

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT
- Wirkungen von Umweltbelastungen auf Ökosysteme -

Forschungsbericht 363 01 026
UBA-FB 000156



**Fallstudien zu
gebietsfremden Arten
in Deutschland**

**Case Studies on
Alien Species in Germany**

**Fallstudien zu gebietsfremden Arten in Deutschland
gemäß Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 und V/19 der
5. Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die
biologische Vielfalt**

**Case Studies on Alien Species in Germany
according to Decision/Section no. V/8 and V/19 of the 5th Meeting
of the Conference of the Parties to the Convention on
Biological Diversity**

von

Hans Jürgen Böhmer¹

Tina Heger²

Ludwig Trepel²

¹ Institut für angewandte ökologische Studien (IFANOS) (Institute of Applied Ecological Studies), Nürnberg

² Technische Universität München (Technical University of Munich), Lehrstuhl für Landschaftsökologie (Department of Ecology), Freising

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von DM 15,- (7,67 Euro)
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

*Konto Nummer 4327 65 - 104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Ahornstraße 1-2,
10787 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.

English
translation: M.N.L. Seaman

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

Berlin, Februar 2001

Vorwort

Gebietsfremde invasive Arten können je nach Erdregion und Begleitumständen ein wichtiger Faktor für den Rückgang der biologischen Vielfalt sein. Diesem Problem wurde mit dem Artikel 8 (h) des Übereinkommens über die biologische Vielfalt von 1992¹ Rechnung getragen, in dem es heißt, dass die Vertragsstaaten die Verpflichtung eingehen, „.... soweit möglich und sofern angebracht, die Einbringung gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, zu verhindern, und diese Arten zu kontrollieren oder zu beseitigen“.

Solche Verpflichtungen bestehen für Deutschland auch aufgrund einer Vielzahl anderer internationaler Artenschutzübereinkünfte wie z.B. der III. Seerechtskonvention (Art. 196 Abs. 1), des Bonner Übereinkommens zum Erhalt der wandernden wildlebenden Tierarten (Art. III Abs. 4 c), des Berner Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume (Art. 11 Abs. 2 b), der Konvention zum Schutz der Alpen (Art. 17), der Vogelschutzrichtlinie (Art. 11) (Richtlinie 79/409/EWG), der Flora-, Fauna-, Habitat-Richtlinie (Art. 22) (Richtlinie 92/43/EWG), des Artikels 4 Abs. 6 d der EG-Artenschutz-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 338/97) und des Gesetzes zum Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag, Anlage II Art. 4 (1).

Die fünfte Vertragsstaatenkonferenz des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (COP-5) beschloss unter Beschluss-/Abschnittsnr. V/8 „gebietsfremder Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden“ bzw. Beschluss-/Abschnittsnr. V/19 „Nationalbericht“ das Einreichen von nationalen Fallstudien (*case studies*) zum Thema „Gebietsfremde Arten“ in englischer Sprache. Diese Fallstudien werden über den *Clearing-House Mechanism* (<http://www.biodiv.org/chm/index.html>) international zugänglich gemacht werden.

Die Gliederung für die einzureichenden Fallstudien wurde international abgestimmt und festgelegt im Dokument UNEP/CBD/COP/5/3 bzw. in den Beschlüssen der COP-5 (siehe auch <http://www.biodiv.org/Decisions/cop5/html/index.html>).

Vorgelegt werden hiermit sechs Fallstudien – zu je drei gebietsfremden invasiven Pflanzen und drei gebietsfremden invasiven Tierarten – in deutscher und englischer Sprache, strukturiert nach der international vorgegebenen Gliederung. Für die Auswahl der Arten galten überschneidend die beiden Kriterien, möglichst verschiedene Artengruppen abzudecken und/oder verschiedene Ausbreitungs- und Schadenstypen aufzuzeigen.

Die Fallstudien stellen kurz und prägnant die Erfahrungen mit diesen gebietsfremden Arten auf nationaler bzw. regionaler Ebene zusammenfassend dar. Jede Fallstudie ist auf die drei Gesichtspunkte der Prävention einer Einbringung, der Kontrolle und der Beseitigung fokussiert. Die Fallstudien enthalten die in der Gliederung vorgegebenen Punkte und geben unter jeder Überschrift eine Zusammenfassung zum angesprochenen Punkt. Vorhandene detailliertere Darstellungen werden zitiert. Wenn keine Informationen zu den vorgegebenen Überschriften vorhanden sind, wird diese Tatsache jeweils angegeben.

Die Studien zeigen, dass jede absichtlich oder unabsichtlich eingeführte Art einzeln bewertet werden muss.

¹ Deutschland hat das Übereinkommen über die biologische Vielfalt am 12. Juni 1992 unterzeichnet und am 21. Dezember 1993 ratifiziert. Es trat am 29. Dezember 1993 in Kraft.

OUTLINE FOR CASE-STUDIES ON ALIEN SPECIES

To the extent possible, case-studies should be short and succinct summaries of experience on alien species at the country and regional levels. A case-study should focus on the prevention of introduction, control, and eradication of alien species that threaten ecosystems, habitats or species.

Case-studies should include the following sections (a summary of the information may be provided under each heading, and a more detailed paper may be attached; if the information were not available, this should be indicated in the appropriate section):

1. Description of the problem

- (a) Location of the case-study
- (b) History (origin, pathway and dates, including time-period between initial entry/first detection of alien species and development of impacts) of introduction(s)
- (c) Description of the alien species concerned: biology of the alien species (the scientific name of species should be indicated if possible) and ecology of the invasion(s) (type of and potential or actual impacts on biological diversity and ecosystem(s) invaded or threatened, and stakeholders involved)
- (d) Vector(s) of invasion(s) (e.g. of deliberate importation, contamination of imported goods, ballast water, hull-fouling and spread from adjacent area. It should be specified, if known, whether entry was deliberate and legal, deliberate and illegal, accidental, or natural.)
- (e) Assessment and monitoring activities conducted and methods applied, including difficulties encountered (e.g. uncertainties due to missing taxonomic knowledge)

2. Options considered to address the problem

- (a) Description of the decision-making process (stakeholders involved, consultation processes used, etc.)
- (b) Type of measures (research and monitoring; training of specialists; prevention, early detection, eradication, control/containment measures, habitat and/or natural community restoration; legal provisions; public education and awareness)
- (c) Options selected, time-frame and reasons for selecting the options
- (d) Institutions responsible for decisions and actions

3. Implementation of measures, including assessment of effectiveness

- (a) Ways and means set in place for implementation
- (b) Achievements (specify whether the action was fully successful, partially successful, or unsuccessful), including any adverse effects of the actions taken on the conservation and sustainable use of biodiversity
- (c) Costs of action

4. Lessons learned from the operation and other conclusions

- (a) Further measures needed, including transboundary, regional and multilateral cooperation
- (b) Replicability for other regions, ecosystems or groups of organisms
- (c) Information compilation and dissemination needed

Inhalt

	<i>Seite</i>
Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	1
Japanischer Staudenknöterich (<i>Reynoutria japonica</i>)	13
Schmalblättriges Greiskraut (<i>Senecio inaequidens</i>)	26
Dreikantmuschel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	35
Bisam (<i>Ondatra zibethicus</i>)	46
Mink (<i>Mustela vison</i>)	55
Danksagung	63

Contents

	<i>Page</i>
Black Locust (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	64
Japanese Knotweed (<i>Reynoutria japonica</i>)	76
South African Ragwort (<i>Senecio inaequidens</i>)	89
Zebra Mussel (<i>Dreissena polymorpha</i>)	98
Muskrat (<i>Ondatra zibethicus</i>)	109
Mink (<i>Mustela vison</i>)	119
Acknowledgements	126

English translation by M.N.L. Seaman

***Robinia pseudoacacia* L., Robinie**

[Syn. *Robinia pseudacacia* L., *Robinia pseudo-acacia* L.]

Deutsche Synonyme: Falsche Akazie, Gewöhnliche Scheinakazie, Akazie

Englische Synonyme: Black Locust, False Acacia

1 Problembeschreibung

Die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) wächst in den sommerwarmen Gebieten Deutschlands auf südexponierten Hängen, Schutthalden, Bahndämmen, Brachflächen und Straßenböschungen. Die schnellwüchsige Baumart bildet dichte, teils schattige Bestände. Sie kann Stickstoff binden und verändert durch ihre leicht abbaubare Blattstreu Standorte per Stickstoffanreicherung (Nitrifizierung) nachhaltig. Auf diese Weise ermöglicht sie die Ansiedlung von nitrophilen Pflanzen in der Kraut- und Baumschicht trockenwarmer Magerstandorte (z. B. aufgelassene Weinberge), Gleichzeitig werden helio- und thermophile Magerkeitsspezialisten verdrängt. Großflächige Robinienbestände verändern traditionelle Landschaftsbilder.

1 (a) Ort der Fallstudie

Als repräsentative Fallstudie wurden Untersuchungen in Berlin und umliegenden Teilen Brandenburgs (Nordost-Deutschland) ausgewählt (KOHLER & SUKOPP 1964, KOWARIK 1990, 1992, 1995d, 1996b, 1996c, GLAUCHE 1991, BÖCKER et al. 1998, WAGNER 2000, WAGNER mündl.). Berlin ist in besonderer Weise von der Robinienproblematik betroffen, weil nach den Zerstörungen des Zweiten Weltkriegs zahlreiche Brachflächen langfristig für die Ausbreitung von *R. pseudoacacia* zur Verfügung standen. Die Robinie gilt als die „mit Abstand erfolgreichste“ neophytische Baumart in Berlin und Brandenburg (KOWARIK 1992). Diese Berliner Fallstudie steht im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen; Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Die nordamerikanische Leguminose *Robinia pseudoacacia* wurde zwischen 1623 und 1635 zunächst von J. Robin (Name!) nach Paris eingeführt (nicht im häufig genannten Jahr 1601 (!), WEIN 1930, 1931, vgl. KOWARIK 1990). In den (süd-)westdeutschen Weinanbaugebieten wurde die Robinie bald als Rebstocklieferant gepflanzt und war schon im ausgehenden 18. Jahrhundert weit verbreitet (vgl. POTT 1992, BÖCKER 1995). SCHMIDT (1857) beschreibt erste verwilderte Vorkommen in Heidelberg. SCHWARZ (1899) schildert *R. pseudoacacia* für den Raum Nürnberg bereits als eingebürgert („an Steinbrüchen, Bahneinschnitten, namentlich auf der grobsandigen Unterlage des Burgsandsteines oftmals in Menge“), allerdings unter Hinweis auf zahlreiche Anpflanzungen. Nach POTT (1992) hat *R. pseudoacacia* Anfang der 1990er Jahre die Südseite des Wesergebirges (Porta Westfalica) „erreicht“. Heute ist die Robinie eines der am weitesten in Deutschland verbreiteten neophytischen Gehölze (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, SEBALD et al. 1993). Im folgenden wird die Einwanderung in das Berliner Gebiet näher beschrieben.

Die Ausbreitung von *R. pseudoacacia* in Berlin und Brandenburg erfolgte in mehreren Phasen (nach KOWARIK 1990). Nach der ersten Pflanzung (um 1670 in Berlin, vermutlich im „Lustgarten“; ELSHOLTZ 1672, vgl. WEIN 1930) blieb die Robinie lange Zeit ein eher seltenes Ziergehölz. Mit ihrer Propagierung als Forstbaum (wegen ihrer guten Wüchsigkeit auf den in Brandenburg verbreiteten Sandböden) wurde im letzten Drittel des 18. Jahrhunderts (Zeit des „Holznotstands“) ein erster Verbreitungsschub ausgelöst. ANONYMUS 1826/27 (zitiert nach KOWARIK 1990) schreibt hierzu: „Von den ausländischen Holzarten dürfte die Akazie die einzige beachtenswerthe sein. Es ist unbestritten, dass sie im Sande verhältnismässig noch besser wächst, als die mehrsten unserer Laubhölzer, sobald sie einen geschützten Stand und lokkern Untergrund hat. Doch muss man niemals vergessen, dass sie als Schlagholz mehr leistet wie als Baum, wo der rasche Wuchs sich schon mit dem 30. bis 40. Jahre vermindert“. *R. pseudoacacia* wurde bereits vorher vermehrt in Parkanlagen gepflanzt (1719 Britz bei Berlin, 1736 Trebnitz, 1753 im Angebot einer Berliner Gärtnerei; vgl. GOTTHARD 1798, KOWARIK 1990). Nach BURGSDORF (1787) nahmen Robinienpflanzungen seinerzeit „schon ganze Distrikte“ ein, ihr Anbau wurde ferner zur Festlegung von Binnendünen („Sandschellen“) und als Bienenweide empfohlen (GLEITSCH 1769; vgl. HINZ 1937, KRAUSCH 1977). Dieser „Robinien-Euphorie“ (KOWARIK 1990) folgte jedoch bald eine nüchternere Einschätzung der Leistungsfähigkeit dieses Gehölzes, so dass es wieder „in Vergessenheit“ geriet (BORCHMEYER 1829). Dennoch nahmen Robinienforste in Deutschland noch in den 1950er Jahren ca. 6000ha ein (nach BLÜMKE 1955/56, vgl. WESTHUS 1981).

Seit Ende des 19. Jahrhunderts ist *R. pseudoacacia* durch vegetative und generative Vermehrung in Brandenburg weit verbreitet und auf offenen Standorten eingebürgert. In spezifisch städtische Standorte drang das Gehölz erst nach 1945 ein (spontaner Pionier auf Trümmergrund) und bildet seither u. a. auf Berliner Brachflächen größere Bestände (KOWARIK 1990, BÖCKER et al. 1998). Im mitteleuropäischen Teil des sogenannten subsarmatischen Klimabezirks (sommerwarm, subkontinental) etablierte sich *R. pseudoacacia* überall sehr erfolgreich auf Trümmergrund (KOHLER & SUKOPP 1964, vgl. ELLENBERG 1996). Nach KOWARIK (1990) entstanden solche spontanen, robiniendominierten Gehölzbestände in Städten erst in der zweiten Hälfte des Zwanzigsten Jahrhunderts [ältere Robinienwälder auf Trümmergrund existieren z. B. in Elsaß-Lothringen seit dem Ersten Weltkrieg bzw. dem 1870/71er Krieg (gesprengte französische Forts, Beob. d. Verf.)]. Seit dem Nachlassen des Nutzungsdrucks auf trockenwarme Grenzertragsstandorte (ab Mitte des 20. Jahrhunderts) greifen Robinien auch auf Sandrohrenrasen und weitere naturschutzrelevante Biotope über.

1 (c) Biologie und Ökologie von *Robinia pseudoacacia* L.

Biologie

Robinia pseudoacacia ist ein schnellwüchsiger, sommergrüner, bis 25m hoher Baum. Die Blätter der Leguminose sind aus 7-19 eiförmigen, 1-3cm breiten und 2-6cm langen Fiederblättchen zusammengesetzt. Die weißen Blüten stehen in bis 20cm langen, intensiv duftenden Trauben. Sie erscheinen (ab dem sechsten Lebensjahr) kurz nach dem Laubaustrieb (Mai-Juni). Die schwarzbraunen, bohnenförmigen, bis 6mm langen Samen entwickeln sich in flachen, bis 10cm langen Hülsen. *R. pseudoacacia* ist ein „durch Wurzelbrut unduldsamer Intensivwurzler“ (OBERDORFER 1991) mit einem weit in die Tiefe und die Umgebung

reichenden Wurzelsystem. Das Regenerationsvermögen durch Wurzelbrut und Stockausschläge ist außergewöhnlich hoch („Oskar-Strategie“, vgl. KOWARIK 1996c). Das Höhenwachstum endet bereits nach max. 40 Jahren, manche Individuen erreichen ein Alter von über 200 Jahren. HOPP (1941) beschreibt drei klimababhängige Rassen, von denen nach KOHLER (1963) zwei („Freiburger Robinie“ und „Krumme Robinie“) in Deutschland eine Rolle spielen.

Ökologie

Robinia pseudoacacia gedeiht als heliophiler Rohbodenpionier auf lockeren, sandigen, basischen bis schwach sauren Kies- oder Lehmböden. BÖCKER (1995) nennt eine Reihe von Beispielen, welche die standörtliche Vielfalt von Robinienwäldern belegen. Die Art braucht eine verhältnismäßig lange Vegetationsperiode, liebt Sommerwärme und ist empfindlich gegen Frühfröste (KOHLER 1963). *R. pseudoacacia* bildet in günstigen Lagen vorwaldartige Bestände, die von einigen Autoren (z. B. JURKO 1963, MÜLLER 1966) in den Rang eigener Pflanzengesellschaften erhoben wurden. OBERDORFER (1992) bespricht diesen Vegetationstyp im Zusammenhang mit Schwarz-Holunder-(*Sambucus nigra*-) und Waldreben- (*Clematis vitalba*-) Gesellschaften, v. a. wegen der großen Ähnlichkeit des Unterwuchses. Umweltprägend wirkt insbesondere die Stickstoff anreichernde Wirkung von *R. pseudoacacia* (HOFFMANN 1961), als dessen Folge Arten nitrophiler Staudenfluren (*Glechometales*) wie Klett-Labkraut (*Galium aparine*) die Krautschicht von Robinienbeständen dominieren (*Galium aparine-Robinia pseudoacacia*-Gesellschaft, OBERDORFER 1992). Daneben gehören auch Arten wärmeliebender Vorwälder [*Prunetalia*-Arten, z. B. Schlehe (*Prunus spinosa*), Stachel- und Johannisbeere (*Ribes sp.*), Weißdorn-Arten (*Crataegus sp.*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*)] zum gewöhnlichen Erscheinungsbild. Neben der Förderung nitrophiler Arten wird auch immer wieder die Unverträglichkeit u. a. mit Buchen, Birken und Moosen geschildert (KOHLER 1963, KOWARIK 1990). In späten Entwicklungsstadien der Robinienbestände stellen sich zunehmend Vertreter der thermophilen mitteleuropäischen Laubwälder wie Stieleiche (*Quercus robur*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Hasel (*Corylus avellana*) ein. WINTERHOFF (1991) bewertet die Pilzflora von Robinien-Gesellschaften als artenarm (Folge von Stickstoffbindung und fehlender Mykorrhiza-Bildung). *R. pseudoacacia* ist von der planaren Stufe bis in Höhenlagen um 700m verbreitet.

In ruderalen Berliner Robinienbeständen ist eine große Zahl anderer Gehölzarten vertreten (38 Baum-, 35 Straucharten und 4 holzige Kletterpflanzen nach KOWARIK 1990). KOHLER & SUKOPP (1964) unterscheiden einen Straußgrastyp auf trockenen, basenarmen Böden (u. a. mit *Agrostis tenuis*) und einen Schöllkrauttyp auf eher feuchten, humusreichen Böden [u. a. mit Schöllkraut (*Chelidonium majus*), Klett-Labkraut (*Galium aparine*), Gemeiner Brennessel (*Urtica dioica*) und Rupprechtskraut (*Geranium robertianum*)], vgl. KOHLER (1968)].

Auch eine Reihe von Untersuchungen zur Fauna von Robinienbeständen liegt vor (z. B. NOTTBOHM 1988, JANSSEN & KLEIN 1992, PLATEN & KOWARIK 1995). KASCH & NICOLAI registrierten 1999 im Südwesten Berlins drei Generationen der im Gebiet neuen, monophagen Robinien-Miniermotte (*Phyllonorycter robinella*), gehen aber auf lange Sicht nicht von einer nennenswerten Beeinträchtigung der Berliner *R. pseudoacacia*-Bestände aus.

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Die negativen Effekte einer *R. pseudoacacia*-Invasion wurden im wesentlichen bereits oben (1 c) beschrieben. Durch enorme Schnellwüchsigkeit und durch Wurzelkonkurrenz übt die Art einen immensen Konkurrenzdruck auf andere Gehölze aus. In Deutschland, das nur teilweise subkontinental bzw. submediterran geprägt ist (siehe oben), ist dieser Effekt schwächer ausgeprägt als etwa in südöstlichen Nachbarregionen (z. B. Ungarn oder Österreich, vgl. unten). Dem Invasionsdruck unterliegen in Deutschland hauptsächlich konkurrenzschwache Pionier- und Lichthölzer wie die Birke (*Betula pendula*) und die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*).

Problematisch ist die Veränderung chemischer Bodeneigenschaften durch *R. pseudoacacia*. Die leicht abbaubare Robinienstreu sowie die Fähigkeit zur Stickstoffbindung bedingen eine außergewöhnlich rasche und hohe Nährstoffkonzentration (HOFFMANN 1961). Beschattung führt auf offenen Trockenstandorten zusätzlich zu einer Verbesserung des Bodenwasserhaushaltes und damit zu einer höheren Nährstoffumsatzrate. Diese Auswirkungen sind aus Naturschutzsicht als besonders problematisch einzustufen, weil trockenwarme Standorte von hoher Schutzwürdigkeit (Magerrasen, Weinberge, Steinbrüche, Dünen) durch Robinienbefall rasch irreversibel geschädigt werden. Auch aufgelassene Streuobstwiesen werden in geeigneter Lage von *R. pseudoacacia* besiedelt (BÖCKER & DIRK 2000). In allen genannten Fällen wird der etablierten Vegetation und der spezifischen Fauna durch das ungehinderte Aufkommen von *R. pseudoacacia* die Lebensgrundlage entzogen (z. B. PLATEN & KOWARIK 1995). Die an ihre Stelle tretenden Robinien-Gesellschaften (vgl. oben) haben eine vergleichsweise artenarme Krautschicht (z. B. KOWARIK 1992, 1995a) und werden von nitrophilen Ubiquisten dominiert.

Schwerpunkte der Robinienproblematik in Deutschland liegen in den subkontinental bzw. submediterran geprägten Landesteilen. Hierzu zählen weite Teile Westdeutschlands (z. B. Oberrhein-, Untermain- und Mosel-Gebiet mit einer Jahresmitteltemperatur über 9°C, vgl. BÖCKER & DIRK 1998) und (Nord-)Ostdeutschlands (im sogenannten „subsarmatischen Bezirk“, v. a. Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern; vgl. ELLENBERG 1996). Hier dringen die Pflanzen u. a. in Kiefernbestände ein, überwachsen Schlehen-Ligustergebüsche und „zerstören“ Trocken- und Halbtrockenrasen (z. B. KORNECK & PRETSCHER 1984, BITZ 1987, PLESS 1995). In Westdeutschland kommt es zusätzlich zur Verdrängung heliophiler Weinbergs-Ruderalvegetation (z. B. RICHTER 1978, GRUNICKE 1996). WENDELBERGER (1954, 1955) schildert aus Österreich sogar Fälle von „Waldzerstörung“ durch *R. pseudoacacia*. In kühleren Teilen Deutschlands spielt die Robinie keine naturschutzrelevante Rolle (z. B. BÖHMER 1994, QUINGER et al. 1994).

KOHLER & SUKOPP (1964) vermuteten, dass Robinienbestände zumindest auf mesophilen Standorten keine dauerhafte Erscheinung sein würden, u. a. weil Ahornarten [Spitzahorn (*Acer platanoides*), Bergahorn (*A. pseudoplatanus*)] sich in den observierten Beständen „gut“ entwickelten und die baldige Ausdunklung der schattenintoleranten *R. pseudoacacia* (vgl. LYR et al. 1963) eine Frage der Zeit schien. KOWARIK (1990, 1992) ging dieser Prognose nach und kam zu dem Ergebnis, dass zwar eine Reihe von potentiell konkurrenzkräftigen Gehölzen in besagten Robinienbeständen aufkommt, allerdings noch kaum Anzeichen einer Verdrängung von *R. pseudoacacia* auszumachen sind. Auch nach BÖCKER (1995) ist keineswegs

gesichert, dass die Robinie im Sukzessionsverlauf von konkurrenzstärkeren autochthonen Gehölzen abgelöst wird. Arten wie Stieleiche (*Quercus robur*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) kommen bislang nur mit geringer Stetigkeit in Robinienwäldern vor (KLAUCK 1986, OBERDORFER 1992, BÖCKER 1995). Nach BÖCKER & DIRK (2000) sind heute auch in über 50jährigen Beständen „keine Anzeichen nachlassender Vitalität zu bemerken“. Diese Aussage gilt zumindest für das südwestdeutsche Teilareal, wo lediglich die Waldrebe (*Clematis vitalba*) stellenweise Robinienkronen zu überwuchern vermag und eine erkennbare Schwächung der Bäume verursacht (BÖCKER 1995, vgl. VOIGT 1993). Entstehende Bestandeslücken werden jedoch schnell von Wurzelsprossen (Zuwachsrate von über 1m pro Vegetationsperiode!) geschlossen.

Die Beeinflussung des Landschaftsbildes durch Robinienbestände (z. B. KOHLER 1964, BITZ 1985, ROHDE 1994) wird kontrovers diskutiert. Während zahlreiche Quellen die Robinie als florenfremd und nicht gebietstypisch ablehnen (z. B. MACHATZI 1991, KNOERZER et al. 1996), sieht z. B. BÖCKER (1995) strukturarme Landschaften durch die Anwesenheit der Robinie bereichert. Der gleiche Autor verweist auch auf den Nutzen der Art als Erosionsschutz, Holzlieferant und Bienenweide (a. a. O.). Die von Robinienbeständen geprägten stadtökologischen Raumeinheiten Berlins (auf Trümmerschutt) beispielsweise haben noch heute einen Flächenanteil von 3,1% am westlichen Stadtgebiet (ehemaliges West-Berlin, nach BÖCKER et al. 1998). *R. pseudoacacia* wirkt an vielen Stellen prägend für die Stadtlandschaft und wird hier nicht unbedingt als Problem empfunden.

1 (d) Ausbreitungsvektoren

Für die Etablierung von *Robinia pseudoacacia* in Mitteleuropa ist eine Reihe von Ausbreitungsvektoren verantwortlich, die die wechselvolle Geschichte des Umganges mit dieser Art widerspiegeln (vgl. 1 b). Zu nennen sind zunächst die Vektoren der bewussten anthropogenen Einbringung:

- gelegentliche Anpflanzung als Ziergehölz seit dem 17. Jahrhundert (z. T. bis heute anhaltend; *R. pseudoacacia* ist nach wie vor als Ziergehölz gebräuchlich);
- seit dem ausgehenden 18. Jahrhundert bis ins 20. Jahrhundert hinein vermehrte, teils massenhafte Anpflanzung als Nutzholz (Rebstocklieferant in Weinanbaugebieten, Bodenfestiger in Sandgebieten, Stempelholz im Bergbau, Forstbaum).

Hinzu kommen die Vektoren der ungewollten anthropogenen Ausbreitung im 20. Jahrhundert:

- die Entstehung geeigneter Habitate im Verlauf des Zweiten Weltkriegs (Trümmerhalden bzw. Trümmerlandschaften in vielen zerstörten Großstädten); diese Flächen stehen *R. pseudoacacia* teilweise noch immer zur Verfügung;
- die großflächige Aufgabe von Grenzertragsstandorten durch die Landwirtschaft. Insbesondere der Rückgang der Weidenutzung in allen Teilen Deutschlands führt zur Verbrachung und Verbuschung zahlreicher ungenutzter Agrarflächen. Unter geeigneten klimatischen und edaphischen Bedingungen (vgl. 1 c) ist *R. pseudoacacia* wesentlicher Bestandteil der Verbuschung.
- die Anlage geschotterter Bahndämme und Kanalufer.

R. pseudoacacia breitet sich heute vor allem vegetativ aus. Ursprung vieler Vorkommen ist die anthropogene Einbringung durch Anpflanzung! Generative Ausbreitung spielt eine untergeordnete Rolle und muss bei geschlossener Vegetation insgesamt als nahezu bedeutungslos eingestuft werden (vgl. BÖCKER 1995, KOWARIK 1995a). Lediglich auf gestörten, steinigen Standorten erfolgt eine generative Etablierung. WAGNER (mündl.) beobachtete jedoch auch in natürlichen bzw. naturnahen Trocken- und Magerrasen spontanes Auftreten aus Sämlingen mit anschließender Ausbreitung.

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Es besteht kein übergreifendes Monitoringprogramm für diese Art. Eine abschließende Bewertung liegt nicht vor.

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozeß

R. pseudoacacia wird im Zuständigkeitsbereich der Obersten Naturschutzbehörde bei der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Naturschutzgebieten seit etwa fünfzehn Jahren bekämpft, jedoch nur, wenn sich Probleme abzeichnen. Die zahlreichen Ansatzpunkte der Robinienausbreitung machen ein genaues Abwägen von Ort und Zeitpunkt des Eingreifens notwendig (WAGNER mündl.). Die Stationen des Entscheidungsprozesses sind folgende:

- Wo ist *R. pseudoacacia* vorhanden?
- Zeigt sie eine Tendenz zur Ausbreitung?
- Zeichnet sich eine Beeinträchtigung erwünschter Arten/Gesellschaften ab?
- Bestehen Chancen einer Zurückdrängung der Robinie?

Ein Problem besteht darin, dass viele Flächen erst dann der Naturschutzbehörde zur Bekämpfung überantwortet werden, wenn die Robinienproblematik bereits fortgeschritten ist. In solchen Fällen (ein Indikator hierfür ist z. B. die Anwesenheit von Schöllkraut (*Chelidonium majus*) im Unterwuchs), besteht keine Möglichkeit mehr, *R. pseudoacacia* mit vertretbarem Aufwand zu beseitigen bzw. die Nitrifikation des Boden rückgängig zu machen. Die Bekämpfungsstrategie zielt dann auf eine Schwächung der Robinienpopulation zugunsten autochthoner Klimaxarten, um beispielsweise die rasche Entwicklung eines standortgerechten Eichen-Hainbuchenwaldes oder einer ähnlichen artenreichen Mischwaldgesellschaft zu fördern (WAGNER mündl.).

2 (b) Arten von Maßnahmen

Robinien können mechanisch (Rodung, Ringelung, Ausbaggern, siehe 2 c), durch Beweidung (Schafe, Ziegen) oder durch den Einsatz von Chemikalien (z. B. Selest40, siehe HOFFMANN 1964) bekämpft werden (vgl. KOHLER 1964).

2 (c) Ergriffene Maßnahmen

Im Zuständigkeitsbereich der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Oberste Naturschutzbehörde, werden Robinien durch Ringelung, Hand-, Pferde- oder Maschinenrodung, Abschlagen von Stammaustrieben und Nachroden von Wurzelsprossen kontrolliert. In Ausnahmefällen werden Robinienester ausgebaggert. Es besteht die Notwendigkeit zu mehrjähriger Nacharbeit!

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung

Martina Wagner

I E 243

Am Kölnischen Park 3

10179 Berlin

Tel.: 0049-(0)30/9025-1163

e-mail: martina.wagner@senstadt.verwalt-berlin.de

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

Ringelung erfolgt im späten Frühjahr kurz nach Blüte und Blattaustrieb (in Berlin meist im Juni). Dazu wird im unteren Stammbereich eine mindestens 2cm breite waagerechte Kerbe bis unter die Borke in das Holz geschlagen oder gesägt. Die Kerbe umfaßt ca. 9/10 des Umfangs, ein Steg von ca. 1/10 des Umfangs bleibt erhalten. Auf diese Weise ist der Rücktransport der Assimilate in die Wurzel stark eingeschränkt, eine Stimulation zur Bildung von Stammaustrieben jedoch unterbleibt. In den Folgejahren ist zu überprüfen, ob die Wunde überwallt wurde. Ist das Ergebnis negativ, muss erneut abgeschlagen werden, da sonst eine totale Regeneration erfolgen kann. Zeigt der Baum in den nächsten Jahren geschwächte Vitalität (z.B. keine oder nur schwache Blüte), kann er gefällt oder der verbliebene Steg völlig entfernt werden (Totholz bleibt stehen, Bodenverwundungen sind zu vermeiden). Ringeln kann nur bei stärkeren Stämmen durchgeführt werden, weil die Standsicherheit des Kernholzes erhalten bleiben muss, um ein Abbrechen und die nachfolgende Bildung von Stammaustrieben und Wurzelsprossen zu verhindern.

Die Rodung jüngerer Gehölze erfolgt per Hand, unter anderem mit einer Wiedehopfhacke. Mittlere Gehölze werden per Pferd, größere Bäume oder Bestände mit Schlepper, Löffel- oder Schaufelbagger gerodet.

Nach Fällung oder zu starker Ringelung treten Stammschösslinge auf. Diese sind abzuschlagen. Bei Verwundung, ungenügender Ringelung oder unsauberer Rodung erfolgt ein starker Austrieb aus Wurzelbrut, der regelmäßig, bei Bedarf mehrmals jährlich, nachzuroden ist (WAGNER mündl.).

3 (b) Erfolge

Bei sorgfältiger Durchführung der Ringelung, 2-5 jähriger Nacharbeit und Abschluss durch Abtrennen des Steges (bzw. Fällung) ist auf der Mehrzahl der (als geeignet eingeschätzten) Standorte der Bestand unter Kontrolle (d. h. stark eingeschränkte Vitalität verbliebener Exemplare, keine weitere Ausbreitung, kein Fortschreiten der nitrophilen Begleitvegetation). Die Beobachtung ist jedoch weiterhin nötig, da

plötzlich eine erneute Revitalisierung (durch Überwallung oder Wurzelbrut) auftreten kann. Die Maßnahme funktioniert gut im Halbschatten (d. h. Sukzessionssteuerung), weniger gut in Magerrasen, sofern das Ziel die totale Beseitigung des Gehölzaufwuchses ist.

Sorgfältige Rodung erscheint nur bei Einzelexemplaren, Jung- oder Kleinbeständen oder auf feuchteren Böden Erfolg zu bringen. Auf mageren, warm-trockenen, sonnigen Sandstandorten ist die Vitalität der Robinie kaum zu brechen. Auf solchen Standorten treten vier Jahre nach der ersten Rodung trotz mehrmaliger Nachrodung noch immer Wurzelsprosse mit Wuchsleistungen von über 25cm pro Woche auf. Grundsätzlich gilt: Je optimaler der Standort für die Robinie ist, je weiter die Etablierung fortgeschritten ist und je günstiger die klimatischen Verhältnisse im Maßnahmeh Jahr für die Robinie sind, desto schwieriger – bis unmöglich - ist die Bekämpfung (WAGNER mündl.).

3 (c) Kosten

Für die notwendige Bekämpfung von *Robinia pseudoacacia* wurden in den Jahren 1997 bis 1999 rund 60.000 DM ausgegeben (1997: 11.000.-, 1998: 40.000.-, 1999: 8.500.-; nach WAGNER).

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Es besteht Klärungsbedarf zur Frage, ob die Weiterentwicklung alter Robinienbestände tatsächlich in die Ausbildung naturnaher autochthoner Wälder mündet oder ob die Etablierung indigener Vegetation durch die standortverändernden Eigenschaften von *R. pseudoacacia* auch langfristig behindert wird. Eine Dauerbeobachtung alternder Robinienwälder ist deshalb angezeigt.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmethoden hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften der betroffenen Biotope ab. In diesem Rahmen sind die Ergebnisse auch auf andere Naturräume übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich Verbreitung und Verhalten von *Robinia pseudoacacia* sind die verfügbaren Informationen z. Zt. ausreichend.

5 Literatur

- BITZ, A. (1985): Zur Situation des Naturschutzes im Lennebergwald bei Mainz. – Natursch. u. Ornith. Rheinl.-Pfalz 4 (1): 1-26.
- BITZ, A. (1987): Anmerkungen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im NSG „Mainzer Sand“ und angrenzenden Gebieten. – Mainzer Naturw. Arch. 25: 583-604.
- BLÜMKE, S. (1955/56): Beiträge zur Kenntnis der Robinie. – Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 59: 38-65.
- BÖCKER, R. (1995): Beispiele der Robinien-Ausbreitung in Baden-Württemberg. – In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 57-65. Landsberg.
- BÖCKER, R., GRENZIUS, R., BLUME, H.-P., HORBERT, M., RIPL, W., SUKOPP, H. & A. v. STÜLPNAGEL (1998): Stadtökologische Raumeinheiten von Berlin (West). – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beiheft 8.
- BÖCKER, R. & M. DIRK (2000): Expandierende Robinien? Acht Jahre Dauerflächenuntersuchungen in Südwest-Deutschland. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- BÖHMER, H. J. (1994): Die Halbtrockenrasen der Fränkischen Alb – Strukturen, Prozesse, Erhaltung. – Mitt. Fränk. Geogr. Ges. 41: 323-343.
- BORCHMEYER, ? (1829): Oekonomische Musterung der bei uns eingeführten ausländischen Holzarten. – Verh. Ver. z. Beförd. d. Gartenbaus 5: 378-398 (zit. nach KOWARIK 1990).
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart.
- ELSHOLTZ, J. S. (1672): Vom Garten-Baw. – 2. Aufl., Cölln (zit. nach KOWARIK 1990).
- GLAUCHE, M. (1991): Bedeutung neophytischer Gehölze für den Artenreichtum städtischer und siedlungsnaher Biozönosen. – Berliner Naturschutzblätter 35 (1): 5-15.
- GLEDITSCH, J. G. (1769): Betrachtung über die Beschaffenheit des Bienenstandes in der Mark Brandenburg nebst einem Verzeichnis von Gewächsen aus welchen die Bienen ihren Stoff zum Honig und Wachse einsammeln. – Riga (zit. nach KOWARIK 1990).
- GOTTHARD, J. C. (1798): Die Cultur des unächten oder weißblühenden Acacienbaums. - Maynz (zit. nach KOWARIK 1990).
- GRUNICKE, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstales. - Stuttgart (= Diss. Bot. 261).
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HINZ, G. (1937): Peter Joseph Lenné und seine bedeutendsten Schöpfungen in Berlin und Potsdam. – Berlin.
- HOFFMANN, G. (1961): Die Stickstoffbindung der Robinie (*Robinia pseudacacia* L.). – Arch. Forstw. 10: 627-632.
- HOFFMANN, G. (1964): Wirkung des Herbicides „Solest40“ bei der Bekämpfung von Robinien (*Robinia pseudo-acacia* L.) und unerwünschten Weichlaubhölzern in Mischbeständen. – Arch. Forstw. 13: 33-45.
- HOPP, H. (1941): Methods of Distinguishing between the Shipmast and Common Forms of Black Locust on Long Island. – U. S. Dep. Agr. Techn. Bull. 742, N. Y..
- JANSSEN, A. & R. KLEIN (1992): Robinienwälder im Stadtgebiet von Saarbrücken und ihre Bedeutung für die Avifauna. – Naturschutzforum 5/6: 177-200.
- JURKO, A. (1963): Die Veränderung der ursprünglichen Waldphytozönosen durch die Introduktion der Robinie. – Ceskosl. ochrana prirody 1: 56-76.
- KASCH, K. & V. NICOLAI (2000): *Phyllonorycter robiniella* – ein nordamerikanischer Schmetterling an Robinien neu in Berlin. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

- KLAUCK, E.-J. (1986): Robinien-Gesellschaften im mittleren Saartal. – *Tuexenia* 6: 325-334.
- KNOERZER, D., KÜHNEL, U., THEODOROPOULOS, K. & A. REIF (1996): Neophytische Gehölze in Wäldern Südwestdeutschlands, bei besonderer Berücksichtigung des Douglasienanbaues. – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), *Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?*, 19-28.
- KOHLER, A. (1963): Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. – *Beitr. Naturk. Forsch. SW-Deutschland* 12 (1): 3-18.
- KOHLER, A. (1964): Das Auftreten und die Bekämpfung der Robinie in Naturschutzgebieten. – *Veröff. Landesst. F. Natursch. u. Landespfl. Bad.-Württ.* 32: 43-46.
- KOHLER, A. (1968): Zum ökologischen und soziologischen Verhalten der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Deutschland. – *Ber. ISVV*: 402-407.
- KOHLER, A. & H. SUKOPP (1964): Über die soziologische Struktur einiger Robinienbestände im Stadtgebiet von Berlin. – *Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde (N. F.)* 4 (2): 74-88.
- KORNECK, D. & P. PRETSCHER (1984): Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und Probleme ihrer Erhaltung. – *Natur u. Landschaft* 59 (7/8): 307-315.
- KOWARIK, I. (1990): Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. – *Verh. Berl. Bot. Ver.* 8: 33-67.
- KOWARIK, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. – *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft* 3.
- KOWARIK, I. (1995a): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*, 33-56. Landsberg.
- KOWARIK, I. (1995b): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, 15-38.
- KOWARIK, I. (1995c): On the role of alien species in urban flora and vegetation. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*, 85-103.
- KOWARIK, I. (1995d): Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten. Mit einem Beitrag zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Robinienwälder. – *Ber. D. Reinh.-Tüxen-Ges.* 7: 47-67.
- KOWARIK, I. (1996a): Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. – *UBA-Texte* 58/96: 119-155.
- KOWARIK, I. (1996b): Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten. Mit einem Exkurs zu ruderale Wäldern in Berlin. – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 104: 1-22.
- KOWARIK, I. (1996c): Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. – *Verh. Ges. Ökol.* 26: 173-181.
- KRAUSCH, H.-D. (1977): Das Wirken von Johann Gottlieb Gleditsch auf dem Gebiete der Landeskultur. – *Gleditschia* 5: 5-35.
- LYR, H., HOFFMANN, G. & K. DOHSE (1963): Über den Einfluss unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. – *Flora* 153: 291-311.
- MACHATZI, B. (1991): Die Waldbaurichtlinien der Berliner Forsten. – In: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (ed.), *Informationen aus der Berliner Landschaft* 12(42).
- MÜLLER, T. (1966): Die Wald-, Gebüsche-, Saum-, Trocken- und Halbtrockenrasengesellschaften des Spitzbergs. – In: Der Spitzberg bei Tübingen. Natur- u. Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ. 3: 278-475. Ludwigsburg.
- NOTTBOHM, G. (1988): Zur Molluskenfauna einiger Robiniengehölze auf Flugsandböden des Hessischen Rieds. – *Hessische faunistische Briefe* 8(2): 20-28.

- OBERDORFER, E. (1991): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl., Stuttgart.
- OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. – Stuttgart.
- PLATEN, R. & I. KOWARIK (1995): Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. – Verh. Ges. Ökol. 24: 431-439.
- PLESS, H. (1995): Pflanzensoziologische Untersuchungen der Trockenrasen an den Hängen des Odertales zwischen Seelow und Frankfurt (Oder). Ein Vergleich des Zustandes ausgewählter Bestände aus den 50er Jahren mit den heutigen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4(3): 27-31.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart.
- QUINGER, B., BRÄU, M. & M. KORNPROBST (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (ed.), Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.1. München.
- RICHTER, M. (1978): Landschaftsökologische Standortanalysen zur Ermittlung des natürlichen Potentials von Weinbergbrachen am Drachenfels. Ein Beitrag zur angewandten Landschaftsökologie. – Bonn (= Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 45).
- ROHDE, U. (ed., 1994): Die Sandhausener Dünen. Naturkundliche Beiträge zu den Naturschutzgebieten „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönau-Galgenbuckel“. – Beih. Veröff. Natursch. Landespfl. Bad.-Württ. 80. Stuttgart.
- SCHMIDT, J. A. (1857): Flora von Heidelberg. – Heidelberg.
- SCHWARZ, A. F. (1899): Phanerogamen- und Gefässkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 2. Folge. – Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 3. – Stuttgart.
- VOIGT, K. (1993): Vegetationskundliche Untersuchungen in Beständen von *Robinia pseudoacacia* L. am Spitzberg bei Tübingen. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Hohenheim.
- VON BURGSDORF, F. A. L. (1787): Ueber die in den Waldungen der Kurmark Brandenburg befindlichen einheimischen und in etlichen Gegenden eingebrachten Fremden Holzarten. – Schr. Ges. naturforsch. Freunde zu Berlin 7: 236-266 (zit. nach KOWARIK 1990).
- WAGNER, M. (2000): Maßnahmen zur Kontrolle problematischer neophytischer Arten in Berliner Naturschutzgebieten. – Vortrag auf der Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- WENDELBERGER, G. (1954): Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonischen Raumes. – Angewandte Pflanzensoziologie 1: 573-634.
- WENDELBERGER, G. (1955): Die Robinie in den Trockenwäldern Mittel- und Osteuropas. – Allg. Forstzeitschr. 10 (13): 167-168.
- WEIN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 1. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 42: 137-163.
- WEIN, K. (1931): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 2. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 43: 95-154.
- WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen, insbesondere mit *Robinia pseudoacacia* L.. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 21 (4): 211-225.
- WINTERHOFF, W. (1991): Zur Pilzflora zweier Robinien-Gehölze bei Battenberg/Pfalz. – Boletus 15: 103-110.

6 Experten

Prof. Dr. Ingo Kowarik

Technische Universität Berlin
Institut für Ökologie
Rothenburgstr. 12
D-12165 Berlin
Tel.: 0049-(0)30-314-71350
e-mail: kowarik@TU-Berlin.de

Prof. em. Dr. Herbert Sukopp

Brückenstraße 6
D-10179 Berlin
Tel.: 0049-(0)30-2471-2039

Prof. Dr. Reinhard Böcker

Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie 320
Schloß Mittelbau (West)
D-70599 Stuttgart
Tel.: 0049-(0)711-459-3510
Fax: 0049-(0)711-459-2831
e-mail: boeckerr@uni-hohenheim.de

***Reynoutria japonica* HOUTT., Japanischer Staudenknöterich**

[Syn. *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECRAENE, *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC., *Polygonum reynoutria*, *Polygonum zuccarinii*, *Polygonum Sieboldii* Hortorum, *Pleuropteris zuccarinii*, *Pleuropteris cuspidatus* (SIEB. ET ZUCC.) H. GROSS, *Tiniaria japonica* (HOUTT.) HEDBERG]

Deutsche Synonyme: Japan-Knöterich, Japanischer Knöterich, Japanischer Flügelknöterich, Spitzblättriger Knöterich, Zugespitzer Knöterich, Spieß-Knöterich

Englische Synonyme: Japanese Bamboo, Mexican Bamboo, Fleece-flower, Hancock's curse

1 Problembeschreibung

Der Japanische Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*) hat sich in Deutschland stark ausgebreitet (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, JÄGER 1995). Die Art wächst hauptsächlich an Bach- und Flussufern, ferner auf Industriebrachen, Ruderalstellen, Wegböschungen, Bahndämmen, Kohlehalden und in Waldsäumen. Sie bildet dort stellenweise weitläufige, dichte Bestände und übt großen Konkurrenzdruck auf die übrige Vegetation aus. *R. japonica* kann Struktur und Arteninventar betroffener Ökosysteme vollkommen verändern. Als problematisch wird insbesondere die Veränderung bzw. Verdrängung der autochthonen Vegetation von Flußauen eingestuft. Damit verbunden ist auch eine erhöhte Erosionsanfälligkeit betroffener Uferpartien.

1 (a) Ort der Fallstudie

Als repräsentative Fallstudie wurden Untersuchungen in Baden-Württemberg (Südwest-Deutschland) ausgewählt (LfU 1994, 1995, ALBERTERNST et al. 1995, KEIL & ALBERTERNST 1995, ALBERTERNST 1998). Das Untersuchungsgebiet liegt östlich des Oberrheins (Ortenau) entlang der Flüsse Kinzig, Wolfach und Rench. Schwerpunktgebiet ist der Kinzig-Lauf von Schiltach bis zur Kinzig-Mündung in den Rhein (bei Kehl) sowie der gesamte Wolfach-Lauf von der Quelle im Schwarzwald (bei Kniebis) bis zur Mündung der Wolfach in die Kinzig (bei Wolfach). Diese Fallstudie steht im Mittelpunkt der folgenden Angaben; Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Reynoutria japonica wurde seit 1823 (Holland; nach JÄGER 1995) bzw. 1825 (nach HEGI 1981) als Zier- und als Futterpflanze (auch Bienenweide) in Europa eingesetzt (HARTMANN et al. 1995). Die Pflanze bestach durch ihren Habitus (Größe) und ihre Schnellwüchsigkeit und verwilderte in Deutschland seit Mitte des 19. Jahrhunderts aus Gärtnereien und Parkanlagen (z. B. Zwickau 1872, Rostock 1879; nach JÄGER 1995). Sie breitete sich insbesondere entlang von Fließgewässern aus, üblicherweise jedoch nur, wo die Vegetation durch anthropogene Störungen aufgelichtet war (vgl. WITTIG 1991). SCHEMMANN (1884) erwähnt *R. japonica* erstmals für Westfalen (Ruhr bei Witten, „seit langem eingebürgert“). SCHWARZ (1900) schildert die Art für den Nürnberger Raum als „zuweilen verwildernd, sich jahrelang erhaltend, aber nicht zur Blüte kommend“ und macht zwei konkrete Fundortangaben.

ZIMMERMANN (1906) fand sie ebenfalls Anfang des 20. Jahrhunderts am Neckar bei Ilvesheim (vgl. GOLDER 1922). Nach JÄGER (1995) wurde der Japanische Staudenknöterich 1919 in Dresden und 1927 in der Oberlausitz als verwildert angegeben. Der stärkste Ausbreitungsschub erfolgte in der jüngsten Vergangenheit (seit Mitte des 20. Jahrhunderts, z. T. schon früher: Vogesen), u. a. infolge der Ausbringung bei Uferbefestigungsmaßnahmen. KOSMALE (1981) datiert die erste große Ausbreitungswelle im Erzgebirgsvorland auf die 1960er Jahre. *R. japonica* hat sich vielerorts fest eingebürgert und ist heute als Agriophyt (auch ohne weiteres menschliches Zutun dauerhaft fortbestehend) einzustufen (u. a. KASPEREK 1999). Sie hat z. B. am Mittellauf der Renn „auf Längen von mehreren Kilometern die einheimische Vegetation weitgehend verdrängt“ (SEBALD et al. 1993, vgl. ALBERTERNST et al. 1995, BAUER 1995). Die Pflanze wird z. T. noch immer als Sichtschutz (z. B. Stuttgart) und vereinzelt als Viehfutter (auf Äckern) bzw. Wildfutter (Waldränder, -lichtungen) eingesetzt.

1 (c) Biologie und Ökologie von *Reynoutria japonica* Houtt.

Biologie

Reynoutria japonica ist eine (je nach Varietät) 1-3(-5)m hohe Staude (Geophyt). Sie treibt im Boden lange, kräftige und verzweigte Wurzelausläufer (Polykormone; Typisierung der Rhizomteile bei ADLER 1993) und bildet vollen Schatten spendende Dickichte, die eine massive Licht- und Wurzelkonkurrenz auf andere Pflanzenarten ausüben. Die derben, oberirdischen Sprosse sind knotig gegliedert (Name!) und tragen große, dreieckige, bis 18(-20)cm lange und bis 14cm breite Blätter. Die kleinen, weißen Blüten stehen in Knäueln in einem rispenartigen, bis 10cm langen, blattachselständigen Blütenstand. Die Blühperiode reicht von Juli bis September, die Frucht ist eine dreikantige, bis 4mm lange Nuß. *R. japonica* ist zweihäusig, selbstinkompatibel, polyploid (oktoploid) und kann sich vegetativ vermehren. Bei später Blüte werden keine fertilen Samen produziert. Bemerkenswert ist die außergewöhnliche Reproduktionsfähigkeit: 7g Rhizomgewebe können für die Regeneration einer Tochterpflanze ausreichen, auch wenn das Gewebe 2 m unter der Erde liegt. Es wurde sogar das Durchstoßen von 5 cm dickem Asphalt beobachtet. Der tägliche Zuwachs während der Hauptwachstumsphase kann bis zu 30cm betragen (vgl. SCHULDES & KÜBLER 1990, SUKOPP & SCHICK 1991, 1992, 1993, LfU 1994, 1995, ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b, HARTMANN et al. 1995, HAYEN 1995, ALBERTERNST 1998).

Ökologie

Reynoutria japonica ist relativ anspruchslos und besitzt auf lichten bis halbschattigen Standorten eine weite ökologische Amplitude. In ihrem japanischen Herkunftsgebiet tritt die Art vorwiegend als Begleiter der Krautschicht von Auwäldern und als Pionier auf Schutt bzw. vulkanischem Substrat in Erscheinung (SUKOPP & SUKOPP 1988). *R. japonica* kommt zwar gelegentlich in Ruderalfgesellschaften vor, ist aber insgesamt als unproblematischer Bestandteil der jeweiligen Sukzessionsserien einzustufen (ALBERTERNST 1998). In Mitteleuropa besiedelt der Japan-Knöterich bevorzugt die Ufer von Bächen und Flüssen, gelegentlich auch anthropogene Standorte wie Bahndämme, Kohlehalden, Industriebrachen und weitere Ruderalfstellen. Auf Kiesschotter z. B. sind die Bestände eher kleinflächig, zeigen auf lehmigen, teilweise

skeletthaltigen Aueböden jedoch üppigen Wuchs. Insbesondere Grundwassernähe, Nährstoffreichtum und zeitweise Überflutung fördern das Wachstum. Im Stadtgebiet von Hagen z. B. sind mit Schotter durchsetzte Böden in sonniger bis halbschattiger Lage bevorzugter Habitat des Japan-Knöterichs (SCHLÜPMANN 2000). Im Gebiet der Fallstudie wächst die Pflanze v. a. an Ufern und im Saum von Weiden- und Erlengebüsch (nach LfU 1994). Die höhenwärtige Verbreitung reicht in Baden-Württemberg von 90-710 (-1000)m (JÄGER 1995).

Reynoutria japonica hat in Mitteleuropa bislang keine direkten ökologischen Antagonisten (KOSMALE 1976, DIAZ & HURLE 1995; vgl. aber unten!). Zudem hybridisiert sie im neuen Areal mit dem eng verwandten, in Deutschland weitaus selteneren Sachalin-Knöterich (*Reynoutria sachalinensis*) zu *Reynoutria x bohemica*, einer in den japanischen Herkunftsgebieten von Japan- und Sachalin-Knöterich unbekannten Hybride (ALBERTERNST 1998; vgl. SCHMITZ & STRANK 1985). Diese Hybride erweist sich als besonders resistent gegen Bekämpfungsversuche, ihre Verbreitung ist nur ungenügend bekannt (ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b, KEIL & ALBERTERNST 1995, KONOLD et al. 1995, ALBERTERNST 1998).

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Die Rhizome von *Reynoutria japonica* unterwandern benachbarte Pflanzenbestände und dringen meterweit vor, ehe sie oberirdische, stark beschattende Sprosse ausbilden. Nach DVWK (1996) kann *R. japonica* in fast alle Stauden- und Ruderalfuren (*Convolvulin*, *Aegopodium*, *Arction*, *Dauco-Meliloton*) eindringen und dort Dominanzbestände bilden (*Reynoutrietum japonicae* Görs 1974 corr., Syn. *Polygonetum cuspidati* Görs 1974, *Reynoutria japonica*-Gesellschaft; vgl. GÖRS 1974, SCHMITZ & STRANK 1986, SCHULDES & KÜBLER 1991, ADLER 1993, SCHUBERT et al. 1995, SUKOPP 1996). In geschlossenen *R. japonica*-Beständen gedeihen infolge Wurzel- und Lichtkonkurrenz keine oder nur wenige andere Pflanzenarten. Nach den Untersuchungen von ALBERTERNST (1998) lag die Artenzahl bei Aufnahmen mit *Reynoutria* zwischen 18 und 30 (durchschnittlich 7,7 pro 0,5m²), bei Aufnahmen ohne *Reynoutria* zwischen 14 und 40 (durchschnittlich 10,6 pro 0,5m²). SCHLÜPMANN (2000) beobachtete, dass insbesondere Pestwurzfluren (*Petasitetum hybridii*) und natürliche, nitrophile Saumgesellschaften (*Urtico-Aegopodietum podagrariae*) von *R. japonica* verdrängt werden. In schattiger Lage sinkt die Konkurrenzkraft der Pflanze allerdings deutlich. Nach einer Beobachtung von SCHLÜPMANN (2000) tritt der Straußfarn (*Matteuccia struthiopteris*) stellenweise als ebenbürtiger autochthoner Antagonist des Japan-Knöterichs in Erscheinung. Dies bestätigt Ergebnisse von SCHEPKER (1998) aus Niedersachsen, nach denen die Bekämpfung von *R. japonica* (zum Schutze von *Matteuccia struthiopteris*) in einer direkten Konkurrenzsituation beider Arten möglicherweise überflüssig ist.

Reynoutria japonica verdrängt Nahrungspflanzen spezialisierter Tierarten. Wo z. B. Populationen von Gemeiner Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) verschwinden, geht eine Nahrungsquelle der Schenkelbiene (*Macropis labiata*) verloren. Bei Verdrängung von Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) wird analog die Nahrungsgrundlage der Sägehornbiene (*Melitta nigricans*) eingeschränkt (vgl. WESTRICH 1989, SCHWABE & KRATOCHWIL 1991, ZIMMERMANN & TOPP 1991, HARTMANN et al. 1995). Die Blüten von *R. japonica* werden vor allem von Schwebfliegen und Bienen besucht (HARTMANN et al. 1995, SCHLÜPMANN 2000).

Grundsätzlich zeichnet sich jedoch ab, dass die tatsächlichen und potentiellen Auswirkungen der *R. japonica*-Ausbreitung regional differenziert betrachtet werden müssen. Das massenhafte Auftreten von *R. japonica* an Fließgewässern konzentriert sich auf bestimmte Regionen. In Baden-Württemberg sind dies vor allem der Neckar und Gewässer 1. Ordnung am Westabfall des Schwarzwaldes (z. B. Rench und Kinzig). Weitere bedeutende Vorkommen existieren an Sulzbach, Wolf und Enz (nach LfU 1994). Im Gebiet der Ortenau-Fallstudie und an vielen anderen Flußläufen in Westdeutschland (stellenweise auch in Mittelgebirgen, z. B. SCHEPKER 1998) muss *R. japonica* als sehr problematisch eingestuft werden, spielt andernorts (z. B. an der niederländischen Grenze, in Hessen oder Nordbayern, vgl. WITTENBERGER 1977, WITTIG 1981, DIERSCHKE et al. 1983, WALTER 1989, NEZADAL & BAUER 1996, KASPEREK 1999, GATTERER & NEZADAL in Vorb.) aber keine oder nur eine untergeordnete Rolle (ADOLPHI 1995, ADOLPHI mündl., vgl. 1 d). Als wasserbauliches Problem ist vor allem die Unterspülung von *Reynoutria*-Beständen bei Hochwassereignissen anzusehen, da sich unter dem dichten Blätterdach keine bodenfestigende Krautschicht etablieren kann (LfU 1994).

1 (d) Ausbreitungsvektoren

R. japonica ist für ihre Ausbreitung zunächst auf Hemerochorie angewiesen. Generative Vermehrung ist in Mitteleuropa anscheinend relativ bedeutungslos, wenngleich die Samen unter Gewächshausbedingungen keimfähig sind (ADLER 1993). Auch ADOLPHI (mündl.) beobachtete im Rheinland die häufige Produktion fertiler Samen; bei einer geringeren Zahl von Früh- und Spätfrösten ist mit einer zunehmenden Fertilität der Samen zu rechnen (KOSMALE 1981). Die Pflanze findet u. a. bei Ausbau- und Reparaturarbeiten an Ufern von Fließgewässern Verwendung. Austriebsfähige Rhizome werden zur Befestigung in Uferböschungen eingebaut und treiben schon nach wenigen Tagen aus (LfU 1994). Steinsatzverbaute Ufer fördern die ungewollte Ansiedlung von *R. japonica* (HARTMANN et al. 1995). Bei Hochwasser werden Teile von Pflanzen abgerissen und im Überschwemmungsgebiet verbreitet. Sedimentierte Rhizome treiben auf Störstellen schnell aus und verdrängen durch starke vegetative Vermehrung insbesondere Hochstaudenbestände (LfU 1994, vgl. 1 c). Die Massenausbreitung von *R. japonica* wird zudem durch das Fehlen von Schädlingen begünstigt. Nach ZWÖLFER (1973) sind nur gelegentlich Fraßspuren von Schnecken an jungen Blättern zu beobachten. Auch der Befall mit Pathogenen ist üblicherweise gering (DIAZ & HURLE 1995). Dieser Umstand und die erwähnte enorme Konkurrenzkraft werden häufig als Ursachen der synanthropen Arealerweiterung genannt. Nach den Erkenntnissen der Ortenau-Fallstudie empfiehlt sich jedoch, die folgenden Ursachen stärker zu berücksichtigen, weil sie zur Erklärung des regional sehr unterschiedlichen Ausmaßes der *Reynoutria*-Problematik (vgl. 1 c, HARTMANN et al. 1995, GATTERER & NEZADAL in Vorb.) geeigneter scheinen.

Als Ursachen des besonders starken *Reynoutria*-Befalls der Flüsse am Westabfall des Schwarzwaldes kommen in Frage:

- eine hohe natürliche Rhizomdrift durch das bei hoher Reliefenergie lokal intensivere Fließgewässer-Störungsregime
- eine hohe anthropogene Rhizomdrift durch häufige und intensive wasserbauliche Maßnahmen

- die frühe Verwendung von *R. japonica* (diverse Sorten) als Zierpflanze in Kuranlagen des Schwarzwaldes
- die Verwendung rhizomhaltigen Ufermaterials im Straßenbau (nach LfU 1994, ALBERTERNST mündl., WALSER mündl.).

Die zahlreichen Kleinlandschaften Deutschlands mit ihrer stark differierenden natürlichen Fließgewässerdynamik und der damit verbundene, ebenfalls sehr unterschiedliche Pflege- und Instandsetzungsbedarf der Flussufer dürften die ungleiche Verteilung innerhalb des deutschen Teilareals von *R. japonica* wesentlich verursachen (ALBERTERNST mündl.).

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Ab 1990 untersuchte das Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz (WBA) in Offenburg (jetzt: Gewässerdirektion Rhein, Bereich Offenburg) Verbreitung und Verhalten von *R. japonica* sowie Möglichkeiten für Kontrollmaßnahmen. Im Herbst 1991 wurden Dauerbeobachtungsflächen (vgl. 2 b) eingerichtet, anhand derer nach dem Spitz-Hochwasser an Renn und Kinzig im Dezember 1991 typische *R. japonica*-Schadbilder erfasst werden konnten, die bis dahin nicht mit der Art in Zusammenhang gebracht worden waren (LfU 1994). Mitarbeiter des WBA führten 1993 und 1994 eine ad-hoc-Befragung in Fachbüros und Gemeindeverwaltungen durch, um einen Überblick über Bestandssituation und Verbreitungsschwerpunkte des Japan-Knöterichs zu gewinnen (ALBERTERNST et al. 1995). Die Kartierungen an den Ufern von Wolfach und Kinzig zwischen Schiltach und Biberach wurden 1995 durchgeführt (ALBERTERNST 1998).

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

Die zunehmende Ausbreitung von *R. japonica* wurde bereits in den 1970er Jahren kritisch beobachtet. Vereinzelte (v. a. chemische) Bekämpfungsmaßnahmen wurden jedoch nicht konsequent fortgeführt (WALSER mündl.). Nach den Erfahrungen mit dem Dezember-Hochwasser von 1991 (vgl. 1 e) begann das WBA Offenburg im Frühjahr 1992 mit der Vorbereitung eines umfassenden Untersuchungsprogrammes über Möglichkeiten der Kontrolle von *R. japonica* (LfU 1994, WALSER mündl.). Das Umweltministerium Baden-Württemberg und das Regierungspräsidium Freiburg stellten die Mittel hierfür bereit. Ein wissenschaftliches Begleitprogramm zu Biologie und Ökologie der Art wurde bis Ende 1994 vom Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Stuttgart-Hohenheim durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war die Erarbeitung von Handlungskonzepten, mit deren Hilfe *R. japonica* vollständig entfernt, die weitere Ausbreitung verhindert und autochthone Vegetation gefördert werden kann (LfU 1994).

2 (b) Arten von Maßnahmen

Folgende Methoden wurden auf ihre Wirkung zur Bekämpfung untersucht:

- Mahd und Schlegeln in unterschiedlichen Frequenzen
- chemische und thermische Verfahren
- Pflanzmaßnahmen
- Beweidung
- maschinelle Verfahren.

Zur Erprobung der Methoden wurden in verschiedenen Naturräumen im Zuständigkeitsbereich des WBA Offenburg (Rheinaue/Niederterrasse, Kinzig-Murg-Rinne, Vorbergzone, Mittlerer Schwarzwald) an Gewässern I. Ordnung insgesamt 78 von *R. japonica* befallene Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet. Begonnene Bekämpfungsversuche mit Kalkstickstoff und Branntkalk sowie thermische Verfahren wurden ab 1993 nicht mehr weiterverfolgt (LfU 1994).

Die Betreuung der Dauerbeobachtungsflächen (mit jeweils zugeordneten Nullflächen) umfaßte folgende Arbeiten:

- Markierung eines 2x2m Dauerquadrates mit bodengleichen Metallplättchen
- Aufnahme von Lage, Exposition, Beschattung und weiteren ökologischen Standortsparametern
- Leitung der zugewiesenen Maßnahmen
- wöchentliche Messung von Dominanz, Abundanz, Vitalität, Triebänge und –durchmesser von *R. japonica* und anderen Arten
- Dokumentation und Beurteilung der erhobenen Daten mit anschließender graphischer Aufbereitung (LfU 1994).

2 (c) Ergriffene Maßnahmen

Beweidung

Junge Blätter von *R. japonica* werden gerne von Schafen, Pferden und Kühen gefressen (DVWK 1997). Allerdings ist die bei Beweidung entstehende geschlossene Grasnarbe (WALSER 1995) nach DVWK (1997) kein Idealziel einer ökologischen Gewässerentwicklung, weil mit dieser Methode auch das Aufkommen einheimischer Uferbegleitgehölze unterbunden wird. Insgesamt jedoch wird Schafbeweidung bei großen Grünlandflächen an naturfernen Uferabschnitten von den zuständigen Behörden als effektivste und kostengünstigste Kontrollmaßnahme angesehen (WALSER mündl.).

Herbizide

Wo andere Kontrollmethoden keine befriedigenden Ergebnisse erzielten, wurde eine Behandlung mit Round-up (Glyphosat) durchgeführt. Dieses Mittel hinterläßt völlig vegetationslose Flächen (Totalherbizid), der Einsatz in unmittelbarer Gewässernähe ist verboten (!). Zudem müssen *R. japonica*-Bestände wegen der hohen Resistenz ihrer Rhizome im Folgejahr nachbehandelt werden (LfU 1994). Eine umweltschonende Alternative ist die Injektion des Herbizids (1:1 mit Wasser) in die großen Markhöhlen der basalen Sprossinternodien (HAGEMANN 1995). Auch diese Behandlung muss im Folgejahr wiederholt werden, 5-10m Abstand zum Gewässer sind einzuhalten.

Pflanzmaßnahmen (Konkurrenz)

Nach LfU (1994, 1995) und DVWK (1997) können Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schilf (*Phragmites communis*), Pestwurz-Arten (*Petasites sp.*) und Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) die Ansiedlung und Ausbreitung von *R. japonica* behindern. Das Überstellen mit einheimischen Uferbegleitgehölzen erfordert jedoch ausreichend breite Pflanzungen (an beiden Ufern).

Nach hochwasserbedingten Uferschäden sollten die Ufer durch Einbau knöterichfreien Aushubs ausgebessert werden. Diese Stellen sind durch Abdeckung mit Jutegewebe (bzw. Fichten-Spreitlagenbau) und dichtem Besatz mit Weiden-Stecklingen zu versehen. Die Behandlung rhizomhaltigen Aushubmaterials sollte durch Kompostierung mit Frischkompost (1:1) erfolgen, bei leichten Böden ist auch eine mechanische Auslese der Rhizomteile mit Hilfe eines Trommelsiebes möglich. Die letztgenannten Methoden bergen jedoch ein Restrisiko (LfU 1994).

Mahd und Schlegeln

ADLER (1993) beobachtete, dass sich durch mehrere Jahre anhaltende Mahd aus Dominanzbeständen des Japan-Knöterichs wieder artenreiche Flächen entwickeln. Die Mahd muss vor Mitte Mai erfolgen, um den Transport von Assimilaten ins Rhizomsystem zu verhindern. Ein völliges Verschwinden der Art wurde jedoch auch nach sieben Jahren nicht erreicht. Die Entnahme des Mähguts erbringt keinen Effekt, weil der Biomasseverlust durch die in den Rhizomen eingelagerten Assimilate kompensiert wird (LfU 1994). Allerdings verringert sich dabei die Masse der Speicherorgane (ADLER 1993). Eine zu hohe Mahdfrequenz schwächt jedoch auch erwünschte Pflanzen (ADLER 1993, KONOLD et al. 1995). Beim sogenannten „Schlegeln“ werden die Triebe nicht im eigentlichen Sinne glatt geschnitten, sondern durch Abschlagen stärker geschädigt (KRETZ 1995). Diese Methode wird inzwischen der herkömmlichen Mahd vorgezogen, auch weil sie die Grasnarbe sichert (WALSER mündl.).

Thermische Verfahren

Der Effekt des Flämmens ist ähnlich wie bei der Mahd, nur dass durch die zurückbleibende Asche eine direkte Rückdüngung erfolgt (LfU 1994).

Abdecken mit schwarzer Folie

Auch diese Maßnahme überdauert die Pflanze mit Hilfe ihres Rhizomsystems. Zudem muss die Folie auf ganzer Fläche beschwert werden, da sie von den Schößlingen angehoben wird (LfU 1994).

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Gewässerdirektion Rhein

Bernd Walser
Ortenberger Str. 11
D-77654 Offenburg

Tel.: 0049-(0)781-933-1711

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg

Manfred Bauer
Griesbachstraße 1
D-76185 Karlsruhe
Tel.: 0049-(0)721-983-1436

Büro für Landschaftsentwicklung

Michael Kretz
Hauptstraße 21
D-79367 Weisweil am Rhein

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

Die Untersuchungen zur Effizienz der Maßnahmen wurden zum Teil als Regie- und Vergabearbeiten des WBA durchgeführt, teils an andere Organisationen vergeben (Initiierung, Begleitung und Beurteilung von Beweidungsmethoden, maschinellen Siebverfahren zur Aufbereitung rhizomkontaminiertter Erdmassen, Erfolgskontrolle ingenieurbiologischer Bauweisen).

3 (b) Erfolge

Beweidung

Schafe sichern und festigen eine geschlossene Grasnarbe. Die Beweidung durch Galloway-Rinder, Heidschnucken und Ziegen führte an der Nordrach zur völligen Verdrängung von *R. japonica* (LfU 1994). Zur Kontrolle von *R. japonica* ist pro Jahr ein drei- bis viermaliger Weidegang nötig (mind. 20 Tiere/ha, vgl. LfU 1994, WALSER 1995). Auf diese Weise wurden bisher 10ha sehr erfolgreich beweidet (WALSER mündl.).

Mahd

Durch mindestens dreischürige Mahd wird *R. japonica* soweit geschwächt, dass sie die Gesellschaft anderer Hochstauden zulässt (LfU 1994). Die Mahdtermine müssen der Wuchshöhe (mindestens 40cm) angepasst werden. *R. japonica* ist jedoch auch mit vierjähriger Mahd nicht kontrollierbar. Die Zahl der Einsätze sollte im ersten Jahr mindestens bei acht liegen (LfU 1994). Eine solche Intensivmahd (6-8 schürig) mit flankierender Einsaat erwünschter Pflanzen führt jedoch erst nach 4-7 Jahren zum gewünschten Erfolg (LfU 1994).

Herbizide

Als besonders erfolgreich hat sich die Kombination des Herbizids „Round-up“ mit Mahd erwiesen: *R. japonica* wird im ersten Jahr (Juni) gemäht. Wenn die Triebe bis auf 20cm nachgewachsen sind, erhalten sie eine Giftinjektion, weil sich der Stofftransport zu diesem Zeitpunkt bereits wieder umkehrt. Wird dieses Verfahren im

Folgejahr wiederholt, ist der Standort im dritten Jahr „clean“ (WALSER mündl.). Dieses Verfahren wird inzwischen auch in Berlin erfolgreich angewendet (FEILHABER et al. 2000). Mit geringerem Erfolg wurden die Mittel Banvel M, Banvel 4S, Basinex P, Harmony und Basta getestet (LfU 1994).

Pflanzmaßnahmen (Konkurrenz)

Junge Pflanzungen (insgesamt 247 Pflanzen auf ca. 400m²) von autochthonen Uferbegleitgehölzen (Schwarz Erle - *Alnus glutinosa*, Esche - *Fraxinus excelsior*, Traubenkirsche - *Prunus padus*) und weiterer einheimischer Bäume (Bergahorn - *Acer pseudoplatanus*, Winterlinde - *Tilia cordata*, Stieleiche - *Quercus robur*, Hainbuche - *Carpinus betulus*, Bergulme - *Ulmus glabra*) und Sträucher (Haselnuss - *Corylus avellana*, Gemeiner Liguster - *Ligustrum vulgare*) auf zuvor gemähten Flächen erzielten bislang keine nachhaltige Wirkung auf *R. japonica* (LfU 1994).

Ätzende und thermische Verfahren

Gaben von Branntkalk (10kg/10m²) und Kalkstickstoff (10kg/50m²) auf taufeuchte, 70-120cm hohe *R. japonica*-Bestände wurden im August 1992 vorgenommen. Mit Hilfe eines propangasbetriebenen Brenners wurden ferner die Pflanzen auf zwei Dauerbeobachtungsflächen verbrannt. Die genannten Verfahren sind wirkungslos und teils kontraproduktiv (Rückdüngung der behandelten Standorte, LfU 1994).

3 (c) Kosten

Die Kosten für die Bekämpfung von *R. japonica* sind in den Etats der zuständigen Behörden noch nicht gesondert ausgewiesen. Dies soll jedoch künftig der Fall sein (WALSER mündl.). In LfU 1994 werden für ausgewählte Maßnahmen folgende Kosten angegeben:

- Beweidung: 100 Schafe, 3-4mal/Jahr, auf 3ha: 2400.- DM
- Aussieben von Rhizomteilen aus Erdmaterial: 7-10 DM/m³

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Eine weitere Beobachtung der Ausbreitung von *R. japonica* und der Hybride *R. x bohemica* ist angezeigt (vgl. ALBERTERNST 1998), insbesondere in Landschaften mit ausgeprägter Flussdynamik.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmethoden hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften des betroffenen Naturraumes ab. In diesem Rahmen sind die Ergebnisse der Ortenau-Studie durchaus auf andere Landschaften übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Nach LfU (1994) ist die ausreichende Information über die Eigenschaften von *R. japonica* als wichtigste Kontrollmethode einzustufen. Nur so können weitere Primäransiedlungen und eine weitere unbeabsichtigte Ausbreitung vermieden werden. Auch in stark vom Japan-Knöterich befallenen Gebieten existiert kaum ein diesbezügliches Problembewusstsein. Dieser Umstand behindert zudem die Akzeptanz der oft aufwendigen Bekämpfungsmaßnahmen. Als wesentliche Voraussetzung eines erfolgreichen Managements muss deshalb eine umfassende, weite Teile der Bevölkerung erreichende Öffentlichkeitsarbeit angesehen werden.

5 Literatur

- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – Nardus 2: 1-272.
- ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – Tuexenia 13: 373-397.
- ALBERTERNST, B., KONOLD, W. & R. Böcker (1995): Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 113-124. Landsberg.
- ALBERTERNST, B., BAUER, M., KONOLD, W. & R. Böcker (1995): *Reynoutria*-Arten in Baden-Württemberg – Schlüssel zur Bestimmung und ihre Verbreitung entlang von Fließgewässern. – Flor. Rundbr. 29 (2): 113-124.
- ALBERTERNST, B. (1998): Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. - Freiburg (=Culterra 23).
- BAUER, M. (1995): Verbreitung neophytischer Knötericharten an Fließgewässern in Baden-Württemberg. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 105-111. Landsberg.
- CHILD, L., WADE, M. & M. WAGNER (1998): Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. – In: U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (eds.): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses, 143-154.
- DIAZ, M. & K. HURLE (1995): Am Japanknöterich vorkommende Pathogene: Ansatz zu einer biologischen Regulierung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 173-178. Landsberg.
- DIERSCHKE, H., OTTE, A. & H. NORDMANN (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Beiheft 4.
- DWK (ed., 1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflußter Vegetationstypen. – Bonn (= Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. 112; Bearbeiter: W. Goebel).
- DWK (ed., 1997): Neophyten - Gebietsfremde Pflanzenarten an Fließgewässern. Empfehlungen für die Gewässerpfllege. – Broschüre der GFG (Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung). Mainz.
- FEILHABER, I., BALDER, H., NIEMEYER, H. & M. WAGNER (2000): Versuche zur Bekämpfung des Japanischen Knöterich (*Reynoutria japonica*) mit Herbiziden. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- GATTERER, K. & W. NEZADAL (in Vorb.): Flora des Regnitzgebietes.
- GOLDER, F. (1922): Neue Standorte. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Naturschutz N. F. 1(8): 220-221.

- GÖRS, S. & Th. MÜLLER (1969): Beitrag zur Kenntnis der nitrophilen Saumgesellschaften Süddeutschlands. – Mitt. flor.-soz. Arb. Gem. N. F. 14: 153-168.
- GÖRS, S. (1974): Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergiesen. – In: Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: 355-399. Ludwigsburg.
- HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 179-194. Landsberg.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & W. KONOLD (1995): Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. Landsberg.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HAYEN, B. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an *Reynoutria japonica*. Erste Ergebnisse. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 125-140. Landsberg.
- HEGI, G. (1981): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. III Angiospermae, Dicotyledones (1). – Berlin.
- JÄGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. – Flora 180: 101-131.
- JÄGER, E. J. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. – Schr.-R. f. Vegetationskde. 27 (Sukopp-Festschrift): 395-403.
- KASPEREK, G. (1999): Neophytie unter arealkundlichen und standortsökologischen Aspekten, dargestellt an einer Fallstudie aus dem Flußgebiet der Eifel-Rur/Westdeutschland. – Erdkunde 53: 330-348.
- KEIL, P. & B. ALBERTERNST (1995): *Reynoutria x bohemica* Chrtek & Chrtkova im westlichen Ruhrgebiet. – Natur und Heimat 55 (3): 85-88.
- KONOLD, W., B. ALBERTERNST, S. KRAAS & R. BÖCKER (1995): Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 141-150. Landsberg.
- KOSMALE, S. (1976): Die Veränderung der Flora und der Vegetation in der Umgebung von Zwickau, hervorgerufen durch Industrialisierung und Intensivierung von Land- und Forstwirtschaft. - Diss. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- KOSMALE, S. (1981): Die Einwanderung von *Reynoutria japonica* Houtt. – Bereicherung unserer Flora oder Anlaß zur Besorgnis? – Ges. Natur und Heimat Dresden, Florist. Mitt. 1981 (3): 6-11.
- KRETZ, M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Japanknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 151-160. Landsberg.
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1994): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1995): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. II. Untersuchungen zu Biologie und Ökologie der neophytischen Knöterich-Arten. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- NEZADAL, W. & M. BAUER (1996): Der Einfluß von Neophyten auf die uferbegleitende Vegetation an Fließgewässern in Mittelfranken. – In: D. Brandes (ed.), Braunschweiger Kolloquium zur Ufervegetation von Flüssen. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 4: 243-258.

- SCHEMMANN, W. (1884): Beiträge zur Flora des Kreises Bochum, Dortmund und Hagen. – Verh. naturhist. Ver. Rheinl. u. Westf. (Bonn) 1884: 185-250.
- SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichtheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. - Stuttgart.
- SCHLÜPMANN, M. (2000): Zur Neophyten-Flora der Volmeaue im Hagener Stadtgebiet. – Decheniana 153: 37-49.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1985): Die drei *Reynoutria*-Sippen (*Polygonaceae*) des Aachener Stadtwaldes. – Gött. Flor. Rundbr. 19: 17-25.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1986): The sociology of *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*) in the Nunicipial Forest of Aachen, West Germany. – Decheniana 139 (0): 141-147.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Jena.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. – Unveröff. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1991): Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. – Arbeitsbl. Naturschutz (12): 1-16. Karlsruhe.
- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – NNA-Ber. 4 (1): 14-27.
- SCHWARZ, A. F. (1900): Phanerogamen- und Gefässkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 3. Folge. – Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 1. – Stuttgart.
- SUKOPP, H. (1996): Gefährdung von Flora und Vegetation durch Neophyten? – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 7-18.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1991): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. I.: Über Floral- und Extrafloral-Nektarien. – Verh. Bot. Verein Brandenburg 124: 31-42.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1992): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Natur und Landschaft 67: 503-505.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1993): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Diss. Bot. (Festschrift Zoller): 163-174.
- SUKOPP, H. & U. SUKOPP (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. in Japan und in Europa. - Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel: 354-372.
- WALSER, B. (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, S. 161-171. Landsberg.
- WALTER, E. (1989): Zur Ausbreitung der beiden fernöstlichen Staudenknöteriche (*Reynoutria japonica* und *R. sachalinensis*) in Oberfranken. – LXIV. Bericht Naturforsch. Ges. Bamberg: 1-17.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. – Stuttgart.
- WITTENBERGER, W. (1977): Zur Ausbreitung des Staudenknöterichs im Raum Offenbach am Main. – Ber. Offenb. Ver. Naturkde. 80: 31-34.
- WITTIG, R. (1981): Untersuchungen zur Verbreitung einiger Neophyten im Fichtelgebirge. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 71-81.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. - Stuttgart.

- WOLKEN, K. & H. VAN DEEST (1997): Neophyten – Grüne Neubürger breiten sich aus. – BSH-Merkblatt 50 (1). Eystrup/Weser.
- ZIMMERMANN, F. (1906): Flora von Mannheim und Umgebung. – Mitt. Bad. Bot. Ver. 5: 85-104, 109-137, 141-158.
- ZIMMERMANN, K. & W. TOPP (1991): Anpassungerscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (*Polygonaceae*) in Zentraleuropa. – Zool. Jahrb., Abt. Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 118 (4): 377-391.
- ZWÖLFER, H. (1973): Possibilities and Limitations in Biological Control of Weeds. – OEPP/EPPO Bulletin 3(3): 19-30.

6 Experten

Dr. Beate Alberternst

Botanisches Institut der Universität Frankfurt
Abteilung Geobotanik
Siesmayerstraße 70
D-60323 Frankfurt
Tel.: 0049-(0)69-798-24731
e-mail: alberternst@em.uni-frankfurt.de

Prof. Dr. Klaus Adolphi

Universität zu Köln
Institut für Biologie und ihre Didaktik
- Botanik -
Gronewaldstraße 2
D-50931 Köln
Tel.: 0049-(0)221-470-6901
e-mail: k_adolphi@yahoo.com

Dr. Hartwig Schepker

Rampenstraße 16
D-30449 Hannover
Tel./Fax: 0049-(0)511-2146789
e-mail: postbox@hartwig-schepker.de

***Senecio inaequidens* DC. 1837, Schmalblättriges Greiskraut**

[Syn. *Senecio reclinatus* L.f., *Senecio laetus* Forster f. ex Willdenow, *Senecio harveianus* Mac Owan, *Senecio vimineus* Harvey non DC., *Senecio paniculatus* Berg., *Senecio douglasii* DC., *Senecio burchellii* DC., *Senecio carnulentis* DC., *Senecio fasciculatus minor* Schlecht.]

Deutsche Synonyme: Schmalblättriges Kreuzkraut, Ungleichzähniges Greiskraut, Südafrikanisches Greiskraut

Englisches Synonym: South African ragwort

1 Problembeschreibung

Senecio inaequidens DC. hat sich seit den 1970er Jahren, von Westen (Raum Aachen) und Nordwesten (Bremen) einwandernd, sehr schnell in Deutschland ausgebreitet. Bevorzugte Wuchsorte sind Ruderalstellen an Verkehrswegen (Bahnanlagen, Autobahnen), Stadtbrachen, Abraumhalden, Baustellen und weitere anthropogen gestörte Standorte, auf denen die Pflanze vor allem im Spätsommer aspektbildend in Erscheinung tritt. Die außergewöhnliche Ausbreitungsgeschwindigkeit und die möglicherweise zunehmende Konkurrenzfähigkeit in verschiedenen Pflanzengesellschaften geben Anlass, *S. inaequidens* besonderes Augenmerk zu widmen.

1 (a) Ort der Fallstudie

Es gibt innerhalb Deutschlands gegenwärtig noch keine eingehende Untersuchung zur Ökologie der Art. In der vorliegenden Studie findet der Raum Nordrhein-Westfalen besondere Berücksichtigung, weil sich hier Ausbreitungszentrum und Verbreitungsschwerpunkt des deutschen Teilareals befinden, in diesem Gebiet also die größte Erfahrung im Umgang mit *S. inaequidens* vorliegt.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Senecio inaequidens wurde als Woll-Adventivpflanze aus Südafrika (ursprünglich im „Highveld“ von Transvaal, Natal und Oranje-Freistaat verbreitet) nach Europa eingeschleppt. Fünf primäre Expansionszentren (Standorte wollverarbeitender Industrie) sind dokumentiert: Mazamet (Südfrankreich), Calais, Verona, Lüttich und Bremen (vgl. WERNER et al. 1991). Das erste Vorkommen in Deutschland wurde im Überseehafen von Bremen (Beleg 1896, Bremer Überseemuseum; nach KUHBIER 1977) beschrieben. Weitere frühe, jedoch ephemere Vorkommen sind aus Hannover (1896) und Leipzig (FIEDLER 1938) bekannt. Die vom Expansionszentrum Lüttich in Richtung Osten voranschreitende Ausbreitungswelle (ab 1955) erreichte ca. 1970 bei Aachen die deutsche Westgrenze und erbrachte erste Meldungen in Westdeutschland (SEYBOLD 1976, DICKORÉ & ADOLPHI 1977, GERSTBERGER 1978). Ausgehend von einem älteren Vorkommen bei Düsseldorf häufen sich schon bald auch Fundmeldungen östlich des Rheins (KORNECK 1982, BÜSCHER 1984). Seit ca. 1980 gibt es Nachweise im Raum Köln. OBERDORFER (1983) bezeichnet die Art erstmals als eingebürgert. Seit ca. 1990 ist sie im östlichen Ruhrgebiet (um Dortmund) verbreitet. Noch zu diesem Zeitpunkt beschränkte sich das deutsche Areal im wesentlichen auf den Westen Nordrhein-Westfalens und den Raum

Bremen (HAUPLER & SCHÖNFELDER 1989). 1985 erscheint *S. inaequidens* in Nordhessen auf Bahnschotter (Bahnhof Kassel-Bettenhausen, SAUERWEIN 1986). Die Verbreitungslücke zwischen dem Lütticher und dem Bremer Areal wurde bis Mitte der 1990er Jahre geschlossen (vgl. KUHBIER 1977, WEBER 1987, BÜSCHER & LOOS 1993, RADKOWITSCH 1997, RICHTER 1997). Punktuelle Vorkommen werden bis Anfang der 1990er Jahre aus dem nördlichen Oberrheingraben (MAZOMEIT 1991), dem Neckargebiet (u. a. Raum Stuttgart, Güterbahnhof Tübingen 1978, vgl. GOTTSCHLICH 1979) und Bayern (erstmals 1979 im Allgäu; vgl. BAUER & ESCHELMÜLLER 1979, ZAHLHEIMER 1986, MEIEROTT 1991, GATTERER & NEZADAL in Vorb.) gemeldet. ADOLPHI (1992) findet *S. inaequidens* erstmalig auf Rügen, KÖNIG (1995) in Berlin. BRENNENSTUHL (1995) erwähnt bereits einzelne östliche Vorposten in Sachsen-Anhalt, Ost-Thüringen und der Niederlausitz, HENKER (1996) in Mecklenburg-Vorpommern. IHL (1997) betrachtet *S. inaequidens* in Sachsen als eingebürgert. Jüngste Angaben stammen unter anderem aus Thüringen (REUTHER 1999: „Massenvorkommen im Bahngelände Straußfurt“), Greifswald (KÖNIG & STARKE 2000) und aus Bayern [bei SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990 noch nicht angegeben; jedoch nach DÜRING 1997 „in einer Gleisanlage des Industriehafens Deggendorf“ schon 1996 in Ostbayern angekommen; nach ADOLPHI (mündl.) im Sommer 2000 verbreitet an Münchner S-Bahn-Strecken, jedoch keine Massenbestände bildend; nach RADKOWITSCH (mündl.) aktuell verbreitet an Autobahnmittelstreifen im Münchner Raum; im Oktober 2000 Massenbestand an der A9 südlich Feucht (Beob. d. Verf.)], so dass zumindest entlang von Schienenwegen und Autobahnen inzwischen von einer deutschlandweiten Ausdehnung des Areals auszugehen ist (vgl. RADKOWITSCH 1997)].

1 (c) Biologie und Ökologie von *Senecio inaequidens* DC.

Biologie

Senecio inaequidens ist ein ausdauernder, bis ca. 60cm hoher, für Menschen giftiger Halbstrauch. Er besitzt einen am Grund verholzenden, stark verzweigten Stengel mit zahlreichen, meist schmal-linealen Blättern (1-7mm breit) und zitronengelbe Blütenköpfchen mit einem Durchmesser bis 25mm. Bezuglich der Blattform und -breite zeichnet sich die Art durch eine gewisse Variabilität aus (*inaequidens* = ungleichzähnig, vgl. ADOLPHI 1997). Die Blütezeit währt nach Angaben aus Südwestdeutschland von Juli bis Dezember (OBERDORFER 1983, SEBALD et al. 1996), nach Angaben aus dem Bremer Raum von Anfang Mai bis Dezember (KUHBIER 1996). Der Blühbeginn hat sich in der jüngeren Vergangenheit scheinbar permanent „nach vorne“ verschoben; z. B. konstatierte GERSTBERGER noch 1978 eine herbst- bis winterliche Blüte (September bis Januar), doch bereits BÜSCHER (1989) und MOLL (1989) diskutieren die Angleichung der Blütezeit an mitteleuropäische Verhältnisse. Nach RADKOWITSCH (mündl.) macht die exorbitant hohe Samenproduktion die rasche Ausbildung angepasster Ökotypen wahrscheinlich. ADOLPHI (1997) erklärt die „Angleichung“ der Blütezeit eher damit, dass Jungpflanzen mehrere Monate brauchen, bis sie blühen können, in einem neuen Siedlungsraum also zunächst nur Spätblüher auffallen. Andererseits können etablierte Altpflanzen nach milden Wintern bereits im April oder Mai zur Blüte gelangen (WERNER et al. 1991, ADOLPHI 1997). KUHBIER (1996) beobachtete zwei Haupt-Blühphasen (Ende Juli und Anfang September); diese Beobachtung wird von ADOLPHI (1997) bestätigt. In Massenbeständen („*Senecio inaequidens*-Bestände“, vgl. z. B. BRANDES 1993, REIDL

1995) der Art werden „riesige Samenmengen“ (ADOLPHI 1997) erzeugt, die einen hohen Besiedlungsdruck auch auf ungewöhnliche Standorte ausüben (z. B. Zierrasen oder die Fassade des Kölner Doms, vgl. 1 d).

Ökologie

Senecio inaequidens DC. besiedelt in seinem Herkunftsgebiet ursprünglich sowohl skelettreiche Abschnitte steiler, feuchter und grasiger Hänge als auch sandige bis kiesige Ufer periodischer Fließgewässer in Höhenlagen zwischen 1400 und 2850m (HILLIARD 1977). In Deutschland wächst *S. inaequidens* auf warmen und trockenen Ruderalstandorten, vorwiegend mit kiesigen oder sandigen Böden. Man findet die Art auf Bahngelände (stark befahrene Durchgangsgleise ebenso wie stillgelegte Gleise, DÜRING 1997), auf Autobahnmittelstreifen (WERNER mündl.), in Binnenhäfen (RICHTER 1997), auf Flachdächern und in Blumenkübeln (BÜSCHER & LOOS 1993), Schlag- und Windwurfflächen (WERNER et al. 1991), Betriebsgelände von Großindustrie und Speditionen (HARD 1993, MEIEROTT mündl.), in aufgelassenen Steinbrüchen „meist auf grusiger bis steiniger Unterlage in offenen und trockenen Haldenbereichen“ (MÜCKSCHEL 2000). Eine Auflistung von weiteren Standorten findet sich bei WERNER et al. (1991), ebenso Angaben zur Soziologie der Art (vgl. hierzu auch HÜLBUSCH & KUHBIER 1979, BRANDES 1993, HERRMANN 1994, REIDL 1995). Erste Untersuchungen zu Heteropteren-Gemeinschaften auf *S. inaequidens* liegen von WERNER (1993, weitere in Vorbereitung) vor. ADOLPHI (mdl.) beobachtet neuerdings Blattläuse auf *S. inaequidens* (Munitionsdepot bei Brüggen/Niederrhein). Die höhenwärtige Arealerstreckung reicht von Meeressniveau bis auf knapp 600m (Bahnhof Mengen, nach SEBALD et al. 1996).

Die Pflanze zeigt ein für viele Neophyten typisches Ausbreitungsverhalten. Bezeichnend ist die „lag“-Phase zwischen Etablierung am neuen Wuchsplatz und einer erst Jahre (bis Jahrzehnte) später einsetzenden, allerdings meist explosionsartigen Ausbreitung. So verweilte *S. inaequidens* jahrelang bestandsbildend auf einem Werksgelände in Osnabrück (HARD 1993), ohne sich weiter auszubreiten; jetzt ist sie „in allen Wohnvierteln der Stadt“ anzutreffen (HARD mündl.). Auch die schon 1992 auf Rügen beschriebene Population (ADOLPHI 1992) ist bis heute erst auf sieben Individuen angewachsen (ADOLPHI mündl.). Zahlreiche weitere Literaturbelege deuten auf die Allgemeingültigkeit dieser Beobachtungen hin (z. B. KEHREN 1995). RADKOWITSCH (1997) gliedert die Einwanderung von *S. inaequidens* deshalb in drei Phasen: 1. eine Initialphase, in der die Art nur punktuell und z. T. ephememer auftritt, die neuen Populationen zu ihrer Erhaltung also auf weiteren Diasporeneintrag angewiesen sind; 2. eine Etablierungsphase, in der *S. inaequidens* sich auch ohne weitere Diasporenzufuhr dauerhaft erhalten kann und die Population allmählich wächst; 3. eine Migrationsphase, in der die Pflanze sich aktiv (vor allem anemochor) entlang ruderaler, anthropogener Linienstrukturen ausbreitet.

Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, dass *S. inaequidens* sein Areal auch in Südafrika erweitert und auf anthropogene, konkurrenzarme Standorte (insbesondere Straßenränder und Brandflächen, aber auch Küstendünen) der östlichen Kap-Provinz, in Lesotho, Botswana, Namibia und Mosambik ausgedehnt hat. „Die Art zeigt heute selbst in Südafrika ein breites ökologisches Spektrum von trocken bis nass, steinig bis tonig, offen bis beschattet an“ (WERNER et al. 1991, vgl. ADOLPHI 1997).

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Nach übereinstimmender Aussage der befragten Experten geht von *Senecio inaequidens* DC. In Deutschland derzeit noch keine nachweisbare Gefahr für autochthone Arten oder Pflanzengesellschaften aus (ADOLPHI mündl., HARD mündl., MEIEROTT mündl., WERNER mündl., RADKOWITSCH mündl.). Eher im Gegenteil scheint die Pflanze in Mitteleuropa bislang unbesetzte ökologische Nischen zu füllen (u. a. ASMUS 1988, ADOLPHI 1997, KUHBIER 1996, vgl. hierzu auch DETTMAR 1993). Sie gedeiht u. a. auf vorher kaum bewachsenen Standorten auf Bahnschotter (HARD 1993) oder mit Schwermetallen belasteten Abraumhalden (siehe 1 3). Es ist allerdings zu bedenken, dass *S. inaequidens* als Herden bildende, mehrjährige, am Stengelgrund verholzende Staude zumindest auf kleinwüchsige, 1-2jährige Ruderalarten (z. B. Sandkraut-*Arenaria* sp.) starken Konkurrenzdruck (u. a. Beschattung) ausübt und durch unspezifische Bekämpfungsmaßnahmen (z. B. Herbizideinsatz, Mahd) selektiv gefördert wird (vgl. 1 5). Nach WERNER et al. erreicht die Art in *Dauco-Melilotion*-Gesellschaften ihr Optimum, zeigt jedoch insgesamt nur eine schwache soziologische Bindung. ADOLPHI (1997) geht ausführlicher auf die Frage nach der Verdrängung einheimischer Arten ein und kommt zu dem Schluss, dass *S. inaequidens* letztendlich vom Andauern eines anthropogenen Störungsregimes abhängt (vgl. auch ASMUS 1988), sich im ungestörten Sukzessionsverlauf jedoch nicht dauerhaft halten kann. Arten wie Schmalblättriger Doppelsame (*Diplotaxis tenuifolia*) vermögen *S. inaequidens* auch in frühen Sukzessionsstadien standzuhalten (ADOLPHI 1995). Allerdings gibt es Fingerzeige auf eine Zurückdrängung von Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) bzw. Zottiges Weidenröschen (*E. hirsutum*), ferner von *Cirsium arvense*. Dabei handelt es sich jedoch nicht um eine echte Bedrohung für diese Arten, sondern eher um lokale Verschiebungen der Dominanzverhältnisse zugunsten von *S. inaequidens* (ADOLPHI 1997). Insgesamt enthält sich der Autor jedoch einer abschließenden Beurteilung: „Ob die Neuerwerbung an naturnahen Standorten (etwa Felsen am Mittelrhein) nicht doch einheimische Arten gefährdet, kann noch nicht beurteilt werden“ (ADOLPHI 1997). Nach jüngsten Beobachtungen etabliert sich *S. inaequidens* tatsächlich bestandsbildend in lückigen Felsstandorten (ADOLPHI mündl.). Eine Beeinträchtigung autochthoner Arten, die überdies von großem Naturschutzinteresse sind (z. B. *Lactuca perennis*), ist somit nicht mehr auszuschließen.

Als problematisch könnte sich ferner das potentielle Übergreifen von *S. inaequidens* in Getreidefelder (z. B. Weizen) erweisen, nicht nur wegen des Konkurrenzverhaltens der Art, sondern v. a. auch wegen ihrer Giftigkeit. Nach BROMILOV (1995) tritt *S. inaequidens* in Südafrika als Ackerunkraut in Erscheinung und gelangt immer wieder in die Brotproduktion. Tödliche Vergiftungen sollen bereits vorgekommen sein. Obwohl *S. inaequidens* von weidenden Tieren im allgemeinen verschmäht wird, gelangt das Gift auch immer wieder in Milch. In Deutschland erscheint *S. inaequidens* inzwischen auf Ackerbrachen (nach SUMSER in ADOLPHI 1997), wurde jedoch noch nicht in bewirtschafteten Getreidefeldern beobachtet.

1 (d) Ausbreitungsvektoren

Senecio inaequidens gelangte - aus dem Raum Lüttich kommend - Anfang der 1970er Jahre als anemochore Art durch Westwinde nach Westdeutschland (WERNER et al. 1991). Hier breitet sich die Art vor allem entlang anthropogener „linienhafter

Strukturen“ (RADKOWITSCH 1997, ADOLPHI 1998) ostwärts aus, insbesondere an Bahnstrecken und Autobahnen. GRIESE (1996) vermutet als zusätzlichen Fernausbreitungsmechanismus den Diasporentransport in Reifenprofilen. Luftverwirbelungen am Fahrbahnrand bündeln Diasporen und fördern die Entwicklung von Populationen. RADKOWITSCH (mündl.) hält wiederholte Pflegemaßnahmen (Schaffung von offenen Bodenstellen durch „Schälen“) an Autobahnmittelstreifen für einen wesentlichen Vektor. DÜRING (1997) erwähnt die Ausbreitung über Bodenbewegungen oder Einweihungen auf offene Bodenstellen.

Eine außergewöhnliche Resistenz gegen Herbizide wurde verschiedentlich beobachtet (HARD mündl.), auch Mahd scheint die Pflanze zu fördern. RADKOWITSCH (mündl.) bezeichnet die Art als „mahdverträglich“. WERNER (mündl.) beobachtete nach Mahd von Autobahnmittelstreifen bei Aschaffenburg im Juni 2000, dass auf 5 cm gekürzte Stöcke sofort wieder ausschlagen und bereits nach wenigen Wochen blühen. Damit ist von einem Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Ruderalfpflanzen durch Bekämpfungsmaßnahmen auszugehen (vgl. auch GUILLERM et al. 1990: „This species stays a long time into rural sites, and recently increases in fields, favoured by chemical weed control“).

Auch Klimaveränderungen werden als Vektoren in Betracht gezogen. Das lange Verharren im Umfeld von Bremer Wollwäschereien und Wollkämmereien und die plötzliche Ausbreitung in der jüngeren Vergangenheit (KUHBIER 1977) könnte auf eine geringfügige Verlängerung der Vegetationsperiode zurückzuführen sein. WERNER (mdl.) vermutet, dass *S. inaequidens* in Mitteleuropa zunächst nur in ausgesprochenen Gunstjahren fertile Samen produzieren konnte, da üblicherweise die Vegetationsperiode im hiesigen Naturraum nicht ausreichte. Mit einer allmählichen Klimaerwärmung steigt die Reproduktionsfähigkeit der Pflanze erheblich. So erklären WERNER et al. (1991) den Ausbreitungsschub im Köln-Aachener-Raum zu Beginn der 1990er Jahre mit warmen und trockenen Vegetationsperioden nach jeweils sehr milden Wintern.

BORNKAMM & PRASSE (1999) erwägen als Ursache für die Osterweiterung des Areals auch einen Zusammenhang zwischen dem in den 1990er Jahren verstärkten West-Ost-Verkehrsaufkommen auf Straßen und Schienen. Wenngleich eine Förderung der Ausbreitung von *S. inaequidens* durch die Grenzöffnung wahrscheinlich ist, dürfte dies jedoch als entscheidende Ursache nicht in Frage kommen, weil das Vordringen nach Osten im süddeutschen Areal ähnlich spät und nach ähnlichem Muster erfolgte (vgl. DÜRING 1997, RADKOWITSCH 1997).

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Fast alle Berichte sind floristische Fundmeldungen oder Beschreibungen der Arealerweiterung. Es gibt noch keine eingehenden ökologischen Fallstudien. Es besteht kein Monitoringprogramm für diese Art. Eine abschließende Bewertung liegt nicht vor.

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

entfällt

2 (b) Arten von Untersuchungen

Es gibt keine Erfahrungen mit artspezifischen Bekämpfungsmaßnahmen.

2 (c) Ausgewählte Maßnahmen

entfällt

2 (d) Verantwortliche Institutionen

entfällt

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

entfällt

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

entfällt

3 (b) Erfolge

entfällt

3 (c) Kosten

entfällt

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

In den Teilen des deutschen Areals, in denen von *Senecio inaequidens* mittlerweile ein massiver Besiedlungsdruck auf andere als die bisher bevorzugten Ruderalstandorte ausgeht (z. B. Xerothermstandorte auf Felsen) bzw. ausgehen könnte (evtl. Getreidefelder), ist ein Monitoring-Programm angeraten, das insbesondere auf Verdrängungsmechanismen zwischen *S. inaequidens* und konkurrenzschwachen, thermophilen einheimischen Arten sowie eine potentielle Schädigung der Landwirtschaft (durch Beimischung dieser giftigen Art in Produkte) gerichtet sein sollte.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

entfällt

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich der Verbreitung von *Senecio inaequidens* sind die verfügbaren Informationen z. Zt. ausreichend.

5 Literatur

- ADOLPHI, K. (1992): Erstfund von *Senecio inaequidens* DC. auf Rügen. – Bot. Rundbrief f. Mecklenburg-Vorpommern 24: 72.
- ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – Nardus 2: 1-272.
- ADOLPHI, K. (1997): Anmerkungen zu *Senecio inaequidens* DC. nach einem Aufenthalt in Südafrika. – Flor. Rundbr. 31 (2): 162-167.
- ADOLPHI, K. (1998): Anthropogene lineare Strukturen als Wuchsstätten und Ausbreitungswege von Arten. – In: Brandes, D. (ed.): Vegetationsökologie von Habitatinseln und linearen Strukturen (Tagungsbericht): 271-273. Braunschweig (=Braunschweiger Geobotanische Arbeiten).
- ASMUS, U. (1988): Das Eindringen von Neophyten in anthropogen geschaffene Standorte und ihre Vergesellschaftung am Beispiel von *Senecio inaequidens* DC.. – Flora 180 (133-138).
- BAUER, J. & A. ESCHELMÜLLER (1979): Ein Neubürger aus Afrika im Allgäu – *Senecio inaequidens* DC. – Mitt. Naturwiss. Arbeitskr. Kempten 23: 27-30.
- BORNKAMM, R. & R. PRASSE (1999): Die ersten Jahre der Einwanderung von *Senecio inaequidens* DC. in Berlin und dem südwestlich angrenzenden Brandenburg. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 132: 131-139.
- BRANDES, D. (1993): Eisenbahnanlagen als Untersuchungsgegenstand der Geobotanik. – Tuexenia 13: 415-444.
- BRENNENSTUHL, G. (1995): *Senecio inaequidens* DC. bei Salzwedel – neu für Sachsen-Anhalt. – Flor. Rundbr. 29: 181-183.
- BROMILOW, C. (1995): Problem Plants of South Africa. - Arcadia.
- BÜSCHER, D. (1984): *Senecio inaequidens* DC. nun auch im Ruhrgebiet. – Natur und Heimat 44 (1): 33-44.
- BÜSCHER, D. (1989): Zur weiteren Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. in Westfalen. – Florist. Rundbr. 22: 95-100.
- BÜSCHER, D. & G. H. Loos (1993): Neue Beobachtungen zur Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. in Westfalen. – Florist. Rundbr. 27: 41-49.
- DETTMAR, J. (1993): *Puccinellia distans*-Gesellschaften auf Industrieanlagen im Ruhrgebiet. – Tuexenia 13: 445-465.
- DICKOREE, D. & K. ADOLPHI (1977): *Senecio inaequidens* DC. im MTB 4908 Burscheid. – Gött. Flor. Rundbr. 11: 98-99.
- DÜRING, C. (1997): *Senecio inaequidens* DC. auch in Nordostbayern in Ausbreitung. – Hoppea 58: 385-388.
- ERNST, W. H. (1998): Invasion, dispersal and ecology of the South African nophyte *Senecio inaequidens* in the Netherlands: from woolalien to railway and road alien. – Acta Botanica Neerlandica 47 (1): 131-151.
- FIEDLER, O. (1938): Neue Fremdpflanzenfunde an der Leipziger Wollkämmerei und an den städtischen Kläranlagen im Leipziger Rosentale. – Sitzungsber. Naturforsch. Ges. Leipzig 63/64. Leipzig.
- GATTERER, K. & W. NEZADAL (in Vorb.): Flora des Regnitzgebietes.
- GERSTBERGER, P. (1978): Zur Ausbreitung des afrikanischen Neubürgers *Senecio inaequidens* DC. im Rheinland. – Decheniana 131: 136-138.

- GOTTSCHLICH, G. (1979): Zwei Neubestätigungen zur Flora von Württemberg: *Orobanche hederae* Duby und *Senecio inaequidens* DC. – Gött. Flor. Rundbr. 13: 50-52.
- GRIESE, D. (1996): Zur Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. an Autobahnen in Nordostdeutschland. – Braunschweiger naturkundliche Schriften 5 (1): 193-204.
- GUILLERM, J. L., LE FLOC'H, E., MAILLET, J. & C. BOULET (1990): The invading weeds within the Western Mediterranean Basin. – In: F. di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche (eds.), Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HARD, G. (1993): Neophyten und neophytenreiche Pflanzengesellschaften auf einem Werksgelände (VSG, ehem. Klöckner) in Osnabrück. - Natur und Heimat 53 (1): 1-16.
- HENKER, H. (1996): Erstnachweise und Einbürgerungen bemerkenswerter Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Bot. Rundbr. Mecklenb.-Vorp. 29: 135-140.
- HERRMANN, M. (1994): Ein adventives Vorkommen der Kleinen Steinkresse *Hornungia petraea* (L.) Rchb. (*Brassicaceae*) in Oldenburg (Oldb). – Flor. Rundbr. 28 (1): 37-41.
- HILLIARD, O. M. (1977): Compositae in Natal. – Univ. of Natal Press, Pietermaritzburg.
- HÜLBUSCH, K. H. & H. KUHBIER (1979): Zur Soziologie von *Senecio inaequidens* DC.. – Abh. Naturw. Verein Bremen 39: 47-54.
- IHL, A. (1997): *Senecio inaequidens* DC. – nun auch ein fester Bestandteil der sächsischen Flora. – Sächs. Flor. Mitt. 4: 3-7.
- KEHREN, W. (1995): Ausbreitungstendenzen von *S. inaequidens* DC. im Stadtgebiet von Köln-Deutz (MTB 5007 Köln). – Flor. Rundbr. 29 (2): 177-180.
- KÖNIG, P. (1995): *Senecio inaequidens* DC. nun auch in Berlin. – Verh. Bot. Ver. Berlin-Brandenburg 128 (2): 159-163.
- KÖNIG, P. & S. STARKE (2000): *Senecio inaequidens* DC. hat Greifswald erreicht. – Bot. Rundbr. Mecklenb.-Vorp. 34: 45-46.
- KORNECK, D. (1982): *Senecio inaequidens* DC. im südlichen Mittelrheintal. – Hess. Flor. Briefe 31: 4-7.
- KUHBIER, H. (1977): *Senecio inaequidens* DC. – ein Neubürger der nordwestdeutschen Flora. – Abh. Naturw. Verein Bremen 38: 383-396.
- KUHBIER, H. (1996): 100 Jahre *Senecio inaequidens* in Bremen. – Abh. Naturw. Verein Bremen (Festschrift Cordes) 43 (2): 531-536.
- MAZOMEIT, J. (1991): *Senecio inaequidens* DC. nun auch in Baden, im Saarland und in der Pfalz. – Flor. Rundbr. 25: 37-39.
- MEIEROTT, L. (1991): Neues und Bemerkenswertes zur Flora von Unterfranken. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 62: 97-105.
- MOLL, W. (1989): Zur gegenwärtigen Verbreitung von *Senecio inaequidens* im nördlichen Rheinland. – Florist. Rundbr. 22: 101-103.
- MÜCKSCHEL, C. (2000): Floristische Beobachtungen in aufgelassenen Steinbrüchen des Rheinischen Westerwaldes. – Decheniana 153: 59-67.
- ÖBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 5. Aufl.. – Stuttgart.
- RADKOWITSCH, A. (1997): *Senecio inaequidens* DC. – ein Beitrag zur Verbreitung in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung von Bayern. – Hoppea 58: 389-404.
- REIDL, K. (1995): Flora und Vegetation des ehemaligen Sammelbahnhofs Essen-Frintrop. – Flor. Rundbr. 29 (1): 68-85.
- REUTHER, R. (1999): Floristische Veränderungen an der mittleren Unstrut im Raum Bad Tennstedt in den vergangenen 150 Jahren. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 36 (3): 101-107.
- RICHTER, M. (1997): Allgemeine Pflanzengeographie. – Stuttgart.
- SAUERWEIN, B. (1986): *Senecio inaequidens* DC. neu in Kassel. – Hess. Flor. Br. 35: 59-61.

SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1996): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 6. – Stuttgart.

SEYBOLD, S. (1976): Wandel der Pflanzenwelt der Äcker und der Ruderalfloren in jüngster Zeit. – Stuttgarter Beitr. z. Naturkunde 5: 17-28.

WEBER, H. E. (1987): Das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens* DC.), eine aus Südafrika stammende Art, nun auch im Raum Osnabrück. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 13: 77-80.

WERNER, D. J., ROCKENBACH, T., HÖLSCHER, M. L. HÖLSCHER (1991): Herkunft, Ausbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von *Senecio inaequidens* DC. unter besonderer Berücksichtigung des Köln-Aachener Raumes. – Tuexenia 11: 73-107.

WERNER, D. J. (1993): Heteropteren an ruderalen Pflanzenarten der Gattung *Senecio*. – In: Löbbecke-Museum, Verh. Westd. Entom. Tag 1993: 237-244. Düsseldorf.

ZAHLHEIMER, W. A. (1986): Auswahl einiger bemerkenswerter Gefäßpflanzen-Neufunde im Inn-Chiemsee-Hügelland. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 57-69.

6 Experten

Prof. Dr. Klaus Adolphi

Universität zu Köln

Institut für Biologie und ihre Didaktik

- Botanik –

Gronewaldstraße 2

D-50931 Köln

Tel.: 0049-(0)221-470-6901

e-mail: k_adolphi@yahoo.com

Prof. em. Dr. Dietrich J. Werner

Universität zu Köln

Geographisches Institut

Albertus-Magnus-Platz

D-50923 Köln

Tel.: 0049-(0)221-470-2549

e-mail: dj.werner@uni-koeln.de

Dipl.-Biol. Annemarie Radkowitsch

ForumNatur

Hohenwarter Str. 1

D-75181 Pforzheim

Tel.: 0049-(0)7231-788897

e-mail: swg1@rz.uni-karlsruhe.de

Prof. em. Dr. Gerhard Hard

Spinnereiweg 25

D-49082 Osnabrück

Tel.: 0049-(0)541-84344

Prof. Dr. Lenz Meierott

Am Happbach

D-97218 Gerbrunn

Tel.: 0049-(0)931-706052

***Dreissena polymorpha* (Pallas 1771), Dreikantmuschel**

[Syn. *Dreissensia polymorpha* Pallas 1771, *Mytilus polymorphus* Pallas, *Mytilus hagenii*, *Tichogonia chemnitzii* Rossm.]

Deutsche Synonyme: Dreiecksmuschel, Wandermuschel, Zebramuschel, Schafklau-muschel

Englisches Synonym: Zebra Mussel

1 Problembeschreibung

Die Dreikantmuschel besiedelt vor allem in Nord- und Westdeutschland Seen, Flüsse und küstennahes Brackwasser. An neuen Fundorten tritt sie oft nach kurzer Zeit (wenige Monate bis Jahre) in flächendeckenden Massenbeständen auf, die anderen Tierarten, z. B. großen Süßwassermuscheln, keinen Lebensraum lassen. Die hohen Filtrierleistungen der Großpopulationen führen zur Wasserentrübung und in der Folge zur Ausbreitung benthischer Algen. Technische Anlagen werden durch Massenauftreten der Dreikantmuschel in ihrer Funktionsfähigkeit beeinträchtigt (z. B. durch Rohrverstopfung).

1 (a) Ort der Fallstudie

Als Fallstudie wurden Untersuchungen im Bodensee-Gebiet in Südwest-Deutschland (Bayern/Baden-Württemberg) ausgewählt (u. a. SISSSEGGER 1969, 1971, GRIM 1971, JACOBY & LEUZINGER 1972, WALZ 1972, KURZ 1974, SUTER 1982). Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Dreissena polymorpha wurde vermutlich im Zuge der zunehmenden Entwicklung des Schiffsverkehrs zu Beginn des 19. Jahrhunderts nach Deutschland eingeschleppt. Der erste Nachweis auf deutschem Territorium erfolgte 1824 im Frischen und Kurischen Haff (VON BÄR 1825), ferner etwa gleichzeitig im Tegeler See und in der Havel („vielleicht durch Flößholz aus Ostpreussen“ eingeschleppt, WIEGMANN 1837 nach VON MARTENS 1865). Interessanterweise war *Dreissena* den einheimischen Fischern zur damaligen Zeit bereits vertraut, wurde jedoch für eine juvenile Form anderer Muschelarten gehalten. Es gilt aber als sicher, dass sie im 18. Jahrhundert noch nicht in Deutschland vorkam (KURZ 1974). VON MARTENS (1865) nimmt an, dass vor allem die Eröffnung des Oginsky-Kanals (1804) eine „Communication“ zwischen dem Schwarzen Meer und der Ostsee eröffnete und die Dreikantmuschel so über den „Prypet“ (Pripyat) und den Njemen in die Binnenkanäle des östlichen Mitteleuropas gelangen konnte.

Weitere Erstfunde in Nord- und Mitteldeutschland sind für die Saale bei Halle (1832), die Eider (1835) und die Elbe bei Hamburg (1835) verzeichnet (nach VON MARTENS 1865; zur Entwicklung des Elbe-Teilareals siehe DREYER 1996; vgl. DAHL 1891). Im Rhein wird sie erstmals bei Leiden (1826) erwähnt. Sie erreicht spätestens² 1844 Boppard, 1851 Wiesbaden, 1863 Mannheim (nach VON MARTENS 1865). Allerdings

² Die Daten der Rheinbesiedlung unterscheiden sich bei vielen Autoren erheblich.

berichtet bereits KILIAN (1836, zitiert nach VON MARTENS 1865), „dass im Jahre 1835 ein grosses Rheinschiff unmittelbar von Rotterdam nach Mannheim gekommen sei, dessen Kiel mit *Dreissena* bedeckt war“. Dies war sicher kein Einzelfall. 1864 werden erste Exemplare unweit Hüningen bei Basel gemeldet (MERIAN 1867). In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts kommt es bereits zu Massenvorkommen im Neckar bei Eberbach (JUNGBLUTH 1996).

PFEIFFER (1825) gibt die Art „neuerdings in der Donau“ an, doch wird dieser frühe Zeitpunkt von VON MARTENS (1865) bezweifelt, und zwar mit dem Hinweis, dass „vor dem Aufkommen der Dampfschiffahrt wohl eine regelmässige Schifffahrt stromab von Ulm nach Wien, aber nicht umgekehrt, stromauf, von Wien nach Ulm stattfand“ (im Gegensatz zum Rhein!). Deshalb ist davon auszugehen, dass zumindest die Besiedlung der oberen Donau über den Main erfolgte. 1855 erscheint *Dreissena* im Main bei Frankfurt, 1860 in der Regnitz bei Bamberg. Von dort gelangt sie spätestens 1864 in den Main-Donau-Kanal. 1868 erreicht sie die Donau bei Regensburg, 1873 Vilshofen (bei Passau; vgl. auch OEBRECHT 1957).

Fischereiwirtschaft und Bootssport machten auch relativ isolierte Gewässer für die Dreikantmuschel zugänglich (Einschleppung mittels Schiffskörpern, Wasserpflanzen, Krebseinsatz, etc.). Am Rumpf von auf dem Landweg transportierten Booten sind die Tiere über mehrere Wochen gegen Austrocknung resistent (KURZ 1974). THIENEMANN (1950) gab *Dreissena* noch als im Alpenvorland „fehlend“ an. 1960 wurden erste Exemplare im Starnberger See gefunden; zwei Jahre später setzte eine Massenvermehrung ein (vgl. MÜLLER 1983, ferner NESEMANN 1988). Im Bodensee wurden erste Larven 1965 (nach KURZ 1974) bzw. 1968 (nach GRIM 1971) entdeckt, adulte Muscheln 1967. Ein selbständiges Vordringen der Dreikantmuschel über den Schaffhausener Rheinfall gilt als unwahrscheinlich, weshalb auch hier die Einschleppung über Schiffsrümpfe anzunehmen ist. Hierfür sprechen auch die Erstnachweise in Bootshäfen (SIESSEGGER 1971).

Bereits VON MARTENS (1865) merkt – unter Hinweis auf fossile Vorkommen im Plattensee - an, dass die Dreikantmuschel möglicherweise kein echter Neubürger in europäischen Gewässern ist, sondern klimabedingt während der letzten Eiszeit in den Mittelmeerraum und die Kaspische Senke abgedrängt wurde. Ihr Erscheinen in historischer Zeit wird deshalb seit langem von vielen Autoren als Rückwanderung betrachtet (z. B. THIENEMANN 1950, KURZ 1974).

Die zunehmende Wasserverschmutzung Mitte des 20. Jahrhunderts führte im deutschen Teilareal zu starken Bestandseinbußen bei den *Dreissena*-Flusspopulationen, u. a. in Elbe, Rhein, Main, Neckar und der unteren Saale (WOLFF 1969, KURZ 1974, KINZELBACH 1987, SCHILLER 1990). Nach der kontinuierlichen Verbesserung der Wasserqualität seit Mitte der 1970er Jahre erholten sich die Rheinpopulationen; heute werden wieder Bestandsdichten von 40.000 Individuen/m² erreicht (NEUMANN 1990).

1 (c) Biologie und Ökologie von *Dreissena polymorpha*

Biologie

Die 2-12(-36)mm große Dreikantmuschel laicht üblicherweise im Mai. Aus den Eiern entwickelt sich zunächst eine frei im Plankton schwärmende Veligerlarve (Größe bis 1/10mm), die sich mit Hilfe eines Velums rasch fortbewegen kann (EINSLE & WALZ 1972, EINSLE 1973). Nach etwa einwöchigem fortgeschrittenen Larvenstadium

verankert sich die junge Muschel mit einem fadenförmig erstarrenden Sekret (Byssus) an festen Unterlagen (Muschelfall; vgl. JANTZ 1996). Nach JANTZ & SCHÖLL (1998) ereignen sich solche Muschelfälle typischerweise im Frühsommer, finden jedoch während des gesamten Sommers bis in den September hinein statt. Als Siedlungsplatz dienen beispielsweise Steine, Totholz, Ufermauern, Schiffsrümpfe und Bojen, aber auch Krebse, Schnecken und Schalen anderer Muscheln (Epökie, KINZELBACH 1969, vgl. WAGNER 1936). Auf diesen Unterlagen siedeln Dreikantmuscheln oft in dichten Klumpen. Die Tiere sind in der Lage, alte Byssusfäden zu lösen und neue anzuheften. Erwachsene Dreikantmuscheln haben eine dunkle Färbung, doch auch weiße Formen wurden gelegentlich beobachtet (Werbellinsee; BESCHNIDT 1984). 1970 fanden sich in einem Liter Bodenseewasser bis zu 70 (nach GRIM 1971) bzw. 80 (SIESSEGGER 1971) Larven. SUTER (1982) dokumentierte im Hochrhein (Untersee/Bodensee) mit 12kg/m² (frische Biomasse) die höchsten jemals in Mitteleuropa beobachteten Besatzdichten der Dreikantmuschel (vgl. WIKTOR 1963, HINZ & WIERSCH 1993, CLEVEN & FRENZEL 1993).

Im Unterschied zu Seepopulationen sind Flusspopulationen wegen der 2-4wöchigen pelagischen Larvalentwicklung zur Regeneration auf stromaufwärts vorgelagerte Populationen angewiesen, da die Larven strömungsbedingt flussabwärts verdriftet werden. Altersstruktur und Größenzusammensetzung der Flusspopulationen variieren beträchtlich (JANTZ & NEUMANN 1998, JANTZ & SCHÖLL 1998).

Ökologie

Die Dreikantmuschel lebt in stehenden und langsam fließenden Gewässern wie Seen, Flüssen und Nehrungen. Bevorzugte Aufenthaltsorte sind z. B. strömungsberuhigte Zonen vor Staustufen (z. B. Mittelweser; BUSCH et al. 1995). Das massenhafte Auftreten der Art weist sie nach KINZELBACH (unveröff.) als typischen r-Strategen (kurzlebig, aber zahlreich) aus. Ursache der Massenvermehrung im Bodensee dürfte die anthropogene Überdüngung mit entsprechendem Überangebot an pflanzlichem Plankton – der Hauptnahrung von *Dreissena* - gewesen sein (nach KURZ 1974 war es seinerzeit 100mal dichter als im Jahre 1920). Die empfindlichen Reaktionen auf anthropogene Umwelteinflüsse und ihre Fähigkeit zur Akkumulation giftiger Substanzen (z. B. Schwermetalle) weisen *Dreissena* eine Funktion als Bioindikator bzw. Biomonitor zu (z. B. BORCHERDING 1992, FRANZ 1992, BUSCH et al. 1995, 1998, UBA 1999).

Dreissena gerät ihrerseits durch andere Neozoen unter Druck, u. a. durch den Schlickkrebs *Corophium curvispinum* und Corbicula-Muscheln (SCHÖLL 1990, VAN DER VELDE et al. 1994, JANTZ & SCHÖLL 1998).

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Die Dreikantmuschel beeinträchtigt Populationen anderer Muschelarten. KINZELBACH (1969) beschreibt aus dem Rußheimer Altrhein (Kreis Bruchsal) Verkrüppelungen der Schalen von Flussmuscheln (*Unio tumidus depressus*) durch *Dreissena*-Ansiedlungen auf dem hinteren, aus dem Flusssediment ragenden Schalendrittel. Die aufsitzenden Dreikantmuscheln behindern das Wachstum der Tiere, erschweren die Fortbewegung und stellen eine wesentliche Nahrungskonkurrenz dar. Die

Besiedlung von Teichmuscheln wird u. a. von WAGNER (1936) und BLUM (1970) erwähnt.

Nach der Massenentwicklung von *Dreissena* um 1970 im Bodensee stiegen die Bestandszahlen überwinternder Tauchenten (*Aythya sp.*) und Blässhühner (*Fulica atra*) auf das bis zu Zehnfache (LEUZINGER & SCHUSTER 1970, SUTER 1982, vgl. auch LEUZINGER 1969, BLUM 1970). Diese Tiere konsumierten allein im Winter 1970/71 ca. 3000 Tonnen Dreikantmuscheln (WILLI 1971 nach SUTER 1982). Der saisonal schwankende Bodenseespiegel macht Muschelbänke auch für Wasservögel zugänglich, die keine Tauchvögel im eigentlichen Sinne sind. Verzehrt wird die Dreikantmuschel von Kolbenente, Tafelente, Moorente, Reiherente, Bergente, Eiderente, Schellente, Mittelsäger, Gänsehäher, Blässhuhn, Höckerschwan, Brandgans, Schnatterente, Silbermöve, Sturmmöve, Lachmöve, Stockente und Teichhuhn (nach JACOBY & LEUZINGER 1972). Die neue Nahrungsquelle veränderte Nahrungsspektrum und Verhalten mancher Prädatoren. Einige der letztgenannten Arten (vor allem Sturmmöve, Lachmöve und Stockente) „schmarotzen“ bei Tauchvögeln, insbesondere Blässhühnern, indem sie sich truppweise auf mit Muscheln auftauchende Tiere stürzen und diese solange bedrängen, bis die Nahrung fallengelassen wird (ERN 1970). Selbst ausgesprochene Pflanzenfresser wie die Kolbenente wurden beim Verzehr von *Dreissena* beobachtet (JACOBY & LEUZINGER 1972). Noch Anfang der 1980er Jahre bildete die Dreikantmuschel am Bodensee (Abschnitt Untersee-Ende) die wesentliche Nahrungsgrundlage für etwa 45 000 Tauchenten und Blässhühner (SUTER 1982). Die intensive Prädation führte bis in Tiefen von ca. 3m häufig zur totalen Abweidung der Muschelrasen. Jenseits dieser Marke sinkt der Druck auf die Muschelpopulationen merklich (JACOBY & LEUZINGER 1972). Heute ist *Dreissena* vor allem infolge der Prädation durch Wasservögel ein eher unproblematischer Bestandteil des Ökosystems (SIESSEGGER mündl.). Auch diverse Fischarten wie Karpfen, Rotaugen und Sandfelchen fressen *Dreissena* (SIESSEGGER 1971).

Immer wieder ergaben sich Probleme auch für den Menschen, vor allem Beeinträchtigungen technischer Anlagen durch unerwünschte *Dreissena*-Populationen („Industrieschädling“, vgl. BREITIG 1965, SCHALEKAMP 1971). Die Wasserversorgung Hamburgs (1886) und Berlins (1895, nach GRIM 1971, SCHALEKAMP 1971) geriet phasenweise ins Stocken. Beeinträchtigungen der Brauchwasserversorgung von Bodenseeanrainern sind aus der Zeit um 1970 dokumentiert. Die Muscheln bzw. ihre Larven werden mit dem Pumpenstrom in Versorgungsleitungen gesaugt und besiedeln die Rohrinnenvände bis zur Verstopfung (SIESSEGGER 1970, 1971). Nach dem Absterben der Muscheln kommt es zudem durch Fäulnis zu verstärkter Korrosion. Die Bodensee-Wasserversorgung (Sipplingen) war von solchen Kalamitäten ebenso betroffen wie - bis in die Gegenwart - die Kühlwasserkreisläufe etlicher Kraftwerke in Deutschland (SIESSEGGER mündl., vgl. auch BERNAUER et al. 1995). In manchen Betrieben sind jährliche Reinigungsmaßnahmen nötig (BORCHERDING mündl.).

In Einzelfällen werden Schiffsrümpfe so stark befallen, dass die Betriebstauglichkeit der Schiffe eingeschränkt ist. SIESSEGGER (1971) berichtet von einem Arbeitsschiff, dessen Teeranstrich (ideales *Dreissena*-Substrat) mit einem 12cm dicken Muschelpanzer aus schätzungsweise 10-16 Millionen Exemplaren besetzt war, was einem zusätzlichen Gewicht von etwa 10 Tonnen entspricht. Auch Verletzungen von Badegästen durch die scharfkantigen Muschelschalen sind dokumentiert (SIESSEGGER 1970).

1 (d) Ausbreitungsvektoren

Wesentliche Vektoren der stark progressiven Arealerweiterung im Verlauf der letzten 200 Jahre sind:

- die Binnenschifffahrt, insbesondere seit der Eröffnung neuer Wasserstraßen zwischen Ost- und Mitteleuropa zu Beginn des 19. Jahrhunderts (z. B. VON MARTENS 1865, REBHAN 1984, KINZELBACH 1992, DREYER 1995, REINHOLD & TITTIZER 1997, NEHRING & LEUCHS 1999; vgl. GOLLASCH 1996);
- die Ausbringung mit Besatztieren (u. a. Krebse) durch die Fischereiwirtschaft (z. B. THIENEMANN 1950);
- die Verschleppung an Bootsrümpfen in Seen (z. B. JUNGBLUTH 1996), u. a. infolge der verstärkten Entwicklung des Bootssports in der Nachkriegszeit.

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegen anthropogene Umwelteinflüsse ist *Dreissena* ein bedeutender Bioindikator bzw. Biomonitor, dessen quantitative Erfassung seit Ende der 1960er Jahre fester Bestandteil von Gewässergüteerhebungen ist (u. a. im Rhein, SCHILLER 1990). Die Dreikantmuschel ist Indikatorart der Umweltprobenbank des Bundes (UBA 1999). JANTZ & SCHÖLL (1998) erwähnen diverse Monitoringsysteme, in denen *Dreissena* erfolgreich als Testorganismus eingesetzt wird (vgl. ARGE Elbe 1991, BORCHERDING 1992, 1994, BORCHERDING & VOLPERS 1994, BUSCH ET AL. 1995, 1998).

Nach dem Massenauftreten im Bodensee veranlasste die „Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an Bodensee und Rhein“ im Jahre 1970 Tauchuntersuchungen an allen Trink- und Brauchwasserentnahmestellen, in deren Verlauf Dokumentationsphotos aus Tiefen von 5, 10, 15, 20 und 25m angefertigt wurden. Von befallenen Leitungen wurden mit Hilfe von Pfahlkratzerschneiden Kratzproben entnommen (GRIM 1971). Der dichteste Befall wurde in Tiefen um 10m erreicht, der letzte sichtbare Befall üblicherweise um 20m, in Einzelfällen auch tiefer (bis max. 45m bei Meersburg, GRIM 1971).

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

Nach der ersten Bestandsaufnahme im Jahre 1968 war bereits in den Folgejahren eine alarmierende Zunahme der Muschelpopulationen – auch in größeren Wassertiefen - zu verzeichnen. Als wesentliche ökologische Auswirkung wurde zunächst die Verdrängung zahlreicher artfremder Organismen (Schnecken, große Muscheln) registriert. Wasserwirtschaftliche Schäden traten ab 1969 auf, insbesondere in Betrieben, die ihre Brauchwasser-Versorgung aus den Flachwasserzonen des Untersees und Obersees decken, z. B. Gemüse-Bewässerungsanlagen auf Reichenau, Firma Schiesser in Radolfzell und die Bundesbahn in Friedrichshafen. Auch eine Beeinträchtigung der Bodensee-Schiffahrt und der Fischerei zeichnete sich ab (SISSSEGGER div.). Zur Sicherung der

Betriebsfähigkeit der genannten Anlagen wurden Bekämpfungsmaßnahmen unumgänglich.

2 (b) Arten von Maßnahmen

D. polymorpha kann chemisch durch Chlorgaben, Natronlauge und Kaliumbichromat bekämpft werden (SCHALEKAMP 1971). Durch den Einsatz von Ultraschall (22 bis 800 kHz) können bei dreiminütiger Einwirkung 100% der Larven abgetötet werden (SCHALEKAMP 1971), doch ist der technische Aufwand hierfür enorm. Auch eine Bestrahlung der Larven erscheint wegen der hierzu nötigen hohen Dosis nicht sinnvoll (JUNGEN 1972). Weitere potentielle Bekämpfungsmaßnahmen sind Vergiftung durch ein Molluskicid (Bayer 73), Austrocknung, thermische Vernichtung und Strom.

2 (c) Ergriffene Maßnahmen

Befallene Leitungen von Brauchwasser- und Kühlanlagen werden mit chemischen Mitteln gereinigt. Hierzu lässt man Natronlauge mit einem pH von 11-12 zwischen 24 und 36 Stunden auf die Muscheln einwirken. Dabei werden die Byssusfäden aufgelöst (mazeriert), und die Muscheln lösen sich von der Unterlage (SIESSEGGER 1971). Für die Reinigung eines Leitungssystems von 50m³ Fassungsvermögen sind 350 000 Liter Natronlauge nötig.

In Kühlwasseranlagen kann *Dreissena* durch eine wenige Stunden andauernde Temperaturerhöhung des zirkulierenden Wassers auf 35 bis 40°C bekämpft werden. Auch hier lösen sich die Byssusfäden, die Muschelschalen öffnen sich und die Tiere fallen nach wenigen Tagen ab (SIESSEGGER 1971). In Abschnitten des Kühlwassersystems, in denen eine Wärmebehandlung ausgeschlossen ist, kann eine temporäre Chlorierung während der Sommermonate Abhilfe schaffen. Bei Trinkwasserentnahme muss die Chlorgabe (Hochchlorierung, 2-10mg Cl₂ pro Liter) am Ansaugkorb erfolgen und anschließend durch Aktivkohle neutralisiert werden SIESSEGGER 1971, 1973).

Auch der Zeitpunkt der Bekämpfung ist von Bedeutung. Idealerweise erfolgt eine Bekämpfung in Brauchwasseranlagen im Spätherbst, da bis in den Oktober hinein Larven auftreten. Der Bekämpfung der Larven kommt eine Schlüsselrolle zu, weil die winzigen Tiere Siebe passieren können. Ferner wächst die Biomasse der jungen Tiere bis zum zweiten Lebensjahr um das bis zu Zwanzigfache.

Bei einer Trockenlegung sterben die Muscheln zwar nach 7-14 Tagen ab, lösen sich jedoch nicht von der Unterlage, müssen also mechanisch abgekratzt werden (SCHALEKAMP 1971).

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Institut für Seenforschung und Seenbewirtschaftung
Postfach 4253
D-88081 Langenargen
Tel.: 0049-(0)7543-304-156

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

siehe 2 (c)

3 (b) Erfolge

siehe 2 (c). Als besonders erfolgreich hat sich die Kombination von chemischen und thermischen Verfahren erwiesen. Bei einem pH-Wert von 12 und einer Temperatur von 30°C können Larven binnen weniger Minuten, adulte Muscheln in einigen Stunden abgetötet werden (LENTZ 1993).

3 (c) Kosten

Zu den Kosten wurden von den zuständigen Institutionen keine Angaben gemacht.

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Für die Dreikantmuschel ist ein Monitoring-Programm angeraten, das insbesondere auf die Wirksamkeit der Konkurrenz durch den Schlickkrebs (*Corophium curvispinum*) und weitere Konkurrenten (z. B. *Corbicula sp.*) gerichtet sein sollte.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmaßnahmen hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften des betroffenen Naturraumes ab. In diesem Rahmen sind die Erkenntnisse grundsätzlich übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich Verbreitung und Verhalten von *D. polymorpha* sind die verfügbaren Informationen z. Zt. ausreichend.

5 Literatur

ARGE Elbe [Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe der Länder Hamburg – Niedersachsen – Schleswig-Holstein] (ed., 1991): Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg. – Wassergütestelle Elbe.

ARNDT, W. (1931): Die Tierwelt des Nordostseekanals und ihr Lebensraum. – Der Naturforscher 8: 113-118, 159-162, 188, 332-338.

BERNAUER, D., KAPPUS, B. & W. JANSEN (1996): Neozoen in Kraftwerksproben und Begleituntersuchungen am nördlichen Oberrhein. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten, 87-96. Landsberg.

BESCHNIDT, J. (1984): Beobachtung einer hellen Farbspielart der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) 1771 im Werbellinsee. – Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 20 (2): 56-57.

BORCHERDING, J. (1991): The annual reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. – *Oecologia* 87(2): 208-218.

BORCHERDING, J. (1992): A new biomonitor system for the detection of toxic discharges in the aquatic environment based on valve movements of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. – In: D. Neumann, H. A. Jenner (eds., Limnologie aktuell, Band 4 – The zebra mussel *Dreissena polymorpha*: ecology, biological monitoring and first applications in water quality management, 127-146. Stuttgart.

BORCHERDING, J. (1994): The „*Dreissena*-Monitor“ – improved evaluation of dynamic limits for the establishment of alarm thresholds during toxicity tests and for continuous water control. – In: I. R. Hill et al. (eds.), Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals, 477-484. Boca Raton.

BORCHERDING, J. & M. VOLPERS (1994): Der *Dreissena*-Monitor – Untersuchungen zum Verhalten der Zebramuscheln im Rhein. Störfallbewertung in der kontinuierlichen Gewässerüberwachung. – *Wasser und Boden* 46(8): 25-30.

BLUM, V. (1970): Zum Auftreten der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) am österreichischen Bodensee. – *Egretta* 2: 52-53.

BREITIG, G. (1965): Beiträge zur Biologie, Verbreitung und Bekämpfung von *Dreissena polymorpha* (Pall.) 1771 (*Lamellibranchiata*). – Diss. Univ. Greifswald.

BUSCH, D., SCHUCHARDT, B., KETTLER, J. & B. STEINWEG (1995): Die Verbreitung der Muschelarten *Dreissena polymorpha* und *Congria leucocephaeata* in der Weser und ihre Eignung für ein passives Schwermetallbiomonitoring. – In: Gerken & Schirmer (ed.), Die Weser, 109-122.

BUSCH, D., LUCKER, T. & T. WOSNIOK (1998): Effects of changing salt concentrations and other physical-chemical parameters on bioavailability and bioaccumulation of heavy metals in exposed *Dreissena polymorpha* (Pallas 1771). – *Limnologica* 28(3): 263-274.

CLEVEN, E. J. & P. FRENZEL (1993): Population dynamics and production of *Dreissena polymorpha* (Pallas) in River Seerhein, the outlet of the Lake Constance. – *Arch. Hydrobiol.* 127: 395-407.

DAHL, F. (1891): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – *Ber. Komm. Wiss. Unters. Deutsch. Meere* 6: 150-185. Kiel.

DREYER, U. (1996): Neozoen in der Elbe. – In: Umweltbundesamt (ed.), Faunen- und Florenveränderung durch Gewässerausbau – Neozoen und Neophyten, 29-35. Berlin (= UBA-Texte 74/96).

EINSLE, U. (1973): Zur Horizontal- und Vertikalverteilung der Larven von *Dreissena polymorpha* im Pelagial des Bodensee-Obersees (1971). – *gwf-wasser/abwasser* 114(1): 27-30.

EINSLE, U. & N. WALZ (1972): Die täglichen Vertikalwanderungen der Larven von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee-Obersee. – *gwf-wasser/abwasser* 113(9): 428-430.

ERN, H. (1970): Nahrungsparasitismus und Futtertauchen bei der Stockente (*Anas platyrhynchos*) am Bodensee als Reaktion auf Veränderungen im Nahrungsangebot. – *Vogelwarte* 25: 334-336.

FRANZ, H. W. (1992): Der Rhein und seine Besiedlung im Wandel: Schwebstoffzehrende Organismen (*Hydrozoa*, *Kamptozoa* und *Bryozoa*) als Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers. – *Pollichia* 25. Bad Dürckheim.

GOLLASCH, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichteinheimischer Arten. – Hamburg.

GRIM, J. (1971): Tiefenverteilung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) im Bodensee. – *gwf-wasser/abwasser* 112 (9): 437-441.

HINZ, W. & W. WIERSCH (1993): Siedlungsdichte von *Dreissena polymorpha* im Rhein-Herne-Kanal bei Oberhausen. – *Heldia* 2(1/2): 29-32.

JACOBY, H. & H. LEUZINGER (1972): Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) als Nahrung der Wasservögel am Bodensee. – *Anz. orn. Ges. Bayern* (1972): 26-35.

JANTZ, B. (1996): Wachstum, Reproduktion, Populationsentwicklung und Beeinträchtigung der Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) in einem großen Fließgewässer, dem Rhein. – Diss. Univ. Köln.

- JANTZ, B. & D. NEUMANN (1998): Growth and reproductive cycle of the zebra mussel in the River Rhine as studied in a river bypass. – *Oecologia* 114: 213-225.
- JANTZ, B. & F. SCHÖLL (1998): Größenzusammensetzung und Altersstruktur lokaler Bestände einer Zebramuschel-Flußpopulation – Untersuchungen am Rhein zwischen Basel und Emmerich (Rh-km 168-861). – *Limnologica* 28 (4): 395-413.
- JUNGBLUTH, J. H. (1996): Einwanderer in der Molluskenfauna von Deutschland. – In: Verein der Freunde und Förderer der Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.), *Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?*, 96-103. Stuttgart (= Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 22).
- JUNGBLUTH, J. H. (1996): Einwanderer in der Molluskenfauna von Deutschland. I. Der chorologische Befund. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), *Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse*, 105-125. Landsberg.
- JUNGEN, H. (1972): Ermittlung der letalen Strahlendosis für Larven der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas. – Unveröff. Bericht, Wasserwerk Stadt Zürich.
- KINZELBACH, R. (1969): Epökie der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* PALLAS). – *Natur und Museum* 99 (4): 155-158.
- KINZELBACH, R. (ca. 1971): The main features of the phylogeny and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. – Unveröff. Script.
- KINZELBACH, R. (1987): Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986. – *Natur und Landschaft* 62 (12): 521-526.
- KINZELBACH, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. – In: *The Zebra Mussel Dreissena polymorpha. Limnologie aktuell* 4: 5-17. Stuttgart.
- KINZELBACH, R. (1996): Die Neozoen. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), *Gebietsfremde Tierarten, Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse*, 3-14. Landsberg.
- KINZELBACH, R. (1999): Neozoen in Europa: Status und Dynamik. – In: Umweltbundesamt (ed.), *Gebietsfremde Organismen in Deutschland*, 51-61. Berlin (= UBA-Texte 55/99).
- KURZ, L. (1974): Die Verbreitung der Dreikantmuschel - Nützling oder Schädling? – *Umwelthygiene* 11: 246-251.
- LENTZ, D. (1993): Möglichkeiten der Bekämpfung der Dreikant- oder Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas in wassertechnischen Anlagen. – Unveröff. Diplomarbeit, FB Chemie/Biotechnologie, Technische Fachhochschule Berlin.
- LEUZINGER, H. (1969): Zum Auftreten der Wandermuschel am Untersee und dessen Auswirkungen auf die Wasservögel. – *Orn. Beob.* 66: 64.
- LEUZINGER, H. & S. SCHUSTER (1970): Auswirkungen der Massenvermehrung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* auf die Wasservögel des Bodensees. – *Orn. Beob.* 67: 269-274.
- MERIAN, P. (1867): Verbreitung der *Dreissena polymorpha*. – *Verh. Naturforsch. Ges. Basel* 4: 94-95.
- MÜLLER, D. (1983): Verbreitung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas) im süddeutschen Alpenvorland. – *Mitt. Zool. Ges. Braunschweig* 4(7-9): 167-184.
- NEHRING, S. & H. LEUCHS (1999): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1200. Koblenz.
- NESEMANN, H. (1988): Flußmuscheln, Flußkrebse und Wandermuscheln in den Seen der Untermainebene. Biogeographische Aspekte der Gewässerbeweidung. – *Hess. Flor. Briefe* 8 (1): 2-10.
- ODEBRECHT, W. (1957): Ausbreitung der Wander- oder Zebramuschel in Europa. – *Urania* 20: 24-27.
- POST, D. & M. LANDMANN (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. – Staatliches Amt für Wasser und Abfall. Aurich.

- REBHAN, H. (1984): Wandermuschel, Keulenpolyp und Süßwassergarnele – Einwanderer unserer Schiffahrtswege. – Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg 59: 37-48.
- REINHOLD, M. & T. TITTIZER (1997): Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. – Dt. Gewässerk. Mitt. 41, 199-205.
- SCHALEKAMP, M. (1971): Warnung vor der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas und Bekämpfung derselben. – GWA 1971/3 des Schweiz. Vereins von Gas- und Wasserfachmännern.
- SCHILLER, W. (1990): Die Entwicklung der Makrozoobenthosbesiedlung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987. – In: R. Kinzelbach, G. Friedrich (ed.), Limnologie aktuell, Band 1, Biologie des Rheins, 259-275. Stuttgart.
- SCHÖLL, F. (1990): Zur Bestandssituation von *Corophium curvispinum* im Rheingebiet. – Lauterbornia 5: 67-70.
- SIESSEGGER, B. (1969): Vorkommen und Verbreitung von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee. – gwf wasser/abwasser 110: 814-815.
- SIESSEGGER, B. (1970): Schäden durch die Wandermuschel „*Dreissena polymorpha* Pallas“? – Münchener Medizinische Wochenschrift 112(40): 1806-1807.
- SIESSEGGER, B. (1971): Besteht durch die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas eine Gefahr für den Bodensee und seine anliegenden Wasserwerke? – Wasser/Boden/Luft 7: 34-?.
- SIESSEGGER, B. (1973): Untersuchungen zur Bekämpfung der *Dreissena polymorpha*. – Unveröff. Bericht, Langenargen.
- STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.
- SUTER, W. (1982): Der Einfluss von Wasservögeln auf Populationen der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* Pall.) am Untersee/Hochrhein (Bodensee). – Schweiz. Z. Hydrol 44/1: 149-161.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – In: A. Thienemann (ed.), Die Binnengewässer, Bd. XVIII. Stuttgart.
- Umweltbundesamt (ed., 1996): Faunen- und Florenveränderung durch Gewässerausbau – Neozoen und Neophyten. – UBA-Texte 74/96. Berlin.
- Umweltbundesamt (ed., 1999): Umweltdatenbank des Bundes. Ergebnisse aus den Jahren 1996 und 1997. – UBA-Texte 61/99. Berlin.
- VAN DER VELDE, G., PAFFEN, B. G. P. & F. W. B. VAN DEN BRINK (1994): Decline of Zebra Mussel Populations in the Rhine. – Naturwissenschaften 81: 32-34.
- VON BÄR, C. E. (1825): Ad instaurationem solemnium quibus ante quinquaginta hos annos summos honores in facultate medica auspicatus est Carolus Godofr. Hagen etc. adjecta est Mytili novi descriptio. – Regiomontii 1825 (4).
- VON MARTENS, E. (1865): Eine eingewanderte Muschel. – Der zoologische Garten 6: 50-59.
- WAGNER, H. (1936): Die Wandermuschel (*Dreissensia*) erobert den Platten-See. – Natur und Volk 66: 37-41.
- WALZ, N. (1972): Untersuchungen zur Biologie von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee. – Unveröff. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Universität Freiburg/Breisgau.
- WOLFF, W. J. (1969): The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. II. The Dreissenidae. – Basteria 33(5-6): 93-103.
- WIKTOR, J. (1963): Research on the ecology of *Dreissensia polymorpha* Pall. in the Szczecin lagoon (Zalew Szczecinski). – Ekologia Polska, Serie A XI(9): 275-280.

6 Experten

Dr. Jost Borcherding

Dr. Brigitte Jantz

Universität zu Köln

Zoologisches Institut

Abt. Physiologische Ökologie

Weyertal 119

D-50931 Köln

Tel.: 0049-(0)2851-8575

e-mail: Jost.Borcherding@uni-koeln.de

Dr. Dr. Jürgen H. Jungbluth

Projektgruppe Molluskenkartierung

In der Aue 30e

D-69118 Schlierbach

Tel.: 0049-(0)6221-892180

Prof. Dr. Ragnar Kinzelbach

Universität Rostock

Institut für Biodiversität

Universitätsplatz 5

D-18055 Rostock

e-mail: ragnar.kinzelbach@biologie.uni-rostock.de

Dr. Berthold Siessegger

Institut für Seenforschung und Seenbewirtschaftung

Postfach 4253

D-88081 Langenargen

Tel.: 0049-(0)7543-304-156

e-mail: berthold.siessegger@ifula.lfu.bwl.de

Dr. Norbert Walz

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Abt. 2 (Limnologie von Flussseen)

Müggelseedamm 260

D-12562 Berlin

Tel.: 0049-(0)30-64181-680

e-mail: walz@igb-berlin.de

***Ondatra zibethicus* (L., 1766), Bisam**

[Syn. *Ondatra zibethica*, *Ondatra z. zibethica* (L.), *Castor zibethicus*, *Fiber zibethicus*, *Myocastor zibethicus*, *Mus zibethicus*, *Mussascus*]

Deutsche Synonyme: Bisamratte, Moschusratte, Zwergbiber, Zibethratte, Bisambiber, Biberratte, Sumpfkaninchen, Sumpfphase, Muschmaus, Zibetmaus, Wohlriechende Wasserratte

Englische Synonyme: Muskrat, Swamp Rabbit, Marsh Rabbit, Marsh Hare, Musquash

1 Problembeschreibung

Der Bisam besiedelt in ganz Deutschland stehende bis mäßig strömende Gewässer. Als wühlender Nager untergräbt er weite Uferbereiche. Im Zusammenwirken mit Hochwässern können diese Habitatstrukturen Ufer, Dämme, Straßen- und Eisenbahnböschungen zum Einsturz bringen und beträchtlichen ökonomischen Schaden verursachen. *O. zibethicus* verringert zudem durch Zerstörung von Schilfgürteln, Abfressen bedrohter Pflanzenarten und Prädation seltener Süßwassermuscheln den ökologischen Wert schutzwürdiger Feuchtbiotope.

1 (a) Ort der Fallstudie

Als Fallstudie wurden Erhebungen in Rheinland-Pfalz (Westdeutschland) ausgewählt (ELM 1971, BURGHAUSE 1988, 1996). Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Der Bisam stammt aus Nordamerika. Das mitteleuropäische Areal rekrutiert sich aus mindestens zwei Ausbreitungszentren. Um 1905 wurden zwei Männchen und drei Weibchen zu Jagdzwecken nach Dobrisch bei Prag eingeführt (vgl. HOFFMANN 1958). Etwa gleichzeitig sollen bei Krumau an der oberen Moldau einige Tiere gehalten worden sein (möglicherweise schon seit 1888), und auch in Tabor wurden angeblich 1905 Bisame freigesetzt (nach HOFFMANN 1958). Wohl aus diesen Privatbeständen entwickelte sich in wenigen Jahren eine freilebende Population in Böhmen, die ihr Areal sehr progressiv erweiterte und 1914 nach Bayern, 1917 nach Sachsen und Schlesien eindrang. 1927 wurde – ausgehend vom böhmischen Areal – über die Sudeten das Einzugsgebiet der Oder, über das Lausitzer Gebirge die Spree, über das Fichtelgebirge Saale und Main und über den Böhmerwald Naab und Donau erreicht. Vor allem entlang der Elbe verlief die Ausbreitung sehr rasch (Elbmündung 1947; Einzeltiere in Hamburg bereits im Jahre 1933, d. h. 550km Luftlinie in max. 28 Jahren; zur Besiedlungsgeschichte von Elbe und Havel siehe HOFFMANN 1958). Die weitere Besiedlung Nordost-Deutschlands erfolgte eldeabwärts über die Großen Mecklenburgischen Seen von Osten nach Westen (KINTZEL 1985, vgl. KIRCHNER 1954). Angaben für Nordwest-Deutschland liefern SCHRÖPFER & ENGSTFELD (1983), nach denen der Bisam beispielsweise seit 1967 im gesamten Emsland vorkommt.

HOFFMANN (1958) weist darauf hin, dass Anfang der 1920er Jahre von staatlicher Seite ein Interesse an der Ansiedlung des Bisams bestand (Pelzerzeugung), u. a. in den großen Moor- und Seengebieten Norddeutschlands. Es gibt Hinweise, dass *O.*

zibethicus zu Tausenden für Zuchtzwecke aus Manitoba eingeführt wurde (vgl. HOFFMANN 1958). Auch der Berliner Zoologische Garten besaß wohl schon vor 1915 einige Bisame.

In Frankreich (südl. Vogesen) wurden nach dem Ersten Weltkrieg Bisamfarmen gegründet. Nach dem raschen Preisverfall der Felle im Verlauf der 1920er Jahre kam es zur teilweisen Auflösung der Farmen und zu Massenfreisetzungen (z. B. 1928 bei Belfort: ca. 500 Tiere). Schon 1930 erreichte diese Population Schweiz und Elsaß, 1935 Maas und Mosel. 1932 kam *O. zibethicus* in den Kreisen Kehl, Offenburg und Lahr vor, 1955 in den Kreisen Lörrach, Freiburg, Emmendingen, Müllheim und Säckingen. Seit 1980 ist kein Landkreis in Baden-Württemberg mehr „befallsfrei“ (BURGHAUSE 1996, vgl. HOFFMANN 1958).

1956 konnten erste Exemplare an der Saar (Kreis Trier-Saarburg) in Rheinland-Pfalz nachgewiesen werden, doch schon im Folgejahr wurden hier über 1600 Tiere gefangen, was auf eine frühere, zunächst unbemerkte Zuwanderung schließen lässt (nach BURGHAUSE 1996). Die weitere Ausbreitung erfolgte entlang der Mosel. Fünf Jahre später siedelten Bisame bereits in den Einzugsgebieten von Ahr, Nahe, Lahn und Glahn, ferner am Mittelrhein und im Altrhein bei Germersheim (BURGHAUSE 1996). 1966 waren im gesamten Land Rheinland-Pfalz in geeigneten Habitaten Bisam-Populationen etabliert (BURGHAUSE 1996). BURGHAUSE geht davon aus, dass um diese Zeit eine Verschmelzung des ursprünglich böhmischen mit dem ursprünglich ostfranzösischen Teilareal stattfand und es so zur besonders raschen Ausbreitung im Gebiet kam.

Heute ist *O. zibethicus* in ganz Deutschland als eingebürgert anzusehen (HEIDECKE & SEIDE 1986).

1 (c) Biologie und Ökologie von *Ondatra zibethicus*

Biologie

Der dämmerungsaktive, semiaquatisch lebende Bisam erreicht bis 40cm Kopf-Rumpf-Länge, Schwanzlängen bis 25cm und ein maximales Gewicht von 1,5(-2,0)kg. Er ist ein sehr guter Schwimmer und entsprechend an das Leben im Wasser angepasst: der Schwanz ist seitlich abgeflacht, Nase und Ohren sind verschließbar, die Hinterfüße tragen Schwimmborstensäume. Tauchgänge dauern 5-12 Minuten, auch 20 Minuten sollen erreicht werden (vgl. aber BURGHAUSE 1988, der diese lange Tauchzeit bezweifelt). Pro Jahr werden in drei bis vier Würfen 2-12 (durchschnittlich 4-7) Junge zur Welt gebracht; der erste Wurf erfolgt Ende April. Die reine Säugezeit beträgt 14 Tage (HEIDECKE & SEIDE 1986). Jungtiere entwickeln nach 14-18 Tagen ein Nestkleid, nach ca. 4 Wochen ein Jungkleid und nach etwa 4 Monaten das Adultkleid (nach BURGHAUSE 1988). Die Vermehrungsrate ist abhängig von Nahrungsangebot, Populationsdichte und Wassertemperatur. Bei niedriger Wassertemperatur und höherer Besatzdichte sterben mehr Jungtiere (vgl. MEINERT & DIEMER 1977). Weibchen können bereits nach fünf, Männchen nach sieben Monaten geschlechtsreif sein (HEIDECKE & SEIDE 1986).

Die Tiere weilen tagsüber in gegrabenen Höhlen (vorwiegend im Sommer) oder in bis 1,5m hohen, schwimmenden Schilfburgen (vorwiegend im Winter). Die Anlage der Bauten ist von der Uferstruktur abhängig; flache Ufer provozieren eine weitläufige Untergrabung; auch anthropogen aufgeschüttetes Material (Dämme, Ufersanierung, etc.) wird gerne durchwühlt. Jeder Bau besitzt Brutkammer,

Vorratskammer und ein System von Gängen (bis 40m Länge) und Belüftungsschächten. Die Individuen verhalten sich Artgenossen gegenüber friedfertig; der durchschnittliche Aktionsradius misst 250m (HEIDECKE & SEIDE 1986).

O. zibethicus ernährt sich vorwiegend von Pflanzen uferbegleitender Röhrichtgesellschaften (PIETSCH 1982, KRAUSS 1990, DIEMER 1996), insbesondere von Schilf (*Phragmites communis*). Nach BURGHAUSE (1988) kann ein Tier pro Nacht 1,5m² abweiden. *O. zibethicus* gräbt mit Vorliebe auch nach Wurzeln; vor allem die Wurzelknollen des in Stromtälern häufigen Neophyten Topinambur (*Helianthus tuberosus*) locken die Tiere an (BURGHAUSE 1988, 1996). Die tierische Nahrungskomponente besteht im wesentlichen aus Großmuscheln, Flussperlmuschel, Dreikantmuschel, Krebsen und Insekten (vgl. ULRICH 1928, HOFFMANN 1958).

Ökologie

Die Hauptwanderzeiten liegen in Frühjahr (Höhepunkt im März) und Herbst (Höhepunkt im Oktober). Im Falle sehr milder Winter kann die Wanderperiode vom Herbst bis zum Frühjahr reichen. Der Ausbreitungserfolg schwankt jährlich und ist hauptsächlich von der Überlebensrate des Frühjahrswurfes und den Sommerniederschlägen abhängig, da Niedrigwasser die Ausbreitung deutlich behindert (BURGHAUSE 1996).

Im mitteldeutschen Biberareal nutzen Bisame aufgelassene und bewohnte Biberbauten als Unterschlupf. Beide Arten leben hier eng zusammen, nehmen aber kaum Notiz voneinander. Die Populationsdichte des Bisams ist im Biberareal besonders hoch (HOFFMANN 1958; gegenteilige Erfahrungen liegen jedoch nach BURGHAUSE 1996 aus Frankreich vor). Auch verlassene Nester von Graugänsen werden gerne als Ruhe- und Fressplatz genutzt (KINTZEL 1985).

Der in Deutschland stark in Ausbreitung begriffene Amerikanische Nerz oder Mink (*Mustela vison*) ist ein bedeutender Prädator des Bisams (BURGHAUSE 1988, STUBBE 1993). Weitere natürliche Feinde sind Marder, Iltis, Wiesel, Fuchs, Luchs sowie diverse Greifvögel und Großeulen; ihre anthropogen dezimierten Bestände üben jedoch keinen wesentlichen Druck auf *O. zibethicus* aus. Nach HOFFMANN (1958) ist der Bisam Wirt zahlreicher Parasiten (u. a. 41 Trematoden-Arten, 22 Cestoden-Arten, 27 Nematoden-Arten). Besonders erwähnenswert sind unter diesen die auch für den Menschen gefährlichen Arten Hundebandwurm (*Taenia hydatigena*), Katzenbandwurm (*Taenia taeniaeformis*) und Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*, vgl. DIEMER 1996).

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Der Bisam ist Fressfeind von Flusskrebsen und Muscheln, u. a. der gefährdeten Gattungen *Anodonta*, *Unio* und der Flussperlmuschel (vgl. BRANDER 1955, BAUMANN & EVERDING 1986, HOCHWALD 1990, ZIMMERMANN et al. 2000). Indirekt davon betroffen sind auch seltene Fischarten wie der Bitterling, die ihre Eier in Muscheln ablegen.

Häufig überlagern sich Effekte der Bisamausbreitung mit denen anthropogener Umweltverschmutzung. U. a. für den Rückgang der Schilfbestände an vielen Seen wird teilweise der Bisam verantwortlich gemacht (KINTZEL 1985, BARTHELME 1991).

Jahrzehntelange Beobachtungen am Großen Müggelsee (Berlin) ergaben nach BARTHELMES (1991), dass als Hauptursache des Gelegerückgangs der Fraßdruck durch den Bisam in Betracht zu ziehen ist. In KINTZEL (1985) berichtet STÜBER vom Döbbertiner See: „In der Regel war der Pflanzenbewuchs nach ein bis zwei Jahren vollkommen vernichtet, und die Bisamratten zogen weiter.“ BERNHARDT & SCHRÖPFER (1992) wiesen im Emsland die Zurückdrängung von Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) durch *O. zibethicus* nach, bei gleichzeitiger Förderung von Grüne Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*).

Bisamschäden in der Kulturlandschaft werden oft nicht als solche erkannt. Besonders gravierend sind

- Uferschäden (Destabilisierung von Ufern durch Gangsysteme; Flächenverluste durch Uferabbrüche, Einbrechen von Weidetieren und Nutzfahrzeugen; BURGHAUSE 1996)
- Schäden an Verkehrswegen (Unterminierung von Straßen, Brückenfundamenten und Eisenbahndämmen; vgl. ELM 1971, HOFFMANN 1986, BURGHAUSE 1996)
- Schäden an wasserbaulichen Schutzeinrichtungen (Destabilisierung von Hochwasserdämmen; BURGHAUSE 1996)
- Schäden an Fischteichen (Zerbeißen von Netzen und Reusen; BURGHAUSE 1996)

1 (d) Ausbreitungsvektoren

O. zibethicus besetzt in Europa eine offene ökologische Nische (SCHRÖPFER & STUBBE 1992) und hat infolgedessen keine direkten Konkurrenten. Hochwässer fördern die Ausbreitung von *O. zibethicus* „ungemein“ (nach HOFFMANN 1958). Vor allem während der Frühjahrshochwässer muss der Bisam seine überfluteten Winterquartiere verlassen und „Notquartiere“ beziehen, z. B. Kopfbäume oder Totholz. Oftmals lassen sich die Tiere auf Treibholz flussabwärts treiben und können so in kurzer Zeit große Distanzen zurücklegen (theoretisch bis 160km/Tag; vgl. HOFFMANN 1958). Auch Eisschollen werden offensichtlich gezielt als Fortbewegungsmittel genutzt (HOFFMANN 1958).

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Fangstatistiken geben einen guten Einblick in die Bestandsentwicklung von *O. zibethicus*. Nach dem Erstnachweis in Rheinland-Pfalz im Jahre 1956 wurden bereits im Folgejahr 1602 Tiere gefangen (BURGHAUSE 1996). Bis 1971 nahmen die Fangzahlen deutlich zu; in diesem Zeitraum erfolgte nach der ersten Ausbreitungswelle eine Bestandsverdichtung. Bis 1987 schwankten die Zahlen um 10.000 pro Jahr, was – bei gleichbleibender Fangaktivität – auf eine in etwa gleichbleibende Populationsgröße und das Erreichen eines gewissen Sättigungswertes schließen lässt. Danach verringerten sich die Fänge infolge sich ändernder Rahmenbedingungen des Bisamfangs und gingen bis Mitte der 1990er Jahre auf Werte um 4000 pro Jahr zurück (BURGHAUSE 1996).

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

Schon zu Beginn des 20. Jahrhunderts zeichnete sich ab, dass durch die Ausbreitung des Bisams gravierende Schäden (vgl. 1 c) zu erwarten sind. Nach einer Inspektion des böhmischen Areals im Jahre 1916 gab Prof. Dr. Röhrig (Biologische Reichsanstalt) einen alarmierenden Bericht ab, der an der künftigen Notwendigkeit von Bekämpfungsmaßnahmen keinen Zweifel ließ. 1917 traten erste Polizeiverordnungen zur Bisambekämpfung in Sachsen und Bayern in Kraft; hieraus entwickelten sich nach dem Ersten Weltkrieg die ersten organisierten Bekämpfungsdienste (HOFFMANN 1958, BURGHAUSE 1996).

1933 wurde nach wachsenden, durch den Bisam verursachten Problemen bei der Instandhaltung von Wasser- und Verkehrswegen der Entschluss gefasst, einen „Reichsbekämpfungsdienst“ einzurichten. Die „Reichsverordnung zur Bekämpfung der Bisamratte“, basierend auf dem „Gesetz zum Schutze der Kulturpflanzen“ vom 05. 05. 1937, trat am 1. 7. 1938 in Kraft und wurde im wesentlichen auch im Nachkriegsdeutschland beibehalten. In Rheinland-Pfalz begann die Bekämpfung im Jahre 1957, unmittelbar nach dem ersten Bisamnachweis im Landesgebiet (BURGHAUSE 1996).

Die Empfehlung 77 des Berner Übereinkommens über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume nennt *O. zibethicus* unter den Beispielarten, die nachweislich eine Gefahr für die biologische Vielfalt darstellen und zur Ausrottung empfohlen werden. Nach BURGHAUSE (mündl.) ist aber schon seit Jahrzehnten unübersehbar, dass eine Ausrottung des Bisams auch bei hohem Aufwand praktisch nicht mehr möglich ist.

Seit dem 01. 01. 2000 unterliegt der Bisam den Vorschriften des Natur- und Artenschutzes. Nach §12, Absatz 2 der Bundesartenschutzverordnung ist es gestattet, „Bisame mit Fallen, ausgenommen Käfigfallen mit Klappenschleusen (Reusenfallen), zu bekämpfen, soweit dies zum Schutz gefährdeter Objekte, insbesondere zum Hochwasserabfluss oder zum Schutz gegen Hochwasser oder zur Abwehr land- oder fischerei- oder sonstiger erheblicher gemeinwirtschaftlicher Schäden erforderlich ist. Die Fallen müssen so beschaffen sein und dürfen nur so verwendet werden, dass das unbeabsichtigte Fangen von sonstigen wild lebenden Tieren weitgehend ausgeschlossen ist.“

2 (b) Arten von Maßnahmen

Der Bisam wurde in Deutschland direkt durch Fallenfang (vgl. BOTHE 1993, PELZ 1995), giftige Köder (Chlorphacinon), Frettchen, Giftgas und Schusswaffen bekämpft (BURGHAUSE 1996).

2 (c) Ausgewählte Maßnahmen

Direkte Bekämpfung

Fallenfang erfolgt mit der „MWS-Spezial-Bisamratten-Köderfalle“ und der „Kerschel-Falle“. Letztere wird auch als „Vogelschutz-Falle“ bezeichnet, weil sie nur auf Zug auslöst und pickende Vögel (z. B. Teichhühner) unbehelligt lässt. Als Köder werden

Stücke stark duftender Apfelsorten verwendet. Bei sehr starkem Bisambefall werden auch Reusen, fallenbestückte Schwimmflöße (PELZ 1995) und Kunstbauten eingesetzt (BURGHAUSE 1996). Die Fanggeräte müssen täglich kontrolliert werden.

Indirekte Bekämpfung

Vorbeugende Bisamabwehr durch Uferausbau (BELLIN et al. 1977) schildert BURGHAUSE (1996) als „wohl erfolgreichste, aber auch teuerste Art“ der Bekämpfung. Der bisamsichere Gewässerausbau beruht im wesentlichen auf dem Einbau von Kunststofffolien in Uferpartien. Diese Abschnitte werden mit einer dichten Auflage großer Steine zusätzlich befestigt. Nach Einschätzung von BURGHAUSE (mündl.) ist der Mittelrhein auf diese Weise praktisch vollständig bisamsicher verbaut.

2 (d) Verantwortliche Institutionen

Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz

Dr. Frank Burghause
Essenheimer Str. 144
D-55128 Mainz
Tel.: 0049-(0)6131-993017

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

Die Bisambekämpfung in den Bundesländern oblag den Pflanzenschutzämtern, nachdem die Art im Pflanzenschutzgesetz vom 10. 05. 1968 (§1, Absatz 2, Nr.2) als Pflanzenschädling ausgewiesen wurde (BURGHAUSE 1996). Nach der Verordnung lag die Pflicht zur Bisambekämpfung bei den Nutzungsberechtigten des betroffenen Gewässers. Damit fiel nur noch die Bisambekämpfung an Gewässern höherer Ordnung in die Zuständigkeit des Staates. Für diese Aufgabe wurden in Rheinland-Pfalz sechs staatliche Bisamjäger (jeweils zwei stationiert in Trier, Koblenz und Neustadt) angestellt; daneben übten ca. 450 private, durch eine Fangkarte legitimierte Bisamjäger den Fang aus.

Im Jahre 1988 trat auf Bundesebene eine neue Bisamverordnung in Kraft, die einen flexibleren Umgang mit der Problematik erlaubt. Die entsprechende Landesverordnung für Rheinland-Pfalz wurde am 27. 06. 1990 erlassen. Bisamjäger konnten nunmehr gezielt zum Schutz besonders gefährdeter Objekte eingesetzt werden, während der Zwang zur flächendeckenden Bekämpfung aufgehoben war (BURGHAUSE 1996). Seitdem lag die Zuständigkeit für die Bisamkontrolle beim Referat „Agrarische Hoheitsaufgaben“ der Bezirksregierungen. Die Bereitschaft zum ehrenamtlichen Fang ist nach dem Verfall der Fellpreise von 8.- DM vor 1980 auf unter 1.- DM deutlich gesunken. Zwar blieb die Zahl der ehrenamtlichen Fänger bei ca. 450, doch sank ihr Fanganteil von 79% im Jahre 1982 auf ca. 20% Mitte der 1990er Jahre (BURGHAUSE 1996). Seit dem 01. 01. 2000 ist die Zuständigkeit der Bezirke erloschen, es gibt keinen staatlich organisierten Bisamfang mehr. Lediglich Wasser- und Schiffahrtsdirektionen sind verpflichtet, die zur Erhaltung der Wasserstraßen angemessene Bekämpfung fortzuführen.

3 (b) Erfolge

Die Bisambekämpfung zielte schon lange nicht mehr auf die (unmögliche) Ausrottung der Art (vgl. 2 a), sondern eher auf eine Verzögerung der Ausbreitung und Bestandskontrolle in besonders kritischen Situationen. Nach BURGHAUSE (1996) ist es in Rheinland-Pfalz gelungen, mit den ergriffenen Maßnahmen gravierende Schäden durch den Bisam zu vermeiden. Als wirklich sinnvoll angesehen wurde die flächendeckende Bekämpfung von *O. zibethicus* jedoch nur solange die Hoffnung bestand, Gebiete befallsfrei zu halten (BURGHAUSE mündl.).

3 (c) Kosten

Ehrenamtliche Bisamfänger werden pro erlegtes Tier mit Fangprämien zwischen 0,50.- DM und 10,00.- DM entlohnt (BURGHAUSE 1996).

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Für den Bisam ist ein Monitoring-Programm angeraten, das insbesondere auf die maximale Populationsdichte bei unterbleibender Bekämpfung sowie die Wirksamkeit der Prädation durch den Mink (*Mustela vison*) gerichtet sein sollte.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Wahl geeigneter Kontrollmaßnahmen hängt von der konkreten Problemstellung und den Eigenschaften des betroffenen Naturraumes ab. In diesem Rahmen sind die Erkenntnisse grundsätzlich übertragbar.

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich Verbreitung und Verhalten von *O. zibethicus* sind die verfügbaren Informationen z. Zt. ausreichend.

5 Literatur

- AKKERMANN, R. (1975): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsdynamik des Bisams (*Ondatra zibethicus* L.). II. Nahrung und Nahrungsauhnahme. – Z. Angew. Zool. 62: 173-218.
- BARTHELMES, D. (1991): Schwere Fraßschäden durch Bisamratten (*Ondatra zibethica* L.) als Ursache für den Gelegerückgang in mitteleuropäischen Seen. – Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 31(1): 3-18.
- BAUMANN, A. & R. EVERDING (1986): Schädling in Naturschutzgebieten. – Der Bisamjäger 21: 9.
- BELLIN, K., BÜRKLE, F., FABER, W. & E. GERSDORF (1977): Empfehlungen für den bisamsicheren Ausbau von Gewässern, Deichen und Dämmen. – KWK-DVWW Regeln zur Wasserwirtschaft 107: 1-10.
- BERNHARDT, K.-G. & R. SCHRÖPFER (1992): Einfluß des Bisams auf die Vegetation. Untersuchungen im Ersatzbiotop Geeste im Emsland. – Naturschutz und Landschaftsplanung 1/92: 20-26.
- BETTAG, E. (1982): Untersuchungen der Bisampopulation (*Ondatra zibethica* L.) an den Dämmen der Gewässerläufe von Dudenhofen 1981. – Mainzer Naturw. Archiv 20: 131-146.
- BOTHE, C. (1993): Über die Wirksamkeit, Zuverlässigkeit, Notwendigkeit und Tierschutzgerechtigkeit von Bisamfallen und Fangmethoden. Unveröff. Diplomarbeit, Braunschweig.

- BOYE, P. (1996): Der Einfluß neu angesiedelter Säugetierarten auf Lebensgemeinschaften. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten, 279-285. Landsberg.
- BRANDER, T. (1955): Über die Bisamratte, *Ondatra z. zibethica* (L.) als Vernichter von Najaden. – Arch. f. Hydrobiol. 50(1): 92-103.
- BURGHAUSE, F. (1988): Der Bisam – vom Pelztier zum Schädling. – In: Naturhistorisches Museum Mainz (ed.), „Einwanderer“ – Zur Geschichte und Biologie eingeschleppter und eingewandrerter Arten in Rheinland-Pfalz. I.: Säugetiere, 27-37. Mainz (=Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft 10).
- BURGHAUSE, F. (1996): 40 Jahre Bisam in Rheinland-Pfalz. Die Bedeutung eines eingewanderten Nagers und die Bemühungen, seinen Schaden einzudämmen. – Mainzer naturwiss. Archiv 34: 119-138.
- DANELL, K. (1977): Short-term plant successions following the colonization of a northern swedish lake by the muskrat *Ondatra zibethica*. – J. Appl. Ecol. 14: 933-947.
- DIEMER, B. (1996): Der Bisam (*Ondatra zibethicus*) in Baden-Württemberg. - In: Verein der Freunde und Förderer der Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 182-186. Stuttgart (= Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 22).
- ELM, R. (1971): Die Einwanderung der Bisamratte (*Ondatra zibethica*) ins Rheinland. – Decheniana 123 (1/2): 223-233.
- FRANK, F. & A. HÄRLE (1967): Derzeitiger Stand und voraussichtliche Entwicklung des Bisambefalls (*Ondatra zibethicus*) in der Bundesrepublik Deutschland von 1957 bis 1963. – Nachrichtenbl. d. Dtsch. Pflanzenschutzdienstes 16: 145-147.
- GERSDORF, E. & F. FRANK (1969): Der Bisam *Ondatra zibethicus* (L.). – Stuttgart.
- HEIDECKE, D. & P. SEIDE (ca. 1986): Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.). In: Buch der Hege, 640-666.
- HERKENRATH, P. (1988): Bisam (*Ondatra zibethicus*) als Beute des Rotmilans (*Milvus milvus*). – Ber. Arbeitsgem. Bergisch. Ornithol. 12: 49-50.
- HOCHWALD, S. (1990): Bestandsgefährdung seltener Muschelarten durch den Bisam (*Ondatra zibethica*). – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 97: 113-114.
- HOFFMANN, M. (1958): Die Bisamratte – ihre Lebensgewohnheiten, Verbreitung, Bekämpfung und wirtschaftliche Bedeutung. – Leipzig 1958.
- HOFFMANN, M. (1986): Über einen Schadensfall an einem Eisenbahndamm durch die Bisamratte (*Ondatra zibethica* Link 1795). – Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz 59: 118-119.
- HOLTMEIER, F.-K. (1999): Tiere als ökologische Faktoren in der Landschaft. – Münster (=Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Bd. 6).
- KINTZEL, W. (1985): Die Besiedlung des Kreises Lübz durch die Bisamratte (*Ondatra zibethica*). – Säugetierkd. Inf. Jena 2(9): 277-281.
- KIRCHNER, H.-A. (1954): Das Vordringen der Bisamratte nach Mecklenburg. – In: Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg, Bd. 1, 118-124.
- KRAUSS, M. (1990): Die Nahrung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) an der Havel in Berlin-West und der schädigende Einfluß auf das Röhricht. – Landschaftsentw. u. Umweltforschung 71: 141-181.
- Landespflanzenschutzaamt Rheinland-Pfalz (1977): Bericht über die Bisambekämpfung im Lande Rheinland-Pfalz im Jahre 1976. – Unveröff. Bericht.
- MALLACH, N. (1968): Die Verbreitung des Bisams und seine Bekämpfung in Bayern. – Gesunde Pflanze 20 (10): 1-4.
- MEINERT, G. & B. DIEMER (1977): Die Vermehrung des Bisams in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. – Gesunde Pflanze 28 (9): 200-202.
- PELZ, H.-J. (1995): Methoden zur Bestandserfassung und Freilandbeobachtung des Bisams *Ondatra zibethicus* (L.). – In: M. Stubbe, A. Stubbe, D. Heidecke (eds.), Methoden feldökologischer Säugetierforschung, Bd.1, 281-294. Halle/Saale.

- PELZ, H.-J. (1996): Zur Geschichte der Bisambekämpfung in Deutschland. – Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin Dahlem 317: 219-234.
- PIETSCH, M. (1982): *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – Bisamratte, Bisam. – In: J. Niethammer, F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/I, 177-192. Wiesbaden.
- Regierungspräsidium Freiburg (1990): Jahresbericht über die Bisambekämpfung. – Unveröff. Bericht.
- SCHRÖPFER, H. & C. ENGSTFELD (1983): Die Ausbreitung des Bisams *Ondatra zibethicus* (Linné 1766, *Rodentia Arvicolidae*) in der Bundesrepublik Deutschland. – Z. angew. Zool. 70: 13-37.
- SCHRÖPFER, R. & M. STUBBE (1992): The diversity of European semiaquatic mammals within the continuum of running water systems. – In: R. Schröpfer, M. Stubbe, D. Heidecke (eds.), Semiaquatische Säugetiere. Halle/Saale.
- STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.
- STUBBE, M. (1993): *Mustela vison* – Mink. – In: J. Niethammer, F. Krapp (ed.), Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger – *Carnivora (Fissipedia)*. Wiesbaden.
- TEMPEL, W. & E. RAU (1962): Bisam und Sumpfbiber, zwei neue „Wildarten“ in der Pflaz. – Pfälzer Heimat: 63-66.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – In: A. Thienemann (ed.), Die Binnengewässer, Bd. XVIII. Stuttgart.
- ULBRICH, J. (ca. 1928): Die Bisamratte – Lebensweise, Gang ihrer Ausbreitung in Europa, wirtschaftliche Bedeutung und Bekämpfung. – Dresden.
- WOBBE, E. (1999): Der Bisam, ein Zuwanderer aus der „Neuen Welt“. – Jahrb. für das Oldenburger Münsterland 1998/99: 267-272.
- ZIMMERMANN, U., GORLACH, J., ANSTEEG, O. & U. BOSSNECK (2000): Bestandsstützungsmaßnahme für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Milz (Landkreis Hildburghausen). – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37(1): 11-16.

6 Experten

Dr. H.-J. Pelz

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Nematologie und Wirbeltierkunde
Toppheideweg 88
D-48161 Münster

***Mustela vison* (L.), Mink**

[Syn. *Mustela canadensis*, *Mustela rufa*, *Lutra vison*, *Vison lutreola*]

Deutsche Synonyme: Amerikanischer Nerz, Nordamerikanischer Nerz, Kanadischer Marder, Farmnerz, Nerz

Englische Synonyme: American Mink, New World Mink, Eastern Mink

1 Problembeschreibung

Mehrere freilebende Populationen des Amerikanischen Nerzes oder Minks (*Mustela vison*) sind in Deutschland nachgewiesen. *M. vison* lebt semiaquatisch an Flüssen, Waldbächen, Seen, in Röhrichten und Bruchwäldern. Über die genaue Verbreitung der Art, die Größe der Populationen und Auswirkungen auf einheimische Ökosysteme liegen keine genauen Erkenntnisse vor. Der Mink steht im Verdacht, den vom Aussterben bedrohten Europäischen Nerz (*Mustela lutreola*) zu verdrängen. Zudem wurden starke Beeinträchtigungen der Populationen seiner Nahrungstiere beobachtet.

1 (a) Ort der Fallstudie

Es gibt innerhalb Deutschlands gegenwärtig noch keine eingehende Untersuchung zur Ökologie der Art. Auch Verbreitung und Populationsgrößen sind nur ungenügend bekannt. In der vorliegenden Studie finden der Raum Brandenburg und Nordostbayern besondere Berücksichtigung, weil hier genauere Beobachtungen innerhalb des deutschen Teilareals vorliegen. Erfahrungen aus anderen Naturräumen Deutschlands fließen ergänzend ein.

1 (b) Einwanderungsgeschichte

Mustela vison wurde gegen Ende der 1920er Jahre als Zuchttier in europäische Pelzfarmen eingeführt. Aufgrund des hohen Marktwertes ihrer Felle wurden die Tiere bis in die jüngere Vergangenheit massenhaft gezüchtet. Die Weltproduktion betrug im Jahre 1982 rund 14 Millionen Minkfelle, wobei die skandinavischen Staaten und die Niederlande allein etwa die Hälfte erzeugten. In der DDR wurden Mitte der 1970er Jahre jährlich ca. 500 000 Felle produziert (STUBBE 1988, Karte der Minkfarmen bei STUBBE 1975). Immer wieder gelangten einzelne Tiere in die freie Wildbahn, konnten in Deutschland (und den Nachbarländern, z. B. Dänemark) aber zunächst keine dauerhaften Populationen aufbauen.

1966 kam es in Zirtow (bei Wesenberg, Kreis Neustrelitz, vgl. HEMKE 1967) zu einem Farmausbruch („Freilassung in böswilliger Absicht“) von etwa 550 Individuen, von denen rund 60 nicht mehr gefangen werden konnten. Vermutlich aus diesen Tieren entwickelte sich die erste überlebensfähige Freilandpopulation in Deutschland. Sie erweiterte ihr Areal in den Folgejahren sehr progressiv (1973 Ostmüritz). 1984 waren bereits weite Teile der Mecklenburgisch-Brandenburgischen Seenplatte besiedelt (STUBBE 1988). Weitere Teilareale existierten zu dieser Zeit im südlichen Bezirk Frankfurt/Oder (SCHMIDT 1985), an der Mittelelbe (CREUTZ 1973), ferner in Westfalen (VIERHAUS 1984) und – im Kontakt zum dänischen Areal (vgl. ANDERSEN 1981) – in Schleswig-Holstein (HEIDEMANN 1983). Erste Vorkommen in Bayern wurden 1998

aus dem Kreis Schwandorf (Oberpfalz) bekannt (KRAFT & VAN DER SANT 1999). Das Areal dieser Population umfasst inzwischen die Flüsse Naab, Waldnaab sowie die Unterläufe von Pfreimd, Heidennaab und Schwarzach. Ein einzelnes Tier ungeklärter Herkunft wurde Anfang 2000 bereits 70km westlich an der Wiesent in Oberfranken gefunden (KRAFT & VAN DER SANT 1999).

1 (c) Biologie und Ökologie von *Mustela vison*

Biologie

Der überwiegend nachtaktive Mink gehört wie Hermelin, Wiesel und Iltis zur Gattung *Mustela*. Die Art zeigt den für die Gattung typischen Geschlechtdimorphismus, d. h. Männchen und Weibchen haben einen sehr unterschiedlichen Körperbau. Die Rüden erreichen eine Kopf-Rumpf-Länge von 34-45cm und ein Gewicht von ca. 1500g. Die Fähen sind mit 31-38cm Kopf-Rumpf-Länge und 400-800g Gewicht deutlich kleiner (vgl. STUBBE div.). Der Pelz ist tief dunkelbraun gefärbt und häufig mit individuellen weißen Zeichnungen versehen. Zu Zuchtzwecken wurden zahlreiche Farbmutationen gefördert, insbesondere Schwarz, Aleutian, Palomino, Pastell, Pearl, verschiedene Grautöne und sogar Weiß (STUBBE 1993). Der Mink wurde früher auch als Unterart des Europäischen Nerzes bzw. Sumpfotters (*Mustela lutreola*) angesehen (z. B. GAFFREY 1961). *M. vison* gilt insgesamt als sehr formenreich. Allein im autochthonen Areal sind 14 Unterarten bekannt.

Als Hauptpaarungszeit werden von verschiedenen Autoren die Monate März und April angegeben. Die Wurfzeit reicht von Ende April bis Anfang Mai (mittlere Tragzeit ca. 50 Tage). Die Dauer der Tragzeit verringert sich mit steigender Temperatur. Wurfgrößen von 2-6 werden von STUBBE (1988) aus Ostdeutschland, größere Würfe (bis 12 Junge) aus Skandinavien berichtet. Die Jungtiere können nach 3-4 Wochen hören und nach 4-5 Wochen sehen (reine Säugezeit bis 25 Tage). Rüden beteiligen sich nicht an der Aufzucht. Erste selbständige Streifzüge der Jungtiere finden ab Juli statt; im September löst sich die Familie auf. Das Turnover freilebender Minkpopulationen vollzieht sich in 3-Jahres-Perioden; in Gefangenschaft werden die Tiere bis zu zehn Jahre alt. Untersuchungen in Schweden ergaben, dass 84% der freilebenden Tiere nur ca. 1 Jahr alt werden.

Nach STUBBE (1993) etablieren sich bei geringem Feinddruck in noch unbesiedelten Lebensräumen sehr rasch stabile Populationen, deren Größe im wesentlichen vom Nahrungsangebot und dem Territorialverhalten gesteuert wird. Reviere haben nach Untersuchungen aus verschiedenen nordeuropäischen und nordamerikanischen Naturräumen eine Länge von 1-6km. Geschlechtsgenossen werden nicht geduldet. Durchzügler ohne eigenes Revier wandern entlang von Wasserwegen. Für die Kommunikation der Tiere sind chemische Signale, insbesondere Analbeutelsekrete, von zentraler Bedeutung.

Ökologie

Der Mink lebt semiaquatisch und bewohnt unterholzreiche Bach- und Flussufer, (Erlen-)Bruchwälder (KIRSCHEY 2000), röhrichtreiche See-Verlandungszonen und grabenreiche Marschen. Hier jagt er vor allem Kleinsäuger, Bodenbrüter und Amphibien. Während des Winters ernähren sich die Tiere überwiegend von Jungfischen (BRÄSEKE 1989) und halten sich deshalb gerne in der Nähe fischreicher,

eisfrei bleibender Gewässer (u. a. auch Fischteiche) auf. Die maximale Tauchzeit beträgt ca. 20 Sekunden. Auch in der Umgebung von Geflügelfarmen wird der Mink häufiger beobachtet.

Der Bisam (*Ondatra zibethicus*) zählt im Herkunftsgebiet des Mink zu den wichtigsten Beutetieren. STUBBE (1993) beobachtete in Ostdeutschland, dass der Bisam auch hier gefressen wird (vgl. SCHMIDT 1985). Bisamburgen sind anscheinend eine wichtige Lebensraumstruktur und werden gerne als Aufenthaltsort genutzt („Bisamhabitat ist wohl immer auch Minkhabitat“, STUBBE 1993). Wo diese Art nicht vorkommt, werden große Schäden an Wild- und Hausgeflügel und Fischzuchten verzeichnet (z. B. Island, Schweden, England). Der Anteil der Nahrungstiere ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen (SKIRNISSON 1979), hängt aber ebenso vom Habitat (z. B. Küste oder Binnenland) ab. Tendenziell sind im Winter Salmoniden und Stichlinge, im Sommerhalbjahr (Jung-)Vögel und Vogelegeier eine bevorzugte Beute (SKIRNISSON 1980). Der Anteil von Kleinsäugern (u. a. Kleinnager, Spitzmäuse) schwankt in verschiedenen Untersuchungen (Britische Inseln, Schweden) zwischen 15 und 35%. Nach ersten Beobachtungen im Müritz-Nationalpark zählen Bläßrallen (*Fulica atra*) und eine Krebsart (*Cambarus affinis*) zur bevorzugten Nahrung in diesem Teilareal.

Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen

Der Mink tritt als aggressiver Prädator bestimmter Tiergruppen in Erscheinung. Im Gebiet der Löcknitz (Nebenfluss der Spree, Raum Berlin) ergab die Analyse der Mageninhalte von sieben Tieren im Jahre 1998, dass Amphibien, Kleinsäuger, Mollusken und Fische etwa drei Viertel des Nahrungsspektrums abdecken. Amphibienpopulationen, insbesondere Wasserfrösche (*Rana esculenta*), Seefrösche (*R. ridibunda*), geraten besonders unter Druck, weil ihr bevorzugter Aufenthaltsort im Haupt-Patrouillenrevier des Minks liegt (KIRSCH 2000, vgl. GELBRECHT & ZIEBARTH 1996). Das Nahrungsspektrum von 16 Tieren des oberpfälzischen Areals bestand im wesentlichen aus Fischen, Vögeln und Kleinsäugern (VAN DER SANT mündl.).

Der Mink steht ferner im Verdacht, die nahe verwandten Arten Europäischer Nerz (*Mustela lutreola*, vom Aussterben bedroht) und Europäischer Iltis (*Mustela putorius*) zu verdrängen (SCHRÖPFER 1999, LUA 1999). Im Falle des Europäischen Nerzes (der in Deutschland wohl seit 1940 ausgestorben ist; STUBBE 1975; vgl. aber NIETHAMMER 1963), ist dieser Aspekt in Zusammenhang mit Auswilderungsversuchen von Bedeutung (SCHRÖPFER 1999).

1 (d) Ausbreitungsvektoren

Minke entkommen immer wieder aus Nerzfarmen. Ursache hierfür sind entweder „Befreiungsaktionen“ von Tierschutzaktivisten (vgl. z. B. SKIRNISSON 1992, KRAFT & VAN DER SANT 1999) oder Sicherheitsmängel im Zuständigkeitsbereich der Farmen (Fänge von 20-50 Tieren pro Jahr sind in der direkten Umgebung der Farmen keine Seltenheit; vgl. STUBBE 1975). In gewässer- bzw. fischreichen Gebieten (z. B. Mecklenburgisch-Brandenburgische Seenplatte, Teichwirtschaftsgebiete der mittleren Oberpfalz) verläuft die Ausbreitung besonders rasch und erfolgreich. KRAFT & VAN DER SANT (1999) bezeichnen Fischteiche als „Trittsteine“ der Ausbreitung. Das Brachfallen landwirtschaftlicher Nutzflächen im Umgriff von Feuchtbiotopen bedingt durch das Aufkommen von Schilfrohricht, Weiden- und Erlengebüsch ein

wachsendes Habitatangebot (SCHMIDT 1985). Dagegen sind Mittelgebirge mit dichten Nadelwaldbeständen (z. B. Fichtelgebirge, Thüringer Wald) als natürliche AusbreitungsbARRIEREN anzusehen (KRAFT & VAN DER SANT 1999). KIRSCHEY (2000) berichtet aus Brandenburg, dass die dortigen „Jagdausübungsberechtigten (...) ihre Minks als eine Bereicherung der Tierwelt“ ansehen und von einer Bejagung Abstand nehmen. Auch RING (mündl.) glaubt vorerst nicht an eine künftige Bejagung der Tiere in der Oberpfalz.

1 (e) Begutachtung und Monitoring

Es besteht kein übergreifendes Monitoringprogramm für diese Art; eine abschließende Bewertung liegt nicht vor. Etwas Aufschluss geben Jagdstatistiken jener Bundesländer, die eine Bejagung des Minks erlauben. In der DDR wurden schon früh gezielte Fragebogenaktionen zur Bestandsabschätzung durchgeführt (STUBBE 1975). In Schleswig-Holstein wurden 1950 bis 1982 230 Tiere beobachtet, gefangen oder geschossen (HEIDEMANN 1983). STUBBE (1993) geht davon aus, dass hier eine reproduktionsfähige Population existiert. RING & PREUSCH (2000) erhoben ein Minkvorkommen in der Oberpfalz (Naab-Gebiet) und gehen ebenso wie KRAFT & VAN DER SANT (1999) von einer jungen, aber überlebensfähigen und sogar wachsenden Population aus (29 erlegte bzw. tot aufgefundene Tiere; Stand Februar 2000). Die Autoren glauben jedoch, dass die inoffizielle Zahl der Fänge höher ist, in vielen Fällen aber „aus Angst vor Konflikten mit dem Tierschutz oder Jagtrecht“ keine Meldungen vorliegen. Mittlerweile ist die Zahl der gefangenen Tiere sogar auf 60 angewachsen (Stand Oktober 2000, VAN DER SANT mündl.). Drei gefangene Weibchen in guter konditioneller Verfassung trugen Embryonen, auch Jungtiere werden mittlerweile gefangen. Damit ist die Reproduktion in freier Wildbahn auch für Nordostbayern nachgewiesen (VAN DER SANT mündl.). Nach VAN DER SANT (mündl.) umfasst das aktuelle Areal bereits die Landkreise Regen, Cham, Tirschenreuth, Weiden und Neustadt/Waldnaab.

SCHRÖPFER (mündl.) hat eine „Hotline“ für Minksichtungen in Nordwestdeutschland eingerichtet. Problematisch bei „Minksichtungen“ sind häufige Verwechslungen mit anderen Raubsäugern, z. B. Stein- und Baummarder. Auch die unklare Ansprache im Volksmund führt gelegentlich zur Verwirrung (vgl. LABES 1983).

Das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BStELF) hat die Zoologische Staatssammlung München beauftragt, Verbreitung, Bestandssituation, Ausbreitungstendenz, Nahrungsspektrum und Bekämpfungsmöglichkeiten des Minks im Raum Schwandorf zu untersuchen (KRAFT & VAN DER SANT 1999). Wesentliche Informationen für diese Untersuchung liefern Teichwirte, Jäger, Angler und Bisamfänger (vgl. RING & PREUSCH 2000). Die Autoren vermuten, dass der Mink in diesem Gebiet schon jetzt nicht mehr ausrottbar ist. KIRSCHEY (2000) empfiehlt nach den Beobachtungen im Löcknitz-Gebiet (vgl. 1 c) die Bekämpfung der Art.

2 Versuche, das Problem anzugehen

2 (a) Entscheidungsprozess

Bislang wurde der Empfehlung 77 der Berner Konvention (Berner Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer

natürlichen Lebensräume), den Mink auszurotten, noch nicht entsprochen. Eine nationale Entscheidung hierzu steht aus.

2 (b) Arten von Maßnahmen

Es gibt kaum Erfahrungen mit artspezifischen Bekämpfungsmaßnahmen. Der Mink darf im Gebiet der ehemaligen DDR bzw. den neuen Bundesländern seit 1984 vom 1. 10. bis 31. 3. bejagt bzw. gefangen werden. 12 der 29 bis Februar 2000 in Nordostbayern nachgewiesenen Tiere wurden in Bisamfallen gefangen, 5 in Kastenfallen (KRAFT & VAN DER SANT 1999). Vom Einsatz sogenannter Totschlagfallen wird wegen einer möglichen Gefährdung von Fischottern abgesehen (VAN DER SANT mündl., vgl. SCHMIDT 1985).

2 (c) Ausgewählte Maßnahmen

entfällt

2 (d) Verantwortliche Institutionen

entfällt

3 Durchführung und Effektivität der Maßnahmen

entfällt

3 (a) Wege und Mittel der Durchführung

entfällt

3 (b) Erfolge

entfällt

3 (c) Kosten

entfällt

4 Schlussfolgerungen

4 (a) Bedarf für weitere Untersuchungen

Für den Mink ist ein bundesweites Monitoring-Programm dringend angeraten, das insbesondere auf Verdrängungsmechanismen zwischen Mink und einheimischen Arten sowie eine potentielle Schädigung der Teichwirtschaft gerichtet sein sollte.

4 (b) Übertragbarkeit der Ergebnisse

entfällt

4 (c) Weiterer Informationsbedarf

Bezüglich Verbreitung und Ausbreitungstendenz von *Mustela vison* sowie Auswirkungen in betroffenen Ökosystemen besteht dringender Informationsbedarf.

5 Literatur

- ANDERSEN, J. (1981): Minken (*Mustela vison*) og Minkjagten in Danmark 1970/71 og 1972/73. – Danske Vildtungersoegelser 34.
- BOYE, P. (1996): Der Einfluß neu eingebürgerter Säugetierarten auf Lebensgemeinschaften. – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 168-174.
- BRÄSEKE, R. (1989): Zur Verbreitung und Ökologie des Minks (*Mustela vison* Schreber) im Bezirk Schwerin. – Wiss. Beitr. Univ. Halle (27): 333-346.
- CREUTZ, G. (1973): Zum Vorkommen des Nerzes in der Oberlausitz. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 48.
- DOLCH, D. (1994): Die Bedeutung der Gewässer für Säugetiere unter besonderer Berücksichtigung der Uferstrukturen. – Zeitschr. angew. Gewässerökol. Norddeutschlands 1: 152-160.
- GAFFREY, G. (1961): Merkmale der wildlebenden Säugetiere Mitteleuropas. - Leipzig.
- GELBRECHT, J. & R. ZIEBARTH (1996): Beiträge zur Fauna der Löcknitz-Niederung. – Beitr. angew. Gewässerökol. Norddeutschlands 3: 100-106.
- HEIDEMANN, G. (1983): Über das Vorkommen des Farmnerzes (*Mustela vison* f. *domestica*) in Schleswig-Holstein. – Z. Jagdwiss. 29: 120-122.
- HEMKE, E. (1967): Nerze entwischen. – Naturschutzarb. i. Mecklenb. 10(1): 47-48.
- HEMKE, E. (1980): Zur Entwicklung der wildlebenden Nerzpopulation im Gebiet der Mecklenburgischen Kleinseenplatte. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 23 (1): 23-26.
- HEPTNER, V. G. & N. P. NAUMOV (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. II: Seekühe und Raubtiere. Jena.
- HOFFMANN, M. (1974): Ist der Mink *Mustela vison* in der DDR schon heimisch? – Hercynia N. F. 11 (1): 69-78.
- ILLIG, H. (1984): Zur Einbürgerung des Minks (*Mustela vison* Schreber) in der Niederlausitz. – Biol. Studien Luckau 13: 71-73.
- KINTZEL, W. & K.-D. JOST (1987): Beitrag zur Säugetierfauna des Kreises Lübz. – Säugetierkd. Inf. 2 (11): 423-440.
- KIRSCHEN, T. (2000): Das „Neozoen-Problem“ aus Sicht des herpetologischen Artenschutzes. – In: NABU (ed.), Was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke? Zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt, S. 65-72.
- KÖRBEL, O. (1992): Die letzte Chance für den Nerz? – Fauna 4/92: 15-17.
- KRAFT, R. & D. VAN DER SANT (1999): Bestandssituation und Ausbreitungstendenz des Amerikanischen Nerzes (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Nordostbayern. – Säugetierkd. Inf. 4 (23): 447-452.
- LABES, R. (1983): Beitrag zur relativen Häufigkeit jagdbarer marderartiger Raubsäuger im Bezirk Schwerin 1977-1981. – Säugetierkd. Inf. 2 (7): 51-60.
- MÜLLER, M. (1994): Freilandfund eines Minks (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Osthessen. – Säugetierkd. Inf. 3 (18): 649-650.
- NIETHAMMER, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. – Berlin.
- POST, D. & M. LANDMANN (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. – Staatliches Amt für Wasser und Abfall. Aurich.

- RING, Th. & E. PREUSCH (2000): Minkvorkommen 1999 nach Erhebungsbögen des Fischereiverbandes Oberpfalz. – Unveröff. Studie, Regierung der Oberpfalz, Regensburg.
- SCHMIDT, A. (1985): Zum Vorkommen des Minks *Mustela vison* (Schreber 1777) im Süden des Bezirkes Frankfurt/Oder. – Säugetierkd. Inf. 2 (9): 292-297.
- SCHRÖPFER, R. (1999): Gewinner Mink – Verlierer Nerz. Nischenkämpfe. – Wild und Hund 102 (4): 32-34.
- SKIRNISSON, K. (1979): Food habits of Mink (*Mustela vison* Schreber) in Grindavik, south west Iceland. – Natturufræðingurinn 49: 194-203.
- SKIRNISSON, K. (1980): Food habits of Mink (*Mustela vison* Schreber) at river Sog, South Iceland. – Natturufræðingurinn 50: 46-56.
- SKIRNISSON, K. (1992): Die falsch verstandene Freiheit. – Fauna 4/92: 12-14.
- STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.
- STUBBE, M. (1975): Der Amerikanische Nerz *Mustela vison* (Schreber, 1777) in der DDR. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 9: 364-386.
- STUBBE, M. (1988): Die expansive Arealerweiterung des Minks *Mustela vison* (Schreber, 1777) in der DDR in den Jahren 1975-1984. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 15: 75-90.
- STUBBE, M. (1993): *Mustela vison* – Mink. – In: J. Niethammer, F. Krapp (ed.), Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger – Carnivora (*Fissipedia*). Wiesbaden.
- VIERHAUS, H. (1984): Amerikanischer Nerz, Mink – *Mustela vison* Schreber, 1777. – In: R. Schröpfer, R. Feldmann, H. Vierhaus (eds.), Die Säugetiere Westfalens, 312-313. Münster.

6 Experten

Tom Kirschen

NABU-Bundesfachausschuss Feldherpetologie/Ichthyofaunistik
Scharnhorststr. 27
D-10115 Berlin
Tel.: 0049-(0)179-5127362
e-mail: NABU-Brandenburg@t-online.de

Dr. Richard Kraft

Dipl.-Forstwirt Dirk van der Sant
Zoologische Staatssammlung München
Sektion Säugetiere
Münchhausenstr. 21
D-81247 München
Tel.: 0049-(0)89-8107-125
e-mail: Richard.Kraft@zsm.mwn.de

Dr. Thomas Ring

Bezirk Oberpfalz
Fachberatung für Fischerei
D-93039 Regensburg
Tel. 0049-(0)941-5680-567
e-mail: Thomas.Ring@bezirk-oberpfalz.de

Prof. Dr. Rüdiger Schröpfer

Universität Osnabrück
Ethologie und Didaktik der Biologie
D-49069 Osnabrück
schroepfer@biologie.uni-osnabrueck.de
<http://www.biologie.uni-osnabrueck.de/etholdid/lutreola.htm>

Prof. Dr. Michael Stubbe

Institut für Zoologie
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Domplatz 4
D-06099 Halle/Saale

Danksagung

Für Auskünfte und Hilfestellungen während der Anfertigung der Studie danken wir Prof. Dr. Klaus Adolphi (Universität Köln), Dr. Beate Alberternst (Universität Frankfurt), Dipl.-Biol. Florian Bemmerlein-Lux (IFANOS, Nürnberg), Prof. Dr. Reinhard Böcker (Universität Hohenheim), Dr. Jost Borcherding (Universität Köln), Dr. Frank Burghause (Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, Mainz), Dipl.-Biol. Olaf Geiter (Universität Rostock), Dr. Christian Götz (BMU, Bonn), Prof. Dr. Gerhard Hard (Universität Osnabrück), Volker Homers (WWF, Frankfurt), Dr. Dr. Jürgen H. Jungbluth (Projektgruppe Molluskenkartierung, Schlierbach), Tom Kirschey (NABU, Berlin), Prof. Dr. Ingo Kowarik (TU Berlin), Dr. Richard Kraft (Zoologische Staatssammlung, München), Dr. Andreas von Lindeiner (LBV, Hilpoltstein), Prof. Dr. Lenz Meierott (Gerbrunn), Prof. Dr. Werner Nezadal (Universität Erlangen), Dipl.-Ing. (FH) Bernd Raab (LBV, Hilpoltstein), Dipl.-Biol. Annemarie Radkowitsch (ForumNatur, Pforzheim), Dr. Thomas Ring (Regierung der Oberpfalz, Regensburg), Dr. Hartwig Schepker (Hannover), Prof. Dr. Rüdiger Schröpfer (Universität Osnabrück), Dr. Berthold Siessegger (Institut für Seenforschung, Langenargen), Dr. Uwe Starfinger (TU Berlin), Dipl.-Forstwirt Dirk van der Sant (Zoologische Staatssammlung, München), Johann Wagenknecht (Eckental), Dipl.-Biol. Martina Wagner (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin), Dipl.-Ing. Bernd Walser (Offenburg), Dr. Norbert Walz (IGB, Berlin), Dr. Walter Welss (Universität Erlangen) und Prof. Dr. Dietrich J. Werner (Universität Köln).

***Robinia pseudoacacia* L., Black Locust**

[Syn. *Robinia pseudacacia* L., *Robinia pseudo-acacia* L.]

English synonyms: False acacia

German synonyms: Robinie, Falsche Akazie, Gewöhnliche Scheinakazie, Akazie

1 Description of the problem

Robinia pseudoacacia grows on southward-facing slopes, rubble heaps, railway embankments, fallow fields and road verges in the German regions having warm summers. This tree species is characterized by rapid growth, and it forms dense and partly shading stands. It is capable of binding nitrogen, and as its litter degrades rapidly, the plant may alter a site profoundly by enriching it with nitrogen (nitrification). It thus promotes the settlement of nitrophytes in the herbaceous and arboreal layers of dry and warm oligotrophic locations (e.g. at abandoned vineyards), while displacing heliophilic and thermophilic specialists of interest to nature conservation that are adapted to infertile soils. Extended populations of Black locust shape the landscape, thus altering its characteristic appearance.

1 (a) Location of the case study

Studies conducted in Berlin and the surrounding sectors of the State of Brandenburg (northeastern Germany) have been selected as the representative case study (KOHLER & SUKOPP 1964, KOWARIK 1990, 1992, 1995d, 1996b, 1996c, GLAUCHE 1991, BÖCKER et al. 1998, WAGNER 2000, WAGNER oral comm.). Berlin is particularly impacted by the Black locust problem, because the destruction brought about in World War II created numerous wasteland areas which remained available for colonization by *R. pseudoacacia* for an extended period of time. *R. pseudoacacia* is regarded as "by far the most successful" neophyte tree species in Berlin and Brandenburg (KOWARIK 1992). The present report will be based on this case study, complemented by studies conducted at other landscapes in Germany.

1 (b) History of introduction

The North American leguminous tree *Robinia pseudoacacia* was first introduced to Paris by J. Robin (thus the name) between 1623 and 1635 (and not, as frequently cited, in 1601; cf. WEIN 1930, 1931, KOWARIK 1990). Black locusts were soon planted in the southwestern wine-producing regions of Germany for the production of poles for the vines, and the species was widely distributed by the late 18th century (cf. POTT 1992, BÖCKER 1995). SCHMIDT (1857) reported the first wild populations in Heidelberg. SCHWARZ (1899) described *R. pseudoacacia* as naturalized in the Nuremberg region ("at quarries, railroad crosscuts, especially abundant on the coarse sand substrate of sandstone"), and he also mentioned numerous plantings. According to POTT (1992) *R. pseudoacacia* attained the southern slopes of the Weser Mountains (Porta Westfalica) in the early 1990s. *R. pseudoacacia* is nowadays one of the neophyte wood species most widely distributed across Germany (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, SEBALD et al. 1992). The colonization of

the area of the case study is described in detail below, because it provides a typical example.

The spreading of *R. pseudoacacia* in Berlin and Brandenburg proceeded in several phases (after KOWARIK 1990). After its first planting (around 1670 in Berlin, presumably in the "Pleasance" (*Lustgarten*); ELSHOLTZ 1672, cf. WEIN 1930), the Black locust remained a rather rare ornamental tree for a long time. A first wave of spreading occurred during the last third of the 18th century (at the time of the "wood crisis") when it was advocated for plantations, because of its growth capacity on the frequently sandy soils of Brandenburg: "The acacia is probably the only notable one among the foreign wood species. It is uncontested that it grows relatively better on sand than most of our hardwoods, as long as it has a protected site and loose soil. But it must never be forgotten that it is more valuable as timber than as a tree, since its rapid growth decreases already after 30 or 40 years" (ANONYMOUS 1826/27, cited after KOWARIK 1990). *R. pseudoacacia* had already been often planted in parks (1719 in Britz near Berlin, 1736 in Trebnitz, 1753 mentioned in the inventory of a Berlin nursery; cf. GOTTHARD 1798, KOWARIK 1990). According to BURGSDORF (1787) plantations of Black locust occupied "entire districts" at the time, and it was recommended for the stabilization of inland dunes (as a "sand clamp") and as forage for bees (GLEITSCH 1769; cf. HINZ 1937, KRAUSCH 1977). This "euphoria" (KOWARIK 1990) regarding the Black locust, however, was followed by a more sober appraisal of its production capacity, so that it fell into "oblivion" again (BORCHMEYER 1829). Nevertheless, there were some 6000 ha of Black locust plantations in Germany still in the 1950s (according to BLÜMKE 1955/56, cf. WESTHUS 1981).

Since the late 19th century, *R. pseudoacacia* has spread widely by vegetative and generative reproduction throughout Brandenburg, and it has become established at exposed locations. It invaded specifically urban sites only after 1945 as a spontaneous pioneer on the rubble left by the bombing raids (cf. ELLENBERG 1996), and nowadays it forms extended groves, for instance, on wasteland areas of Berlin (KOWARIK 1990, BÖCKER et al. 1998). *R. pseudoacacia* has become well-established on urban rubble throughout the central European sector of the so-called Subsarmatic climate region (warm summers, subcontinental) (KOHLER & SUKOPP 1964; cf. ELLENBERG 1996). According to KOWARIK (1990), these spontaneous woods dominated by Black locust (BÖCKER et al. 1998) did not arise until the second half of the 20th century. In Alsace-Lorraine, however, old groves of Black locust exist on fields of rubble from World War I and from the War of 1870/71 (French fortresses that were blown up; personal observation). With the progressive abandonment of agriculture on dry and warm marginal fields since the mid-20th century, the Black locust has also begun to colonize dry arenaceous turf and other biotopes of relevance to nature conservation.

1 (c) Biology and ecology of *Robinia pseudoacacia* L.

Biology

Robinia pseudoacacia is a fast-growing deciduous tree capable of attaining a height of 25 m. It is a leguminous tree with leaves composed of 7 to 19 egg-shaped pinnules 1 to 3 cm wide and 2 to 6 cm long. The white blossoms are arranged in very fragrant clusters up to 20 cm in length. They make their appearance from the age of six years on, just after frondescence occurs (May-June). The blackish brown bean-shaped seed is up to 6 mm long and develops in flat pods up to 10 cm long. *R. pseudoacacia* takes root very intensively (OBERDORFER 1991) with a deep and far-reaching root system. Its regenerative capacity is exceptional due to root proliferation and presence of root-collar shoots ("Oskar strategy", cf. KOWARIK 1996c, 1997). It stops growing in height after 40 years at the latest, but some individuals may attain an age of more than 200 years. HOPP (1941) describes three varieties that differ in climatic adaptation, of which two, the "Freiburg Black locust" (*Freiburger Robinie*) and the "twisted Black locust" (*Krumme Robinie*), are important in Germany according to KOHLER (1963).

Ecology

Robinia pseudoacacia is a heliophilic pioneer on immature soils and prefers loose sandy alkaline to weakly acid gravel or clay soils. BÖCKER (1995) names a series of examples that illustrate the variety of soils capable of supporting Black locust stands. The species requires a comparatively long vegetation period as well as warmth during the summer, and it is sensitive to early frosts. At favorable sites *R. pseudoacacia* forms groves that resemble a pioneer forest, which some authors have defined as a distinct plant community (e.g. JURKO 1963, MÜLLER 1966). OBERDORFER (1992) discusses this type of vegetation in the context of *Sambucus nigra* and *Clematis vitalba* communities, especially because of the similarity of their undergrowth. The nitrification effect of *R. pseudoacacia* exerts a particular influence on the environment, so that the herbaceous layer of Black locust stands is dominated by representatives of the nitrophilic perennial herb vegetation (*Glechometalia*) such as cleavers, *Galium aparine* (*Galium aparine - Robinia pseudoacacia* community, OBERDORFER 1992). Other thermophilic pioneer forest species are common as well (*Prunetalia* species, e.g. blackthorn, *Prunus spinosa*, gooseberry and currant, *Ribes spp.*, hawthorn species, *Crataegus spp.*), as is the common elder (*Sambucus nigra*). The incompatibility of Black locust with beech, birch, and mosses has also been the subject of many reports (KOHLER 1963, KOWARIK 1990). At later stages, stands of Black locust are increasingly colonized by thermophilic species of central European deciduous forests, such as common oak (*Quercus robur*), wild cherry (*Prunus avium*) and hazelnut (*Corylus avellana*). WINTERHOFF (1991) reports that the mycoflora of Black locust communities is poor in species (due to nitrogen binding and lack of mycorhiza formation). *R. pseudoacacia* ranges from the lowlands to an elevation of 700 m.

In Berlin, stands of Black locust accommodate many other woods (38 tree species, 35 species of shrubs, 4 woody vines, according to KOWARIK 1990). KOHLER & SUKOPP 1964 discriminated between a bent grass type on dry, low-alkaline soils (with common bent-grass, *Agrostis tenuis*, among others) and a celandine type on more moist

and humic soils (with the greater celandine, *Chelidonium majus*, cleaver, *Galium aparine*, nettle, *Urtica dioica*, herb Robert, *Geranium robertianum*, and others).

The fauna of stands of Black locust has been studied as well (e.g. NOTTBOHM 1988, JANSSEN & KLEIN 1992, PLATEN & KOWARIK 1995). In southwest Berlin, KASCH & NIKOLAI recorded three generations of the monophagous predator *Phylloporicter robinella*, which is new to the area, in 1999, but they do not expect that it will significantly affect the stands of *R. pseudoacacia* of Berlin in the long term.

Actual impacts on threatened ecosystems

The negative effects of a *R. pseudoacacia* invasion are generally based on the features described in section 1(c). The species exerts an enormous competitive pressure on other woods, due to its rapid growth and its root competition. This effect is less pronounced in Germany, which is only partially subcontinental and submediterranean in character (see above), compared to neighboring southeastern regions (e.g. Hungary and Austria, see below). In Germany, the species that suffer most are weakly competitive pioneer and heliophyte woods such as silver birch (*Betula pendula*) and Scots pine (*Pinus sylvestris*).

The modification of the soil's chemical properties by *R. pseudoacacia* is more serious. The rapid decomposition of its litter and the plant's nitrogen-binding capacity create an unusually rapid and elevated nutrient concentration (HOFFMANN 1961). Moreover, shading at exposed dry locations improves the water balance and thus results in a higher rate of nutrient turnover. These effects are particularly serious from the standpoint of nature conservation, because dry and warm locations that are particularly worthy of protection (oligotrophic turf, vineyards, quarries, dunes) are rapidly and irreversibly damaged after being colonized by Black locust. At favorable locations, *R. pseudoacacia* also colonizes abandoned dehiscent fruit meadows (BÖCKER & DIRK 2000). In all of these cases, the unchecked proliferation of *R. pseudoacacia* destroys the existence base of the established vegetation and its associated fauna (e.g. PLATEN & KOWARIK 1995). The Black locust communities that replace them (see above) have a herbaceous layer that is relatively poor in species (e.g. KOWARIK 1992, 1995a) and dominated by nitrophilous ubiquists.

The Black locust problem is most serious in those parts of Germany having a subcontinental or submediterranean climate. This includes large parts of western Germany (e.g. the regions of the upper Rhine, lower Main and Moselle, with a mean annual temperature above 9°C, cf. BÖCKER & DIRK 1998), as well as (northern) East Germany (in the so-called "Subsarmatic zone", especially Brandenburg and Mecklenburg - West Pomerania; cf. ELLENBERG 1996). In these areas the plants invade pine populations, overgrow blackthorn-privet scrubs, and "destroy" dry and semi-dry turf (e.g. KORNECK & PRETSCHER 1984, BITZ 1987, PLESS 1995). In western Germany they also displace ruderal heliophytes in vineyards (e.g. RICHTER 1978, GRUNICKE 1996). WENDELBERGER (1954, 1955) mentions cases of "forest destruction" by *R. pseudoacacia* in Austria. In the colder regions of Germany, the Black locust is not relevant to nature conservation (e.g. BÖHMER 1994, QUINGER et al. 1994).

KOHLER AND SUKOPP (1964) surmised that stands of Black locust would not be a permanent phenomenon, at least at mesophilous locations, because maple species (Norway maple, *A. platanoides*, and sycamores, *A. pseudoplatanus*) developed "well" at the sites they observed, so that *R. pseudoacacia*, which is sensitive to

shading (cf. LYR et al. 1993), would soon be outcompeted. KOWARIK (1990, 1992) examined this prediction and found that although a series of potentially competitive trees has installed itself in these groves of Black locust, there are still hardly any signs of an expulsion of *R. pseudoacacia*. And according to BÖCKER (1995), it is not at all certain that the Black locust will be replaced by more competitive autochthonous wood species in the course of succession. Species such as oak (*Quercus robur*), ash (*Fraxinus excelsior*), and hornbeam (*Carpinus betulus*) are present only at low levels of constancy in groves of Black locust (KLAUCK 1986, OBERDORFER 1992, BÖCKER 1995). According to BÖCKER & DIRK (2000) there are "no signs of a reduction in vitality" even in groves that are more than 50 years old. This applies to the southwestern range, where old man's beard (*Clematis vitalba*) is the only species capable of overgrowing the Black locust canopy and of visibly impinging upon the trees (BÖCKER 1995; cf. VOIGT 1993). The resulting gaps are, however, quickly closed by offshoots having growth rates of more than 1 m per vegetation period.

The effects of stands of Black locust on the appearance of the landscape (e.g. KOHLER 1964, BITZ 1985, ROHDE 1994) are a controversial topic. Whereas many authors reject the Black locust because it is an alien species atypical of the region (e.g. MACHATZI 1991, KNOERZER et al. 1996), others (e.g. BÖCKER 1995) assert that unstructured landscapes are enriched by Black locust. The same author also points out that the species is useful in protecting the soil against erosion, producing timber and serving as forage for bees (op.cit.). In Berlin, for instance, the urban sectors characterized by stands of Black locust (on rubble) still take up 3.1% of the surface area of the western part (the former West Berlin; after BÖCKER et al. 1998). At many locations *R. pseudoacacia* shapes the urban landscape and is not necessarily regarded as a problem.

1 (d) Vectors of invasion

The establishment of *Robinia pseudoacacia* in central Europe is due to various vectors of dispersal that reflect the changing history of dealing with the species (cf. 1(b)). The vectors of deliberate anthropogenic introduction were:

- occasional planting as an ornamental shrub since the 17th century (*R. pseudoacacia* is still commonly used as an ornamental plant).
- increasing and sometimes massive plantings from the late 18th century on, and into the 20th century, for various purposes (production of poles in wine-growing areas, stabilization of the soil in sandy regions, use for props in mining, afforestation).

In addition, the vectors of involuntary anthropogenic spreading during the 20th century are:

- the creation of favorable habitats during World War II (heaps and fields of rubble in many destroyed cities); some of these areas are still available to *R. pseudoacacia* today.
- the large-scale abandonment of agriculture on marginal soils. Many fields throughout Germany, particularly at exposed sites, have reverted to the wild state because of the declining use for pasture. When the climate and soil conditions are favorable (cf. 1(c)), *R. pseudoacacia* is a principal element of the shrub flora.
- the creation of railroad embankments and canal banks made of gravel.

The principal means of spreading of *R. pseudoacacia* is vegetative, usually following anthropogenic introduction by planting. Generative dispersal is less important, and can recently be regarded as irrelevant (cf. BÖCKER 1995, KOWARIK 1995a), although it may occur at disturbed stony sites. However, WAGNER (oral comm.) has observed the spontaneous appearance of seedlings with subsequent spreading on natural and near-natural dry and oligotrophic turf as well.

1 (e) Assessment and monitoring activities

There is no monitoring program for this species. There is no conclusive evaluation.

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

R. pseudoacacia has been subject to control measures in the area of jurisdiction of the Berlin Senate Administration of Urban Development (*Senatsverwaltung für Stadtentwicklung*) for about 10 years, but control is usually restricted to problem cases. The numerous factors associated with the spreading of the Black locust require a precise determination of the time and place of intervention (WAGNER oral comm.). The stages in the decision-making process are the following:

- Where is *R. pseudoacacia* present?
- Does it show a tendency to spread?
- Is there a likelihood of impingement upon desirable species or communities?
- Are there possibilities to control the Black locust?

One of the problems is that many areas are turned over to the department only after the Black locust problem has become serious. In such cases (one indicator, for instance, is the presence of celandine, *Chelidonium majus*, in the undergrowth), there remains no possibility of controlling *R. pseudoacacia* with reasonable effort, nor of reversing the nitrification of the soil. The control strategy then focuses on weakening the Black locust population and promoting autochthonous climax species, for instance to further the rapid development of a site-adapted oak-hornbeam grove, or similar species-rich mixed woodland communities (WAGNER oral comm.).

2 (b) Types of measures

The Black locust can be controlled by mechanical measures (uprooting, girdling, excavation, see 2(c)), by cropping (horses, sheep, goats), or by the application of chemicals (e. g. Selest40 - HOFFMANN 1964) (cf. KOHLER 1964).

2 (c) Selected options

In the area of jurisdiction of the Berlin Senate Administration of Urban Development (the supreme nature conservation authority), the Black locust is controlled by girdling, uprooting by hand, horse or machines, flailing of stem shoots, and repeated uprooting of offshoots. In exceptional cases, stands of Black locust are excavated. Follow-up work needs to be continued for several years.

2 (d) Responsible institutions

**Senatsverwaltung für Stadtentwicklung
(Senate Administration of Urban Development)**

Martina Wagner

I E 243

Am Kölnischen Park 3

10179 Berlin

Tel.: +49 (0)30 9025-1163

e-mail: martina.wagner@senstadt.verwalt-berlin.de

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

Girdling is carried out in late spring, just after the plants bloom and begin to develop their leaves (in Berlin this is usually in June). The girdle consists in a horizontal incision that is cut or sawed into the lower part of the stem, and it must penetrate beyond the bark; it is at least 2 cm in width and reaches around 9/10 of the stem, leaving a bridge of about 1/10 of the circumference. This strongly reduces the transport of assimilation products to the roots, but without stimulating the plant to form new shoots from the lower stem. The incision needs to be controlled during the following years, and sometimes its occlusion must be removed because total regeneration may otherwise result. If the tree exhibits reduced vitality in the following years (e.g., if it blooms very little, or not at all), then it may be felled, or the girdle may be completed to encompass the entire circumference of the trunk (the dead wood is left standing, thus avoiding damage to the soil). Girdling can only be performed on thick trunks, because the stability of the heartwood must be preserved to prevent the trunk from snapping, with ensuing formation of stem shoots and offshoots.

Young Black locust are cleared by hand, using a grub hoe and other tools. Medium-sized trees are removed with horses, and large trees and extended stands are cleared with tractors or excavators.

If the trees are cut down or if they are girdled too far, they grow stem shoots which must be cut off as well. Injury, insufficient girdling and superficial clearing result in the growth of offshoots from the roots, and these need to be cleared regularly, sometimes repeatedly in the course of the year (WAGNER oral comm.).

3 (b) Achievements

At appropriate locations a stand may be brought under control (i.e. strongly reduced vitality of the remaining individuals, cessation of spreading of Black locust and the accompanying nitrophilous vegetation) if the girdling is executed carefully, the necessary follow-up tasks are continued for 2 to 5 years, and the work is completed by cutting the bridge of the girdle or felling the plant. The stand still needs to be monitored, because it may suddenly revitalize by occlusion of the girdle or formation of offshoots. The method works well at semi-shaded sites (directed succession), but less well on oligotrophic turf where the wood needs to be removed completely.

Careful clearing is apparently successful only in the case of individual trees, or young or small stands, or on humid soil. It is almost impossible to crush the vitality of the

Black locust on oligotrophic, warm-dry, sunny and sandy soils. At these sites, root shoots capable of growing more than 25 cm per week will still appear after the area is cleared, even if the procedure is repeated several times. As a rule, the more suitable a location is for Black locust, the more advanced its establishment, and the more favorable the weather conditions during the year that control measures are undertaken, the more difficult it will be to control the plant, and it may often be impossible altogether (WAGNER oral comm.).

3 (c) Costs

Expenditures for the control of *Robinia pseudoacacia* were about 60,000 DM from 1997 to 1999 (11,000 in 1997; 40,000 in 1998; 8500 in 1999 - WAGNER pers. comm.).

4 Conclusions

4 (a) Further measures

It still needs to be determined whether the long-term development of old groves of Black locust ultimately does lead to the formation of near-natural autochthonous woods, or whether the modification of the sites due to the particular properties of *R. pseudoacacia* prevents an establishment of indigenous vegetation permanently. Therefore, it is advisable to monitor aging groves of Black locust.

4 (b) Replicability

The choice of control method depends on the specific features of the problem and the characteristics of the impacted area. If this is taken into consideration, the results can be adopted for implementation in other landscapes as well.

4 (c) Information

Information on the distribution of *Robinia pseudoacacia* is adequate at present.

5 References

- BITZ, A. (1985): Zur Situation des Naturschutzes im Lennebergwald bei Mainz. – Natursch. u. Ornith. Rheinl.-Pfalz 4 (1): 1-26.
- BITZ, A. (1987): Anmerkungen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im NSG „Mainzer Sand“ und angrenzenden Gebieten. – Mainzer Naturw. Arch. 25: 583-604.
- BLÜMKE, S. (1955/56): Beiträge zur Kenntnis der Robinie. – Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges. 59: 38-65.
- BÖCKER, R. (1995): Beispiele der Robinien-Ausbreitung in Baden-Württemberg. – In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 57-65. Landsberg.
- BÖCKER, R., GRENZIUS, R., BLUME, H.-P., HORBERT, M., RIPL, W., SUKOPP, H. & A. v. STÜLPNAGEL (1998): Stadtökologische Raumeinheiten von Berlin (West). – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, Beihet 8.
- BÖCKER, R. & M. DIRK (2000): Expandierende Robinien? Acht Jahre Dauerflächenuntersuchungen in Südwest-Deutschland. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

- BÖHMER, H. J. (1994): Die Halbtrockenrasen der Fränkischen Alb – Strukturen, Prozesse, Erhaltung. – Mitt. Fränk. Geogr. Ges. 41: 323-343.
- BORCHMEYER, ? (1829): Oekonomische Musterung der bei uns eingeführten ausländischen Holzarten. – Verh. Ver. z. Beförd. d. Gartenbaus 5: 378-398 (zit. nach KOWARIK 1990).
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. – 5. Aufl., Stuttgart.
- ELSHOLTZ, J. S. (1672): Vom Garten-Baw. – 2. Aufl., Cölln (zit. nach KOWARIK 1990).
- GLAUCHE, M. (1991): Bedeutung neophytischer Gehölze für den Artenreichtum städtischer und siedlungsnaher Biozönosen. – Berliner Naturschutzblätter 35 (1): 5-15.
- GLEDITSCH, J. G. (1769): Betrachtung über die Beschaffenheit des Bienenstandes in der Mark Brandenburg nebst einem Verzeichnis von Gewächsen aus welchen die Bienen ihren Stoff zum Honig und Wachse einsammeln. – Riga (zit. nach KOWARIK 1990).
- GOTTHARD, J. C. (1798): Die Cultur des unächten oder weißblühenden Acacienbaums. - Maynz (zit. nach KOWARIK 1990).
- GRUNICKE, U. (1996): Populations- und ausbreitungsbiologische Untersuchungen zur Sukzession auf Weinbergsbrachen am Keuperstufenrand des Remstales. - Stuttgart (= Diss. Bot. 261).
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HINZ, G. (1937): Peter Joseph Lenné und seine bedeutendsten Schöpfungen in Berlin und Potsdam. – Berlin.
- HOFFMANN, G. (1961): Die Stickstoffbindung der Robinie (*Robinia pseudacacia* L.). – Arch. Forstw. 10: 627-632.
- HOFFMANN, G. (1964): Wirkung des Herbicides „Selest40“ bei der Bekämpfung von Robinien (*Robinia pseudo-acacia* L.) und unerwünschten Weichlaubhölzern in Mischbeständen. – Arch. Forstw. 13: 33-45.
- HOPP, H. (1941): Methods of Distinguishing between the Shipmast and Common Forms of Black Locust on Long Island. – U. S. Dep. Agr. Techn. Bull. 742, N. Y..
- JANSSEN, A. & R. KLEIN (1992): Robinienwälder im Stadtgebiet von Saarbrücken und ihre Bedeutung für die Avifauna. – Naturschutzforum 5/6: 177-200.
- JURKO, A. (1963): Die Veränderung der ursprünglichen Waldphytozönosen durch die Introduktion der Robinie. – Ceskosl. ochrana prirody 1: 56-76.
- KASCH, K. & V. NICOLAI (2000): *Phyllonorycter robiniella* – ein nordamerikanischer Schmetterling an Robinien neu in Berlin. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.
- KLAUCK, E.-J. (1986): Robinien-Gesellschaften im mittleren Saartal. – Tuexenia 6: 325-334.
- KNOERZER, D., KÜHNEL, U., THEODOROPOULOS, K. & A. REIF (1996): Neophytische Gehölze in Wäldern Südwestdeutschlands, bei besonderer Berücksichtigung des Douglasienanbaues. – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 19-28.
- KOHLER, A. (1963): Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. – Beitr. Naturk. Forsch. SW-Deutschland 12 (1): 3-18.
- KOHLER, A. (1964): Das Auftreten und die Bekämpfung der Robinie in Naturschutzgebieten. – Veröff. Landesst. F. Natursch. u. Landespfl. Bad.-Württ. 32: 43-46.
- KOHLER, A. (1968): Zum ökologischen und soziologischen Verhalten der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Deutschland. – Ber. ISVV: 402-407.
- KOHLER, A. & H. SUKOPP (1964): Über die soziologische Struktur einiger Robinienbestände im Stadtgebiet von Berlin. – Sitzungsber. Ges. Naturf. Freunde (N. F.) 4 (2): 74-88.
- KORNECK, D. & P. PRETSCHER (1984): Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und Probleme ihrer Erhaltung. – Natur u. Landschaft 59 (7/8): 307-315.

KOWARIK, I. (1990): Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Gehölzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. – Verh. Berl. Bot. Ver. 8: 33-67.

KOWARIK, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beiheft 3.

KOWARIK, I. (1995a): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes? - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 33-56. Landsberg.

KOWARIK, I. (1995b): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): Plant Invasions – General Aspects and Special Problems, 15-38.

KOWARIK, I. (1995c): On the role of alien species in urban flora and vegetation. – In: P. Pysek, K. Prach, M. Rejmánek, M. Wade (eds.): Plant Invasions – General Aspects and Special Problems, 85-103.

KOWARIK, I. (1995d): Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten. Mit einem Beitrag zur syntaxonomischen Einordnung ruderaler Robinienwälder. – Ber. D. Reinh.-Tüxen-Ges. 7: 47-67.

KOWARIK, I. (1996a): Auswirkungen von Neophyten auf Ökosysteme und deren Bewertung. – UBA-Texte 58/96: 119-155.

KOWARIK, I. (1996b): Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten. Mit einem Exkurs zu ruderale Wäldern in Berlin. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 104: 1-22.

KOWARIK, I. (1996c): Funktionen klonalen Wachstums von Bäumen bei der Brachflächen-Sukzession unter besonderer Beachtung von *Robinia pseudoacacia*. – Verh. Ges. Ökol. 26: 173-181.

KRAUSCH, H.-D. (1977): Das Wirken von Johann Gottlieb Gleditsch auf dem Gebiete der Landeskultur. – Gleditschia 5: 5-35.

LYR, H., HOFFMANN, G. & K. DOHSE (1963): Über den Einfluss unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. – Flora 153: 291-311.

MACHATZI, B. (1991): Die Waldbaurichtlinien der Berliner Forsten. – In: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (ed.), Informationen aus der Berliner Landschaft 12(42).

MÜLLER, T. (1966): Die Wald-, Gebüscht-, Saum-, Trocken- und Halbtrockenrasengesellschaften des Spitzbergs. – In: Der Spitzberg bei Tübingen. Natur- u. Landschaftsschutzgeb. Bad.-Württ. 3: 278-475. Ludwigsburg.

NOTTBOHM, G. (1988): Zur Molluskenfauna einiger Robiniengehölze auf Flugsandböden des Hessischen Rieds. – Hessische faunistische Briefe 8(2): 20-28.

OBERDORFER, E. (1991): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 6. Aufl., Stuttgart.

OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche. – Stuttgart.

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

PLESS, H. (1995): Pflanzensoziologische Untersuchungen der Trockenrasen an den Hängen des Odertales zwischen Seelow und Frankfurt (Oder). Ein Vergleich des Zustandes ausgewählter Bestände aus den 50er Jahren mit den heutigen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4(3): 27-31.

POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Stuttgart.

QUINGER, B., BRÄU, M. & M. KORNPROBST (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (ed.), Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.1. München.

RICHTER, M. (1978): Landschaftsökologische Standortanalysen zur Ermittlung des natürlichen Potentials von Weinbergbrachen am Drachenfels. Ein Beitrag zur angewandten Landschaftsökologie. – Bonn (= Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 45).

ROHDE, U. (ed., 1994): Die Sandhausener Dünen. Naturkundliche Beiträge zu den Naturschutzgebieten „Pferdstrieb“ und „Pflege Schönau-Galgenbuckel“. – Beih. Veröff. Natursch. Landespfl. Bad.-Württ. 80. Stuttgart.

SCHMIDT, J. A. (1857): Flora von Heidelberg. – Heidelberg.

SCHWARZ, A. F. (1899): Phanerogamen- und Gefässkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 2. Folge. – Nürnberg.

SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 3. – Stuttgart.

VOIGT, K. (1993): Vegetationskundliche Untersuchungen in Beständen von *Robinia pseudoacacia* L. am Spitzberg bei Tübingen. – Unveröff. Diplomarbeit Univ. Hohenheim.

VON BURGSDORF, F. A. L. (1787): Ueber die in den Waldungen der Kurmark Brandenburg befindlichen einheimischen und in etlichen Gegenden eingebrachten Fremden Holzarten. – Schr. Ges. naturforsch. Freunde zu Berlin 7: 236-266 (zit. nach KOWARIK 1990).

WAGNER, M. (2000): Maßnahmen zur Kontrolle problematischer neophytischer Arten in Berliner Naturschutzgebieten. – Vortrag auf der Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

WENDELBERGER, G. (1954): Steppen, Trockenrasen und Wälder des pannonicischen Raumes. – Angewandte Pflanzensoziologie 1: 573-634.

WENDELBERGER, G. (1955): Die Robinie in den Trockenwäldern Mittel- und Osteuropas. – Allg. Forstzeitschr. 10 (13): 167-168.

WEIN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 1. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 42: 137-163.

WEIN, K. (1931): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa, Teil 2. – Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 43: 95-154.

WESTHUS, W. (1981): Zur Vegetationsentwicklung von Aufforstungen, insbesondere mit *Robinia pseudoacacia* L.. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 21 (4): 211-225.

WINTERHOFF, W. (1991): Zur Pilzflora zweier Robinien-Gehölze bei Battenberg/Pfalz. – Boletus 15: 103-110.

6 Experts

Prof. Dr. Ingo Kowarik

Technische Universität Berlin
Institut für Ökologie
Rothenburgstr. 12
D-12165 Berlin
Tel.: +49-(0)30-314-71350
e-mail: kowarik@TU-Berlin.de

Prof. em. Dr. Herbert Sukopp

Brückenstraße 6
D-10179 Berlin
Tel.: +49-(0)30-2471-2039

Prof. Dr. Reinhard Böcker

Universität Hohenheim
Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie 320
Schloß Mittelbau (West)
D-70599 Stuttgart
Tel.: +49-(0)711-459-3510
Fax: +49-(0)711-459-2831
e-mail: boeckerr@uni-hohenheim.de

***Reynoutria japonica* HOUTT., Japanese Knotweed**

[Syn. *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECRAENE, *Polygonum cuspidatum* SIEB. ET ZUCC., *Polygonum reynoutria*, *Polygonum zuccarinii*, *Polygonum Sieboldii* Hortorum, *Pleuropteris zuccarinii*, *Pleuropteris cuspidatus* (SIEB. ET ZUCC.) H. GROSS, *Tiniaria japonica* (HOUTT.) HEDBERG]

English synonyms: Japanese bamboo, Mexican bamboo, Fleece-flower, Hancock's curse

German synonyms: Japanischer Staudenknöterich, Japan-Knöterich, Japanischer Knöterich, Japanischer Flügelknöterich, Spitzblättriger Knöterich, Zugespitzter Knöterich, Spieß-Knöterich

1 Description of the problem

Reynoutria japonica has spread widely in Germany (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, JÄGER 1995). It grows mainly on the banks of brooks and rivers, but also on industrial locations, ruderal sites, the verges of paths, railroad embankments, coal heaps and on the edges of woods. At some locations it forms extended dense stands, exerting great competitive pressure upon the rest of the vegetation. *R. japonica* is capable of completely changing the structure and species composition in affected ecosystems. One of the most serious problems is that it modifies or expels the autochthonous vegetation in the flood plains of streams, making the river banks more susceptible to erosion.

1 (a) Location of the case study

Investigations conducted in Baden-Württemberg (southwest Germany) have been selected as the representative case study (LfU 1994, 1995, KEIL & ALBERTERNST 1995, ALBERTERNST 1998). The area investigated lies in the Ortenau region east of the upper Rhine along the rivers Kinzig, Wolfach und Rench. The study focused on the section of the Kinzig from Schiltach to its mouth on the Rhine at Kehl as well as the entire course of the Wolfach from its source in the Black Forest at Kniebis to its mouth on the Kinzig at the town of Wolfach. The present assessment is based on this case study, and complemented by results obtained at other ecosystems in Germany.

1 (b) History of introduction

Reynoutria japonica has been planted in Europe since 1823 (initially in the Netherlands; after JÄGER 1995), or 1825 (HEGI 1981), and used as an ornamental and forage plant (for bees, among others). The plant was notable for its size and rapid growth, and it has escaped into the wild from nurseries and parks in Germany since the mid-19th century (e.g. Zwickau 1872, Rostock 1879; after JÄGER 1995). It spread mostly along the courses of streams, usually at locations where the vegetation had been thinned out by anthropogenic disturbance (cf. WITTIG 1991). SCHEMMANN (1884) was the first to report *R. japonica* in Westfalia (Ruhr at Witten, "established for a long time"). SCHWARZ (1900) described the species in the region of Nuremberg as "sometimes growing wild and maintaining itself for years, but without blooming", specifying

two locations. ZIMMERMANN (1906) also found it at the beginning of the 20th century on the Neckar at Ilvesheim. According to JÄGER (1995) Japanese knotweed was reported as growing wild in Dresden in 1919 and in the Upper Lausitz region in 1927. It has proliferated in recent decades (since the mid-20th century), often because it was planted for the stabilization of riversides. The first great wave of dispersal in the foothills of the Ore Mountains is dated by KOSMALE (1981) to the early 1960s. *R. japonica* has firmly established itself in many places and must be regarded as an agriophyte (established in ruderal and semi-natural communities) (e.g. KASparek 1999). In the central sector of the Renn, for instance, "it has largely replaced the native vegetation along sections of several kilometers" (SEBALD et al. 1993, cf. ALBERTERNST et al. 1995, BAUER 1995). Until recently, it was still being planted to screen the view (e.g. in Stuttgart) and sometimes for fodder (in cultivated fields) or as forage for wild animals (at the edges and in clearings of forests).

1 (c) Biology and ecology of *Reynoutria japonica* HOUTT.

Biology

Reynoutria japonica is a perennial plant (geophyte) which grows to a height of 1 to 3 m (up to 5 m), depending on the variety. In the soil it grows long, strong and branched stolons (polycorms, description of the rhizome sections in ADLER 1993), and it forms thickets that completely shade the ground and exert great competition for light and root space on other species. The stems above ground are stout with knotted sections (thus the name), bearing large triangular leaves up to 20 cm long and up to 10 cm wide. The small whitish blossoms form conglomerates within a paniculiform axillary inflorescence up to 10 cm in length. The flowering period lasts from July to September, and the fruit is a trigonous nut up to 4 mm long. *R. japonica* is dioecious, self-incompatible, polyploid (octoploid) and capable of vegetative reproduction. When it blooms late the seed remain infertile. Its reproductive ability is extraordinary: 7 g of rhizome tissue are sufficient to regenerate a new plant, even if the tissue is located 2 m beneath the surface. It has been known to pierce asphalt layers 5 cm thick. It may grow as much as 30 cm per day during its main growth phase (cf. SCHULDES & KÜBLER 1990; SUKOPP & SCHICK 1991, 1992, 1993; LfU 1994, 1995; ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b; HARTMANN et al. 1995; HAYEN 1995; ALBERTERNST 1998).

Ecology

Reynoutria japonica is relatively undemanding and has a wide ecological amplitude on sparse and semi-shaded locations. In its native area in Japan the species mostly accompanies the herbaceous layer in riparian woodland, and it is also a pioneer on rubble and volcanic substrates (SUKOPP & SUKOPP 1988). In its Japanese range, *R. japonica* sometimes occurs in ruderal communities, but is generally regarded as a non-problematic part of the corresponding succession series (ALBERTERNST 1998). In central Europe, Japanese knotweed preferentially colonize the banks of brooks and rivers, but they also grow on anthropogenic sites such as railroad embankments, coal heaps, industrial locations and other ruderal sites. The stands are rather small on pebble grounds, for instance, but their growth can be lush on loamy and partly skeletal flood plains. Growth is fostered by the proximity to groundwater, abundant nutrients, and periodic flooding. In the city of Hagen, for instance, the preferred

habitats of Japanese knotweed are gravelly soils at sunny or semishaded locations (SCHLÜPMANN 2000). In the area of the case study, the plant mainly grows on river banks and on the edges of willow and alder brush woods (after LfU 1994). In elevation, its range in Baden-Württemberg extends from 90 to 710 m, rarely up to 1000 m (JÄGER 1995).

Reynoutria japonica has no direct ecological antagonists in central Europe at present (KOSMALE 1976, DIAZ & HURLE 1995; but see below). In addition, it hybridizes in its new range with *Reynoutria sachalinensis*, a close relative that is rare in Germany, to form *Reynoutria x bohemica*, a hybrid unknown in the native areas of Japanese knotweed and Sakhalin knotweed (ALBERTERNST 1998). This hybrid is particularly resistant to control measures, and its distribution is not well-known (ALBERTERNST et al. 1995a, 1995b; KEIL & ALBERTERNST 1995; KONOLD et al. 1995; ALBERTERNST 1998).

Actual impacts on threatened ecosystems

The rhizomes of *Reynoutria japonica* under run neighboring stands of plants for several meters before resurfacing to develop shoots with strongly shading effects. According to DVWK (1996), *R. japonica* is capable of invading almost any vegetation of perennial herbs and ruderal sites (*Convolvulion*, *Aegopodium*, *Arction*, *Dauco-Melilotion*), forming dominant populations (*Reynoutrietum japonicae* GÖRS 1974 corr., Syn. *Polygonetum cuspidati* GÖRS 1974, *Reynoutria japonica* community; cf. GÖRS 1974, SCHMITZ & STRANK 1986, SCHULDES & KÜBLER 1991, ADLER 1993, SCHUBERT et al. 1995, SUKOPP 1996). Hardly any other plant is able to thrive in closed stands of *R. japonica*, because of the competition for root space and for light. According to the investigations conducted by ALBERTERNST (1998), the number of species was between 18 and 30 (average of 7.7 per 0.5 m²) in *Reynoutria* sites, and between 14 and 40 (average of 10.6 per 0.5 m²) in sites without *Reynoutria*. SCHLÜPMANN (2000) observed that *R. japonica* particularly displaces stands of butterbur (*Petasitetum hybridii*) and natural nitrophilous fringe communities (*Urtico-Aegopodietum podagrariae*). However, its competitive capacity is much weaker at shaded sites. SCHLÜPMANN (2000) has observed that the fern *Matteuccia struthiopteris* may act as an autochthonous antagonist equal in competitive capacity to Japanese knotweed. This confirms results obtained by SCHEPKER (1998) in Lower Saxony, who found that control of *R. japonica* (to protect *Matteuccia struthiopteris*) may be unnecessary when the two species compete directly.

Reynoutria japonica displaces forage plants of specialized animal species. A disappearance of yellow loosestrife (*Lysimachia vulgaris*) stands, for instance, means that the melittid bee *Macropis labiata* loses a food source. The displacement of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) similarly restricts the availability of food to another melittid, *Melitta nigricans* (cf. WESTRICH 1989, SCHWABE & KRATOCHWIL 1991, ZIMMERMANN & TOPP 1991, HARTMANN et al. 1995). The flowers of *R. japonica* are visited mainly by hoverflies and bees (HARTMANN et al. 1995, SCHLÜPMANN 2000).

The actual and the potential effects of the spreading of *R. japonica* need to be considered on a regional basis. The principal populations of *R. japonica* along streams are concentrated in certain regions. In Baden-Württemberg these are mostly the River Neckar and first-order tributaries on the western slopes of the Black Forest (e.g. the Rench and Kinzig). Other important populations exist along the Sulzbach, Wolf and Enz rivers (after LfU 1994). In the region of the Ortenau case study and on many other streams in western Germany (sometimes in low mountain ranges as well, e.g.

SCHEPKER 1998), *R. japonica* must be classified as very problematic, while it plays a minor role or none at all in some other areas (e.g. on the Dutch border, and in Hesse and northern Bavaria, cf. WITTENBERGER 1977, WITTIG 1981, DIERSCHKE ET AL. 1983, WALTER 1989, ADOLPHI 1995, NEZADAL & BAUER 1996, KAPEREK 1999, GATTERER & NEZADAL in pr., ADOLPHI oral comm., cf. 1(d)). The principal problem with regard to the maintenance of watercourses is that floods wash away the grounds of *Reynoutria* stands, because their shading effect impedes the establishment of a stabilizing herbaceous layer (LfU 1994).

1 (d) Vectors of invasion

R. japonica depends on hemerochory for dispersal; generative reproduction seems to be insignificant in central Europe, even though the seed is capable of germination in greenhouses (ADLER 1993). ADOLPHI (oral comm.) has observed the frequent production of fertile seed in the Rhineland region. A decline in the frequency of early and late frosts may result in increasing fertility of the seed (KOSMALE 1981). Japanese knotweed is used in reinforcement and repair work on river banks, among others. Rhizomes capable of sprouting are built into river embankments to stabilize them, producing shoots within days. Stone-built banks promote an establishment of *R. japonica* stands (HARTMANN et al. 1995). During a flood, parts of the plants are torn off and dispersed across the flood plain. Deposited rhizomes sprout quickly, and because of their strong vegetative reproduction, they particularly displace tall perennial herbs on disturbed sites (cf. 1(c)). The massive dispersal of *R. japonica* is additionally made possible by the absence of pests. According to ZWÖLFER (1973) only evidence of grazing by snails is sometimes visible on young leaves. Infections by pathogens are usually rare too (DIAZ & HURLE 1995). This and the extraordinary competitive capacity mentioned above are usually seen as the causes of the synanthropic extension of its range. In light of the results of the Ortenau case study, however, it is advisable to consider more seriously the causes exposed below, because they appear more likely to explain the very strong regional differences in the *Reynoutria* problem (cf. 1(c)).

Possible causes of the exceptionally important populations along the rivers of the western slope of the Black Forest may be:

- considerable natural rhizome drift due to the high relief energy which results in locally intensive disturbances along the streams
- considerable anthropogenic rhizome drift due to the frequent and intensive stream regulation measures undertaken
- the early introduction of different varieties of *R. japonica* as an ornamental plant in the spas of the Black Forest
- the use of river bank soil containing rhizomes in road construction (after LfU 1994, ALBERTERNST oral comm., WALSER oral comm.).

The numerous small landscapes in Germany vary greatly with respect to the natural dynamics of their watercourses, and the resulting differences in river bank maintenance and repair are sure to be largely responsible for the differences in the abundance of *Reynoutria* (ALBERTERNST oral comm.).

1 (e) Assessment and monitoring activities

The distribution, behaviour and control of *R. japonica* has been studied since 1990 by the former Agency of Water Resources and Soil Protection (*Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz; WBA*) - now renamed Rhine Waters Directorate, Offenburg Section (*Gewässerdirektion Rhein, Bereich Offenburg*). Long-term monitoring areas (cf. 2(b)) were established following the extreme flooding of the Rench and Kinzig rivers in December of 1991 to survey typical damage caused by the spreading of *R. japonica* plants that had not been observed to this extent before (LfU 1994). In 1993 and 1994 the staff of WBA conducted an *ad hoc* survey among the relevant agencies and local authorities to obtain an overview of the Japanese knotweed populations and their distribution (ALBERTERNST et al. 1995). The mapping of the banks of the rivers Wolfach and Kinzig between Schiltach and Biberach was carried out in 1995 (ALBERTERNST 1998).

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

The spreading of *R. japonica* was already judged as problematic in the 1970s. Isolated control measures (mostly by chemical means) were not undertaken with the necessary continuity (WALSER oral comm.). Following the experience of the flood in December of 1991 (cf. 1(e)) the WBA of Offenburg began to prepare a research program for the control of *R. japonica* (LfU 1994, WALSER oral comm.). The program was funded by the Ministry of the Environment of the State of Baden-Württemberg and the Regional Council of Freiburg. The Institute of Landscape and Plant Ecology of the University of Stuttgart-Hohenheim concluded an accompanying study on the biology and ecology of the species by the end of 1994. The objective of these investigations was to develop an action plan to eradicate *R. japonica* and prevent its further spreading, and to promote the autochthonous flora in addition (LfU 1994).

2 (b) Types of measures

The program investigated the efficacy of the following control methods:

- mowing and flailing at various intervals,
- chemical and thermal procedures,
- plantings,
- browsing,
- technological procedures.

The methods were tested by conducting a long-term monitoring at 78 sites infested by *R. japonica* along first-order tributaries in different habitats lying within the jurisdiction of the WBA of Offenburg (lower terrace of the flood plain of the Rhine, Kinzig-Murg gorge, and the foothills and central sector of the Black Forest). Experiments on controlling knotweed with calcium cyanamide and quicklime, as well as thermal procedures were discontinued after 1993 (LfU 1994).

The work at the long-term monitoring areas (and corresponding control areas) consisted of the following activities:

- marking a 2-by-2 m monitoring surface (permanent plot) with metal plates placed level with the surface,

- recording the position, exposure, shading and other relevant ecological parameters,
- supervision of the appropriate measures,
- weekly determination of the dominance, abundance, vitality, and length and diameter of the shoots of *R. japonica* and other species,
- documentation and evaluation of the data followed by their graphical presentation (LfU 1994).

2 (c) Selected options

Browsing

Horses and cattle like to feed on young leaves of *R. japonica* (DVWK 1997). This results in an unbroken turf, however (WALSER 1995), and is therefore not viewed by DVWK (1997) as an ideal method for ecologically oriented watercourse management, because it equally prevents the growth of native riverside woods. In the opinion of the agencies concerned, however, browsing by sheep is the most effective and least expensive control method in large-sized areas of vegetation along non-natural sectors of streams (WALSER oral comm.).

Herbicides

Round-up (glyphosate) was applied at those locations where satisfactory results were not achievable by other control methods. This agent, a total herbicide, quantitatively removes the vegetation from the area of application, and its use is prohibited in the immediate proximity of surface waters. Moreover, stands of *R. japonica* need to be re-treated because of the high resistance of the rhizomes (LfU 1994). An environmentally adequate alternative is to inject the herbicide (1:1 with water) into the large pith cavities of the basal internodes of the stem (HAGEMANN 1995). This treatment also needs to be repeated in the following year, and it is required to maintain a distance of 5 to 10 m from the watercourse.

Plantings (competition)

According to LfU (1994, 1995) and DVWK (1997), the installation and spreading of *R. japonica* is hindered by reed grass (*Phalaris arundinacea*), common reed (*Phragmites communis*), butterbur species (*Petasites* spp.) and alder (*Alnus glutinosa*). The suppression of Japanese knotweed by native riverside woods requires plantations sufficiently wide on both banks.

High-water damage to river banks should be repaired by applying earth that is free of knotweed. The sites should be covered with jute sacking (or sprigs of spruce) and planted densely with willow cuttings. Excavated soil containing knotweed rhizomes should be composted with fresh compost (1:1); in light soils, mechanical screening of rhizome fragments can be achieved with a drum sieve. The latter methods, however, entail a residual risk of contamination (LfU 1994).

Mowing and flailing

ADLER (1993) observed that mowing for several years in a row transforms dominant stands of Japanese knotweed into diverse communities. The plants must be mown before mid-May in order to prevent the transport of assimilation products to the rhizomes. Complete elimination of the species was impossible, however, even after seven years. Removal of the mow has no effect, because the loss in biomass is compensated by the reserves stored in the rhizomes (LfU 1994), even though it reduces the mass of the storage corms (ADLER 1993). Frequent mowing weakens desirable plants as well (ADLER 1993, KONOLD et al. 1995). The so-called "flailing" procedure does not cut the shoots cleanly, but damages them more seriously by striking them off (KRETZ 1995). This method is now favored over the traditional mowing procedure, because it also leaves the turf undamaged (WALSER oral comm.).

Prescribed burning

The effect of burning is similar to that of mowing, except that the ashes directly refertilize the soil.

Covering with black foil

The plant equally overcomes this method with its rhizome network. Moreover, the foil needs to be weighted throughout its entire surface, because otherwise it will be lifted by the shoots.

2 (d) Responsible institutions

Gewässerdirektion Rhein (*Rhine Waters Directorate*)

Bernd Walser
Ortenberger Str. 11
D-77654 Offenburg
Tel.: +49 (0)781 933-0

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (*State Agency of Environmental Protection of Baden-Württemberg*)

Manfred Bauer
Griesbachstr. 1
D-76185 Karlsruhe
Tel.: +49 (0)721 983-0

Büro für Landschaftsentwicklung (*Office of Landscape Development*)

Michael Kretz
Hauptstr. 21
D-79357 Weisweil am Rhein

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

The investigations on the effectiveness of the measures were partly conducted by the WBA, and partly commissioned to other institutions (initiation, observation and evaluation of browsing methods, technological procedures for sieving soil contaminated by rhizomes, monitoring of biological engineering construction methods).

3 (b) Achievements

Browsing

Sheep create and maintain an unbroken turf. Browsing by Galloway cows, sheep and goats completely eliminated *R. japonica* on the banks of the Nordrach (LfU 1994). Control of *R. japonica* requires three to four grazings per year (minimum of 20 animals per ha, cf. LfU 1994, WALSER 1995). An area of 10 ha has been cropped very successfully this way (WALSER oral comm.).

Mowing

Mowing at least three times a year weakens *R. japonica* enough to force it to tolerate the company of other tall plants (LfU 1994). The dates at which mowing is conducted are set according to the height of the plants (40 cm at least). But even mowing four times a year is insufficient to control *R. japonica*. During the first year, the plants must be mown at least eight times. Intensive mowing (six to eight times a year) complemented by the planting of desirable species is only successful after four to seven years, however (LfU 1994).

Herbicides

The combination of the herbicide Round-up with mowing has proven particularly successful. *R. japonica* is mown in June of the first year. The new shoots are injected with the toxin as soon as they attain a length of 20 cm, because the direction of the transport of material begins to reverse itself at this time. If this procedure is repeated in the following year, the location becomes "clean" in the third year (WALSER oral comm.). This method has now been applied successfully in Berlin as well (FEILHABER 2000). The herbicides Banvel M, Banvel 4S, Basinex P, Harmony and Basta have also been tested, but the results were not as good (LfU 1994).

Plantings (competition)

Young plantations (247 plants on about 400 m²) of autochthonous riverside woods (alder, *Alnus glutinosa*; ash, *Fraxinus excelsior*; bird cherry, *Prunus padus*) and other native trees (sycamore, *Acer pseudoplatanus*; wild lime, *Tilia cordata*; oak, *Quercus robur*; hornbeam, *Carpinus betulus*; Wych elm, *Ulmus glabra*) and shrubs (hazelnut, *Corylus avellana*; wild privet, *Ligustrum vulgare*) on previously mown areas had no lasting effect on *R. japonica* (LfU 1994).

Chemical and thermal methods

Quicklime (10 kg per 10 m²) and calcium cyanamide (10 kg per 50 m²) were applied to dew-moist stands of *R. japonica* 70 to 120 cm in height in August, 1992. In another experiment, the plants at two monitoring sites were burned by using a propane gas burner. Both procedures are ineffective and partly counterproductive (re-fertilization of the treated site, LfU 1994).

3 (c) Costs

The expenses for the control of *R. japonica* are not listed separately at present in the budgets of the agencies concerned, but it is planned to do so in the future (WALSER oral comm.). In LfU (1994) the costs are described as follows:

- Grazing: 100 sheep, 3 to 4 times per year on 3 ha: 2400 DM
- Sieving of rhizome fragments from soil material: 7-10 DM/m³

4 Conclusions

4 (a) Further measures

Continued monitoring of the spreading of *R. japonica* and its hybrid *R. x bohemica* is advisable (cf. ALBERTERNST 1998), particularly in landscapes with highly morphodynamic river banks.

4 (b) Replicability

The choice of control method depends on the specific features of the problem and characteristics of the impacted area. If this is taken into consideration, the results of the Ortenau case study can be adopted for implementation in other landscapes as well.

4 (c) Information

According to LfU (1994), the principal method to control *R. japonica* is to disseminate information on its characteristics. This is the only means to prevent an establishment of new primary populations and further involuntary spreading of the plant. But there is little awareness of the problem, even in areas strongly impacted by Japanese knotweed. This also affects public acceptance of the often burdensome control measures. Successful management therefore requires the dissemination of comprehensive information to a wide sector of the public.

5 References

ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – Nardus 2: 1-272.

ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – Tuexenia 13: 373-397.

ALBERTERNST, B., KONOLD, W. & R. Böcker (1995): Genetische und morphologische Unterschiede bei der Gattung *Reynoutria*. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.),

Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 113-124. Landsberg.

ALBERTERNST, B., BAUER, M., KONOLD, W. & R. BÖCKER (1995): *Reynoutria*-Arten in Baden-Württemberg – Schlüssel zur Bestimmung und ihre Verbreitung entlang von Fließgewässern. – Flor. Rundbr. 29 (2): 113-124.

ALBERTERNST, B. (1998): Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. - Freiburg (=Culterra 23).

BAUER, M. (1995): Verbreitung neophytischer Knötericharten an Fließgewässern in Baden-Württemberg. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 105-111. Landsberg.

CHILD, L., WADE, M. & M. WAGNER (1998): Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. – In: U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (eds.): Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses, 143-154.

DIAZ, M. & K. HURLE (1995): Am Japanknöterich vorkommende Pathogene: Ansatz zu einer biologischen Regulierung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 173-178. Landsberg.

DIERSCHKE, H., OTTE, A. & H. NORDMANN (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Beiheft 4.

DWK (ed., 1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflußter Vegetationstypen. – Bonn (= Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. 112; Bearbeiter: W. Goebel).

DWK (ed., 1997): Neophyten - Gebietsfremde Pflanzenarten an Fließgewässern. Empfehlungen für die Gewässerpflege. – Broschüre der GFG (Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung). Mainz.

FEILHABER, I., BALDER, H., NIEMEYER, H. & M. WAGNER (2000): Versuche zur Bekämpfung des Japanischen Knöterich (*Reynoutria japonica*) mit Herbiziden. – Poster-Beitrag zur Tagung „Biologische Invasionen – Herausforderung zum Handeln?“, 4.-7. 10. 2000, TU Berlin, Institut für Ökologie.

GATTERER, K. & W. NEZADAL (in pr.): Flora des Regnitzgebietes.

GOLDER, F. (1922): Neue Standorte. – Mitt. Bad. Landesver. Naturk. Naturschutz N. F. 1(8): 220-221.

GÖRS, S. & Th. MÜLLER (1969): Beitrag zur Kenntnis der nitrophilen Saumgesellschaften Süddeutschlands. – Mitt. flor.-soz. Arb. Gem. N. F. 14: 153-168.

GÖRS, S. (1974): Die Wiesengesellschaften im Gebiet des Taubergiesen. – In: Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. 7: 355-399. Ludwigsburg.

HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger Bericht. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 179-194. Landsberg.

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

HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.

HAYEN, B. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an *Reynoutria japonica*. Erste Ergebnisse. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.) Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 125-140. Landsberg.

HEGI, G. (1981): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. III Angiospermae, Dicotyledones (1). – Berlin.

JÄGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. – Flora 180: 101-131.

- JÄGER, E. J. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. – Schr.-R. f. Vegetationskde. 27 (Sukopp-Festschrift): 395-403.
- KASPEREK, G. (1999): Neophytie unter arealkundlichen und standortsökologischen Aspekten, dargestellt an einer Fallstudie aus dem Flußgebiet der Eifel-Rur/Westdeutschland. – Erdkunde 53: 330-348.
- KEIL, P. & B. ALBERTERNST (1995): *Reynoutria x bohemica* Chrtek & Chrtkova im westlichen Ruhrgebiet. – Natur und Heimat 55 (3): 85-88.
- KONOLD, W., B. ALBERTERNST, S. KRAAS & R. BÖCKER (1995): Versuche zur Regulierung von *Reynoutria*-Sippen durch Mahd, Verbiß und Konkurrenz: Erste Ergebnisse. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 141-150. Landsberg.
- KOSMALE, S. (1976): Die Veränderung der Flora und der Vegetation in der Umgebung von Zwickau, hervorgerufen durch Industrialisierung und Intensivierung von Land- und Forstwirtschaft. - Diss. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg.
- KOSMALE, S. (1981): Die Einwanderung von *Reynoutria japonica* Houtt. – Bereicherung unserer Flora oder Anlaß zur Besorgnis? – Ges. Natur und Heimat Dresden, Florist. Mitt. 1981 (3): 6-11.
- KRETZ, M. (1995): Praktische Bekämpfungsversuche des Japanknöterichs (*Reynoutria japonica*) in der Ortenau. In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, 151-160. Landsberg.
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1994): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. I. Erprobung ausgewählter Methoden. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (ed., 1995): Kontrolle des Japan-Knöterichs an Fließgewässern. II. Untersuchungen zu Biologie und Ökologie der neophytischen Knöterich-Arten. Stuttgart (= Handbuch Wasser 2).
- NEZADAL, W. & M. BAUER (1996): Der Einfluß von Neophyten auf die uferbegleitende Vegetation an Fließgewässern in Mittelfranken. – In: D. Brandes (ed.), Braunschweiger Kolloquium zur Ufervegetation von Flüssen. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 4: 243-258.
- SCHEMMANN, W. (1884): Beiträge zur Flora des Kreises Bochum, Dortmund und Hagen. – Verh. naturhist. Ver. Rheinl. u. Westf. (Bonn) 1884: 185-250.
- SCHEPKER, H. (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. - Stuttgart.
- SCHLÜPMANN, M. (2000): Zur Neophyten-Flora der Volmeaue im Hagener Stadtgebiet. – Decheniana 153: 37-49.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1985): Die drei *Reynoutria*-Sippen (*Polygonaceae*) des Aachener Stadtwaldes. – Gött. Flor. Rundbr. 19: 17-25.
- SCHMITZ, J. & K. J. STRANK (1986): The sociology of *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*) in the Nunicipial Forest of Aachen, West Germany. – Decheniana 139 (0): 141-147.
- SCHUBERT, R., HILBIG, W. & S. KLOTZ (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. – Jena.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. – Unveröff. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg.
- SCHULDES, H. & R. KÜBLER (1991): Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. – Arbeitsbl. Naturschutz (12): 1-16. Karlsruhe.

- SCHWABE, A. & A. KRATOCHWIL (1991): Gewässerbegleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. – NNA-Ber. 4 (1): 14-27.
- SCHWARZ, A. F. (1900): Phanerogamen- und Gefässkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg-Erlangen und des angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura. Bd. 2: Spezieller Teil, 3. Folge. – Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 1. – Stuttgart.
- SUKOPP, H. (1996): Gefährdung von Flora und Vegetation durch Neophyten? – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 7-18.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1991): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. I.: Über Floral- und Extrafloral-Nektarien. – Verh. Bot. Verein Brandenburg 124: 31-42.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1992): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Natur und Landschaft 67: 503-505.
- SUKOPP, H. & B. SCHICK (1993): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III.: Morphologie der Laubblätter. – Diss. Bot. (Festschrift Zoller): 163-174.
- SUKOPP, H. & U. SUKOPP (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. in Japan und in Europa. - Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel: 354-372.
- WALSER, B. (1995): Praktische Umsetzung der Knöterichbekämpfung. - In: R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold & S. Schmidt-Fischer (eds.): Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management, S. 161-171. Landsberg.
- WALTER, E. (1989): Zur Ausbreitung der beiden fernöstlichen Staudenknöteriche (*Reynoutria japonica* und *R. sachalinensis*) in Oberfranken. – LXIV. Bericht Naturforsch. Ges. Bamberg: 1-17.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. – Stuttgart.
- WITTENBERGER, W. (1977): Zur Ausbreitung des Staudenknöterichs im Raum Offenbach am Main. – Ber. Offenb. Ver. Naturkde. 80: 31-34.
- WITTIG, R. (1981): Untersuchungen zur Verbreitung einiger Neophyten im Fichtelgebirge. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 52: 71-81.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. - Stuttgart.
- WOLKEN, K. & H. VAN DEEST (1997): Neophyten – Grüne Neubürger breiten sich aus. – BSH-Merkblatt 50 (1). Eystrup/Weser.
- ZIMMERMANN, F. (1906): Flora von Mannheim und Umgebung. – Mitt. Bad. Bot. Ver. 5: 85-104, 109-137, 141-158.
- ZIMMERMANN, K. & W. TOPP (1991): Anpassungserscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (*Polygonaceae*) in Zentraleuropa. – Zool. Jahrb., Abt. Systematik, Ökologie und Geographie der Tiere 118 (4): 377-391.
- ZWÖLFER, H. (1973): Possibilities and Limitations in Biological Control of Weeds. – OEPP/EPPO Bulletin 3(3): 19-30.

6 Experts

Dr. Beate Alberternst

Botanisches Institut der Universität Frankfurt
Abteilung Geobotanik
Siesmayerstraße 70
D-60323 Frankfurt
Tel.: +49-(0)69-798-24731
e-mail: alberternst@em.uni-frankfurt.de

Prof. Dr. Klaus Adolphi

Universität zu Köln
Institut für Biologie und ihre Didaktik
- Botanik –
Gronewaldstraße 2
D-50931 Köln
Tel.: +49-(0)221-470-6901
e-mail: k_adolphi@yahoo.com

Dr. Hartwig Schepker

Rampenstraße 16
D-30449 Hannover
Tel./Fax: +49-(0)511-2146789
e-mail: postbox@hartwig-schepker.de

***Senecio inaequidens* DC. 1837, South African Ragwort**

[Syn. *Senecio reclinatus* L.f., *Senecio laetus* Forster f. ex Willdenow, *Senecio harveianus* Mac Owan, *Senecio vimineus* Harvey non DC., *Senecio paniculatus* Berg., *Senecio douglasii* DC., *Senecio burchellii* DC., *Senecio carnulentis* DC., *Senecio fasciculatus minor* Schlecht.]

German synonyms: Schmalblättriges Greiskraut, Schmalblättriges Kreuzkraut, Ungleichzähniges Greiskraut, Südafrikanisches Greiskraut

1 Description of the problem

Senecio inaequidens DC. has spread very rapidly in Germany since the 1970s after immigrating from the west (region of Aachen) and northwest (Bremen). It prefers ruderal sites along transport routes (railways, highways), and on urban wasteland, slag heaps, construction sites and other anthropogenically disturbed locations, where the plant becomes dominant particularly in late summer. The extraordinary rapidity with which it has spread, as well as the possible increase in its competitive capacity in various plant communities, justify taking a closer look at *S. inaequidens*.

1 (a) Location of the case study

The ecology of the species has not been the subject of any detailed investigation in Germany to date. This report focuses on the state of North Rhine-Westfalia, because it contains the center of dispersal and distribution of *S. inaequidens* in Germany, and thus represents the region in which there is the greatest amount of experience in dealing with the species.

1 (b) History of introduction

Senecio inaequidens is an adventitious plant in wool introduced to Europe from South Africa (originally native to the "Highveld" of Transvaal, Natal and Orange Free State). Five primary centers of dispersal (sites having wool processing industry) have been reported: Mazamet (southern France), Calais, Verona, Liège and Bremen (cf. WERNER et al. 1991). Its first occurrence in Germany was detected at the overseas port of Bremen (specimen 1896, Bremer Überseemuseum; after KUHBIER 1977). Other early but ephemeral occurrences have been reported from Hannover (1896) and Leipzig (FIEDLER 1938). The wave of its eastward propagation from the center of dispersal at Liège (since 1955) attained the western border of Germany at Aachen around 1970, followed by the first reports in West Germany (SEYBOLD 1976, DICKORÉE & ADOLPHI 1977, GERSTBERGER 1978). It also spread from an older population near Düsseldorf, and reports of sites east of the Rhine became frequent a little later (KORNECK 1982, BÜSCHER 1984). The plant has been reported from the Cologne area since about 1980. OBERDORFER (1983) was the first to term the plant as naturalized. It has colonized the eastern Ruhr area (around Dortmund) since about 1990. At this time, its German range was mostly restricted to the western part of North Rhine-Westphalia and the area around Bremen (HAUPLER & SCHÖNFELDER 1989). In 1985 *S. inaequidens* appeared in northern Hesse on railroad gravel (at the station of Kassel-Bettenhausen, SAUERWEIN 1986). The gap in distribution between the Liège and Bremen areas was closed by the mid-1990s (cf. KUHBIER 1977, WEBER 1987,

BÜSCHER & LOOS 1993, RADKOWITSCH 1997, RICHTER 1997). Isolated occurrences were reported by the early 1990s from the upper Rhine Valley (MAZOMEIT 1991), the Neckar region (including the area of Stuttgart, freight depot of Tübingen 1978, cf. GOTTSCHLICH 1979) and Bavaria (first detected 1979 in the western sector of the Bavarian Alps; cf. BAUER & ESCHELMÜLLER 1979, ZAHLHEIMER 1986, MEIEROTT 1991, GATTERER & NEZADAL in press). ADOLPHI (1992) detected the first occurrence of *S. inaequidens* on the Baltic island of Rügen, and KÖNIG (1995) in Berlin. BRENNENSTUHL (1995) reported isolated pioneers in Saxony-Anhalt, eastern Thuringia and the area of Lower Lausitz, and HENKER (1996) in Mecklenburg-West Pommerania. IHL (1997) judged that *S. inaequidens* had become established in Saxony. The latest reports have come from Thuringia (REUTHER 1999: "Mass occurrence at the railroad yard at Straußfurt"), from Greifswald (KÖNIG & STARKE 2000) and from Bavaria [not mentioned yet in SCHÖNFELDER & BRESINSKY 1990; but according to DÜRING 1997 the species attained eastern Bavaria "at the tracks of the industrial port of Deggendorf" by 1996 at the latest; according to ADOLPHI (oral comm.) it was common along the streetcar and railway tracks of Munich in the summer of 2000, but without forming dense stands; according to RADKOWITSCH (oral comm.) it is presently common on the dividing strip of highways in the Munich area; in October 2000 mass occurrence along highway A9 south of Feucht, personal observation], so that it may be assumed that the range of the species is spread throughout Germany, at least along railroad tracks (cf. RADKOWITSCH 1997).

1 (c) Biology and ecology of *Senecio inaequidens* DC.

Biology

Senecio inaequidens is a perennial shrubby herb about 60 cm high. It is poisonous to humans. The plant consists of a highly branched stem, woody at its base, with many, mostly slender, linearfolious leaves (1 to 7 mm in width), and lemon-yellow flower heads attaining up to 25 mm in diameter. The species displays a fair amount of variability in leaf shape and width (*inaequidens* = heterodont, cf. ADOLPHI 1997). Its flowering period lasts from July to December, according to reports from southwestern Germany (OBERDORFER 1983, SEBALD et al. 1996), and from early May to December, according to reports from the Bremen region (KUHBIER 1996). The beginning of the flowering period has continuously shifted "forward" during recent years; e.g. GERST-BERGER determined in 1978 that the plant flowered in fall and winter (September to January); BÜSCHER (1989) and MOLL (1989) discuss the adaption of its flowering period to central European conditions. According to RADKOWITSCH (oral comm.), the enormous seed production of the species probably leads to the rapid development of adapted ecotypes. ADOLPHI (1997) thinks that the "adaptation" of the blooming period rather occurs because the young plants need to grow for several months before being capable of flowering, thus initially appearing to be late-flowering plants when they invade a new habitat. On the other hand, established mature plants may bloom already in April or May after mild winters (WERNER et al. 1991, ADOLPHI 1997). KUHBIER (1996) has observed two principal flowering periods (late July and early September); this observation has been confirmed by ADOLPHI (1997). Dense stands ("Senecio inaequidens stands", cf. e.g. BRANDES 1993, REIDL 1995) produce "enormous seed quantities" (ADOLPHI 1997), creating great colonization pressure, even in unusual habitats (e.g. lawns, and the façade of the cathedral at Cologne, see below).

Ecology

In its native region, *Senecio inaequidens* DC. originally colonizes skeletal sectors on steep, moist and grassy slopes, as well as the sandy and gravelly banks of periodic streams at elevations between 1400 and 2850 m (HILLIARD 1977). In Germany *S. inaequidens* grows on warm and dry ruderal sites, mostly with gravelly or sandy soil. The species is also found on railroad locations (both, highly frequented and dead tracks, DÜRING 1997), on the dividing strip of highways (WERNER oral comm.), at river ports (RICHTER 1997), on flat roofs and in flower tubs (BÜSCHER & Loos 1993), logging areas and storm-damaged forests (WERNER et al. 1991), at industrial sites (HARD 1993, MEIEROTT oral comm.), in disused quarries "mostly on surfaces ranging from fine gravel to stone at dry and exposed slopes" (MÜCKSCHEL 2000). A list with other sites at which *S. inaequidens* may occur can be found in WERNER et al. (1991), along with data on the species' sociology (cf. in addition HÜLBUSCH & KUHBIER 1979, BRANDES 1993, HERRMANN 1994, REIDL 1995). First investigations of heteropteran communities on *S. inaequidens* have been conducted by WERNER (1993, others in prep.). ADOLPHI (oral comm.) has lately observed aphids on *S. inaequidens* (ammunition depot near Brüggen on the lower Rhine). In elevation, its range extends from sea level to almost 600 m (MENGEN railroad station, after SEBALD et al. 1996).

The dispersal behavior of the plant is typical of many neophytes. It is characterized by a lag phase lasting years (or decades) between its first colonization of a new habitat and its subsequent, usually explosive proliferation. On an industrial site at Osnabrück, for instance, a stand of *S. inaequidens* persisted for years without spreading (HARD 1993); now the plant is found "in all of the city's residential districts" (HARD oral comm.). The population described on Rügen Island in 1992 (ADOLPHI 1992) has only attained seven individuals to date (ADOLPHI oral comm.). Several literature references indicate that this behavior is common (e.g. KEHREN 1995). RADKOWITSCH (1997) therefore classifies colonization by *S. inaequidens* into three phases: 1. an initial phase in which merely isolated and sometimes ephemeral individuals of the species occur, and in which the new population is only maintained by the further arrival of diaspores; 2. an establishment phase, in which *S. inaequidens* becomes capable of persisting without further supply of diaspores, and during which the size of the population gradually increases; 3. a migration phase, in which the plant proliferates mostly by anemochory along linear ruderal and anthropogenic structures.

A noteworthy phenomenon is that *S. inaequidens* has also extended its range in South Africa to anthropogenic locations with weak competition (particularly on verges of roads and on areas damaged by fire, but also on coastal dunes) of the eastern Cape Province, and in Lesotho, Botswana, Namibia and Mozambique. "In South Africa the species now also colonizes a wide ecological range of areas, from dry to humid habitats, stone to clay soils, exposed to shaded locations" (WERNER et al. 1991; cf. ADOLPHI 1997; see below).

Actual impacts on threatened ecosystems

The experts interviewed agree that *Senecio inaequidens* DC. does not demonstrably pose a threat to autochthonous species or plant communities at present (ADOLPHI, HARD, MEIEROTT, WERNER, RADKOWITSCH oral comm.s). In central Europe the plant rather appears to fill vacant ecological niches (ASMUS 1988, ADOLPHI 1997, KUHBIER 1996, and others; cf. also DETTMAR 1993). It equally grows at locations that had been

largely devoid of vegetation, for instance on the gravel of railroad tracks (HARD 1993) and on slag heaps impacted by heavy metals (see below). It needs to be considered, however, that *S. inaequidens* is a perennial herb with a woody stem base, forming stands capable of exerting strong competitive pressure (e.g. by shading) on small annual and biennial ruderal species (e.g. sandworts, *Arenaria* spp.), and that it is selectively promoted by non-specific control measures (e.g. herbicide application, mowing; cf. 1(d)). According to WERNER et al. the species attains its optimum in *Dauco-Melilotion* communities, but its association is generally weak. ADOLPHI (1997) discusses the possible ecological displacement of indigenous species in more detail, concluding that in the end *S. inaequidens* depends a protracted anthropogenically disturbed regime (cf. also ASMUS 1988), and remains incapable of permanent establishment in an undisturbed process of succession. Species such as the perennial wall rocket (*Diplotaxis tenuifolia*) are able to resist *S. inaequidens* even in the early stages of succession (ADOLPHI 1995). It appears that willowherbs (*Epilobium angustifolium* and *E. hirsutum*) as well as creeping thistles (*Cirsium arvense*) may be expelled. This does not constitute an actual threat to these species, however, as it is usually restricted to local shifts in dominance in favor of *S. inaequidens* (ADOLPHI 1997). The author refrains from making a final assessment: "It is impossible as yet to estimate whether the colonization of near-natural spaces (such as rocky sites on the central Rhine) may put indigenous species at risk" (ADOLPHI 1997). It has lately been observed that *S. inaequidens* does form dominant populations on areas of broken rock (ADOLPHI oral comm.). It is therefore impossible to exclude a threat to autochthonous species of great importance to nature conservation (e.g. blue lettuce, *Lactuca perennis*).

The spreading of *S. inaequidens* to cereal cultures (e.g. wheat) may entail another problem, not just due to the species' competitive capacity, but particularly because of its poisonous quality. According to BROMILOV (1995), *S. inaequidens* is a crop weed in South Africa and repeatedly finds its way into bread. Cases of lethal poisoning have supposedly occurred. The poison has repeatedly been detected in milk as well, even though *S. inaequidens* is usually avoided by grazing animals. In Germany *S. inaequidens* has been found on fallow fields (according to SUMSER in ADOLPHI 1997), but it has not yet been detected on cultivated surfaces.

1 (d) Vectors of invasion

In the early 1970s *Senecio inaequidens* was propagated with the westerly winds - being anemochorous - from the region of Liège to western Germany (WERNER et al. 1991). The species is now spreading eastward along linear anthropogenic structures (RADKOWITSCH 1997, ADOLPHI 1998), in particular along railway lines and highways. GRIESE (1996) believes that diaspores may additionally be transported over considerable distances in the profile of tires. The air turbulence along the edge of transportation routes concentrate the diaspores, promoting the development of stands. RADKOWITSCH (oral comm.) thinks that frequent maintenance measures (creation of open soil surfaces by "stripping") on the dividing median of highways represent an important vector. DÜRING (1997) mentions dispersal via the transport of soil and by drift into open surfaces.

It has variously been observed that the species is exceptionally resistant to herbicides (HARD oral comm.), and it is apparently promoted by mowing as well. RADKOWITSCH (oral comm.) terms the species as "resistant to mowing". WERNER (oral

comm.) observed near Aschaffenburg that after the dividing strips of highways were mowed, the stumps cut down in June to a length of 5 cm began to sprout at once, blooming after a few weeks. It may be assumed, therefore, that control measures provide a competitive advantage over other ruderal plants (cf. also GUILLERM et al. 1990: "This species stays a long time into rural sites, and recently increases in fields, favoured by chemical weed control").

Climate change has also been considered as a possible vector. The species' persistence in the vicinity of wool-washing and wool-carding facilities in Bremen, and its recent proliferation (KUHBIER 1977) could be the result of a slight prolongation of the vegetation period. WERNER (oral comm.) believes that in central Europe *S. inaequidens* was initially capable of producing fertile seed only in particularly favorable years, the vegetation period usually being too brief here. The plant's ability to reproduce increases considerably with a gradual warming of the climate. WERNER et al. (1991) think that its proliferation in the Cologne-Aachen area during the early 1990s is due to the warm and dry vegetation periods in the aftermath of very mild winters.

BORNKAMM & PRASSE (1999) believe that the cause of the eastward expansion of the range may be due to the increase of road and rail traffic between East and West Germany during the 1990s. Even though the opening of the border may have promoted the dispersal of *S. inaequidens*, it can hardly have been the decisive factor, because its eastward expansion in southern Germany occurred with a similar delay and following a similar pattern (cf. DÜRING 1997, RADKOWITSCH 1997).

1 (e) Assessment and monitoring activities

Almost all reports are records of floristic finds or descriptions of extensions in range. The number of detailed ecological case studies is correspondingly small. There is no monitoring program for this species. There is no conclusive evaluation.

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

not applicable

2 (b) Types of measures

There is no experience with species-specific control measures.

2 (c) Selected options

not applicable

2 (d) Responsible institutions

not applicable

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

not applicable

3 (b) Achievements

not applicable

3 (c) Costs

not applicable

4 Conclusions

4 (a) Further measures

A monitoring program is advisable in those parts of the range of *Senecio inaequidens* in Germany where the species has either begun to exert massive colonization pressure on locations outside of the ruderal sites preferred in the past (e.g. xerothermic locations on rocks), or is capable of doing so (cereal cultures). A monitoring program should focus particularly on expulsion mechanisms between *S. inaequidens* and thermophilous native species with poor competitive capacity, as well as potential impacts on agriculture (resulting from this poisonous species' invasion of food products).

4 (b) Replicability

not applicable

4 (c) Information

Information on the distribution of *Senecio inaequidens* is adequate at present.

5 References

ADOLPHI, K. (1992): Erstfund von *Senecio inaequidens* DC. auf Rügen. – Bot. Rundbrief f. Mecklenburg-Vorpommern 24: 72.

ADOLPHI, K. (1995): Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes. – Nardus 2: 1-272.

ADOLPHI, K. (1997): Anmerkungen zu *Senecio inaequidens* DC. nach einem Aufenthalt in Südafrika. – Flor. Rundbr. 31 (2): 162-167.

ADOLPHI, K. (1998): Anthropogene lineare Strukturen als Wuchsstätten und Ausbreitungswege von Arten. – In: Brandes, D. (ed.): Vegetationsökologie von Habitatinseln und linearen Strukturen (Tagungsbericht): 271-273. Braunschweig (=Braunschweiger Geobotanische Arbeiten).

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

- BAUER, J. & A. ESCHELMÜLLER (1979): Ein Neubürger aus Afrika im Allgäu – *Senecio inaequidens* DC. – Mitt. Naturwiss. Arbeitskr. Kempten 23: 27-30.
- BORNKAMM, R. & R. PRASSE (1999): Die ersten Jahre der Einwanderung von *Senecio inaequidens* DC. in Berlin und dem südwestlich angrenzenden Brandenburg. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 132: 131-139.
- BRANDES, D. (1993): Eisenbahnanlagen als Untersuchungsgegenstand der Geobotanik. – Tuexenia 13: 415-444.
- BRENNENSTUHL, G. (1995): *Senecio inaequidens* DC. bei Salzwedel – neu für Sachsen-Anhalt. – Flor. Rundbr. 29: 181-183.
- BROMILOW, C. (1995): Problem Plants of South Africa. - Arcadia.
- BÜSCHER, D. (1984): *Senecio inaequidens* DC. nun auch im Ruhrgebiet. – Natur und Heimat 44 (1): 33-44.
- BÜSCHER, D. (1989): Zur weiteren Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. in Westfalen. – Florist. Rundbr. 22: 95-100.
- BÜSCHER, D. & G. H. LOOS (1993): Neue Beobachtungen zur Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. in Westfalen. – Florist. Rundbr. 27: 41-49.
- DETTMAR, J. (1993): *Puccinellia distans*-Gesellschaften auf Industrieanlagen im Ruhrgebiet. – Tuexenia 13: 445-465.
- DICKOREE, D. & K. ADOLPHI (1977): *Senecio inaequidens* DC. im MTB 4908 Burscheid. – Gött. Flor. Rundbr. 11: 98-99.
- DÜRING, C. (1997): *Senecio inaequidens* DC. auch in Nordostbayern in Ausbreitung. – Hoppea 58: 385-388.
- ERNST, W. H. (1998): Invasion, dispersal and ecology of the South African neophyte *Senecio inaequidens* in the Netherlands: from woolalien to railway and road alien. – Acta Botanica Neerlandica 47 (1): 131-151.
- FIEDLER, O. (1938): Neue Fremdpflanzenfunde an der Leipziger Wollkämmerei und an den städtischen Kläranlagen im Leipziger Rosentale. – Sitzungsber. Naturforsch. Ges. Leipzig 63/64. Leipzig.
- GATTERER, K. & W. NEZADAL (in pr.): Flora des Regnitzgebietes.
- GERSTBERGER, P. (1978): Zur Ausbreitung des afrikanischen Neubürgers *Senecio inaequidens* DC. im Rheinland. – Decheniana 131: 136-138.
- GOTTSCHLICH, G. (1979): Zwei Neubestätigungen zur Flora von Württemberg: *Orobanche hederae* Duby und *Senecio inaequidens* DC. – Gött. Flor. Rundbr. 13: 50-52.
- GRIESE, D. (1996): Zur Ausbreitung von *Senecio inaequidens* DC. an Autobahnen in Nordostdeutschland. – Braunschweiger naturkundliche Schriften 5 (1): 193-204.
- GUILLERM, J. L., LE FLOC'H, E., MAILLET, J. & C. BOULET (1990): The invading weeds within the Western Mediterranean Basin. – In: F. di Castri, A. J. Hansen & M. Debussche (eds.), Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin.
- HAEUPLER, H. & P. SCHÖNFELDER (1989): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – Stuttgart.
- HARD, G. (1993): Neophyten und neophytenreiche Pflanzengesellschaften auf einem Werksgelände (VSG, ehem. Klöckner) in Osnabrück. - Natur und Heimat 53 (1): 1-16.
- HENKER, H. (1996): Erstnachweise und Einbürgerungen bemerkenswerter Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Bot. Rundbr. Mecklenb.-Vorp. 29: 135-140.
- HERRMANN, M. (1994): Ein adventives Vorkommen der Kleinen Steinkresse *Hornungia petraea* (L.) Rchb. (*Brassicaceae*) in Oldenburg (Oldb). – Flor. Rundbr. 28 (1): 37-41.
- HILLIARD, O. M. (1977): Compositae in Natal. – Univ. of Natal Press, Pietermaritzburg.
- HÜLBUSCH, K. H. & H. KUHBIER (1979): Zur Soziologie von *Senecio inaequidens* DC.. – Abh. Naturw. Verein Bremen 39: 47-54.

- IHL, A. (1997): *Senecio inaequidens* DC. – nun auch ein fester Bestandteil der sächsischen Flora. – Sächs. Flor. Mitt. 4: 3-7.
- KEHREN, W. (1995): Ausbreitungstendenzen von *S. inaequidens* DC. im Stadtbereich von Köln-Deutz (MTB 5007 Köln). – Flor. Rundbr. 29 (2): 177-180.
- KÖNIG, P. (1995): *Senecio inaequidens* DC. nun auch in Berlin. – Verh. Bot. Ver. Berlin-Brandenburg 128 (2): 159-163.
- KÖNIG, P. & S. STARKE (2000): *Senecio inaequidens* DC. hat Greifswald erreicht. – Bot. Rundbr. Mecklenb.-Vorp. 34: 45-46.
- KORNECK, D. (1982): *Senecio inaequidens* DC. im südlichen Mittelrheintal. – Hess. Flor. Briefe 31: 4-7.
- KUHBIER, H. (1977): *Senecio inaequidens* DC. – ein Neubürger der nordwestdeutschen Flora. – Abh. Naturw. Verein Bremen 38: 383-396.
- KUHBIER, H. (1996): 100 Jahre *Senecio inaequidens* in Bremen. – Abh. Naturw. Verein Bremen (Festschrift Cordes) 43 (2): 531-536.
- MAZOMEIT, J. (1991): *Senecio inaequidens* DC. nun auch in Baden, im Saarland und in der Pfalz. – Flor. Rundbr. 25: 37-39.
- MEIEROTT, L. (1991): Neues und Bemerkenswertes zur Flora von Unterfranken. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 62: 97-105.
- MOLL, W. (1989): Zur gegenwärtigen Verbreitung von *Senecio inaequidens* im nördlichen Rheinland. – Florist. Rundbr. 22: 101-103.
- MÜCKSCHEL, C. (2000): Floristische Beobachtungen in aufgelassenen Steinbrüchen des Rheinischen Westerwaldes. – Decheniana 153: 59-67.
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 5. Aufl.. – Stuttgart.
- RADKOWITSCH, A. (1997): *Senecio inaequidens* DC. – ein Beitrag zur Verbreitung in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung von Bayern. – Hoppea 58: 389-404.
- REIDL, K. (1995): Flora und Vegetation des ehemaligen Sammelbahnhofs Essen-Frintrop. – Flor. Rundbr. 29 (1): 68-85.
- REUTHER, R. (1999): Floristische Veränderungen an der mittleren Unstrut im Raum Bad Tennstedt in den vergangenen 150 Jahren. – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 36 (3): 101-107.
- RICHTER, M. (1997): Allgemeine Pflanzengeographie. – Stuttgart.
- SAUERWEIN, B. (1986): *Senecio inaequidens* DC. neu in Kassel. – Hess. Flor. Br. 35: 59-61.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (eds., 1996): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Bd. 6. – Stuttgart.
- SEYBOLD, S. (1976): Wandel der Pflanzenwelt der Äcker und der Ruderalfloren in jüngster Zeit. – Stuttgarter Beitr. z. Naturkunde 5: 17-28.
- WEBER, H. E. (1987): Das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens* DC.), eine aus Südafrika stammende Art, nun auch im Raum Osnabrück. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 13: 77-80.
- WERNER, D. J., ROCKENBACH, T., HöLSCHER, M. L. HöLSCHER (1991): Herkunft, Ausbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie von *Senecio inaequidens* DC. unter besonderer Berücksichtigung des Köln-Aachener Raumes. – Tuexenia 11: 73-107.
- WERNER, D. J. (1993): Heteropteren an ruderalen Pflanzenarten der Gattung *Senecio*. – In: Löbbecke-Museum, Verh. Westd. Entom. Tag 1993: 237-244. Düsseldorf.
- ZAHLHEIMER, W. A. (1986): Auswahl einiger bemerkenswerter Gefäßpflanzen-Neufunde im Inn-Chiemsee-Hügelland. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 57: 57-69.

6 Experts

Prof. Dr. Klaus Adolphi

Universität zu Köln
Institut für Biologie und ihre Didaktik
- Botanik –
Gronewaldstraße 2
D-50931 Köln
Tel.: +49-(0)221-470-6901
e-mail: k_adolphi@yahoo.com

Prof. em. Dr. Dietrich J. Werner

Universität zu Köln
Geographisches Institut
Albertus-Magnus-Platz
D-50923 Köln
Tel.: +49-(0)221-470-2549
e-mail: dj.werner@uni-koeln.de

Dipl.-Biol. Annemarie Radkowitsch

ForumNatur
Hohenwarter Str. 1
D-75181 Pforzheim
Tel.: +49-(0)7231-788897
e-mail: swg1@rz.uni-karlsruhe.de

Prof. em. Dr. Gerhard Hard

Spinnereiweg 25
D-49082 Osnabrück
Tel.: +49-(0)541-84344

Prof. Dr. Lenz Meierott

Am Happbach
D-97218 Gerbrunn
Tel.: +49-(0)931-706052

***Dreissena polymorpha* (Pallas 1771), Zebra Mussel**

[Syn. *Dreissensia polymorpha* Pallas 1771, *Mytilus polymorphus* Pallas, *Mytilus hagenii*, *Tichogonia chemnitzii* Rossm.]

German synonyms: Dreikantmuschel, Dreiecksmuschel, Wandermuschel, Zebramusche, Schafklaumuschel.

1 Description of the problem

Zebra mussels inhabit lakes, rivers and coastal brackish waters in northern and western Germany. At new locations they frequently proliferate within a short time (a few months or years), completely excluding other species such as freshwater unionids. The great filtration capacity of dense populations eliminates water turbidity, and thus leads to a proliferation of benthic algae. Zebra mussels may also affect the functioning of technical installations, e.g. by clogging water intake pipes.

1 (a) Location of the case study

Investigations conducted in the region of Lake Constance in southwestern Germany (Bavaria and Baden-Württemberg) have been selected as case study (SIESSEGGER 1969, 1971; GRIM 1971; JACOBY & LEUZINGER 1972; WALZ 1972; KURZ 1974; SUTER 1982). This is complemented by data from other ecosystems in Germany.

1 (b) History of introduction

Dreissena polymorpha was presumably introduced into Germany in the course of the extension of the inland waterway network at the beginning of the 19th century. The zebra mussel was first detected on German territory in the Baltic lagoons of the Frisches Haff and Kurisches Haff (now belonging to Poland) in 1824 (VON BÄR 1825), and at about the same time in the Tegel Lake and the Havel River ("possibly introduced by timber rafts from East Prussia", WIEGMANN 1837 after VON MARTENS 1865). Interestingly, *Dreissena* was familiar to local fishermen at the time, but they thought that it was the juvenile form of other bivalve species. Nevertheless, it is considered certain that it did not exist in Germany in the 18th century (KURZ 1974). VON MARTENS (1865) thought that it was mainly the construction of the Oginsky Canal in 1804 which opened a communication between the Black and Baltic seas and made it possible for the zebra mussel to migrate through the Pripyat and Neman rivers into the inland waterways of eastern central Europe.

Other early finds were made in northern and central Germany in the River Saale at Halle in 1832, the Eider River in 1835 and the Elbe at Hamburg in 1835 (after VON MARTENS 1865; see DREYER 1995 on the expansion of zebra mussels in the Elbe region; cf. DAHL 1891). The first report from the Rhine was from Leiden in 1826. From there³ they attained Boppard by 1844 at the latest, arriving at Wiesbaden in 1851 and Mannheim in 1865 (after VON MARTENS 1865). However, KILIAN (1836, cited after VON MARTENS 1865) reported "that in 1835 a large Rhine riverboat, the keel of which was covered with *Dreissena*, came directly from Rotterdam to Mannheim".

³ Data on the colonization of the Rhine by *Dreissena* differ considerably among many authors.

This was certainly not a unique occurrence. In 1864 the first specimens were reported at Hüningen near Basel (MERIAN 1864). Dense populations existed in the River Neckar at Eberach by the second half of the 19th century (JUNGBLUTH 1995).

PFEIFFER (1825) noted the species "lately in the Danube", but this early report was considered dubious by VON MARTENS (1865), who pointed out that "before steam navigation existed, there was certainly regular traffic downriver from Ulm to Vienna, but not in the reverse direction from Vienna to Ulm" (in contrast to navigation on the Rhine). Therefore it may be assumed that the colonization of the upper Danube occurred via the River Main. *Dreissena* appeared in the Main at Frankfurt in 1865, and in the Regnitz at Bamberg in 1860. From there it attained the Main-Danube Canal by 1864 at the latest, arriving on the Danube at Regensburg in 1868 and at Vilshofen (near Passau) in 1873 (see also ODEBRECHT 1957).

In addition, fisheries and recreational boating have made rather isolated water bodies accessible to zebra mussels as well (introduction on boat hulls, with aquatic plants, by the stocking of crayfish etc.). The mussels survive for several weeks when falling dry on the hulls of boats transported by land (KURZ 1974). THIENEMANN (1950) reported that *Dreissena* was "missing" in the foothills of the Alps. The first specimens were detected in Lake Starnberg in 1960, and they began to proliferate two years later (cf. MÜLLER 1983, and NESEMANN 1988). In Lake Constance the first larvae were detected in 1965 (according to KURZ 1974) or 1968 (according to GRIM 1971), and the first adults in 1967. It is thought unlikely that the zebra mussel was capable by itself of overcoming the Rhine falls at Schaffhausen, and it is presumed that it was introduced into the lake on boat hulls. This assumption is supported by the fact that the first finds were made at marinas (SIESSEGGER 1971).

VON MARTENS (1865) already pointed out that zebra mussels may not really be neozoans in European waters, considering that fossils have been found at Lake Balaton (Hungary), but that they were displaced to the Mediterranean region and the Caspian depression by the climate shift of the last Ice Age. Their recent reappearance is therefore regarded by many authors as a return migration (e.g. THIENEMANN 1950, KURZ 1974).

Increasing water pollution in the mid-20th century strongly reduced *Dreissena* populations in the rivers of its German area of distribution, such as the Elbe, Rhine, Main, Neckar and lower Saale (WOLFF 1969, KURZ 1974, KINZELBACH 1987, SCHILLER 1990). The continuous improvement of water quality since the mid-1970s has allowed the Rhine populations to recover; they nowadays have again attained densities of 40,000 individuals per m² (NEUMANN 1990).

1 (c) Biology and ecology of *Dreissena polymorpha*

Biology

The zebra mussel is 2 to 12 mm in size, attaining up to 36 mm. It usually spawns in May, and the fertilized eggs give rise to a veliger larva up to 100 µm in size. The larva lives planktonically for 2 to 4 weeks and is capable of swimming rapidly by means of its velum (EINSLE & WALZ 1972; EINSLE 1973). The final larval stage lasts for about one week, after which the mussel attaches to hard substrates by secreting byssal threads (termed "spatfall"; cf. JANTZ 1996). According to JANTZ & SCHÖLL (1998), spatfall usually occurs in early summer, but it may also continue through the

summer and into September. The spat settle on stones, deadwood, walls of embankments, the hulls of ships, and on buoys, and they may also attach themselves to crustaceans, snails and the shells of other bivalves (epoecious commensalisms, KINZELBACH 1969, cf. WAGNER 1936), often forming dense clusters on these substrates. They are also capable of releasing old byssus threads and forming new ones. Adult zebra mussels are dark in color, but white forms have been observed as well (Lake Werbellin; BESCHNIDT 1984). As many as 70 or 80 larvae per liter of water have been found in Lake Constance (according to GRIM 1971, and SIESSEGGER 1971). The highest population density of zebra mussels ever found in central Europe, 12 kg/m^2 , has been recorded by SUTER (1982) on the upper Rhine (lower lake of Lake Constance) (cf. WIKTOR 1963; HINZ & WIERSCH 1993; CLEVEN & FRENZEL 1993).

In contrast to lake populations, the recruitment of zebra mussels in rivers depends on populations located further upstream, because the larvae invariably drift downstream during their 2 to 4 week pelagic phase. The age and size compositions of river populations vary greatly (JANTZ & NEUMANN 1998; JANTZ & SCHÖLL 1998).

Ecology

Zebra mussels colonize standing and gently flowing waters such as lakes, rivers and brackish lagoons. Their preferred habitats include the calm waters upstream of dams (e.g. on the central section of the Weser River; BUSCH et al. 1995). According to KINZELBACH (unpubl.) the mass occurrences of the species show that it is a typical *r* strategist, i.e. short-lived but with great reproductive capacity. Its proliferation in Lake Constance was probably caused by anthropogenic eutrophication and oversupply of phytoplankton (according to KURZ 1974, phytoplankton densities were 100 times higher than in the year 1920). The sensitivity of *Dreissena* to anthropogenic impacts and its ability to accumulate toxic substances (e.g. heavy metals) make the species useful as a bioindicator, i.e. for monitoring purposes (e.g. BORCHERDING 1992; FRANZ 1992; BUSCH et al. 1995, 1998; UBA 1999).

Dreissena itself suffers competitive pressure from other neozoans, such as the amphipod *Corophium curvispinum* and bivalves of the genus *Corbicula* (VAN DER VELDE et al. 1994, JANTZ & SCHÖLL 1998).

Actual impacts on threatened ecosystems

The zebra mussel impinges upon the populations of other bivalve species. KINZELBACH (1969) reported that in the Old Rhine arm of Russheim (county of Bruchsal), *Dreissena* induced shell malformations in the swollen river mussel (*Unio tumidus depressus*) by settling on the aftermost section of its shell, which emerges from the bottom sediment. The epizoan zebra mussels impede the growth and motility of their hosts, and they exert considerable competition for food as well. WAGNER (1936), BLUM (1970) and others have observed spatfall of zebra mussels on swan mussels (*Anodonta*).

After the proliferation of *Dreissena* in Lake Constance around 1970, the numbers of overwintering diving ducks (*Aythya spp.*) and coots (*Fulica atra*) increased by as much as ten times (LEUZINGER & SCHUSTER 1970, SUTER 1982, also cf. LEUZINGER 1969, BLUM 1970). The birds consumed some 3000 tons of zebra mussels alone during the winter of 1970/71 (WILLI 1971 after SUTER 1982). Seasonal changes in the water level of Lake Constance make beds of zebra mussels available to aquatic

birds that do not actually dive. According to JACOBY & LEUZINGER (1972), the mussels are preyed upon by red-crested pochards (*Netta rufina*), common pochards (*Aythya ferina*), ferruginous ducks (*A. nyroca*), tufted ducks (*A. fuligula*), scaup ducks (*A. marila*), eiders (*Somateria mollissima*), golden-eyes (*Bucephala clangula*), red-breasted mergansers (*Mergus serrator*), goosanders (*M. merganser*), coots (*Fulica atra*), mute swans (*Cygnus olor*), shelducks (*Tadorna tadorna*), mallards (*Anas platyrhynchos*), gadwalls (*A. strepera*), herring gulls (*Larus argentatus*), common gulls (*L. canus*), black-headed gulls (*L. ridibundus*), and moorhens (*Gallinula chloropus*). The arrival of zebra mussels as a new food source changed the food supply and the behavior of some predators. Some of the species listed above (especially common gulls, black-headed gulls, and mallards) have taken to "robbing" diving birds (coots in particular) of their prey by attacking them as soon as they surface with a mussel, and by badgering them until they drop it (ERN 1970). Even notable herbivores such as red-crested pochards have been observed to consume *Dreissena* (JACOBY & LEUZINGER 1972). In the early 1980s, the zebra mussels of Lake Constance (sector of the lower lake to the outflow) were the principal food source for some 45,000 diving ducks and coots (SUTER 1982). Intensive predation often resulted in complete elimination of the mussel beds to a water depth of about 3 m. The predation pressure on the mussel populations decreases markedly at greater depths (JACOBY & LEUZINGER 1972). Due mainly to predation by aquatic birds, *Dreissena* is nowadays a non-problematic element of the ecosystem (SIESSEGGER oral comm.). In addition, *Dreissena* is also consumed by various fish species, such as carp (*Cyprinus*), roach (*Rutilus*), and whitefish (*Coregonus*) (SIESSEGGER 1971).

Dreissena populations may pose a problem to human activities, particularly because they affect technical installations ("industrial pest", cf. BREITIG 1965; SCHALEKAMP 1971), and at times they have blocked the water supply of Hamburg (in 1886) and Berlin (in 1895, according to GRIM 1971; SCHALEKAMP 1971). Disruptions of non-potable water supplies from the shallow sectors of the lower and upper lakes of Lake Constance occurred around 1970. The mussels and their larvae are sucked in at the intake and settle on the inside of the water pipes until these become clogged (SIESSEGGER 1970, 1971). When the mussels die off, their decay causes accelerated corrosion. These problems have also affected supplies of drinking water taken from Lake Constance (Sipplingen), and - until recently - the cooling water systems of various power plants throughout Germany (SIESSEGGER oral comm., see also BERNAUER et al. 1995). At some facilities the pipes need to be cleaned every year (BORCHERDING oral comm.).

In some cases the hulls of boats have been fouled enough to impair the ships' operation. SIESSEGGER (1971) noticed a work boat with a tar coat (an ideal substrate for *Dreissena*) having a layer of mussels 12 cm in thickness with an estimated 10 to 16 million individuals, representing an additional weight of about 10 tons. Injuries to bathers, resulting from the sharp edges of the shells have also been documented (SIESSEGGER 1970).

1 (d) Vectors of invasion

The essential vectors of the expansion in the range of zebra mussels during the past 200 years are:

- inland navigation, particularly since the opening of new waterways between eastern and central Europe at the beginning of the 19th century (e.g. VON

- MARTENS 1865; REBHAN 1984; KINZELBACH 1992; DREYER 1995; REINHOLD & TITTIZER 1997; NEHRING & LEUCHS 1999; cf. GOLLASCH 1996);
- the transfer of animals (including crayfish) for stocking in farms (e.g. THIENEMANN 1950);
 - the introduction into lakes of mussels attached to boat hulls (e.g. JUNGBLUTH 1996), partly due to the increase of recreational boating during the post-war period.

1 (e) Assessment and monitoring activities

Due to its sensitivity to anthropogenic influences, *Dreissena* is important as a bio-indicator and biomonitoring organism, and quantitative assessments have been conducted regularly since the 1960s in the context of water quality surveys (e.g. in the Rhine, SCHILLER 1990). The zebra mussel is one of the indicator species of the federal government's Environmental Specimen Bank (UBA 1999). JANTZ & SCHÖLL (1998) name various monitoring systems that employ *Dreissena* as test organism (cf. ARGE Elbe 1991; BORCHERDING 1992, 1994; BORCHERDING & VOLPERS 1994; BUSCH et al. 1995, 1998).

After zebra mussels spread in Lake Constance, the "Association of Water Utilities of Lake Constance and the Rhine" (*Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an Bodensee und Rhein*) in 1970 commissioned underwater investigations by divers at all locations with intakes of potable and non-potable water. Zebra mussel populations were recorded photographically at depths of 5, 10, 15, 20, and 25 m, and samples were taken with scrapers from fouled waterpipes (GRIM 1971). Fouling was greatest at water depths around 10 m; visible fouling usually ended at a depth of about 20 m, but in some cases fouling occurred as deep as 45 m (at Meersburg; GRIM 1971).

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

The first survey of *Dreissena* in Lake Constance was conducted in 1968, and the population attained alarming proportions during the following years, even in the deeper sectors of the lake. At first, its principal ecological impact was to displace other species (snails and large bivalves). Fouling damages became noticeable from 1969 on, particularly at facilities having intakes of non-potable water in the shallow sectors of the lower and upper lakes of Lake Constance (e.g. irrigation water for vegetable fields on Reichenau, industrial water supply of the Schiesser plant at Radolfzell, the Bundesbahn railway yard in Friedrichshafen, and BASF at Ludwigshafen), and there were impending impacts on the navigation and fisheries of Lake Constance as well (SIESSEGGER op.cit.). Control measures were urgently needed to ensure the functioning of the various installations.

2 (b) Types of measures

Chemical control of *D. polymorpha* can be achieved by applying chlorine, sodium hydroxide or potassium dichromate (SCHALEKAMP 1971). The larvae suffer total mortality after exposure to ultrasonic vibration (22 to 800 kHz) for 3 minutes (SCHALEKAMP 1971), but the technical effort involved is prohibitive. Exposure to

radiation appears equally unfeasible because of the high dosage required (JUNGEN 1972). Other possible control methods are poisoning with a molluscicide (Bayer 73), air exposure, burning, and electrocution.

2 (c) Selected options

Fouled pipes for non-potable water and cooling water are cleaned with chemical agents, usually by exposing the mussels to sodium hydroxide (pH 11 to 12) for 24 to 36 hours. This dissolves the byssal threads, thus detaching the mussels from the substrate (SIESSEGGER 1971). About 350,000 liters of sodium hydroxide are needed to clean a pipe system having a volume of 50 m³.

In cooling water systems, *Dreissena* can be controlled by recirculating the water to raise its temperature to 35 or 40°C for a few hours. This also leads to the detachment of the byssal threads and to gaping of the shells, and the animals fall off after a few days (SIESSEGGER 1971). In those sections of the cooling water system where thermal treatment is impossible, control may be achieved by temporary chlorination during the summer. In drinking water systems, chlorination (at high dosage, 2 to 10 mg of C12 per liter) must be conducted at the intake filter, and it must subsequently be neutralized with activated charcoal (SIESSEGGER 1971, 1973).

The timing of the control measures is important too. Ideally, control in non-potable water systems should take place in late fall, because larvae may be present until late October. Control of the larvae is the key, because they are minute enough to pass through the sieves. The biomass of the juveniles subsequently increases 20 times in the course of the next two years.

The mussels die after 7 to 14 days of air exposure, but they do not detach themselves from the substrate, so that they need to be scraped off mechanically (SCHALEKAMP 1971).

2 (d) Responsible institutions

Institut für Seenforschung und Seenbewirtschaftung

(Institute of Lake Research and Management)

P.O. Box 4253

D-88081 Langenargen

Tel. +49 (7543) 304 156

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

See section 2 (c)

3 (b) Achievements

See section 2 (c). A combination of chemical and thermal procedures has proved particularly successful. Larvae are killed in a few minutes, and adult mussels in a few hours, at pH 12 and 30°C (LENTZ 1993).

3 (c) Costs

The institutions concerned have provided no information on the costs.

4 Conclusions

4 (a) Further measures

A monitoring program for zebra mussels is recommended. It should focus on the effectiveness of competition by amphipods (*Corophium curvispinum*) and other species (e.g. *Corbicula sp.*).

4 (b) Replicability

The choice of control method depends on the specific features of the problem and the characteristics of the impacted area. If this is taken into consideration, the results can be adopted for implementation in other landscapes as well.

4 (c) Information

Information on the distribution and behavior of *D. polymorpha* is adequate at present.

5 References

- ARGE Elbe [Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe der Länder Hamburg – Niedersachsen – Schleswig-Holstein] (ed., 1991): Biologisches Effektmonitoring mit der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in der Meßstation Schnackenburg. – Wassergütestelle Elbe.
- ARNDT, W. (1931): Die Tierwelt des Nordostseekanals und ihr Lebensraum. – Der Naturforscher 8: 113-118, 159-162, 188, 332-338.
- BERNAUER, D., KAPPUS, B. & W. JANSEN (1996): Neozoen in Kraftwerksproben und Begleituntersuchungen am nördlichen Oberrhein. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten, 87-96. Landsberg.
- BESCHNIDT, J. (1984): Beobachtung einer hellen Farbspielart der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) 1771 im Werbellinsee. – Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 20 (2): 56-57.
- BORCHERDING, J. (1991): The annual reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. – Oecologia 87(2): 208-218.
- BORCHERDING, J. (1992): A new biomonitor system for the detection of toxic discharges in the aquatic environment based on valve movements of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. – In: D. Neumann, H. A. Jenner (eds., Limnologie aktuell, Band 4 – The zebra mussel *Dreissena polymorpha*: ecology, biological monitoring and first applications in water quality management, 127-146. Stuttgart.
- BORCHERDING, J. (1994): The „*Dreissena*-Monitor“ – improved evaluation of dynamic limits for the establishment of alarm thresholds during toxicity tests and for continuous water control. – In: I. R. Hill et al. (eds.), Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals, 477-484. Boca Raton.
- BORCHERDING, J. & M. VOLPERS (1994): Der *Dreissena*-Monitor – Untersuchungen zum Verhalten der Zebra-Muscheln im Rhein. Störfallbewertung in der kontinuierlichen Gewässerüberwachung. – Wasser und Boden 46(8): 25-30.
- BLUM, V. (1970): Zum Auftreten der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) am österreichischen Bodenseeufer. – Egretta 2: 52-53.
- BREITIG, G. (1965): Beiträge zur Biologie, Verbreitung und Bekämpfung von *Dreissena polymorpha* (Pall.) 1771 (*Lamellibranchiata*). – Diss. Univ. Greifswald.

BUSCH, D., SCHUCHARDT, B., KETTLER, J. & B. STEINWEG (1995): Die Verbreitung der Muschelarten *Dreissena polymorpha* und *Congria leucocephaea* in der Weser und ihre Eignung für ein passives Schwermetallbiomonitoring. – In: Gerken & Schirmer (ed.), Die Weser, 109-122.

BUSCH, D., LUCKER, T. & T. WOSNIOK (1998): Effects of changing salt concentrations and other physical-chemical parameters on bioavailability and bioaccumulation of heavy metals in exposed *Dreissena polymorpha* (Pallas 1771). – Limnologica 28(3): 263-274.

CLEVEN, E. J. & P. FRENZEL (1993): Population dynamics and production of *Dreissena polymorpha* (Pallas) in River Seerhein, the outlet of the Lake Constance. – Arch. Hydrobiol. 127: 395-407.

DAHL, F. (1891): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – Ber. Komm. Wiss. Unters. Deutsch. Meere 6: 150-185. Kiel.

DREYER, U. (1996): Neozoen in der Elbe. – In: Umweltbundesamt (ed.), Faunen- und Florenveränderung durch Gewässerausbau – Neozoen und Neophyten, 29-35. Berlin (= UBA-Texte 74/96).

EINSLE, U. (1973): Zur Horizontal- und Vertikalverteilung der Larven von *Dreissena polymorpha* im Pelagial des Bodensee-Obersees (1971). – gwf-wasser/abwasser 114(1): 27-30.

EINSLE, U. & N. WALZ (1972): Die täglichen Vertikalwanderungen der Larven von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee-Obersee. – gwf-wasser/abwasser 113(9): 428-430.

ERN, H. (1970): Nahrungsparasitismus und Futtertauchen bei der Stockente (*Anas platyrhynchos*) am Bodensee als Reaktion auf Veränderungen im Nahrungsangebot. – Vogelwarte 25: 334-336.

FRANZ, H. W. (1992): Der Rhein und seine Besiedlung im Wandel: Schwebstoffzehrende Organismen (*Hydrozoa*, *Kamptozoa* und *Bryozoa*) als Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers. – Pollichia 25. Bad Dürckheim.

GOLLASCH, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichteinheimischer Arten. – Hamburg.

GRIM, J. (1971): Tiefenverteilung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (PALLAS) im Bodensee. – gwf-wasser/abwasser 112 (9): 437-441.

HINZ, W. & W. WIERSCH (1993): Siedlungsdichte von *Dreissena polymorpha* im Rhein-Herne-Kanal bei Oberhausen. – Heldia 2(1/2): 29-32.

JACOBY, H. & H. LEUZINGER (1972): Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) als Nahrung der Wasservögel am Bodensee. – Anz. orn. Ges. Bayern (1972): 26-35.

JANTZ, B. (1996): Wachstum, Reproduktion, Populationsentwicklung und Beeinträchtigung der Zebramusche (*Dreissena polymorpha*) in einem großen Fließgewässer, dem Rhein. – Diss. Univ. Köln.

JANTZ, B. & D. NEUMANN (1998): Growth and reproductive cycle of the zebra mussel in the River Rhine as studied in a river bypass. – Oecologia 114: 213-225.

JANTZ, B. & F. SCHÖLL (1998): Größenzusammensetzung und Altersstruktur lokaler Bestände einer Zebramusche-Flußpopulation – Untersuchungen am Rhein zwischen Basel und Emmerich (Rh-km 168-861). – Limnologica 28 (4): 395-413.

JUNGBLUTH, J. H. (1996): Einwanderer in der Molluskenfauna von Deutschland. – In: Verein der Freunde und Förderer der Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 96-103. Stuttgart (= Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 22).

JUNGBLUTH, J. H. (1996): Einwanderer in der Molluskenfauna von Deutschland. I. Der chorologische Befund. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse, 105-125. Landsberg.

JUNGEN, H. (1972): Ermittlung der letalen Strahlendosis für Larven der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas. – Unveröff. Bericht, Wasserwerk Stadt Zürich.

KINZELBACH, R. (1969): Epökie der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* PALLAS). – Natur und Museum 99 (4): 155-158.

- KINZELBACH, R. (ca. 1971): The main features of the phylogeny and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. – Unveröff. Script.
- KINZELBACH, R. (1987): Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986. – Natur und Landschaft 62 (12): 521-526.
- KINZELBACH, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. – In: The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. Limnologie aktuell 4: 5-17. Stuttgart.
- KINZELBACH, R. (1996): Die Neozoen. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten, Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse, 3-14. Landsberg.
- KINZELBACH, R. (1999): Neozoen in Europa: Status und Dynamik. – In: Umweltbundesamt (ed.), Gebietsfremde Organismen in Deutschland, 51-61. Berlin (= UBA-Texte 55/99).
- KURZ, L. (1974): Die Verbreitung der Dreikantmuschel - Nützling oder Schädling? – Umwelthygiene 11: 246-251.
- LENTZ, D. (1993): Möglichkeiten der Bekämpfung der Dreikant- oder Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas in wassertechnischen Anlagen. – Unveröff. Diplomarbeit, FB Chemie/Biotechnologie, Technische Fachhochschule Berlin.
- LEUZINGER, H. (1969): Zum Auftreten der Wandermuschel am Untersee und dessen Auswirkungen auf die Wasservögel. – Orn. Beob. 66: 64.
- LEUZINGER, H. & S. SCHUSTER (1970): Auswirkungen der Massenvermehrung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* auf die Wasservögel des Bodensees. – Orn. Beob. 67: 269-274.
- MERIAN, P. (1867): Verbreitung der *Dreissena polymorpha*. – Verh. Naturforsch. Ges. Basel 4: 94-95.
- MÜLLER, D. (1983): Verbreitung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas) im süddeutschen Alpenvorland. – Mitt. Zool. Ges. Braunschweig 4(7-9): 167-184.
- NEHRING, S. & H. LEUCHS (1999): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. - Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1200. Koblenz.
- NESEMANN, H. (1988): Flußmuscheln, Flußkrebse und Wandermuscheln in den Seen der Untermainebene. Biogeographische Aspekte der Gewässerbesiedlung. – Hess. Flor. Briefe 8 (1): 2-10.
- ODEBRECHT, W. (1957): Ausbreitung der Wander- oder Zebramuschel in Europa. – Urania 20: 24-27.
- POST, D. & M. LANDMANN (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. – Staatliches Amt für Wasser und Abfall. Aurich.
- REBHAN, H. (1984): Wandermuschel, Keulenpolyp und Süßwassergarnele – Einwanderer unserer Schiffahrtswege. – Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg 59: 37-48.
- REINHOLD, M. & T. TITTIZER (1997): Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. – Dt. Gewässerk. Mitt. 41, 199-205.
- SCHALEKAMP, M. (1971): Warnung vor der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas und Bekämpfung derselben. – GWA 1971/3 des Schweiz. Vereins von Gas- und Wasserfachmännern.
- SCHILLER, W. (1990): Die Entwicklung der Makrozoobenthosbesiedlung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987. – In: R. Kinzelbach, G. Friedrich (ed.), Limnologie aktuell, Band 1, Biologie des Rheins, 259-275. Stuttgart.
- SCHÖLL, F. (1990): Zur Bestandssituation von *Corophium curvispinum* im Rheingebiet. – Lauterbornia 5: 67-70.
- SIESSEGGER, B. (1969): Vorkommen und Verbreitung von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee. – gwf wasser/abwasser 110: 814-815.
- SIESSEGGER, B. (1970): Schäden durch die Wandermuschel „*Dreissena polymorpha* Pallas“? – Münchener Medizinische Wochenschrift 112(40): 1806-1807.
- SIESSEGGER, B. (1971): Besteht durch die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* Pallas eine Gefahr für den Bodensee und seine anliegenden Wasserwerke? – Wasser/Boden/Luft 7: 34-?.

- SIESSEGGER, B. (1973): Untersuchungen zur Bekämpfung der *Dreissena polymorpha*. – Unveröff. Bericht, Langenargen.
- STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.
- SUTER, W. (1982): Der Einfluss von Wasservögeln auf Populationen der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* Pall.) am Untersee/Hochrhein (Bodensee). – Schweiz. Z. Hydrol 44/1: 149-161.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – In: A. Thienemann (ed.), Die Binnengewässer, Bd. XVIII. Stuttgart.
- Umweltbundesamt (ed., 1996): Faunen- und Florenveränderung durch Gewässerausbau – Neozoen und Neophyten. – UBA-Texte 74/96. Berlin.
- Umweltbundesamt (ed., 1999): Umweltprobenbank des Bundes. Ergebnisse aus den Jahren 1996 und 1997. – UBA-Texte 61/99. Berlin.
- VAN DER VELDE, G., PAFFEN, B. G. P. & F. W. B. VAN DEN BRINK (1994): Decline of Zebra Mussel Populations in the Rhine. – Naturwissenschaften 81: 32-34.
- VON BÄR, C. E. (1825): Ad instaurationem solemnum quibus ante quinquaginta hos annos summos honores in facultate medica auspicatus est Carolus Godofr. Hagen etc. adjecta est Mytili novi descriptio. – Regimontii 1825 (4).
- VON MARTENS, E. (1865): Eine eingewanderte Muschel. – Der zoologische Garten 6: 50-59.
- WAGNER, H. (1936): Die Wandermuschel (*Dreissensia*) erobert den Platten-See. – Natur und Volk 66: 37-41.
- WALZ, N. (1972): Untersuchungen zur Biologie von *Dreissena polymorpha* Pallas im Bodensee. – Unveröff. Diplomarbeit, Fakultät für Biologie, Universität Freiburg/Breisgau.
- WOLFF, W. J. (1969): The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. II. The Dreissenidae. – Basteria 33(5-6): 93-103.
- WIKTOR, J. (1963): Research on the ecology of *Dreissensia polymorpha* Pall. in the Szczecin lagoon (Zalew Szczecinski). – Ekologia Polska, Serie A XI(9): 275-280.

6 Experts

Dr. Jost Borcherding

Dr. Brigitte Jantz

Universität zu Köln

Zoologisches Institut

Abt. Physiologische Ökologie

Weyertal 119

D-50931 Köln

Tel.: +49-(0)2851-8575

e-mail: Jost.Borcherding@uni-koeln.de

Dr. Dr. Jürgen H. Jungbluth

Projektgruppe Molluskenkartierung

In der Aue 30e

D-69118 Schlierbach

Tel.: +49-(0)6221-892180

Prof. Dr. Ragnar Kinzelbach

Universität Rostock

Institut für Biodiversität

Universitätsplatz 5

D-18055 Rostock

e-mail: ragnar.kinzelbach@biologie.uni-rostock.de

Dr. Berthold Siessegger

Institut für Seenforschung und Seenbewirtschaftung

(*Institute of Lake Research and Management*)

P.O. Box 4253

D-88081 Langenargen

Tel. +49 (7543) 304 156

e-mail: berthold.siessegger@lfula.lfu.bwl.de

Dr. Norbert Walz

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Abt. 2 (Limnologie von Flussseen)

Müggelseedamm 260

D-12562 Berlin

Tel.: +49-(0)30-64181-680

e-mail: walz@igb-berlin.de

***Ondatra zibethicus* (L., 1766), Muskrat**

[Syn. *Ondatra zibethica*, *Ondatra z. zibethica* (L.), *Castor zibethicus*, *Fiber zibethicus*, *Myocastor zibethicus*, *Mus zibethicus*, *Mussascus*]

English synonyms: Swamp rabbit, marsh rabbit, marsh hare, musquash

German synonyms: Bisam, Bisamratte, Moschusratte, Zwergbiber, Zibethratte, Bisambiber, Biberratte, Sumpfkaninchen, Sumpfphase, Muschmaus, Zibetmaus, Wohlriechende Wasserratte

1 Description of the problem

Muskrats are burrowing rodents that inhabit stagnant and gently flowing waters throughout Germany. They dig far into the banks of water bodies. Their extended burrowing activity can cause serious economic damage, because it undermines banks, dams, and road and railway embankments, causing their collapse during floods. Muskrats also reduce the ecological value of wetlands of interest to nature conservation, because they destroy reed belts, feed on endangered plant species and prey upon rare freshwater bivalves.

1 (a) Location of the case study

Surveys conducted in Rhineland-Palatinate, western Germany (ELM 1971; BURG-HAUSE 1988, 1996) have been selected as the case study. This is complemented by data from other ecosystems in Germany.

1 (b) History of introduction

The muskrat is originally native to North America. The central European populations are recruited from at least two centers of dispersal. Two males and three females were released for hunting purposes at Dobrisch near Prague around 1905 (cf. HOFFMANN 1958). Some animals were said to have been kept at Krumau on the upper Moldavia River at about the same time (possibly since 1888), and another group of muskrats was supposedly released at Tabor in 1905 (according to HOFFMANN 1958). Within a few years, these private stocks probably gave rise to a wild population in Bohemia, which gradually extended its range, invading Bavaria in 1914, and Saxony and Silesia in 1917. From their Bohemian center, the muskrats spread across the Sudeten Mountains into the Oder Basin, across the Lausitz Mountains to the Spree River, over the Fichtelgebirge to the rivers Saale and Main, and over the Bohemian Forest to the Naab and Danube. They spread rapidly along the Elbe River, attaining its mouth in 1947 (the first specimens were found in Hamburg in 1933; i.e. after having covered a straight distance of 550 km in only 28 years; their colonization of the Elbe and Havel rivers is described by HOFFMANN 1958). Muskrats subsequently colonized eastern Germany, spreading westward across the Mecklenburg lake district (KINTZEL 1985; cf. KIRCHNER 1954). In western Germany, SCHRÖPFER & ENGSTFELD (1983) state that they have inhabited the entire Emsland, for instance, since 1967.

HOFFMANN (1958) pointed out that in the early 1920s, the authorities promoted the release of muskrats (for fur production), e.g. in the extended bog and lake areas of

northern Germany. Apparently, thousands of *O. zibethicus* were imported from Manitoba for breeding purposes (cf. HOFFMANN 1958). Probably, the Berlin Zoo also kept some muskrats before 1915.

In France, muskrat farms were founded in the southern Vosges Mountains after World War I. When the price of muskrat furs plunged during the 1920s, a number of farms gave up and released their animals (e.g. 500 animals in 1928 near Belfort). This population attained Switzerland and Alsace by 1930, and the Meuse and Moselle rivers in 1935. In southwestern Germany, *O. zibethicus* invaded the counties of Kehl, Offenburg and Lahr in 1932, and the counties of Lörrach, Freiburg, Emmendingen, Müllheim, and Säckingen in 1955. By 1980, it had colonized every county in the State of Baden-Württemberg.

The first specimens found on the River Saar in the State of Rhineland-Palatinate were reported from the county of Trier-Saarburg in 1956, but the capture of more than 1600 animals in the following year indicates a previous and unnoticed immigration (according to BURGHAUSE 1996). The animals spread further along the Moselle, colonizing the catchment areas of the Ahr, Nahe, Lahn and Glahn, as well as the central sector of the Rhine and the Old Rhine at Germersheim five years later (BURGHAUSE 1996). Muskrat populations established themselves in every adequate habitat of Rhineland-Palatinate by 1966 (BURGHAUSE 1996). BURGHAUSE assumes that the populations originating from Bohemia and from France intermingled at that time, thus spreading more rapidly throughout the area.

The muskrat is now naturalized throughout all of Germany (HEIDECKE & SEIDE 1986).

1 (c) Biology and ecology of *Ondatra zibethicus* (L.).

Biology

Muskrats attain a head and body length of 40 cm, a tail length of up to 25 cm, and a maximum weight of 1.5 or 2 kg. The species is especially adapted to an aquatic mode of life: its tail is laterally flattened, the nose and ears are closeable, and the edges of its hind feet carry swimming bristles. Muskrats undertake dives of 5 to 12 minutes and are reportedly capable of attaining 20 minutes (but see BURGHAUSE 1988). Females usually throw 3 or 4 times per year from late April on, producing 2 to 12 offspring (4 to 7 on average) annually. The young grow a nest coat after 18 days, an adolescent coat after about 4 weeks, and the adult coat at about 4 months (according to BURGHAUSE 1988). The rate of reproduction depends on food supply, population density, and water temperature. The mortality of the offspring increases at low water temperatures and high population densities (cf. MEINERT & DIEMER 1977). The females may attain sexual maturity at the age of five months, and the males after seven months (HEIDECKE & SEIDE 1986).

The animals live semi-aquatically. They are crepuscular, spending the day in burrows or floating reed lodges up to 1.5 m in height (mostly during winter). The construction of their buildings depends on the structure of the banks of the water body; the animals dig extended burrows into shallow banks, and they also like to burrow into sediment deposits of anthropogenic origin (e.g. dams and embankments). Every lodge consists of a breeding chamber, a storage chamber, and a system of escape passages (up to 40 m in length) and ventilation shafts. Muskrats do not behave aggressive-

ly towards members of their own species; their average action radius is 250 m (HEIDECKE & SEIDE 1986).

O. zibethicus feeds mainly on the plants of reed belt communities (PIETSCH 1982; KRAUSS 1990; DIEMER 1996), particularly on common reed (*Phragmites communis*). According to BURGHAUSE (1988), one animal is capable of cropping 1.5 m² per night. *O. zibethicus* also likes to dig for roots, and it is particularly attracted to the tubers of Jerusalem artichoke (*Helianthus tuberosus*), a common neophyte in river plains (BURGHAUSE 1988, 1996). The carnivorous part of its diet consists mostly of large bivalves, freshwater pearl mussels, zebra mussels, crustaceans, and insects (cf. ULRICH 1928, HOFFMANN 1958).

Ecology

The principal migration period of muskrats is during spring (peaking in March) and fall (peaking in October). The migration period may extend from fall to spring during very mild winters. The rate of dispersal varies from year to year, depending mostly on the survival rate of the litter in spring, as well as on the amount of precipitation during the summer, as low water levels strongly impede the dispersal of the species (BURGHAUSE 1996).

In the central German range of the beaver (*Castor sp.*), muskrats use abandoned or inhabited beaver lodges as shelters. Both species are closely associated in this region, but they mostly ignore each other. The population density of muskrats is especially high in beaver habitats (HOFFMANN 1958; the opposite is reported for France, according to BURGHAUSE 1996). The abandoned nests of greylag geese (*Anser anser*) are also used as resting and feeding places (KINTZEL 1985).

The American mink (*Mustela vison*), which is now spreading throughout Germany, is an important predator of muskrats (BURGHAUSE 1988; STUBBE 1993). Other natural enemies are martens, European polecats, weasels, foxes, lynxes and various birds of prey and large owls; however, the populations of these predators have been anthropogenically decimated, so that their predation pressure on *O. zibethicus* is low. According to HOFFMANN (1958), the muskrat is host to a great number of parasites (41 species of trematodes, 22 species of cestodes, 27 species of nematodes, and others), notably various species capable of infesting humans, such as the dog tapeworm (*Taenia hydatigena*), the cat tapeworm (*Taenia taeniaformis*), and the dwarf tapeworm (*Echinococcus multilocularis*; cf. DIEMER 1996).

Actual impacts on threatened ecosystems

The muskrat is a predator on freshwater crayfish and bivalves, including threatened taxa such as *Anodonta*, *Unio*, and the freshwater pearl mussel *Margaritifera* (cf. BRANDER 1955; BAUMANN & EVERDING 1986; HOCHWALD 1990; ZIMMERMANN et al. 2000). This indirectly affects rare fish species that deposit their eggs in bivalves, such as the bitterling (*Rhodeus amarus*).

The effects of the spreading of muskrats are often linked with those of anthropogenic pollution, as in the case of the decline of reed belts in many lakes (KINTZEL 1985; BARTHELMES 1991). According to BARTHELMES (1991), long-term observations at a lake in Berlin (Grosser Müggelsee) have shown that the decline in reed cover may have been due mainly to the feeding pressure exerted by muskrats. In KINTZEL (1985), STÜBER reports that at the Lake of Döbbertin "the plant cover was usually

destroyed completely after one or two years, after which the muskrats moved on". BERNHARDT & SCHRÖPFER (1992) have shown that in the Ems region *O. zibethicus* removes bulrushes (*Typha latifolia*), promoting the development of club-rushes (*Schoenoplectus lacustris*).

The damages caused by muskrats upon the cultivated landscape are often not recognized as such. The most serious ones are

- Damages to the banks of water bodies (destabilization of the banks by systems of burrows, losses in area by bank erosion, and injury to cattle or damage to vehicles breaking through the weakened surface of the soil; BURGHAUSE 1996)
- Damages to roads and railways (undermining of roads, bridge foundations, and railway embankments; cf. ELM 1971; HOFFMANN 1986; BURGHAUSE 1996)
- Damages to flood protection structures (destabilization of flood dikes; BURGHAUSE 1996)
- Damages to fish farms (chewing through nets and fish traps; BURGHAUSE 1996).

1 (d) Vectors of invasion

O. zibethicus occupies a niche vacant in Europe (SCHRÖPFER & STUBBE 1992), thus lacking direct competitors. Floods promote the spreading of *O. zibethicus* "enormously" (according to HOFFMANN 1958). Especially during the spring floods, muskrats are forced to leave their flooded winter lodges and make use of "emergency dwellings" such as pollards and deadwood. The animals often use driftwood to migrate downriver, and are capable of covering great distances in this way (in theory, up to 160 km per day; cf. HOFFMANN 1958). They may use ice floes as a deliberate means of transportation as well (HOFFMANN 1958).

1 (e) Assessment and monitoring activities

The capture statistics provide a good overview of the development of the population of *O. zibethicus*. It was first detected in Rhineland-Palatinate in 1956, and 1602 animals were captured in the following year (BURGHAUSE 1996). The number of captures increased significantly until 1971, during a period in which the population density increased after the initial colonization of the region. The number of captures fluctuated around 10,000 per year until 1987; considering that the capture effort did not change, this indicates that the size of the population remained relatively stable once it attained a certain saturation level. The modalities of muskrat trapping changed subsequently, and the annual captures declined to values around 4000 by the mid-1990s (BURGHAUSE 1996).

The muskrat problem attains a much greater dimension in parts of Lower Saxony, especially in the region of the Weser and Ems rivers. The marshes there, particularly the man-made drainage system, are an ideal habitat for *O. zibethicus*. LAUENSTEIN (oral comm.) mentions annual captures of 100,000 to 200,000 animals "removed" during the spring and fall migration periods.

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

Indications that the spreading of muskrats would result in serious damages (cf. 1 c) already existed at the beginning of the 20th century. After inspecting the Bohemian area in 1916, Professor Röhrig of the Imperial Institution of Biology gave an alarming report that left no room for doubt regarding the future need for control measures. The first police regulations on muskrat control were enacted in Saxony and Bavaria in 1917, and provided the basis for the organization of the first control institutions after World War I (HOFFMANN 1958; BURGHAUSE 1996).

The increasing problems in the maintenance of waterways, roads and railways due to damage by muskrats led to the creation of a State Control Service (*Reichsbekämpfungsdienst*) in 1933. The State Regulation on Muskrat Control (*Reichsverordnung zur Bekämpfung der Bisamratte*) came into effect on 1 July 1938, based on the Act for the Protection of Cultivated Plants (*Gesetz zum Schutze der Kulturpflanzen*) of 5 May 1937. Its principal provisions remained in effect in post-war Germany. Control measures were enacted in Rhineland-Palatinate in 1957, immediately after muskrats were first detected in the region (BURGHAUSE 1996).

The Bern Convention on the Preservation of European Wild Plants and Animals and their Natural Habitats lists *O. zibethicus* in Recommendation no. 77 among those species which demonstrably pose a threat to biological diversity, and therefore recommends its extermination. However, BURGHAUSE (oral comm.) asserts that it has been obvious for decades that an extermination of muskrats is no longer possible, not even at considerable effort.

The regulations on nature protection and protected species have become applicable to muskrats as of 1 Jan. 2000. According to §12, Sec. 2 of the Federal Species Protection Directive, it is permitted "to control muskrats with traps, except for cage traps having trap doors, as far as it is necessary for flood protection and to prevent damage to agriculture and fisheries or other important public interests. The traps must be designed and used in a manner that will largely preclude the incidental capture of other wild animals."

2 (b) Types of measures

Direct control of muskrats in Germany has been conducted with traps (cf. BOTHE 1993, PELZ 1995), poisoned bait (chlorphacinon), ferrets, poison gas, and firearms (BURGHAUSE 1996).

2 (c) Selected options

Direct methods of control: Trapping is conducted with the "MWS Special Muskrat Bait Trap" (*MWS-Spezial-Bisamratten-Köderfalle*; MEHL 1962) and the "Kerschel trap". The latter is termed a "bird-protecting trap", because its release mechanism only answers to a pulling force, and thereby spares pecking birds (e.g. moorhens). The bait consists of pieces of very aromatic varieties of apples. Fyke nets, trap rafts (PELZ 1995) and artificial lodges may be used at locations heavily infested by muskrats (BURGHAUSE 1996).

Indirect methods of control: According to BURGHAUSE (1996), the "most successful, but also the most expensive" form of muskrat control is a fortification of the embankments. The banks of water bodies are protected against muskrats essentially by inserting a layer of plastic foil. These sections are additionally reinforced with a strong layer of large stones. BURGHAUSE (oral comm.) estimates that the central sector of the Rhine has been secured almost completely against muskrats in this manner.

2 (d) Responsible institutions

Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz (State Agency of Plant Cultivation and Plant Protection)

Dr. Frank Burghause
Essenheimer Str. 144
D-55128 Mainz
Tel.: +49-(0)6131-993017

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

Muskrat control in the Federal States was a task of the plant protection agencies (*Pflanzenschutzamt*) since the species had been classified as a plant pest in §1, Sec. 2, no. 2 of the Plant Protection Act (*Pflanzenschutzgesetz*) of 10 May 1968 (BURGHAUSE 1996). The regulation stated that muskrat control was the responsibility of those holding a license to use a particular water body. The authorities thus only retained responsibility for muskrat control in water bodies of primary order. The State of Rhineland-Palatinate employed six official muskrat hunters (two each stationed at Trier, Koblenz and Neustadt) for the purpose; in addition, there were some 450 private muskrat hunters holding the required trapping license.

In 1988, a new Federal Muskrat Regulation (*Bisamverordnung*) providing for a more flexible approach to the problem came into effect. The corresponding State Regulation (*Landesverordnung*) for Rhineland-Palatinate was enacted on 27 June 1990. Muskrat hunters could now be employed directly to protect particularly threatened objects, while the provision for comprehensive control was repealed (BURGHAUSE 1996). The responsibility for muskrat control was assigned to the Sections on "Tasks under Agricultural Jurisdiction" (*Agrarische Hoheitsaufgaben*) of the district administrations. The incentive for private capture of muskrats declined considerably since the price for muskrat furs has fallen to less than 1 DM, from 8 DM prior to 1980. The number of private trappers remained around 450, but their contribution to the total capture dropped from 79% in 1982 to about 20% in the mid-1990s (BURGHAUSE 1996). The responsibility of the district administrations expired on 1 Jan. 2000, and the authorities no longer undertake the capture of muskrats. Only the Directorates of Water Resources and Navigation have retained a responsibility to continue any control measures required for waterway maintenance.

3 (b) Achievements

The control of muskrats is no longer focused on the extermination of the species, which is judged impossible. Instead, it is targeted at slowing down the rate of spreading and at controlling the population size in critical situations. By these measures, Rhineland-Palatinate has succeeded in preventing serious muskrat damage, according to BURGHAUSE (1996). However, statewide control of *O. zibethicus* was only regarded as a reasonable task as long as there was hope of keeping certain areas pest-free (BURGHAUSE oral comm.).

3 (c) Costs

Private muskrat hunters receive a bounty of 0.50 to 10 DM per animal killed (BURGHAUSE 1996). The annual cost of muskrat control at the state level in Rhineland-Palatinate are unknown. For the Weser-Ems region, LAUENSTEIN (oral comm.) mentions an annual budget of about 900,000 DM to organize the control measures, and another 1 mill. DM for their implementation.

4 Conclusions

4 (a) Further measures

A monitoring program for muskrats is recommended. It should focus on the maximum population density attained in the absence of control measures, and on the efficacy of predation by mink (*Mustela vison*). LAUENSTEIN (oral comm.) expects that some government agencies may reassess their position in the next few years, because the widespread lack of control activities could result in a serious aggravation of the muskrat problem.

4 (b) Replicability

The choice of control method depends on the specific features of the problem and the characteristics of the impacted area. If this is taken into consideration, the results can be adopted for implementation in other landscapes as well.

4 (c) Information

Information on the distribution and behavior of *O. zibethicus* is adequate at present.

5 References

- AKKERMANN, R. (1975): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsdynamik des Bisams (*Ondatra zibethicus* L.). II. Nahrung und Nahrungsauaufnahme. – Z. Angew. Zool. 62: 173-218.
- BARTHELMES, D. (1991): Schwere Fraßschäden durch Bisamratten (*Ondatra zibethica* L.) als Ursache für den Gelegerückgang in mitteleuropäischen Seen. – Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 31(1): 3-18.
- BAUMANN, A. & R. EVERDING (1986): Schädling in Naturschutzgebieten. – Der Bisamjäger 21: 9.
- BELLIN, K., BÜRKLE, F., FABER, W. & E. GERSDORF (1977): Empfehlungen für den bisamsicheren Ausbau von Gewässern, Deichen und Dämmen. – KWK-DVWW Regeln zur Wasserwirtschaft 107: 1-10.

- BERNHARDT, K.-G. & R. SCHRÖPFER (1992): Einfluß des Bisams auf die Vegetation. Untersuchungen im Ersatzbiotop Geeste im Emsland. – Naturschutz und Landschaftsplanung 1/92: 20-26.
- BETTAG, E. (1982): Untersuchungen der Bisampopulation (*Ondatra zibethica* L.) an den Dämmen der Gewässerläufe von Dudenhofen 1981. – Mainzer Naturw. Archiv 20: 131-146.
- BOTHE, C. (1993): Über die Wirksamkeit, Zuverlässigkeit, Norwendigkeit und Tierschutzgerechtigkeit von Bisamfallen und Fangmethoden. Unveröff. Diplomarbeit, Braunschweig.
- BOYE, P. (1996): Der Einfluß neu angesiedelter Säugetierarten auf Lebensgemeinschaften. – In: H. Gebhardt, R. Kinzelbach, S. Schmidt-Fischer (eds.), Gebietsfremde Tierarten, 279-285. Landsberg.
- BRANDER, T. (1955): Über die Bisamratte, *Ondatra z. zibethica* (L.) als Vernichter von Najaden. – Arch. f. Hydrobiol. 50(1): 92-103.
- BURGHAUSE, F. (1988): Der Bisam – vom Pelztier zum Schädling. – In: Naturhistorisches Museum Mainz (ed.), „Einwanderer“ – Zur Geschichte und Biologie eingeschleppter und eingewanderten Arten in Rheinland-Pfalz. I.: Säugetiere, 27-37. Mainz (=Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft 10).
- BURGHAUSE, F. (1996): 40 Jahre Bisam in Rheinland-Pfalz. Die Bedeutung eines eingewanderten Nagers und die Bemühungen, seinen Schaden einzudämmen. – Mainzer naturwiss. Archiv 34: 119-138.
- DANELL, K. (1977): Short-term plant successions following the colonization of a northern swedish lake by the muskrat *Ondatra zibethica*. – J. Appl. Ecol. 14: 933-947.
- DIEMER, B. (1996): Der Bisam (*Ondatra zibethicus*) in Baden-Württemberg. - In: Verein der Freunde und Förderer der Akademie für Natur- und Umweltschutz (Umweltakademie) beim Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 182-186. Stuttgart (= Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg 22).
- ELM, R. (1971): Die Einwanderung der Bisamratte (*Ondatra zibethica*) ins Rheinland. – Decheniana 123 (1/2): 223-233.
- FRANK, F. & A. HÄRLE (1967): Derzeitiger Stand und voraussichtliche Entwicklung des Bisambefalls (*Ondatra zibethicus*) in der Bundesrepublik Deutschland von 1957 bis 1963. – Nachrichtenbl. d. Dtsch. Pflanzenschutzdienstes 16: 145-147.
- GERSDORF, E. & F. FRANK (1969): Der Bisam *Ondatra zibethicus* (L.). – Stuttgart.
- HEIDECKE, D. & P. SEIDE (ca. 1986): Bisamratte *Ondatra zibethicus* (L.). In: Buch der Hege, 640-666.
- HERKENRATH, P. (1988): Bisam (*Ondatra zibethicus*) als Beute des Rotmilans (*Milvus milvus*). – Ber. Arbeitsgem. Bergisch. Ornithol. 12: 49-50.
- HOCHWALD, S. (1990): Bestandsgefährdung seltener Muschelarten durch den Bisam (*Ondatra zibethica*). – Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz 97: 113-114.
- HOFFMANN, M. (1958): Die Bisamratte – ihre Lebensgewohnheiten, Verbreitung, Bekämpfung und wirtschaftliche Bedeutung. – Leipzig 1958.
- HOFFMANN, M. (1986): Über einen Schadensfall an einem Eisenbahndamm durch die Bisamratte (*Ondatra zibethica* Link 1795). – Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz 59: 118-119.
- HOLTMEIER, F.-K. (1999): Tiere als ökologische Faktoren in der Landschaft. – Münster (=Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, Bd. 6).
- KINTZEL, W. (1985): Die Besiedlung des Kreises Lübz durch die Bisamratte (*Ondatra zibethica*). – Säugetierkd. Inf. Jena 2(9): 277-281.
- KIRCHNER, H.-A. (1954): Das Vordringen der Bisamratte nach Mecklenburg. – In: Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg, Bd. 1, 118-124.
- KRAUSS, M. (1990): Die Nahrung des Bisams (*Ondatra zibethicus*) an der Havel in Berlin-West und der schädigende Einfluß auf das Röhricht. – Landschaftsentw. u. Umweltforschung 71: 141-181.
- Landespflanzenschutzamt Rheinland-Pfalz (1977): Bericht über die Bisambekämpfung im Lande Rheinland-Pfalz im Jahre 1976. – Unveröff. Bericht.

- MALLACH, N. (1968): Die Verbreitung des Bisams und seine Bekämpfung in Bayern. – Gesunde Pflanze 20 (10): 1-4.
- MEINERT, G. & B. DIEMER (1977): Die Vermehrung des Bisams in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. – Gesunde Pflanze 28 (9): 200-202.
- PELZ, H.-J. (1995): Methoden zur Bestandserfassung und Freilandbeobachtung des Bisams *Ondatra zibethicus* (L.). – In: M. Stubbe, A. Stubbe, D. Heidecke (eds.), Methoden feldökologischer Säugetierzorschung, Bd.1, 281-294. Halle/Saale.
- PELZ, H.-J. (1996): Zur Geschichte der Bisambekämpfung in Deutschland. – Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtsch. Berlin Dahlem 317: 219-234.
- PIETSCH, M. (1982): *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766) – Bisamratte, Bisam. – In: J. Niethammer, F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/I, 177-192. Wiesbaden.
- Regierungspräsidium Freiburg (1990): Jahresbericht über die Bisambekämpfung. – Unveröff. Bericht.
- SCHRÖPFER, H. & C. ENGSTFELD (1983): Die Ausbreitung des Bisams *Ondatra zibethicus* (Linné 1766, *Rodentia Arvicolidae*) in der Bundesrepublik Deutschland. – Z. angew. Zool. 70: 13-37.
- SCHRÖPFER, R. & M. STUBBE (1992): The diversity of European semiaquatic mammals within the continuum of running water systems. – In: R. Schröpfer, M. Stubbe, D. Heidecke (eds.), Semiaquatische Säugetiere. Halle/Saale.
- STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.
- STUBBE, M. (1993): *Mustela vison* – Mink. – In: J. Niethammer, F. Krapp (ed.), Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger – *Carnivora (Fissipedia)*. Wiesbaden.
- TEMPEL, W. & E. RAU (1962): Bisam und Sumpfbiber, zwei neue „Wildarten“ in der Pflaz. – Pfälzer Heimat: 63-66.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – In: A. Thienemann (ed.), Die Binnengewässer, Bd. XVIII. Stuttgart.
- ULBRICH, J. (ca. 1928): Die Bisamratte – Lebensweise, Gang ihrer Ausbreitung in Europa, wirtschaftliche Bedeutung und Bekämpfung. – Dresden.
- WOBBE, E. (1999): Der Bisam, ein Zuwanderer aus der „Neuen Welt“. – Jahrb. für das Oldenburger Münsterland 1998/99: 267-272.
- ZIMMERMANN, U., GORLACH, J., ANSTEEG, O. & U. BOSSNECK (2000): Bestandsstützungsmaßnahme für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Milz (Landkreis Hildburghausen). – Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37(1): 11-16.

6 Experts

Dr. H.-J. Pelz

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Nematologie und Wirbeltierkunde
Toppheideweg 88
D-48161 Münster

Priv.-Doz. Dr. Gerhard Lauenstein

Landwirtschaftskammer Weser-Ems
Fachbereich 3/9
Sedanstraße 4
D-26121 Oldenburg
Tel.: +49-(0)441-801740
Fax.: +49-(0)441-801777
e-mail: lauenstein.ipp.lwk-we@t-online.de

***Mustela vison* (L.), Mink**

[Syn. *Mustela canadensis*, *Mustela rufa*, *Lutra vison*, *Vison lutreola*]

English synonyms: American mink, New World mink, Eastern mink

German synonyms: Amerikanischer Nerz, Nordamerikanischer Nerz, Kanadischer Marder, Farmnerz, Nerz

1 Description of the problem

Several wild populations of American mink (*Mustela vison*) exist in Germany. *M. vison* lives semi-aquatically on rivers, forest brooks, lakes, and in reeds and swamp forests. The exact distribution of the species, the size of its populations and their impacts upon the local ecosystems are largely unknown. The American mink is suspected of displacing the European (Old World) mink, *Mustela lutreola*. In addition, it has been observed that the populations have serious impacts on their prey species.

1 (a) Location of the case study

A detailed investigation of the ecology of the species has not been conducted to date in Germany. Its distribution and the sizes of its populations are not well known. The present study focuses on the regions of Brandenburg and northeastern Bavaria, where the most exact observations within the German range have been made. This is complemented by data from other ecosystems in Germany.

1 (b) History of introduction

Mustela vison was introduced for breeding in European fur farms in the late 1920s. Until recently, the animals were raised in great numbers for their valuable fur. World production was about 14 mill. mink furs in 1982, of which half was produced by the Scandinavian countries and the Netherlands. About 500,000 furs were produced annually in East Germany (the former GDR) in the mid-1970s (STUBBE 1988, map of the mink farms in STUBBE 1975). Individual animals repeatedly escaped into the wild, but initially remained unable to establish permanent populations in Germany and the neighboring countries (e.g. Denmark).

In 1966 some 550 animals escaped (by a "bad-intentioned release") from a farm at Zirtow (near Wesenberg, County of Neustrelitz, cf. HEMKE 1967); about 60 of them were never recaptured and presumably established the first self-reproducing wild population in Germany. The group progressively expanded its range in the following years, attaining the Eastern Müritz in 1973 and colonizing large sectors of the Mecklenburg-Brandenburg lake district by 1984 (STUBBE 1988). Other populations existed at the time in the southern part of the district of Frankfurt/ Oder, on the central Elbe River, in Westfalia (VIERHAUS 1984), and in Schleswig-Holstein (HEIDEMANN 1983), the last one bordering on the Danish range of the species (cf. ANDERSEN 1981). The presence of American mink in Bavaria was first detected in 1998 in the county of Schwandorf in the Upper Palatinate (KRAFT & VAN DER SANT 1999). The range of this population now includes the rivers Naab and Waldnaab, as well as the lower reaches of the Pfreimd, Heidennaab and Schwarzach. One

individual animal of unknown origin was encountered 70 km further westward on the river Wiesent in Upper Franconia in early 2000 (KRAFT & VAN DER SANT 1999).

1 (c) Biology and ecology of *Mustela vison* (L.).

Biology

The genus *Mustela* includes stoats, weasels and polecats, as well as mink. A typical feature of the genus is its sexual dimorphism, i.e. males and females differ greatly in body characteristics. The males attain a head and body length of 34 to 45 cm and a weight of 1500 g. The females are much smaller, having a head and body length of 31 to 38 cm and a weight of 400 to 800 g (cf. STUBBE div.). The coat is a very dark brown, often with white markings in individual patterns. Various color mutations have been bred into the species, among them black, Aleutian, Palomino, pastel, pearl, various hues of gray, and even white (STUBBE 1993). The American mink has in the past been regarded as a subspecies of the European mink, or marsh otter, *Mustela lutreola* (e.g. GAFFREY 1961). *M. vison* displays considerable variability, having 14 subspecies in its area of origin.

The principal mating season is in March and April, according to various authors. The young are born in late April and early May, after a gestation period of about 50 days. The duration of the gestation period becomes shorter as temperatures increase. STUBBE (1988) reports litter sizes of 2 to 6 young in East Germany, but larger litter sizes (up to 12 young) are reported from Scandinavia. The young become capable of hearing after 3 to 4 weeks and capable of seeing after 4 to 5 weeks, the exclusive nursing period is 25 days. The males do not participate in rearing the young, who begin their first independent forays in July. The family breaks up in September. The turnover of wild populations of mink takes place in three-year periods; in captivity the animals may live for 10 years. Swedish investigations have shown that 84% of the animals in the wild live for only one year.

According to STUBBE (1993), stable populations may establish themselves rapidly in vacant habitats lacking predators, and the population size then depends mostly on food availability and territorial behavior. Studies conducted in several northern European and North American habitats have shown that territories are 1 to 6 km in length. Animals of the same sex are not tolerated within the territory, and migrants lacking their own territory keep to the waterways. Chemical signals, anal gland secretions in particular, are the principal means of communication.

Ecology

The mink is nocturnal and lives semi-aquatically on brook and river banks with dense vegetation, in (alder) forest marshes (KIRSCHEY 2000), reed beds in sedimentation areas of lakes, and marshes furrowed by channels. It mostly hunts small mammals, ground-nesting birds, and amphibians. During the winter, the mink mostly feed on juvenile fish (BRÄSEKE 1989) and therefore prefer to stay in the proximity of water bodies that contain many fish and that do not freeze over (including fish ponds); they can dive for a duration of about 20 seconds. Mink have also been repeatedly sighted near fowl farms.

In the mink's area of origin, one of its principal prey species is the muskrat (*Ondatra zibethicus*), and STUBBE (1993) reports that this is also the case in Germany (cf. SCHMIDT 1985). Muskrat lodges appear to be an important feature of the mink's habitat and are used for shelter ("muskrat habitats apparently are always mink habitats"; STUBBE 1993). In areas without muskrats, the mink inflict serious damage on wild and domestic fowl, as well as in fish cultures (e.g. in Iceland, Sweden and England). The prey composition varies with the seasons (SKIRNISSON 1979) and also depends on the habitat (e.g. coast or inland waters). The preferred prey are salmonids and sticklebacks during winter, and (young) birds and bird eggs during summer (SKIRNISSON 1980). The proportion of small mammals (among others, small rodents, shrews) varies between 15 and 35% of the prey items in different investigations (British Isles, Sweden). Preliminary observations in the Müritz National Park show that the preferred prey of the local mink population are an aquatic fowl, the coot (*Fulica atra*) and a crustacean species, the crayfish (*Cambarus affinis*).

Actual impacts on threatened ecosystems

The mink is an aggressive predator on certain animal taxa. An analysis of the stomach contents of seven mink from the area of the Löcknitz, a tributary of the River Spree in the Berlin region, showed in 1998 that about three-fourths of the food items consist of amphibians, small mammals, mollusks and fishes. The predation pressure on populations of amphibians, in particular those of edible frogs and marsh frogs (*Rana esculenta*, *R. ridibunda*), is extraordinarily high, because their preferred habitat coincides with the mink's principal hunting territory (cf. GELBRECHT & ZIEBARTH 1996). The prey spectrum of 16 animals from the Upper Palatinate region mostly consisted of fish, birds and small mammals (VAN DER SANT oral comm.).

The mink is also suspected of displacing its close relatives, the European mink, *Mustela lutreola* (which is threatened by extinction), and the European polecat, *Mustela putorius* (SCHRÖPFER 1999, LUA 1999). This is of particular relevance with regard to release experiments with European mink (SCHRÖPFER 1999), thought to be extinct in Germany since 1940 (STUBBE 1975; but cf. NIETHAMMER 1963).

1 (d) Vectors of invasion

Mink repeatedly succeed in escaping from fur farms. The causes are "liberations" by animal protection activists (cf. SKIRNISSON 1992, KRAFT & VAN DER SAND 1999), and insufficient precautions on the part of the farms (captures of 20 to 50 animals per year in the immediate vicinity of the farms were not unusual; cf. STUBBE 1975). The mink spreads very rapidly throughout regions with many lakes and watercourses and an abundance of fish, such as the Mecklenburg-Brandenburg lake district and the pond cultures of the Upper Palatinate. KRAFT & VAN DER SAND (1999) have denominated fish ponds as the "stepping stones" of dispersal. The abandonment of agriculture in wetlands and the resulting emergence of reed belts and willow and alder shrubbery leads to an expansion of mink habitats (SCHMIDT 1985). Highlands with dense conifer forests (e.g. the Fichtelgebirge and the Thuringian Forest), on the other hand, represent a barrier to the spreading of mink (KRAFT & VAN DER SAND 1999). KIRSCHEN (2000) reports that in Brandenburg the "owners of hunting licenses see their mink as a valuable addition to the fauna" and refrain from hunting them. RING (oral comm.) believes that mink will not be hunted in the Upper Palatinate either.

1 (e) Assessment and monitoring activities

There is no general monitoring program for the species. There is no conclusive evaluation. The hunting statistics of those federal states which permit the hunting of mink are one source of data. Specific questionnaire surveys were conducted early on in the former East Germany (GDR) for population assessment purposes (STUBBE 1975). In Schleswig-Holstein, 230 animals were observed, captured or shot between 1950 and 1982 (HEIDEMANN 1983). STUBBE (1993) assumes that a reproducing population exists there. RING & PREUSCH (2000) surveyed a mink population in the Upper Palatinate (Naab region) and judge that it is young, but viable and expanding, a view shared by KRAFT & VAN DER SANT (1999). As of February 2000, 29 individuals were killed or found dead; the authors believe, however, that the actual number of captures is higher, only that they are not reported "for fear of conflicts with animal protection or hunting regulations". The number of captured animals attained 60 by October 2000 (VAN DER SANT oral comm.). Three captured females were in healthy condition and carried embryos, and juvenile mink have been captured as well. This demonstrates that mink are reproducing in the wild in northeastern Bavaria too (VAN DER SANT oral comm.). The present area of distribution encompasses the rural counties of Regen, Cham, Tirschenreuth, Weiden and Neustadt/Waldnaab (VAN DER SANT oral comm.).

SCHRÖPFER (oral comm.) has set up a "hotline" for mink sightings in northwestern Germany. One problem with "sightings" of mink is that they are often confused with other predatory mammals such as beech martens and pine martens. Vernacular names sometimes add to the confusion (cf. LABES 1983).

The Bavarian State Ministry of Food, Agriculture and Forestry (*Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten - BStELF*) has commissioned the Zoological State Museum of Munich to investigate the distribution, population size, spreading, prey species spectrum, and possibilities for controlling mink in the region of Schwandorf (KRAFT & VAN DER SANT 1999). Essential information for the study is being provided by fish farmers, hunters, recreational fishermen, and muskrat trappers (cf. RING & PREUSCH 2000). The authors surmise that it has become impossible by now to exterminate the mink. Based on his observations in the Löcknitz region (cf. 1c), KIRSCHEY (2000) recommends undertaking control measures against the mink.

2 Options considered to address the problem

2 (a) The decision-making process

The Bern Convention on the Preservation of European Wild Plants and Animals and their Natural Habitats lists *M. vison* in Recommendation no. 77 among the species which should be eradicated. This has not been implemented yet. No decision has been reached at the national level.

2 (b) Types of measures

There is little experience with species-specific control measures. In East Germany (former GDR, now the "new states") it is permitted since 1984 to hunt or trap mink between 1 October and 31 March. Of the 29 animals found in northeastern Bavaria,

12 were captured with muskrat traps, and 5 in box traps (KRAFT & VAN DER SANT 1999). Lethal traps are not being used, to avoid possible threats to otters (VAN DER SANT oral comm.; cf. SCHMIDT 1985).

2 (c) Selected options

not applicable

2 (d) Responsible institutions

not applicable

3 Implementation and effectiveness of measures

3 (a) Ways and means of implementation

not applicable

3 (b) Achievements

not applicable

3 (c) Costs

not applicable

4 Conclusions

4 (a) Further measures

A nationwide monitoring program for mink is urgently recommended. It should focus on the mechanisms by which mink displace native species, as well as the potential damage to fish farming.

4 (b) Replicability

not applicable

4 (c) Information

Information on the distribution and spreading of *Mustela vison*, and on its ecosystem impacts is urgently needed.

5 References

ANDERSEN, J. (1981): Minken (*Mustela vison*) og Minkjagten in Danmark 1970/71 og 1972/73. – Danske Vildtundersøgelser 34.

BOYE, P. (1996): Der Einfluß neu eingebürgerter Säugetierarten auf Lebensgemeinschaften. – In: ANU Baden-Württemberg (ed.), Neophyten, Neozoen – Gefahr für die heimische Natur?, 168-174.

- BRÄSEKE, R. (1989): Zur Verbreitung und Ökologie des Minks (*Mustela vison* Schreber) im Bezirk Schwerin. – Wiss. Beitr. Univ. Halle (27): 333-346.
- CREUTZ, G. (1973): Zum Vorkommen des Nerzes in der Oberlausitz. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 48.
- DOLCH, D. (1994): Die Bedeutung der Gewässer für Säugetiere unter besonderer Berücksichtigung der Uferstrukturen. – Zeitschr. angew. Gewässerökol. Norddeutschlands 1: 152-160.
- GAFFREY, G. (1961): Merkmale der wildlebenden Säugetiere Mitteleuropas. - Leipzig.
- GELBRECHT, J. & R. ZIEBARTH (1996): Beiträge zur Fauna der Löcknitz-Niederung. – Beitr. angew. Gewässerökol. Norddeutschlands 3: 100-106.
- HEIDEMANN, G. (1983): Über das Vorkommen des Farmnerzes (*Mustela vison* f. *domestica*) in Schleswig-Holstein. – Z. Jagdwiss. 29: 120-122.
- HEMKE, E. (1967): Nerze entwischen. – Naturschutzarb. i. Mecklenb. 10(1): 47-48.
- HEMKE, E. (1980): Zur Entwicklung der wildlebenden Nerzpopulation im Gebiet der Mecklenburgischen Kleinseenplatte. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 23 (1): 23-26.
- HEPTNER, V. G. & N. P. NAUMOV (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. II: Seekühe und Raubtiere. Jena.
- HOFFMANN, M. (1974): Ist der Mink *Mustela vison* in der DDR schon heimisch? – Hercynia N. F. 11 (1): 69-78.
- ILLIG, H. (1984): Zur Einbürgerung des Minks (*Mustela vison* Schreber) in der Niederlausitz. – Biol. Studien Luckau 13: 71-73.
- KINTZEL, W. & K.-D. JOST (1987): Beitrag zur Säugetierfauna des Kreises Lübz. – Säugetierkd. Inf. 2 (11): 423-440.
- KIRSCHEY, T. (2000): Das „Neozoen-Problem“ aus Sicht des herpetologischen Artenschutzes. – In: NABU (ed.), Was macht der Halsbandsittich in der Thujahecke? Zur Problematik von Neophyten und Neozoen und ihrer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt, S. 65-72.
- KÖRBEL, O. (1992): Die letzte Chance für den Nerz? – Fauna 4/92: 15-17.
- KRAFT, R. & D. VAN DER SANT (1999): Bestandssituation und Ausbreitungstendenz des Amerikanischen Nerzes (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Nordostbayern. – Säugetierkd. Inf. 4 (23): 447-452.
- LABES, R. (1983): Beitrag zur relativen Häufigkeit jagdbarer marderartiger Raubsäuger im Bezirk Schwerin 1977-1981. – Säugetierkd. Inf. 2 (7): 51-60.
- MÜLLER, M. (1994): Freilandfund eines Minks (*Mustela vison* Schreber, 1777) in Osthessen. – Säugetierkd. Inf. 3 (18): 649-650.
- NIETHAMMER, G. (1963): Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. – Berlin.
- POST, D. & M. LANDMANN (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. – Staatliches Amt für Wasser und Abfall. Aurich.
- RING, Th. & E. PREUSCH (2000): Minkvorkommen 1999 nach Erhebungsbögen des Fischereiverbandes Oberpfalz. – Unveröff. Studie, Regierung der Oberpfalz, Regensburg.
- SCHMIDT, A. (1985): Zum Vorkommen des Minks *Mustela vison* (Schreber 1777) im Süden des Bezirkes Frankfurt/Oder. – Säugetierkd. Inf. 2 (9): 292-297.
- SCHRÖPFER, R. (1999): Gewinner Mink – Verlierer Nerz. Nischenkämpfe. – Wild und Hund 102 (4): 32-34.
- SKIRNISSON, K. (1979): Food habits of Mink (*Mustela vison* Schreber) in Grindavik, south west Iceland. – Natturufræðingurinn 49: 194-203.
- SKIRNISSON, K. (1980): Food habits of Mink (*Mustela vison* Schreber) at river Sog, South Iceland. – Natturufræðingurinn 50: 46-56.
- SKIRNISSON, K. (1992): Die falsch verstandene Freiheit. – Fauna 4/92: 12-14.

STREIT, B. (1991): Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. – In: K. Henle, G. Kaule (eds.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4, 208-224. Jülich.

STUBBE, M. (1975): Der Amerikanische Nerz *Mustela vison* (Schreber, 1777) in der DDR. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 9: 364-386.

STUBBE, M. (1988): Die expansive Arealerweiterung des Minks *Mustela vison* (Schreber, 1777) in der DDR in den Jahren 1975-1984. – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 15: 75-90.

STUBBE, M. (1993): *Mustela vison* – Mink. – In: J. Niethammer, F. Krapp (ed.), Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger – *Carnivora* (*Fissipedia*). Wiesbaden.

VIERHAUS, H. (1984): Amerikanischer Nerz, Mink – *Mustela vison* Schreber, 1777. – In: R. Schröpfer, R. Feldmann, H. Vierhaus (eds.), Die Säugetiere Westfalens, 312-313. Münster.

6 Experts

Tom Kirschen

NABU-Bundesfachausschuss Feldherpetologie/Ichthyofaunistik

Scharnhorststr. 27

D-10115 Berlin

Tel.: +49-(0)179-5127362

e-mail: NABU-Brandenburg@t-online.de

Dr. Richard Kraft

Dipl.-Forstwirt Dirk van der Sant

Zoologische Staatssammlung München

Sektion Säugetiere

Münchhausenstr. 21

D-81247 München

Tel.: +49-(0)89-8107-125

e-mail: Richard.Kraft@zsm.mwn.de

Dr. Thomas Ring

Bezirk Oberpfalz

Fachberatung für Fischerei

D-93039 Regensburg

Tel. +49-(0)941-5680-567

e-mail: Thomas.Ring@bezirk-oberpfalz.de

Prof. Dr. Rüdiger Schröpfer

Universität Osnabrück

Ethologie und Didaktik der Biologie

D-49069 Osnabrück

schroepfer@biologie.uni-osnabrueck.de

<http://www.biologie.uni-osnabrueck.de/etholdid/lutreola.htm>

Prof. Dr. Michael Stubbe

Institut für Zoologie

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Domplatz 4

D-06099 Halle/Saale

Acknowledgements

We thank the following persons for information and assistance in the compilation of this report:

Prof. Dr. Klaus Adolphi (Universität Köln)
Dr. Beate Alberternst (Universität Frankfurt)
Dipl.-Biol. Florian Bemmerlein-Lux (IFANOS, Nürnberg)
Prof. Dr. Reinhard Böcker (Universität Hohenheim)
Dr. Jost Borcherding (Universität Köln)
Dr. Frank Burghause (Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, Mainz)
Dipl.-Biol. Olaf Geiter (Universität Rostock)
Dr. Christian Götz (BMU, Bonn)
Prof. Dr. Gerhard Hard (Universität Osnabrück)
Volker Homers (WWF, Frankfurt)
Dr. Dr. Jürgen H. Jungbluth (Projektgruppe Molluskenkartierung, Schlierbach)
Tom Kirschen (NABU, Berlin)
Prof. Dr. Ingo Kowarik (TU Berlin)
Dr. Richard Kraft (Zoologische Staatssammlung, München)
Priv.-Doz. Dr. Gerhard Lauenstein (Landwirtschaftskammer Weser-Ems)
Dr. Andreas von Lindeiner (LBV, Hilpoltstein)
Prof. Dr. Lenz Meierott (Gerbrunn)
Prof. Dr. Werner Nezadal (Universität Erlangen)
Dipl.-Ing. (FH) Bernd Raab (LBV, Hilpoltstein)
Dipl.-Biol. Annemarie Radkowitsch (ForumNatur, Pforzheim)
Dr. Thomas Ring (Bezirk Oberpfalz, Regensburg)
Dr. Hartwig Schepker (Hannover)
Prof. Dr. Rüdiger Schröpfer (Universität Osnabrück)
Dr. Berthold Siessegger (Institut für Seenforschung, Langenargen)
Dr. Uwe Starfinger (TU Berlin)
Dipl.-Forstwirt Dirk van der Sant (Zoologische Staatssammlung, München)
Johann Wagenknecht (Eckental)
Dipl.-Biol. Martina Wagner (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin)
Dipl.-Ing. Bernd Walser (Offenburg)
Dr. Norbert Walz (IGB, Berlin)
Dr. Walter Welss (Universität Erlangen)
Prof. Dr. Dietrich J. Werner (Universität Köln)