstschädlinge

Neben gebietsfremden Gehölzen können sich in der Forst- und Holzwirtschaft insbesondere Splintholz- und Bohrkäfer der Überfamilie Bostrichoidea (Familien Lyctidae und Bostrichidae) negativ auswirken. Durch den Import von Holz und Holzprodukten wurden insgesamt 49 Arten nach Mitteleuropa eingeschleppt, von denen sich *Lyctus cavicollis*, *L. brunneus* und *Rhyzoperta dominica* (siehe Kapitel 3.3) im Freiland etablieren konnten (Geis, 2002).

Alle weiteren Arten sind nur in der Lagerhaltung anzutreffen und vermutlich nicht winterhart. Als etabliert gelten zudem die Gelbfußtermite (*Reticulitermes flavipes*) in der Hamburger Innenstadt (Weidner, 1978) und die Borkenkäfer *Xylosandrus germanus* (Schwarzer Nutzholzbohrkäfer) aus Japan und *Gnathotrichus materiarius* (Nordamerikanischer Nutzholzbrosiakäfer; Geis, 2002). Der asiatische Laubholz-Bockkäfer *Anoplophora glabripennis* ist ebenfalls mehrfach in Deutschland aufgetreten und hat in den USA bereits Kosten von über 5 Millionen Dollar verursacht (Feemers, 2001). Bisher ist aber nicht ausreichend geklärt, inwiefern diese Art sich in Zukunft ausbreiten wird.

Im Zuge der systematischen Anbauversuche seit etwa 1870 wurden aus vergleichbaren Gründen im Forst neben der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und der japanischen Lärche (*Larix kaempferi*) etwa 110 weitere Arten eingeführt (Knoerzer *et al.*, 1995). Hierzu gehören beispielsweise die Riesentanne (*Abies grandis*), die Nordmann- (*A. nordmannia*) und Edeltanne (*A. procera*), die Blaufichte (*Picea pungens*), die Schwarzkiefer (*Pinus nigra*), die Balsampappel (*Populus balsamifera*) und die Kanadische Pappel (*P. x canadensis*). Wegen guter Wuchs- und Ertragseigenschaften sind jedoch Douglasie, Japanlärche und Roteiche die dominierenden Arten (Biermayer, 1999). Sie erreichen beispielsweise in Hessen einen Anteil von bis zu 3,6 (Japanlärche) und 2,5 % (Douglasie; Weimann, 1994); in Rheinland-Pfalz erreicht letztere sogar 5,1 % (Biermayer, 1999). In allen Fällen stehen ökonomische Interessen der Forstwirtschaft im Vordergrund. Auf Magerrasengesellschaften, wie beispielsweise dem Mainzer Sand, kann sich neben *P. serotina* auch die Robinie (*Robinia pseudoaccacia*) als problematisch erweisen.

Diese Neophyte ist zudem gefürchtet, weil sie in geschützten Landschaftsbestandteilen durch Nährstoffeintrag (Fixierung von Luftstickstoff) diese Standorte nachhaltig verändert (Kowarik, 1995). Wie bei der spätblühenden Traubenkirsche scheinen hier aber inzwischen auch einheimische Gegenspieler aufzutreten (Eschenbaumschwamm *Perennipora fraxinea*; Kehr *et al.*, 1999). In der Forstwirtschaft hingegen ist keine neue Pflanzenart bekannt, die vergleichbare Probleme aufwirft.

Umstritten ist hier die Rolle der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), die seit etwa 1830 in Europa eingeführt und seitdem regelmäßig angebaut wird. Während einige Autoren langfristig erwarten, dass „viele Waldtypen vornehmlich bodensaurer und nährstoffarmer Standorte, vor allem die Traubeneichen-Wälder, mit der Zeit verschwinden oder zumindest verändert werden“ (Knoerzer *et al.*, 1995), sind Vertreter der Forstwirtschaft der Meinung, dass keine negative Beeinflussung der Umwelt vorliegt und fordern, dass dieser Baum weiterhin angebaut werden soll (Biermayer, 1999). Dies wird auch mit der Vermutung begründet, dass die Douglasie bereits *früher* in Europa auftrat, wobei die fossilen Belege hierfür umstritten sind (Henkel, 1999). Zudem konnte gezeigt werden, dass im Vergleich zur Fichte (*Picea abies*) dieser Forstbaum von der einheimischen Käfer- und Wanzenfauna gut besiedelt ist. Weitere neophytische Gehölze, die in der Öffentlichkeit Aufmerksamkeit erregten, sind beispielsweise der Götterbaum (*Ajanthus altissima*) und die Silberlinde (*Tilia tomentosa*).

3.3 Schäden in der Landwirtschaft

3.3.1 Einleitung

Schäden in der Landwirtschaft können in verschiedenen Bereichen auftreten: während der Anbauphase selbst durch Unkräuter als auch nach der Ernte durch Vorratsschädlinge. Aus beiden Bereichen wurden Beispiele ausgewählt. Als „Ackerunkräuter“ wurden die Franzosenkräuter der Gattung *Galinsoga* bearbeitet. Getreidekapuzinerkäfer (*Rhyzopertha dominica*) und Getreideplattkäfer (*Oryzaephilus surinamensis*) sind Beispiele für Vorratsschädlinge, die vor allem in Vorratshaltungen, zum Teil aber auch in privaten Haushalten vorkommen. Dabei tritt der Getreidekapuzinerkäfer als Folgeschädling des Getreideplattkäfers auf, da nur letzterer in der Lage ist, Verpackungen aufzunagen, und so auch dem Getreidekapuzinerkäfer die Möglichkeit bietet, diese Nahrungsquellen zu nutzen. Es wurden beide Arten ausgewählt, da sie oft gemeinsam auftreten. Zusätzlich wurde die Mehlmotte *Ephestia kuehniella* näher betrachtet.

3.3.2 *Oryzaephilus surinamensis* (Linné), Getreideplattkäfer und *Rhyzopertha dominica* (Fabricius), Getreidekapuziner

Herkunft

Der Getreideplattkäfer stammt ursprünglich aus dem südamerikanischen Surinam und ist seit 1956 in Deutschland bekannt. Der Getreidekapuzinerkäfer hingegen ist vermutlich in Asien beheimatet (Anonymous, 2002) und wurde in Deutschland erstmals 1927 beschrieben (Geiter *et al.*, 2001).

Beschreibung

Der Getreideplattkäfer aus der Familie der Cucujidae wird bis 3mm lang und weist eine tabakbraune Färbung auf. Der Halsschild ist beiderseits mit sechs spitzen Zähnchen besetzt. Er hat eine schlanke und platte Körperform (Gesundheitsamt, 2002).

Der Getreidekapuzinerkäfer (Bostrichidae) wird bis 3 mm lang und ist schwarzbraun gefärbt. Sein Halsschild ist kapuzenartig über den Kopf gestülpt (Namensgebung!), auf den Flügeldecken befinden sich Punktestreifen.

Biologie und Ökologie

Bei dem Getreideplattkäfer werden zwischen den Körnern 150 bis 200 Eier abgelegt. Bei einer Temperatur von 32° C dauert die gesamte Entwicklung 25 Tage, bei kalten Temperaturen kann sie sich auf bis zu vier Monate verlängern. Die Lebensdauer eines Individuums beträgt etwa drei Jahre. In Haushalten und Lagern ernähren sie sich von meist stärkehaltigen, trockenen Pflanzenprodukten wie Mehl, Getreidekörnern, Brot, Nüssen, Backwaren oder Dörrobst (Gesundheitsamt, 2002).

Bei dem Getreidekapuzinerkäfer werden je Weibchen 300 bis 500 Eier an Getreidekörnern abgelegt. Larvenentwicklung und Verpuppung finden im Korn statt. Bei Normaltemperatur werden pro Jahr zwei neue Generationen gebildet; wird das Korn bei höherer Temperatur eingelagert, verringert sich die Entwicklungsdauer auf ca. 5 Wochen; infolgedessen können dann mehr Generationen gebildet werden.

Verbreitung

Der Getreideplattkäfer ist weltweit verbreitet. Die Käfer sind in Haushaltsvorräten und in kommerziellen Lagerhaltungen zu finden.

Der Getreidekapuzinerkäfer ist „in den warmen Regionen der Welt“ verbreitet und dort hauptsächlich auf beheizte Gebäude beschränkt (Bousquet, 1990).

Folgen

Auf Grund ihrer geringen Größe und des Körperbaus gelingt es den Getreideplattkäfern, selbst in sehr kleine Spalten einzudringen. Dies gilt besonders für die noch kleineren Larven. Insbesondere haben sie die Fähigkeit, Verpackungen wie Kartons oder Vorratsäcke aufzunagen. Dies bietet ihnen im Gegensatz zu anderen Schädlingen die Möglichkeit, auch verpackte Nahrung zu erreichen. Zudem bieten sie auf diese Weise Folgeschädlingen wie dem Getreidekapuzinerkäfer den Zugang zu dieser Nahrungsquelle.

Durch den Befall wird das Getreide feucht und klumpig; zudem lässt es sich schlecht mahlen und verliert seine Backfähigkeit (Anonymous, 2002).

Schädigungen durch den Getreidekapuzinerkäfer treten vor allem durch die Fressaktivität der Larven, aber auch durch die erwachsenen Käfer auf. Die Getreidekörner werden teilweise angefressen oder ausgefressen. Die Schäden treten an gelagertem Getreide, aber auch an Backwaren und Hülsenfrüchten (beispielsweise Bohnen) auf.

Bekämpfung

Auf Grund des tropischen Ursprunges schlägt unter einer Temperatur von 18° C die Vermehrung des Getreideplattkäfers fehl. Daher führt eine kühle Lagerung der gefährdeten bzw. befallenen Waren dazu, dass eine weitere Vermehrung verhindert wird. Durch die geringere Temperatur wird zwar auch der Stoffwechsel vermindert, so dass die Käfer länger ohne Nahrung auskommen können; da die Nahrung jedoch im hier besprochenen Zusammenhang keinen limitierenden Faktor darstellt, dürfte die Verhinderung der Reproduktion in diesem Fall den Ausschlag geben. Laut Arbogast (Arbogast, 1976) konnte durch biologische Schädlingsbekämpfung mit der Wanze *Xylocoris flavipes* eine Population des Getreideplattkäfers vollständig ausgelöscht werden.

Der Getreidekapuzinerkäfer konnte sehr erfolgreich mit der parasitoiden Wespe *Choe-tospila elegans* bekämpft werden (Flinn *et al.*, 1994). In den kommerziellen Lagerhaltungen in Deutschland werden diese Käfer vor allem durch Begasung und so genannte „Strips“, mit Sexuallockstoffen versehene Klebfallen, bekämpft.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Der exakte Anteil der Schäden, die der Getreidekapuziner- und der Getreideplattkäfer im Vorratsschutz verursachen, ist bislang nicht untersucht worden. Nach einer Abschätzung von Herrn Dr. Reichmuth (BBA Berlin) betragen diese etwa 1 bzw. 10 %. Um die Aussagekraft der vorliegenden Berechnungen zu stärken, werden beide Arten zusammengefasst und deren Anteil an den Schäden mit 11 % angenommen.

Da alle Vorratsschädlinge unter den Käfern in Deutschland Neozoen sind, kann diese einfache Annahme hier getroffen werden. Der Wert der Getreideproduktion in Deutschland ist genauer zu bestimmen: der Wert der Ernte der wichtigsten Getreidesorten (Weizen, Gerste, Roggen und Mais) betrug im Jahr 2001 6,2 Milliarden Euro (Mohr, 2002). Die durchschnittlichen Verluste durch Vorratsschädlinge pro Jahr betragen hierbei jährlich 77,8 Millionen Euro (+/- 46,7 Millionen Euro). Der Anteil von Getreidekapuziner und Getreideplattkäfer betragen hierbei 8,6 Millionen Euro.

Hinzu treten indirekte jährliche Kosten, wie beispielsweise Forschung, Beratung durch Schädlingsbekämpfer, Rückrufaktionen etc, von etwa 1 % der Produktion (6,8 Millionen Euro; Reichmuth, 2002). Diese Daten decken sich mit Aussagen von Frau Hinz, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) in Frankfurt (Hinz, 2002).

Ökologische Schäden

Die einheimischen Vertreter der Überfamilie Bostrichoidea, zu der auch der Getreidekapuzinerkäfer gehört, sind bedingt durch die Forstwirtschaft in der freien Natur immer seltener geworden. Da der Getreidekapuziner auch im Freiland auftritt, besteht hier die Möglichkeit, dass diese Fauna in Zukunft durch nicht-einheimische Arten ersetzt wird (Geis, 2002). Dies wurde bisher aber nicht ausreichend zur Kenntnis genommen. Als Maßnahme wäre hier eine Zunahme von Totholzinseln notwendig, was aber nur teilweise durchgeführt wird (siehe Kapitel 4.1).

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Die anfallende Produktion wird in erster Linie durch Begasung bearbeitet. Diese Maßnahme bereitet zusätzliche Aufwendungen von 1,40 bis 1,60 € pro Tonne, für die gesamte Produktion bedeutet dies etwa 36 Millionen Euro jährlich. Die beiden hier genannten Arten besitzen hiervon einen Anteil von etwa 4 Millionen Euro.

Abschließende Betrachtungen

Der Getreidekapuzinerkäfer ist ein Vertreter der Überfamilie Bostrichoidea, die neben stärkehaltigen Produkten auch in der Wald- und Holzwirtschaft Schäden verursachen können. Die dadurch verursachten Kosten konnten aber nicht ermittelt werden. Die indirekten Kosten, die beispielsweise durch Rückrufaktionen entstehen, konnten nur geschätzt werden, da die Firmen solche Daten nicht preisgaben (siehe Kapitel 2).

Tabelle 7: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Getreidekapuziner und Getreideplattkäfer in Deutschland entstehen. Die Berechnungen erfolgten nach Angaben der BBA Berlin und BLE sowie der Getreideproduktion im Jahr 2001 (BBA Bonn). Ober- und Untergrenzen wurden aus der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Direkte Kosten	8.600.000 €	3.400.000 bis 13.700.000€	nur Vorratslager
Indirekte Kosten	6.800.000 €	4.300.000 bis 17.100.000€	Forschung, Beratung, Rückrufaktionen
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar		
Bekämpfung	4.000.000 €	3.500.000 bis 4.500.000 €	nur in Vorratslagern
Summen	19.400.000 €	11.200.000 bis-35.300.000€	

3.3.3 *Ephestia kuehniella* (ZELLER, 1879) Mehlmotte

Herkunft

Die Mehlmotte ist ursprünglich in Vorderasien beheimatet. Sie wurde in Europa 1877 mit einer Ladung amerikanischen Mehls eingeführt und kommt weltweit in Vorratshaltungen von Getreide, Nüssen und Früchten vor.

Beschreibung

Die Mehlmotte ist grau gefärbt mit drei schmalen, gezackten Querbändern auf den Vorderflügeln. Sie werden 10-14 mm lang, die Flügelspannweite beträgt 20-28 mm (Heitland, 2001). Die Raupen sind je nach aufgenommener Nahrung hell-beige bis grünlich, später behaart. Sie werden 12-19 mm lang. Die Puppen entwickeln sich in einem dichten weißen Seidenkokon und erreichen eine Länge von 7-9 mm.



Abbildung 8: Die Mehlmotte.

Biologie und Ökologie

Die adulten Tiere leben nur maximal 14 Tage. Sie legen bis zu 300 Eier. Die Eizahl ist abhängig von der Verfügbarkeit von Nahrung und Wasser sowie der Individuendichte.

Die Entwicklung vom Ei zum Falter benötigt etwa 40 Tage. Pro Jahr werden ca. 3-6 Generationen ausgebildet (in Deutschland meist drei Generationen). Nach der Larvalentwicklung wandert die Raupe und verpuppt sich dann. Der Schlupf findet nach 2-3 Wochen statt.

Folgen

Die Raupen ernähren sich bevorzugt von Weizen- und anderen Mehlsorten sowie Tabak, Körnern, Samen, Nudeln, Früchten, Kakao und Nüssen (Heitland, 2001), aber auch verarbeiteten Produkten wie Süß- und Dauerbackwaren (Bischoff, 1998). Beim Fressen produzieren die Maden einen Seidenfaden, der das Mehl verklebt. Dies führt zur Verstopfung von Sieben und Trichtern in Mühlen und Bäckereien. Zudem wird durch die Exkremente das Mehl dunkel gefärbt und der Geschmack beeinträchtigt.

Zusätzliche Kosten werden dadurch verursacht, dass für die Bekämpfung der Produktionsbetrieb unterbrochen werden muss (Bischoff, 1998).

Bekämpfung

Die Bekämpfung geschieht mittels chemischer und biologischer Methoden: als Nervengift (Hemmung der Acetylcholinesterase) wird DDVP (Dimethyl-2,2-Dichlorvinyl-Phosphat) benutzt. Die Anwendung geschieht über so genannte „Strips“, die das DDVP über einen längeren Zeitraum kontinuierlich abgeben. In neuerer Zeit wird die Unbedenklichkeit dieses Verfahrens aber kontrovers diskutiert, was zu einem Rückgang des DDVP-Einsatzes führte (CelaMerck, 2002). Andere verwendete Methoden sind die Begasung mit CO₂, Phosphorwasserstoff oder N₂, sowie Pheromonfallen. Auch biologische Methoden werden angewandt: das Protozoon (=Einzeller) *Mattesia dispora* bewirkt nur eine ungenügende Abtötung. *Bacillus thuringiensis* hingegen wird in den USA erfolgreich eingesetzt. Es sind hier bereits erste Resistenzen aufgetreten (Bischoff, 1998). Präparate, die dessen Wirkstoffe enthalten, sind jedoch in Deutschland nach dem Pflanzenschutzgesetz nicht zugelassen (Schöller, 1999). In China wird der Insekten befallende Pilz *Beauveria bassiana* verwendet (Bischoff, 1998). Die verwendeten Eiparasiten *Trichogramma evanescens* und *T. cacoeciae* haben einen Wirkungsgrad von 63-78 %. Der Befall kann auch durch Kühllhaltung der Lager begrenzt werden, da die Eier der Motten auf Grund der subtropischen bis tropischen Herkunft besonders wärmeempfindlich sind. Die Entwicklung wird hiermit eingeschränkt bzw. gebremst, unter einem Grenzwert von 14° C (im Falle der unten angegebenen Dörrobstmotte

Plodia interpunctella) sterben die Eier ab (Bischoff, 1998). Diese Bekämpfungsmethode ist unter Umständen nicht mit zusätzlichen Kosten verbunden, da einige Produkte zur Qualitätssicherung bereits bei niedrigeren Temperaturen gelagert werden, so zum Beispiel Schokoladenprodukte (Bischoff, 1998). Weitere, bedeutende Vorratsschädlinge unter den Motten sind unter anderem *Ephesia elutella* (Speichermotte, Ursprung: Mittelmeerraum; Schöller, 1999) und *Plodia interpunctella* (Dörrobstmotte, Ursprung: Vorderasien; Anonymus, 2002).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Die Getreideverluste, die durch die Mehlmotte verursacht werden, sind bisher nicht quantifiziert worden. Um dennoch eine Berechnungsgrundlage zu erhalten, wurde der Getreideverlust mit dem gleichen Anteil angegeben, wie der des Getreidekapuzinerkäfers (nach Reichmuth, 2002, siehe Kapitel 3.3.2). Dies entspricht einem Prozent der Jahresernte. Hieraus ergeben sich jährliche Kosten von 780.000 €. Da zusätzliche Schäden, die in fertigen Produkten entstehen, (beispielsweise Rückrufaktionen, Lebensmittelverluste in privaten Haushalten oder Produktionsausfall durch die Verstopfung von Geräten) nicht eingerechnet werden konnten, ist diese Annahme als konservativ anzusehen.

Ökologische Schäden

Da die Mehlmotte nur in Vorratslagern auftritt, sind keine ökologischen Schäden nachweisbar.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Mit Hilfe von Pheromonfallen wird in den Getreidelagern ein Monitoring von Mehlmotten durchgeführt. Dies führt zu zusätzlichen Ausgaben von jährlich 204.000 € (Aeraxon, 2002). Die Bekämpfung der Mehlmotte wird in erster Linie durch Begasung und verschiedene Strips durchgeführt (Jacob, 2002). Wie bereits in Kapitel 2 erwähnt, kann die Gesamtzahl eingesetzter Strips nicht ermittelt werden. Die Abschätzung dieser

Kosten sowie die Ausgaben für eine Begasung erfolgt hier nach der produzierten Getreidemenge, wobei zu beachten ist, dass beide Maßnahmen sich nach dem Volumen des Lagers richten. Es werden zusätzliche, jährliche Ausgaben für die Mehlmotte von 1,8 Millionen Euro für die Begasung und 1,3 Millionen Euro für Strips berechnet. Hinzu kommen jährliche Ausgaben für verschiedene Fallen in privaten Haushalten in Höhe von etwa 700.000 € (Aeraxon, 2002).

Abschließende Betrachtungen

Die zusätzlichen Aufwendungen, die durch die Mehlmotte entstehen, sind wenig untersucht und konnten in der vorliegenden Untersuchung nur abgeschätzt werden. Hierbei wurde versucht, möglichst konservativ vorzugehen. Die resultierende Summe von 4,8 Millionen Euro ist dementsprechend als Untergrenze anzunehmen, insbesondere da Datenmaterial aus Privathaushalten fast vollständig fehlt.

Tabelle 8: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Mehlmotte in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurde Aussagen von Schädlingsbekämpfern sowie des BBA Berlin anhand der Getreideproduktion hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen wurden abgeschätzt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
direkte Kosten	780.000 €	780.000 bis ? ?€	Privathaushalte? Rückrufaktionen?
Ökologische Schäden	keine		
Monitoring	204.000 €	20.000 bis 200.000? ?€	in Vorratslagern
Bekämpfung	1.800.000 €	1.800.000 bis 2.300.000? ?€	durch Begasung
Bekämpfung	1.300.000 €	1.300.000 bis 2.000.000? ?€	durch Strips
Bekämpfung	700.000 €	700.000 bis 7.000.000? ? €	in Privathaushalten
Summen	4.784.000 €	4.600.000 bis 12.280.000 €	

Ebenso sind Daten aus der Privatwirtschaft nicht verfügbar, da die angesprochenen Firmen in der Öffentlichkeit nicht den Eindruck erwecken wollten, dass ihre Produkte mit Vorratschädlingen in Kontakt kommen. Es bleibt also nur zu vermuten, dass die tatsächlichen Kosten hier weit höher liegen.

3.3.4 *Galinsoga ciliata* S.F. Blake (*G. quadriradiata*, *Adventina ciliata*), Behaartes Knopfkraut (Behaartes Franzosenkraut)

Herkunft

Die Herkunft des Franzosenkrautes liegt in Südamerika und im südlichen Nordamerika (Schönfeld, 1954). Synonyme: *Galinsoga parviflora* var. *hispida*, *Galinsoga quadriradiata* subsp. *hispida*, *Galinsoga quadri-*
radiata.



Abbildung 9: Das Behaarte Knopfkraut. Foto: Thomas Muer.

Beschreibung

Das „Franzosenkraut“ *G. ciliata* aus der Familie der Asteraceae erreicht eine Höhe von 10-80 cm. Die Pflanze ist vom Grund auf verzweigt, der Spross dicht borstig behaart. Die Laubblätter sind eiförmig und grob gezähnt. Die Spreublätter sind lanzettlich geformt und ungeteilt. Der Pappus der Zungenblüten ist gut entwickelt und einseitig (FloraWeb, 1998)

Biologie und Ökologie

Das Behaarte Knopfkraut ist, besonders gegenüber anderen „Unkräutern“, sehr konkurrenzstark. Es besitzt eine hohe Konkurrenzkraft bei großer Blattfläche. Die Pflanze ist ein Mäßigwärme- bis Wärmezeiger und zeigt auch Stickstoffreichtum an. Sie ist nicht salz- und schwermetallempfindlich. Das Franzosenkraut ist eine spätkeimende, sommerblühende und einjährige Pflanze. Die Verbreitung geschieht über Insekten und Selbstbestäubung, Wind- und Kletterausbreitung. Pro Jahr entstehen 2-3 Generationen, wobei je 5.000-30.000 Samen gebildet werden. Sie hybridisiert mit *G. parviflora*, wobei sie im Gegensatz zu dieser jedoch nährstoffreiche, schwerere Lehmböden bevorzugt (FloraWeb, 1998, Schönfeld, 1954).

Verbreitung

Erstmals wurde die Pflanze 1892 auf einem Kaffeehülenschuttplatz bei Hamburg entdeckt. Dies deutet darauf hin, dass Samen mit Kaffeetransporten eingeführt wurden. Bis 1998 war sie in ganz Deutschland verbreitet, insbesondere auf Äckern, an Wegrändern, Schuttplätzen und Bahnhöfen. Die Samen werden meist mit Erde, Knollen oder Setzlingen verschleppt. Außerhalb Deutschlands ist das Behaarte Knopfkraut in Dänemark, den Niederlanden, Belgien, Frankreich, Großbritannien, der Schweiz, Bulgarien und Finnland verbreitet (Schönfeld, 1954).

Das Kleinblütiges Knopfkraut (*Galinsoga parviflora*) ist ein weiterer Vertreter dieser Gattung; die Art hat sich in der Mitte des 19. Jahrhunderts, vom Pariser Botanischen Garten ausgehend, in Europa verbreitet.

Folgen

Im Allgemeinen wird dem Behaarten Knopfkraut eine hohe Konkurrenzkraft eingeräumt (Martin, 1987). Das Kleinblütige Knopfkraut ist in erster Linie ein Unkraut in Hackfrüchten, Gemüsekulturen, Obstanlagen und Gärten, wohingegen das Behaarte Knopfkraut vor allem ein Gartenunkraut darstellt (Richter-Rethwisch, 1966).

Bekämpfung

Zur Bekämpfung sind Herbizide (beispielsweise Fluroxypyr) erhältlich.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Es können keine direkten Kosten für die nicht einheimischen Ackerunkräuter der Gattung *Galinsoga* ermittelt werden. Ein geringfügiger Nutzen dieser Arten als Grünfutter wird zeitweilig angegeben (Schönfeld, 1954). Auch in der ökologischen Landwirtschaft spielen Neophyten eine untergeordnete Rolle (Dahm, 2002). Dies ist in erster Linie damit zu begründen, dass nichteinheimische Arten weder in der konventionellen noch in der ökologischen Landwirtschaft einer besonderen Behandlung bedürfen und dementsprechend keine zusätzlichen Aufwendungen verursachen (Zwingel, 2002).

Ökologische Schäden

Die Franzosenkräuter verursachen keine bekannten ökologischen Schäden.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Aus oben genannten Gründen werden keine Bekämpfungsmaßnahmen gegen Vertreter der Gattung *Galinsoga* durchgeführt, die den Rahmen der üblichen Vorgehensweise überschreiten.

3.3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Landwirtschaft

Da die Schäden im Vorratsschutz in erster Linie auf Grundlage der Erfahrungswerte von Dr. Reichmuth (BBA Berlin) und Frau Hinz (BLE Frankfurt) berechnet wurden, können sie nur als Schätzungen gelten. Um genauere Daten zu ermitteln, wären hier weitergehende Untersuchungen notwendig, die den Rahmen der vorliegenden Untersuchung überschreiten.

Es kann aber gezeigt werden, dass ein Großteil der Schäden im Vorratsschutz entsteht, wohingegen Ackerunkräuter aktuell keine zusätzlichen Aufwendungen verursachen.

Tabelle 9: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in der Landwirtschaft in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Getreidekapuziner- und Getreideplattkäfer	19.300.000 €	11.200.000 bis 35.300.000 €	im Vorratsschutz
behaartes Knopfkraut	keine		
Mehlmotte	4.784.000 €	4.600.000 bis 12.280.000 €	im Vorratsschutz
Summen	24.084.000 €	15.800.000 bis 47.580.000 €	

Wie andere Schädlinge (z. B. die Reblaus, siehe unten) gezeigt haben, können neu eingeführte Schädlinge sehr hohe Kosten verursachen. Aus diesem Grunde könnte die Vermeidung weiterer Einschleppungen gleichzeitig die Vermeidung umfangreicher zukünftiger Schäden in der Landwirtschaft bedeuten.

3.3.6 weitere auffällige Arten

Im Vorratschutz sind viele weitere Schädlinge bekannt, die in den meisten Fällen aus Asien und Amerika stammen. Hierzu gehören beispielsweise der Reiskäfer (*Sitophilus oryzae*), der Kornkäfer (*S. granarius*), der Khaprakäfer (*Trogoderma granarium*), mehrere Arten der Gattung *Tribolium* (Reismehlkäfer, *T. castaneum*, *T. confusum* und *T. destructor*), der Erdnussplattkäfer (*Oryzaephilus mercator*), der Australische Diebskäfer (*Ptinus tectus*), der Leistenkopfplattkäfer (*Cryptolestes ferrugineus*), der Tabakkäfer (*Lasioderma serricome*), der Rotbeinige Schinkenkäfer (*Necrobia rufipes*) und die Dörrobstmotte (*Plodia interpunctella*).

In der Vergangenheit haben einige Neobiota sehr große Schäden verursacht. Hierzu gehört beispielsweise die Reblaus (*Dactulosphaira vitifoliae*), die 1874 Deutschland erreichte und „dramatische Verwüstungen“ verursachte. Erst mit der Pflanzung von Pfropfreben konnte die Gefahr gebannt werden. Bis heute gibt es nur wenige Reben, die nicht aufgepropft sind (Hofmeier, 2002).

Bis heute ist der Kartoffelkäfer (*Leptinotarsa decemlineata*), der erstmals 1876 in einem Bremer Güterschuppen entdeckt wurde, ein starker Schädling in der Landwirtschaft. Bereits vor dem ersten Weltkrieg wurde eine Bekämpfung mit „allen Mitteln“ durchgeführt (Abfackeln der Äcker mit Petroleum): 1914 kostete die Bekämpfung in Stade/Unterelbe 60.000 Goldmark (Reger, 2002).

Diese Liste könnte umfangreich fortgeführt werden. Alleine die nicht einheimischen Arten, die Schäden in der Landwirtschaft verursachen, könnten leicht eine langjährige Studie rechtfertigen.

3.4 Schäden in Fischerei und Teichwirtschaft

3.4.1 Einleitung

Neben der Forstwirtschaft gehören Fischerei und Teichwirtschaft zu den „Hauptimporteuren“ nicht einheimischer Arten. So wurden zu kommerziellen Zwecken bereits seit dem Mittelalter gebietsfremde Fische eingeführt (z.B. der Karpfen, *Cyprinus carpio*). Diese bilden heute zum Teil die Haupterwerbsarten in der Fischzucht. Gleichzeitig sind die ökologischen Schäden durch neue Fischarten in Deutschland extrem schwer zu beziffern. Aus diesem Grunde wurden hier Tierarten ausgewählt, die eine breite Problematik verursachen. Der Bisam (*Ondatra zibethicus*) verursacht durch seine Wühltätigkeit sowohl Schäden bei der Unterhaltung von Teichen als auch in vielen weiteren Bereichen. Der Kamberkrebs (*Orconectes limosus*) als Überträger der Krebspest hingegen gefährdet die geschützten einheimischen Krebsarten.

3.4.2 *Ondatra zibethicus* (Linné 1766) Bisam

Herkunft

Der Bisam gehört innerhalb der Nagetiere (Rodentia) zur Familie der Wühlmäuse (Arvicolidae). Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Bisam ist Nordamerika (Heitland, 2001). Synonyme: *Ondatra zibethica*, *Ondatra z. zibethica*, *Castor zibethicus*, *Fiber zibethicus*, *Myocastor zibethicus*, *Mus zibethicus*.



Abbildung 10: Der Bisam. Foto: Pforr in (Ludwig *et al.*, 2000).

Beschreibung

Er erreicht eine Kopf-Rumpf-Länge von bis zu 35 cm, der Schwanz misst weitere 20-25 cm. Das Gewicht beträgt maximal 1800 g (Heitland, 2001). Er ist damit eindeutig von dem auf den ersten Blick ähnlich erscheinenden Nutria zu unterscheiden; dieser erreicht eine Kopf-Rumpf-Länge von bis zu 65 cm (Schwanz 45 cm) und wiegt bis zu 9 kg (Klein, 2002). Zudem besitzen die Nutrias charakteristische orangefarbene Zähne.

Biologie und Ökologie

Neben aktiven Wanderungen können die Tiere große Strecken (bis 160 km/Tag) dadurch zurücklegen, dass sie sich auf Holz mit der Strömung treiben lassen (Böhmer *et al.*, 2001). Der Bisam lebt in Gewässernähe, wobei sowohl subtropische Flüsse als auch Küstenmarschen, arktische Tundra und Flussdeltas angenommen werden (Errington, 1963). Die Tiere sind dämmerungsaktiv; tagsüber halten sie sich vor allem in schwimmenden, bis 1,5 m hohen Schilfburgen oder in gegrabenen Bauen auf.

Diese bestehen aus mehreren Höhlen inklusive Vorratskammer und mehreren Gängen, die eine Länge von 40 m erreichen können. Bisams sind Allesfresser; sie ernähren sich vor allem von Schilf und anderen uferbegleitenden Pflanzen; es werden jedoch auch Tiere wie Muscheln, Krebse und Insekten verzehrt.

Verbreitung

Nachdem im Jahr 1905 Tiere in der Tschechoslowakei ausgesetzt wurden, hat sich die Art innerhalb weniger Jahrzehnte in ganz Mitteleuropa angesiedelt, was durch willentliche Ansiedlungen - zum Zweck der Pelzerzeugung - verstärkt wurde (Böhmer *et al.*, 2001; Heitland, 2001).

Folgen

Insbesondere können bedrohte Muschelpopulationen in ihrem Bestand gefährdet werden. Die von Bisams verursachten Schäden haben vor allem zwei Ursachen: Zum einen werden durch das Anlegen der Baue folgende Schäden verursacht (Böhmer *et al.*, 2001): Destabilisierung von Ufern, die in Ufererosion resultiert und das Einbrechen von Fahrzeugen und auch Weidetieren zur Folge hat; Schäden an Verkehrswegen (Straßen, Brückenfundamente, Dämme). Zudem unterliegt der Uferbewuchs starkem Fraßdruck; diese lokalen Störungen können die Biodiversität fördern, bei zu starkem Auftreten des Bisams jedoch zur lokalen Auslöschung einiger Pflanzenarten führen (Danell, 1996; Böhmer *et al.*, 2001; Smirnov & Tretyakov, 1997). In einer umfassenden Untersuchung des Schilfrückgangs an bayrischen Seen konnte aber kein entscheidender Einfluss des Bisams nachgewiesen werden (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, 1997). Desweiteren werden Fuchs- und Katzenbandwurm durch den Bisam übertragen. Während beim Katzenbandwurm der Befall von Menschen bisher nicht beschrieben ist, erhöhen die Bisams als zusätzliche Überträger des Fuchsbandwurmes über den Infektionsweg Bisam-Haustier-Mensch die Infektionsgefahr der Bevölkerung.

Bekämpfung

Eine Bekämpfung des Bisams erfolgt in erster Linie durch geeignete Lebendfallen, um eine Gefährdung geschützter Arten zu minimieren.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Die bundesweiten Ausgaben durch die Gewässerunterhaltung betrugen in den Jahren 1996 und 1997 bereits durchschnittlich 225,6 Millionen Euro (Monreal, 1998). Da kleine Böschungsschäden, wie sie durch den Bisam ausgelöst werden, im Zuge der allgemeinen Gewässerunterhaltung beseitigt werden, erreichten diese in den letzten 10 Jahren keinen auffälligen Umfang. Nach Karreis ist davon auszugehen, dass etwa 1 % dieser Kosten auf den Bisam zurückzuführen sind (Karreis, 2002). Dies entspricht zusätzlichen Aufwendungen von jährlich 2,3 Millionen Euro.

Eine Umfrage in Fischzuchtbetrieben war leider nur von geringem Erfolg. Es zeigte sich aber, dass das Auftreten von Schäden abhängig von der Anwesenheit von Bisamfängern in umliegenden Gewässern war. In den drei Betrieben, die Schäden an Teichen und Dämmen aufweisen, entstehen zusätzliche Aufwendungen von durchschnittlich 15.000 € jährlich. Die Betriebe entsprechen 1,68 % der Fläche aller Karpfenbetriebe Deutschlands. Auf alle Karpfenbetriebe hochgerechnet wären das 2,9 Millionen Euro. Hinzu kommen die Anschaffungskosten für Bisamfallen von 250.000 €. Diese Fallen sind etwa 5 Jahre einsetzbar. Hieraus resultieren jährliche Kosten von 50.000 €. Da nach der (nicht repräsentativen!) Umfrage etwa 60 % dieser Betriebe betroffen sind, addieren sich die jährlichen Kosten auf 1,6 Millionen Euro.

Zudem ist es wahrscheinlich, dass der Bisam Überträger für den Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*) ist, da er einen potentiellen Zwischenwirt darstellt. Während in den 1980er Jahren noch keine Infektionen von *O. zibethicus* beobachtet werden konnten (Müller, 1966; Schuster, 2002a), zeigen neuere Untersuchungen eine Durchseuchung von bis zu 28 % (Ahlmann, 1997; Romig, 1999).

Gleichzeitig ist eine Verbreitung des Parasiten von Süddeutschland aus über ganz Deutschland im Verlauf der 1990er Jahre beobachtet worden (Ahlmann, 1997). Somit könnte dies ein Hinweis darauf sein, dass der Bisam an der Verbreitung des Fuchsbandwurmes beteiligt ist. Da aber hierzu keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen, wurde der Anteil des Bisams an allen Infektionen mit einem Prozent aller menschlichen Erkrankungen angenommen. In Deutschland erkranken etwa 0,4 % der Bevölkerung am Fuchsbandwurm (Kruß, 2001). Pro Patient fallen innerhalb von 10 Jahren Kosten von etwa 260.000 € an (Romig, 1999). Bei 32.600 Erkrankten ergeben sich Behandlungskosten von insgesamt 833 Millionen Euro. Dieser hohe Wert spräche dafür, dass diese Krankheit viel intensiver in den Medien diskutiert werden müsste. Dies geschieht jedoch nur am Rande. Der Anteil des Bisams wurde hier konservativ auf 1 % geschätzt, da die Durchseuchung etwa 28 % beträgt (siehe oben). Hieraus ergeben sich zusätzliche Aufwendungen von 8,3 Millionen Euro. Hinzu treten aber auch indirekte Kosten, wie beispielsweise durch Arbeitsunfähigkeit und Todesfälle. Bei nur zusätzlichen 10 % indirekter Kosten (beim allergischen Asthma werden die indirekten Kosten mit 39 % angegeben (Wettengel & Volmer, 1999) würden sich die Schäden im Gesundheitswesen durch den Bisam auf 9,1 Millionen Euro addieren. Andere Publikationen sprechen von 20 neuen Erkrankungen jährlich (Schmidt, 2002). Ausgehend von der Vermutung, dass nach 10 Jahren die Patienten entweder geheilt oder verstorben sind, würden dementsprechend jedes Jahr 200 Patienten behandelt. Bei einem Anteil des Bisams von einem Prozent ergäben sich jährliche direkte und indirekte Kosten von 71.000 €. Dies wiederum erscheint verhältnismäßig wenig. Aus diesem Grunde wird aus beiden Werten der Mittelwert gebildet (4,6 Millionen Euro) und die Einzelwerte als Ober- bzw. Untergrenze angenommen.

Außerdem scheint der Bisam auch den Katzenbandwurm zu übertragen und ist bis zu 83 % von diesem Parasiten durchseucht. Da freilaufende Hauskatzen aber unabhängig vom Bisam regelmäßig entwurmt werden sollten und der Bisam unter Umständen nur ein Fehlwirt ist, entstehen hier vermutlich keine zusätzlichen Kosten.

Ökologische Schäden

In Untersuchungen in Nordrussland konnte gezeigt werden, dass der Bisam einen großen Einfluss auf den Uferbewuchs und somit auf die gesamte Biozönose der Uferregion im Süßwasser besitzt (Smirnov & Tretyakov, 1997). Es ist in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht gelungen, diese Schäden zu monetarisieren, zumal große Teile der Ufer in Deutschland starken anthropogenen Einflüssen unterliegen und dementsprechend hier andere Prioritäten dominieren. Da naturnahe Auenbereiche aber zu den schützenswerten Landschaftsbestandteilen gehören, wären hier umfangreiche wissenschaftliche Untersuchungen wünschenswert.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Der Bisam ist in Deutschland flächendeckend verbreitet und zeigt Populationsdichten von 0,5 bis 5 Individuen pro Quadratkilometer (Durchschnitt 2,75; Anonymus, 1997). Hieraus ergibt sich eine Gesamtzahl von 980.000 Tieren in Deutschland. Mehrjährige Fangstatistiken liegen für das Land Brandenburg vor. Hier wurden in den Jahren 1991 bis 2001 jedes Jahr durchschnittlich 4.620 Tiere erlegt (Sasse, 2002). Übertragen auf die Fläche Deutschlands ergibt das etwa 56.000 Bismas. Das Verhältnis von gefangenen Tieren zur Gesamtpopulation ist demnach größer als 1:17. Da in Brandenburg, im Gegensatz zu vielen anderen Bundesländern, hauptamtliche Bisamfänger angestellt sind, stellt sich somit die Frage, ob diese Maßnahme ausreichend ist. Im Zuge der Einsparungen werden jedoch von vielen Ländern, Landkreisen und anderen Institutionen (z.B. Wasser- und Schifffahrtsämtern, WSA) auf die Hilfe solcher hauptamtlicher Mitarbeiter verzichtet. Deren Tätigkeiten werden oft in geringerem Umfang von Privatpersonen durchgeführt (Karreis, 2002). Ein Bisamfänger pro Landkreis ist als Untergrenze für eine sinnvolle Bekämpfung anzusehen. Allerdings sind nicht in allen Landkreisen Bisamfänger tätig. Bekannt sind solche Positionen beispielsweise aus Brandenburg, Bayern, Schleswig-Holstein und anderen Bundesländern. Die genaue Anzahl war nicht zu ermitteln, deswegen wurden konservativ 20 % aller Landkreise (ohne kreisfreie Städte) angenommen. Hieraus folgten jährliche Kosten von 3,3 Millionen Euro.

Die Kosten für jeweils einen hauptamtlichen Bisamfänger für alle Landkreise (ohne Kreisfreie Städte insgesamt 323 Kreise) betragen bei 50.000 € pro Stelle 16,5 Millionen Euro pro Jahr. Hinzu sind bei 10 Fallen pro Fänger mit mindestens 240.000 € Kosten für die Anschaffung von Fanggerät zu rechnen. Dies entspricht jährlichen Kosten von 47.000 € (siehe oben). Zusätzlich müsste der Bisam auch an den Bundeswasserstraßen bekämpft werden, da diese Aufgabe durch Fänger aus den Landkreisen nicht zu bewältigen ist (siehe oben). Im Wasser- und Schifffahrtsamt Nürnberg werden beispielsweise jährlich 13.000 bis 15.000 € zur Bekämpfung des Bisams ausgegeben, im Wasser- und Schifffahrtsamt Regensburg 10.000 bis 15.000 € (Karreis, 2002). Bei 45 Wasser- und Schifffahrtsämtern entspräche dies 600.000 € jährlich. Hierbei ist zu beachten, dass in vielen Fällen die Bekämpfung durch Mitarbeiter in ihrer Freizeit durchgeführt wird und die tatsächlichen Kosten vermutlich höher liegen. Ein hauptamtlicher Bisamfänger für jedes Wasser- und Schifffahrtsamt würde Kosten von 2,25 Millionen Euro jährlich verursachen.

Abschließende Betrachtungen

Der hier stellvertretend untersuchte Bisam verursacht hauptsächlich Schäden in Gebieten, in denen keine Bisamfänger angestellt sind. Die nicht repräsentative Umfrage ergab zusätzliche Aufwendungen von 1,6 Millionen Euro in Deutschland. Dieser Wert ist sicherlich eine sehr konservative Schätzung. Gleichzeitig würden Bisamfänger im Bundesgebiet über 16 Millionen Euro kosten. Im Hinblick auf Fischerei und Teichwirtschaft ist dies sicherlich keine ökonomisch sinnvolle Maßnahme. Da aber hier noch Kosten bei der Unterhaltung von Gewässern und Wasserstraßen sowie im Gesundheitswesen auftreten, könnte eine flächendeckende Bekämpfung sinnvoll sein, zumal der Bisam auch in der Empfehlung 77 der Berner Konvention genannt ist (siehe Kapitel 3.9).

Tabelle 10: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Bisam in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Publikationen und die Ergebnisse von Befragungen verwendet. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Gewässerunterhaltung	2.300.000 €	2.000.000 bis 2.500.000 €	Datengrundlage: 1996 und 1997
Fischzuchtbetriebe	1.600.000 €	1.000.000 bis 2.700.000 €	Hochrechnungen aus drei Betrieben
Gesundheitswesen	4.600.000 €	71.000 bis 9.100.000 €	Datengrundlage?
Bekämpfung	3.300.000 €	2.900.000 bis 3.600.000 €	Hauptamtliche Bisamfänger
Bekämpfung	47.000 €	8.600 bis 85.800 €	Jährliche Kosten für Fallen
Bekämpfung	600.000 €	45.000 bis 680.000 €	Bisamfänger(Wasser- und Schifffahrtsämter)
Summe	12.447.000 €	6.024.600 bis 18.665.800 €	

3.4.3 *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) Amerikanischer Flusskrebs, Kamberkrebs

Herkunft

Der amerikanische Flusskrebs oder Kamberkrebs stammt aus dem Osten der Vereinigten Staaten von Amerika (Anonymus, 2001). Synonym: *Cam-barus affinis*.



Abbildung 11: Der Kamberkrebs am Grund des Rheins. Foto: G. Haas.

Beschreibung

Der Kamberkrebs ist ein kleinwüchsiger Krebs mit kleinen Scheren, die sich bei den Geschlechtern kaum in der Größe unterscheiden. Die Farbe ist normalerweise ein helles Braun. Leicht zu erkennen ist der Kamberkrebs an den dunkelbraunen Querbinden auf jedem Segment des Abdomens. Die Scherenspitzen sind mit orangeroten Dornen besetzt, die von einem dunkelblauen bis schwarzen Bereich vom restlichen Scherenfinger

abgesetzt sind. Der Kamberkrebs hat nur eine Postorbitalleiste und eine auffallende, starke Bedornung vor der Nackenfurche am Carapax (Chessa, 2000).

Biologie und Ökologie

Der Krebs erreicht eine maximale Länge von 12 cm bei einem Alter von etwa 6-7 Jahren. Bevorzugt werden große, warme, langsam fließende Gewässer aller Trophiegrade (Troschel & Dehus, 1993). Der Kamberkrebs ist wie viele Decapoden ein Allesfresser. Die Häutung erfolgt im ersten Lebensjahr 8-10 mal, bei adulten Tieren aber nur noch dreimal jährlich. Als Fressfeinde treten in erster Linie Fische wie beispielsweise Aal und Barsch (Schweng, 1973) auf, aber auch Bisam, Otter und diverse Wasservögel, insbesondere Enten, wie beispielsweise die Stockente (*Anas penelope*).

Verbreitung

Um 1890 wurden 100 Exemplare bei Berneuchen, Neumark (Oder) eingebracht. 50 Jahre später wurden die Einzugsgebiete von Oder, Weichsel und Elbe besiedelt. Bis 1955 trat der Kamberkrebs auch in Rhein, Main und Zuflüssen auf (Schweng, 1973). Von dort aus hat sich der Kamberkrebs inzwischen über ganz Mittel- und Westeuropa bis Polen, Ungarn, Schweden und Korsika ausgebreitet (Alm, 1929; Arrignon, 1996; Pöckl, 1995; Struzynski & Smietana, 1999; Troschel, 1999; Troschel & Dehus, 1993). Die Ausbreitungsgeschwindigkeit wird hierbei mit maximal 50 km pro Jahr angegeben (zum Vergleich: die Ausbreitung der Körbchenmuschel *Corbicula* sp. im Rhein wird mit 80-110 km a⁻¹ angegeben; bij de Vaate, 1991).

Folgen

Bis heute ist nicht abschließend geklärt, ob der Kamberkrebs zur Einbringung des Fadenpilzes *Aphanomyces astaci* (die so genannte Krebspest, Ordnung Saprolegniales) in Europa beitrug oder ob diese Ereignisse zeitgleich geschahen (Troschel & Dehus, 1993). Eine direkte Verdrängung einheimischer Arten wurde aber bisher nicht

beobachtet. In den meisten Fällen war der Edelkrebs bereits ausgestorben. Der Edelkrebs konnte nur in kleinen, isolierten Gewässern (Struzynski & Smietana, 1999) oder Hochgebirgsflüssen überleben (Pöckl, 1995). Im See Ägeri in der Schweiz kann aber eine Verdrängung von Edelkrebsen durch *A. leptodactylus* (siehe unten) beobachtet werden (Stucki & Romer, 2001).

Bekämpfung

Neben dem Kamberkrebs wurden mindestens drei weitere Decapoden in Mitteleuropa ausgesetzt: der Galizische Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus* aus Vorderasien), der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus* aus Nordamerika) und der rote amerikanische Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*; Anonymus, 2001). Die nordamerikanischen Arten haben sich hierbei als mehr oder weniger resistent gegen die Krebspest erwiesen (Unestam, 1975). Alle Arten haben sich inzwischen in Deutschland etabliert, wobei der Kamberkrebs die häufigste Art ist. Dessen Auftreten wurde in der Presse schon als ein Anzeichen für verbesserte Wasserqualität gedeutet (Bernhard, 2001). Zur Stützung des einheimischen Edelkrebses wurde in den letzten Jahren die Zucht verstärkt und einzelne, isolierte Gewässer neu besetzt (Geldhauser, 2002; Keller, 2002). Zudem wurden bereits Broschüren zum Umgang mit gebietsfremden Speisekrebsen herausgegeben, um weitere Ausbringungen zu vermeiden und weitere Gewässerbesitzer zu einem Besatz mit dem einheimischen Edelkrebs zu bewegen (Wutzer, 2001). Auch ein Verein zur Förderung der europäischen Flusskrebse wurde bereits gegründet (Forum Flusskrebse).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Der Besatz in isolierten Gewässern (also in den meisten Fällen Teiche) würde pro Hektar inklusive Pacht, Kauf von Reusen und Besatztieren 2.700 € kosten. Bei einem Nebenerwerb würden zusätzlich etwa 260 Stunden Arbeitszeit für ca. 8.200 € pro Jahr und Hektar anfallen.

Gleichzeitig können nach dem 3. Jahr Erträge von 12.000 € erwartet werden. Somit wäre die Zucht insbesondere im Nebenerwerb für Privatpersonen lukrativ und sollte gefördert werden. Es ist jedoch nicht abzuschätzen, auf welchen Flächen dies geschehen könnte, da gleichermaßen nicht bekannt ist, in wie vielen Gewässern der Kamberkrebs und somit der Fadenpilz *A. astaci* auftritt.

Ökologische Schäden

Bisher sind keine ökologischen Schäden bekannt, die durch den Kamberkrebs an sich entstehen. Durch die Übertragung der „Krebspest“ werden aber alle autochthonen Dekapoden von Standorten verdrängt, auf denen der Kamberkrebs auftritt. Diese Verdrängung fand jedoch schon vor einigen Jahrzehnten statt und wird aus diesem Grunde hier nicht berechnet. Stellenweise wird der Edelkrebs zur Zeit wieder ausgesetzt; eine kostenwirksame Schädigung der Betreiber dieser Teiche kann nicht ermittelt werden, da dies nur in sehr geringem Umfang geschieht.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Bis heute ist keine Methode bekannt, mit der diese allochthonen Decapoden bekämpft werden können. Eine Dezimierung mittels Reusenfang hat sich an verschiedenen Stellen als uneffektiv erwiesen, da in erster Linie die großen adulten Individuen abgefangen wurden und subadulte deren Territorien übernahmen (Frutiger *et al.*, 1999). Als erfolgversprechend könnte sich die Forschung an pathogenen Pilzen, Bakterien oder Viren erweisen.

Abschließende Betrachtungen

Zusammenfassend können keine Kosten ermittelt werden, die aktuell durch den Kamberkrebs verursacht werden, da weder eine Bekämpfungsmethode bekannt ist, noch Fischer und Teichwirte Verluste durch den Fadenpilz *A. astaci* erleiden.

Sollte in Zukunft vermehrt der Edelkrebs *A. astacus* gezüchtet werden, ist aber damit zu rechnen, dass derartige Verluste auftreten werden. Gleichzeitig kann die Zucht und Ausbringung die verbleibenden lokal angepassten Populationen des Edelkrebses verdrängen und damit verbleibende Bestände gefährden. Aus diesem Grunde besteht hier zusätzlicher Forschungsbedarf, um derartige Populationen als *operational conservation units* zu identifizieren und unter Schutz zu stellen.

3.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Fischerei und Teichwirtschaft

Es können zudem keine direkten Kosten in der Fischerei und Teichwirtschaft gefunden werden, die durch den Kamberkrebs und andere allochthonen Dekapoden verursacht werden. Die Erstellung eines *worst case* - Szenarios oder anderer Modellierungen entfällt hier, da beide Arten flächendeckend in Deutschland auftreten und keine übermäßigen Populationssteigerungen zu erwarten sind. Beide Arten sind insofern eine Diskussionsgrundlage dafür, welche Änderungen des Managements und des Monitorings gebietsfremder Arten in Deutschland gewünscht und auch umsetzbar sind. Hierbei sollte auch die Förderungswürdigkeit von Vermarktungsstrategien einheimischer Arten, wie z. B. des Edelkrebses, eingehen.

Tabelle 11: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die in Fischerei und Teichwirtschaft durch den Bisam und den Kamberkrebs entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Bisam	1.600.000 €	1.000.000 bis 12.700.000 €	zusätzliche Kosten abhängig von der Bejagung
Kamberkrebs	keine		
Summe	1.600.000 €	1.000.000 bis 2.700.000 €	

3.4.5 weitere auffällige Arten

Neben dem Bisam ist der Nutria (*Myocastor coypus*) häufig in der Nähe von Fischzuchtanlagen anzutreffen. Die von ihm verursachten Schäden gleichen denen des Bisams, da *M. coypus* ebenfalls umfangreiche Bauten anlegt und dementsprechend Dämme untergräbt und Ufergehölze verbeißt (Anonymus, 1997). Auf Grund seines Verbreitungsgebietes in Deutschland, das in erster Linie die neuen Bundesländer, den Oberrhein und einzelne Gebiete in Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen umfasst, ist hier die Problematik noch nicht so ausgeprägt. Es ist aber auch hier mit der zunehmenden Ausbreitung mit vermehrten Schäden in der Zukunft zu rechnen. Im Einzugsgebiet der Elbe kommt es in der Fischerei zu Schäden durch die Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*), die Reusenfänge auffrisst und dabei Netze und Reusen beschädigt. Einige ostdeutsche Fischer haben jedoch aus der Not eine Tugend gemacht und verkaufen Wollhandkrabben an Chinarestaurants oder sogar nach Asien selbst, wo die Tiere als Delikatesse gelten.

Viele nichteinheimische Arten sind hingegen in der Teichwirtschaft als Haupterwerbsarten einzustufen, wobei sie teilweise ökologische Probleme verursachen. Hierzu gehören Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und der Karpfen (*Cyprinus carpio*). Während der Karpfen schon seit dem Mittelalter Reproduktion zeigt, häufen sich für die Regenbogenforelle derartige Berichte erst seit den letzten Jahren. Da dieser Salmonide ein direkter Konkurrent für die heimischen Forellenarten ist, sind hier in Zukunft vermehrt Probleme zu erwarten (Waterstraat *et al.*, 2002). Zudem werden durch den Besatz auch von naturnahen Gewässern in erster Linie durch nicht gewerbliche Fischer lokal angepasste Rassen gefährdet, wie beispielsweise die Bachforelle (*Salmo trutta forma fario*; Schliewen *et al.*, 2001). Auch hier wird die Identifikation und der Schutz von *operational conservation units* gefordert. Eine Fortführung der bisherigen Bewirtschaftung könnte durch den Verlust an genetischer Vielfalt auch den Bestand der Arten in einzelnen Gewässern gefährden.

3.5 Schäden im kommunalen Bereich

3.5.1 Einleitung

Ursprünglich sollten die nicht einheimischen Schädlinge *Cameraria ohridella* (Kastanienminiermotte) und *Ceratocystis ulmi* (Ulmenkrankheit) im Kapitel 3.2 über Schäden in der Forstwirtschaft behandelt werden. Es zeigte sich aber, dass ein Großteil der durch diese Arten verursachten Schäden in Städten und Gemeinden auftritt. Aus diesem Grund werden die Berechnungen hier in einem gesonderten Kapitel bearbeitet.

3.5.2 *Cameraria ohridella* (DESCHKA & DIMIC), Kastanienminiermotte

Herkunft

Der geographische Ursprung der Kastanienminiermotte ist unbekannt (Holzschuh, 1997). Andere Vertreter der Gattung *Cameraria* leben vor allem in Nordamerika, wo auch der nächste Verwandte der Kastanienminiermotte zu finden ist (Holzschuh, 1997). Möglicherweise liegt hier also der Ursprung der Art.

Beschreibung

Die Kastanienminiermotte *Cameraria ohridella* ist ein Kleinschmetterling aus der Familie der Lithocolletidae. Sie erreicht eine Länge von bis zu 5 mm bei einer Flügelspannweite bis zu 7 mm. Sie ist metallisch-ocker gefärbt, die Flügel besitzen einen schwarzen Rand und weiße Querstreifen. Sie ist eng an die Rosskastanie (Gattung *Aesculus*) gebunden; deren Vertreter sind weit verbreitet, sowohl in Asien, als auch in Amerika.

Biologie und Ökologie

Pro Jahr werden bis zu drei Generationen der Kastanienminiermotte ausgebildet. Die Tiere der ersten Generation schwärmen von Ende April bis Anfang Juni.

Die letzte Generation überwintert in der Laubstreu. Befallen werden Kastanien. Hier ist vor allem *Aesculus hippocastanum* (Weißblühende Rosskastanie) zu nennen, während *A. carnea* (Rotblühende Rosskastanie) und *A. pavia* (Kleine Rosskastanie) nur selten befallen werden (Rau, 2000). Bei großen Populationsdichten der Motten wird teilweise auch der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) befallen. Die Weibchen legen bis zu 100 Eier auf der Blattoberseite ab (Rau, 2000). Dies geschieht bevorzugt auf gesunden Bäumen (Steinfath, 2001). Es werden vorwiegend Blätter im unteren Drittel bis zur Hälfte der Baumhöhe miniert (Milevoj & Macek, 1997). Die entstehenden Raupen zerfressen das Parenchym. Im Rahmen des Projektes Controcam (*Control of Cameraria*) erfolgt die Finanzierung einer Untersuchung über Ökologie und Ausbreitung dieser Art durch die EU (<http://www.cameraria.de/cameraria.html>).

Die schnelle Ausbreitung der Kastanienminiermotte wird weiterhin dadurch begünstigt, dass spezialisierte Feinde fehlen (Heitland & Freise, 2002). Heimische Parasitoide (Chalcidoidea, Erzwespen und Ichneumonidae, Schlupfwespen) parasitieren die Kastanienminiermotte zwar, dies hat jedoch keinen messbaren Einfluss auf deren Populationen (Heitland & Freise, 2002).

Verbreitung

Sie wurde zunächst 1984/1985 in Mazedonien gefunden (Steinfath, 2001), 1989 in Österreich, 1992 in Oberitalien, 1993 in Süddeutschland, 1995 in Ungarn, Kroatien und Slowenien (Milevoj & Macek, 1997); im Jahr 2000 schließlich gelangte sie bis Dänemark und Polen. Innerhalb Deutschlands erschien sie 1993 in Passau und Regensburg, 1996 im fränkischen Raum, 1997 bei Heilbronn, Mainz und Stuttgart, 1998 im Raum Köln-Bonn, Bochum und Südhessen.

Die Ausbreitung geschieht vor allem anthropogen durch Fahrzeuge. Damit einher geht, dass der Befall entlang von Verkehrswegen am stärksten ist (Butin & Führer, 1994).

Folgen

Es ist bisher kein Fall beschrieben, in dem ein Befall mit der Kastanienminiermotte zum Tod des Baumes geführt hat (Thomiczek & Pfister, 1997b). Jedoch führt die Schwächung des Baumes zu einer höheren Gefährdung durch andere Parasiten (Rau, 2000). Da die Blätter sich durch den Befall braun färben, wird auch die Ästhetik dieser oft in Parkanlagen und Biergärten zu findenden Bäume beeinträchtigt.

Bekämpfung

Zur Bekämpfung der Kastanienminiermotte werden sowohl chemische als auch biologische Verfahren angewandt (Rau, 2000). So werden häutungshemmende Substanzen (Dimilin) auf die Blätter aufgebracht (Blümel & Hausdorf, 1997; Buchberger 1997) oder Infusionen des Insektizides Imidacloprid bzw. von Acetamiprid appliziert (Feemers, 1997, Krehan, 1997). Zudem werden sogar Versuche mit elektrotechnischen Abschreckungsverfahren (Grana, 1997) und homöopathische Methoden (Heitland *et al.*, 1999) durchgeführt. Desweiteren werden Leimfallen mit Pheromonen („Cameriariawit“) benutzt. Eine weitere Methode ist die Düngung der Bäume, um ihre Widerstandskraft zu erhöhen (Saller, 1997). Hier muss jedoch die Dosierung genau abgestimmt werden, um den Erfolg zu gewährleisten und dem Baum keinen Schaden zuzufügen. Zudem ist Düngung bei Stadtbäumen, die auf versiegelten Flächen stehen, schwierig. Schließlich wird im Herbst teilweise das Laub verbrannt, welches einen Großteil der überwinterten Tiere enthält, wodurch der Befall im darauf folgenden Jahr vergleichsweise geringer ausfällt.

Da die Rosskastanie im Forst keine Rolle spielt (weder in Anzahl noch in Ertrag; Stoll, 2002), in Städten aber einer der häufigsten Bäume ist (Balder *et al.*, 1997), wird die Berechnung der Schäden durch die Miniermotte auf den bebauten Teil Deutschlands

beschränkt. Hierzu wurden die Grünflächen- und Umweltämter der Städte Köln, Frankfurt, Darmstadt, München und Berlin befragt.

Um den unterschiedlichen Grünflächenanteil zu berücksichtigen, werden die Berechnungen anhand der *bebauten* Fläche durchgeführt (Daten von Statistisches Bundesamt, 2002). Die untersuchten Städte nehmen 4,69 % der bebauten Fläche Deutschlands ein. Anhand der Angaben dieser Städte über Anzahl der Rosskastanien wurden für Deutschland 1.402.345 Bäume berechnet. Dies deckt sich mit Zahlen von Balder (Balder *et al.*, 1997), der 1,4 Millionen Kastanien beschreibt.

Es zeigte sich, dass in diesen Städten in erster Linie das abgefallene Laub entsorgt wird. Dies geschieht aus verschiedenen Gründen:

- Durch gefallenes Laub könnten Fußgänger und Fahrradfahrer gefährdet werden (Ausgleiten, Stolpern auf verdeckten Bordsteinkanten).
- Abwasserkanäle könnten verstopft werden.
- Die Ästhetik des Stadtbildes wird durch gefallenes Laub gestört.
- Laubentfernung wird als Maßnahme gegen die Miniermotte eingesetzt.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Die zusätzliche Laubentfernung im Sommer verursacht hierbei in den fünf untersuchten Städten einen zusätzlichen Aufwand von 450.000 € jährlich. Hochgerechnet auf die bebaute Fläche Deutschlands (siehe oben) wären dies 8 Millionen Euro pro Jahr. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Laubentfernung nicht als Bekämpfungsmaßnahme zu werten ist und bis eine solche gefunden wird, jedes weitere Jahr anfällt. Sollten sich die Beobachtungen von Thomiczek & Pfister (1997b) und Rau (2000) (siehe oben) aber *nicht* bestätigen und die Kastanien im bebauten Bereich langfristig absterben, würde bei einem Wert eines 30-jährigen Stadtbaumes von ca. 7.700 € (Balder *et al.*, 1997) bei 1,4 Millionen Kastanien in Deutschland ein Verlust von schätzungsweise 10,7 Milliarden Euro entstehen.

Es konnten keine Kosten ermittelt werden, die durch den Befall des Bergahorns in Kommunen oder im Forst entstehen, vermutlich da diese Fälle selten auftreten. Auch über ein Absterben von Bäumen durch sekundär auftretende Parasiten konnten keine Daten ermittelt werden.

Ökologische Schäden

Da die Kastanienminiermotte in erster Linie eine gebietsfremde Art (die Rosskastanie) befällt und vor allem in Städten auftritt, können hier keine ökologischen Schäden gefunden werden.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Versuche zur Bekämpfung wurden und werden zur Zeit noch durchgeführt, zeigen aber bisher unterschiedliche Erfolge. Derartige Versuche werden nur in wenigen Großstädten in kleinem Umfang durchgeführt und werden deswegen nicht in die Berechnung mit einbezogen. So gab die Stadt Frankfurt im Jahr 2001 5.110 € für Versuche mit Pheromonfallen aus (Breuckmann, 2002); in Köln ist zur Zeit eine Zusammenarbeit mit der Bayer AG begonnen worden (Bauer, 2002). Als präventive Maßnahme wird in einigen Fällen das Düngen der Bäume empfohlen (siehe oben). Im Schnitt geben Städte 15 DM pro Baum pro Jahr an Düngung aus (Scholz & Backhaus, 2000). Eine zusätzliche Düngung würde bei 1,4 Millionen Kastanien dementsprechend 11,2 Millionen Euro kosten.

Abschließende Betrachtungen

Auch in diesem Fall wäre es im Prinzip notwendig, eine WTP-Analyse (*willingness to pay*) durchzuführen. Insbesondere Biergartenbesucher erfahren einen stark beeinträchtigten Freizeitwert. Einzelne Biergärten können bis zu 50.000 Besucher monatlich oder

4.500 täglich haben, bei etwa 80 Biergärten alleine in München ergibt sich ein hoher Anteil der Bevölkerung.

Hinzu kommen Besucher von Parkanlagen und Anwohner geschädigter Bäume, die sich vor der Zeit an den Winter erinnert fühlen. Die getroffenen Maßnahmen sind als Preisuntergrenze für den Schaden durch die Kastanienminiermotte zu sehen.

Die Zahlungsbereitschaft der Individuen für eine intakte Park- und Biergartenlandschaft (*willingness to pay*) werden mindestens so hoch sein wie die hier aufgeführten Kosten, da ansonsten die Kommunen die zusätzlichen Aufwendungen nicht übernehmen würden, es sei denn zur Abwehr von Schaden für die Bevölkerung (siehe oben).

Tabelle 12: Zusammenfassung der Kosten, die durch die Kastanienminiermotte jährlich in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Befragungen aus fünf deutschen Großstädten anhand von Literaturdaten hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Laubentsorgung	8.000.000 €	720.000 bis 15.900.000 €	als Bekämpfungsmaßnahme
Düngung erkrankter Bäume	11.200.000 €	9.300.000 bis 17.900.000 €	
Summe	19.200.000 €	10.020.000 bis 33.800.000 €	

Sollte die Schädigung erkrankter Bäume in Zukunft zum Absterben führen, würden den Kommunen Kosten von 10,7 Milliarden Euro entstehen. Bisher existieren hierfür aber keine Belege.

3.5.3 *Ceratocystis ulmi* (BRASIER) „Ulmenkrankheit“ (syn. *Ophiostoma ulmi*) und *Ceratocystis novo-ulmi*

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Ulmenkrankheit liegt in Ostasien (Lang, 2002).

Beschreibung

Die Ulmenkrankheit wird durch die Pilzarten *Ceratocystis ulmi* und *C. novo-ulmi* verursacht. Hauptüberträger ist hier der Borkenkäfer *Scotylus* sp., bei verwandten Arten auch andere Insekten, Nagetiere, Vögel sowie Wind oder Regen.

Verbreitung

Zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurde der Pilz nach Europa verschleppt; 1920 wurde er zum ersten Mal in den Niederlanden isoliert. Die Verbreitung in ganz Europa geschah innerhalb der folgenden zwei Jahrzehnte. Durch Züchtungserfolge mit resistenten Klonen ging der Befall in den 1960er Jahren zurück; gleichzeitig wanderte jedoch eine aggressivere Variante von *C. ulmi* ein, ebenso wurde *C. novo-ulmi* mit Holzlieferungen aus Kanada eingeführt (Lang, 2002). *Ceratocystis ulmi* und *C. novo-ulmi* gehören zur Gruppe der Ascomyceten (Schlauchpilze).

Folgen

Oft herrscht eine saprophytische Lebensweise vor, d.h. die Pilze ernähren sich von totem und absterbendem Gewebe. Sonst tritt der Befall meist im Rinden- und Splintholzbereich über Wunden auf, wie sie zum Beispiel von Nagetieren oder Spechten verursacht werden. Die Pilze ernähren sich von Zuckern, Kohlenhydraten, Eiweißen und Fetten, die dem Parenchym entnommen werden (Zajonc, 1999). Sie verursachen bei den befallenen Pflanzen Gefäßkrankheiten („Tracheomykose“). Der Pilz scheidet

Giftstoffe aus, die den Baum schädigen. Daraufhin bildet der Baum Thyllen aus, Zellwucherungen in den wasserführenden Tracheen. Diese sollen das weitere Vordringen des Pilzes verhindern. Diese Verteidigungsreaktion des Baumes führt bei der Pflanze auf Dauer zu Wassermangel, da die Transportkapazität der Gefäße eingeschränkt wird. Durch die Ulmenkrankheit sind hierzulande die Arten *Ulmus glabra* (Bergulme), *U. minor* (Feldulme) und *U. laevis* (Flatterulme) bedroht.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Nach Umfrage in oben genannten Städten werden für den bebauten Bereich Deutschlands 16.000 Ulmen berechnet. Insgesamt sterben pro Jahr 412 davon ab und müssen zur Abwehr von Gefahren für die Öffentlichkeit entfernt werden. Die Entfernung und Neupflanzung eines Baumes kostet insgesamt 4.200 € (Brunner, 2002), wohingegen der Wert eines Stadtbaumes, der sich durch jahrzehntelange Pflege akkumuliert hat, von Balder (Balder *et al.*, 1997) mit bis zu 7.700 € angegeben wird. Bedingt durch Entfernung und Neupflanzungen entstehen in Deutschland jährliche Kosten von 1,7 Millionen Euro. Der „Wertverlust“ entspricht 3,2 Millionen Euro. Sollten anstelle der abgestorbenen Ulmen aber resistente Züchtungen angepflanzt werden, erhöht sich der Wert für Neupflanzungen um rund 160.000 auf etwa 1,9 Millionen Euro.

Ökologische Schäden

Seit dem Auftreten von *C. ulmi* und ähnlicher Taxa ist die Gattung *Ulmus* fast vollständig aus der Landschaft verschwunden.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Es werden keine Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt.

Abschließende Betrachtungen

Im Gegensatz zur Kastanienminiermotte ist die Kenntnis über das Ulmensterben in der Öffentlichkeit nicht weit verbreitet, zumal die dramatischen Ereignisse schon Jahrzehnte zurückliegen. Eine WTP-Analyse wäre dementsprechend ohne ausreichende Information der Befragten hier wenig sinnvoll.

Tabelle 13: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Ulmenkrankheit in Deutschland entstehen. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
direkte Kosten	1.700.000 €	1.200.000 bis 4.600.000 €	Entfernung und Neupflanzung, jährlich
indirekte Kosten	3.200.000 €	2.200.000 bis 8.400.000 €	Wertverlust abgestorbener Bäume, jährlich
	160.000 €	110.000 bis 420.000 €	zusätzliche Aufwendungen für die Pflanzung resistenter Züchtungen, jährlich
Summe	5.060.000 €	3.510.000 bis 13.420.000 €	

3.5.4 Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem kommunalen Bereich

In einer Stadtbiotopkartierung des LfU Bayerns treten Neobiota nur in sehr geringem Umfang auf (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, 1996). In den Städten wird in erster Linie die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) wegen ihrer gesundheitsgefährdenden Wirkung bekämpft und verursacht dort jährliche Kosten von 2 Millionen Euro (siehe Kapitel 3.1).

Zudem werden auch in einigen Städten die Spät-blühende Traubenkirsche, der Bisam und einige andere Neobiota bekämpft. Hierzu konnte aber keine ausreichende Datengrundlage geschaffen werden.

Tabelle 14: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in Deutschland auf kommunaler Ebene entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Kastanienminiermotte	19.200.000 €	10.020.000 bis 33.800.000 €	Laubentfernung und Düngung
Herkulesstaude	2.100.000 €	1.200.000 bis 3.700.000 €	Bekämpfung
Ulmenkrankheit	1.700.000 €	1.200.000 bis 4.600.000 €	Entfernung und Neupflanzung
	3.200.000 €.	2.200.000 bis 8.400.000 €	Wertverlust abgestorbener Bäume
Summe	26.200.000 €	14.620.000 bis 50.500.000€	

Insgesamt entstehen durch die genannten Arten in Kommunen direkte ökonomische Schäden in Höhe von annähernd 26,2 Millionen Euro jährlich. Hinzu tritt ein Wertverlust von über 3 Millionen Euro durch die langjährige Pflege absterbender Ulmen. Gleichzeitig kann kein sichtbarer Nutzen erkannt werden. Das Absterben der Ulmen wird vermutlich in den nächsten 40 Jahren weiter anhalten und in diesem Zeitraum Gesamtkosten von 191,8 Millionen Euro verursachen. Ähnliches gilt für die Kastanienminiermotte, sofern nicht in den nächsten Jahren ein praktikables Mittel zur Eindämmung dieses Insekts gefunden werden kann. Eine präventive Düngung, sofern diese die Miniermotte zurückdrängen kann, würde bis dahin jährlich über 11 Millionen Euro kosten.

3.5.5 weitere auffällige Arten

Sechs weitere Arten der zu der Kastanienminiermotte nahe verwandten Gattungen *Phyllonorycter* und *Parectopa* sind in den vergangenen Jahren aus den Vereinigten Staaten eingeschleppt worden (Holzschuh, 1997). Auch diese Arten treten massenhaft auf und sind als Schädlinge, teils an Obstbäumen, bekannt.

Besonders sind hier die Robinienminiermotten *Phyllonorycter robiniella* und *Parectopa robiniella* zu nennen, die die Robinie schädigen (=Scheinakazie, *Robinia pseudoacacia*; stadtbaum.at, 2002). Wie bei der Kastanienminiermotte wird auch hier der Zierwert durch den Befall eingeschränkt. Im Jahre 2000 war *Phyllonorycter robiniella* entlang des Rheingrabels von Weil am Rhein über Mannheim und Heidelberg bis Köln verbreitet (Hessenauer & Steinecke, 2001). In Deutschland treten weitere ebenfalls eingewanderte Vertreter der Gattungen *Ceratocystis* und *Ophiostoma* als Parasiten auf: *C. virescens*, welcher den Ahorn parasitiert, *C. fagacearum* (an Eichen), *C. fimbriata* (an Platanen), *O. piceae* (an Nadelbäumen).

Bedingt durch die Auswilderung aus Gärten treten im urbanen Bereich viele Neophyten auf, verursachen aber in der Regel keine zusätzlichen Aufwendungen für die Gemeinden. In Frankfurt am Main spielen auf Gewerbe- und Industrieflächen *Buddleja davidii* und *Ailanthus altissima* eine gewisse Rolle (Wittig, 1994).

3.6 Neobiota, die Wasserwege und Fließgewässer beschädigen

3.6.1 Einleitung

Schäden in und an in Fließgewässern können verschiedene Ursachen haben. Einerseits können Arten im Wasserkörper die Biozönose verändern und in Folge den Charakter des gesamten Gewässers umgestalten. Auffälliger sind meist jedoch Arten, die Ufer und Auenregionen besiedeln. Aus diesem Grunde werden hier Vertreter beider Kategorien ausgewählt. Die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) ist neben der Körbchenmuschel (*Corbicula* sp.) die häufigste nicht einheimische Muschel in deutschen Gewässern (Haas, 2001) und bereitete in der Vergangenheit unter anderem Probleme bei der Entnahme von Wasser in den betroffenen Flüssen und Seen. Der Staudenknöterich (*Fallopia* sp.) hingegen fällt durch seine starke Vermehrung im Uferbereich auf und verursacht hier auch Uferabbrüche.

3.6.2 *Dreissena polymorpha* (Pallas 1771), Zebra- oder Dreikantmuschel

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet erstreckt sich auf die Zuflüsse des Schwarzen und des Kaspischen Meeres. Synonyme: *Dreissensia polymorpha*, *Mytilus polymorphus*, *Mytilus hagenii*, *Tichogonia chemnitzii*.



Abbildung 12: Dreikant- oder Zebramuschel. Foto: Guido Haas.

Beschreibung

Die Dreikantmuschel ist durch ihre charakteristische dreikantige, kahnartige Form leicht zu erkennen. Sie erreicht eine Länge von 26-40 mm bei einer Breite von 17-20 mm (Höhe: 13-18 mm; Glöer & Meier-Brook, 1998). Die Schalen sind dunkelbraun bis schwarz gefärbt und mit hellbraunen Streifen versehen („Zebramuschel“).

Biologie/Ökologie

Die Dreikantmuschel lebt in großen Gewässern wie Seen, Flüssen oder Kanälen. Die Entwicklung verläuft über freischwimmende (Veliger-) Larven. Oft heften sich die Muscheln mit ihren Byssusfäden in großen Klumpen zusammen (Muschelbänke). Die Nahrungsaufnahme geschieht über Filtration.

Verbreitung

Erste Nachweise im deutschen Raum wurden zu Beginn des 19. Jahrhunderts beschrieben, vor allem durch die Zunahme der Binnenschifffahrt. 1824 wurde sie zum ersten Mal im Frischen und Kurischen Haff entdeckt; weitere frühe Funde in Deutschland datieren auf die Jahre 1826 (Rhein bei Elden), 1832 (Saale bei Halle) und 1835 (Eider, Elbe bei Hamburg). 1855 wurde sie im Main bei Frankfurt entdeckt, 1868 in der Donau bei Regensburg (Böhmer *et al.*, 2001).

An der schnellen Ausbreitung der Dreikantmuschel sind mehrere Faktoren beteiligt (Böhmer *et al.*, 2001): (1) Verschleppung über große Entfernungen über die Binnenschifffahrt, da sich die Tiere mit ihren Byssusfäden an den Schiffsrümpfen festheften. (2) Verschleppung in nicht der Binnenschifffahrt zugängliche Gewässer über Landtransport von Sportbooten, vor allem seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. (3) Besatz von Gewässern mit anderen Tieren für die Fischereiwirtschaft kann zur Einführung von Dreikantmuschel-Larven führen.

Folgen

Die Dreikantmuschel verursacht Schäden auf zweierlei Weise; zum einen werden andere Muschelarten verdrängt, so zum Beispiel die Flussmuschel (*Unio tumidus depressus*) oder Teichmuscheln (*Anodonta sp.*; Böhmer *et al.*, 2001). Zum zweiten traten in der Vergangenheit oft Verstopfungen von Rohrleitungen durch Dreikantmuschel-Ansammlungen auf, was zum Beispiel 1886 die Hamburger und 1895 die Berliner Wasserversorgung beeinträchtigte (Grim, 1971; Schalekamp, 1971). Die Fäulnisvorgänge nach dem Absterben der Tiere fördern zudem die Korrosion der Rohrleitungen.

Als Ergebnis der Umfrage lässt sich sagen, dass in den letzten Jahren die negativen Auswirkungen der Dreikantmuschel geringer geworden sind. Dies ist wohl auch auf den massiven Prädationsdruck zurückzuführen, der dem massenhaften Auftreten der Dreikantmuschel folgte.

So stiegen am Bodensee in den 1970er Jahren die Vorkommen überwinternder Tauchenten und Blässhühner bis zum Zehnfachen der normalen Zahlen (Leuzinger & Schuster, 1970).

Auch weitere Arten, in deren normalem Nahrungsspektrum die Dreikantmuschel nicht enthalten war, übten nun Fraßdruck auf diese aus, so zum Beispiel Teichhuhn, verschiedene Enten (Kolbenente, Tafelente, Reiherente u.a.) und Säger (Mittelsäger, Gänsesäger; Jacoby & Leuzinger, 1972).

In jüngerer Zeit wird die Dreikantmuschel teilweise durch den Schlickkrebs *Corophium curvispinum* verdrängt, da beide denselben Lebensraum beanspruchen. Die Wohnröhren von *Corophium* verhindern hierbei eine Ansiedlung der Dreikantmuschel.

Bekämpfung

Die Bekämpfung kann chemisch (Chlor, Natronlauge, Kaliumbichromat; Böhmer *et al.*, 2001) oder über ein Molluskicid erfolgen (Bayer 73). Weitere Methoden (physikalische Methoden wie der Einsatz von Ultraschall, Bestrahlung) erwiesen sich vom Kosten/Nutzen-Verhältnis her als ineffektiv (Schalenkamp, 1971; Böhmer *et al.*, 2001).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Im Atomkraftwerk Phillipsruhe müssen auf Grund baulicher Besonderheiten (Kühlsystem) jährlich die Wasserrohre und Pumpen gereinigt werden und ständig dem Kühlwasser Natriumhypochlorid zugesetzt werden. Diese Maßnahme ist zu einem Großteil in der Verstopfung der Rohre durch die Dreikantmuschel zu begründen und verursacht jährliche Kosten von 5.100 € (Rühe, 2002). Dies trifft aber auf die meisten Kraftwerke nicht zu, da meistens ein anderes Kühlsystem benutzt wird. Aus diesem Grunde unterbleibt hier eine Hochrechnung.

Die deutschen Wasserversorger haben sich flächendeckend dem „Problem Dreikantmuschel“ angepasst und seit den 1970er Jahren die Entnahmerohre in eine Tiefe verlegt, in der die Dreikantmuschel nicht mehr häufig auftritt. Zur Oxidation organischen Materials, das sonst Siebe verstopfen würde, wird das entnommene Wasser ozoniert. Durch diese Maßnahme sterben auch die Larven der Dreikantmuschel ab.

Da das keine gezielte Maßnahme gegen diese Muschel ist, kann es nicht als zusätzliche Aufwendung verstanden werden; eine Berechnung dieser Kosten erfolgt deswegen nicht.

Die Reinigung der Fischaufstiegsanlagen in den Bundeswasserstraßen erfolgt jährlich nach den Frühjahrshochwassern. Der Bewuchs dieser Anlagen mit der Dreikantmuschel verursacht aber hier keinen erhöhten Reinigungsaufwand (Wayand, 2002).

Ökologische Schäden

Die Dreikantmuschel benötigt Hartsubstrate, um sich dort anzuheften. Sobald dieses fehlt, werden in Feinsubstraten lebende einheimische Muscheln der Gattungen *Unio* und *Anodonta* als Untergrund benutzt, darunter auch gefährdete und bedrohte Arten. Hierdurch werden diese regelrecht „ausgehungert“, da ein ungestörtes Filtrieren nicht mehr möglich ist. Da aber nur im Falle der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) bestandsstützende Maßnahmen durchgeführt werden und in diesen Gewässern (kleine Bäche) die Dreikantmuschel nicht auftritt, konnten hier keine Kosten ermittelt werden.

Die Dreikantmuschel ist auf Grund ihrer Häufigkeit eine Nahrungsgrundlage für viele Enten, aber auch für den Fischotter geworden. Dieser „ökologische Nutzen“ sollte jedoch nicht überbewertet werden, da es sich bei den Prädatoren in den meisten Fällen um die häufigen Stockenten handelt. Nur in den wenigen Gewässern, in denen sowohl Fischotter und Dreikantmuschel auftreten, ist dieser Nutzen denkbar.

Die Fischtreppe der Bundeswasserstraßen bestehen in den meisten Fällen aus betonierte Beckenpässen, die eine Besiedelung oder Wanderungsaktivitäten von Makroinvertebraten nicht ermöglicht. Sobald aber Wände und Boden dieser Anlagen dicht mit der Dreikantmuschel bedeckt sind, entstehen dort kleinste Bereiche geringer Strömung, die eine Wanderung über diese Fischtreppe hinweg durch Wirbellose ermöglichen könnte (eigene Beobachtungen). In erster Linie werden diese verbesserten Bedingungen aber durch *Dikerogammarus villosus* genutzt (siehe Kapitel 3.8).

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Es ist keine Bekämpfungsmaßnahme gegen die Dreikantmuschel bekannt.

Abschließende Betrachtungen

Die Dreikantmuschel verursacht keine nachweisbaren Kosten. Gleichzeitig muss darauf hingewiesen werden, dass sie infolge ihrer Verbreitung und des massenhaften Auftretens die Lebensgemeinschaften insbesondere der Bundeswasserstraßen nachhaltig beeinflusst hat. Die hohen Kosten, die dieses Neozoon in den Vereinigten Staaten von Amerika verursacht, konnten für Deutschland nicht oder nicht mehr nachgewiesen werden. Dies ist in erster Linie damit zu erklären, dass sich die Nutzer von Oberflächengewässern in Deutschland an das Vorhandensein der Dreikantmuschel angepasst haben, indem Entnahmerohre bereits vor Jahrzehnten in größere Tiefen verlegt wurden. Gleichzeitig haben die Bestände an Dreikantmuschel durch interspezifische Konkurrenz mit anderen Neozoen abgenommen (siehe oben).

3.6.3 Neophytische Knötericharten (Polygonaceae):

***Fallopia* (=Reynoutria) japonica, F. sachalinensis, Polygonum wallichii**

Herkunft

Fallopia japonica ist ursprünglich in Japan und „weiteren Gebieten Ostasiens“ (Kretz & Vogtsburg, 1994) verbreitet. Das eigentliche Verbreitungsgebiet von *F. sachalinensis* liegt in Sachalin (Ostasien), einer zwischen Sibirien und Japan gelegenen Insel im Ochotskischen Meer. *Polygonum wallichii* stammt aus dem Gebiet um den Himalaya (Alberternst, 1998). Synonyme für *F. japonica*: *Reynoutria japonica*, *Polygonum cuspidatum*, *Polygonum zuccarinii*, *Polygonum reynoutria*, *Pleuropterus cuspidatus*, *Pleuropterus zuccarinii*, *Tiniaria cuspidata*, *Polygonum sieboldii*, *Fallopia japonica* var. *compacta*, *Polygonum compactum*, *Reynoutria japonica* var. *compacta*, *Polygonum compactum*, *Fallopia japonica* var. *japonica*.

Beschreibung

Alle Arten erreichen eine Höhe von bis zu 4 m. *F. japonica* besitzt bis 18 cm lange und 13 cm breite hartledrige Blätter mit ausgezogener Spitze und kurzen, kaum sichtbaren Haaren auf der Unterseite. Im Gegensatz dazu sind die Blätter von *F. sachalinensis* weich, bis zu 43 cm lang und 27 cm breit. Die Blattform ist eiförmig länglich, zum Ende hin spitz zulaufend und nicht abgesetzt. Der Blattgrund ist herzförmig eingeschnitten, die Blattunterseite ist stark behaart. *P. wallichii* hat bis 30 cm lange und 12 cm breite Blätter, die eine weiche Blattstruktur besitzen und eiförmig bis lanzettlich geformt sind. *Fallopia x bohémica*, ein 1983 in Böhmen entdeckter Hybrid von *F. japonica* und *F. sachalinensis*, besitzt eine intermediäre Blattform. Dieser Hybrid wurde in den ursprünglichen Überschneidungsgebieten nicht gefunden (Alberternst, 1998; Alberternst et al., 1995).



Abbildung 13: Blätter und Blütenstand von *F. japonica*. Foto: Thomas Muer.

Biologie/Ökologie

Die Arten sind nährstoffliebende Halb- bis Volllichtpflanzen. Sie sind Zeigerpflanzen für Mäßigwärme bis Wärme, Überschwemmung und Stickstoffreichtum. Die Bestäubung findet über Wind, Insekten oder über Selbstbefruchtung statt. Die Pflanzen sind zweihäusig ohne hemaphroditische Blüten. Die Bestände finden sich meist entlang von Fließgewässern im Mittelgebirgsraum, an ausgebauten Gewässern häufiger durch Verschleppung von Rhizomteilen mit Erde.

Verbreitung

F. japonica und *F. sachalinensis* wurden 1825 bzw. 1869 als Futter- und Zierpflanze sowie zur Bienenweide eingeführt. *P. wallichii* kommt in Frankreich und der Schweiz vor, in Deutschland ist nur ein Vorkommen in Baden-Württemberg bekannt (Kretz &

Vogtsburg, 1994). Ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts trat eine Massenentwicklung ein, vor allem durch Uferbefestigungen (Böhmer *et al.*, 2001), in deren Folge die neu entstandenen ruderalen Flächen besiedelt werden konnten, die den Licht- und Feuchtigkeitsansprüchen der Art entsprechen. Das Verbreitungsgebiet umfasst heute ganz Deutschland. Die Ausbreitung geschieht über Rhizome.

Folgen

An Orten, an denen die o. a. Arten bereits etabliert sind, sind ihnen andere Arten in der Licht- und Wurzelkonkurrenz unterlegen. Auch an mit anderen Arten besetzten Orten kann sich der Staudenknöterich durchsetzen, da die Rhizomwurzeln sich zunächst in großem Maße im Boden ausbreiten und nach Ausbildung vieler schattenwerfender oberirdischer Pflanzenteile die anderen Pflanzen beschatten (Böhmer *et al.*, 2001). Durch die ständige Verbindung zur Mutterpflanze besitzen die Pflanzen hier Vorteile in der Nährstoffversorgung gegenüber ihren Konkurrenten. Der Staudenknöterich verdrängt daher an vielen Orten, die anthropogen beeinflusst sind, einheimische Spezies. Damit verschwinden auch die mit diesen assoziierten Tierarten. Des weiteren besteht die Gefahr von Ufererosion, da an Orten mit Staudenknöterich-Bewuchs keine Krautschicht entstehen kann, die den Untergrund verfestigen könnte. Die Ufererosion wiederum kann zur Verdriftung von freigespülten Rhizomen führen, die zu einer weiteren Ausbreitung der Arten führen (Kretz & Vogtsburg, 1994). Weitere negative Auswirkungen sind der erschwerte Unterhalt von Verkehrswegen, sowohl terrestrischer (Straßen, Gleise) als auch aquatischer (Unterhaltung von Dämmen sowie die bereits erwähnte Ufererosion). Zusätzlich kann die Forstverjüngung durch Bewuchs der Kahlschläge mit dem Knöterich behindert werden (Kretz & Vogtsburg, 1994).

Bekämpfung

Der Staudenknöterich wird durch regelmäßige Mahd bekämpft, wobei dies auch nach mehreren Jahren nur zu einem Zurückdrängen des Bewuchses führt, auf Grund der im Boden verbleibenden Rhizome aber nicht zu einer vollkommenen Entfernung.

Die Schwächung führt jedoch zumindest dazu, dass ein Vorkommen in Gesellschaft mit anderen Arten erreicht wird.

Des weiteren werden auch Herbizide eingesetzt, teils auch in Verbindung mit der Mahd. Erprobt wurde weiterhin die Beweidung mit Heidschnucken, die erfolgreich war, jedoch nur bei großem organisatorischem Aufwand längerfristig erfolgversprechend scheint. Als nicht erfolgreich wurden thermische und ätzende Verfahren eingestuft. Auch Verfahren mit Großmaschinen erwiesen sich als ineffizient und aus ökologischen Gründen (Lärm- und Abgasemissionen, Bodenverdichtung) als nicht empfehlenswert (Kretz & Vogtsburg, 1994).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Es sind keine Angaben über das flächenhafte Vorkommen der Staudenknöterich-Arten vorhanden. Aus diesem Grunde werden die Fließgewässerstrecken nach Bundesländern erfasst (Bundesministerium für Umwelt, 2000) und ein durchschnittlicher Bewuchs von 3 % der Gewässerstrecke angenommen. Hieraus ergaben sich 4.400 km Gewässerstrecke. Massenhafte Vorkommen und Einzelbestände einbezogen (im Bereich der Gewässerdirektion West-Südwest sind z. B. auf 460 km Gewässer zwischen 3 und 100 % der Ufer beidseitig bestanden), ist die Annahme als realistisch anzusehen. Die Errechnung der Fläche erfolgte unter der Annahme, dass die Ufer etwa 2,5 m breit sind, es folgte eine Fläche von 21,8 Millionen Quadratmeter oder 2.200 Hektar für Deutschland.

Von dieser angenommenen Fläche haben zwischen 5 und 15 % der Bestände einen flächenhaften Charakter und sind somit von Uferabbrüchen infolge der Frühjahrshochwasser betroffen (Walser, 2002). Dies entspricht 217 bis 653 km Fließgewässerstrecke in Deutschland. Zwei Personen und schweres Gerät (Bagger) kosten pro Stunde mindestens 123 €. Bei einer Dauer von 5 Arbeitstagen pro Flusskilometer und einer anschließenden Ufersicherung durch Jutematten (Kosten: 5,60 € pro Quadratmeter) ergeben sich folglich Kosten von 3,5 bis 10,5 Millionen Euro jährlich (Mittelwert 7 Millionen Euro).

Ökologische Schäden

In flächenhaften Beständen des Staudenknöterichs wird die standortgerechte Ufervegetation fast vollständig verdrängt. Eine Stützung dieser Bestände ist identisch mit einer Bekämpfung des Staudenknöterichs.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Eine mögliche Maßnahme gegen den Bewuchs mit Staudenknöterich-Arten ist eine achtmalige Mahd bzw. Schlegeln in jedem Jahr, wie sie z.B. in der Gewässerdirektion West-Südwest angewandt wird. Pro Hektar kostet dies 2.800 Euro. Auf der angenommenen Fläche von 2.200 Hektar ergeben sich dementsprechend jährliche Kosten von 6,2 Millionen Euro. Eine Schafbeweidung hingegen kostet jährlich einmalig 358 € pro Hektar (Walser, 2002), daraus ergäben sich Kosten von 800.000 €. Hier ist aber zu beachten, dass eine Schafbeweidung nur in Bereichen in Betracht kommt, in denen der Staudenknöterich flächig auftritt und genügend „normale“ Weidefläche zu finden ist. Dementsprechend sind Bahngleise und Straßenränder nicht geeignet. Da auch nicht alle Ufer beweidet werden können, ist in der Regel die Mahd als geeignete Bekämpfungsmethode einzusetzen.

Nach erfolgreicher Bekämpfung flächenhafter Vorkommen, die durchschnittlich 10 % der Standorte betrifft (5 bis 15 %; Walser, 2002), wird eine Ufersicherung notwendig. Dies ist durch Jutematten oder Weidenspreitlagen möglich. Diese Maßnahmen kosten 9,70 bzw. 5,60 € pro Quadratmeter (Kretz & Vogtsburg, 1994). Für die angenommenen Flächen bedeutet dies zusätzliche einmalige Aufwendungen von durchschnittlich 16,7 Millionen Euro (21,2 Millionen Euro für Weidenspreitlagen und 12,3 Millionen Euro für Jutesicherungen). Hierbei ist zu beachten, dass im Falle einer Jutesicherung weitere Pflanzmaßnahmen von standortgerechten Ufergehölzen wünschenswert wären, um die so bearbeiteten Ufer langfristig zu sichern und deren Funktion im Naturhaushalt sicher zu stellen.

Abschließende Betrachtungen

In dem größten bekannten Vorkommen des Staudenknöterichs in Deutschland im Bereich der Gewässerdirektion West-Südwest (Rench, Kinzig und Einzugsgebiete, Baden-Württemberg) sind von 460 km Gewässerstrecke zwischen 3 und 100 % der Ufer mit dem Staudenknöterich bestanden. In Gewässern, die der Gewässerdirektion unterstehen, wird die gesamte Vegetationsperiode über ein Mann mit Gerät (Unimog) benötigt, um den Staudenknöterich zu bekämpfen. In den Jahren 1991 und 1992 entstanden an Deichen, wo der Staudenknöterich wächst, ein einmaliger Schaden von über 20 Millionen DM. Hier waren insbesondere anthropogen geprägte Gewässerprofile betroffen (Trapezprofil). Daraufhin wurde mit Bekämpfungsmaßnahmen gegen diese Pflanze begonnen. Im Jahr 1999 waren die Kosten für Uferinstandsetzung auf 330.000 € gesunken.

Die Annahme, dass zwischen 5 und 15 % der Staudenknöterich-Bestände flächenhaften Charakter besitzen, erscheint auf den ersten Blick als zu hoch. In Anbetracht der raschen vegetativen Vermehrung dieser Pflanze, sobald diese auftritt, kann dieser Ansatz aber als konservativ angesehen werden.

Ein weiteres flächendeckendes Vorkommen des Staudenknöterichs ist am Neckar bei Heidelberg bekannt; die zusätzlichen Aufwendungen, die für das dortige Wasser- und Schifffahrtsamt entstehen, konnten leider nicht ermittelt werden. An weiteren Standorten an Bundeswasserstraßen wird diese Pflanze nur im Rahmen der üblichen Grünpflege bearbeitet; eine echte Bekämpfung erfolgt nicht. Hierfür besteht für die Wasser- und Schifffahrtsämter kein Handlungsbedarf, da durch die vorherrschenden Blocksteinschüttungen nur selten Uferabbrüche entstehen.

Tabelle 15: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Staudenknöterich in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Daten aus der Gewässerdirektion West-Südwest anhand der Fließgewässerstrecken hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Direkte Kosten	7.000.000 €	3.500.000 bis 10.500.000 €	Reparatur von Uferabbrüchen, jährlich
Bekämpfung	6.200.000 €	5.900.000 bis 6.600.000 €	achtmalige Mahd, jährlich
Ufersicherung	16.700.000 €	12.300.000 bis 21.200.000 €	Weidenspreitlagen oder Jutesicherung, jährlich
Kosten an Gleisanlagen	2.400.000 €	2.000.000 bis 2.700.000 €	jährliche Kosten, siehe Kapitel 3.7
Summe	32.300.000 €	23.700.000 bis 41.000.000 €	

Zudem tritt der Staudenknöterich an terrestrischen Verkehrswegen auf. Eine besondere Behandlung durch Straßen- und Verkehrsämter erfolgt nicht. Für Gleisanlagen konnte gezeigt werden, dass bei einer Bekämpfung auf 1 ‰ der Bahnstrecke jährliche Kosten von 2,4 Millionen Euro entstehen würden (siehe Kapitel 3.7.2).

3.6.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die hier bearbeiteten Arten zeigen sehr unterschiedliche Kosten. Während für die Dreikantmuschel keine zusätzlichen Aufwendungen nachweisbar waren, betragen diese für den Staudenknöterich fast 30 Millionen Euro. Trotzdem zeigen beide eine deutliche Tendenz bei ihrem Auftreten, die Biozönosen zu dominieren, und sollten vergleichbare ökologische Schäden verursachen. Im Falle der Dreikantmuschel sind diese aber nicht zu beziffern, da keine Daten vorlagen. Eine Bekämpfung oder Stützung einheimischer

Arten erfolgt hier nicht. Aus diesem Grunde wären hier nur *willingness to pay*-Analysen denkbar, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung aber nicht durchgeführt werden konnten.

Zudem entstehen in der Gewässerunterhaltung vermutlich jährliche Kosten in Höhe von über 2,3 Millionen Euro durch den Bisam (*Ondatra zibethicus*, siehe Kapitel 3.3.3).

Tabelle 16: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in Wasserwegen und Fließgewässern in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Dreikantmuschel	nicht bezifferbar		Veränderung der Biozönose, Verdrängung einheimischer Arten
Staudenknöterich	7.000.000 €	3.500.000 bis 10.500.000 €	Reparatur Uferabbrüche, jährlich
	6.200.000 €	5.900.000 bis 6.600.000 €	Bekämpfung, jährlich
	16.700.000 €	12.300.000 bis 21.200.000 €	Ufersicherung, jährlich
Bisam	2.300.000 €	2.000.000 bis 2.500.000 €	Datengrundlage: 1996 und 1997, jährlich
Summe	32.200.000 €	23.700.000 bis 40.800.000 €	

3.6.5 weitere auffällige Arten

Neben der Dreikantmuschel sind Vertreter der Gattung *Corbicula* in den Bundeswassertrassen stark vertreten (Haas, 2001). Hierbei treten zwei genetische Linien dieses Neozoons in Deutschland auf, die hybridisieren (Reinhardt, 2002; Pfenninger *et al.*, 2001). Hinzu treten weitere filtrierende Arten, wie beispielsweise *Corophium curvispinum*. Diese Entwicklung hat dazu geführt, dass inzwischen ein weitaus größerer Teil des Wassers in diesen Flüssen filtriert wird (Bachmann *et al.*, 2001; Khalanski,

1997) und eine „Oligotrophierung“ zu beobachten ist (Abnahme des Nährstoff- und Chlorophyllgehaltes). So wird im Verlauf der Mosel inzwischen etwa 80 % des Wasser filtriert (Bachmann & Usseglio-Polatera, 1999). Gleichzeitig werden aber auch autochthone Filtrierer durch Konkurrenz verdrängt. Die Biozönose der Bundeswasserstraßen hat sich dementsprechend seit Besiedelung durch diese Neobiota stark verändert (für eine Übersicht siehe beispielsweise (Tittizer, 1996, 1997; Tittizer *et al.*, 2000).

Neben dem Staudenknöterich gibt es etliche weitere Arten, die an Gewässern starke Vermehrung zeigen und regional Probleme verursachen. Hierzu gehört das indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*), das sich auch an naturnahen Ufern stark ausbreiten und dort die Biozönose prägen kann. Zudem ist dieser Neophyt ein starker Konkurrent einheimischer Blütenpflanzen, da sie von bestäubenden Insekten deutlich häufiger aufgesucht wird (Chittka *et al.*, 2001). Gleiches kann auf Grund der Ausbreitung und des Auftretens an Gewässern für die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*), die beiden Goldrutenarten (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*) und den Topinambur (*Helianthus tuberosus*) gelten. Besonders, wenn diese Neophyten gemeinsam oder in unterschiedlicher Kombination auftreten, können in den Uferregionen Probleme auftreten. Nicht einheimische Gehölze in der Auenregion, wie beispielsweise der Eschenahorn (*Acer negundo*) und die Schwarznuss (*Juglans nigra*; Kristöfel, 1998), sind bisher noch nicht sehr weit verbreitet. Für die Zukunft ist aber zu erwarten, dass hier ein Handlungsbedarf entsteht.

3.7 Neobiota, die einen erhöhten Kostenaufwand bei der Unterhaltung terrestrischer Verkehrswege verursachen

3.7.1 Einleitung

Terrestrische Verkehrswege sind ein wichtiger Verbreitungsvektor für viele Neophyten. Ein zusätzlicher Aufwand für die Unterhaltung dieser Verkehrswege entsteht immer dann, wenn diese eine starke Vermehrung und/oder ein starkes Wachstum aufzeigen, die zusätzliche Mahd oder den Einsatz von Geräten notwendig machen. Dies gilt beispielsweise für die Herkulesstaude (siehe Kapitel 3.1) oder den Staudenknöterich (siehe Kapitel 3.6). Während diese Arten sich in erster Linie entlang von Fließgewässern ausbreiten, sind weitere Neophyten hauptsächlich entlang von terrestrischen Verkehrswegen zu finden: das schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens*) und der Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*). Diese Arten wurden ausgewählt, weil sie häufig an Straßen und Gleisanlagen auftreten und im Verdacht stehen, dort einen erhöhten Aufwand in der Unterhaltung zu verursachen.

3.7.2 *Senecio inaequidens* DC. (*S. burchellii*) Schmalblättriges Greiskraut

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Schmalblättrigen Greiskraut liegt in Südafrika (Natal, Transvaal, Oranje-freistaat, Kapland, Lesotho, Swasiland). Synonyme: *Senecio burcheli*, *S. carnulentis*, *S. douglasii*, *S. harveianus*, *S. lautus*, *S. paniculatus*, *S. reclinatus*, *S. vimineus*, *S. fasciculatus minor*.



Abbildung 14: Das Schmalblättrige Greiskraut.
Foto: Henning Haeupler.

Beschreibung

Die Pflanze erreicht eine Höhe von 20-60 cm. Der Stängel ist unten verholzt und besitzt von Grund an stark verzweigte Blätter, welche 1-7 mm breit und bis 7 cm lang sind. Sie sind lanzettlich oder fein gezähnt und am Rand oft umgerollt. Die Köpfchen erreichen 20-25 mm Durchmesser und besitzen gelbe Zungenblüten (König, 1995).

Biologie/Ökologie

Das Schmalblättrige Greiskraut ist eine Halb- bis Volllichtpflanze und ein Wärme- und Stickstoffzeiger. Bedingt durch ihre geographische Herkunft liegt ihre Hauptblütezeit in den Monaten Oktober und November, wobei sich diese Periode in den letzten Jahren zunehmend zum Frühjahr verschoben hat (Böhmer *et al.*, 2001). Da das Schmalblättrige Greiskraut als Pionierpflanze sehr früh in der Sukzession auftritt, bestehen nur geringe pflanzensoziologische Bindungen (Asmus, 1988). Im Lauf fortschreitender Sukzession verschwindet die Pflanze, verbleibt auf gestörten Flächen jedoch dauerhaft (Adolphi, 1997). Sie ist daher an Ruderalstandorten eine der erfolgreichsten Neophyten.

Verbreitung

Neben dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet in Südwestafrrika kommt das Schmalblättrige Greiskraut auch in Argentinien, Neuseeland sowie in Europa in Italien, Südfrankreich, Großbritannien, den Benelux-Ländern, der Schweiz und Deutschland vor (Asmus, 1988). Ausgangspunkte der Besiedelung Europas waren Norditalien, Frankreich, Belgien und Großbritannien (König, 1995).

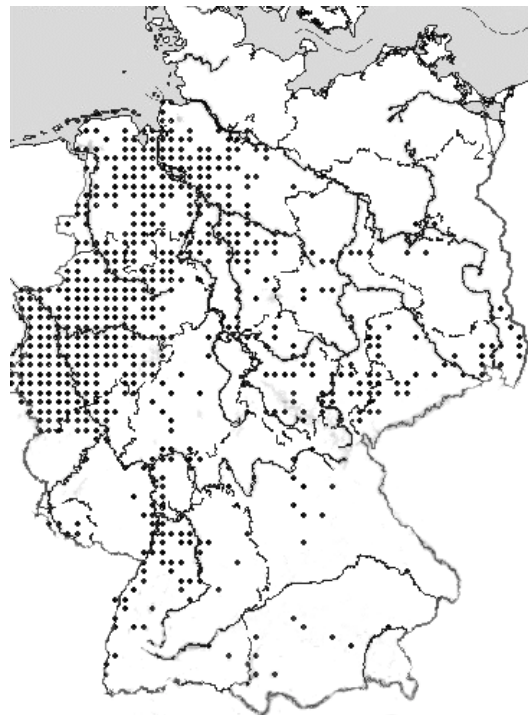


Abbildung 15: Verbreitung des Schmalblättrigen Greiskrautes. Quelle: FloraWeb.

Die Art kommt in ganz Deutschland vor; Verbreitungsschwerpunkte finden sich im Nordwesten (Bremen, Ruhrgebiet). Das Schmalblättrige Greiskraut breitet sich zur Zeit in östlicher Richtung aus. Diese Ausbreitung in die neuen Bundesländer hängt möglicherweise mit der Maueröffnung und dem daraus folgenden „West-Ost-Verkehr“ zusammen (Bornkamm & Prasse, 1999).

In Deutschland wurde das Schmalblättrige Greiskraut erstmalig Ende des 19. Jahrhunderts bei Hannover (in einer Wollkämmerei) und Bremen (Überseehafen) gefunden (Brennenstuhl; 1995, Asmus, 1988); seit den 1970er Jahren (König, 1995) wird eine starke Verbreitung in Siedlungen, an Bahnanlagen, Mauerfugen, an Weg- und Straßenrändern (Autobahnen), an Schuttplätzen und Baugruben beobachtet (Asmus, 1988). An wenig gestörten Standorten, wie zum Beispiel in ländlichen Gebieten, ist nur eine geringe Besiedelung festzustellen. Die Ausbreitung geschieht anthropogen über Bahn- und Schifffahrtsverkehr (Düring, 1997), Kraftfahrzeuge und Transporte beispielsweise von Schotter, des weiteren über Tiere (vor allem Vögel; Brennenstuhl, 1995).

Folgen

Auf nicht genutzten Gleisflächen kann die Art Dominanzbestände entwickeln, die zur Blütezeit den Aspekt dieser Flächen bestimmen (Bönsel *et al.*, 2000). Durch die Anwesenheit werden nach derzeitigem Kenntnisstand keine einheimischen Arten verdrängt (Böhmer *et al.*, 2001). Allenfalls werden lokale Häufigkeiten beeinflusst. Allerdings kann laut Adolphi (1997) noch nicht ausgeschlossen werden, dass die einheimische Fauna durch das Auftreten des Schmalblättrigen Greiskrautes beeinträchtigt wird. Durch das Vorkommen auf Getreidefeldern kam es zudem in mehreren Fällen zu Vergiftungen bei Pferden sowie nach Verarbeitung des Kornes zu Brot auch bei Menschen (Adolphi, 1997).

Bekämpfung

Die Bekämpfung geschieht durch wiederholtes Ausreißen mit der Hand oder wiederholte Mahd (Williams *et al.*, 1999).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Neben der Bekämpfung auf Gleisanlagen, die von allen Pflanzen frei gehalten werden müssen (siehe unten), entstehen durch das Schmalblättrige Greiskraut keine zusätzlichen Aufwendungen. Ein Nutzen besteht nicht. Im landwirtschaftlichen Bereich verursacht das schmalblättrige Greiskraut keine zusätzlichen Aufwendungen, da diese Pflanze in erster Linie an Verkehrswegen auftritt. Bei einer weiteren Ausbreitung auch in naturnahe Lebensräume könnten hier aber vermehrt Probleme auftreten.

Ökologische Schäden

Da das schmalblättrige Greiskraut in erster Linie auf stark anthropogen geprägten Flächen im urbanen Bereich oder entlang von Verkehrswegen auftritt, sind bislang keine ökologischen Schäden durch diese Pflanze bekannt. Jedoch könnten aufgrund der starken Ausbreitung künftig Konkurrenzsituationen mit heimischen thermophilen konkurrenzschwachen Pflanzenarten auftreten (Boehmer & Doyle 2001).

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Da das Schmalblättrige Greiskraut nicht auf das meist benutzte Herbizid Glyphosat anspricht, entstehen im Bereich von Gleisanlagen zusätzliche Aufwendungen von etwa 100.000 € jährlich (Hetzel, 2002). Eine Umfrage in hessischen Straßen- und Verkehrsämtern hingegen ergab keine zusätzlichen Aufwendungen für diesen Neophyten.

3.7.3 *Buddleja davidii* Franch. (*B. variabilis*) Schmetterlingsstrauch

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt in Ostasien. Synonym: *B. variabilis*.

Beschreibung

Der Schmetterlingsstrauch erreicht eine Höhe von bis zu 3 m. Die Blätter sind gegenständig, lanzettlich und am Rand gesägt. Sie besitzen bis 10 cm lange Nebenblätter. Oberseits weisen die Blätter eine dunkelgrüne Färbung auf, unterseits sind sie grau. Die Blüten werden 10 bis 25 cm lang; die Stieltellerblume besitzt eine lange Kronröhre, die lila oder weiß gefärbt und mit einem gelben Schlund versehen ist.

Biologie/Ökologie

Der Schmetterlingsstrauch ist eine wärmeliebende und trockentolerante Halb- bis Volllichtpflanze. Sie toleriert eine breite Temperatur- und Niederschlagsspanne. Pro Pflanze werden bis drei Millionen Samen produziert, die über den Wind verbreitet werden (FloraWeb, 1998). Der Schmetterlingsstrauch ist eine gute Schmetterlings- und Bienenweide.



Abbildung 16: Der Schmetterlingsstrauch. Foto: Thomas Muer.

Verbreitung

Der Schmetterlingsstrauch wurde um 1900 importiert und kommt in Einzelvorkommen in ganz Deutschland vor, in höheren Dichten vor allem im Ruhrgebiet, im Mündungsbereich der Weser sowie im südlichen Rheinland-Pfalz und im nördlichen Baden-Württemberg. Des weiteren ist die Art in Thüringen, Sachsen und im südlichen Sachsen-Anhalt zu finden (FloraWeb, 1998).

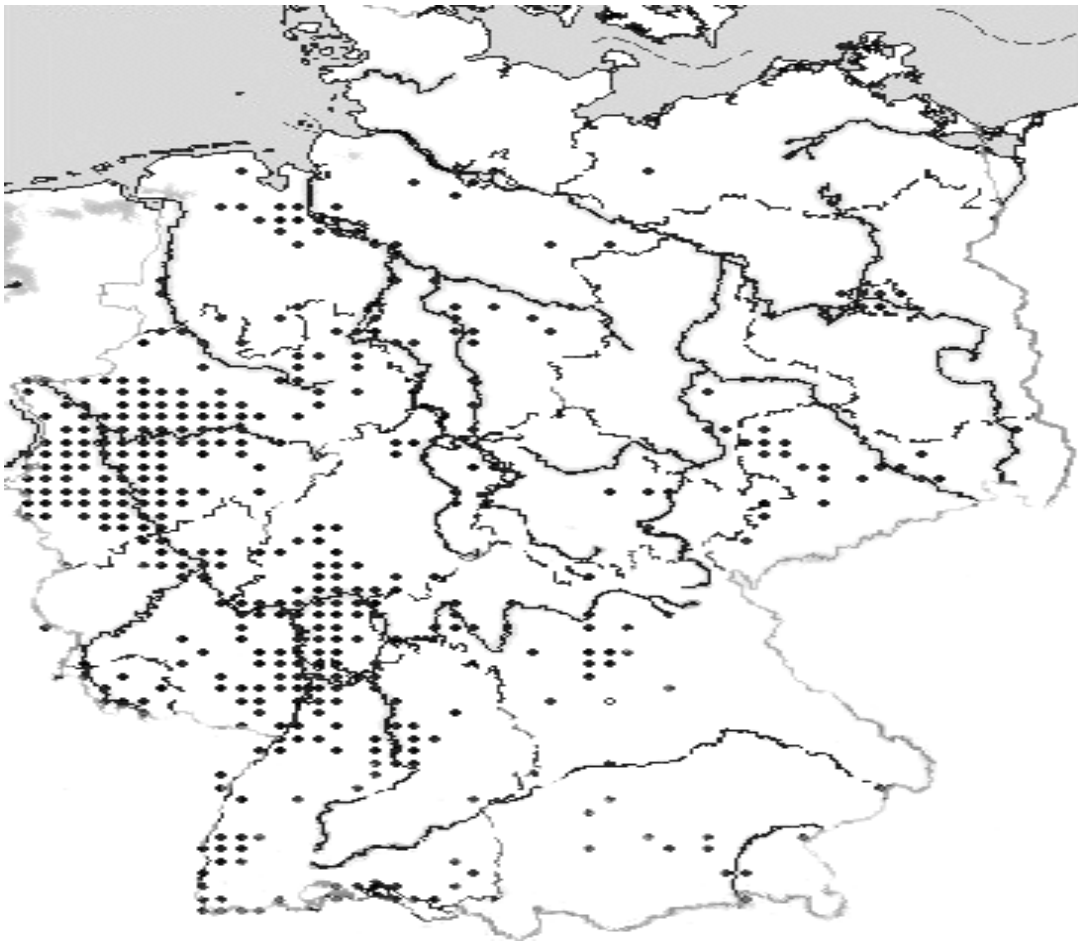


Abbildung 17: Verbreitung des Schmetterlingsstrauches. Quelle: FloraWeb.

Folgen

Für den Schmetterlingsstrauch sind keine negativen Auswirkungen bekannt, obwohl sie einer der häufigsten Vertreter der Bahnhofs-Adventivflora ist (Bönsel *et al.*, 2000).

Bekämpfung

Zur Bekämpfung empfiehlt sich das Absägen und die Anpflanzung anderer Arten oder der Einsatz von Herbiziden.

3.7.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Neben den hier bearbeiteten Arten verursacht die Herkulesstaude einen erhöhten Aufwand bei der Unterhaltung von Straßen. Eine Umfrage bei hessischen Straßen- und Verkehrsämtern, die für Bundes- und Landesstraßen zuständig sind, ergab hier Kosten von 2,3 Millionen Euro jährlich (siehe Kapitel 3.1). Zudem wäre zu erwarten, dass der Staudenknöterich einen erhöhten Aufwand durch zusätzliche Mahd an Straßenrändern benötigt. Hierfür konnten jedoch keine Daten ermittelt werden. Nach eigenen Beobachtungen wird der Staudenknöterich an Straßen nur einmal im Jahr im Zuge der üblichen Maßnahmen gemäht. Hierdurch wird jedoch weder das Vorkommen noch die weitere Verbreitung dieses Neophyten behindert. Dies wäre nur mit mehrmaliger Mahd möglich (siehe Kapitel 3.6).

Im Bereich von Gleisanlagen sind drei Neophyten als problematisch einzustufen. Dazu gehört das Schmalblättrige Greiskraut, das nicht auf eine Behandlung mit Glyphosat anspricht, sowie der Staudenknöterich (*Fallopia* sp.) und die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*). Allein letztere wird laut dem Leiter der Vegetationskontrolle der Niederlassung Mitte, Herrn Hetzel, in Bereichen bekämpft, die von Passagieren frequentiert werden (Gesundheitsgefährdung auf ca. 7.000 bis 8.000 m² in Deutschland) und verursacht dort zusätzliche Kosten in Höhe von 53.000 € jährlich.

Sowohl die Herkulesstaude als auch der Staudenknöterich sind aber auch in Bereichen zu finden, in denen keine Personengefährdung vorliegt. Laut Auskunft von Herrn Hetzel ist diese Anzahl im „Promillebereich“ anzusiedeln. Sollte auch an diesen Standorten eine Bekämpfung durchgeführt werden, würde dies (bei einem Promille der Bahnstrecke von ca. 35.000 km Länge, also auf ca. 140.000 m²) und bei den Vorgaben aus den Kapiteln 3.1 und 3.6 einen zusätzlichen Aufwand von 2,4 Millionen Euro jährlich bedeuten. Die Deutsche Bahn AG widerspricht diesem Fakt jedoch und versichert eingehend, dass von ihrem Etat für die Grünpflege an Gleisanlagen von etwa 31 Millionen Euro im Jahr 2000 (Deutsche Bahn AG, 2001) nur 100.000 € für Neophytenkontrolle ausgegeben wurden (Hetzel, 2002).

Diese Fakten sprechen dafür, dass eine Bekämpfung bzw. Kontrolle von Neophyten nur dort durchgeführt wird, wo eine Gefährdung der Bahnkunden vorliegt. Einer weiteren Verbreitung dieser Arten entlang von Bahndämmen wird nicht entgegengewirkt.

Gleichzeitig würde die DB es begrüßen, regional mit Unteren Naturschutzbehörden und Umweltverbänden zusammenzuarbeiten, um eine Bekämpfung durchzuführen (Hetzl, 2002). Bisher sind solche Kooperationen nur in Ausnahmefällen durchgeführt worden (siehe hierzu auch Kapitel 4.3).

Tabelle 17: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten an terrestrischen Verkehrswegen in Deutschland entstehen. Bei direkten Angaben durch die Deutsche Bahn AG wurde keine Ober- und Untergrenze angegeben. Ober- und Untergrenzen für die Herkulesstaude konnten für die DB nicht angegeben werden bzw. wurden abgeschätzt. Ober- und Untergrenzen für den Staudenknöterich wurden aus der Standardabweichung ermittelt. Soweit keine Obergrenze vorhanden, wurde zur Addition der Summe die Untergrenze benutzt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Schmalblättriges Greiskraut	100.000 €		auf Gleisanlagen
Schmetterlingsstrauch	keine		
Herkulesstaude	53.000 €		nur in gefährdeten Bereichen der Bahn
	2.300.000 €	2.300.000 bis ? €	an Bundes- und Landesstraßen
Staudenknöterich	2.400.000 €	2.000.000 bis 2.700.000 €	an Gleisanlagen
Summen	4.853.000 €	4.453.000 bis 5.153.000 €	

Im Falle des Schmetterlingsstrauches liegt unter Umständen eine Art „Mundpropaganda“ vor, dass dieses Gehölz an Verkehrswegen einen erheblichen Aufwand bei der Unterhaltung verursacht.

Bei genauerer Betrachtung im deutschlandweiten Kontext konnte aber keine derartige Wirkung festgestellt werden (weder an Gleisanlagen noch an Straßen).

Dies ist ein Beispiel dafür, wie ein negatives Image Verbreitung findet, obwohl die verursachten Schäden nur regional anzusiedeln sind.

Grünstreifen an Straßenrändern stellen ein relativ junges Habitat dar, das unter Umständen auch einen schützenswerten Charakter entwickeln kann, wenn eine ökologisch orientierte Grünpflege durchgeführt wird, wie dies in einer gleichnamigen Studie beschrieben wird (Feyerherd *et al.*, 1992). Eine Anpflanzung standortgerechter Gehölze, anstatt verschiedener Neophyten und eine intensivierte Mahd könnte hier die weitere Ausbreitung nicht einheimischer Arten verringern.

3.7.5 weitere auffällige Arten

Neben den oben genannten Arten verbreiten sich verschiedene Neophyten entlang von Verkehrswegen oder werden dort absichtlich gepflanzt. Hierzu gehören beispielsweise die Robinie (*Robinia pseudoaccacia*), die Späte und Kanadische Goldrute (*Solidago gigantea* und *S. canadensis*) aber auch der Götterbaum (*Ailanthus altissima*). In Zukunft könnte sich der Purpur-Storchenschnabel (*Geranium purpureum*) als problematisch an Gleisanlagen erweisen, da sich diese mediterrane Art mit winterannuellen Lebenszyklus in der Zeit vermehrt, in der üblicherweise keine Herbizidausbringung stattfindet. Auf Grund ihrer Schleuderfrüchte, die sich angeblich sogar an Fensterscheiben anheften können, könnte sich dieser Neophyt sehr rasch und über weite Strecken ausbreiten (Bönsel *et al.*, 2000).

3.8 Gefährdung einheimischer Arten durch Neobiota

3.8.1 Einleitung

Die Verdrängung einer einheimischen Art durch einen Neubürger ist eines der Horror-szenarien, die in der Öffentlichkeit weit verbreitet sind. Tatsächlich fällt es Biologen in Mitteleuropa aber schwer, das Aussterben einer Art durch Neobiota nachzuweisen. Die hier ausgewählten Arten repräsentieren zwei Bereiche, die sehr unterschiedlich in der Gesellschaft wahrgenommen werden. Die Verdrängung der Arnika (*Arnica montana*) durch die Lupine (*Lupinus polyphyllus*) auf Bergwiesen ist ein sehr publikumswirksamer Grund, Naturschutzmaßnahmen zu begründen. Diese besonders geschützten Habitate werden auch von Erholungssuchenden aufgesucht und deswegen häufiger wahrgenommen als beispielsweise die starke Dominanz von *Dikerogammarus villosus* in Bundeswasserstraßen. Im letzteren Falle ist die Wirkung auf die Biozönose aber mindestens genauso stark und betrifft weite Teile der deutschen Fließgewässer.

3.8.2 *Dikerogammarus villosus* (SOWINSKY) Großer Höckerflohkrebs

Herkunft

Der Höckerflohkrebs stammt aus dem danubischen Einzugsgebiet und war bis vor wenigen Jahrzehnten auf den Bereich des Donaudeltas beschränkt (Schleuter *et al.*, 1994).



Abbildung 18: Der Höckerflohkrebs.

Beschreibung

Der „Große Höckerflohkrebs“ ist ein Vertreter des Süßwasser-Makrozoobenthos. Seine Körperlänge beträgt zwischen 25 und 30 mm (Tittizer *et al.*, 2000), besondere Kennzeichen sind Dorsalhöcker auf dem 1. und 2. Urosomsegment. Die ursprüngliche Heimat ist das Donaudelta. Dort tritt die Gattung in mindestens zwei Arten auf, von denen *D. villosus* und *D. haemobaphes fluviatilis* in Bundeswasserstraßen einwanderten. Neuere genetische Untersuchungen an *D. villosus bispinosus*, der bisher als Unterart angesehen wurde, legen aber nahe, dass hier eine dritte Art auftritt, die ebenfalls im Begriff ist, nach Deutschland einzuwandern (Müller & Schramm, 2001).

Biologie und Ökologie

Der Höckerflohkrebs ist die dominante Amphipodengattung in den deutschen Wasserstraßen (Schöll, 2002) und ist in Abundanzen von bis zu 2.500 Individuen pro Quadratmeter zu finden (Haas, 2001) (ohne juvenile Exemplare!).

Die Reproduktion findet in den Monaten von März bis Oktober statt. Der Höckerflohkrebs ist omnivor, die Tiere filtern das Wasser nach Nahrung, es wird auch Detritus und Aas gefressen; zudem werden auch andere Amphipoden gejagt (Whitfield, 2000)

Verbreitung

Bereits im Verlauf der 1970er Jahre trat *D. haemobaphes fluviatilis* in der oberen Donau auf (Tittizer, 1996). Kurz nachdem 1992 mit der Eröffnung des Main-Donau-Kanals erstmals eine direkte Verbindung zwischen diesen beiden Flüssen bestand, wurde *D. haemobaphes fluviatilis* im Rheinsystem entdeckt. Etwa 20 Jahre später (1990) folgte auf dem gleichen Wege *D. villosus*, wobei die Abundanzen von *D. haemobaphes fluviatilis* zeitgleich abnahmen.



Abbildung 19: Verbreitung des Höckerflohkrebses.

In Deutschland ist *D. villosus* inzwischen außer im Bereich der Donau und ihren Nebenflüssen (Foeckler, 1992) auch in Rhein (den Hartog *et al.*, 1992), Mosel (Devin *et al.*, 2001), Main (Schleuter *et al.*, 1994), Lahn (Reinhardt, 2002), Neckar (Leuchs & Schleuter, 1996), Weser (Haas, 2001), im Mittellandkanal und der Elbe samt ihren Nebenflüssen vertreten (Grabow *et al.*, 1998). In den Niederlanden wurde über die IJssel auch das IJsselmeer besiedelt (Dick & Platvoet, 2000).

Folgen

Der schadhafte Effekt besteht zum einen in der Verdrängung der einheimischen Gammariden. Zudem schädigt der Höckerflohkrebs die anderen Arten auch direkt, indem er als Räuber auftritt und einheimische Arten wie *Gammarus pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli* frisst (Whitfield, 2000). Gleichzeitig ist mit der Ankunft des Höckerflohkrebses eine Verschiebung der „Neozoen-Fauna“ im Rhein zu beobachten: der Rückgang der Dreikantmuschel, der vermutlich auf räumliche Konkurrenz durch den Schlickröhrenkrebs *Corophium curvispinum* zurückzuführen war, wurde durch den Fraßdruck verringert. Es ist nicht bekannt, ob mit der Einwanderung auch Parasiten eingeschleppt wurden. Von *Gammarus tigrinus*, einer aus Nordamerika eingeschleppten Amphipodenart, ist bekannt, dass sie den Zwischenwirt für einen Aalparasiten darstellt. *Gammarus tigrinus* wird zur Zeit mehr und mehr von *Dikerogammarus villosus* verdrängt (Tittizer *et al.*, 2000; Haas, 2001). Gleichzeitig kann ein Rückgang der Infektionsrate von Aalen mit *Paratenuisentis ambiguus* nachgewiesen werden (Sures & Streit, 2001). Hierbei könnten drei Faktoren eine Rolle spielen:

1. Der Zwischenwirt *G. tigrinus* wird durch *D. villosus* verdrängt.
2. *Dikerogammarus* ist kein Zwischenwirt für *P. ambiguus*.
3. Der Aal bevorzugt *Corophium curvispinum* als Nahrung gegenüber *G. tigrinus*. Nach Einwanderung dieser Art könnte so der Generationswechsel von *P. ambiguus* gestört worden sein.

Bekämpfung

Es ist keine Maßnahme zur Bekämpfung des Höckerflohkrebses bekannt.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Der Höckerflohkrebs verursacht keine direkten ökonomischen Schäden. Der Rückgang an Aalparasiten kann hier als ein wirtschaftlicher Nutzen des Höckerflohkrebses bezeichnet werden, ist aber nur sehr schwer bezifferbar.

Es darf aber bezweifelt werden, ob der Rückgang heimischer Amphipoden (*Gammarus pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli*) diesen Nutzen aufwiegt. Ein zusätzlicher Nutzen als Fischnahrung kann nicht gefunden werden, da der Höckerflohkrebs gleichwertige Fischnährtiere ersetzt.

Ökologische Schäden

Bis heute gibt es nur sehr vereinzelte Nachweise, dass der Höckerflohkrebs aus den Bundeswasserstraßen in Nebengewässer einwandert (Schöll, 2002). Sollte dies mittel- oder langfristig der Fall sein, wäre auch dort die heimische Amphipodenfauna stark bedroht; eine starke Veränderung der gesamten Biozönose wäre denkbar. Um diese Schäden gegebenenfalls zu monetarisieren, wäre eine WTP-Analyse hier sinnvoll (siehe unten).

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Da bisher keine Maßnahmen bekannt sind, die zur Bekämpfung des Höckerflohkrebses eingesetzt werden können, wäre hier vermehrt Forschung beispielsweise an pathogenen Pilzen, Bakterien oder Viren sinnvoll.

Abschließende Betrachtungen

In diesem Falle wäre eine *willingness to pay*- Analyse (WTP) ein folgerichtiger Ansatz zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Erhalt der einheimischen Biozönose, der aber im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht im notwendigen Umfang durchgeführt werden konnte. Hampicke (1991) gibt derartige Analysen für verschiedene Tierarten an. So zeigten Studenten in den USA für den Schutz des Buckelwales die Bereitschaft, zwischen 42,5 und 57 US\$ pro Person und Jahr zu bezahlen. Für die Elritze hingegen lag die Zahlungsbereitschaft nur noch bei 4,7 bis 13,2 US\$ jährlich. Im Falle der Flohkrebse wäre die WTP vermutlich weit geringer anzusetzen. Sollten nur 1 % des Betrages der Elritze gezahlt werden, wären dies umgerechnet 0,048 bis 0,136 €/a⁻¹ pro Person.

Bei einer Bevölkerung von 81,5 Millionen in Deutschland bedeutet dies eine Zahlungsbereitschaft von jährlich 3,9 bis 11 Millionen Euro.

Tabelle 18: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Höckerflohkrebs in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Bemerkungen
Direkte Schäden	keine	
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar	WTP möglicherweise zwischen 3,9 und 11 Millionen Euro

3.8.3 *Lupinus polyphyllus* Lindl. Vielblättrige Lupine, Staudenlupine

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet der Lupine liegt in Nordamerika; die Art wurde im Jahr 1826 nach Europa eingeführt. Ebenfalls aus Nordamerika wurde die ausdauernde Lupine *Lupinus perennis* eingebracht.



Abbildung 20: Die Vielblättrige Lupine. Foto: Thomas Muer.

Beschreibung

Die Vielblättrige Lupine erreicht eine Höhe von 60-150 cm. Ihre Blätter sind gefingert mit 10-15 lanzettlichen, 3-15 cm langen Teilblättchen. Der Blütenstand ist traubig, mit 50-80 blauen, selten weißen Blüten. Die Hülsen sind 2-6 cm lang und behaart. Die Pflanze besitzt bis zu 100 cm lange Pfahlwurzeln.

Verbreitung

Mit Ausnahme von einigen Bereichen in Schleswig-Holstein ist sie in ganz Deutschland verbreitet (FloraWeb, 2002).

Folgen

Die Lupine kommt in nährstoffreichen Stauden- und ausdauernden Unkrautfluren vor. In der Landwirtschaft werden annuelle Arten der Gattung zur Gründüngung eingesetzt, da diese als Leguminosen über symbiontische Bakterien Luftstickstoff verwerten können und daher einen hohen Stickstoffgehalt besitzen. Zudem wird ein Teil des im Boden vorhandenen Phosphates im Boden für die späteren Sukzessionsstadien zugänglich gemacht (Schuster, 2002). Des weiteren diente sie früher als Untersaat zur Standortverbesserung (Stickstoffversorgung des Bodens, Bodenlockerung, „Nährstoffpumpe“) in Fichtenaufforstungen und im Mittelwald. Ebenso wurde sie an Straßenböschungen angepflanzt. Zwar ist die natürliche Form der Lupine durch alkalische Inhaltsstoffe leicht giftig (Auftreten von Erbrechen, Schluckbeschwerden und Kreislaufstörungen), es treten jedoch auch alkaloidarme Zuchtformen auf, die für die Wild- und Haustierfütterung verwendet werden (Schuster, 2002).

Von der Vielblättrigen Lupine ist bekannt, dass sie die Arnika (*Arnica montana*) verdrängt (Volz, 2002), welche bereits eine gefährdete und daher nach dem Bundesartenschutzgesetz besonders geschützte Art darstellt (FloraWeb, 1998). Wird der nach der FFH-Richtlinie ausgewiesene Lebensraumtyp Borstgrasrasen von der Lupine überwachsen, führt die Nährstoffanreicherung zu einer nachhaltigen Standortveränderung und eine Rückentwicklung zum Borstgrasrasen ist nicht mehr bzw. nur unter größtem Aufwand möglich.

Bekämpfung

Auf der Vielblättrigen Lupine konnte der Pilz *Colletotrichum* sp. nachgewiesen werden, die so genannten „Brennfleckenkrankheit“. Eine Ausbringung könnte somit eine mögliche Bekämpfungsmethode darstellen. Außerdem kann sie durch zweimalige Mahd oder Schafbeweidung fast vollständig zurückgedrängt werden (Volz, 2002). Entscheidend für den Erfolg sind der Zeitpunkt (vor Ausreifung der Samen) und die Wiederholung der Maßnahmen. Jede Pflege muss über 3- 5 Jahre hinweg mindestens zweimal jährlich durchgeführt werden.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Es bestehen nur geringfügige direkte ökonomische Kosten oder Nutzen.

Ökologische Schäden/Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Im Naturschutzgebiet Lange Rhön ist die Lupine auf Bergwiesen von 20 Hektar vertreten. Bundesweit werden solche Bestände, die den potentiellen Lebensraum der Arnika einnehmen, auf etwa 100 Hektar geschätzt (Volz, 2002). Diese Habitats (Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen) werden meist durch Naturschutzbehörden betreut und einmal im Jahr gemäht. Zur Stützung der Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen wäre aber eine weitere Mahd im Jahr notwendig. Da bei einer zweiten Mahd das anfallende Mähgut nicht mehr entfernt werden muss, entstehen hier zusätzliche Kosten von lediglich 300 € pro Hektar. Hieraus folgt, dass hier zusätzliche Kosten von etwa 30.000 € jährlich anfallen.

Abschließende Betrachtungen

Eine Verdrängung der Arnika ist nicht zu monetarisieren, wenn keine WTP-Analyse durchgeführt wird. Neben den Bergwiesen existieren noch weitere, schützenswerte Biotope, auf denen die Lupine unter Umständen bedrohte Arten verdrängt. Hierzu gehören beispielsweise Magerrasen, Halbtrockenrasen, Heiden, Feucht- und Nasswiesen. Im Regierungsbezirk Kassel nehmen diese Habitats etwa 3050 Hektar ein. Bei schätzungsweise 15 Regierungsbezirken in der Mittelgebirgsregion entspräche dies einer Schutzfläche von 45.750 Hektar, die eine zusätzliche Mahd benötigen. Diese Maßnahmen würden 1,4 Millionen Euro kosten. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Berechnung durchaus spekulativ und eher als *worst case*-Szenario einzustufen ist.

Tabelle 19: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Lupine in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurde das Ergebnis einer Befragung benutzt. Aus diesem Grunde fehlen Ober- und Untergrenzen.

	verursachte Kosten	Bemerkungen
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar	WTP-Analyse denkbar
Bekämpfung	30.000 €	Eine zusätzliche Mahd, jährlich
Summe	30.000 €	

3.8.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Beide hier genannten Arten verursachen zur Zeit keine aktuellen Kosten. Im Falle der Lupine wäre aber eine kostenwirksame Managementänderung notwendig. Ein direkter, ökonomischer Nutzen des Höckerflohkrebses ist in Deutschland nicht nachzuweisen.

Tabelle 20: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Verdrängung einheimischer Arten durch den Höckerflohkrebs und die Lupine in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Bemerkungen
Höckerflohkrebs	keine	ökologische Schäden nicht bezifferbar
Lupine	30.000 €	nur Bergwiesen, jährlich

Im Falle der Lupine ist es denkbar, dass auch in anderen Habitaten einheimische Arten verdrängt werden könnten. Weitergehende Maßnahmen auf diesen Flächen könnten hier als *worst case*-Szenario zusätzliche Aufwendungen von maximal 1,4 Millionen Euro notwendig machen.

3.8.5 weitere auffällige Arten

Die Fauna der Krebstiere in deutschen Flüssen ist reich an Neozoen. So finden sich neben mediterranen Arten (bzw. die Garnele *Atyaephyra desmaresti*, die Asseln *Proasellus coxalis* und *P. meridianus* und der Flohkrebs *Echinogammarus berilloni*) hauptsächlich Arten aus der Pontokaspis. Hierzu gehören die Schwebgarnelen *Hemimysis anolmala* und *Limnomysis benedeni*, der Schlickflohkrebs *Corophium curvispinum* und die Donauassel *Jaera istri* (synonym: *J. sarsi*). Unter den Flohkrebse (Amphipoda) sind hier neben der Gattung *Dikerogammarus* die Neozoen *Chaetogammarus ischnus*, *Gammarus tigrinus* (Herkunft: Nordamerika) und *Orchestria cavimana* (Verbreitung: ostmediterran-pontisch) zu nennen. Mit dem Höcker- und dem Schlickflohkrebs finden sich in dieser Tiergruppe Vertreter der häufigsten Neubürger in deutschen Fließgewässern (für eine Übersicht siehe beispielsweise Tittizer, 1996).

Eine direkte Verdrängung einer einheimischen Art durch eine invasive Art ist in Deutschland nicht so häufig zu beobachten, wie es in der Presse von Zeit zu Zeit dargestellt wird. In vielen Fällen wirken Neobiota durch ihre starke Vermehrung unspezifisch auf viele Arten einer Biozönose, wie beispielsweise der Staudenknöterich (siehe Kapitel 3.6); die Mechanismen sind indirekt, wie die Verbreitung der Krebspest durch den Kamberkrebs (siehe Kapitel 3.4), oder die Neubürger treffen auf ein stark anthropogen geprägtes Habitat, das deren Ausbreitung fördert, beispielsweise durch das menschlich verursachte Fehlen konkurrierender Arten. Zu dem letzten Beispiel ist auch der Mink (siehe Kapitel 3.9.2) zu rechnen, der nach dem Aussterben des Europäischen Nerzes dessen Funktion im Naturhaushalt übernommen hat. Eines der Beispiele für eine direkte Verdrängung einheimischer Arten ist das Auftreten des Grauhörnchens (*Sciurus carolensis*) in Großbritannien, wo das einheimische Eichhörnchen (*S. vulgaris*) in das Hochland abgedrängt wurde (Reichholf, 1996). Das Grauhörnchen breitet sich mittlerweile in Norditalien aus (Genovesi & Amori, 1999).

Weitere Arten haben sich noch nicht so weit in Deutschland verbreitet, dass eine Einschätzung dieser Problematik möglich ist (z.B. Marderhund und Fuchs; Kinzelbach, 2002; Stier *et al.*, 2001).

3.9 Neobiota, die in der Empfehlung 77 (1999) der Berner Konvention von 1979 aufgelistet sind

3.9.1 Einleitung

Die Empfehlung 77 über die Ausrottung nicht einheimischer terrestrischer Wirbeltiere sagt aus, dass Populationen von Neobiota, die eine Gefährdung für die heimische Biozönose darstellen, einem Monitoring unterliegen sollen, Besitz und Verkauf kontrolliert werden müssen und dass die Durchführbarkeit einer Ausrottung dieser Populationen geprüft werden soll. Bei positiver Durchführbarkeit soll die Ausrottung durchgeführt werden. Als Beispiele sind im Anhang folgende Arten genannt: Mink (*Mustela vison*), Bisam (*Ondatra zibethicus*), Nutria (*Myocastor coypus*), Sikawild, (*Cervus nippon*), Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*), Schwarzkopf-Ruderente (*Oxyura jamaicensis*), Waschbär (*Procyon lotor*), der Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), kanadischer Biber (*Castor canadensis*), Rotwangenschildkröte (*Trachemys scripta* sp.) und Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*). Da der Ochsenfrosch in erster Linie auf wenige Vorkommen in Baden-Württemberg beschränkt ist, stellt dieser ein gutes Beispiel dar, wie mit invasiven Arten umzugehen ist, deren Ausbreitung gerade begonnen hat und wie sich die Kosten entwickeln, wenn eine Bekämpfung erst in Zukunft beginnt. Zudem wurde der Mink ausgewählt, der in erster Linie im Osten Deutschlands auftritt und im Begriff ist, den Westen zu besiedeln.

3.9.2 *Mustela vison* (SCHREBER, 1777) Mink, Amerikanischer Nerz

Herkunft

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Minks erstreckt sich von Alaska bis Florida. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde er zu Zuchtzwecken in Europa eingeführt. Synonyme: *Mustela canadensis*, *Mustela rufa*, *Lutra vison*, *Vison lutreola*.

Beschreibung

Der amerikanische Nerz gehört zur Familie der Marderartigen (Mustelidae). Er ist schwarzbraun gefärbt und besitzt eine weiße Oberlippe. Seine Kopf-Rumpf-Länge beträgt zwischen 35 und 45 cm. Die Männchen erreichen ein Gewicht von bis zu 1500 g, die Weibchen werden bis 800 g schwer.



Abbildung 21: Der Mink. Foto: Reinhard in: Ludwig *et al.* (2000).

Biologie und Ökologie

Der Mink lebt semiaquatisch; die Länge der beanspruchten Uferabschnitte pro Paar wird mit 2,5 bis 8 km Länge angegeben. Die Nahrung besteht aus Fischen, Amphibien, Vögeln, Nagern, Krebsen und Insekten. Die Fortpflanzungsperiode liegt in der Zeitspanne von Ende Februar bis Mitte April. Die Tragzeit beträgt 40-75 Tage, es werden durchschnittlich 4 bis 5 Junge geboren (Anonymus, 2001).

Verbreitung

Er hat sich in der Folgezeit in Europa ausgebreitet, nachdem er zum einen willentlich freigelassen wurde, zum anderen aber auch, nachdem entkommene Tiere sich in freier Wildbahn etablierten. In Deutschland ist er vor allem in der Oberpfalz (seit etwa 1998), den neuen Bundesländern (seit den 1960er Jahren), Schleswig-Holstein (1983) und in Osthessen (?) zu finden (Böhmer *et al.*, 2001).



Abbildung 22: Verbreitung des Minks in Deutschland.

Folgen

Schäden verursacht der Mink vor allem an Fischbesatz, des weiteren an Brutplätzen von Vögeln. Zudem wird angenommen, dass eine direkte Verdrängung des Europäischen Nerzes (*Mustela lutreola*) stattfindet (Sidorovich *et al.*, 1999); da dieser jedoch in Deutschland bereits seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts ausgestorben ist (Kappeler, 1999), stellt dieses Problem keinen aktuellen Kostenfaktor mehr dar.

Bekämpfung

Eine Bekämpfung des Amerikanischen Nerzes geschieht über das Aufstellen von Netzen und Fallen. Hierbei sollte mit geeigneten Lebendfallen gearbeitet werden, um einheimische Arten, wie beispielsweise den Fischotter, nicht zu gefährden.

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Da außer in der Oberpfalz keine ausreichende Datengrundlage hinsichtlich der Populationsgröße vorlag, können nur Jagdstrecken in die Rechnung eingehen (z. B. in Stubbe, 2001), deren Angaben jedoch nur schwer oder überhaupt nicht in Populationsgrößen umzurechnen sind (Intensivität der Jagd, Abhängigkeit vom Jagdpächter, Fangmethode, etc.). Als konservativer Ansatz wird hier die Mindestgröße der Population mit dem Zehnfachen der Jagdstrecke angegeben. Hieraus resultiert eine aktuelle Populationsgröße von 21.820 freilebenden Individuen in Deutschland. Ausgehend von der Angabe, dass die potentielle Besiedelung maximal ein Paar pro 2,5 Flusskilometer beträgt, könnte sich die maximale Anzahl der Individuen in Deutschland bei 145.300 km Gewässerstrecke (Bundesministerium für Umwelt, 2000) auf 116.000 Minks erhöhen. Der amerikanische Nerz tritt zur Zeit nicht in allen Bundesländern auf, vielmehr scheint er sich bisher auf 85 Landkreise ausgebreitet zu haben. Hierbei ist mit einer steigenden Tendenz zu rechnen.

Direkte ökonomische Schäden durch den Mink sind nur in geringem Ausmaß bekannt. So wurde in einigen Extremfällen von 250 gefressenen einjährigen Karpfen oder von 10 Koikarpfen und 40 Goldfischen berichtet (Sant, 2002) (wobei letztgenannte durch ihre Färbung sehr leicht erbeutet werden können). Im Schnitt soll ein Mink in Forellenzuchten im Laufe eines Winters bis zu fünf Kilogramm Satzforellen erbeuten können (Sant, 2002) (Preis pro Kilogramm etwa 3,07 €), wobei die Störung der Winterruhe bei Cypriniden das größere Problem darstellen kann. Bedingt durch die größeren Schäden liegt das Augenmerk der Fischwirtschaft aber auf dem Kormoran, der einhellig als wirtschaftliches Problem angesehen wird (siehe beispielsweise Bundesanstalt für

Landwirtschaft und Ernährung, 2000). Zudem ist anzunehmen, dass wildlebende Europäische Nerze vergleichbare Schäden anrichten würden. Neben den Fangprämien, die in einigen Landkreisen auf Minks gezahlt werden, ist das Fell (im Gegensatz zum Bisam, siehe Kapitel 3.4) auf dem Markt sehr begehrt. Private Fänger können pro erbeutetes Tier bis zu 20 € erhalten. Übertragen auf die aktuelle Populationsgröße von 21.820 Tieren könnten hier Erlöse von insgesamt 440.000 € auftreten. Dies entspricht jährlichen Einnahmen von 87.000 €.

Ökologische Schäden

Der Mink stellt vermutlich einen starken Nahrungs- und Platzkonkurrenten für den in Deutschland ausgestorbenen Europäischen Nerz (*Mustela lutreola*) dar. Im Naturhaushalt scheint der Mink dort, wo er auftritt, die Nischen zu besetzen, die durch die Ausrottung des Europäischen Nerzes frei geworden sind. Der Mink hat einen entscheidenden Einfluss auf Wasservögel (Aars *et al.*, 2001; Ferreras & MacDonald, 1999) und kann an deren Brutplätzen gefährdete Seevögel bedrohen (Rushton *et al.*, 2000). Zudem wird vermutet, dass der Mink Prädator des einheimischen Bibers (*Castor fiber*) ist (Nitsche, 1995) und dass er zur Verbreitung der Seehundstaupe beiträgt (Rössiger, 2002). In allen diesen Fällen kann aber der direkte Einfluss des Minks nicht monetisiert werden.

Da zur Zeit keine nennenswerten Nachzucht- und Auswilderungsprogramme für den einheimischen Nerz bestehen, sind derartige Ausgaben nicht exakt zu beziffern. So werden für die Wiedereinbürgerung des Auerhuhns im Nationalpark Harz Kosten von 190.000 € in 15 Jahren angegeben (12.700 € jährlich; Nationalpark Harz, 2001), wohingegen die Auswilderung des Luchses im gleichen Gebiet jährliche Kosten von etwa 51.100 € verursacht (Hannoversche Zeitung, 2000). In Südtirol wurden die Gesamtkosten für ein Projekt zur Wiedereinbürgerung des Luchses in einem nicht genannten Zeitraum mit 450.000 € angegeben.

Es ist zu erwarten, dass eine Auswilderung des europäischen Nerzes vergleichbare Kosten verursachen würde (etwa 32.000 € jährlich), insbesondere, da geeignete Habitate (Auen) nicht in ausreichenden Maße zu Verfügung stehen.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

Lebendfallen für den Mink kosten im Schnitt 73 € (von 48 bis 98 €) und können mehrere Jahre eingesetzt werden. Sollten pro Falle 50 Minks gefangen werden, bedeutet dies für die 85 Landkreise, in denen der Mink auftritt, eine einmalige Investition von 32.000 € (entspricht jährlichen Kosten von 6.400 €). Hier könnte auch ein „Fallenverleihsystem“ aufgebaut werden (Sant, 2002). Staatlich angestellte Minkfänger in diesen Bereichen würden (bei Kosten von 50.000 € für eine Stelle) 4,3 Millionen Euro jährlich kosten. Bei einer Ausbreitung des Nerzes auf das gesamte Gewässersystem Deutschlands würden staatliche Minkfänger in allen Landkreisen notwendig. Bei 323 Landkreisen (ohne kreisfreie Städte) würden dann jährliche Lohnkosten von 16,2 Millionen Euro anfallen. Zudem wäre die einmalige Anschaffung von Fallen im Wert von mindestens 120.000 € nötig. Da die Fallen etwa 5 Jahre benutzt werden können, entspricht dies jährlichen Kosten von 24.000 €. Für eine Ausrottung des Minks wäre der Aufwand wesentlich höher einzustufen. Es konnte aber nicht geklärt werden, um welchen Faktor die Kosten steigen würden. Es ist aber davon auszugehen, dass dieser Faktor etwa zwischen 3 und 5, unter Umständen sogar 10 betragen würde. Dementsprechend würde eine Ausrottung 12,9 bis 21,5 Millionen Euro, im ungünstigsten Falle sogar 43 Millionen Euro kosten. Die Bekämpfungskosten sind aber die aktuellen zusätzlichen Aufwendungen und als absolute Untergrenze für die Ausrottungskosten anzusehen. Bei einer Ausbreitung des Minks auf ganz Deutschland würden oben genannte Kosten für eine Ausrottung auf 49 bis 81,6, bzw. 163 Millionen Euro steigen.

Abschließende Betrachtungen

Es kann gezeigt werden, dass der Erlös, der durch den Verkauf der Felle entsteht, in keiner Weise die Kosten für hauptamtliche Fänger decken kann. Nur für Personen, die

in ihrer Freizeit als Nebenerwerb den Mink fangen, könnte sich dies als lukrativ erweisen. Hierbei ist aber zu beachten, dass diese „Bekämpfung durch Nutzung“ dazu führt, dass Tiere nur im Winter entnommen werden.

Diese Maßnahme kann unter Umständen dazu beitragen, durch herabgesetzte intraspezifische Konkurrenz den Bestand zu stützen. Somit ist es unumgänglich, hauptamtliche Fänger einzustellen, will man den Mink aus der Landschaft entfernen.

Tabelle 21: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den amerikanischen Nerz in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden die Ergebnisse aus Befragungen mit Literaturdaten hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen wurden aus der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen		Bemerkungen
Ökonomische Schäden	geringfügig			
Nutzen	-87.000 €	-31.000 bis -144.000 €		Erlöse für Felle
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar			
Bekämpfung	4.300.000 €	3.800.000 bis 4.700.000 €		Lohnkosten Minkfänger
	6.400 €	4.200 bis	8.600 €	Kosten von Fallen,
Summen	4.200.000 €	3.800.000 bis 4.600.000 €		

Die hier aufgeführten Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen sind die aktuellen Ist-Kosten, die in Deutschland jährlich entstehen. Sollte aber eine Ausrottung des Minks durchgeführt werden, wie dies in der Berner Konvention vorgesehen ist, würden diese Kosten auf mindestens 12,9 bis 21,5 Millionen Euro, im ungünstigsten Falle sogar auf 43 Millionen Euro steigen. Bei einer Ausbreitung des Amerikanischen Nerzes auf ganz Deutschland ergäben sich 49 bis 81,6, bzw. 163 Millionen Euro. Dies entspräche auch den Kosten für eine Ausrottung des Bisams.

3.9.3 *Rana catesbeiana* (SHAW) Ochsenfrosch

Herkunft

Der Ochsenfrosch ist in Nordamerika östlich der Rocky Mountains beheimatet und dort von Florida bis Südkanada anzutreffen. Er erreicht eine Kopf-Rumpf-Länge bis 20 cm und ein Gewicht von maximal 900 g (Anonymus, 2001). *Beschreibung*

Seine Oberseite ist olivgrün bis braun mit dunklen Flecken. Von einheimischen Fröschen lässt er sich durch sein großes, fast wie ein zweites Augenpaar aussehendes Trommelfell unterscheiden. Zudem findet sich eine Hautleiste vom Hinterrand des Auges über das Trommelfell bis zu den Vorderbeinen (LfU, 2001). Zur Laichzeit kann man den Ochsenfrosch durch seinen wie ein dumpfes Brüllen klingenden Ruf erkennen, der für diese Spezies namensgebend ist (Anonymus, 2001).



Abbildung 23: Der Ochsenfrosch. Foto: König in Ludwig *et al.* (2000).

Biologie und Ökologie

Die Kaulquappen können eine Länge bis 14,5 cm erreichen (Nöllert & Nöllert, 1992). Der Ochsenfrosch ernährt sich von Kleinkrebsen, Fischen, Amphibien, Schnecken, Kleinsäugern (Minghua *et al.*, 1999), Insekten (insbesondere geschützte Libellen und deren Larven; Clair, 2001) Kleinvögeln (Viernes, 1995) und gelegentlich auch Reptilien (sogar junge Ringelnattern, die eigentlich Prädatoren für Amphibien darstellen; Landesanstalt für Umwelt, 2001). Die Frösche sind nach 2 bis 4 Jahren geschlechtsreif und können dann im April bis August 25.000 (Anonymus, 2001) bis 40.000 Eier produzieren (Anonymus, 2001). Die Entwicklung vom Ei zum Frosch kann hierbei bis 3 Jahre dauern; das adulte Tier kann ein Alter von bis zu 9 Jahren erreichen. Es werden warme, große und strömungsarme Wasserkörper (Seen) bevorzugt (Bruening, 2000). Bisher wurden in allen europäischen Vorkommen Reproduktion beobachtet (Landesanstalt für Umwelt, 2001; Stumpel, 1992a; Thiesmayer *et al.*, 1994). Der Ochsenfrosch ist dämmerungs- bis nachtaktiv und kann große Strecken (bis 1,5 km) zurücklegen (Laufer & Waitzmann, 2002).

Verbreitung

In Nordamerika hat sich der Ochsenfrosch nach Westen über die Rocky Mountains, im Norden nach Südkanada und im Süden bis Mexiko ausgebreitet. Zudem ist er nach Hawaii, Bermuda, Jamaica, Kuba und Japan verschleppt worden (Kupferberg, 1997; Minghua *et al.*, 1999; Stumpel, 1992b). In Europa wurde der Ochsenfrosch zunächst in der Poebene ausgesetzt (Lanza, 1962), später folgten Ausbringungen in Spanien (Garcia-Paris, 1991), den Niederlanden (Stumpel, 1992b), Großbritannien (Banks *et al.*, 2000) und in Westfrankreich bei Bordeaux (Lanza & Ferri, 1997). Dort konnte sich die Art seit Ende der 1960er Jahre von einem Einzelvorkommen auf eine Fläche etwa von der Größe von Rheinland-Pfalz ausbreiten (Departements Gironde, Landes und Charente; Nomi, 2001). In Deutschland wurde der Ochsenfrosch an mindestens vier Stellen ausgebracht, wo er zum Teil aber wieder ausgerottet wurde (Laufer & Waitzmann, 2002). Diese Gebiete beschränken sich zur Zeit auf den Westen Deutschlands (Umland von Bonn, Oberrheinebene; erfolgreich bekämpft bei Celle und

Stuttgart), wobei die genaue Lage von der Landesanstalt für Umwelt Karlsruhe geheim gehalten werden, um eine Verbreitung dieser Art durch Gartenteichliebhaber zu vermeiden (Weizmann, 2002).

Folgen

Der Ochsenfrosch ist auf Grund seiner Körpergröße sowohl ein Platzkonkurrent als auch Prädator einheimischer Amphibien. Von verschiedenen Autoren wird berichtet, dass nach dem Auftreten des Ochsenfrosches ein starker Rückgang der gesamten Amphibienfauna zu verzeichnen ist (Hecnar & McLoskey, 1997; Kupferberg, 1997; Laufer & Waitzmann, 2002; Stumpel, 1992a; Thiesmayer *et al.*, 1994). Hierbei ist allerdings unklar, ob die Verbreitung von Krankheiten eine Rolle spielt (Daszak *et al.*, 1999) oder ob andere Arten nach Auftreten des Ochsenfrosches abwandern (Kupferberg, 1997). Bisher sind keine andere Amphibien bekannt, die vergleichbare Probleme für einheimische Arten verursacht. Die Konkurrenzkraft des Ochsenfrosches ist vielleicht mit der Verdrängung und Predation heimischer Amphipoden durch *Dikerogammarus villosus* vergleichbar. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass der Ochsenfrosch neben anderen Anuren auch geschützte Arten anderer Klassen, wie beispielsweise Schwanzlurche oder Echsen, bedroht. Aus diesem Grunde ist eine Bekämpfung dieser Art in Europa notwendig. Gleichzeitig erscheint eine Ausrottung sogar in Frankreich, wo die Populationen aus mindestens 5.000 adulten Tieren bestehen, im Bereich des Möglichen (Nomi, 2001).

Bekämpfung

Ein einheitlicher Ansatz zur Bekämpfung ist bisher aber nicht abzusehen. So wurde neben der Bejagung mit Schrot (Nomi, 2001), Abfangen von Adulten und Gelegen mit Keschern und dem Auspumpen kleiner Teiche auch der Einsatz des Elektrofischens (Weizmann, 2002) mit unterschiedlichen Erfolg durchgeführt. Der Erfolg der Maßnahmen scheint hierbei eng mit der Größe der Gewässer verbunden zu sein (Nomi, 2001).

Direkte und indirekte ökonomische Kosten und Nutzen

Der Ochsenfrosch verursacht in Deutschland zur Zeit keine direkten Kosten. Es besteht aber die Möglichkeit, dass bei einer Ausbreitung auf die gesamte Republik Schäden in der Fischereiwirtschaft auftreten, da ähnliches in Frankreich vermutet wird (Nomi, 2001). Dort wird der Ochsenfrosch auch verzehrt, was ein Grund für die Einbürgerung gewesen sein soll (Lanza & Ferri, 1997). Es konnte aber nicht recherchiert werden, welchen Anteil der Ochsenfrosch tatsächlich an der Froschschenkelproduktion Frankreichs besitzt.

Ökologische Schäden

Die Verdrängung einheimischer Arten (Amphibien oder andere Gruppen, siehe oben) stellt ein großes Gefährdungspotential dar. Da aber in Deutschland bisher nur einzelne Kleingewässer betroffen sind, wurden hier bisher keine Maßnahmen zur Stützung der autochthonen Fauna durchgeführt. Bei einer weiteren Ausbreitung würden solche Maßnahmen aber notwendig.

Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen

In den fünf betroffenen Gewässern wurde von der Landesanstalt für Umwelt Karlsruhe mit der Unterstützung von 20 ehrenamtlichen Helfern und der Feuerwehr diese Teiche zweimal ausgepumpt und die Kaulquappen und adulte Tiere abgesammelt. Zudem wurde zweimalig elektrisch befischt (Weizmann, 2002). Die Kosten für diese Maßnahmen werden wie folgt eingestuft: 20 ehrenamtliche Helfer, über ein Jahr verteilt, entsprechen in etwa den Aufwendungen für eine hauptamtliche Kraft, also 50.000 €. Die Kosten für das Auspumpen und Elektrofischen betragen 500 € bzw. 1.200 € pro Tag. Hieraus ergibt sich eine Summe von 53.000 € pro Teich und für alle fünf Teiche 270.000 € jährlich.

Abschließende Betrachtungen

Da der Ochsenfrosch bisher in der freien Natur nur in fünf Gewässern auftritt, sind die Kosten für dessen Bekämpfung verhältnismäßig gering. Ähnliches gilt für die ökologischen Schäden, wenngleich diese nicht bezifferbar sind.

Bei einer Ausbreitung auf größere Gebiete könnten sich diese Probleme aber potenzieren und sehr hohe Ausmaße annehmen.

Tabelle 22: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Ochsenfrosch in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Befragungen und Publikationen benutzt. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus der Standardabweichung.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Ökonomische Schäden	keine		
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar		
Bekämpfung	270.000 €	260.000 bis 520.000 €	jährliche Kosten
Summe	270.000 €	260.000 bis 520.000 €	

Bei einer Ausbreitung auf größere Seen erhöht sich aber auch der Aufwand. So müsste die Anzahl der Helfer und der Einsatz des Elektrofischens schätzungsweise verzehnfacht werden. In Frankreich breitete sich der Ochsenfrosch binnen 20 Jahren auf eine Fläche vergleichbar mit Rheinland-Pfalz (Anteil an der Fläche Deutschlands: 5,6 %) aus (Nomi, 2001). Ausgehend von dieser Ausbreitungsgeschwindigkeit und oben genannter Einschätzung würde dies allein für Seen, die größer als 0,01 km² sind, Kosten von 241.960.000 € verursachen. Bei einer Ausbreitung auf ganz Deutschland wären dies (bei schätzungsweise 8.500 Seen größer als 0,01 km²; Bundesministerium für Umwelt, 2000) 4,4 Milliarden Euro (siehe hierzu auch Abbildung 24). Hierbei ist zu beachten, dass nur größere Seen in die Rechnung eingehen und dass es nicht erwiesen ist, dass Elektrofischen als Maßnahme ausreichend ist, den Ochsenfrosch zu bekämpfen.

Bedingt durch den politischen Prozess der Berner Konvention ist eine WTP de facto bereits entschieden. Als „Hilfsuntergröße“ können hier die Kosten der Bekämpfungsmaßnahmen angenommen werden.

3.9.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die hier erfassten Daten zeigen, dass es in Zukunft unumgänglich ist, hauptamtliche Fänger einzustellen, wenn man den Bestand an Mink oder Bisam kontrollieren will. Diese sollten sich nicht nur auf diese Arten beschränken, sondern auch andere Neobiota aus dem Naturraum entfernen. Je nach Anzahl und Auftreten von Arten, deren Anwesenheit nicht erwünscht ist, und der jeweiligen Fangmethode, ist dies jedoch nicht mehr von einer Einzelperson pro Landkreis zu erfüllen. Vielmehr wären hier zusätzliche Kräfte mit dementsprechender Ausbildung notwendig.

Tabelle 23: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Bekämpfung von Mink und Ochsenfrosch in Deutschland entstehen, die in der Empfehlung 77 der Berner Konvention festgelegt sind.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Mink	4.200.000 €	3.800.000 bis 4.600.000 €	Bekämpfung
Ochsenfrosch	270.000 €	260.000 bis 520.000 €	Bekämpfung
Summen	4.470.000 €	4.060.000 bis 5.120.000 €	

Eine Bekämpfung bzw. Ausrottung des Minks und des Ochsenfrosches kostet, wenn sie sofort beginnen würde, mindestens 4 Millionen Euro jährlich. Die Dauer dieser Maßnahmen ist hierbei von der Intensität abhängig, vermutlich beträgt diese mindestens 10 Jahre. Im Falle des Minks könnten hierbei durch den Verkauf der Felle Erlöse von mindestens 440.000 Euro erzielt werden, ein weiterer Nutzen dieser Arten besteht nicht.

Bedingt durch die Ausbreitung vieler Arten, die in der Empfehlung 77 aufgelistet sind, ist davon auszugehen, dass diese Kosten stark ansteigen, wenn die Maßnahmen erst in den Folgejahren beginnen. Bei einer Ausbreitung des Minks auf ganz Deutschland würden beispielsweise die Kosten für hauptamtliche Fänger auf über 16 Millionen Euro ansteigen, wobei vermutlich eine Person pro Landkreis nicht ausreichen würde. Die Beseitigung von aquatischen und semiaquatischen Arten bereitet zusätzliche Probleme. Unter der Voraussetzung, dass sich die Ochsenfroschpopulationen alle 20 Jahre verdoppeln und schließlich ganz Deutschland besiedeln (Sättigungspunkt), würden sich die Kosten wie in Abbildung 24 entwickeln. Hierbei ist zu beachten, dass diese Annahmen konservativ getroffen wurden, da sowohl Vermehrung als auch Ausbreitung in den meisten Fällen eher exponentielle Funktionen darstellen.

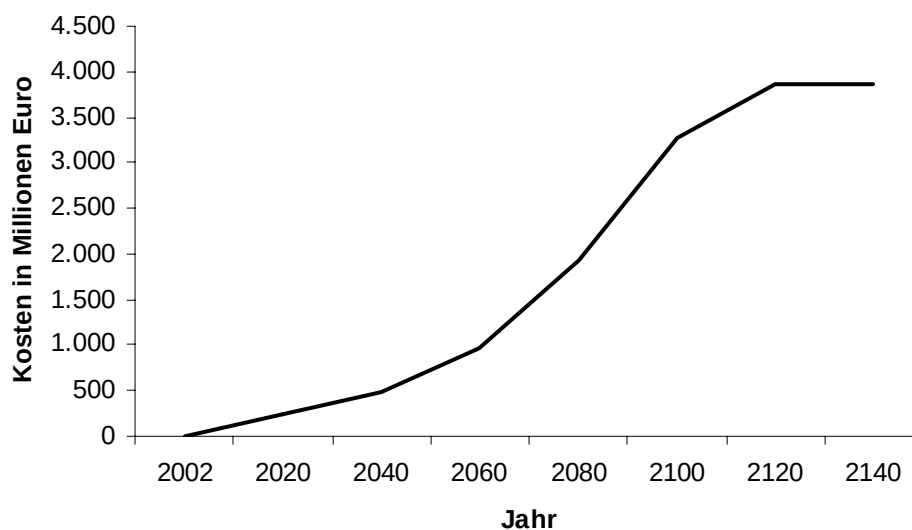


Abbildung 24: Entwicklung der jährlichen Kosten, wenn eine Bekämpfung des Ochsenfrosches erst in Zukunft beginnt. Vermehrung und Ausbreitung sind hierbei als linear angenommen.

Der Verlauf dieser Funktion gilt für alle Bekämpfungsmaßnahmen von Arten, die im Begriff sind, Deutschland zu besiedeln und Reproduktion zeigen. Hierzu gehören Nutria (*Myocastor coypus*), Waschbär (*Procyon lotor*), und der Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), sofern diese noch nicht die gesamte Fläche Deutschlands besiedelt haben,

wie beispielsweise der Bisam (*Ondatra zibethicus*). Nicht reproduktive Arten, wie beispielsweise Schildkröten, verursachen nur Kosten, die durch die Verhinderung der Freilassung bzw. ihrer Entfernung entstehen. In der Debatte um neue Tier- und Pflanzenarten wird oft das Argument angeführt, dass eine Entfernung aus Natur und Landschaft nicht mehr möglich ist. Beispiele aus Neuseeland hingegen bewiesen, dass zumindest auf 100 bis 200 Hektar großen Inseln und ausgewählten Waldgebieten auf den Hauptinseln eine vollständige Ausrottung beispielsweise der Wanderratte (*Rattus norvegicus*) gelang (für eine Übersicht siehe Kegel, 1999). Letztendlich ist es nur eine Frage der Ausdauer und der Intensität der Bekämpfung, ob eine Art entfernt werden kann.

3.9.5 weitere auffällige Arten

Neben dem Ochsenfrosch und dem Mink, die hier genauer bearbeitet wurden, sind in der Empfehlung 77 der Berner Konvention weitere Arten aufgeführt. Hierzu gehören Nutria (*Myocastor coypus*), Sikawild (*Cervus nippon*), Waschbär (*Procyon lotor*) und der Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*). Diese Arten verursachen nur geringfügige direkte ökonomische Schäden und treten zum Teil schon lange Zeit in Deutschland auf. Sowohl der Waschbär *Procyon lotor* als auch der Marderhund *Nyctereutes procyonoides* ähneln in ihrer Lebensweise bezüglich der Ernährung dem Amerikanischen Nerz. Beide sind Allesfresser, wobei sich aber der Marderhund durch einen größeren Anteil an pflanzlicher Nahrung auszeichnet. Im Gegensatz zum Mink sind sie jedoch nicht ausschließlich in Gewässernähe anzutreffen (Aulendorf, 2002). Der Waschbär wurde 1934 in Deutschland eingeführt (Wittgen, 2002) und hat sich seitdem stark verbreitet. In den letzten Jahren ist es zu einer starken Zunahme der Bestände gekommen (Aulendorf, 2002b). Der Marderhund wurde in den 1960er (Ost-) bzw. 1970er Jahren (Westdeutschland) eingeführt. Er hat sein Hauptverbreitungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg (Aulendorf, 2002a). Schädigungen sind nur von dem weiter verbreiteten Waschbär bekannt. Er tritt inzwischen zuweilen in menschlichen Siedlungen auf, wo er sich auf Futtersuche begibt.

Dabei verursacht er auch Schäden an Gebäuden, wenn er sich Zugang zum Futter verschafft oder Nistplätze, z.B. in Dachstühlen, anlegt (Heitland, 2002). Vom Marderhund ist dies nicht bekannt, was auch durch die kleineren Bestände bedingt sein könnte. Zudem könnte *N. procyonides* bei größeren Bestandsdichten in direkter Konkurrenz zum Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) treten (Kinzelbach, 2002).

In der Empfehlung 77 ist auch die Schwarzkopf-Ruderente (*Oxyura jamaicensis*) aufgeführt, wobei diese Art die Populationen autochthoner Weißkopf-Ruderenten (*Oxyura leucocephala*) auf der iberischen Halbinsel durch Hybridisierung gefährdet (Mooij & Bräsecke, 2001). Somit ist auf europäischer Ebene eine Ausrottung dieser Art vertretbar. Ähnliches gilt für das Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*).

In einer Bestandsaufnahme in Südhessen fanden Winkel *et al.* (2000) insgesamt fünf verschiedene Arten allochthoner Schmuckschildkröten (Chinesische Dreikielschildkröten *Chinemys* sp., Rot- und Gelbwangenschildkröten *Trachemys scripta* sp. und eine Höckerschildkröte *Pseudemys* sp.). Hinzu kommen Einzelfänge von Geier- und Schnappschildkröten (*Macrolemys temmincki* und *Chelydra serpentina*; Altherr, 2002). Obwohl bisher keine Reproduktion dieser Arten beobachtet wurde, ist doch, bedingt durch ihre Lebensdauer und die andauernden Aussetzungen, von einer durchgehenden Anwesenheit auszugehen. Ähnlich wie beim Ochsenfrosch sind die Anstrengungen der Unteren Naturschutzbehörde Offenbach und des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten in Hessen zu begrüßen, diese Arten weitgehend einzudämmen und zumindest in den Reliktvorkommen der europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) auszurotten. *E. orbicularis* tritt in Deutschland gesichert nur noch in zwei Regionen in Südhessen und Brandenburg bzw. Mecklenburg-Vorpommern auf (Winkel *et al.*, 2000) und ist durch fortgesetzte Habitatzerstörung und Isolation der Populationen vom Aussterben bedroht. In diesem Falle ist diese Art durch die Aussetzung von allochthonen Schmuckschildkröten stark in ihrem Bestand gefährdet.

3.10 Zusammenfassende Betrachtung der Problemfelder

In den vorangehenden Kapiteln wurden anhand von 20 Beispielen in neun ausgewählten Problemgebieten die zusätzlichen Aufwendungen ermittelt, die durch diese Neobiota jährlich in Deutschland entstehen. Die ermittelten Kosten der hier bearbeiteten Neobiota sind in den Tabellen 24 und 25 dargestellt. Die unterschiedlichen Summen beider Tabellen sind darauf zurückzuführen, dass neben den jeweiligen Problemfeldern weitere Kosten ermittelt werden konnten, beispielsweise auf Naturschutzflächen oder in Landkreisen.

Insgesamt summieren sich die hier ermittelten Kosten für die 20 Arten auf durchschnittlich 167 Millionen Euro jährlich. Hierbei liegen Unter- und Obergrenzen bei 109 bzw. 263 Millionen Euro.

Tabelle 24: Zusammenfassung der Kosten, die durch ausgewählte Neobiota jährlich in Deutschland entstehen (in Euro, €).

Arten	Durchschnitt	Untergrenze	Obergrenze
Beifußambrosie	32.100.000	19.800.000	49.900.000
Herkulesstaude	12.313.000	10.619.000	14.770.000
Roteiche	-716.000	-375.000	-1.050.000
Traubenkirsche	25.500.000	15.630.000	39.600.000
Getreidekapuziner und Getreideplattkäfer	19.400.000	11.200.000	35.300.000
Mehlmotte	4.784.000	4.600.000	12.280.000
Knopfkraut	keine		
Bisam	12.447.600	6.024.600	18.665.800
Kammerkreb	nicht bezifferbar		
Kastanienminiermotte	19.200.000	10.020.000	33.800.000
Ulmenkrankheitserreger	5.060.000	3.510.000	13.420.000
Dreikantmuschel	nicht bezifferbar		
Staudenknöterich	32.300.000	23.700.000	41.000.000
Greiskraut	100.000		
Schmetterlingsstrauch	keine		
Höckerflohkrebs	nicht bezifferbar		
Lupine	30.000 €		
Mink	4.200.000	3.800.000	4.600.000
Ochsenfrosch	270.000	260.000	520.000
Summen	166.988.600	101.405.000 108.788.600	266.150.000 262.805.800

Die ausgewählten Arten verursachen hierbei sehr unterschiedliche Kosten. Dies hat verschiedene Ursachen. So können beispielsweise die ökologischen Schäden von Kamberkrebs, Dreikantmuschel und Höckerflohkrebs nicht beziffert werden. Aber auch andere Arten, die teilweise hohe Kosten zeigen (z .B. der Staudenknöterich), verursachen ökologische Probleme, die ebenfalls nicht monetisiert werden können. Die hier angegebenen Werte entsprechen dann den rein ökonomischen Kosten. Andere Arten, wie beispielsweise das Greiskraut und der Schmetterlingsstrauch, verursachen weder ökologische noch ökonomische Kosten. Hier könnte nur vermutet werden, ob diese Pflanzen überdurchschnittlich viele bestäubende Insekten anlocken, die einheimische Blütenpflanzen dementsprechend weniger aufsuchen, wie dies für das indische Springkraut *Impatiens glandulifera* angenommen wird (Chittka *et al.*, 2001).

Die höchsten Kosten, die in der vorliegenden Studie ermittelt werden konnten, sind die bereits bekannten „Problemarten“ Staudenknöterich und Spätblühende Traubenkirsche. Weniger bekannt war bisher der große Einfluss von Beifußambrosie und der Getreidekäfer. Die zusätzlichen Kosten für die Kastanienminiermotte sind bisher zwar nicht hochgerechnet worden, liegen aber im Vergleich zu anderen „Problemarten“ im erwarteten Bereich.

Eher als niedrig sind die Kosten durch Verdrängung einheimischer Arten zu bezeichnen, wie beispielsweise im Falle der Lupine. Die Ursache hierfür ist aber in erster Linie in der Seltenheit des gefährdeten Habitats, den Borstgraswiesen, zu suchen. Nach Volz (2002) finden sich in Deutschland nur 100 Hektar dieser Lebensgemeinschaft. Dementsprechend können Maßnahmen zur Bestandsstützung nur für diese Fläche berechnet werden. Viele Daten konnten im Rahmen dieser Studie nicht recherchiert werden. So war die Berechnungen für Schäden an Gleisanlagen nur anhand einer Aussage möglich. Die Wahrscheinlichkeit einer Fehleinschätzung ist dementsprechend hoch.

Tabelle 25 zeigt die jeweiligen Kosten in den Problemfeldern. Besonders hohe Kosten finden sich hier bei gesundheitsgefährdenden Arten. Dies ist mit den hohen Kosten im

Gesundheitswesen allgemein und der verhältnismäßig guten Datengrundlage zu erklären. Zudem entstehen hier hohe Nebenkosten durch Arbeitszeitausfall, Todesfälle, etc. Ebenfalls hohe Kosten finden sich im Unterhalt von Wasserwegen, was in erster Linie durch den Staudenknöterich und die daraus resultierenden Uferabbrüche zu erklären ist.

Geringere Kosten finden sich hingegen in der Fischerei und Teichwirtschaft. Hier ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Kosten höher einzustufen sind, da die hier durchgeführte Umfrage nicht als repräsentativ gelten kann. Zudem verursachen die hier untersuchten Arten Bisam und Kamberkrebs nur Schäden in geringem Umfang. Weitergehende Studien sollten hier andere Aspekte berücksichtigen. Hier ist vor allem die Veränderung bzw. der Verlust der genetischen Vielfalt der heimischen Fischarten durch Fremdbesatz zu nennen, welcher nur schwer ökonomisch fassbar ist. Geringe Kosten wurden auch für terrestrische Verkehrswege errechnet.

Tabelle 25: Zusammenfassung der Kosten, die durch die bearbeiteten Neobiota jährlich in Deutschland in den jeweiligen Problemfeldern entstehen (in Euro, €).

Problemfeld	Durchschnitt	Untergrenze	Obergrenze
Gesundheitsgefährdende Arten	37.750.000	20.180.000	60.960.000
Forstwirtschaft	24.800.000	15.300.000	38.500.000
Landwirtschaft	24.084.000	15.800.000	47.580.000
Fischerei & Teichwirtschaft	1.600.000	1.000.000	2.700.000
Kommunaler Bereich	26.200.000	14.620.000	50.500.000
Wasserwege	32.200.000	23.700.000	40.800.000
Terrestrische Verkehrswege	4.853.000	4.453.000	5.153.000
Verdrängung einheimischer Arten	30.000		
Berner Konvention	4.470.000	4.060.000	5.120.000
Summen	155.987.000	99.113.000	251.313.000

Die Kosten für die Verdrängung einheimischer Arten durch Lupine und Höckerflohkrebs sowie Kosten durch Arten, die in der Berner Konvention genannt sind, stellen jeweils die Untergrenzen dar, weil die Monetisierung des Verlustes an Biodiversität im Rahmen dieser Studie nicht möglich ist.

4 Nationale Strategien zur Eindämmung der Ausbreitung von Neobiota

4.1 Einleitung

In den vorangehenden Kapiteln konnte gezeigt werden, dass einige Neobiota einen nicht unerheblichen Schaden im Gebiet Deutschlands verursachen, wohingegen andere einen nur geringen negativen ökonomischen Einfluss zeigen. Im Falle der „problematischen“ Neubürger ist dementsprechend ihre weitere Ausbreitung (sofern diese nicht schon erfolgt ist) nicht wünschenswert. Zudem ist mit fortschreitender Globalisierung des Welthandels und der zunehmenden Erwärmung im mitteleuropäischen Raum vermehrt mit der Einwanderung gebietsfremder Arten bzw. mit erleichterter Etablierung zu rechnen. Somit sind zukünftige Probleme mit Neobiota vorprogrammiert. Im Folgenden sollen zwei verschiedene Ansätze aufgezeigt werden, wie aktuelle und zukünftige Ausbreitungen minimiert und beobachtet werden können. Zum einen werden die Kosten für die Verbesserung der Habitatstrukturen anhand von Beispielen aufgezeigt. Zum Anderen soll dann ein Weg aufgezeigt werden, der Natur- und Landschaftsschutz mit der Bekämpfung und Beobachtung von Neobiota verbindet.

4.2 Kosten der Verbesserung von Habitatstrukturen

Die Ausbreitungsdynamik von neuen Tier- und Pflanzenarten wird neben der absichtlichen Ausbringung durch den Menschen zu großen Teilen vom Habitat bestimmt (Geiter *et al.*, 2001). Besiedelt werden insbesondere vom Menschen gestörte Stellen, wie Gewässerufer, Bahn-, Hafen-, Industrie-, Straßen- und Bauflächen (Böcker *et al.*, 1995) sowie Ruderalflächen (Schuldes & Kübler, 1991), aber auch die großen Ströme und Flüsse (Kinzelbach, 1996). Eine gesteigerte Resistenz gegen Invasionen durch höhere Strukturierung des Ökosystems wurde bereits 1958 von Elton (Elton, 1958) vermutet. Ein erster Nachweis dieser Theorie für Grasland-Pflanzengesellschaften in Amerika gelang Knops in Feldversuchen 1999. Hierbei wurden

unterschiedliche Versuchsansätze, wie beispielsweise die Ausgangsbesiedelung durch einheimische Pflanzen oder Größe der untersuchten Flächen, variiert.

Es konnte gezeigt werden, dass die *species richness* der Ausgangslage einer der entscheidenden Faktoren für eine Besiedelung durch invasive Arten war. In der neueren Literatur herrscht inzwischen Einigkeit darüber, dass Anwesenheit und Ausbreitung von invasiven Pflanzen oft symptomatisch für Management-Probleme (Masters & Sheley, 2001) und gestörte Habitatstrukturen (Kowarik & Starfinger, 2001) sind. Aus diesem Grunde soll hier auch den Kosten nachgegangen werden, die entstehen würden, wenn flächendeckend in Deutschland strukturverbessernde Maßnahmen durchgeführt würden. Da die Ermittlung aller Kosten den Rahmen dieser Untersuchung sprengen würde, wurden Beispiele ausgewählt, die möglichst viele Bereiche der Naturraumnutzung berühren und dementsprechend großflächig sind.

Brachflächen

Insbesondere Brachflächen können als konkurrenzarme Standorte die Ausbreitung und Etablierung von Neophyten begünstigen. Die Pflegebedürftigkeit solcher Flächen wurde bereits in den 1930er Jahren erkannt. Der „Reichslandschaftsanwalt“ Alwin Seifert schrieb damals: „Wer immer mit Hilfe öffentlicher Mittel neue Ödflächen schafft in Form von Böschungen an Straßen, Bahnen, Kanälen, Flüssen, ist gehalten, sie mit der jeweils bodenständigen und standortgemäßen Laubholzgesellschaft aufzuforsten“ (Klose, 2002). Durch die zumeist mangelnde Beschattung finden besonders wärmeliebende Pflanzen (also auch in warmen Gebieten beheimatete) hier gute Bedingungen. Als Beispiele seien hier die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) oder die Beifußambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) genannt. Im Jahr 2000 bestanden in Deutschland 823.000 Hektar Brachflächen, davon etwa 40.000 Hektar im besiedelten Bereich (Statistisches Bundesamt, 2002). Um Neobiota an ihrer Ausbreitung in diesen Bereichen zu hindern, existieren zwei Möglichkeiten des Managements: 1. Kontrolle dieser Arten durch regelmäßige Mahd und 2. Schaffung von Konkurrenz und Beschattung durch Bepflanzung. Eine zweimalige Mahd auf diesen Flächen, die jedoch für die Kontrolle einiger Neophyten noch unzureichend wäre (z .B. des

Staudenknöterichs *Fallopia* sp.), würde pro Jahr (bei Kosten von zweimal 700 € pro Hektar inklusive Abfahrt und Entsorgung des Mähgutes; Volz, 2002) einen Aufwand von insgesamt 1,15 Milliarden Euro bedeuten. Eine Bepflanzung mit Gehölzen kostet pro Hektar etwa 20.000 € (Gasselink, 2002). Somit würde diese Maßnahme einmalig 16,5 Milliarden Euro kosten.

Hecken als Trittsteinbiotope

Im Rahmen der Industrialisierung der Landwirtschaft und insbesondere im Zuge der Flurbereinigungen der 1960er und 1970er Jahre wurden die Anbaugebiete auf Kosten von Trittsteinbiotopen, wie beispielsweise Hecken oder Mauern, ausgeweitet. Auf diese Weise wurden aber vorher verbundene Biotope voneinander isoliert. Die Wiederherstellung des Zustandes vor 1950 ist vermutlich nicht möglich. Eine Aufwertung von Ackerrändern, beispielsweise durch die Pflanzung von Hecken, erscheint wiederum denkbar (vgl. BNatSchG § 2 sowie § 5 (3 und 4)). Basierend auf dem Gewässerindex nach Gutsche & Enzian (1998) (Uferlänge/Ackerfläche, ermittelt auf Grund von Messtischblättern der Bundesländer Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein), ist davon auszugehen, dass der Anteil an aneinandergrenzenden Feldern drei- bis fünfmal höher ist als der Anteil an Gewässer grenzender Äckern (also mindestens 368 bis 614 km²). Auf diesen Flächen würde die Pflanzung von Hecken durch den entstehenden Verlust an Ackerfläche einen Ernteverlust von 9,7 bis 16,2 Millionen Euro pro Jahr bedeuten. Die Pflanzungen von Hecken an sich würden Kosten von 0,7 bis 1,2 Milliarden Euro verursachen.

Totholzinseln

Wie der Großteil aller anderen Flächen werden Wälder forstwirtschaftlich genutzt und sind somit ein Teil unserer Kulturlandschaft. Eine Verbesserung von Habitatstrukturen ist hier insbesondere durch veränderte Nutzung und Stillegung von Flächen möglich. Diese Möglichkeiten werden durch die Forstämter auch schon vielerorts genutzt, sind aber von Bundesland zu Bundesland recht unterschiedlich. Eine Art der Flächenstillegung ist die Schaffung von Totholzinseln. Eine Erhöhung des Totholzanteiles um 5 % würde im Bundesland Hessen einen Einnahmeverzicht für die Forstwirtschaft von

1,38 Millionen Euro pro Jahr bedeuten (Stoll, 2002), auf die Waldfläche Deutschlands umgerechnet wären das 7 Millionen Euro jährlich. Eine langfristige Änderung der Nutzung, wie beispielsweise Verzicht auf die Anpflanzung weiterer Neophyten, würde wiederum nur marginale Kosten verursachen.

Bundeswasserstraßen

Fließgewässer sind die letzten deutschlandweit vernetzenden Strukturen in der mitteleuropäischen Landschaft (selbst Waldflächen sind nicht mehr durchgehend verbunden) und benötigen somit besonderes Augenmerk. Im Falle der Bundeswasserstraßen fördert diese Vernetzung aber die Ausbreitung von Neobiota, da im Zuge des Gewässerausbaus zur Nutzung durch die Binnenschifffahrt die Uferstrukturen durch Blocksteinschüttungen fast europaweit vereinheitlicht wurden (eigene Beobachtung). Zudem wurde durch die Verschmutzung dieser Gewässer und dem damit verbundenen Rückgang heimischer Arten seit Mitte des letzten Jahrhunderts ein Lebensraum mit stark herabgesetzter Konkurrenz geschaffen, der die Neubesiedelung durch gebietsfremde Arten stark erleichterte (den Hartog *et al.*, 1992; Tittizer, 1997). Im Rhein stellen Neobiota stellenweise über 80 % der Biomasse des Makrozoobenthos (Haas, 2001). Bedingt durch den hohen Anteil an Neobiota muss die Wirbellosen-Zönose beispielsweise im Rhein als wenig divers bzw. verarmt bezeichnet werden (Haas, 2001). Insbesondere in den Bundeswasserstraßen wären aus diesem Grunde habitatverbessernde Maßnahmen dringend notwendig, um Rückzugsgebiete für einheimische Arten zu schaffen. Hierzu wären Vorlandvertiefungen, die Eigenschaften von Auen besitzen und von Wasser- und Schifffahrtsämtern stellenweise gebaut werden, eine gute Möglichkeit, insbesondere, wenn diese mit vorgelagerten Parallelbauwerken kombiniert werden, um die Fließgeschwindigkeit herabzusetzen und die Vorlandvertiefung vor Wellenschlag zu schützen. Je nach Gewässer verursachen die Baumaßnahmen für einen Kilometer Parallelbauwerke Aufwendungen zwischen 770.000 € (im Main; Karreis, 2002) und 4,2 Millionen Euro (im Rhein; WSA Bingen, 2002). Die Kosten einer Vorlandvertiefung ohne Ankauf von Flächen schwanken je nach Uferhöhe (Entsorgung des Abraums), betragen aber im Schnitt 1,5 Millionen Euro pro Flusskilometer (Karreis, 2002). In Kombination würden diese Maßnahmen auf 10 % der Gewässerstrecke der Bundes-

wasserstraßen insgesamt 1,4 Milliarden Euro kosten. Zusätzlich wäre eine Pflege dieser neu entstandenen Auenflächen notwendig, um eine massenhafte Vermehrung von Neobiota zu verhindern. Damit gebietsfremde Arten, die nicht in Blocksteinschüttungen leben, sich über diese Maßnahmen nicht verbreiten, sollten diese nicht in Küsten- oder Kanalnähe gebaut werden. Um zusätzlich eine Verbreitung zu vermeiden, wäre es möglich, an Kanälen, die Gewässersysteme verbinden (z.B. Mosel-Rhône-Kanal), die Kühlwasserfilter der Binnenschiffe reinigen zu lassen (wird von der Besatzung sowieso regelmäßig durchgeführt), da die Verbreitung von Neozoa durch Schiffe zumeist auf diesem Wege geschieht (Reinhold & Tittizer, 1997, 1999). Im Falle des Rhein-Main-Donaukanals, wo zusätzlich große Wassermengen über die Wasserscheide hinweg gepumpt werden, wäre zudem eine Filterung dieses Wassers sinnvoll.

Uferschutz

Die Einrichtung und Unterhaltung von Uferschutzzonen ist seit langem ein Ziel des Umweltschutzes, das in das BNatSchG § 2 (1) bereits Eingang gefunden hat und dessen Sinn und Ziele hier deshalb nicht weiter erörtert werden sollen. Anhand des Gewässerindex nach Gutsche &ENZIAN (1998) und der Gewässerstrecke von Fließgewässern in Deutschland wurde der Anteil der an Bächen, Kanälen und Flüssen gelegenen Anbauflächen ermittelt und mit einer Uferschutzzone von 5 bzw. 10 Metern multipliziert. Daraus folgt ein konservativ geschätzter Ertragsverlust für die Landwirtschaft (berechnet auf Basis der vier Getreidesorten aus Kapitel 3.3) von mindestens 3,2 Millionen Euro bis 6,5 Millionen Euro pro Jahr. Die notwendige Bepflanzung dieser Bereiche (um z.B. die Ausbreitung von *Fallopia* sp. oder *Impatiens* sp. auf diesen Flächen zu vermeiden) würden bei 20.000 € pro Kilometer Pflanzkosten Ausgaben von mindestens 245 Millionen Euro verursachen. Nicht mitberücksichtigt sind hier weitergehende Pflegemaßnahmen, die sehr wahrscheinlich notwendig würden.

Natürlicher Hochwasserschutz

Neben den Uferzonen besitzen die Gewässer selbst in vielen Fällen durch naturferne Baumaßnahmen nicht mehr ihre ursprüngliche biologische Kapazität (Kinzelbach,

1996). Besonders kleine Fließgewässern sind hierbei oft zu reinen Vorflutern degradiert worden. Hierbei ist anzumerken, dass ein naturnaher Ausbau nicht nur die Leistungsfähigkeit dieses Ökosystems steigert, sondern zusätzlich Versickerungs- und Stauflächen schafft, die einen gewissen Hochwasserschutz bieten. Eine flächendeckende Gewässerrenaturierung könnte dementsprechend auch direkte finanzielle Vorteile bieten. Um die Kosten derartiger Maßnahmen zu erfassen, wurden die jährlichen (geplanten, aber wohl nur teilweise durchgeführten) Ausgaben des Freistaates Bayern für natürlichen Hochwasserschutz zugrundegelegt und auf die Fließgewässerstrecke Deutschlands hochgerechnet. Hieraus ergab sich ein Wert von 535 Millionen Euro jährlicher Kosten. Auch in diesem Fall sind weitergehende Pflegemaßnahmen nicht einbezogen. Diese könnten aber zu großen Teilen im Rahmen der Gewässerunterhaltung, beispielsweise durch Kommunen, durchgeführt werden.

Zusammenfassende Kostenbetrachtung

Die bisher genannten Maßnahmen haben, wie bereits erwähnt, nur beispielhaften Charakter und erheben keinerlei Anspruch auf Vollständigkeit. Weitere Möglichkeiten, wie eine allgemeine Erhöhung der Naturschutzausgaben, Extensivierung der Landwirtschaft oder eine Änderung der Pflege von Straßenrändern wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 26: Zusammenfassung der Kosten, die durch Verbesserungen der Habitatstrukturen in Deutschland entstehen würden. Die Zahlen sind als Schätzungen zu verstehen.

	verursachte Kosten in Millionen Euro	Bemerkungen
Brachflächen	bis zu 16.500	Bepflanzung, einmalig
alternativ	mindestens 1.153	zweimalige Mahd, jährlich
Hecken als Trittsteinbiotope	mindestens 1.220	Pflanzung von Hecken, einmalig
	mindestens 16,2	Ernteverluste, jährlich
Totholzinseln	etwa 7	Ertragsverluste, jährlich
Bundeswasserstraßen	etwa 1.408	einmalig, auf 10 % der Ufer (Parallelbauwerke/Vorlandvertiefung)
Uferschutz	etwa 6,5	Ernteverluste, jährlich
	bis zu 246	Pflanzung von Ufergehölzen, einmalig
Natürlicher Hochwasserschutz	etwa 535	jährlich, flächendeckend
Summe einmalige Kosten	19.340	
Summe jährliche Kosten	1.720	
Gesamtsumme	21.060	

In der Summe ergeben sich für die hier vorgestellten Maßnahmen einmalige Kosten von etwa 25 Milliarden Euro und darüber hinaus jährliche Ausgaben von über 1,7 Milliarden Euro. Dies entspricht 0,08 bzw. 1,2 % des Bruttoinlandsprodukts Deutschlands im Jahr 2001. Zum Vergleich: für den Neubau von Straßen wurden im Jahr 2001 5,5 Milliarden Euro ausgegeben, der Unterhalt von Bundesstraßen und Autobahnen veranschlagte 752,3 Millionen Euro.

Gleichzeitig würden diese Maßnahmen aber die Ausbreitung bereits anwesender Neobiota sowie die Etablierung und massenhafte Vermehrung von bisher unbekannten Neobiota reduzieren oder teilweise verhindern. Auf Grund der hohen Kosten erscheint es aber recht unwahrscheinlich, dass die hier aufgeführten Maßnahmen flächendeckend in Deutschland umgesetzt werden.

4.3 „Koordinator für Umweltfragen“

Im Zuge dieser Untersuchungen zeigten sich mehrere grundlegende Probleme bei der Bekämpfung von Neobiota. In vielen Fällen werden die Arten nicht als Neubürger erkannt und teilweise von Grünflächenämtern und Kleingärtnern unabsichtlich gepflanzt. Zudem werden von einem Großteil der Bevölkerung Neobiota nicht als Problem der unmittelbaren Umgebung wahrgenommen. Wenn diese erkannt werden, ist oft nichts über effiziente Bekämpfungsmaßnahmen bekannt (einige Straßenmeistereien nutzten die im vorliegenden Bericht durchgeführte Umfrage, um an Informationen zu gelangen). Aus diesem Grunde schlagen viele Bekämpfungsaktionen fehl und werden aufgegeben. Insbesondere Untere Naturschutzbehörden beklagten sich über fehlende Zeit und Mittel, um Maßnahmen durchzuführen. Selbst in Naturschutzgebieten können oft nur die absolut notwendigen Maßnahmen finanziert werden. Eine Bekämpfung findet meistens nur in Gebieten statt, die unter Schutz stehen oder in denen dichte bis massenhafte Vorkommen mit den damit verbundenen Problemen auftreten. Viele dieser Aktionen sind zudem von engagierten Einzelpersonen abhängig und somit regional beschränkt. Bei überlappenden oder unklaren Kompetenzen unterbleiben Maßnahmen in vielen Fällen. Eine Zusammenarbeit verschiedener Institutionen ist hierbei nicht selbstverständlich. Diese Probleme haben zur Folge, dass keine flächendeckende Bekämpfung durchgeführt wird und eine Ausbreitung nicht behindert wird.

Im Rahmen der durchgeführten Interviews wurde immer nach alternativen Ideen gefragt, wie eine effiziente Bekämpfung von Neobiota flächendeckend durchgeführt

werden könnte. Das folgende Konzept ist ein Produkt aus Diskussionen, die während der Interviews des Projektes durchgeführt wurden. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass

- die Kontrolle von Neobiota stark an die Landschaftsentwicklung gebunden ist (siehe Kapitel 4),
- die Wahrnehmung von Neobiota in der Bevölkerung (in Bezug auf ihre direkte Umgebung) nicht vorhanden oder schwach ausgeprägt ist,
- bei ausreichender Aufklärung die Bevölkerung (und ihre Verbände und Vereine) dazu bereit ist, an der Natur- und Landschaftsentwicklung mitzuwirken,
- die Koordination zwischen unterschiedlichen Institutionen verbesserungswürdig erscheint,
- in den meisten Fällen keine Mittel für aufwendige Maßnahmen vorhanden sind.

Aus diesen Punkten ergeben sich folgende Konsequenzen:

In Kapitel 4 wurde gezeigt, dass eine Verbesserung von Habitatstrukturen eine Ausbreitung von Neobiota erschweren kann, indem indigene Biozönosen gefördert werden. Gleichzeitig werden hierdurch Lebensräume für zum Teil bedrohte, einheimische Arten geschaffen. Hieraus folgt, dass eine **Entwicklung von Landschaft und Gewässern ein unverzichtbarer Teil der Prävention gegen massenhafte Ausbreitung von Neobiota darstellt**. Um dies zu gewährleisten, wäre zunächst eine flächendeckende Aufnahme des Ist-Zustandes notwendig, an die eine dauerhafte Umwelt- bzw. **Landschaftsüberwachung** anschließt, die eine Durchführung von Maßnahmen mit einbezieht. Hierbei sollen, soweit möglich, bereits bestehende Maßnahmen der Landschafts- und Gewässerunterhaltung genutzt werden. Eine Änderung in der Bewirtschaftung, Unterhaltung und Nutzung kann in vielen Fällen kostenarm oder sogar kostenneutral starke Verbesserungen bewirken, was spätere teure Bekämpfungsmaßnahmen verhindern würde.

Eine breite **Öffentlichkeitsarbeit** könnte dafür sorgen, dass sich zunehmend Bürger, Vereine, Jugendorganisationen und Verbände für die „Neobiota-Problematik“ interessieren (wie in BNatSchG § 4 gefordert) und eventuell an der Bekämpfung beteiligen, sofern auch die Vor- und Nachteile aufgezeigt würden, die für sie selbst daraus entstehen. Insbesondere im Falle von Verbrennungen durch die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) könnte ein größerer Bekanntheitsgrad Kosten im Gesundheitswesen einsparen. Im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit könnten zudem Sponsoren gefunden werden, die habitatverbessernde Maßnahmen finanziell unterstützen. Besonders wichtig wäre in diesem Zusammenhang, Verbände und Vereine aus Fischerei und Jagd in Entscheidungsprozesse und Umsetzung mit einzubeziehen.

Eine Verbesserung der Zusammenarbeit verschiedener Institutionen könnte zusätzliche Ressourcen eröffnen. Während staatliche Stellen hier schon häufig kooperieren (insbesondere Forstämter mit Unteren Naturschutzbehörden), könnte weitergehende **Koordinationsarbeit** zusätzliche Möglichkeiten bieten. Zu diesen Institutionen gehören:

1. Staatliche Stellen: Untere Naturschutzbehörden und andere Kreisbehörden (z.B. Kataster- und Bauämter), Obere Naturschutzbehörden, Forstämter, Straßenmeistereien, Kommunen, Landes- und Bundesministerien, Wasser- und Schifffahrtsämter (WSA), Denkmalschutzbehörden. Hier könnten Maßnahmen besser abgesprochen und gemeinsam umgesetzt werden.
2. Lehrinrichtungen: Kindergärten, Schulen und Universitäten. Im Rahmen von Diplomarbeiten, Kartierungen, Praktika, Bach- oder Baumpatenschaften sowie Pflanzaktionen bestehen hier große Ressourcen, die zur Zeit noch nicht ausreichend genutzt werden.
3. Jugendorganisationen: Pfadfinder, Kirchen- und Waldjugend, freiwilliges ökologisches Jahr. Ähnlich zu Punkt 2 könnten diese Organisationen zur Mitarbeit gewonnen werden.
4. Vereine, wie beispielsweise Naturfreunde, Heimatkundevereine, Wanderclubs, aber auch andere, die sich nicht unmittelbar mit der Natur befassen. Jäger, Angelfischer und deren Verbände könnten bei der Bekämpfung von Neozoa ein

unverzichtbarer Teil sein, müssen jedoch von einer Mitarbeit überzeugt werden. Natur- und Umweltschutzverbände spielen ebenfalls eine zentrale Rolle, sind aber oftmals nicht ausreichend informiert, obwohl sie laut BNatSchG §5 einbezogen werden sollen.

5. Landwirte und Landwirtschaftsverbände spielen bei der Entwicklung des Landschaftsbildes eine wichtige Rolle, da Maßnahmen, die ohne Absprache mit ihnen durchgeführt werden, oftmals ins Leere laufen.
6. Zoos, Tierheime und Vereine wie beispielsweise die DGHT (Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde) könnten wichtige Informationen liefern und gleichzeitig Neozoa, wie beispielsweise Schmuckschildkröten, nach der Entnahme aus der Landschaft aufnehmen.
7. Die Privatwirtschaft ist nicht nur als potentieller Sponsor interessant, vielmehr könnte auch hier die Zusammenarbeit bei der Bekämpfung von Neobiota erfolgen, wie beispielsweise bei der Behandlung von Brachflächen und Gleisanlagen (z.B. Deutsche Bahn AG, die ein derartiges Konzept begrüßen würde; Hetzel, 2002).

Siehe hierzu auch Abbildung 25.

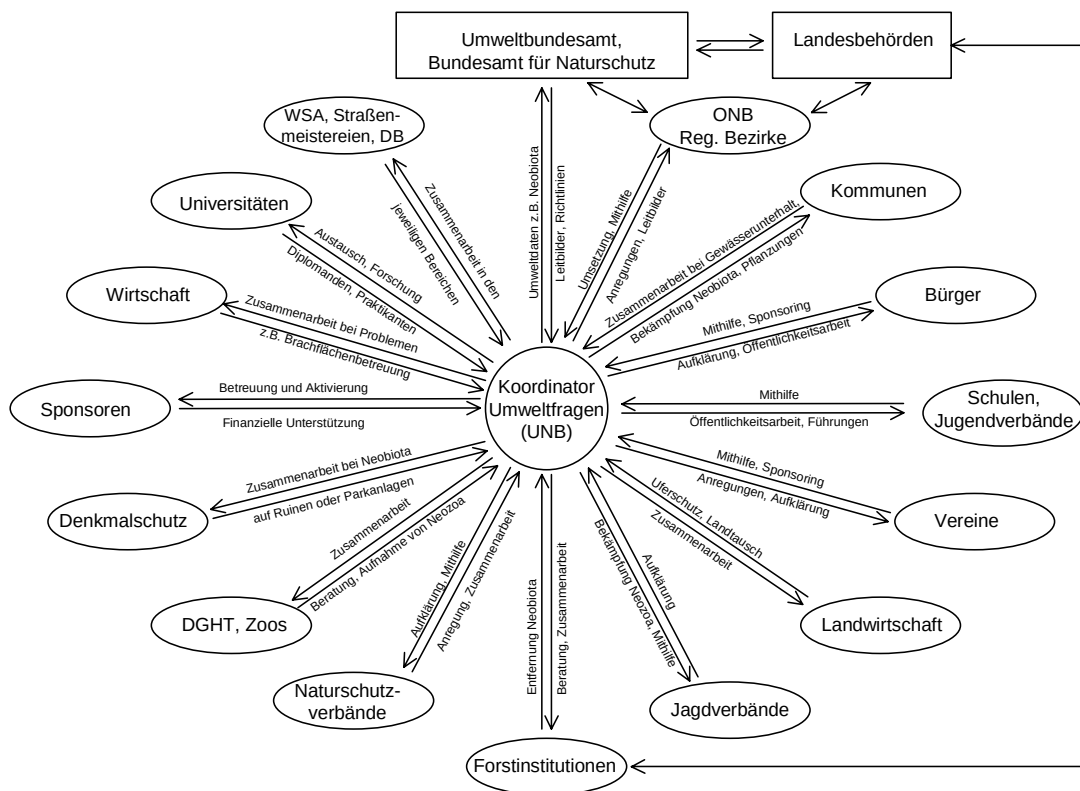


Abbildung 25: Mögliche Kooperationsfelder des „Koordinators für Umweltfragen“.

Es ergeben sich also drei Kerngebiete, die einer Förderung bedürfen: **Koordination**, **Öffentlichkeitsarbeit** und **Landschaftsüberwachung** bzw. **Landschaftsentwicklung**. Diese Teilbereiche werden zwar bereits von bestehenden Institutionen wahrgenommen, aber nicht ausreichend umgesetzt. Um dies zu gewährleisten, wäre ein Ansprechpartner vor Ort notwendig, der sich in seinem Gebiet gut auskennt, da er den Ist-Zustand erfasst und mit den verschiedenen Institutionen in Kontakt steht. Dieser Ansprechpartner, im folgenden „Koordinator für Umweltfragen“ genannt, soll in erster Linie Kontakte herstellen, Leitbilder für die Naturraumentwicklung (in Kooperation mit Landes- und Bundesbehörden) bereitstellen, über Bekämpfungsmaßnahmen gegen Neobiota informiert sein, aus ganz Deutschland Informationen sammeln und Standards in Natur- und Landschaftsschutz vorschlagen (siehe Abbildung 26).

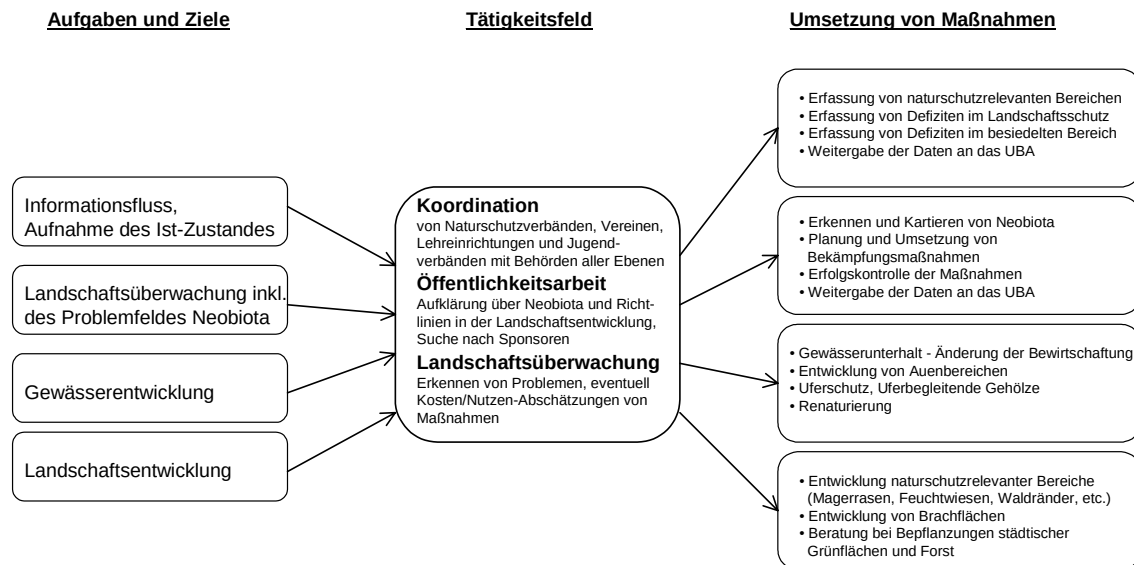


Abbildung 26: Ziele, Tätigkeiten und Maßnahmen des „Koordinators für Umweltfragen“.

Da diese Aufgaben detaillierte Kenntnisse der örtlichen Zusammenhänge erfordern, könnte der Koordinator nicht in Gebieten agieren, welche die Kreisebene überschreiten. Gleichzeitig erfordert diese Stellung genaue Kenntnisse über die genannten Aufgabenfelder (Öffentlichkeitsarbeit, Behördenstruktur und Umweltrecht, besondere Kenntnisse über Neobiota, Kenntnisse aus dem Landschaftsbau), sodass es unerlässlich erscheint, diese Personen besonders aus- und fortzubilden. Regelmäßige Fortbildungsmaßnahmen, könnten auch dem Austausch von Erfahrungen dienen.

Um zu verhindern, dass der „Koordinator für Umweltfragen“ in einem „kompetenzfreien Raum“ bzw. in einer Grauzone zwischen dem bestehenden Kompetenzgefüge agiert, sollte dieser einer Behörde eingeordnet werden, damit seine Handlungsmöglichkeiten erhalten bleiben. Dies wäre auf Grund der Fläche die Unteren

Naturschutzbehörden (UNB). Als personelle „Mindestausstattung“ sollten neben einem „Koordinator“ Biologen *und* Verwaltungsfachleute vorhanden sein.

Die Kosten für einen „Koordinator für Umweltfragen“ entsprechen einer Stelle nach BAT IIa. Hierbei ist aber davon auszugehen, dass einige Stellen von den Umweltberatern der Kommunen abgezogen werden können und in größeren Städten das Personal teilweise bereits vorhanden ist und nur die Stellenbeschreibungen angepasst werden müssten. Bei 323 Landkreisen ohne die kreisfreien Städte wird das 17 Millionen Euro jährlich kosten. Da davon auszugehen ist, dass ein Großteil der vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatstrukturen (Kapitel 4.2) aus Kostengründen vermutlich nie durchgeführt werden wird, könnte die hier beschriebene Aufwertung der UNB durch einen „Koordinator für Umweltfragen“ einen gewaltigen Fortschritt im Natur- und Landschaftsschutz darstellen.

Sowohl Maßnahmen als auch Standards müssten zunächst recherchiert und zentral festgelegt werden, wie dies auch als nationale Strategie vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen gefordert wird (Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2002). Zudem sollten Broschüren und Merkblätter zu Vorgehensweise und Öffentlichkeitsarbeit auch zentral ausgearbeitet werden, um stark differierende Aussagen zu verhindern (UBA, BfN). Da sowohl die Kontrolle von Neobiota als auch Landschaftsentwicklung keine kurzfristigen Änderungen in der Handhabung erlauben, sollten die Festlegungen von Leitbildern und Richtlinien von einer Bundesbehörde koordiniert werden. Es wäre die Aufgabe dieser Behörden, die von den „Koordinatoren“ gesammelten Daten zu vereinen und aufzuarbeiten (ggf. wiederum in Verbindung mit Forschungseinrichtungen). Somit entstünde die einmalige Möglichkeit, die Ausbreitung neuer Tier- und Pflanzenarten genauestens nachzuvollziehen. Diese Daten könnten wertvolle Hinweise bei der Ausbreitung noch unbekannter Neobiota liefern. Gleichzeitig könnten diese Daten in andere Maßnahmen einfließen (z.B. Umsetzung der Natura 2000-Schutzgebiete im Rahmen der FFH-Richtlinie).

Die Aufgabenbereiche der UNB sollten klarer definiert werden und deren Zusammenarbeit mit den ONB und höher angesiedelten Stellen verbessert werden. Insbesondere bei flächenhaften Maßnahmen, wie z.B. allgemeine Landschaftsplanung oder Ausweisung von Naturschutzgebieten, wäre eine Einbeziehung der „Koordinatoren“ sinnvoll, da diese die Verhältnisse (Personen und Landschaft) vor Ort kennen und damit unnötige Maßnahmen verhindern oder nötige den Betroffenen näher bringen können. Viele der bisher benutzten Argumente finden sich in dem bereits erwähnten Sondergutachten des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen wieder (Sachverständigenrat für Umweltfragen, 2002). Im Gegensatz zu diesem Gutachten, das eine vom Bund gesteuerte Strategie („von oben“) fordert, geht der Ansatz des „Koordinators für Umweltfragen“ aber von einem gleichzeitigen Naturschutz „von unten“ aus. Dieser Ansatz hat die bereits genannten Vorteile der besseren Nutzung der vorhandenen Ressourcen, der höheren Akzeptanz in der Bevölkerung und den damit verbundenen potentiellen Einsparungen. Gleichzeitig ersetzt das hier vorgeschlagene Konzept aber nicht die Notwendigkeit, sowohl national als auch im europäischen Kontext Grundlagen für einen verbesserten Umwelt- und Naturschutz zu schaffen.

In der *Decision* COP VI/23 und dem Entwurf der *European Strategy on Invasive Alien Species* T-PVS (2002) 8 des Europäischen Rates wurden Empfehlungen zum Umgang mit invasiven Arten entwickelt. Zu diesen Leitlinien gehören unter anderen:

- Das Vorsorgeprinzip
- Forschung, Management und Monitoring
- Aufklärung und Bewusstseinsbildung.

Insbesondere Vorsorge, Monitoring (der Ausbreitung) und Öffentlichkeitsarbeit können durch einen „Koordinator für Umweltfragen“ sehr gut umgesetzt werden. Zudem wäre aber auch eine Kooperation der Bundesbehörden (UBA, BfN) und der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) mit dem Umweltministerium im europäischen Rahmen notwendig, um die Maßnahmen international abzugleichen. Zum Beispiel sollte die Zunahme der Populationsdichte des Bisams in den Niederlanden und in Dänemark, nachdem in Deutschland die Bisambekämpfung reduziert wurde, international diskutiert werden.

5 Diskussion

Die Berechnung der ökonomischen Folgen der Ausbreitung von Neobiota gestaltet sich generell als problematisch (Umweltbundesamt, 2002), zumal es in vielen Fällen nur mit indirekten Mitteln, wie beispielsweise WTP-Analysen (*Willingness to pay*), möglich ist, die Kosten für den Verlust einer Art oder einer Veränderung einer Lebensgemeinschaft zu beziffern (Hampicke, 1991). Dies ist oft nur dann möglich, wenn diese Veränderung für den Menschen einen direkten Schaden darstellt, wie etwa eine reduzierte Wasserversorgung durch Veränderung der Zusammensetzung der Vegetation (Wilgen *et al.* 1999, siehe unten). Diejenigen invasiven Arten, die derartige Umstrukturierungen der Lebensgemeinschaften verursachen, sind schnell als „problematische Arten“ identifiziert und werden dementsprechend in der Forschung bearbeitet. Dies gilt in der vorliegenden Untersuchung für die Spätblühende Traubenkirsche, die Herkulesstaude, die Staudenknötericharten sowie für den Bisam. Für diese Neobiota, die jede für sich zusätzliche jährliche Aufwendungen im zweistelligen Millionenbereich verursachen, liegt dementsprechend eine überwiegend gute, wenn auch heterogene Datengrundlage vor. Andere Bereiche mit hohem Kostenaufwand sind beispielsweise die Landwirtschaft und das Gesundheitswesen. Auch hier sind die grundlegenden Kosten gut zu recherchieren. Insbesondere im Gesundheitswesen ist hierbei immer mit hohen Kosten zu rechnen.

Die gravierenden Folgen der nachhaltigen Veränderung der Biozönose können hingegen nur schlecht beziffert werden, da direkte Daten weitestgehend fehlen, oder, wie im Fall der Lupine, eher regionalen Charakter besitzen. Die in der vorliegenden Studie auftretenden Diskrepanzen verdeutlichen auch den enormen Forschungs- und Monitoringbedarf in Hinblick auf Neobiota, wie sie bereits vom europäischen Rat festgestellt wurde (Entwurf der *European Strategy on Invasive Alien Species*). Dies schließt sowohl biologische-ökologische als auch ökonomische Forschung mit ein.

Auch letztere sollte, wie in den „Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden“ (*Decision* COP VI/23 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt) in **Leitprinzip 5: Forschung und Monitoring** letzter Satz gefordert, unbedingt durch mehrjährige Untersuchungen unterlegt werden: „Forschungstätigkeit im Bereich der invasiven gebietsfremden Arten sollte eine genaue Identifizierung der invasiven Art beinhalten und Folgendes dokumentieren:

- a. *die Geschichte und die Ökologie der Invasion (Ursprung, Ausbreitungswege und zeitlicher Rahmen);*
- b. *die biologischen Eigenschaften einer der invasiven gebietsfremden Art;*
- c. *die damit verbundenen Auswirkungen auf Ebene des Ökosystems, der Arten und auf genetischer Ebene sowie auch soziale und ökonomische Auswirkungen, und wie sich diese im Lauf der Zeit verändern“.*

Zudem sind viele durch Neobiota verursachte Schäden bereits in der Vergangenheit geschehen, wie dies beispielsweise für die Ulmenkrankheit und die Wandermuschel gezeigt werden konnte. Die aktuell auftretenden jährlichen Kosten sind dementsprechend im Verhältnis zum aktuellen Auftreten von Problemarten gering.

Da bisher keine Maßnahmen bekannt sind, die beispielsweise zur Bekämpfung des Höckerflohkrebses eingesetzt werden können, wäre hier vermehrt biologische Forschung an pathogenen Pilzen, Bakterien oder Viren sinnvoll. Hierzu wären bei einem Arbeitsgruppenleiter und vier Doktoranden inklusive Hilfskräften (Diplomanden) und Verbrauchsmitteln jährlich Aufwendungen von etwa 250.000 € für mindestens 10 Jahre nötig. Hierbei ist aber nicht sicher, ob derartige Forschung in eine praktikable Lösung münden würden.

Die resultierende Summe von 2,5 Millionen Euro Forschungskosten ist deutlich geringer als die angenommene WTP (zwischen 4 und 11 Millionen Euro, siehe Kapitel 3.8) für die indigene Amphipodenfauna.

Es ist folglich im Bereich des Möglichen, dass in der Gesellschaft die Bereitschaft existiert, für derartige Forschung zu zahlen. Dieser Ansatz kann stellvertretend für alle Arten gelten, welche die einheimische Flora und Fauna gefährden.

Zudem sollten zukünftige Forschungsprojekte vermehrt angewandte Themen bearbeiten. So müsste beispielsweise überprüft werden, ob im Handel befindliches Vogelfutter zur Verbreitung von Neophyten beiträgt, wie dies für die Beifußambrosie vermutet wird (Groos, 2002).

Als eine der zentralen Erkenntnisse der vorliegenden Studie sollten weitere Untersuchungen auch die Verschiedenartigkeit der invasiven Arten berücksichtigen. Die heterogene Herangehensweise, wie sie vorliegend durchgeführt wurde, ist nicht allein durch die unterschiedliche Datengrundlage zu begründen, sondern vielmehr durch die verschiedenen biologischen und/oder ökologischen Eigenschaften der bearbeiteten Arten. Der Versuch, alle invasiven Arten mit einheitlichen Modellen zu bearbeiten, wie beispielsweise mit Räuber-Beute-Beziehungen (Barbier, 2001), ist zum Scheitern verurteilt, da diese Modelle nur wenigen Arten gerecht werden können. Es ist prinzipiell nicht möglich, von einer Art Rückschlüsse auf die zusätzlichen ökonomischen Aufwendungen zu ziehen, die durch eine andere verursacht werden. Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass die Berechnungen für eine problematische Art (wie beispielsweise die Spätblühende Traubenkirsche, die Schäden in zweistelliger Millionenhöhe verursacht) nicht auf andere invasive Arten übertragen werden können, da sowohl die ökologischen Ansprüche als auch die Folgen der Ausbreitung von Art zu Art unterschiedlich sein werden.

Aus denselben Gründen muss darauf verzichtet werden, eine Summe der Schäden für *alle* in Deutschland auftretenden Neobiota hochzurechnen, wie dies beispielsweise durch Pimentel *et al.* (1999) versucht wurde (siehe unten).

Generell verursachen problematische Neobiota unterschiedliche Schäden in verschiedenen Bereichen, wie beispielsweise die Herkulesstaude bezüglich Gesundheit oder der notwendigen Straßenrandpflege. In der vorliegenden Studie wird zwar versucht, diese zu benennen und ggf. zu beziffern. Es ist jedoch absehbar, dass dies nur zum Teil gelingen kann. So können Schäden durch den Getreidekapuzinerkäfer in der Holzwirtschaft, die sicherlich auftreten, nicht beziffert werden. Da zudem oftmals die Bekämpfung als Untergrenze der bezifferbaren Kosten angegeben wird, können die vorliegenden Berechnungen durchaus als konservativ bezeichnet werden. Wichtige Problemfelder, wie beispielsweise das Auftreten von Neobiota in der Küstenregion oder in Privathaushalten, sollten in zukünftigen Untersuchungen unbedingt berücksichtigt werden.

Zudem scheinen die Forschungsaktivitäten in Bezug auf Neobiota sich sehr auf den botanischen Bereich zu konzentrieren. Dies zeigt sich beispielsweise in der besseren Datenlage und dem höheren Literaturangebot. Gleichzeitig sind von Neophyten dominierte Lebensgemeinschaften verhältnismäßig selten, während dies bei Neozoen in den Bundeswasserstraßen sehr deutlich zu Tage tritt: Diese werden von wenigen Neozoen dominiert, wie beispielsweise dem Schlick- und dem Höckerflohkrebs, der Donauassel (*Jaera istri*) sowie der Dreikant- und der Körbchenmuschel. Würden derartige Verhältnisse in terrestrischen Bereichen auftreten, würde dies sicherlich als „ökologische Katastrophe“ gewertet.

Gleichzeitig führt die unterschiedliche Gesetzgebung für Neobiota dazu, dass als problematisch erkannte Arten, wie beispielsweise der Ochsenfrosch, zwar unter die CITES-Vereinbarungen fallen und damit Anzeigepflicht und Herkunftsnachweis gelten, jedoch nicht in den ausschlaggebenden Texten, wie beispielsweise der Artenschutzver-

ordnung, gelistet sind. Dies würde aber durch das Verbot von Besitz und Handel eine weitere Ausbringung dieser Neobiota effektiver verhindern als alleine eine Anzeigepflicht.

Weitere problematische gebietsfremde Arten, wie beispielsweise die Nilgans (*Alopochen aegypticus*), die Weißkopfruderente (*Oxyura leucocephala*), die Chinesische Rotbauchunke (*Bombina orientalis*) und insbesondere die Rotwangenschmuckschildkröte (*Trachemys scripta elegans*) sind in der BArtSchV laut § 6 (2) sogar von einer Anzeigepflicht ausgenommen. Somit werden letzte Kontrollmöglichkeiten aus der Hand gegeben.

Als heimisch gelten nach BNatSchG § 10, Absatz 2 (5) „wildlebende Tier- und Pflanzenarten auch, wenn sich verwilderte oder durch menschlichen Einfluss eingebürgerte Tiere oder Pflanzen der betreffenden Art im Inland in freier Natur und ohne menschliche Hilfe über mehrere Generationen als Populationen erhalten“. Somit sind alle etablierten Neobiota im Sinne des BNatSchG schützenswert. Gleichzeitig wird eine gebietsfremde Art als „wildlebende Tier- und Pflanzenart, wenn sie in dem betreffenden Gebiet in freier Natur nicht oder seit mehr als 100 Jahren nicht mehr vorkommt“ definiert (BNatSchG § 10, Absatz 2 (6)). Somit wäre beispielsweise der Europäische Nerz, falls eine Wiederansiedelung durchgeführt werden sollte, eine gebietsfremde Art, da er seit mehr als 100 Jahren nicht mehr in Deutschland auftritt. Um eine sinnvolle Handhabung von Neobiota sicherzustellen, wäre eine Änderung der zweitgenannten Definition unumgänglich. Hier wäre es wünschenswert, die Definitionen, wie sie in den internationalen Leitprinzipien bzw. im wissenschaftlichen Umfeld benutzt werden, zu benutzen (siehe Einleitung) und gleichzeitig eine Kategorisierung (und damit auch die rechtlichen Grundlagen für den Umgang) in problematische und unproblematische Arten zuzulassen.

Zur Vermeidung weiterer Einbürgerungen wären im aquatischen Bereich weitere Forschungsaufwendungen beispielsweise zur Behandlung von Ballastwasser notwendig. Ebenso sollte bei einzugsgebietsüberbrückenden Kanälen (z. B. der Rhein-Main-Donau-

Kanal) nach Möglichkeiten gesucht werden, Migrationsbewegungen zu minimieren. Ähnliches gilt generell für alle Projekte, die vorher getrennte Lebensräume verbinden. Sollten sich die Visionen einer Brücke über die Meerenge von Gibraltar realisieren lassen, müssten hier z. B. unbedingt Maßnahmen ergriffen werden, die einen Faunen- und Florenaustausch entgegenwirken.

Sowohl für gebietsfremde Pflanzen als auch für Tiere fehlt in Deutschland hingegen eine Kategorisierung, wie sie vom *standing committee* der Berner Konvention gefordert wurde. Im Entwurf der *European Strategy on Invasive Alien Species* wird die Einteilung aller Neobiota in (1) eine weiße Liste der Arten, die keine Schäden oder sogar einen gewissen Nutzen besitzen, (2) eine graue Liste von Arten, deren Zuordnung unklar ist und (3) eine schwarze Liste, die hohe Schäden verursachen und deren Einbringung strengstens verboten ist, vorgeschlagen. Eine derartige Kategorisierung aufgrund wissenschaftlicher Untersuchungen könnte die Handhabung von Neobiota erleichtern. Diejenigen Arten, die auf der schwarzen Liste aufgeführt sind, müssten jedoch gleichzeitig aus den unterschiedlichen rechtlichen Geltungsbereichen herausfallen (z. B. Jagd-, Fischerei-, und Forstrecht) und unter eine einheitliche Handhabung fallen.

Am Beispiel des Ochsenfrosches kann eindringlich (wenn auch spekulativ) gezeigt werden, wie die Bekämpfungskosten sich entwickeln könnten, wenn eine Bekämpfung erst zu einem späteren Zeitpunkt einsetzt. Dies untermauert die Forderung nach frühem Monitoring bzw. Bekämpfung in den „Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden“ (*Decision* COP VI/23 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt) in **Leitprinzip 2: Hierarchischer, 3-stufiger Ansatz** (2) („Wenn eine invasive gebietsfremde Art eingebracht wurde, sind Früherkennung und rasches Handeln von entscheidender Bedeutung, um die Etablierung zu verhindern. Vorzugsweise sollten die Organismen so rasch wie möglich beseitigt werden (Prinzip 13).“) **Leitprinzip 13: Beseitigung/Ausrottung** lautet: „Wo immer dies machbar ist, ist die Beseitigung/Ausrottung die beste Vorgehensweise im Umgang mit invasiven gebietsfremden Arten.“

Die günstigste Gelegenheit zur Beseitigung/Ausrottung invasiver gebietsfremder Arten bietet sich in den Anfangsstadien der Invasion, wenn die Populationen noch klein sind und lokal begrenzt auftreten.

Somit kann der Einsatz von Früherkennungssystemen, die sich auf Punkte konzentrieren, an denen das Risiko einer Einbringung sehr hoch ist, entscheidend wirksam sein, wobei ein Monitoring nach der Beseitigung/Ausrottung möglicherweise erforderlich ist. Die Unterstützung der Bevölkerung ist oft von wesentlicher Bedeutung für den Erfolg einer Ausrottungsmaßnahme. Diese ist besonders zielführend, wenn sie im Rahmen eines Mitwirkungsprozesses aufgebaut wurde. Auch Sekundäreffekte auf die biologische Vielfalt sollten in die Überlegungen mit einbezogen werden“. Als Beispiel hierfür könnten die Untersuchungen über den Amerikanischen Stinktierkohl (*Lysichiton americanus*) gelten, da sich diese Neophyte bisher nur in wenigen Bächen im Taunus ausgebreitet hat, wohingegen ein Monitoring sowie erste Bekämpfungsversuche bereits durchgeführt werden bzw. geplant sind (Alberternst, 2002).

Bei einer weiteren klimatischen Erwärmung in Mitteleuropa ist verstärkt mit der Einwanderung gebietsfremder Arten zu rechnen. Aus diesem Grunde sollte in Zukunft die Prävention noch intensiver beachtet werden. Weitere, bereits vorhandene gebietsfremde Arten, die bisher nur im geringem Umfang auftreten, könnten sich unter Umständen leichter vermehren und sich zu problematischen Arten entwickeln. Hierzu gehört beispielsweise die Beifußambrosie. Aber auch bei gleichbleibender Klimaentwicklung ist nicht ausgeschlossen, dass diese Pflanze in Zukunft höhere Ausbreitungstendenzen aufzeigt, da sie unter Umständen einem *time lag* unterliegt.

Im Jahre 1999 wurde von (Pimentel *et al.*, 1999) eine Studie zu ökonomischen Folgen von Neobiota in den Vereinigten Staaten von Amerika durchgeführt. Diese Autoren kamen zu dem Ergebnis, dass die jährlichen Kosten dieser Arten sich auf 138 Milliarden US-Dollar addieren. Zusammenfassend erscheint es schwierig, diese Studie mit der vorliegenden direkt zu vergleichen; in der Studie von Pimentel *et al.* (1999) wurde versucht, umfassend das gesamte Spektrum an nicht-einheimischen Arten zu beleuchten. Zudem wurde bezüglich der Berechnung ein anderer Ansatz gewählt.

Somit ist nur ein Vergleich einzelner Arten oder Gruppen sowie ein Vergleich der Bewertungs- bzw. Berechnungsmethoden möglich. Vergleicht man ausschließlich die Endsummen der beiden Studien - um Fläche und Währungskurs bereinigt -, so ergeben sich um den Faktor 26-27 (abhängig vom Verhältnis Dollar zu Euro) höhere Kosten bei Pimentel *et. al.* (1999). Allgemein berechnen Pimentel *et. al.* (1999) die durch Neobiota entstehenden Kosten zumeist über die in den entsprechenden Fallgruppen allgemein verursachten Schäden, indem entsprechend dem prozentualen Anteil an Neobiota in dieser Gruppe die anteiligen Kosten/Schäden ermittelt werden. Als Beispiel seien hier die Ackerunkräuter genannt; jährlich werden vier Milliarden Dollar für Pestizide ausgegeben. Da der Anteil der Neophyten an den Ackerunkräutern bei 73 % liegt, entspricht dies ungefähren Kosten von 3 Milliarden Dollar pro Jahr. Diese Pestizide werden jedoch, unabhängig von der ursprünglichen Herkunft der Unkräuter, in jedem Fall auf die Felder aufgebracht. Ohne die Anwesenheit der Neophyten würde deren Platz von einheimischen Unkräutern eingenommen werden. Dem Ansatz unserer Studie zufolge würden diese Kosten daher nicht in die Summe der Kosten einbezogen, da diese 3 Milliarden Dollar keine *zusätzlichen* Aufwendungen darstellen und somit auch nicht von einem wirtschaftlichen Schaden gesprochen werden kann. Ähnlich wurde auch bei der Berechnung der Schäden durch andere Gruppen verfahren, die noch gesondert diskutiert werden (Weideunkräuter, Ernteschädlinge).

Eine nicht unbeträchtliche Anzahl von Tieren wurde in den vergangenen Jahrhunderten durch neue Siedler nach Nordamerika eingeführt und verwilderten dort teilweise (z.B. Hunde, Katzen, Pferde, Ziegen, Mäuse, Kaninchen und die Rattenarten *Rattus rattus* und *R. norvegicus*). Diese Tierarten verursachen Schäden durch Prädation einheimischer Arten, Schädigung der Vegetation und darauf folgender Erosion, außerdem Schäden in Wirtschaftsbetrieben wie Geflügelzuchten oder Agrarbetrieben. Viele dieser Arten, die in den USA als Neobiota gelten, werden in Europa als Archäobiota bezeichnet, da sie vor 1492 importiert wurden. Diese Archäobiota werden in der vorliegenden Studie aus prinzipiellen Gründen nicht berücksichtigt. Würde man diese Arten, deren Einfluss auf die betroffenen Ökosysteme in Deutschland und den Vereinigten Staaten grundsätzlich vergleichbar sein sollte, aus der Studie

herausrechnen, so ergäben sich nur 19-mal höhere Kosten als in der vorliegenden Studie (Gesamtsumme ca. 104 Milliarden US-Dollar).

Während die Hausratte *Rattus rattus* in Deutschland indigen ist, handelt es sich bei der Wanderratte *Rattus norvegicus* um ein Archäozoon; hier gehen die Autoren von einer Reihe von Literatur-Schätzungen aus, sowohl bezüglich der Anzahl der Ratten, als auch bezüglich der durch diese verursachten Schäden. In den resultierenden Größenordnungen (>1,2 Milliarden Ratten, Schäden: ca. 19 Milliarden US-\$) wirken sich bereits geringe Abweichungen bei den Ausgangswerten stark auf das Endergebnis aus. Zwar waren auch die Autoren der vorliegenden Studie auf Hochrechnungen angewiesen, doch handelt es sich bei den ermittelten Ausgangskosten meist um direkt zur Hochrechnung verwendbare Werte. Pimentel *et. al.* (1999) hingegen stützten sich - zwangsläufig auf Grund der Vielzahl der zu bearbeitenden Arten - auf eine Reihe von Annahmen (Durchschnitt der Anzahl der Ratten pro Huhn auf Hühnerfarmen, Anzahl der Hühner, Schaden pro Ratte (laut Quelle an Getreide, nicht an Hühnern!)). So ist das errechnete Ergebnis mit einem großen Unsicherheitsbereich behaftet, auch wenn die Autoren betonen, von konservativen Schätzungen ausgegangen zu sein.

In Pimentel *et. al.* (1999) werden auch verwilderte Katzen in die Studie mit einbezogen; davon ausgehend, dass jede Katze jährlich 5 Vögel tötet, wird von einer Tötungsrate von jährlich 465 Millionen Vögeln ausgegangen. Der Wert eines Vogels wird mit 30 \$ angegeben, basierend auf mehreren Annahmen: Aufwendungen eines Vogelbeobachters, um einen Vogel zu beobachten (0.40 \$), Kosten, um einen Vogel zu jagen (216 \$) sowie Kosten für Auswilderung eines Vogels (800 \$). Der resultierende Wert von 30 \$ pro wildlebendem Vogel stellt einen stark abstrahierten Wert dar, zumal die Aufwendungen, die als (fragwürdige) Grundlage dieser Berechnung dienten, eine von der Nutzung durch den Menschen (Freizeitwert, Jagd) bestimmte Wertschätzung der Vögel zugrunde legen, um nicht direkt monetisierbare ökologische Schäden zu beziffern. Zudem wird nicht berücksichtigt, dass Katzen, die vorwiegend in der Nähe besiedelter Bereiche auftreten, dementsprechend die dort lebenden Vögel fressen. Dies können auch urbanophile Neozoen, wie beispielsweise Spatzen, sein.

In der vorliegenden Studie konnten die durch die Dreikantmuschel verursachten Schäden nicht beziffert werden; es wurden von den befragten Stellen und Personen keine direkten Kosten genannt. Der von der Dreikantmuschel verursachte Schaden besteht hauptsächlich in der Verdrängung einheimischer Arten, der nicht monetisiert werden kann. Es treten jedoch keine direkten Schäden, z. B. durch Verstopfung von Rohrleitungen auf, wie dies in der Vergangenheit öfter berichtet wurde. Von Pimentel *et. al.* (1999) wird der Schaden in den USA jedoch auf eine Gesamtsumme von 5 Milliarden Dollar beziffert. Im Bericht des *Office of Technology Assessment* werden die Schäden für 1991 auf 3,37 Milliarden US-Dollar beziffert (*Office of Technology Assessment*, 1993); diese Schäden entstehen durch die Bekämpfung der Muscheln in Rohrleitungen und an Bootsrümpfen sowie die Beseitigung der bereits angerichteten Schäden. Die Bekämpfung geschieht im Falle der Rohrleitungen durch Chlorierung des Wassers. Für Deutschland wurden nur in einem Fall finanzielle Aufwendungen ermittelt, die durch die Dreikantmuschel entstanden; im AKW Philippsburg (Rühe, 2002) entstehen jährlich zusätzliche Kosten in Höhe von 5.100 Euro. In Deutschland stellen sich die Verhältnisse also grundlegend anders dar als in den Vereinigten Staaten; die in früheren Jahren gemeldeten Auftreten der Dreikantmuschel waren jeweils lokal begrenzt und wurden durch geeignete Maßnahmen (z.B. tiefere Verlegung der Rohrleitungen) bekämpft. Zudem wurden die Vorkommen der Dreikantmuschel durch Konkurrenz der Neozoen *Corophium curvispinum* und Vertreter der Gattung *Corbicula* reduziert, was die durch die Dreikantmuschel verursachte Schadenshöhe senkte. Die zweifellos vorhandenen Einflüsse auf die Ökosysteme und indigenen Arten können hingegen nicht quantifiziert werden, es sei denn durch in Zukunft notwendig werdende Forschungsaufwendungen.

Tabelle 27: Verteilung der Gesamtkosten bei Pimentel *et al.* (1999) ohne Archäobiota sowie ohne HIV und Influenza. Unter Sonstige sind auch die Schädlinge in Wäldern enthalten.

Gruppe	Kosten
Ackerunkräuter	27 Mrd. US-\$
Weideunkräuter	6 Mrd. US-\$
Ernteschädlinge	13,5 Mrd. US-\$
Erntepflanzenpathogene	21,5 Mrd. US-\$
Viehkrankheiten	9 Mrd. US-\$
Sonstige	ca. 21 Mrd. US-\$
Gesamt	ca. 98 Mrd. US-\$

Wie aus Tabelle 27 ersichtlich, entfallen von den durch Neobiota verursachten Kosten ca. 78 Prozent auf die fünf Großgruppen: Acker- und Weideunkräuter, Ernteschädlinge und Erntepflanzenpathogene sowie Viehkrankheiten. Bei Ackerunkräutern ergibt sich laut Pimentel *et al.* (1999) eine Summe von 27 Milliarden Dollar. Ermittelt wurde diese Summe durch Berechnung des Anteils der Neophyten an der Gesamtmenge der Unkräuter. Dieser Anteil wurde anteilig mit den durch Unkräuter entstehenden jährlichen Verlusten in der Landwirtschaft verrechnet (siehe oben). Da in der Landwirtschaft Monokulturen vorherrschen, kann hier nicht von einer normalen Integration der Kulturpflanzen in ein natürliches Ökosystem ausgegangen werden. Da in einer Monokultur die normalerweise vorhandenen Gegenspieler wie Parasiten oder Fressfeinde in wesentlich geringerer Diversität vorkommen, ist es für einwandernde Spezies einfacher, sich in solch einem gestörten Ökosystem zu etablieren. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass eingewanderte Unkräuter sich nicht unbedingt durch eine hohe Aggressivität bzw. Durchsetzungsfähigkeit auszeichnen müssen.

Es ist also hier nicht zwangsläufig mit erhöhten Aufwendungen zur Bekämpfung im Vergleich zu einheimischen Arten zu rechnen. Da die nicht-indigenen Arten nicht zusätzlich zu den indigenen vorkommen, sondern es wahrscheinlich ist, dass sie diese zumindest teilweise ersetzen, verursachen sie in der Bekämpfung auch nur zum Teil *zusätzliche* Kosten. Aus diesem Grund würden in der vorliegenden Studie diese Kosten nicht in der Form berechnet, wie dies bei Pimentel *et. al.* (1999) vorgenommen wurde, und sind vom Ergebnis her nicht direkt vergleichbar.

Bezüglich der Gesamtkosten für Schäden durch Weideunkräuter, die auf sechs Milliarden Dollar beziffert werden, gilt für den Summenanteil für Schäden und Verluste durch Neobiota von einer Milliarden Dollar dasselbe wie für die Ackerunkräuter. Aus den oben angeführten Gründen sollte hier nicht in vollem Umfang von *zusätzlich* anfallenden Kosten ausgegangen werden. Weitere fünf Milliarden Dollar fallen durch für das Vieh gefährliche giftige Unkräuter sowie die Verdrängung indigener Futterpflanzen an. Hier erscheint die Berechnung zusätzlicher Kosten durchaus gerechtfertigt, jedoch wahrscheinlich nicht in vollem Umfang, da es unwahrscheinlich erscheint, dass keine der eingewanderten Arten als Nahrungsquelle für das Vieh geeignet erscheint. Eine Summe wäre in diesem Fall jedoch reine Spekulation und kann hier dementsprechend nicht genannt werden.

Für Ernteschädlinge berechnen Pimentel *et. al.* (1999) Ernteauffälle von 13,5 Milliarden Dollar pro Jahr; diese Berechnung erfolgte analog den Ernteunkräutern. Auch hier lässt sich wieder anführen, dass nur teilweise *zusätzliche* Kosten berechnet werden sollten. Die Ernteauffälle enthalten Aufwendungen für Pestizide, für die durch eine anteilige Berechnung (40 % von 1,2 Milliarden Dollar) ca. 500 Millionen Dollar angeführt werden.

Für Erntepflanzenpathogene gilt Ähnliches wie bei den vorigen Gruppen; an Hand des Anteils von Neobiota an allen Schädlingen wurde auch hier eine anteilige Summe berechnet. Es ist jedoch zumindest aus den Ausführungen nicht ersichtlich, ob es der Wahrheit entspricht, dass alle Schädlinge Schäden gleichen Ausmaßes hervorrufen.

Die angeführte Gesamtsumme für Bekämpfungskosten und Schäden liegt bei 21,5 Milliarden Dollar. Es wird weiterhin auf Schädlinge in Wäldern eingegangen. Stellvertretend werden hier die mit der Ulmenkrankheit verbundenen Kosten diskutiert.

Die Ulmenkrankheit verursacht in Deutschland Schäden von ca. 5 Millionen Euro. Im Vergleich hierzu fallen die Schäden in den Vereinigten Staaten etwas geringer aus. Mit 100 Millionen Euro liegen sie, auf die Fläche bezogen, bei etwa 75 % der in Deutschland anfallenden Kosten. Diese entstehen durch Entfernung der befallenen Bäume (Pimentel *et al.*, 1999), während dies in Deutschland nur etwa ein Drittel der Kosten ausmacht; zwei Drittel der Summe entfallen in Deutschland auf den Wertverlust der befallenen Bäume. Züchtungskosten für resistente Formen machen nur einen sehr geringen Teil der Kosten aus. Zwar stellt die Ulme nur einen geringen Teil der US-Holzwirtschaft dar (eigene Internet-Recherche); jedoch scheint die Ulmenkrankheit hierauf einen bedeutsamen Einfluss zu haben; sie hat auf Grund geringerer Verfügbarkeit von Ulmenholz zu Preissteigerungen geführt (FAO, 2002). Trotzdem werden in Pimentel *et al.* (1999) keine durch Wertverlust entstehenden Kosten aufgeführt. Bei einem Vergleich ausschließlich der Kosten zur Entfernung befallener Bäume ergibt sich, dass in den USA doppelt so hohe Kosten anfallen wie in Deutschland (ungefähr das 2,17-fache). Jedoch ist aus dem Bericht nicht ersichtlich, ob es sich um zusätzlich anfallende Kosten handelt, oder ob die Entfernungskosten berechnet wurden, die anderenfalls zu einem späteren Zeitpunkt angefallen wären. Es ist weiterhin einschränkend hinzuzufügen, dass in den USA die Ulmen noch in Wäldern vorkommen, wohingegen dies in Deutschland inzwischen kaum mehr der Fall ist und die Kosten sich hier auf den kommunalen Bereich beschränken. Dort entstehen aber höhere Kosten als beispielsweise in der Forstwirtschaft.

Für Viehkrankheiten wird bei Pimentel *et al.* (1999) eine Summe von neun Milliarden Dollar genannt, jedoch wird nicht genauer ausgeführt, wie diese Summe sich zusammensetzt.

Die Fallstudie von van Wilgen *et al.* (1996) beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Invasion nichteinheimischer Pflanzen in die südafrikanischen „Fynbos“-Ökosysteme. Diese bestehen aus einer Buschvegetation, in der holzige immergrüne Gewächse vorherrschen. Sie zeichnet sich durch eine hohe Biodiversität aus. Diese Vegetation ist durch ihre ökologischen Eigenschaften wichtig für die regionale Wasserversorgung, unter anderem, weil sie dem Boden wenig Wasser entziehen. Ihre Verdrängung ist daher und aus weiteren Gründen (z. B. weitere ökologische Folgen, Rückgang des Ökotourismus) mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden.

Im Gebiet der Fynbos-Flora ist ein Großteil des für die regionale Versorgung benötigten Wassers gespeichert. Besonders die Fruchtindustrie ist ein bedeutender Wirtschaftsfaktor in dieser Region und stark auf Wasser angewiesen. Die eingewanderten Arten bilden eine 50 bis 1000 Prozent höhere Biomasse, wodurch der Abfluss des Wassers signifikant verringert wird. Simulationen ergaben, dass die fortlaufende Existenz und Ausbreitung der Neophyten innerhalb von 100 Jahren zu einer Verringerung der für Kapstadt verfügbaren Wassermenge um ca. 30 Prozent führen würde. Des weiteren sind durch die Invasion gebietsfremder Arten viele endemische Pflanzenarten in ihrer Existenz bedroht, ebenso Tierarten durch den Verlust ihrer Futterpflanzen (Thomae & Supp, 2002). Die Invasion hat außerdem negative Auswirkungen auf den Ökotourismus.

Eine Bekämpfung der nichteinheimischen Arten durch Feuer - das die Fynbos-Flora nicht schädigt, da Brände einen notwendigen Bestandteil der Reproduktion darstellt - bringt keinen Vorteil, da auch viele der dortigen Neophyten an das Auftreten von Bränden angepasst sind.

Die Ausbreitung der invasiven Arten hat erhebliche wirtschaftliche Auswirkungen in der betroffenen Region. So belaufen sich die Einnahmen (alle Angaben aus 1993) der vom Wasser abhängigen Fruchtindustrie auf 560 Millionen US- $\text{\$}$; durch den Verkauf von Zierpflanzen wurden Erlöse von 18-19 Millionen Dollar erzielt, während der Tee-Export (vor allem „Rooibos“) zu Einkünften von 2,1 Millionen US- $\text{\$}$ führte. Zur verschlechterten Wasserversorgung der Bevölkerung können keine Zahlen angegeben

werden, jedoch ist bei Wassermangel mit einem schlechteren gesundheitlichen Allgemeinzustand und mit hygienischen Problemen zu rechnen, die wiederum die Ausbreitung von Krankheiten fördern.

Da medizinische Maßnahmen allgemein sehr kostenintensiv sind, ist auch hier, besonders im Fall von durch mangelnde Hygiene auftretenden Erkrankungen mit epidemischem Charakter, von hohen Kosten auszugehen.

In der vorliegenden Studie werden unter anderem die durch *Lupinus polyphyllus* hervorgerufenen Auswirkungen untersucht, welche die einheimische Arnika (*Arnica montana*) an wenigen Standorten verdrängt. In diesem Fall sind die ökologischen Schäden jedoch von sehr begrenztem Ausmaß; die konkret bezifferbaren Kosten belaufen sich auf ca. 30.000 Euro. Alle weiteren Ausgaben sind spekulativ; die Auswirkungen sind zudem, soweit bekannt, nicht von wirtschaftlicher, sondern ausschließlich ökologischer Relevanz. Bei der zweiten untersuchten Art, dem Flohkrebs (*Dikerogammarus villosus*), sind die bekannten ökologischen Folgen zwar wesentlich stärker als bei der Lupine, wirtschaftliche Schäden bzw. sich ergebende Kosten für Bekämpfung und Kontrolle sind jedoch auch hier nicht bekannt.

Der Amerikanische Nerz verursacht geringfügige ökonomische Schäden; als Prädator von Wasservögeln und vermutlich auch des Bibers verursacht er ökologische Schäden, die jedoch nicht beziffert werden können. Eine Bekämpfung durch angestellte Fänger würde ca. 4,3 Millionen Euro kosten; die Kosten zur Wiederansiedlung des bereits ausgestorbenen Europäischen Nerzes beliefen sich auf geschätzte 32.000 € jährlich. Die jährlichen Bekämpfungskosten für den Ochsenfrosch belaufen sich zur Zeit auf 267.000 € jährlich. Durch Verdrängung sowie Prädation sowohl einheimischer Amphibien als auch Fische entstehen zudem nicht bezifferbare ökologische Schäden. Wie in Kapitel 3.9 dargestellt, könnten durch die Ausbreitung des Ochsenfrosches jedoch die Bekämpfungskosten in den folgenden Jahren stark ansteigen, sofern erst in der Zukunft mit einer effektiven Bekämpfung begonnen wird. Zudem würden sich in diesem Falle auch die ökologischen Schäden stark erhöhen. Diese Ergebnisse zeigen denselben Charakter wie die der Fallstudie von Wilgen *et al.* (1996); auch hier zeigte sich, dass eine

vorherige bzw. möglichst frühzeitige Bekämpfung der Invasion effektiver und zugleich kostengünstiger war als nachfolgende Aktionen, die zumeist eher der Schadensbegrenzung dienen, als wirklich zu einer Lösung des Problems zu führen.

Die Region um Kapstadt stellt einen so genannten Biodiversitäts-„Hot spot“ dar. Die Ausrottung dieser Pflanzen, die möglicherweise medizinisch wichtige Substanzen oder andere wertvolle Eigenschaften beinhalten, würde den möglichen Verlust großer Werte bedeuten. Dies ist besonders in Schwellenländern sowie Entwicklungsländern von Bedeutung, die auf Grund einer im Vergleich mit den Industriestaaten noch wenig ausgebeuteten Umwelt oft Gebiete großer Biodiversität in nahezu unberührtem Zustand besitzen. Dieses „Kapital“ wird durch Neobiota in seiner Existenz bedroht. Die ursprüngliche Biodiversität eines Landes bzw. einer Region stellt einen wertvollen Standortfaktor dar.

Im Jahr 2001 wurden in Südafrika in weitreichenden Reformen beschlossen, dass für die Kontrolle von invasiven Arten immer der jeweilige Landbesitzer die Verantwortung trägt. 198 der über 1000 nichteinheimischen Arten wurden als invasiv eingestuft. Diese wurden wiederum in drei Kategorien eingestuft, die sich nach der Gefährlichkeit der jeweiligen Art für die heimische Flora richten und mit entsprechenden Handlungsanweisungen verbunden wurden. Diese Herangehensweise war eine der in Ewel *et al.* (1999) geforderten Maßnahmen zur zukünftigen effektiven Handhabung der Neobiota-Problematik. Auch die geforderte Einbeziehung der Öffentlichkeit wurde zumindest zum Teil über die Übertragung der Verantwortlichkeit an die Landbesitzer sowie ein umfassendes Bekämpfungsprogramm („*Working for Water*“; dieses begann bereits im Jahr 1995) realisiert. Über Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen und im Rahmen von Resozialisierungsmaßnahmen wurden über 42.000 Personen involviert.

Rückschlüsse von der in Wilgen *et al.* (1996) beschriebenen Fallstudie auf europäische oder deutsche Verhältnisse lassen sich jedoch nur bedingt ziehen, da hier durch die Industrialisierung und Ausbeutung der Natur bereits eine stark verringerte Biodiversität sowie kaum noch ein Ursprungszustand der vorhandenen Habitate besteht.

Es zeigte sich, dass im natürlichen Zustand des Fynbos-Systems die Wasserausbeute am besten war. Ohne Eingriff des Menschen würde die förderbare Menge nach Invasion nicht-einheimischer Arten stark zurückgehen. Eine vorsorgende Bekämpfung der Invasion stellt die nach Kosten-Nutzen-Gesichtspunkten effektivste Methode zur Aufrechterhaltung der Wasserversorgung dar. Es zeigt sich hier, dass die Verhinderung bzw. das Bremsen der Invasion und damit das Belassen des natürlichen Zustandes den größten Effekt hat. Nachgeschaltete Aktivitäten, die das Zurückführen in einen vorherigen Zustand zum Ziel haben, sind weniger effektiv, da jeweils auch immer Nebeneffekte berücksichtigt werden müssen, die durch die bereits angesiedelten Arten verursacht wurden. Dies konnte auch an Hand des Vergleichs mit der Situation beim Ochsenfrosch in Deutschland gezeigt werden. Dies sollte in der Zukunft besonders berücksichtigt werden; in Südafrika wurden die invasiven Pflanzen ursprünglich von Menschen ausgebracht. Jedoch sind Ansiedlungen von Arten je nach deren Charakteristika und denen des Habitats unterschiedlich und schwer voraussagbar; sie können sich laut Ewel *et. al.* (1999) als vorteilhaft, aber auch als negativ herausstellen. Ewel *et. al.* (1999) empfehlen daher unter anderem nationale Informationssysteme, die durch staatenübergreifende Verfügbarkeit und Datenerfassung größtmögliche Aktualität und

Effektivität gewährleisten. Hierdurch soll der allgemeine Zugriff auf Informationen ermöglicht werden, da Entscheidungen über die Einführung von Arten immer auf frühere Erfahrungen mit Spezies aus anderen, ökologisch vergleichbaren Regionen basieren sollten. Die Informationssysteme sollen die Basis für Entscheidungen über die Einführung von Arten in neue Ökosysteme darstellen. Diese Forderung spiegelt sich in **Leitprinzip 8: Informationsaustausch** (*Decision COP VI/23* des Übereinkommens über die biologische Vielfalt):

1. „Die Staaten sollten den Aufbau eines Inventars und einer Zusammenführung von relevanten Datenbanken, einschließlich taxonomischer Datenbanken und Datenbanken von Einzelfunden, sowie die Entwicklung eines

Informationssysteme und eines interoperablen dezentralisierten Netzwerkes von Datenbanken zur Sammlung und Verbreitung von Informationen über gebietsfremde Arten im Zusammenhang mit allen Aktivitäten in den Bereichen Prävention, Einbringung, Monitoring, und Gegenmaßnahmen unterstützen. Diese Informationen sollten, soweit verfügbar, Inzidenz-Listen, potenzielle Gefährdungen für Nachbarländer, taxonomische, ökologische und genetische Informationen über invasive gebietsfremde Arten und Kontrollmethoden beinhalten. Die weite Verbreitung dieser Informationen, sowie von nationalen, regionalen und internationalen Leitlinien, Verfahren und Empfehlungen, wie etwa jene der im Rahmen des "Global Invasive Species Programme" gesammelten, sollte, unter anderem, durch den "Clearing-House-Mechanismus" zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt vereinfacht möglich gemacht werden (siehe <http://jasper.stanford.edu/GISP/> und www.biodiv.org und www.biodiv.at).

2. Die Staaten sollten alle relevanten Informationen über ihre jeweiligen spezifischen Importbedingungen für gebietsfremde Arten zur Verfügung stellen, insbesondere für jene, die bereits als invasiv identifiziert wurden, und diese Informationen auch anderen Staaten zugänglich machen.“

Die Autoren fordern zudem einen stärkeren Dialog zwischen der Wissenschaft und der Öffentlichkeit, da zum einen ein stärkeres Bewusstsein für die Problematik von Nöten ist und dieses Problem nur durch gemeinsames Handeln gelöst werden kann und zum anderen verantwortliche Personen sich stärker mit allen Aspekten in diesem Gebiet auseinandersetzen müssen. Besonders wichtig ist dies im Fall von Entscheidungsträgern wie Politikern oder auch Multiplikatoren wie Umweltschutz- und anderen Verbänden.

6 Maßnahmen

Vor allem bei den Arten, die ökologische Schäden verursachen, sind wissenschaftliche Untersuchungen dringend notwendig, um mehr Informationen über diese Arten und die Interaktionen mit ihrer Umwelt zu erhalten. Hieraus lassen sich dann Bekämpfungsmaßnahmen ableiten, die der von der jeweiligen Art ausgehenden Gefährdung angemessen sind. Dadurch wird die Bekämpfung optimiert und die entstehenden Kosten reduziert. Gleichzeitig sind weitere, artübergreifende Untersuchungen über die ökonomischen Folgen der Ausbreitung von Neobiota notwendig, um, soweit dies möglich ist, einheitliche Kriterien zur ökologischen und ökonomischen Bewertung zukünftiger Einwanderungen fest zu legen.

Für eine effektive Kontrolle von Neobiota ist zudem eine harmonisierte Rechtslage unabdingbar. Zur Zeit unterliegen verschiedene Arten unterschiedlichen nationalen und internationalen rechtlichen Rahmenregelungen wie beispielsweise verschiedenen deutschen rechtlichen Regelungen (Fischerei-, Jagd- und Waldrecht) und CITES. Hier ist eine Vereinheitlichung der gesetzlichen Rahmenbedingungen und ein gemeinsames, zumindest ein europäisches Handeln notwendig damit zum Beispiel nationale Anstrengungen nicht durch Handlungen von Nachbarstaaten abgeschwächt oder neutralisiert werden. Selbstverständlich muss die europäische Gesetzgebung anders als das in der Vergangenheit teils der Fall war, auch entsprechend in die nationale Gesetzgebung umgesetzt werden.

Diese gemeinsamen Anstrengungen müssen auch eine Kategorisierung der Arten entsprechend ihres Gefährdungspotentials beinhalten. Hier sei auf die in der Diskussion angesprochenen durch das „*standing committee*“ der Berner Konvention vorgeschlagenen weißen, schwarzen und grauen Listen verwiesen.

Zur Durchführung der Kontrolle und möglichen Bekämpfung von Neobiota ist eine Entwicklung von deutschlandweiten Vorgaben zu Kontrolle und Monitoring notwendig. Diese sollten von BfN und UBA erarbeitet werden. Die Bestände der gebietsfremden Arten sollten auch in ihrer Mächtigkeit/Individuenzahl erfasst werden und Ausbreitungstendenzen detektiert werden.

Nicht nur in der Gesetzgebung, sondern auch in der praktischen Handhabung ist eine verstärkte Zusammenarbeit notwendig; dies betrifft vor allem den Informationsaustausch zwischen den betroffenen und den mit der Kontrolle befassten öffentlichen Stellen. Es sei hier auf Ewel *et al.* (1999) , den Entwurf der Europäischen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten und die „Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden“ verwiesen; der beschriebene Aufbau nationaler Datenbanken, auf die auch ein Zugriff aus anderen Staaten möglich ist, würde die Koordinierung von Aktivitäten erleichtern und bereits gemachte Erfahrungen auch anderen Stellen zugänglich machen. Dies sollte mit der Einbeziehung der Öffentlichkeit einher gehen. Eine Aufklärung und Einbeziehung der Bevölkerung wäre auch für das Monitoring wichtig, da so neue Einwanderungen wesentlich schneller bemerkt würden. Auch das Einbringen neuer Arten von Urlaubsreisen könnte bei entsprechender Aufklärung eingedämmt werden. Zudem sind bestimmte Bevölkerungsgruppen wie etwa Landwirte wichtig, um aktiv einen großen Beitrag zur Kontrolle zu leisten. Entscheidungsträger sowie Multiplikatoren (z. B. Naturschutzverbände, vor allem auch Jugendgruppen) sollten in die Arbeit eingebunden werden. Eine integrierte Zusammenarbeit der verschiedenen Gruppen und der Behörden ist für die Eindämmung der durch invasive gebietsfremde Arten verursachten Probleme erfolgversprechend.

7 Literatur

- Aars, J., Lambin, X., Denny, R., & Griffin, A.C. (2001) Water vole in the Scottish uplands: distribution patterns of disturbed and pristine populations ahead and behind the American mink invasion front. *Animal Conservation*, 4, 187-194.
- Adolphi, K. (1997) Anmerkungen zu *Senecio inaequidens* DC. nach einem Aufenthalt in Südafrika. *Floristische Rundbriefe*, 31, 162-167.
- Aeraxon Insekt Control .GmbH (2002). Personal Communication, Waiblingen.
- Ahlmann, V.-P. (1997) Epidemologische Untersuchung zum Vorkommen der Tollwut und des kleinen Fuchsbandwurmes, *Echinococcus multilocaris* im Saarland. Inaugural-Dissertation, Freie Universität, Berlin.
- Alberternst, B. (1998). Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. Institut für Landespflege der Albert Ludwigs-Universität, Freiburg.
- Alberternst, B. (2002). Personal Communication.
- Alberternst, B. (1998). Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. Dissertation des Instituts für Landespflege der Albert Ludwigs-Universität, Freiburg, 198 Seiten.
- Alberternst, B., Bauer, M., Böckler, R., & Konold, W. (1995) *Reynoutria*-Arten in Baden-Württemberg - Schlüssel zur Bestimmung und ihrer Verbreitung entlang von Fließgewässern. *Floristische Rundbriefe*, 29, 113-124.
- Allergy, UCB Institute of (1997) European Allergy White Paper AVISO sprl, Bruxelles.
- Alm, G. (1929) Die Krebspest in Schweden. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, 27, 123-138.
- Altherr, S. (2002) Piranhas im Gartenteich, Website 2002. Pro Wildlife e.V. www.prowildlife.de/Projekte/Exotenhandel/Faunenverfaelschung.html
www.prowildlife.de/Projekte/Exotenhandel/Faunenverfaelschung.html
- Anonymus (1996). Stuttgarter Thesen zur Neozoen-Thematik. In Gebietsfremde Tierarten (eds H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer). ecomed, Landsberg.
- Anonymous (2002) Getreideplattkäfer (*Oryzaephilus surinamensis*), home.t-online.de/home/secure/getreideplattkaefer.htm.
- Anonymus (1997). Bisam, Biber, Nutria. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Bonn.
- Anonymus (2001) Das Herkuleskraut/Kaukasischer Bärenklau. Umweltamt Stadt Hagen. www.umweltamt.hagen.de/service/herkulesstaude_kurz.html

Anonymus (2001). Flusskrebse in Bayern. Broschüre des LFV Bayern, München.

Anonymus (2001) Gefährden Ochsenfrösche jetzt auch die Fauna Deutschlands? Deutsche Gesellschaft für Herpetologie. www.dght.de/010824b.html

Anonymus (2001) Mink, Amerikanischer Nerz. Arbeitskreis Wildbiologie. www.wildbiologie.com/marder/mard1_10.html

Anonymus (2001) *Rana catesbeiana*. Global Invasive species database. www.issg.org/database/species/ecology.asp

Anonymus (2002) Mehlmotte. www.kammerjaeger.de

Anonymus (2002) Neophyten. Universität Bielefeld, AK Ökosystembiologie. www.uni-bielefeld.de/biologie/oekosystembiologie/doc/oeko25.html

Anonymus (2002) Spätblühende Traubenkirsche, Vol. 2001. TU berlin. www.tu-berlin.de/fb7/ioeb/oekosystemkunde/neophyten/neoprunusse.html

Arbogast, R.T. (1976). Suppression of *Oryzaephilus surinamensis* (L.) (Coleoptera, Cucujidae) on shelled corn by the predator *Xylocoris flavipes* (Reuter) (Hemiptera: Anthocoridae). J Georgia Ent Soc, 11, 67-71.

Arrignon, J.C.V. (1996) Status of the foreign crayfish in France. Freshwater Crayfish, 11, 665-670.

Asmus, U. (1988) Das Eindringen von Neophyten in anthropogen geschaffene Standorte und ihre Vergesellschaftung am Beispiel von *Senecio inaequeidens* DC. Flora, 180, 133-138.

Bachert, C. (2000) Weißbuch Allergie in Deutschland 2000 Urban und Vogel Medien- und Medizinverlag mbH und Co. KG, München.

Bachmann, V., Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J.C. (2001) Decline of *Dreissena polymorpha* in the River Moselle: biotic and abiotic key factors involved in dynamics of invasive species. Archiv Fur Hydrobiologie, 151, 263-281.

Bachmann, V. & Usseglio-Polatera, P. (1999) Contribution of the macrobenthic compartment to the oxygen budget of a large regulated river: the Mosel. Hydrobiologia, 410, 39-46.

Balder, H., Ehlebracht, K., & Mahler, E. (1997) Straßenbäume: Planen, Pflanzen, Pflegen am Beispiel Berlin, Berlin.

Banks, B., Foster, J., Langton, T., & Morgan, K. (2000) British Bullfrogs? British Wildlife, 6/2000, 327-330.

Barbier, E.B. (2001) A Note on the Economics of Biological Invasions. Ecological Economics, 39, 197-202.

- Bauer, D. (2002). Grünflächenamt Köln, Personal Communication.
- Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (1996). Schutzwürdige Biotope in Bayern-Stadtkartierung Teil II. LfU Bayern, München.
- Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (1997). Untersuchung des Schilfrückgangs an bayrischen Seen. LfU Bayern, München.
- Beckenbach, F., Hampicke, U., & Schäfer, A. (1988). Möglichkeiten und Grenzen der Monetarisierung von Natur und Umwelt. Schriftenreihe des IÖW 117/97, Berlin.
- Behrens, J. (2002) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Berlin.
- Bergmann, P.D. (2002). Allergologische Klinik Bad Lippspringe. Personal Communication.
- Berenbaum, M. (2001). Unerwarteter Weltuntergang. NZZ Folio, Zürich. <http://www-x.nzz.ch/folio/archiv/2001/07/articles/berenbaum.html>
- Bernhard, S. (2001) Main sauber wie vor 100 Jahren. In Frankfurter Neue Presse vom 18.10.2001, Frankfurt.
- Biermayer, G. (1999) Fremdenfurcht unangebracht: Fremdländische Baumarten im Bayrischen Staatswald. Bayrische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft. www.lwf.uni-muenchen.de/veroef/veroef99/lwfakt20/kap3html
- bij de Vaate, A. (1991) Colonization of the German part of the River Rhine by the Asiatic Clam *Corbicula fluminea* (Pelecypoda, Corbiculidae. Bulletin zoölogisch Museum Universiteit van Amsterdam, 13, 13-16.
- Bischoff, R. (1998) Untersuchungen zur Wirksamkeit insektenpathogener Pilze gegen die vorratsschädlichen Motten *Ephestia kuehniella* und *Plodia interpunctella* (Lepidoptera: Pyralidae), Humboldt Universität, Berlin.
- Bitz, A. (2002). Gesellschaft Mensch und Natur, Mainz. Personal Communication.
- Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2000). Bericht über die Marktversorgung und die Außenhandelssituation von Karpfen und anderen Süßwasserfischen in der BRD, Frankfurt/Main.
- Blümel, S. & Hausdorf, H. (1997) Versuche zur Kontrolle von *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic mit insektiziden Wachstumsregulatoren. Forstschutz Aktuell 21.
- Böcker, R., Gebhardt, H., Konold, W., & Schmidt-Fischer, S. (1995) Gebietsfremde Pflanzenarten ecomed, Landsberg.
- Boehmer, H.J. & Doyle, U. (2001). Recently spreading alien species in Germany: South African Ragwort (*Senecio inaequidens*) and American Mink (*Mustela vison*). In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Ed.)(2001): Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. CBD Technical Series 1, 13-15.

- Böhmer, H.J., Heger, T., & Trepl, L. (2001). Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland. Umweltbundesamt, Berlin.
- Bönsel, D., Malten, A., Wagner, S., & Zizka, G. (2000). Flora, Fauna und Biotoptypen von Haupt- und Güterbahnhof in Frankfurt am Main. Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft, Frankfurt.
- Bornkamm, R. & Prasse, R. (1999) Die ersten Jahre der Einwanderung von *Senecio inaequidens* DC. in Berlin und den südwestlich angrenzenden Brandenburg. Verhandlungen der Botanischen Vereinigung Berlin Brandenburg, 132, 131-139.
- Bothe, C. (1992) Der Befall des Bisams *Ondatra zibethicus* (L.) mit dem Katzenbandwurm *Hydatigera taeniaeformis* (Batsch 1786) im Regierungsbezirk Braunschweig. Braunschweiger naturkundliche Schriften, 4, 1-6.
- Bousquet, Y. (1990) Beetles associated with stored products in Canada: An identification guide Agriculture and Agri-Food Canada.
- Brennenstuhl, G. (1995) *Senecio inaequidens* DC. bei Salzwedel-Neu für Sachsen-Anhalt. Floristische Rundbriefe, 29, 181-183.
- Breuckmann (2002). Grünflächenamt der Stadt Frankfurt, Personal communication.
- Bruening, S. (2000) *Rana catesbeiana*,. Michigan Museum of Zoology. www.animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/rana/r._catesbeiana
- Brunner (2002). Gartenbauamt München, Personal communication.
- Buchan (2002). Umweltamt Cottbus, Personal communication.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. (2000) Hydrologischer Atlas von Deutschland, Bonn.
- Butin, H. & Führer, E. (1994) Die Kastanien-Miniermotte (*Cameraria ohridella*) ein neuer Schädling an *Aesculus hippocastaneum*. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 46, 89-91.
- Caffrey, J.M. (1999) Phenology and long-term control of *Heracleum mantegazzianum*. Hydrobiologia, 415, 223-228.
- CelaMerck (2002). Personal communication.
- Chessa, S. (2000) Wirbellose. Arbeitsgemeinschaft Wirbellose Tiere der Binnengewässer.
- Chittka, L., Dornhaus, A., Spaethe, J., Hickelsberger, A., & Schmidt, A. (2001) Verhaltensphysiologie und Ökologie der Hummeln.
- Clair, J.S. (2001) Frog justice? Bullfrog threatens Bourdeaux Wine County.

- Dahm, Dr. U. (2002). Landwirt und. Saatgutvermehrer, Personal communication.
- Danell, K. (1996) Introductions of aquatic rodents: lessons of the muskrat *Ondatra zibethicus* invasion. *Wildlife Biology*, 2, 213-220.
- Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., Green, D.E., & Speare, R. (1999) Emerging Infectious Diseases and Amphibian Population Declines. *Emerging Infectious Diseases*, 5.
- den Hartog, C., van den Brink, F.W.B., & van der Velde, G. (1992) Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *Journal of Natural History*, 26, 1121-1129.
- Deutsche Bahn AG, Abteilung Vegetationskontrolle (2001) Vegetationskontrolle im Gleis. Deutsche Bahn AG.
- Devin, S., Beisel, J.N., Bachmann, V., & Moreteau, J.C. (2001) *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda : Gammaridae): another invasive species newly established in the Moselle river and French hydrosystems. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 37, 21-27.
- Dick, J.T.A. & Platvoet, D. (2000) Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 267, 977-983.
- Dukes, J.S. & Mooney, H.A. (1999) does global change increase the succes of biological invaders? *Tree*, 14, 135-139.
- Düring, C. (1997) *Senecio inaequidens* DC. auch in Nordostbayern in Ausbreitung. *Hoppea, Denkschrift der regensburger Botanischen Gesellschaft*, 58, 385-388.
- Eberlein-König (2002) Universitätsklinik München, Personal communication.
- Eijssackers, H. & Oldenkamp, L. (1976) Amerikaanse vogelkers, aanwaarding of beperking? *Landbouwkundig Tijdschrift*, 56, 366-375.
- Elton, C.S. (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* Chapman & Hall.
- Errington, P.Z. (1963). *Muskrat Populations*. Iowa State University Press.
- Ewel, J.J., O'Dowd, D.J., Bergelson, J., Daehler, C.C., D'Antonio, C.M., Gomez, L.D., Gordon, D.R., Hobbs, R.J., Holt, A., Hopper, K.R., Hughes, C.E., LaHart, M., Leakley, R.R.B., Lee, W.G., Loope, L.L., Lorence, D.H., Louda, S.M., Lugo, A.E., McEvoy, P.B., Telefonbuch, Richardson, D.M. & Vitousek, P.M. (1999). Deliberate Introductions of Species: Research Needs. *Bioscience*, 49, 8, 619-630.
- FAO (2002). Country Report from United States of America. FAO.
- Feemers, M. (2001) ALB-Schwarzer Bock aus Asien. *LWF aktuell*, 30, 39-41.

- Feemers, M. (1997). Versuche zur Bekämpfung von *Cameraria ohridella* Deschka & Dimic mittels Stamminjektion (Präperat: Confidor): Forstschutz Aktuell 21. www.fbva.forvie.ac.at/inst4/fs-aktuell/nr21
- Fenner, D. (2002). Allergologische Gemeinschaftspraxis Fenner, Fachärzte für Laboratoriumsmedizin und Infektionsepidemiologie), Personal communication.
- Fenner, D. (2002) Ragweed breitet sich auch in Europa aus. http://www.fennerlabor.de/bfi/pi_ragw.htm.
- Ferreras, P. & MacDonald, D.W. (1999) The Impact of the American Mink *Mustela vison* on water birds in the upper Thames. *Journal of Applied Ecology*, 36, 701-708.
- Feyerherd, P., Gumprecht, G., Hohenhaus, W., Mederake, R., Sayer, M., & Wagner, U. (1992). Ökologisch orientierte Grünpflege an Strassen. Hessisches Landesamt für Strassenbau, Wiesbaden.
- Flinn, P.W., Hagstrum, D.W., & McGaughey, W.H. (1994) Suppression of insects in stored wheat by augmentation with parasitoid wasps. *Proc. 6th Int. Working Conf. Stored-product Prot. Canberra, Australia*, 2, 1103-1105.
- FloraWeb: *Heracleum mantegazzianum*. Bundesamt für Naturschutz. <http://www.floraweb.de>.
- FloraWeb (1998). Bundesministerium für Naturschutz, BfN. <http://www.floraweb.de>.
- FloraWeb (2002) Verbreitung von: *Lupinus polyphyllus* Lindl. , Vielblättrige Lupine in Deutschland, Vol. 2002. BfN. <http://www.floraweb.de>.
- Foeckler, F. (1992) Das Vorkommen von Gammariden im Donaauraum zwischen Geisling und Straubing. *Archiv Fur Hydrobiologie, Suppl.* 84, 2-4.
- Forstamt Königstein. (2002). Personal communication.
- Frutiger, A., Borner, S., Büsser, T., Eggen, R., Müller, R., Müller, S., & Wasmer, H.R. (1999) How to control unwanted Populations of *Procambarus clarkii* in Central Europe? *Freshwater Crayfish*, 12, 714-726.
- Garcia-Paris, M. (1991) Primeros datos sobre *Rana catesbeiana* Shaw 1802 (Anura:Ranidae) en Espana. *Rev. Esp. Herp.*, 89-92.
- Gasselink, G. (2002) Garten- und Landschaftsbau, Königstein. Personal communication.
- Geis, K.-U. (2002) Gebietsfremde Splintholz- und Bohrkäfer, nach Mitteleuropa mit Importholz und anderen Gütern eingeschleppt. *Mitteilungen des internationalen entomologischen Vereins, Supplement X*, 1-100.
- Geiter, O., Homma, S., & Kinzelbach, R. (2001). Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. *Umweltbundesamt Forschungsbericht 296 89 901/01*, Rostock.

- Geldhauser, F. Ministerialrat. (2002). Referat Fischerei und Fischwirtschaft, München.
Personal communication.
- Gelpke, G. (2000) Problempflanzen: Riesenbärenklau. Fachstelle Naturschutz, Zürich.
Personal communication.
- Genovesi P., and G. Amori, (1999). Eradication of the grey squirrel in Italy and conservation risks for the red squirrel. Pp. 101-106 In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates. Council of Europe, Environmental Encounters no. 42.
- Gesundheitsamt Garmisch-Partenkirchen (2002) Vorratsschädlinge - Getreideplattkäfer, www.gapinfo.de/gesundheitsamt/alle/seuche/ungez/vorrat/kaefer/getr_ka.htm.
- Glöer, P. & Meier-Brook, C. (1998) Süßwassermollusken., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg, 136 pages.
- Gossner, M. (2002) Fremdländische Baumarten - Fremdkörper oder Chance in unseren Wäldern. Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. www.lwf.uni-muenchen.de/veroef/veroef2002/lwfbericht33/kap9.html
- Grabow, K., Eggers, T.O., & Martens, A. (1998) *Dikerogammarus villosus* Sovinsky (Crustacea: Amphipoda) in norddeutschen Kanälen und Flüssen. Lauterbornia, 33, 103-107.
- Grana, S.M.F. (1997) Abschreckung der Roßkastanienminiermotte mittels elektrotechnischer Verfahren, Vol. 1997. Forstschutz Aktuell 21.
- Grim, J. (1971) Tiefenverteilung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee. gwf-wasser/abwasser, 112, 437-441.
- Groos (2002). Grünflächenamt Darmstadt, Personal communication.
- Gustmann, E. (2002) Edle Hölzer unterm Hammer, Vol. 2002.
- Gutsche, V. &ENZIAN, S. (1998) Quantitative Untersuchungen zur geographischen Nachbarschaft von Ackerland und Oberflächengewässern am Beispiel von Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 50, 73-78.
- Haag, C. & Wilhelm, U. (1998) Spätblühende Traubenkirsche: Arbeiten mit "unerwünschter" Baumart oder Verschleppung einer Katastrophe? AFZ-Der Wald, 6, 276-279.
- Haas, G. (2001) Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein und Untermainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999, Dissertation der Universität Frankfurt/Main.
- Hampicke, U. (1991) Naturschutz-Ökonomie. Verlag Eugen Ulmer UTB, Stuttgart.

- Hartel, K.S. (2001) Untersuchungen zur Prävalenz der Larven von *Echinococcus multilocaris* Leuckhart (*Cestoda*) beim Bisam (*Ondatra zibethicus* L.) an der Sieg in Nordrhein-Westfalen. Diplomarbeit, Bonn.
- Hartmann, D. (2002). Universität Heidelberg, Personal communication.
- Hannoversche Allgemeine Zeitung. (2000) Der Luchs im Nationalpark Harz. In Hannoversche Allgemeine Zeitung, Hannover.
- Hecnar, S.J. & McLoskey, R.T. (1997) The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation*, 79, 123-131.
- Heilighenthal (2002)., Fa. Detia-Freyberg, Personal communication.
- Heimann, A. (2002) *P.serotina*, Hessen-Forst Kassel, Personal communication.
- Heitland, W. (2001) *Ephestia kuehniella*, Mehlmotte. www.zoologie.forst.tu-muenchen.de
- Heitland, W. (2001) *Ondatra zibethicus*. Zoologie TU München. www.zoologie.forst.tu-muenchen.de
- Heitland, W. (2002) *Procyon lotor* (Linne, 1758) - Nordamerikanischer Waschbär, www.zoologie.forst.tu-muenchen.de
- Heitland, W. & Freise, J. (2002) www.cameraria.de.
- Heitland, W., Huber, J., & Wüst, G. (1999) Die Kastanienminiermotte, Bayrischer Rundfunk vom 3.9.1999, München.
- Henkel, W. (1999) Zum fossilen Vorkommen der Douglasie in Deutschland. *AFZ-Der Wald*, 3, 128-129.
- Herzog, E. (2002) *Quercus rubra*-Roteiche, www.garten.at/seite34.html.
- Hessenauer, C. & Steinecke, G. (2001) Pflanzenschutz im öffentlichen Grün - Robinien-Miniermotte. http://www.infodienst-mlr.bwl.de/la/lfp/oeffentlgruen/minier_robinie.pdf
- Hetzel, D. (2002). Abteilung Vegetationskontrolle Deutsche Bahn AG), Frankfurt, Personal communication.
- Hinz (2002). Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Frankfurt, Personal communication.
- Hofmeier (2002) Reblaus, <http://www.germanwine.de/pflschtz/reblaus.htm>.
- Holzschuh, C. (1997) Woher kommt die Roßkastanienminiermotte wirklich? *Forstschutz Aktuell* 21.

- Honnay, O., Endels, P., Vereecken, H., & Hermy, M. (1995) The Role of Patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in north Belgium. *Diversity and Distributions*, 5, 129-141.
- Jacob, D. (2002). Firma Detia-Freyberg, Personal communication.
- Jacoby, H. & Leuzinger, H. (1972) Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) als Nahrung der Wasservögel am Bodensee. *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft Bayern*, 26-35.
- Jager, K. & Oosterbaan, A. (1979) Bestrijding von Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) door middel van stam- of stobbebehandeling. *Ned. Bosbouw Tijdschrift*, 51, 113-120.
- Jäger, S. (2002) Beifussambrosie, Universität Wien. Personal communication.
- Kappeller, M. (1999). Europäischer Nerz, *Mustela lutreola*. WWF Conservation Stamp, 11 Seiten.
- Karnkowski, W. (2001). Pest Risk Analysis and Pest Risk Assessment for the Territory of the Republic of Poland (as PRA area) on Ambrosia spp. (updated version). Main Inspectorate of Plant Protection - Central Laboratory.
- Karreis (2002). Wasserneubauamt, Aschaffenburg. Personal communication.
- Kegel, B. (1999) Die Ameise als Tramp Wilhelm Heyne Verlag, München.
- Kehr, R., Dujesiefken, D., Wohlers, A., & Lorenz, G. (1999) Der Eschenbaumschwamm an Robinie. *AFZ-Der Wald*, 15, 783-784.
- Keller, Dr. (2002). Erste Bayrische Satzkrebszucht. Personal communication.
- Khalanski, M. (1997) Industrial and ecological consequences of the introduction of new species in continental aquatic ecosystems: The zebra mussel and other invasive species. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*, 385-404.
- Kinzelbach, R. (1996). Die Neozoen. In *Gebietsfremde Tierarten* (eds H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer), pp. 283. ecomed, Landsberg.
- Kinzelbach, R. (2002). Universität Rostock. Personal communication.
- Klaiber, C. (1999) Massenvermehrung des Blattkäfers *Gonioctena quinquepunctata* an der spätblühenden Traubenkirsche. *AFZ-Der Wald*, 25, 1350-1352.
- Klein, H.H. (2002) Nutria, *Myocastor coypus*, www.tierenzyklopaedie.de/tiere/nutria.html.
- Klose, A. (2002) Der Führer schützt die Hecken. In *Frankfurter Rundschau*, Frankfurt/Main.
- Knoerzer, D., Kühnel, U., Theodoropoulos, K., & Reif, A. (1995). Zur Aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in Südwestdeutschland unter besonderer Berücksichtigung der

- Douglasie. In Gebietsfremde Pflanzenarten (eds R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer), pp. 215. ecomed, Landsberg.
- König, P. (1995) *Senecio inequidens* - nun auch in Berlin. Verhandlungen der Botanischen Vereinigung Berlin Brandenburg, 128, 159-163.
- Kowarik, I. (1992) Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 3.
- Kowarik, I. (1995). Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? In Gebietsfremde Pflanzenarten (eds R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer), pp. 215. ecomed, Landsberg.
- Kowarik, I. & Starfinger, U. (2001). Biological Invasions in Germany. A challenge to the Act? In (ed B.S. 32), pp. 7-16, Bonn.
- Kowarik, I. & Sukopp, H. (1986). Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. In Die ungeklärten Gefahrenpotentiale der Gentechnologie (eds Kollek, R., B. Tappeser & G. Altner), Vol. 10, pp. 111-135. Schweitzer, München.
- Krehan, H. (1997) Erste Erfahrungen mit Bauminfektionen gegen die Roßkastanienminiermotte. Forstschutz Aktuell 21.
- Kretz, M. & Vogtsburg, B.f.L. (1994). Handbuch Wasser 2: Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Offenburg.
- Krings (2002). Untere Naturschutzbehörde Landkreis Mainz-Bingen. Personal communication.
- Kristöfel, F. (1998) Zum Wachstum von *Juglans nigra* in den Leithaauen in Ostösterreich. Forst und Holz, 2, 43-47.
- Krux, F. (2001) Echinokokkose. Universität Bielefeld. www.uni-bielefeld.de
- Kupferberg, S.J. (1997) Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Invasion of a California River: The Role of Larval Competition. Ecology, 78, 1736-1751.
- Kuprian, M. (2002)., Mulf Wiesbaden. Personal communication.
- Lang, K.J. (2002) Ulmensterben, <http://www.forst.uni-muenchen.de/EXT/LST/BOTAN/LEHRE/PATHO/ULMUS/ophiosto.htm>.
- Lanza, B. (1962) On the introduction of *Rana rindibunda* Pallas and *R. catesbeiana* Shaw in Italy. Copeia, 3, 642-643.
- Lanza, B. & Ferri, V. (1997). *Rana catesbeiana* Shaw. In Atlas of the Amphibians and Reptiles in Europe. (ed J.P.e.a. Gasc), pp. 123-133. Societas Europaea Herpetologia, Paris.
- Laufer, H. & Waitzmann, M. (2002) Der Ochsenfrosch *Rana catesbeiana* am nördlichen Oberrhein (Baden-Württemberg). in Press.

- Leuchs, H. & Schleuter, A. (1996) *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald 1841), eine aus der Donau stammende Kleinkrebsart (Gammaridae) im Neckar. *Lauterbornia*, 25, 139-141.
- Leuzinger, H. & Schuster, S. (1970) Auswirkungen der Massenvermehrung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* auf die Wasservögel des Bodensees. *Ornithologische Beobachtungen*, 66, 64.
- Landesanstalt für Umwelt, Karlsruhe (2001) Ochsenfrosch breitet sich in Karlsruher Gewässer aus. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. www.lfu.baden-wuerttemberg.de/presse/lfu/pressemitteilungen
- Ludwig, M., Gebhardt, H., Ludwig, H.W., & Schmidt-Fischer, S. (2000) *Neue Tiere & Pflanzen in der heimischen Natur* BLV Verlagsgesellschaft, München.
- Martin, R. (1987) Konkurrenzkraft und Wasserverbrauch von *Chenopodium album* L., *Galinsoga ciliata* Blake und *Urtica urens* L., Rheinische Friedrichs Universität, Bonn.
- Masters, R.A. & Sheley, R.L. (2001) Principles and practices for managing rangeland invasive plants. *Journal of Range Management*, 54, 502-517.
- Matthis (2002)., Forstamt Mannheim. Personal communication.
- Milevoj, L. & Macek, J. (1997) Roßkastanien-Miniermotte (*Cameraria ohridella*) in Slowenien. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 49, 14-15.
- Minghua, N., Crim, J.D., & Ultsch, G.R. (1999) Dissolved Oxygen, Temperature, and Habitat Selection by Bullfrog (*Rana catesbeiana*) Tadpoles. *Copeia*, 1, 153-162.
- Mohr (2002) Getreide- und Kartoffelernte 2001 nach Ländern Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn. Personal communication.
- Mohrig, W. (2001) Malaria-die Tücke der Anopheles. MM cosmetic GmbH. http://www.zedan.de/Projekte/Malaria/Zecken_Borreliose/Anopheles/anopheles.html
- Monreal, F. (1998) Arbeitsweisen der Gewässerunterhaltung. Geographisches Institut der Universität Bonn. <http://www.giub.uni-bonn.de/seminare/wasser/ws98/Monreal.html>
- Mooij, J.H. & Bräsecke, R. (2001). "Exotische" Wasservögel als Neozoen in Deutschland. In *Beiträge zur Jagd und Wildforschung* (ed M. Stubbe), pp. 357-380. Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e.V., Leipzig.
- Müller, H. (1966) Untersuchungen zur Endoparasitenfauna der Bisamratte. *Hercynia*, 3, 52-100.
- Müller, J. & Schramm, S. (2001) A third *Dikerogammarus* invader is located in front of Vienna. *Lauterbornia*, 41, 49-52.
- Nationalpark Harz (2001) Nationalparkverwaltung Harz. <http://www.nationalpark-harz.de/>

- Niesar, C.M. & Geisthoff, N. (1999) Bekämpfung des Riesenbärenklaus mittels Glyphosaten. AFZ-Der Wald, 22, 1173-1175.
- Nitsche, K.-A. (1995) Stellt der Mink eine Gefahr für den Biber dar? Säugetierkundliche Informationen, 36, 83-85.
- Nöllert, A. & Nöllert, C. (1992) Die Amphibien Europas. Frankh-Kosmos, Stuttgart.
- Nomi, S. (2001) Les grenouilles geantes attaquent par le Sud-Ouest, www.cfd-emi.com/atelier/cew2001/redaction/grenouilles/Bernard-Redureau
- Ochsmann, J. (1996) *Heracleum mantegazzium* Sommier & Levier in Deutschland: Untersuchungen zu Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. Feddes Repertorium, 107, 557-595.
- Office of Technology (1993). Harmful Non-Indigenous Species in the United States. Office of Technology Assessment, Congress of the United States, Washington, D.C.
- Orf, M. (2002). Untere Naturschutzbehörde, Main-Taunus-Kreis. Personal communication.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (1999) Environmental and Economic costs associated with non-indigenous species in the United States, Vol. 1999. Cornell University.
- Pfenninger, M., Reinhardt, F. & Streit, B. (2001). Evidence for cryptic hybridisation between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). J. Evolutionary Biology 15, 818-829.
- Plichta, W., Kuczynska, I., & Rutkowski, L. (1997) The effect of North American Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) Plantations on organic and humus Horizons of cambic arenosols in a pine forests. Ekologia Polska, 45, 385-394.
- Pöckl, M. (1995) The Distribution of Native and introduced species of crayfish in Austria. Freshwater Crayfish, 4-17.
- Pointier, J.P. (1999) Invading freshwater Gastropods: some conflicting aspects for public health. Malacologia, 41, 403-411.
- Pucher, G. (2002). Geschäftsbericht 2001. Landesbetrieb Hessen-Forst, Kassel.
- Pysek, P. (1991) *Heracleum mantegazzium* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. Folia Geobotanica, 26, 439-454.
- Rau, H. (2000). Verbreitung der Rosskastanien-Miniermotte in Württemberg und die daraus entstehende Gefährdung der Rosskastanie. Stiftung Landesbank Baden-Württemberg "Natur und Umwelt".
- Reger (2002) Kartoffelkäfer, Naturhistorische Gesellschaft Nürnberg. <http://www.nhg-nuernberg.de/haupt/halb/kartoffelkaefer.html>

- Reichholf, J.H. (1996). Wie problematisch sind Neozoen wirklich? In Gebietsfremde Tierarten (eds H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer), pp. 313. ecomed, Landsberg.
- Reichmuth (2002). Biologische Bundesanstalt, Berlin. Personal communication.
- Reinhardt, F. (2002) Untersuchungen über Ausbreitung und Artstatus des Neozoons *Corbicula* sp. (O.F. Müller 1774) in Mitteleuropa, J.W. Goethe Universität, Frankfurt/Main.
- Reinhold, M. & Tittizer, T. (1997) Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, 41, 199-205.
- Reinhold, M. & Tittizer, T. (1999) Verschleppung von Makrozoen durch Kühlwasserfilter eines Schiffes. Wasser und Boden, 51, 61-66.
- Reiskirchen, Straßenmeisterei (2002). Personal Communication.
- Richter-Rethwisch, F. (1966) Die beiden Franzosenunkrautarten *Galinsoga parviflora* Cav. und *Galinsoga ciliata* Blake, eine Übersicht über ihre Verbreitung in der BRD und ein Beitrag zu ihrer Biologie, Dissertation der Landwirtschaftliche Hochschule Hohenheim, Heidelberg.
- Rikli, M. (1903/1904) Die Anthopochoren und der Formenkreis des *Nasturtium palustre* DC. Ber. Züricher Bot. Ges., 8, 71-82.
- Romig, T. (1999) Vorkommen und Diagnostik von *Echinococcus multilocaris* bei Wild- und Haustieren. Deutsche Tierärztliche Wochenschrift, 106, 352-357.
- Rössiger, M. (2002) Ansteckende Nerze? In Frankfurter Allgemeine Sonntagszeitung.
- Rühe, D. (2002) AKW Philippsburg. Personal communication.
- Rushton, S.P., Barreto, G.W., Cormack, R.M., McDonald, D.W., & Fuller, R. (2000) Modelling the effects of mink and habitat fragmentation on the water vole. Journal of Applied Ecology, 37, 475-490.
- Rzany (2002)., Universitätsklinik Mannheim. Personal communication.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen, (2002). Sondergutachten 2002: Für eine Stärkung und Neuorientierung des Naturschutzes.
- Saller, M. (1997) Wie funktioniert das zum Patent angemeldete Verfahren "Saller". Forstliche Versuchsanstalt Wien, 21, 32.
- Sant, Van .der (2002). Zoologische Staatssammlung München. Personal communication.
- Sasse, H. (2002). Umweltamt Brandenburg. Personal communication.

- Schalekamp, M. (1971) Warnung vor der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas und Bekämpfung derselben. GWA des Schweizerischen Vereins von Gas- und Wasserfachmännern, 1971/3.
- Scheepens, P.C. & Hoogerbrugge, A. (1988) Control of *Prunus serotina* in forests with the endemic fungus *Chondrostereum purpureum*. In Proceedings of the VII. International Symposium of Biological Control of Weeds, Rom.
- Schempp, D. (2002). Uniklinik Berlin. Personal communication.
- Schleuter, M., Schleuter, A., Potel, S., & Banning, M. (1994) *Dikerogammarus haemobaphes* (Gammaridae) aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. *Lauterbornia*, 19, 155-159.
- Schliewen, U., Englbrecht, C., Rassmann, K., Miller, M., Klein, L., & Tautz, D. (2001). Molekulare und populationsökologische Charakterisierung autochthoner und durch Besatz beeinflusster Salmoniden-Populationen in Bayern. Umweltbundesamt, Texte 48/01, Berlin.
- Schmidt, W. (2002) Attacke auf den Fuchsbandwurm. In Frankfurter Allgemeine Sonntagszeitung, Frankfurt.
- Schöll, D. (2002). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. Personal communication.
- Schöller, M. (1999) Biologische Bekämpfung der Speichermotte *Ephestia elutella* (Hübner) in gelagertem Getreide, J.W. Goethe-Universität, Frankfurt/M.
- Scholz, D. & Backhaus, G.F. (2000) Baumpflege und Pflanzenschutz im öffentlichen Grün. Sonderheft, 13, 30-38.
- Schönfeld, S. (1954) Morphologisch-anatomische Untersuchung an Ackerunkräutern der Gattung *Galinsoga* Ruiz et Pavon, Dissertation der Pädagogische Hochschule Karl Liebknecht, Karl-Marx-Stadt.
- Schroeder, F.-G. (1969) Zur Klassifizierung der Anthopochoren. *Vegetatio*, 16, 225-238.
- Schuldes, H. & Kübler, R. (1991). Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- Schuster, R. (2002). Universitätsklinik der TU Berlin. Personal communication.
- Schuster, W.H. (2002) Leguminosen zur Kornnutzung. Universität Giessen. <http://bibd.uni-giessen.de/gdoc/2000/uni/p000003/deckblatt.htm>
- Schwarz (2002). Forstamt Lampertheim. Personal communication
- Schweng, E. (1973). *Orconectes limosus* in Deutschland, insbesondere im Rheingebiet. Ministerium für Landwirtschaft, Mainz.

- Sidorovich, V., Kruuk, H., & Macdonald, D.W. (1999) Body size, and interactions between European and American mink (*Mustela lutreola* and *M. vison*) in Eastern Europe. *Journal of Zoology*, 248, 521-527.
- Smirnov, V. & Tretyakov, K. (1997) Changes in aquatic plant communities on the island of Valaam due to invasions by the muskrat *Ondatra zibethicus* L. *Biodiversity and Conservation*, 7, 673-690.
- Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf (2002) Marderhund in Baden-Wuerttemberg, www.infodienstmlr.bwl.de/la/LVA/WFS/Wildtiere/Marderhund/WFSFMarderhund.htm
- Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf (2002) Waschbär in Baden-Wuerttemberg, <http://www.infodienst-mlr.bwl.de/la/LVA/WFS/Wildtiere/Waschbar/Waschbaer.htm>.
- Statistisches Bundesamt. (2000) Spezialbericht Allergien, Eds.: Metzler-Poeschel, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt. (2002). <http://www.destatis.de/>.
- Stadtbaum.at (2002). Krankheiten und Schädlinge an Bäumen im Stadtbereich - Robinienminiermotte. www.stadtbaum.at/sdata/315.htm
- Starfinger, U. (1999) Neophyten - auch ein medizinisches Problem? *Berliner Ärzteblatt*, 112, 240-241.
- Starfinger, U. (1990) Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa, Dissertation der Technische Universität Berlin, Berlin.
- Steinert (1999) Ragweed auch in Europa verbreitet. *Zeitschrift für Umweltmedizin*, 27. <http://www.umweltmedizin.de/members/Closed/ZfU27/Ragweed.html>
- Steinfath, M. (2001) Kastanienminiermotte auf dem Vormarsch. *AFZ-Der Wald*, 10, 5-6.
- Stier, N., Drygala, F., Bögeksack, K., & Roth, M. (2001). Aktuelle Marderhundforschung und erste Ergebnisse zur Raumnutzung des Marderhundes in Mecklenburg-Vorpommern. In *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* (ed M. Stubbe). Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e.V., Leipzig.
- Stoll (2002). Forst Hessen. Personal communication.
- Struzynski, W.J. & Smietana, P. (1999) On the Distribution of Crayfish in Poland. *Freshwater Crayfish*, 12, 825-829.
- Stubbe, M.H. (2001) *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* Gesellschaft für Wildtier- und Jagdforschung e.V., Halle.
- Stucki, T.P. & Romer, J. (2001) Will *Astacus leptodactylus* displace *Astacus astacus* and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ageri, Switzerland? *Aquatic Sciences*, 63, 477-489.

- Stumpel, A.H.P. (1992a) Successful Reproduction of introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in northwestern Europe: a potential threat to indigenous amphibians. *Biological Conservation*, 60, 61-62.
- Stumpel, A.H.P. (1992b) Successful reproduction of introduced bullfrogs *Rana catesbeiana* in northwestern Europe: a potential threat to indigenous amphibians. *Biological Conservation*, 60, 61-62.
- Sures, B. & Streit, B. (2001) Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. *Parasitology*, 123, 185-191.
- Thiesmayer, B., Jäger, O., & Fritz, U. (1994) Erfolgreiche Reproduktion des Ochsenfrosches (*Rana catesbeiana*) im nördlichen Landkreis Böblingen (Baden-Württemberg). *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 1, 169-176.
- Thomae & Supp (2002). Artenschutz in Südafrika. Schreiben der Botschaft Pretoria.
- Thomiczek, C. & Pfister, A. (1997b) Bekämpfungsmöglichkeiten der Kastanien-Miniermotte. *Österreichische Forstzeitung*, 5, 51-52.
- Tiley, G.E.D., Dodd, F.S., & Wade, P.M. (1996) *Heracleum mantegazzianum* Sommer & Levier. *Journal of Ecology*, 84, 297-319.
- Tittizer, T. (1996). Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen in den Bundeswasserstrassen. In *Gebietsfremde Tierarten* (eds H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer), pp. 318. ecomed, Landsberg.
- Tittizer, T. (1997) Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrozoobenthos) in den europäischen Wasserstrassen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals. *Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft*, 4, 113-133.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A., & Schleuter, A. (2000) Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstrassen. *Lauterbornia*, 39, 1-72.
- Troschel, H.J. (1999) Distribution of Crayfish Species in Luxembourg. *Freshwater Crayfish*, 12, 791-795.
- Troschel, H.J. & Dehus, P. (1993) Distribution of crayfish species in the Federal Republic of Germany, with special reference to *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Crayfish*, 9, 390-398.
- Umweltbundesamt (2002) Presse-Information 38/02. Umweltbundesamt und Bundesamt für Naturschutz.
- Unestam, T. (1975) Defence reaction in and susceptibility of Australian and New Guinean freshwater crayfish to European crayfish-plague fungus. *Austr. J. Experim. Med. Sci.*, 53, 349-359.
- USDA (2002) *Quercus rubra*. USDA Forest Service. http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/quercus/rubra.htm

- Viernes, K.J.F. (1995) Bullfrog Predation on an Endangered Common Moorhen Chick at Hanalei National Wildlife Refuge, Kauai. *Elepaio*, 55, 37.
- Volz, H. (2002). Personal communication.
- Wagner (2002). Senatsverwaltung Berlin. Personal communication.
- Walser (2002). Gewässerdirektion südlicher Oberrhein/Hochrhein, Offenburg. Personal communication.
- Wasser- und Schifffahrtsamt Bingen. (2002). Personal Communication.
- Waterstraat, A., Krappe, M., Debus, L., & Börs, A. (2002). Ausmaß und Folgen des fischereilichen Besatzes für natürliche und naturnahe Biozöten, Rep. No. Endbericht des FuE-Vorhabens 800 86001. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Wayand, A. (2002). Wasser- und Schifffahrtsamt Koblenz. Personal communication.
- Weidner, H. (1978) Die gelbfüßige Bodentermite in Hamburg. *Ent. Mitt. Zool. Mus. Hamburg*, 6, 49-100.
- Weigmann, G. (1996). Neozoen im Siedlungsbereich. In *Gebietsfremde Tierarten* (eds H. Gebhardt, R. Kinzelbach & S. Schmidt-Fischer), pp. 283. ecomed, Landsberg.
- Weimann, H.-J. (1994). Natur-Struktur-Kultur. Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden.
- Weizmann (2002). Landesanstalt für Umwelt, Karlsruhe. Personal communication.
- Wettengel, R. & Volmer, T. (1999) Asthma. Medizinische und ökonomische Bedeutung einer Volkskrankheit Norbert Rupp, Stuttgart.
- Whitfield, J. (2000) Shrimp eat shrimp. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 267, 977-983.
- Wilhelm (2002). Forstamt Mannheimer Staatsforst. Personal communication.
- Williams, P.A., Ogle, C.C., Timmins, S.M., & Reid, V. (1999) Biology and ecology of *Senecio glastifolius* and its spread and impacts in New Zealand, Wellington.
- Winkel, S., Kuprian, M., Flößer, E., Homeier, M., Homeier, O., & Möckel, G. (2000) "Volkszählung": Eingeschleppte Schildkröten erobern Hessens Gewässer - Erste Ergebnisse aus der Wetterau. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen*, 5, 68-75.
- Wittgen, A. (2002) Waschbär, Marderhund und Mink, OEJV, <http://www.oeljv.de/positionen/pfoten.htm>
- Wittig, R. (1994) Die Stadtvegetation in Frankfurt. *Geobot. Kolloq.*, 10, 77-87.

Wutzer, R. (2001). Edelkrebse und ihre Haltung. Erste Bayrische Satzkrebszucht, Augsburg.

Zajonc, J. (1999) Ceratocystis- und Ophiostoma-Pilze an erkrankten Eichen. AFZ-Der Wald, 15, 779-780.

Zwingel, D.W. (2002). Ökologischer Landwirt. Personal communication.

8 Anhang

Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden¹

Einführung

Dieses Dokument stellt eine Orientierungsgrundlage zum Aufbau von wirksamen Strategien zur Minimierung der Ausbreitung und der Auswirkungen von invasiven gebietsfremden Arten dar. Obwohl jeder Staat mit eigenen, speziellen Herausforderungen konfrontiert ist und eigene kontext-spezifische Lösungsansätze entwickeln muss, geben diese Leitprinzipien den Regierungen eine eindeutige Richtung und eine Reihe von anzustrebenden Zielen vor. Wie weit diese Leitprinzipien letztendlich umgesetzt werden können, hängt von den zur Verfügung stehenden Ressourcen ab. Diese Leitprinzipien zielen darauf ab, die Regierungen in ihren Bemühungen gegen invasive gebietsfremde Arten als integraler Bestandteil des Naturschutzes und der wirtschaftlichen Entwicklung zu unterstützen. Da diese 15 Leitprinzipien nicht verbindlich sind, können sie relativ einfach modifiziert und weiter ausgebaut werden, auch unter Berücksichtigung der Prozesse des Übereinkommens über die biologische Vielfalt² sowie unter Einbeziehung neuer Erkenntnisse über diese Problematik und wirksamer Lösungsansätze.

Gemäß Artikel 3 des Übereinkommens über die biologische Vielfalt haben die Staaten nach der Charta der Vereinten Nationen und den Grundsätzen des Völkerrechts das souveräne Recht, ihre eigenen Ressourcen gemäß ihrer eigenen Umweltpolitik zu nutzen sowie die Pflicht dafür zu sorgen, dass durch Tätigkeiten, die innerhalb ihres Hoheitsbereiches oder unter ihrer Kontrolle ausgeübt werden, der Umwelt in anderen Staaten oder in Gebieten außerhalb der nationalen Hoheitsbereiche kein Schaden zugefügt wird.

¹ Englische Originalversion: Decision VI/23, Annex; <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-06&d=23>

² siehe www.biodiv.org und www.biodiv.at

Bei diesen Leitprinzipien werden die im Anhang angeführten Begriffsdefinitionen verwendet.

Überdies soll bei der Anwendung dieser Leitprinzipien die Tatsache berücksichtigt werden, dass Ökosysteme im Laufe der Zeit einer dynamischen Entwicklung unterworfen sind, und dass sich folglich die natürliche Verbreitung der Arten auch ohne menschliche Einflussnahme verändert.

A. Allgemeines

Leitprinzip 1: Vorsorgeprinzip

In Anbetracht der Unvorhersehbarkeit der Ausbreitungswege von und der Auswirkungen auf die biologische Vielfalt durch invasive gebietsfremde Arten, sollten die Bemühungen, nicht beabsichtigte Einbringungen zu identifizieren und zu verhindern, sowie Entscheidungen bezüglich beabsichtigter Einfuhren, auf dem Vorsorgeprinzip beruhen - insbesondere in Hinblick auf eine Risikoanalyse und in Übereinstimmung mit den nachstehend angeführten Leitprinzipien. Das Vorsorgeprinzip wird in Grundsatz 15 der Rio-Deklaration über Umwelt und Entwicklung³ sowie in der Präambel des Übereinkommens über die biologische Vielfalt dargelegt.

Das Vorsorgeprinzip soll auch angewendet werden, wenn Maßnahmen zur Beseitigung, Eindämmung und Kontrolle von gebietsfremden Arten, die sich bereits etabliert haben, in Erwägung gezogen werden. Das Fehlen einer wissenschaftlichen Gewissheit in bezug auf die verschiedenartigen Auswirkungen einer Invasion sollte nicht als Grund für das Aufschieben oder das Entfallen von entsprechenden Maßnahmen zur Beseitigung, Eindämmung oder Kontrolle dienen.

Leitprinzip 2: Hierarchischer, 3-stufiger Ansatz

1. Prävention ist bei weitem kosteneffizienter und vom Umweltstandpunkt erstrebenswerter als Maßnahmen, die nach der Einbringung und Etablierung einer invasiven gebietsfremden Art getroffen werden.
2. Der Verhinderung der Einbringung von invasiven gebietsfremden Arten innerhalb und zwischen Staaten sollte Priorität eingeräumt werden. Wenn eine invasive gebietsfremde Art eingebracht wurde, sind Früherkennung und rasches Handeln von entscheidender Bedeutung, um die Etablierung zu verhindern. Vorzugsweise sollten die Organismen so rasch wie möglich beseitigt werden (Prinzip 13).

³ siehe <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>

3. Sollte eine völlige Beseitigung nicht möglich sein, oder die dafür benötigten Ressourcen nicht zur Verfügung stehen, sollten Maßnahmen zur Eindämmung (Prinzip 14) sowie langfristige Kontrollmaßnahmen (Prinzip 15) ergriffen werden. Jede Art der Kosten-Nutzen-Rechnung (aus umwelt-, wirtschafts-, oder sozialpolitischer Sicht) soll auf langfristiger Basis durchgeführt werden.

Leitprinzip 3: Ökosystemarer Ansatz

Maßnahmen im Zusammenhang mit invasiven gebietsfremden Arten sollten - sofern möglich - auf dem ökosystemaren Ansatz beruhen, wie in Entscheidung V/6⁴ der fünften Vertragsparteienkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt ausgeführt.

Leitprinzip 4: Die Rolle der Staaten

1. Im Zusammenhang mit invasiven gebietsfremden Arten sollten sich Staaten des Risikos bewusst sein, dass Aktivitäten innerhalb ihrer Hoheitsbereiche oder unter ihrer Kontrolle für andere Staaten eine potenzielle Quelle für invasive gebietsfremde Arten darstellen können, und dementsprechend individuelle oder gemeinsame Aktivitäten unternehmen, um dieses Risiko zu minimieren. Dazu zählt auch die Weitergabe von Informationen über das invasive Verhalten oder das invasive Potenzial einer Art.
2. Beispiele für derartige Aktivitäten sind:
 - a. Der beabsichtigte Transfer einer invasiven gebietsfremden Art in einen anderen Staat (selbst wenn diese im Ursprungsland nicht invasiv ist), und
 - b. Die beabsichtigte Einbringung einer gebietsfremden Art in den eigenen Staat, sofern die Gefahr besteht, dass sich diese in der Folge (mit oder ohne menschlichen Vektor) auch in einen anderen Staat hinein ausbreiten und invasiv werden könnte;

⁴ siehe <http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?lg=0&m=cop-05&d=06>

- c. Aktivitäten, die zur unbeabsichtigten Einbringung führen können, selbst wenn die eingebrachte Art im Ursprungsland nicht invasiv ist.
3. Damit die Staaten dabei unterstützt werden, die Ausbreitung und die Auswirkungen invasiver gebietsfremder Arten zu reduzieren, sollten sie, soweit möglich, Arten identifizieren, die invasiv werden könnten, und diese Informationen anderen Staaten zur Verfügung stellen.

Leitprinzip 5: Forschung und Monitoring

Um eine entsprechende Wissensgrundlage für die Bewältigung der Probleme durch invasive gebietsfremde Arten aufzubauen, ist es von Bedeutung, dass Staaten - sofern möglich - Forschung und Monitoring im Bereich der invasiven gebietsfremden Arten betreiben. Im Rahmen dieser Bemühungen sollte auch versucht werden, eine taxonomische Grundstudie über die vorhandene biologische Vielfalt durchzuführen. Abgesehen von diesen Daten ist Monitoring der Schlüssel zur Früherkennung von neuen invasiven gebietsfremden Arten. Monitoring sollte sowohl gezielte als auch allgemeine Untersuchungen beinhalten und von der Einbindung zusätzlicher Sektoren, einschließlich der Bevölkerung, profitieren. Forschungstätigkeit im Bereich der invasiven gebietsfremden Arten sollte eine genaue Identifizierung der invasiven Art beinhalten und sollte Folgendes dokumentieren:

- a die Geschichte und die Ökologie der Invasion (Ursprung, Ausbreitungswege und zeitlicher Rahmen);
- b die biologischen Eigenschaften der invasiven gebietsfremden Art;
- c die damit verbundenen Auswirkungen auf Ebene des Ökosystems, der Arten und auf genetischer Ebene sowie auch soziale und ökonomische Auswirkungen, und wie sich diese im Lauf der Zeit verändern.

Leitprinzip 6: Aufklärung und Bewusstseinsbildung

Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit über die Probleme durch invasive gebietsfremde Arten ist für den erfolgreichen Umgang mit invasiven gebietsfremden Arten von entscheidender Bedeutung. Deshalb ist es wichtig, dass Staaten Aufklärung und Bewusstseinsbildung im Zusammenhang mit den Ursachen einer Invasion und den mit der Einbringung gebietsfremder Arten verbundenen Risiken fördern. Wenn Gegenmaßnahmen erforderlich sind, sollten Aufklärungs- und Bewusstseinsbildungsprogramme lanciert werden, um die Bevölkerung sowie entsprechende Branchengruppen zur Unterstützung der Maßnahmen mit einzubeziehen.

B. Prävention

Leitprinzip 7: Grenzkontrollen und Quarantänemaßnahmen

1. Die Staaten sollten Grenzkontrollen und Quarantänemaßnahmen für gebietsfremde Arten, die invasiv sind oder invasiv werden könnten, durchführen, um zu gewährleisten, dass
 - a. beabsichtigte Einbringungen von gebietsfremden Arten einem Genehmigungsverfahren unterworfen sind (Prinzip 10), und
 - b. unbeabsichtigte oder nicht genehmigte Einbringungen von gebietsfremden Arten minimiert werden.
2. Die Staaten sollten die Schaffung von geeigneten Maßnahmen zur Kontrolle der Einbringung von invasiven gebietsfremden Arten innerhalb des Staates gemäß der nationalen Gesetzgebung und, falls vorhanden, einschlägigen politischen Vorgaben in Betracht ziehen.

3. Diese Maßnahmen sollten auf einer Risikoanalyse in Hinblick auf die Gefährdungen, die gebietsfremde Arten darstellen, und auf die möglichen Einschleppungswege beruhen. Bereits existierende geeignete staatliche Institutionen oder Behörden sollten, wenn nötig, verstärkt und ausgebaut werden. Deren MitarbeiterInnen sollten gut für die Umsetzung dieser Maßnahmen ausgebildet werden. Früherkennungssysteme sowie regionale und internationale Koordination sind für die Prävention von entscheidender Bedeutung.

Leitprinzip 8: Informationsaustausch

1. Die Staaten sollten den Aufbau eines Inventars und einer Zusammenführung von relevanten Datenbanken, einschließlich taxonomischer Datenbanken und Datenbanken von Einzelfunden, sowie die Entwicklung eines Informationssystems und eines interoperablen dezentralisierten Netzwerkes von Datenbanken zur Sammlung und Verbreitung von Informationen über gebietsfremde Arten im Zusammenhang mit allen Aktivitäten in den Bereichen Prävention, Einbringung, Monitoring und Gegenmaßnahmen unterstützen. Diese Informationen sollten, soweit verfügbar, Inzidenz-Listen, potenzielle Gefährdungen für Nachbarländer, taxonomische, ökologische und genetische Informationen über invasive gebietsfremde Arten und Kontrollmethoden beinhalten. Die weite Verbreitung dieser Informationen sowie von nationalen, regionalen und internationalen Leitlinien, Verfahren und Empfehlungen, wie etwa jene der im Rahmen des "Global Invasive Species Programme"⁵ gesammelten, sollte, unter anderem, durch den "Clearing-House-Mechanismus" zum Übereinkommen über die biologische Vielfalt⁶ möglich gemacht werden.
2. Die Staaten sollten alle relevanten Informationen über ihre jeweiligen spezifischen Importbedingungen für gebietsfremde Arten zur Verfügung stellen, insbesondere für jene, die bereits als invasiv identifiziert wurden, und diese Informationen auch anderen Staaten zugänglich machen.

⁵ siehe <http://jasper.stanford.edu/GISP/>

⁶ siehe www.biodiv.org und www.biodiv.at

Leitprinzip 9: Kooperation, einschließlich des Aufbaus von Kapazitäten

Je nach Situation kann die Reaktion eines Staates auf eine Invasion eine rein interne Maßnahme sein (innerhalb des Staates) oder gemeinsame Maßnahmen von zwei oder mehreren Staaten erfordern. Solche Maßnahmen können Folgendes beinhalten:

- a. Programme entwickeln, die dem Austausch von Informationen über invasive gebietsfremde Arten, deren potenzielle Gefährlichkeit und deren Invasionswege dienen, mit besonderem Schwergewicht auf der Kooperation zwischen Nachbarstaaten, zwischen Handelspartnern und zwischen Staaten mit vergleichbaren Ökosystemen und Invasionsfällen. Spezielles Augenmerk sollte auf Handelspartner mit ähnlichen Umweltbedingungen gelegt werden;
- b. Abkommen zwischen Staaten auf bilateraler und multilateraler Basis sollten weiter ausgebaut und dazu eingesetzt werden, den Handel mit bestimmten gebietsfremden Arten zu regeln, wobei spezielles Augenmerk auf besonders schädliche invasive Arten gelegt werden sollte;
- c. Unterstützung des Aufbaus von Kapazitäten in Ländern, in denen ein Mangel an Fachwissen und an Ressourcen, einschließlich finanzieller Ressourcen, besteht, um die Risiken zu bewerten und zu reduzieren sowie die Auswirkungen auszugleichen, wenn bereits eine Einbringung und Etablierung gebietsfremder Arten stattgefunden hat. Ein derartiger Aufbau von Kapazitäten kann auch Technologietransfer und die Entwicklung von Ausbildungsprogrammen beinhalten;
- d. Gemeinsame Forschungsaktivitäten und Finanzierung in den Bereichen Identifizierung, Prävention, Früherkennung, Monitoring und Kontrolle von invasiven gebietsfremden Arten.

C. Einbringung von Arten

Leitprinzip 10: Beabsichtigte Einbringung

1. Es sollte keine erstmalige beabsichtigte Einbringung oder weitere Einbringungen einer innerhalb eines Staates bereits invasiven oder potenziell invasiven gebietsfremden Art ohne vorherige Genehmigung durch eine zuständige Behörde des Empfängerstaates erfolgen. Eine entsprechende Risikoanalyse, die auch eine Umweltverträglichkeitsprüfung beinhalten könnte, sollte als Teil des Bewertungsprozesses durchgeführt werden, bevor eine Entscheidung darüber gefällt wird, ob eine vorgeschlagene Einbringung in einen Staat oder in neue ökologische Regionen innerhalb eines Staates zu genehmigen oder nicht zu genehmigen ist. Die Staaten sollten alle Anstrengungen unternehmen, um die Einbringung von nur jenen Arten zu genehmigen, bei denen es unwahrscheinlich ist, dass sie die biologische Vielfalt gefährden. Die Beweislast dafür, dass es unwahrscheinlich ist, dass eine beabsichtigte Einbringung eine Gefährdung für die biologische Vielfalt darstellt, sollte bei jener physischen oder juristischen Person liegen, die den Vorschlag der Einbringung eingebracht hat, oder sollte - sofern möglich - vom Empfängerstaat zugewiesen werden. Die Genehmigung einer Einbringung kann gegebenenfalls auch an Bedingungen geknüpft sein (z.B. Ausarbeitung eines Plans für Gegenmaßnahmen, Monitoring-Verfahren, Zahlung für Bewertung und Management oder Eindämmungs-Auflagen).
2. Entscheidungen betreffend beabsichtigte Einbringungen sollten auf dem Vorsorgeprinzip beruhen, auch innerhalb der Rahmenbedingungen für Risikoanalysen, wie in Grundsatz 15 der Rio-Deklaration über Umwelt und Entwicklung und in der Präambel des Übereinkommens über biologische Vielfalt dargelegt. Besteht die Gefahr einer Verringerung oder eines Verlustes an biologischer Vielfalt, sollte das Fehlen ausreichender wissenschaftlicher Gewissheit und Kenntnisse über eine gebietsfremde Art die zuständige Behörde nicht daran hindern, eine Entscheidung in Hinblick auf die beabsichtigte Einbringung der gebietsfremden Art zu treffen, um die Ausbreitung und die negativen Auswirkungen von invasiven gebietsfremden Arten zu verhindern.

Leitprinzip 11: Unbeabsichtigte Einbringung

1. Alle Staaten sollten über gesetzliche Bestimmungen zur Regelung von unbeabsichtigten Einbringungen (oder beabsichtigten Einbringungen von Arten, die sich bereits etabliert haben und invasiv wurden) verfügen. Dies könnte gesetzliche Maßnahmen oder Lenkungsmaßnahmen sowie die Einrichtung oder Stärkung von Institutionen und Behörden mit entsprechenden Befugnissen beinhalten. Ressourcen sollten in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen, um rasches und wirksames Handeln zu gewährleisten.

2. Die üblichen Einschleppungswege, durch die es zur unbeabsichtigten Einbringung kommt, sind zu identifizieren. Geeignete Vorkehrungen, um derartige Einbringungen zu minimieren, sollten vorhanden sein. Oft sind sektorale Aktivitäten wie Fischerei, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Schifffahrt (einschließlich der Entsorgung von Ballastwasser), Transport auf dem Land- und auf dem Luftweg, Bauprojekte, Landschaftsgestaltung, Aquakultur einschließlich Zieraquarien, Tourismus, Haustier-Industrie und Wildwirtschaft Einschleppungswege für unbeabsichtigte Einbringungen. Umwelt-Verträglichkeitsprüfungen im Zusammenhang mit derartigen Aktivitäten sollten das Risiko einer unbeabsichtigten Einbringung von invasiven gebietsfremden Arten berücksichtigen. Gegebenenfalls sollte eine Risikoanalyse über die unbeabsichtigte Einbringung von invasiven gebietsfremden Arten durch diese Einschleppungswege durchgeführt werden.

D. Gegenmaßnahmen

Leitprinzip 12: Gegenmaßnahmen

Wenn die Etablierung einer invasiven gebietsfremden Art bereits festgestellt wurde, sollten Staaten auf individueller Basis oder in Kooperation geeignete Schritte setzen, wie zum Beispiel Maßnahmen zur Beseitigung, Eindämmung oder Kontrolle der Art, um negative Auswirkungen auszugleichen.

Die zur Beseitigung, Eindämmung oder Kontrolle eingesetzten Methoden sollten für die Menschen, die Umwelt und für die Landwirtschaft sicher sein sowie für alle Beteiligten in den von invasiven gebietsfremden Arten befallenen Gebieten vom ethischen Standpunkt her vertretbar sein. Auf der Grundlage des Vorsorgeprinzips sollten Gegenmaßnahmen im frühestmöglichen Stadium der Invasion getroffen werden. Gemäß den einzelstaatlichen politischen oder gesetzlichen Vorgaben sollte eine physische oder juristische Person, die für die Einschleppung der invasiven gebietsfremden Art verantwortlich ist, die Kosten für Kontrollmaßnahmen und Maßnahmen zur Wiederherstellung der biologischen Vielfalt tragen, sofern der Beweis erbracht wurde, dass diese Person den nationalen Gesetzen und Bestimmungen zuwider gehandelt hat. Die Früherkennung von neuen Einbringungen von gebietsfremden Arten, die potenziell invasiv sind, oder von denen bereits bekannt ist, dass sie invasiv sind, ist folglich von entscheidender Bedeutung. Es ist aber auch erforderlich, dass die nötigen Ressourcen vorhanden sind, um rasch Folgemaßnahmen treffen zu können.

Leitprinzip 13: Beseitigung/Ausrottung

Wo immer dies machbar ist, ist die Beseitigung/Ausrottung die beste Vorgehensweise im Umgang mit invasiven gebietsfremden Arten. Die günstigste Gelegenheit zur Beseitigung/Ausrottung invasiver gebietsfremder Arten bietet sich in den Anfangsstadien der Invasion, wenn die Populationen noch klein sind und lokal begrenzt auftreten.

Somit kann der Einsatz von Früherkennungssystemen, die sich auf Punkte konzentrieren, an denen das Risiko einer Einbringung sehr hoch ist, entscheidend wirksam sein, wobei ein Monitoring nach der Beseitigung/Ausrottung möglicherweise erforderlich ist. Die Unterstützung der Bevölkerung ist oft von wesentlicher Bedeutung für den Erfolg einer Ausrottungsmaßnahme.

Diese ist besonders zielführend, wenn sie im Rahmen eines Mitwirkungsprozesses aufgebaut wurde. Auch Sekundäreffekte auf die biologische Vielfalt sollten in die Überlegungen mit einbezogen werden.

Leitprinzip 14: Begrenzung der Ausbreitung/Eindämmung

In Fällen, in denen die Beseitigung/Ausrottung kein geeignetes Mittel darstellt, ist oft die Begrenzung der Ausbreitung (Eindämmung) von invasiven gebietsfremden Arten die geeignete Strategie, sofern das Verbreitungsgebiet der Organismen oder Populationen klein genug ist, damit derartige Bemühungen sinnvoll sind. Regelmäßiges Monitoring ist von wesentlicher Bedeutung und muss mit raschen Ausrottungsmaßnahmen im Falle von erneutem Auftreten verbunden sein.

Leitprinzip 15: Kontrollmaßnahmen

Kontrollmaßnahmen sollten auf Schadensbegrenzung sowie auf eine Verringerung der Zahl von invasiven gebietsfremden Arten abzielen. Effiziente Kontrollmaßnahmen werden oft auf einer Reihe von integrierten Managementverfahren beruhen, inklusive mechanische Kontrolle, chemische Kontrolle, biologische Kontrolle und Habitat-Management. Diese sollten im Einklang mit den bestehenden nationalen Bestimmungen und internationalen Normen durchgeführt werden.

Erläuterungen zur Fußnote 1

Die folgenden Begriffsdefinitionen werden verwendet:

- (i) **„gebietsfremde Art“** bezieht sich auf eine Art, eine Unterart, oder auf ein niedrigeres Taxon, das außerhalb seines natürlichen vergangenen oder gegenwärtigen Verbreitungsgebietes eingeführt wurde, und beinhaltet sämtliche Bestandteile solcher Arten wie Gameten, Samen, Eier oder Diasporen, die überleben und sich in der Folge weitervermehren könnten;
- (ii) **„invasive gebietsfremde Art“** bedeutet eine gebietsfremde Art, deren Einführung und/oder Ausbreitung die biologische Vielfalt gefährdet. (Im Sinne dieser Leitprinzipien wird „invasive gebietsfremde Art“ gleichbedeutend mit der Bezeichnung „gebietsfremde invasive Art“ der Entscheidung V/8 der Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt verwendet);
- (iii) **„Einbringung“** bezieht sich auf eine direkte oder indirekte Verbringung einer gebietsfremden Art außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes (in der Vergangenheit oder in der Gegenwart) durch den Menschen. Diese Verbringung kann entweder innerhalb eines Staates oder zwischen Staaten oder Gebieten außerhalb der nationalen Hoheitsbereiche stattfinden;
- (iv) **„beabsichtigte Einbringung“** bedeutet die bewusste Verbringung und/oder Freisetzung einer gebietsfremden Art außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes durch den Menschen;
- (v) **„unbeabsichtigte Einbringung“** bezieht sich auf alle anderen, nicht beabsichtigten Einbringungen;
- (vi) **„Etablierung“** bezieht sich auf den Prozess, in dessen Verlauf eine gebietsfremde Art in einem neuen Lebensraum lebensfähige Nachkommen mit der Wahrscheinlichkeit eines kontinuierlichen Überlebens erzeugt;

(vii) „**Risikoanalyse**“ bedeutet:

1. die Einschätzung der Auswirkungen der Einbringung sowie der Wahrscheinlichkeit der Etablierung einer gebietsfremden Art auf der Grundlage wissenschaftlich fundierter Informationen (d.h. Risikobewertung), und
2. die Identifizierung von Maßnahmen, die eingesetzt werden können, um diese Risiken zu reduzieren oder in den Griff zu bekommen (d.h. Risikomanagement), unter Berücksichtigung sozioökonomischer und kultureller Erwägungen.

Kurzfassung

Einleitung

Mit der vorliegenden Studie wird ein Überblick über die in Deutschland jährlich entstehenden volkswirtschaftlichen Kosten durch Neobiota gegeben, wobei hier stellvertretend 20 Arten untersucht worden sind. Die Studie stellt insofern eine Momentaufnahme dar, d.h. es sind diejenigen Kosten erfasst worden, die zur Zeit jährlich anfallen. Die entstehenden jährlichen Kosten, berechnet auf das Gebiet Deutschlands, sind in drei Kategorien aufgeschlüsselt: a) direkte ökonomische Schäden, beispielsweise durch Vorratsschädlinge, b) ökologische Schäden durch Pflege und Schutz gefährdeter heimischer Arten, Biozönosen und Ökosysteme und c) Kosten für Maßnahmen zur Bekämpfung invasiver Arten; hierbei soll auch die voraussichtliche zukünftige Ausbreitung berücksichtigt werden.

Allgemeines

Diese Studie zu Ökonomischen Folgen von Neobiota ist die erste ihrer Art in Europa. Sie besitzt in jeder Beziehung Pilotcharakter und sollte trotz der erreichten Erfolge durch weitergehende Studien vertieft werden. Dies ist besonders deswegen notwendig, weil diese Studie in einem sehr begrenzten zeitlichen Rahmen durchgeführt wurde, gleichzeitig aber ein breites Spektrum an Arten und Problemfeldern abdecken sollte. Wie im Entwurf der *European Strategy on Invasive Alien Species* T-PVS (2002) 8 gefordert, sollten derartige Studien mehrjährig konzipiert sein, um beispielsweise repräsentative Umfragen und *willingness to pay*-Analysen durchzuführen. Diese sind insbesondere bei Kosten notwendig, die als „ökologische Schäden“ bezeichnet wurden und für Arten, die geschützte, einheimische Arten bedrohen. Als „Hilfsuntergrenze“ wurde in einigen Fällen die Bekämpfung gesetzt.

Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage und der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche der gebietsfremden Arten konnte kein einheitlicher Ansatz gefunden werden, der allen bearbeiteten *alien species* gerecht geworden wäre. Dies kann jedoch auch als ein Fortschritt in der Untersuchung invasiver Arten bezeichnet werden. Übermäßige Vereinheitlichung in ökonomischen Modellen werden der Realität „biologischer Invasoren“ häufig nicht gerecht. Allenfalls können diese zu Gruppen ähnlicher Biologie zusammen gefasst werden.

Fallanalysen

Gesundheitsgefährdende Arten

Untersucht wurden die Beifußambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) und die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*).

Beifußambrosie

Die Beifußambrosie verursacht starke Allergien bis hin zu allergischem Asthma. Es ist umstritten, ob sich diese Pflanze dauerhaft etabliert hat oder ständig neu ausgebracht wird (beispielsweise durch Vogelfutter). Womöglich wird jedoch unterschätzt, dass die Beifußambrosie bereits seit vielen Jahre in Deutschland vorkommt und unter Umständen einem *time lag* unterliegt. Eine stärkere Ausbreitung ist in Zukunft zu befürchten, insbesondere wenn die durchschnittlichen Jahrestemperaturen weiter ansteigen. Die in der Literatur angegebenen Werte für direkte und indirekte Kosten schließen nicht den Verlust an individueller Lebensqualität ein, der durch die Erkrankungen (Tabelle 1) verursacht wird. Aus diesem Grunde sind die im folgenden angegeben Werte als Kostenuntergrenze anzusehen.

In der Landwirtschaft spielt die Beifußambrosie als Unkraut keine erkennbare Rolle; es können keine zusätzlichen Kosten ermittelt werden. Auf Grund ihres bevorzugten Auftretens auf anthropogen geprägten Flächen sind ebenfalls keine Interaktionen mit einheimischen Arten bekannt.

Herkulesstaude

Die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) verursacht bei Hautkontakt starke Verbrennungen und somit Kosten in den unterschiedlichsten Bereichen. Sofern Überschneidungen mit anderen Problemfeldern auftreten, sind diese dort gesondert aufgeführt (z.B. Tabelle 8). Ein bezifferbarer Nutzen dieser Pflanze konnte nicht nachgewiesen werden (Tabelle 2).

Tabelle 1: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Beifußambrosie in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden nationale und internationale Publikationen sowie die Aussagen von Fachärzten benutzt. Ober- und Untergrenzen ergeben sich aus den Publikationen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Allergisches Asthma	24.500.000 €	16.400.000 bis 36.100.000 €	jährliche direkte und indirekte Kosten
Allergische Rhinitis	7.600.000 €	3.400.000 bis 13.800.000 €	jährliche direkte und indirekte Kosten
Ökologische Schäden	keine		
Bekämpfung	keine		
Summen	32.100.000 €	19.800.000 bis 49.900.000 €	

Tabelle 2: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Herkulesstaude in Deutschland entstehen. Die Zahlen basieren auf den Ergebnissen von mehreren Umfragen, die auf die Fläche Deutschlands hochgerechnet wurden. Ober- und Untergrenzen im Gesundheitswesen und im kommunalen Bereich resultieren aus verschiedenen Datenquellen, alle weiteren Resultate sind als Untergrenze anzusehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenze	Bemerkungen
Gesundheitswesen	1.050.000 €	309.000 bis 1.960.000 €	jährliche Kosten, die regional stark ansteigen können
Naturschutzgebiete	1.170.000 €	1.170.000 bis ? €	Untergrenze der jährlichen Kosten
Bekämpfung an Straßen	2.340.000 €	2.340.000 bis ? €	Untergrenze der jährlichen Kosten
Bekämpfung im kommunalen Bereich	2.100.000 €	1.200.000 bis 3.700.000 €	jährliche Kosten
Bekämpfung	53.000 €		Deutsche Bahn AG
Bekämpfung in Landkreisen	5.600.000 €	5.600.000 bis ? €	Untergrenze der jährlichen Kosten
Summen	12.313.000 €	10.619.000 bis 14.770.000 €	

Forstwirtschaft

Untersucht wurden die Roteiche (*Quercus rubra*) und die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*).

Roteiche

Die Roteiche wird nur schlecht von der einheimischen Fauna besiedelt und stellt dementsprechend für diese Lebensgemeinschaften eine „ökologische Wüste“ dar.. Eine künftige Bekämpfung der Roteiche in der Forstwirtschaft erscheint unwahrscheinlich, da der Forstwirtschaft durch diese Maßnahmen Einnahmeausfälle in Höhe von etwa 716.000 € entstehen würden. Sollte der politische Wille vorherrschen, diesen Baum aus Natur und Landschaft zu entfernen, wäre der Verzicht auf weitere Anpflanzungen in der Forstwirtschaft die sinnvollste Maßnahme. Innerhalb weniger Jahrzehnten könnte der Bestand sukzessive abnehmen.

In Naturschutzgebieten hingegen kann in Einzelfällen eine Bekämpfung notwendig werden. Da hiervon aber nur vereinzelte Flächen betroffen sind, unterbleibt eine Kostenrechnung.

Spätblühende Traubenkirsche

Bei massenhaften Auftreten der Spätblühenden Traubenkirsche verursacht diese eine starke Beschattung und verhindert so die natürliche Verjüngung des Waldes und gefährdet die Flora der Krautschicht. Im Falle der Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) könnte auch auf Bekämpfungsmaßnahmen verzichtet werden. Der forstwirtschaftliche Verlust auf Flächen, auf denen die Spätblühende Traubenkirsche massenhaft auftritt, entspräche dann dem dauerhaften Ertrag an Fichte. Dies würde aber eine „Aufgabe“ der Flächen bedeuten und dem Auftrag der nachhaltigen Forstwirtschaft (§11 Bundeswaldgesetz) sowie dem Ziel, naturnahe Wälder aufzubauen widersprechen (Bundes-Naturschutzgesetz §5 (5)). Zudem wäre der Erholungswert der Wälder für Naherholende deutlich herabgesetzt (§1 des Bundeswaldgesetzes). Gleichzeitig würde sich die Spätblühende Traubenkirsche weiter bis auf die „potentielle Problemfläche“ ausbreiten und könnte dann Kosten von 1,2 Milliarden Euro verursachen. Aus rein ökonomischer und somit auch wirtschaftlicher Sicht sind Bekämpfungskosten für die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) nicht zu rechtfertigen, da durch die Pflege der Bestände zu baumhaften Bewuchs die entstehenden Verluste minimiert werden könnten. Hier fehlt aber der Nachweis, dass diese Maßnahme wirklich zu den berechneten Erträgen führt, oder ob beispielsweise Sandböden das Aufwachsen der Spätblühenden Traubenkirsche in die Baumschicht zulassen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Spätblühende Traubenkirsche auf „durchschnittlichen Problemflächen“ in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Bodentyp, Landnutzung und Angaben über diese Art aus betroffenen Forstämtern benutzt. Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
direkte Kosten	1.400.000 €	830.000 bis 2.500.000 €	beim „Durchforsten“, jährlich
Kosten in NSG	3.400.000 €	1.500.000 bis 3.700.000 €	Bekämpfung, jährlich
Bekämpfung im Forst	20.700.000 €	13.300.000 bis 33.400.000 €	entspricht „Durchboxen“ oder jährlicher Pflege
Summen	25.500.000 €	15.630.000 bis 39.600.000 €	

Landwirtschaft

Untersucht wurden der Getreidekapuzinerkäfer (*Rhyzopertha dominica*) und die Mehlmotte (*Ephesia kuehniella*).

Getreidekapuzinerkäfer

Der Getreidekapuzinerkäfer ist ein Vertreter der Überfamilie Bostrichoidea, die außer bei stärkehaltigen Produkten im Vorratsschutz auch in der Wald- und Holzwirtschaft Schäden verursachen können. Die dadurch verursachten Kosten konnten aber nicht ermittelt werden. Die indirekten Kosten, die beispielsweise durch Rückrufaktionen entstehen, konnten nur geschätzt werden, da die Firmen solche Daten nicht preisgaben (Tabelle 4)

Tabelle 4: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Getreidekapuziner (*Rhyzopertha dominica*) und Getreideplattkäfer (*Oryzophilus surinamensis*) in Deutschland entstehen. Die Berechnungen erfolgten nach Angaben der BBA Berlin und BLE sowie der Getreideproduktion im Jahr 2001 (BBA Bonn). Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Direkte Kosten	8.600.000 €	3.400.000 bis 13.700.000 €	nur Vorratslager, jährlich
Indirekte Kosten	6.800.000 €	4.300.000 bis 17.100.000 €	Forschung, Beratung, Rückrufaktionen, jährlich
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar		
Bekämpfung	4.000.000 €	3.500.000 bis 4.500.000 €	nur in Vorratslagern
Summen	19.400.000 €	11.200.000 bis 35.300.000 €	

Mehlmotte

Die zusätzlichen Kosten, die in der Vorratshaltung durch die Mehlmotte (*Ephestia kuehniella*) entstehen, sind wenig untersucht und konnten in der vorliegenden Untersuchung nur abgeschätzt werden. Hierbei wurde versucht, möglichst konservativ vorzugehen. Die resultierende Summe von 4,8 Millionen Euro pro Jahr ist dementsprechend als Untergrenze anzunehmen, insbesondere da Datenmaterial aus Privathaushalten fast vollständig fehlt. Ebenso sind Daten aus der Privatwirtschaft nicht verfügbar, da die angesprochenen Firmen in der Öffentlichkeit nicht den Eindruck erwecken wollten, dass ihre Produkte mit Vorratschädlingen in Kontakt kommen. Es ist zu vermuten, dass die tatsächlichen Kosten hier weitaus höher liegen.

Tabelle 5: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Mehlmotte *Ephestia kuehniella* in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurde Aussagen von Schädlingsbekämpfern sowie des BBA Berlin anhand der Getreideproduktion hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen wurden abgeschätzt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Direkte Kosten	780.000 €	780.000 bis ? €	Privathaushalte? Rückrufaktionen?
Ökologische Schäden	keine		
Monitoring	204.000 €	20.000 bis 200.000 ? €	in Vorratslagern, jährlich
Bekämpfung	1.800.000 €	1.800.000 bis 2.300.000 ? €	durch Begasung, jährlich
Bekämpfung	1.300.000 €	1.300.000 bis 2.000.000 ? €	durch Strips, jährlich
Bekämpfung	700.000 €	700.000 bis 7.000.000 ? €	in Privathaushalten, jährlich
Summen	4.784.000 €	4.600.000 bis 12.280.000 ? €	

Fischerei und Teichwirtschaft

Untersucht wurden der Bisam (*Ondatra zibethicus*) und der Kamberkrebs (*Orconectes limosus*).

Bisam

Der Bisam verursacht hauptsächlich Schäden durch Damnbrüche in Gebieten, in denen keine Bisamfänger angestellt sind. Eine nicht repräsentative Umfrage ergab zusätzliche Aufwendungen von 1,6 Millionen Euro in Deutschland. Diese Schätzung stellt vermutlich eher eine Untergrenze dar. Gleichzeitig würden Bisamfänger im Bundesgebiet über 16 Millionen Euro kosten. Im Hinblick auf Fischerei und Teichwirtschaft ist dies sicherlich keine ökonomisch sinnvolle Maßnahme. Da aber hier noch Kosten bei der Unterhaltung von Gewässern und Wasserstraßen sowie im Gesundheitswesen auftreten, könnte eine flächendeckende Bekämpfung sinnvoll sein, zumal der Bisam auch in der Empfehlung 77 der Berner Konvention zur Ausrottung vorgeschlagen ist (Tabelle 6).

Tabelle 6: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Bisam in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Publikationen und die Ergebnisse von Befragungen verwendet. Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen		Bemerkungen
Gewässerunterhaltung	2.300.000 €	2.000.000 bis 2.500.000 €		Datengrundlagen: 1996 und 1997
Fischzuchtbetriebe	1.600.000 €	1.000.000 bis 2.700.000 €		Hochrechnungen aus 3 Betrieben
Gesundheitswesen	4.600.000 €	71.000 bis 9.100.000 €		Datengrundlage?
Bekämpfung	3.300.000 €	2.900.000 bis 3.600.000 €		
Bekämpfung	47.000 €	8.600 bis	85.800 €	jährliche Kosten für Fallen
Bekämpfung	600.000 €	45.000 bis	680.000 €	Bisamfänger (Wasser- und Schifffahrtsämter)
Summen	12.447.000 €	6.024.600 bis 18.665.800 €		

Kamberskrebbs

Es können keine Kosten ermittelt werden, die aktuell durch den Kamberskrebbs (*Orconectes limosus*) verursacht werden, da weder eine Bekämpfungsmethode bekannt ist, noch Fischer und Teichwirte Verluste durch den zusammen auftretenden Fadenpilz *A. astaci* (der Verursacher der sogenannten Krebspest) erleiden. Sollte in Zukunft vermehrt der Edelkrebbs *A. astacus* gezüchtet werden, ist aber damit zu rechnen, dass derartige Verluste auftreten werden. Gleichzeitig kann die Zucht und Ausbringung die verbleibenden lokal angepassten Populationen des Edelkrebses verdrängen und damit verbleibende Bestände gefährden. Aus diesem Grunde besteht hier zusätzlicher Forschungsbedarf, um derartige Populationen als *operational conservation units* zu identifizieren und unter Schutz zu stellen.

Kommunaler Bereich

Untersucht wurden die Kastanienminiermotte (*Cameraria ohridella*) und der Verursacher der Ulmenkrankheit (*Ceratocystis ulmi*).

Kastanienminiermotte

Die Kastanienminiermotte befällt insbesondere Rosskastanien und verursacht bereits im Sommer einen herbstlichen Laubfall. Die durch die Kastanienminiermotte erforderliche zusätzliche Laubentfernung im Sommer verursacht in fünf untersuchten Städten einen Aufwand von 450.000 € jährlich. Hochgerechnet auf die bebaute Fläche Deutschlands wären das 8 Millionen Euro pro Jahr. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Laubentfernung nicht unbedingt als Bekämpfungsmaßnahme zu werten ist und bis eine solche gefunden wird, jedes weitere Jahr anfällt. Sollten sich die Beobachtungen von Thomiczek & Pfister (1997b) und Rau (2000) aber *nicht* bestätigen und die Rosskastanien im bebauten Bereich langfristig absterben, würde bei einem Wert eines 30-jährigen Stadtbaumes von ca. 7.700 € bei 1,4 Millionen Bäumen in Deutschland ein Verlust von schätzungsweise 10,7 Milliarden Euro entstehen.

Ulmenkrankheit

Nach Umfrage in den fünf Städten Berlin, Köln, München, Frankfurt/Main und Darmstadt werden für den bebauten Bereich Deutschlands 16.000 Ulmen berechnet. Insgesamt sterben pro Jahr durchschnittlich 412 davon ab und müssen zur Abwehr von Gefahren für die Öffentlichkeit entfernt werden. Die Entfernung und Neupflanzung eines Baumes kostet insgesamt 4.200 €, wohingegen der Wert eines Stadtbaumes, der sich durch jahrzehntelange Pflege akkumuliert hat, von Balder (1997) mit bis zu 7.700 € angegeben wird. Bedingt durch Entfernung und Neupflanzungen entstehen in Deutschland jährliche Kosten von 1,7 Millionen Euro. Der „Wertverlust“ entspricht 3,2 Millionen Euro. Sollten anstelle der abgestorbenen Ulmen aber resistente Ulmenzüchtungen angepflanzt werden, erhöht sich der Wert für Neupflanzungen um rund 160.000 auf etwa 1,9 Millionen Euro.

Tabelle 7: Zusammenfassung der Kosten, die durch die Kastanienminiermotte jährlich in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden Befragungen aus fünf deutschen Großstädten anhand von Literaturdaten hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Laubentsorgung	8.000.000 €	720.000 bis 15.900.000 €	als Bekämpfungs- maßnahme gewertet
Düngung erkrankter Bäume	11.200.000 €	9.300.000 bis 17.900.000 €	
Summen	19.200.000 €	10.020.000 bis 33.800.000 €	

In den Städten wird auch die Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) wegen ihrer gesundheitsgefährdenden Wirkung bekämpft und verursacht dort jährliche Kosten von 2 Millionen Euro. Zudem werden auch in einigen Städten die Spätblühende Traubenkirsche, der Bisam und einige andere Neobiota bekämpft. Hierzu konnte aber keine ausreichende Datengrundlage geschaffen werden.

Tabelle 8: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in Deutschland auf kommunaler Ebene entstehen. Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Kastanienminiermotte	19.200.000 €	10.020.000 bis 33.800.000 €	Laubentfernung und Düngung
Herkulesstaude	2.100.000 €	1.200.000 bis 3.700.000 €	Bekämpfung
Ulmenkrankheit	1.700.000 €	1.200.000 bis 4.600.000 €	Entfernung und Neupflanzung
	3.200.000 €.	2.200.000 bis 8.400.000 €	Wertverlust abgestorbener Bäume
Summen	26.200.000 €	14.620.000 bis 50.500.000 €	

Insgesamt entstehen durch die genannten Arten in Kommunen direkte ökonomische Schäden in Höhe von annähernd 26,2 Millionen Euro jährlich. Hinzu tritt ein Wertverlust von über 3 Millionen Euro durch die langjährige Pflege absterbender Ulmen. Das Absterben der Ulmen wird vermutlich in den nächsten 40 Jahren weiter anhalten und in diesem Zeitraum Gesamtkosten von 191,8 Millionen Euro verursachen. Ähnliches gilt für die Kastanienminiermotte, sofern nicht in den nächsten Jahren ein praktikables Mittel zur Eindämmung dieses Insekts gefunden werden kann. Eine präventive Düngung, sofern diese die Miniermotte zurückdrängen kann, würde bis dahin jährlich über 11 Millionen Euro Kosten verursachen.

Wasserwege und Fließgewässer

Untersucht wurden die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia* sp.).

Dreikantmuschel

Die Dreikantmuschel verursacht heute keine nachweisbaren Kosten mehr. Gleichzeitig muss darauf hingewiesen werden, dass sie infolge ihrer Verbreitung und des massenhaften Auftretens die Lebensgemeinschaften insbesondere der Bundeswasserstraßen nachhaltig beeinflusst hat. Die hohen Kosten, die dieses Neozoon in den Vereinigten Staaten von Amerika verursacht, konnten für Deutschland nicht oder nicht mehr nachgewiesen werden. Dies ist in erster Linie damit zu erklären, dass sich die Nutzer von Oberflächengewässern in Deutschland an das Vorhandensein der Dreikantmuschel angepasst haben, indem Entnahmerohre der Industrie und Trinkwasserversorgung bereits vor Jahrzehnten in größere Tiefen verlegt wurden. Gleichzeitig haben die Bestände an Dreikantmuscheln durch interspezifische Konkurrenz mit anderen Neozoen abgenommen.

Japanischer Staudenknöterich

Der Japanische Staudenknöterich verursacht bei flächenhaftem Auftreten an Gewässern starke Uferabbrüche. In dem größten bekannten Vorkommen des Japanischen Staudenknöterichs (*Fallopia* sp.) in Deutschland im Bereich der Gewässerdirektion West-Südwest (Baden-Württemberg) sind von 460 km Gewässerstrecke zwischen 3 % und 100 % der Ufer mit dem Staudenknöterich bestanden. In Gewässern, die der Gewässerdirektion unterstehen, wird über

die gesamte Vegetationsperiode ein Mann mit Gerät (Unimog) benötigt, um den Staudenknöterich zu bekämpfen. In den Jahren 1991 und 1992 entstand an Deichen, wo der Staudenknöterich wächst, ein einmaliger Schaden von über 20 Millionen DM. Hier waren insbesondere anthropogen geprägte Gewässerprofile betroffen (Trapezprofil).

Daraufhin wurde mit Bekämpfungsmaßnahmen gegen diese Pflanze begonnen. Im Jahr 1999 waren die Kosten für Uferinstandsetzung auf 330.000 € gesunken. Die Annahme, dass zwischen 5 % und 15 % der Staudenknöterich-Bestände flächenhaften Charakter besitzen, erscheint auf den ersten Blick als zu hoch. In Anbetracht der raschen vegetativen Vermehrung dieser Pflanze kann dieser Ansatz aber als konservativ angesehen werden. Zudem tritt der Staudenknöterich auch an terrestrischen Verkehrswegen auf. Eine besondere Behandlung durch Straßen- und Verkehrsämter erfolgt nicht. Für Gleisanlagen konnte gezeigt werden, dass bei einer Bekämpfung auf 1 ‰ der Bahnstrecke jährliche Kosten von 2,4 Millionen Euro entstehen würden. Zudem entstehen in der Gewässerunterhaltung vermutlich jährliche Kosten in Höhe von über 2,3 Millionen Euro durch den Bisam (*Ondatra zibethicus*, Tabelle 9).

Tabelle 9: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Dreikantmuschel, Staudenknöterich und Bisam in Wasserwegen und Fließgewässern in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Dreikantmuschel	nicht bezifferbar		Veränderung der Biozönose, Verdrängung einheimischer Arten
Staudenknöterich	7.000.000 €	3.500.000 bis 10.500.000 €	Reparatur Uferabbrüche, jährlich
	6.200.000 €	5.900.000 bis 6.600.000 €	Bekämpfung, jährlich
	16.700.000 €	12.300.000 bis 21.200.000 €	Ufersicherung, jährlich
Bisam	2.300.000 €	2.000.000 bis 2.500.000 €	Datengrundlage: 1996 und 1997
Summen	32.200.000 €	23.700.000 bis 40.800.000 €	

Terrestrische Verkehrswege

Untersucht wurden das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens*) und der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia* sp.).

Schmalblättrige Greiskraut

Da das Schmalblättrige Greiskraut nicht auf das meist benutzte Herbizid Glyphosat anspricht, entstehen im Bereich von Gleisanlagen zusätzliche Aufwendungen von etwa 100.000 € jährlich. Eine Umfrage in hessischen Straßen- und Verkehrsämtern hingegen ergab keine zusätzlichen Aufwendungen für diesen Neophyten.

Neben den hier bearbeiteten Arten verursacht die Herkulesstaude einen erhöhten Aufwand bei der Unterhaltung von Straßen. Eine Umfrage bei hessischen Straßen- und Verkehrsämtern, die für Bundes- und Landesstraßen zuständig sind, ergab hier Kosten von 2,3 Millionen Euro jährlich. Zudem wäre zu erwarten, dass der Staudenknöterich einen erhöhten Aufwand durch zusätzliche Mahd an Straßenrändern benötigt. Hierfür konnten jedoch keine Daten ermittelt werden. Nach eigenen Beobachtungen wird der Staudenknöterich an Straßen nur einmal im Jahr im Zuge der üblichen Maßnahmen gemäht. Hierdurch wird jedoch weder das Vorkommen noch die weitere Verbreitung dieser Neophyte behindert. Dies wäre nur mit mehrmaliger Mahd pro Jahr möglich.

Tabelle 10: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die an terrestrischen Verkehrswegen in Deutschland entstehen. Bei direkten Angaben durch die Deutsche Bahn AG wurde keine Ober- und Untergrenze angegeben. Ober- und Untergrenzen für die Herkulesstaude konnten für die DB nicht angegeben werden bzw. wurden abgeschätzt. Ober- und Untergrenzen für den Staudenknöterich wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Schmalblättriges Greiskraut	100.000 €		auf Gleisanlagen
Schmetterlingsstrauch	keine		
Herkulesstaude	53.000 €		nur in gefährdeten Bereichen der Bahn
	2.300.000 €	2.300.000 bis ? €	an Bundes- und Landesstraßen
Staudenknöterich	2.400.000 €	2.000.000 bis 2.700.000 €	an Gleisanlagen
Summen	4.853.000 €	4.453.000 bis 5.153.000 €	

Gefährdung einheimischer Arten

Untersucht wurden der Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) und die Lupine (*Lupinus polyphyllus*).

Höckerflohkrebs

Der Höckerflohkrebs ist seit Ende des 20. Jahrhunderts in die deutschen Bundeswasserstrassen eingedrungen und hat die dortige Flohkrebsfauna weitgehend verdrängt. In diesem Falle wäre eine *willingness to pay*- Analyse (WTP) ein folgerichtiger Ansatz zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für den Erhalt der einheimischen Biozönose, der aber im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht im notwendigen Umfang durchgeführt werden konnte. Hampicke (1991) gibt derartige Analysen für verschiedene Tierarten an. So zeigten Studenten in den USA für den Schutz des Buckelwales die Bereitschaft, zwischen 42,5 und 57 US\$ pro Person und Jahr zu bezahlen. Für die Elritze hingegen lag die Zahlungsbereitschaft nur noch bei 4,7 bis 13,2 US\$ jährlich. Im Falle der Flohkrebse wäre die WTP vermutlich weit geringer anzusiedeln. Sollten nur 1 % des Betrages der Elritze gezahlt werden, wären dies umgerechnet 0,048 bis 0,136 €/a⁻¹ pro Person. Bei einer Bevölkerung von 81,5 Millionen in Deutschland bedeutet dies eine Zahlungsbereitschaft von jährlich 3,9 bis 11 Millionen Euro.

Lupine

Im Naturschutzgebiet Lange Rhön ist die Lupine (*Lupinus polyphyllus*) auf Bergwiesenflächen von 20 Hektar vertreten und verdrängt dort Bestände der geschützten Arnika (*Arnica montana*). Bundesweit werden solche Bestände, die den potentiellen Lebensraum der Arnika einnehmen, auf etwa 100 Hektar geschätzt. Diese Habitate (Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen) werden meist durch Naturschutzbehörden betreut und einmal im Jahr gemäht. Zur Stützung der Goldhaferwiesen und Borstgrasrasen wäre aber eine weitere Mahd im Jahr notwendig. Da bei einer zweiten Mahd das anfallende Mähgut nicht mehr entfernt werden muss, entstehen hier zusätzliche Kosten von lediglich 300 € pro Hektar. Hieraus folgt, dass hier zusätzliche Kosten von etwa 30.000 € jährlich anfallen.

Tabelle 11: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Verdrängung einheimischer Arten durch den Höckerflohkrebs und die Lupine in Deutschland entstehen.

	verursachte Kosten	Bemerkungen
Höckerflohkrebs	keine	Ökologische Schäden nicht bezifferbar
Lupine	30.000 €	nur Bergwiesen, jährlich

Im Falle der Lupine ist es denkbar, dass auch in anderen Habitaten einheimische Arten verdrängt werden könnten. Weitergehende Maßnahmen auf diesen Flächen könnten hier als *worst case*-Szenario zusätzliche Aufwendungen von maximal 1,4 Millionen Euro notwendig machen.

Empfehlung 77 (1999) der Berner Konvention von 1979

Untersucht wurden der Amerikanische Mink (*Mustela vison*) und der Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*). Beide Arten werden in der Empfehlung 77 zur Ausrottung vorgeschlagen.

Mink

Es konnte gezeigt werden, dass der Erlös, der durch den Verkauf der Felle des Minks entsteht, in keiner Weise die Kosten für hauptamtliche Fänger decken kann. Nur für Personen, die in ihrer Freizeit als Nebenerwerb den Mink fangen, könnte sich dies als lukrativ erweisen. Hierbei ist aber zu beachten, dass diese „Bekämpfung durch Nutzung“ dazu führt, dass Tiere nur im Winter entnommen werden. Diese Maßnahme kann unter Umständen dazu beitragen, durch herabgesetzte intraspezifische Konkurrenz den Bestand zu stützen. Somit ist es unumgänglich, hauptamtliche Fänger einzustellen, will man den Mink aus der Landschaft entfernen (Tabelle 12).

Die hier aufgeführten Kosten für Bekämpfungsmaßnahmen sind die aktuellen Ist-Kosten, die in Deutschland jährlich entstehen. Sollte aber eine Ausrottung des Minks durchgeführt werden, wie dies in der Berner Konvention vorgesehen ist, würden diese Kosten auf mindestens 12,9 bis 21,5 Millionen Euro, im ungünstigsten Falle sogar auf 43 Millionen Euro

steigen. Bei einer Ausbreitung des Amerikanischen Nerzes auf ganz Deutschland ergäben sich 49 bis 81,6, bzw. 163 Millionen Euro. Dies entspräche auch den Aufwendungen für eine Ausrottung des Bisams.

Tabelle 12: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den amerikanischen Nerz (Mink) in Deutschland entstehen. Als Berechnungsgrundlage wurden die Ergebnisse aus Befragungen mit Literaturdaten hochgerechnet. Ober- und Untergrenzen wurden auf Basis der Standardabweichung ermittelt.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Ökonomische Schäden	geringfügig		
Nutzen	- 87.000 €	-31.000 bis -144.000 €	Erlöse für Felle
Ökologische Schäden	nicht bezifferbar		
Bekämpfung	4.300.000 €	3.800.000 bis 4.700.000 €	Lohnkosten Minkfänger
	6.400 €	4.200 bis 8.600 €	Kosten von Fallen
Summen	4.200.000 €	3.800.000 bis 4.600.000 €	

Ochsenfrosch

Der Ochsenfrosch verdrängt, sobald er auftritt alle einheimischen Amphibien. In den fünf betroffenen Gewässern wurde von der Landesanstalt für Umwelt Karlsruhe mit der Unterstützung von 20 ehrenamtlichen Helfern und der Feuerwehr diese Teiche zweimal ausgepumpt und Kaulquappen und adulte Tiere des Ochsenfrosches (*Rana catesbeiana*) abgesammelt. Zudem wurde zweimalig elektrisch befischt. Die Kosten für diese Maßnahmen werden wie folgt eingestuft: 20 ehrenamtliche Helfer, über ein Jahr verteilt, entsprechen in etwa den Aufwendungen für eine hauptamtliche Kraft, also 50.000 €. Die Kosten für das Auspumpen und Elektrofischen betragen 500 € bzw. 1.200 € pro Tag. Hieraus ergibt sich eine Summe von 53.000 € pro Teich und für alle fünf Teiche von 270.000 € jährlich (Tabelle 13).

Tabelle 13: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Bekämpfung von Mink und Ochsenfrosch in Deutschland entstehen, die in der Empfehlung 77 der Berner Konvention festgelegt sind.

	verursachte Kosten	Unter- und Obergrenzen	Bemerkungen
Mink	4.200.000 €	3.800.000 bis 4.600.000 €	Bekämpfung, jährlich
Ochsenfrosch	270.000 €	260.000 bis 520.000 €	Bekämpfung, jährlich
Summen	4.400.000 €	4.060.000 bis 5.120.000 €	

Eine Bekämpfung bzw. Ausrottung des Minks und des Ochsenfrosches kostet, wenn sie sofort beginnen würde, mindestens 4 Millionen Euro jährlich. Die Dauer dieser Maßnahmen ist hierbei von der Intensität abhängig, vermutlich beträgt die notwendige Dauer mindestens 10 Jahre. Im Falle des Minks könnten hierbei durch den Verkauf der Felle Erlöse von mindestens 440.000 Euro erzielt werden, ein weiterer Nutzen dieser Arten besteht nicht. Bedingt durch die Ausbreitung vieler Arten, die in der Empfehlung 77 aufgelistet sind, ist davon auszugehen, dass diese Kosten stark ansteigen, wenn die Maßnahmen erst in den Folgejahren beginnen. Bei einer Ausbreitung des Minks auf ganz Deutschland würden die Kosten für hauptamtliche Fänger auf über 16 Millionen Euro ansteigen, wobei vermutlich eine Person pro Landkreis nicht ausreichen würde.

Zusammenfassung und Ausblick

Ermittelte Kosten

Insgesamt summieren sich die hier ermittelten Kosten für 20 Arten auf durchschnittlich 167 Millionen Euro jährlich (Tabelle 15). Hierbei liegen Unter- und Obergrenzen bei 109 bzw. 263 Millionen Euro. Tabelle 14 zeigt die Kosten in den jeweiligen Problemfeldern. Besonders hohe Kosten finden sich hier bei gesundheitsgefährdenden Arten. Dies ist mit den hohen Kosten im Gesundheitswesen allgemein und der verhältnismäßig guten Datengrundlage zu erklären. Zudem entstehen hier hohe Nebenkosten durch Arbeitszeitausfall, Todesfälle, etc. Ebenfalls hohe Kosten finden sich im Unterhalt von Wasserwegen, was in erster Linie durch den Staudenknöterich und die daraus resultierenden Uferabbrüche zu erklären ist. Geringere

Kosten finden sich hingegen in der Fischerei und Teichwirtschaft. Hier ist davon auszugehen, dass die tatsächlichen Kosten höher einzustufen sind, da die hier durchgeführte Umfrage nicht unbedingt als repräsentativ gelten kann. Zudem verursachen die hier untersuchten Arten Bisam und Kamberkrebs nur Schäden in geringem Umfang. Weitergehende Studien sollten hier andere Aspekte berücksichtigen. Dies gilt auch für terrestrische Verkehrswege.

Tabelle 14: Zusammenfassung der Kosten, die durch die bearbeiteten Neobiota jährlich in Deutschland in den jeweiligen Problemfeldern entstehen.

Problemfeld	Durchschnitt	Untergrenze	Obergrenze
Gesundheitsgefährdende Arten	37.750.000	20.180.000	60.960.000
Forstwirtschaft	24.800.000	15.300.000	38.500.000
Landwirtschaft	24.084.000	15.800.000	47.580.000
Fischerei & Teichwirtschaft	1.600.000	1.000.000	2.700.000
Kommunaler Bereich	26.200.000	14.620.000	50.500.000
Wasserwege	32.200.000	23.700.000	40.800.000
Terrestrische Verkehrswege	4.853.000	4.453.000	5.153.000
Verdrängung einheimischer Arten	30.000		
Berner Konvention	4.470.000	4.060.000	5.120.000
Summen	155.987.000	99.113.000	251.313.000

Die Kosten für die Verdrängung einheimischer Arten durch Lupine und Höckerflohkrebs sowie Kosten durch Arten, die in der Berner Konvention genannt sind, stellen jeweils die Untergrenzen dar, weil die Monetisierung des Verlustes an Biodiversität im Rahmen dieser Studie nicht möglich ist.

Tabelle 15: Zusammenfassung der Kosten, die durch ausgewählte Neobiota jährlich in Deutschland entstehen.

Arten	Durchschnitt	Untergrenze	Obergrenze
Beifußambrosie	32.100.000	19.800.000	49.900.000
Herkulesstaude	12.313.000	10.619.000	14.770.000
Roteiche	-716.000	-375.000	-1.050.000
Traubenkirsche	25.500.000	15.630.000	39.600.000
Getreidekapuziner und Getreideplattkäfer	19.400.000	11.200.000	35.300.000
Mehlmotte	4.784.000	4.600.000	12.280.000
Knopfkraut	keine		
Bisam	12.447.600	6.024.600	18.665.800
Kamberkrebs	nicht bezifferbar		
Kastanienminiermotte	19.200.000	10.020.000	33.800.000
Ulmenkrankheitserreger	5.060.000	3.510.000	13.420.000
Dreikantmuschel	nicht bezifferbar		
Staudenknöterich	32.300.000	23.700.000	41.000.000
Greiskraut	100.000		
Schmetterlingsstrauch	keine		
Höckerflohkrebs	nicht bezifferbar		
Lupine	30.000 €		
Mink	4.200.000	3.800.000	4.600.000
Ochsenfrosch	270.000	260.000	520.000
Summen	166.988.600	101.405.000 108.788.600	266.150.000 262.805.800

Nationale Strategien zur Eindämmung der Ausbreitung von Neobiota

Zur Eindämmung der Ausbreitung von Neobiota werden habitatverbessernde Maßnahmen und die Schaffung eines „Koordinators für Umweltfragen“ auf regionaler Ebene vorgeschlagen. Eine zentrale Erfahrung im Verlauf des Projektes war es, dass persönliche Kontakte ausschlaggebend für die Qualität der Informationen sind. Auf diesem Wege entstand das Konzept der „Koordinators“. Dieses Kapitel ist generell als Diskussionsgrundlage für weitergehende Studien anzusehen.

Maßnahmen

Die vorliegende Studie gibt den Entscheidungsträgern auf allen Hierarchieebenen die Möglichkeit, Entscheidungen und Richtlinien zu erlassen und zu begründen. Insbesondere in Hinblick auf zukünftige invasive Arten sollten aus diesem Grunde weiterführende Studien durchgeführt werden.

Vor allem bei den Arten, die ökologische Schäden verursachen, sind wissenschaftliche Untersuchungen dringend notwendig, um mehr Informationen über diese Arten und die Interaktionen mit ihrer Umwelt zu erhalten. Hieraus lassen sich dann Bekämpfungsmaßnahmen ableiten, die der von der jeweiligen Art ausgehenden Gefährdung angemessen sind. Dadurch wird die Bekämpfung optimiert und die entstehenden Kosten reduziert. Gleichzeitig sind weitere, artübergreifende Untersuchungen über die ökonomischen Folgen der Ausbreitung von Neobiota notwendig, um, soweit dies möglich ist, einheitliche Kriterien zur ökologischen und ökonomischen Bewertung zukünftiger Einwanderungen fest zu legen.

Für eine effektive Kontrolle von Neobiota ist zudem eine harmonisierte Rechtslage unabdingbar. Zur Zeit unterliegen verschiedene Arten unterschiedlichen nationalen und internationalen rechtlichen Rahmenregelungen wie beispielsweise verschiedenen deutschen rechtlichen Regelungen (Fischerei-, Jagd- und Waldrecht) und CITES. Hier ist eine Vereinheitlichung der gesetzlichen Rahmenbedingungen und ein gemeinsames, zumindest ein europäisches Handeln notwendig.

Nicht nur in der Gesetzgebung, sondern auch in der praktischen Handhabung ist eine verstärkte Zusammenarbeit notwendig; dies betrifft vor allem den Informationsaustausch zwischen den betroffenen und den mit der Kontrolle befassten öffentlichen Stellen. Es sei hier auf Ewel *et al.* (1999), den Entwurf der Europäischen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten und die „Leitprinzipien zur Prävention, Einbringung sowie zu Gegenmaßnahmen gegenüber den Auswirkungen von gebietsfremden Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten gefährden“ verwiesen; der beschriebene Aufbau nationaler Datenbanken, auf die auch ein Zugriff aus anderen Staaten möglich ist, würde die Koordinierung von Aktivitäten erleichtern und bereits gemachte Erfahrungen auch anderen Stellen zugänglich machen. Dies sollte mit der Einbeziehung der Öffentlichkeit einher gehen. Eine Aufklärung und Einbeziehung der Bevölkerung wäre auch für das Monitoring wichtig, da so neue

Einwanderungen wesentlich schneller bemerkt würden. Auch das Einbringen neuer Arten von Urlaubsreisen könnte bei entsprechender Aufklärung eingedämmt werden. Zudem sind bestimmte Bevölkerungsgruppen wie etwa Landwirte wichtig, um aktiv einen großen Beitrag zur Kontrolle zu leisten. Entscheidungsträger sowie Multiplikatoren (z.B. Naturschutzverbände, vor allem auch Jugendgruppen) sollten in die Arbeit eingebunden werden. Eine integrierte Zusammenarbeit der verschiedenen Gruppen und der Behörden ist für die Eindämmung der durch invasive gebietsfremde Arten verursachten Probleme erfolgversprechend.

Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildungen	Seite
Abbildung 1: Die Beifußambrosie.	24
Abbildung 2: Verbreitung der Beifußambrosie.	25
Abbildung 3: Die Herkulesstaude.	29
Abbildung 4: Verbreitung der Herkulesstaude.	31
Abbildung 5: Blätter und Früchte der Roteiche.	40
Abbildung 6: Blüten der Traubenkirsche.	44
Abbildung 7: Verbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche.	46
Abbildung 8: Die Mehlmotte.	62
Abbildung 9: Das Behaarte Knopfkraut.	66
Abbildung 10: Der Bisam.	72
Abbildung 11: Der Kamberkrebs am Grund des Rheins.	79
Abbildung 12: Dreikant- oder Zebramuschel.	98
Abbildung 13: Blätter und Blütenstand von <i>F. japonica</i>.	104
Abbildung 14: Das Schmalblättrige Greiskraut.	113
Abbildung 15: Verbreitung des Schmalblättrigen Greiskrautes.	114
Abbildung 16: Der Schmetterlingsstrauch.	118
Abbildung 17: Verbreitung des Schmetterlingsstrauches.	119
Abbildung 18: Der Höckerflohkrebs.	124
Abbildung 19: Verbreitung des Höckerflohkrebses.	125
Abbildung 20: Die Vielblättrige Lupine.	129
Abbildung 21: Der Mink.	136
Abbildung 22: Verbreitung des Minks in Deutschland.	137
Abbildung 23: Der Ochsenfrosch.	142

Abbildung 24:Entwicklung der jährlichen Kosten, wenn eine Bekämpfung des Ochsenfrosches erst in Zukunft beginnt.	148
Abbildung 25:Mögliche Kooperationsfelder des „Koordinators für Umweltfragen“.	166
Abbildung 26:Ziele, Tätigkeiten und Maßnahmen des „Koordinators für Umweltfragen“.	167

Tabellen	Seite
Tabelle 1: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Beifußambrosie in Deutschland entstehen.	28
Tabelle 2: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Herkulesstaude in Deutschland entstehen.	36
Tabelle 3: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die gesundheitsgefährdenden Arten Beifußambrosie, Bisam und Herkulesstaude entstehen.	37
Tabelle 4: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Roteiche in Deutschland entstehen.	44
Tabelle 5: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Spätblühende Traubenkirsche auf „durchschnittlichen Problemflächen“ in Deutschland entstehen.	52
Tabelle 6: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten Roteiche und Spät-blühende Traubenkirsche in Deutschland im Forst entstehen.	53
Tabelle 7: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Getreidekapuziner und Getreideplattkäfer in Deutschland entstehen.	61
Tabelle 8: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, welche durch die Mehlmotte in Deutschland entstehen.	65
Tabelle 9: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, welche durch die bearbeiteten Arten in der Landwirtschaft in Deutschland entstehen.	69
Tabelle 10: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Bisam in Deutschland entstehen.	78
Tabelle 11: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die in Fischerei und Teichwirtschaft durch den Bisam und den Kamberkrebs entstehen.	83
Tabelle 12: Zusammenfassung der Kosten, die durch die Kastanienminiermotte jährlich in Deutschland entstehen.	90
Tabelle 13: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Ulmenkrankheit in Deutschland entstehen	93

Tabelle 14:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in Deutschland auf kommunaler Ebene entstehen.	94
Tabelle 15:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Staudenknöterich in Deutschland entstehen	109
Tabelle 16:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten in Wasserwegen und Fließgewässern in Deutschland entstehen	110
Tabelle 17: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die bearbeiteten Arten an terrestrischen Verkehrswegen in Deutschland entstehen	121
Tabelle 18: Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Höckerflohkrebs in Deutschland entstehen	128
Tabelle 19:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Lupine in Deutschland entstehen.	132
Tabelle 20:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch Verdrängung einheimischer Arten durch den Höckerflohkrebs und die Lupine in Deutschland entstehen.	132
Tabelle 21:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den amerikanischen Nerz in Deutschland entstehen.	141
Tabelle 22:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch den Ochsenfrosch in Deutschland entstehen.	146
Tabelle 23:Zusammenfassung der jährlichen Kosten, die durch die Bekämpfung von Mink und Ochsenfrosch in Deutschland entstehen, die in der Empfehlung 77 der Berner Konvention festgelegt sind.	147
Tabelle 24:Zusammenfassung der Kosten, die durch ausgewählte Neobiota jährlich in Deutschland entstehen.	151
Tabelle 25:Zusammenfassung der Kosten, die durch die bearbeiteten Neobiota jährlich in Deutschland in den jeweiligen Problemfeldern entstehen.	153
Tabelle 26:Zusammenfassung der Kosten, die durch Verbesserungen der Habitatstrukturen in Deutschland entstehen würden.	161
Tabelle 27:Verteilung der Gesamtkosten bei Pimentel <i>et al.</i> (1999) ohne Archäobiota sowie ohne HIV und Influenza.	181