



# Bestandsregulierungen und Naturschutz

---

Laufener Seminarbeiträge 2/95



# Aktueller Hinweis zur Kormoran-Problematik

(Beilage zum LSB 2/95 „Bestandsregulierungen und Naturschutz“)

Während über den Graureiher kaum noch gesprochen wird haben sich die Diskussionen über den Kormoran und seine Wirkungen auf Fischerei und Fischbestände seit dem Seminar „Bestandsregulierungen und Naturschutz“ in der Bundesrepublik Deutschland wie auch in anderen europäischen Ländern (Schweiz, Dänemark) deutlich verschärft. Die wohl weitgehendste rechtliche Regelung, Ausnahmen von den bestehenden Schutzvorschriften zuzulassen und somit Abschüsse zu ermöglichen, hat der Freistaat Bayern mit einer befristeten Verordnung erlassen, die sich auf § 20g (6) des Bundesnaturschutzgesetzes stützt und die aus Gründen der Aktualität dem Laufener Seminarbeitrag beigelegt wird.

Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 15/1996

299

791-1-11-U

## Zweite Verordnung über die Zulassung von Ausnahmen von den Schutzvorschriften für besonders geschützte Tierarten

Vom 22. Juli 1996

Auf Grund des § 20g Abs. 6 Satz 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. März 1987 (BGBl I S. 889), zuletzt geändert durch Art. 2 des Gesetzes vom 6. August 1993 (BGBl I S. 1458), erläßt die Bayerische Staatsregierung folgende Verordnung:

### § 1

<sup>1</sup>Zur Abwendung erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schäden und zum Schutz der heimischen Tierwelt wird abweichend von § 20f Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG Personen, die zur Ausübung der Jagd befugt sind, gestattet, Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in der Zeit vom 16. August bis 14. März in einem Umkreis von 100 m von Gewässern unter Ausnahme der in § 2 aufgeführten Bereiche zu töten. <sup>2</sup>Verboten ist der Abschluß von Sonnenuntergang bis eine Stunde vor Sonnenaufgang. <sup>3</sup>Erlegungsort (Jagdbezirk) und -tag sowie die Zahl der Abschüsse sind der zuständigen Regierung bis spätestens 1. April 1997 zu melden.

### § 2

Von der Gestattung sind ausgenommen:

- befriedete Jagdbezirke (Art. 6 Abs. 1 und 2 BayJagdG)
- Nationalparke (Art. 8 BayNatSchG)
- Naturschutzgebiete (Art. 7 BayNatSchG)
- Vogelschutzgebiete (Art. 4 Abs. 1 Satz 3 der Richtlinie 79/409/EWG des Rates)

- Feuchtgebiete im Sinn von Art. 2 des Übereinkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung (BGBl 1976 II S. 1265)

- folgende stehenden Gewässer:

Ammersee, Bannwaldsee, Bodensee, Chiemsee, Eibsee, Großer Alpsee, Hopfensee, Königssee, Kochelsee, Pilsensee, Riegsee, Schliersee, Simsee, Staffelsee, Starnberger See, Tegernsee, Waginger-Tachinger See, Walchensee und Wörthsee

- folgende Fließgewässerabschnitte:

flußabwärts die Donau ab Regensburg (Flußkilometer 2372,15 bis 2223,2), der Main ab Würzburg (Flußkilometer 248,4 bis 66,8), der Inn in Niederbayern (Flußkilometer 72,8 bis 0), die Isar ab Landshut (Flußkilometer 62,7 bis 0) jeweils mit Ausnahme der 500 m-Bereiche flußabwärts der Wehre sowie der Nebengewässer und der Altwässer.

### § 3

Diese Verordnung tritt am 1. August 1996 in Kraft; sie tritt am 31. Juli 1997 außer Kraft.

München, den 22. Juli 1996

Der Bayerische Ministerpräsident

Dr. Edmund Stoiber

## **Zum Titelbild:**

Die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) (Foto: Erich WALTER) oder der Graueiher (*Ardea cinerea*) (Foto: Karsten KRIEDEMANN) können als Beispiele für jene sogenannten "Problemarten" dienen, für die selbstverständlich mit völlig unterschiedlicher Begründung und aus unterschiedlicher Interessenlage heraus - eine Bestandsregulierung gefordert und örtlich auch zu praktizieren versucht wird. Über Sinn und Unsinn solcher Forderungen bzw. Versuche wird in diesem Heft anhand zahlreicher weiterer Beispiele von kompetenter Seite referiert.

## **Laufener Seminarbeiträge 2/95**

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175-0852

ISBN 3-931175-10-3

---

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

---

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen -auch auszugsweise- aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: Christina Brüderl (ANL)

Druck und Bindung: ANL; Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

---

Bestandsregulierungen und Naturschutz - ein Überblick	Walter JOSWIG	5-11
Welchen Kriterien sollten Bestandsregulierungen genügen? (Ergebnisse der Plenumsdiskussion)	Walter JOSWIG	13-15
Ökologische Grundlagen von Bestandsregulierungen: Populationsdynamik mit und ohne Einflüsse(n) von Beutegreifern bzw. des Menschen	Sybille HARTMANN	17-25
Regulation von Weißfischbeständen in stehenden Gewässern	Robert KLUPP	27-30
Müssen Eichhörnchen und Siebenschläfer bekämpft werden? - Ein Situationsbericht aus dem Bundesland Salzburg	Susanne STADLER	31-34
Zwischen Verfolgung und Schutz: Der Feldhamster	Wolfgang WENDT	35-39
Bestandsregulierungen im Spannungsfeld - Die Bejagung von Schalenwild: Pro und Kontra	Herbert KOCH	41-43
Bestandsregulierungen im Spannungsfeld: Bejagung von Graureiher und Kormoran - Pro und contra	Helmut BRÜCHER	45-49
Fischereiliche Schäden durch Graureiher und Kormorane - Abhilfe durch Bestandsregulierungen?	Franz GELDHAUSER	51-55
Neophyten - ein Naturschutzproblem?	Peter STURM	57-61
Neophyten in Süddeutschland - Artenspektrum, Herkunft, Biologie und Verbreitung	Erich WALTER	63-87
Sind nichteinheimische Pflanzenarten ein Problem für den Naturschutz?	Ingo KOWARIK	89-104

---



# Bestandsregulierungen und Naturschutz - ein Überblick

Walter JOSWIG

## 1 Einleitung

Die Regulierung von Populationen von Pflanzen- oder Tierarten bedeutet stets ein Eingreifen in die natürliche Dynamik. Dies scheint auf den ersten Blick dem Schutzgedanken zu widersprechen. In der Praxis des Naturschutzes spielen Regulierungsmaßnahmen jedoch eine erhebliche Rolle, z.B. wenn zur Sicherung schutzwürdiger Kulturformationen wie Halbtrockenrasen oder Streuwiesen aufkommende Verbuschung durch Pflegemaßnahmen zurückgedrängt wird. Bestandsregulierungen von Tierarten aus Naturschutzgründen werden dagegen vergleichsweise selten durchgeführt und sind auch in Naturschutzkreisen nicht unumstritten.

Durch Überlagerung mit Nutzungsinteressen ergeben sich nicht selten Konflikte, wie die kontroversen Diskussionen um eine Reduzierung der Schalenwildbestände oder um eine Bejagung des Korrmorans zeigen.

Diese Diskussionen sorgen nicht selten für Schlagzeilen in den Medien. Der Naturschutz ist dann gefordert, Stellung zu beziehen, auch wenn die Debatte an seinen eigenen Schwerpunktthemen weitgehend vorbeigeht. Er ist gefordert, zu erklären, warum eine Regulierungsmaßnahme in einem Fall für notwendig erachtet wird, in einem anderen Fall jedoch abzulehnen ist. Tut er dies nicht, besteht die Gefahr, daß die Zielsetzungen des Naturschutzes auf Unverständnis stoßen und keine Akzeptanz finden. Da jedoch auch in Naturschutzkreisen die Meinungen über Sinn und Zweck von Bestandsregulierungen weit auseinandergehen, scheint eine Positionsbestimmung dringend geboten.

## 2 Zum Verständnis von "Bestandsregulierungen"

Der Begriff "Bestandsregulierung" ist weit gefaßt und wird nicht selten mißverständlich verwendet. Er soll hier zunächst enger gefaßt und präzisiert werden.

Auch wenn sie begrifflich dazu gehören, sollen alle Maßnahmen, die die Anhebung einer Population auf eine höhere Dichte bezwecken, also Ansaubungen, Bestandsstützungen, Wiedereinbürgerungen etc., in diesem Beitrag inhaltlich ausgeklammert bleiben (vgl. hierzu ANL 1980 und ANL 1991).

Es geht also in diesem Beitrag um Maßnahmen, mit denen Bestände von Pflanzen oder Tieren auf ein bestimmtes Maß reduziert oder begrenzt werden sollen.

Weiterhin erscheint es notwendig, den Begriff "Bestandsregulierung" von zwei weiteren Begriffen abzugrenzen: "Bekämpfung" und "Nachhaltige Nutzung" (siehe Tab. 1).

Der Begriff "Bekämpfung" ist eher negativ besetzt, weshalb Bekämpfungsmaßnahmen auch gern als Regulierung tituliert werden. Bekämpfungsmaßnahmen, die zur Abwehr von (meist wirtschaftlichen) Schäden oder von Gefahren durchgeführt werden, orientieren sich jedoch an der Schadensschwelle bzw. am Gefährdungspotential. Eine Bekämpfungsmaßnahme, die erst dann eingestellt wird, wenn der von Tieren oder Pflanzen verursachte Schaden auf ein tolerierbares Maß gesunken ist, stellt dabei einen drastischen Eingriff in die Populationsentwicklung einer Art dar und nimmt evtl. deren Gefährdung in Kauf. Bestandsregulierungen aus dem Verständnis des Naturschutzes heraus müs-

**Tabelle 1**

<b>Bekämpfung</b>	<b>Bestandsregulierung</b>	<b>Nachhaltige Nutzung</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abwendung eines wirtschaftlichen Schadens</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sicherung des Bestandes der regulierten Art</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langfristige wirtschaftliche Nutzung</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abwendung einer Gefahr</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sicherung des Bestandes anderer gefährdeter Arten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Erzielen von Akzeptanz von Naturschutzanliegen</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• andere Naturschutzgründe</li> </ul>	
<b>Orientierung an der Schadensschwelle</b>	<b>Orientierung am Bestand gefährdeter Arten</b>	<b>Orientierung am langfristigen Nutzungsertrag</b>

sen sich dagegen an der Bestandssituation der regulierten Art orientieren, wobei sichergestellt sein muß, daß eine Gefährdung der Art ausgeschlossen ist. Bestandsregulierungen aus Naturschutzgründen werden meist dann durchgeführt, wenn es gilt, Populationen gefährdeter Arten vor Beeinträchtigungen durch andere Arten zu schützen, seltener aus anderen Naturschutzgesichtspunkten oder um den Bestand der regulierten Art selbst zu stabilisieren (siehe Fallbeispiele). Dabei soll das Ausmaß des Eingriffs möglichst gering gehalten werden.

Bei einer "nachhaltigen Nutzung" von Populationen (engl. "sustainable use") geht es dagegen um die Sicherung einer wirtschaftlichen Nutzung. Die Orientierung an der Dauerhaftigkeit eines Nutzungsertrags hat dabei Vorrang vor einer schnellen Gewinnmaximierung und trägt so dazu bei, ausreichend große Populationen der genutzten Arten zu erhalten. In einigen afrikanischen Nationalparks, in denen der Bevölkerung früher jegliche Nutzung untersagt war, konnte mit dem Konzept des "sustainable use" die Akzeptanz für Naturschutzanliegen wesentlich verbessert und damit illegaler Landnahme und Wilderei wirkungsvoll begegnet werden (MERZ 1992).

Sicherlich bestehen zwischen diesen Begriffen erhebliche Grauzonen. Auch werden nicht selten sowohl Bekämpfungsmaßnahmen aus wirtschaftlichen Erwägungen als auch eine jagdliche Nutzung unter dem Vorwand der "Wiederherstellung des ökologischen Gleichgewichts" als Bestandsregulierung tituliert, so geschehen z.B. in einer Broschüre des norwegischen Fischereiministers von 1987 in Bezug auf die Jagd nach Zwergwalen (zit. in MULVANEY 1988). Die folgenden Fallbeispiele sollen deshalb das Umfeld dieser Begriffe sowie die jeweils unterschiedliche Haltung des Naturschutzes dazu näher verdeutlichen.

### 3 Fallbeispiele

Tiere und Pflanzen in "schädlich" und "nützlich" einzuteilen, hat eine lange Tradition. So heißt es in einem 1912 erschienenen "Handbuch des Vogelschutzes": "...Der Schaden, den Weißstörche anrichten, überwiegt ihren Nutzen bedeutend" und "...Der Seeadler ist vorwiegend schädlich". Im Naturschutz ist diese Wertung unter Berücksichtigung ökologischer Erkenntnisse weitestgehend überholt, sie spielt jedoch in den Landnutzungsdisziplinen immer noch eine große Rolle. Bekämpfungsmaßnahmen aus ökonomischen Gegebenheiten in logischer Folge dieser Wertungen stehen deshalb nicht selten mit Naturschutzanliegen in Konflikt.

1993 kam es im süddeutschen Raum, vor allem in Mittel- und Unterfranken, zu Kalamitäten des Schwammspinners (*Lymantria dispar*). Ca. 30.000 ha Waldflächen waren betroffen. Zu Konflikten mit dem Naturschutz kam es, als Bekämpfungsaktionen mit dem Häutungshemmer Dimilin auch in Naturschutzgebieten durchgeführt werden sollten. Der

Grund für die ablehnende Haltung waren zu befürchtende Nebenwirkungen der Bekämpfungsaktionen. Dimilin wirkt nicht spezifisch, sondern auf alle Kerbtiere. Somit wären auch hochgradig gefährdete Schmetterlingsarten wie der Kleine Maivogel (*Euphydryas maturna*) betroffen gewesen, dessen Restpopulationen in den Schutzgebieten gesichert werden sollten (vgl. SPERBER 1993, SCHWENKE 1993). Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen aus ökonomischen Gründen beschränken sich jedoch nicht nur auf Insekten. So wurden in Japan Ende der 70er Jahre 6 000 Delfine abgeschlachtet, da sie den Fischern ihre Fangerträge streitig machten. Diese Aktionen, die in Naturschutz- und Tierschutzkreisen einen Sturm der Entrüstung hervorriefen, wurden auch 1990 noch fortgesetzt (BREIER & REITER 1992).

Wegen ihrer Gefährlichkeit verfolgt wurde z.B. die Kreuzotter (*Vipera berus*). Nicht selten wurden Fangprämien für erschlagene Tiere gezahlt. Im thüringischen Vogtland wurden zwischen 1889 und 1904 über 37.000 Kreuzottern getötet (STEINBACH 1985). Die Kreuzotter gilt heute in Deutschland als im Bestand "stark gefährdet" (BLAB et al. 1984). Dabei stellt die Verfolgung durch den Menschen immer noch eine erhebliche Gefährdungsursache dar (BEUTLER 1991), der der Naturschutz vor allem mit geeigneter Öffentlichkeitsarbeit begegnen muß.

Bei der Verfolgung von Rabenkrähen, Elstern und Eichelhähern spielen neben wirtschaftlichen Gründen immer wieder Argumente eine Rolle, nach denen diesen Rabenvögeln andere Arten, z.B. Singvögel und Rebhühner, in ihrem Bestand gefährden. In Jägerkreisen gelten diese Rabenvögel deshalb als Raubzeug, das "kurzgehalten" werden muß (BERRENS et al. 1983). Eine Gefährdung anderer Arten durch Rabenvögel konnte bisher selbst in städtischen Bereichen bei einer starken Zunahme der Elster nicht nachgewiesen werden (vgl. WITT 1989; KOOIKER 1991). KNIEF und BORKENHAGEN (1993) untersuchten die Wirkung von Rabenvogelabschüssen aufgrund von Ausnahmegenehmigungen nach §20g (6) BNatSchG in Schleswig-Holstein. Die Autoren kamen zu dem Schluß, daß "Bestandsregulierung durch den Menschen nicht notwendig und auf tier- und artenschutzgerechte Weise (keine Verfolgung in der Brutzeit und an den Schlafplätzen, kein Einsatz von Fallen oder Gift) auch kaum möglich ist, weil Verluste in der Regel leicht durch den Anstieg der potentiell viel höheren Fortpflanzungsrate ausgeglichen werden können." Die Bekämpfung von Rabenkrähen, Elstern und Eichelhähern wird deshalb in Naturschutzkreisen im allgemeinen abgelehnt.

Auch bei der Bekämpfung des Bisam, der seit langem schon wegen seiner Wühltätigkeit in Uferböschungen, Dämmen und Deichen verfolgt wird, spielen Artenschutzgesichtspunkte neuerdings eine Rolle. HOCHWALD (1990) forderte eine energi-

sche Bekämpfung des Bisam, da dieser 1906 aus Nordamerika eingeschleppte Nager Bestände gefährdeter Muschelarten wie Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und Bachmuschel (*Unio crassus*) dezimiert und somit den Erfolg umfangreicher Schutzbemühungen gefährdet. An Muschelbächen sollte der Bisam, soweit möglich, gänzlich ausgerottet werden, lautet die Forderung.

Bei den umfangreichen Bemühungen, die Bestände der Silbermöwe an der deutschen Nordseeküste zu reduzieren, war der Schutz weiterer Seevogelarten, vor allem der Seeschwalben, sogar das Hauptargument (VAUK & PRÜTER 1987). Bereits ab 1914 erfolgten mit dem Absammeln von Gelegen erste Maßnahmen, die ab 1930 bis zur restlosen Gelegenbeseitigung in den Großkolonien und Abschüssen von Alttieren ausgeweitet wurden. 1945 nahmen Naturschutzvereine diese Regulierungsversuche wieder auf. Dabei wurden zwischen 1960 und 1977 auch Giftstoffe eingesetzt. Erst 1993 wurden die letzten Bekämpfungsmaßnahmen eingestellt. Zur Wirksamkeit und zur Zweckmäßigkeit stellen VAUK & PRÜTER (1987) fest: "Keine der Maßnahmen zur Bestandslenkung hat die Zunahme der Möwen auch nur kleinräumig für längere Zeit stoppen können", und: "Von einem großräumig schädigenden Einfluß auf benachbart brütende Seevogelarten kann zur Zeit nicht die Rede sein. Die Bestände der rotfüßigen Seeschwalben nehmen nach einem Tiefstand Ende der 60er Jahre wieder deutlich zu. Höchste Zuwachsraten gibt es seit Ende der 70er Jahre nicht nur auf den reinen Seeschwalbeninseln, sondern auch in gemischten Brutgebieten."

Nicht aus Gründen des Artenschutzes, aber aus anderen Naturschutzgründen wurden Bestandsregulierungen von Lachmöwen im Naturschutzgebiet Zwillbrocker Venn durchgeführt. Hier hatte sich nach dem Anstau von Entwässerungsgräben ein kleiner See gebildet. Bereits in den 30er Jahren kam es zu einer Ansiedlung von Lachmöwen, die sich im Laufe der Zeit zur größten binnenländischen Kolonie Deutschlands mit über 15 000 Brutpaaren entwickelte. Der Eintrag von Kot dieser Möwen über den See in die nährstoffarmen Moorbereiche führte zur Eutrophierung und Beeinträchtigung der schutzwürdigen Vegetation, so daß mit verschiedenen Methoden versucht wurde, den Lachmöwenbestand zu begrenzen. Erfolge erbrachte dabei vor allem eine Anhebung des Wasserspiegels, womit die Brutraumkapazität verringert wurde (BIOL. STATION ZWILLBROCK 1989).

Der Afrikanische Elefant ist ein Beispiel für den Fall, daß Bestandsregulierungen mit der Sicherung der Elefantenbestände selbst begründet wurden. In einigen afrikanischen Nationalparks wurde besonders die Baumvegetation durch Elefanten stark beeinträchtigt. Auch aus Naturschutzkreisen, u.a. von der IUCN und teilweise vom WWF, wurden deshalb regulierende Abschüsse gefordert. Vom damaligen

Direktor des Murchinson-Nationalparks in Uganda stammt das folgende Zitat aus dem Jahre 1978: "schon bald wird allen bewußt werden, daß die zunehmende Konzentration einer einzigen beliebigen Tierart innerhalb künstlich gezogener Grenzen Überbevölkerung, Biotopzerstörung und den regionalen, vielleicht sogar den vollständigen Untergang eben dieser Art zur Folge haben wird. Heute ist diese Art der Elefant (zit. in DOUGLAS-HAMILTON, I. & DOUGLAS-HAMILTON, O. 1992).

Obwohl die Abschüsse keineswegs unumstritten waren, werden sie auch heute noch vor allem in Südafrika und Simbabwe durchgeführt. Dabei werden oft ganze Herden erlegt, um die Altersstruktur der Gesamtpopulation nicht zu verändern. Überlagert wurden diese Regulierungsmaßnahmen durch eine drastische Entwicklung der Wilderei in Verbindung mit dem internationalen Elfenbeinhandel, wobei im Verlauf von 20 Jahren der gesamtafrikanische Elefantenbestand von 2 Mio. auf 600.000 Tiere reduziert wurde. Erst 1989 wurde mit der Einstufung des Elefanten in Anhang I des Washingtoner Artenschutzübereinkommens ein Handelsverbot erlassen, so daß die Wilderei zurückging. Dieses Beispiel macht deutlich, daß zwischen eventuell notwendigen Bestandsregulierungen und der Gefahr der Ausrottung nicht gerade Welten liegen müssen. Ian DOUGLAS-HAMILTON (1992) schrieb dazu: "Diese paradoxe Situation, zu hoher Elefantenbestand in einzelnen Regionen, aber zugleich das Zurückgehen der Gesamtpopulation, war letztlich auch der Grund für das Zögern der Verantwortlichen, das in den folgenden 16 Jahren durchgreifende Maßnahmen (zur Unterbindung der Dezimierung) unmöglich machen sollte."

Aus Mitteleuropa sind vergleichbare Begründungen für Bestandsregulierungen nicht bekannt.

#### **4 Bestandsregulierung in der Bundesrepublik Deutschland: Ergebnisse einer Umfrage**

Im Vorfeld des Seminars "Bestandsregulierungen und Naturschutz" wurde eine Umfrage gestartet, um einen Überblick über geforderte bzw. durchgeführte Maßnahmen und die davon betroffenen Tier- und Pflanzenarten zu bekommen. Angefragt wurden die Umweltministerien bzw. deren höchste nachgeordnete Fachbehörden, also die Landesämter oder Landesanstalten für Natur- und Umweltschutz. Die Anfrage hatte folgenden Wortlaut:

##### Regulierung bzw. Bekämpfung von Tier- und Pflanzenarten

*Sehr geehrte Damen, sehr geehrte Herren, die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege führt im September 1993 ein Seminar zum Thema Bestandsregulierungen und Naturschutz durch. Dabei geht es um eine möglichst umfassende Darstellung und Bewertung von steuernden Eingriffen in Populationen, sei es aus ökonomi-*

schen Gründen wie auch aus Naturschutzgesichtspunkten. Besonderes Augenmerk soll dabei der Regulierung bzw. Bekämpfung von geschützten Arten gelten.

Um uns einen bundesweiten Überblick zu verschaffen, bitten wir um Hinweise zu folgenden Fragen:

Welche Arten würden Sie in Ihrem Zuständigkeitsbereich zu den "Problemarten" im oben angesprochenen Sinne zählen?

Wie ist das Verhältnis zwischen geforderten Bekämpfungsmaßnahmen zur Genehmigungspraxis?

In welchen Fällen und wie oft wurden Bekämpfungsmaßnahmen aus Naturschutzgründen durchgeführt (z.B. nach §20g(6) 2 BNatSchG)?

Auch für weitere zweckdienliche Hinweise wären wir Ihnen sehr verbunden. Bei Fehlanzeige bitte Angabe per Kurzbrief oder Fax.

Aus den meisten Bundesländern kamen die Rückmeldungen von den zentralen Einrichtungen. Niedersachsen und Rheinland-Pfalz leiteten die Anfragen an die Bezirksregierungen weiter. Hier wurden die Antworten bei der Auswertung wieder zusammengefaßt.

Wie sich herausstellte, sind die Angaben über dem Jagdrecht unterliegenden Tierarten unvollständig, da die angeschriebenen Stellen hier nicht immer zuständig waren und sich nur zum Teil angesprochen fühlten.

Auch bei Arten, die sowohl dem Jagdrecht als auch dem Naturschutzrecht unterliegen (z.B. Greifvögel) sowie bei geschützten Arten, für die einige Bundesländer per Rechtsverordnung nach §20g(6) BNatSchG den Abschluß gestatten (z.B. "Rabenvogel"), verfügen die Landesämter und -anstalten nicht über exakte Daten.

Aus Bremen und Baden-Württemberg liegen keine Angaben vor.

Insgesamt ist die folgende Auswertung eher als Meinungsbild der befaßten Sachbearbeiter denn als statistische Bilanz zu sehen. Dennoch ermöglicht sie einen Überblick über die derzeitigen Probleme und die Praxis auf dem Stand von 1992.

Als "Problemarten" wurden genannt:

Elster (*Pica pica*) (bes. geschützt)

Angaben aus Bayern, Hessen, Hamburg, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein, Saarland, Sachsen-Anhalt, Thüringen.

Rabenkrähe (*Corvus corone*) (bes. geschützt)

Angaben aus Bayern, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Schleswig-Holstein, Saarland, Sachsen-Anhalt und Thüringen.

Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) (bes. geschützt)

Angaben aus Bayern, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Saarland.

Diese Rabenvogelarten wurden mit am häufigsten genannt. Regulierungsmaßnahmen werden meist wegen landwirtschaftlicher Schäden gefordert, z.T. auch mit dem Argument schädlicher Auswirkungen auf Niederwild und Vogelwelt. Sehr unterschiedlich ist die Genehmigungspraxis:

In Bayern und Nordrhein-Westfalen ermöglichen Rechtsverordnungen der Landesregierungen nach §20g(6)BNatSchG praktisch eine Schußzeit. So betrug die "Strecke" 1992 in Nordrhein-Westfalen 50.000 Elstern, 28.000 Eichelhäher und 33.000 Rabenkrähen (Angaben aus Natur und Landschaft 3, 1993), in Bayern 19.000 Elstern, 28.000 Eichelhäher und 22.000 Rabenkrähen (Jagdrevierstatistik von Bayern, 1992). In Schleswig-Holstein regelt ein ministerieller Erlaß die Erteilung von Einzelgenehmigungen. 1992 wurden 506 Elstern und 467 Rabenkrähen geschossen, während Eichelhäher offenbar kein Problem darstellen. Sehr restriktiv ist die Praxis dagegen in den übrigen Bundesländern, so daß hier wirklich nur von Einzelfällen gesprochen werden kann. In Sachsen-Anhalt und Thüringen wurden zwar Anträge gestellt, aber bisher noch keine Ausnahmegenehmigungen erteilt (Stand Sept. 1993).

Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) (bes. geschützt)  
Angaben nur aus Berlin: Einzelabschüsse zur Dauervergrämung im Bereich des Zoologischen Gartens

Saatkrähe (*Corvus frugilegus*) (bes. geschützt, Rote Liste BRD: gefährdet)

Angaben aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Sachsen und Sachsen-Anhalt. Genehmigte Abschüsse nach §20g(6)BNatSchG wegen landwirtschaftlicher Schäden nur in Schleswig-Holstein. 1992 wurden 512 Tiere geschossen.

Dohle (*Corvus monedula*) (bes. geschützt; Rote Liste BRD: gefährdet)

Angaben nur aus Nordrhein-Westfalen ohne Hinweise zur Genehmigungspraxis.

Kolkkrabe (*Corvus corax*) (jagdbare Art, ganzj. geschont; Rote Liste BRD: gefährdet)

Angaben aus Brandenburg und Schleswig-Holstein; Abschüsse wurden nicht genehmigt. Im Landkreis Celle in Niedersachsen wurde Revierinhabern im Umfeld einer Mülldeponie 1993 erstmals eine beschränkte Jagd auf Antrag gestattet (lt. einer Kurzmitteilung in UMWELT KOMMUNAL Nr. 187 vom 18.8.1993).

Graureiher (*Ardea cinerea*) (jagdbar, nach dem BJV ganzj. geschont; Rote-Liste-Status in verschiedenen Bundesländern)

Angaben aus Brandenburg, Bayern, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Sachsen und Thüringen.

Sehr unterschiedliche Genehmigungspraxis:

In Bayern sechswöchige Schußzeit im Umkreis von Fischteichen seit 1984, geregelt durch gesonderte Verordnung. 1992 wurden 1247 Tiere geschossen. In Schleswig-Holstein werden ebenfalls um Teichanlagen Abschüsse zugelassen (1992: 114 Abschüs-

se). Restriktive Praxis in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen lt. Auskunft der Obersten Jagdbehörden (vgl. auch BELGARD 1990).

Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) (bes. geschützt, Rote Liste BRD: gefährdet)

Angaben aus Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Sachsen und Thüringen  
Abschußgenehmigungen nach § 20 g (6) BNatSchG in Schleswig-Holstein (1992: 133 Tiere), in Mecklenburg-Vorpommern (1991: 750 Tiere, 1992: keine Abschüsse) und Sachsen (Einzelabschüsse ohne Angabe von Zahlen). In den anderen Bundesländern wurden 1992 auf entsprechende Anträge keine Abschußgenehmigungen erteilt. In Bayern wurde 1994 aufgrund eines Urteils des Verwaltungsgerichts Würzburg der Abschuß von 8 Kormoranen an einer Teichanlage in Unterfranken genehmigt. In Nordrhein-Westfalen wurden jedoch als Vergrämungsmaßnahme die Brutbäume des Kormorans in einem Naturschutzgebiet (!) gefällt (siehe Beitrag von H. BRÜCHER in diesem Heft).

Graugans (*Anser anser*) (jagdbare Tierart, Rote-Liste-Status in Niedersachsen und Berlin);  
Angaben aus Brandenburg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Sachsen wegen landwirtschaftlicher Schäden.

Stockente (*Anas platyrhynchos*) (jagdbare Tierart)  
Angaben aus Bayern und Niedersachsen. In Bayern Probleme wegen der Fütterung, die zur Gewässereutrophierung beiträgt.

Höckerschwan (*Cygnus olor*) (jagdbare Tierart)  
Eine Angabe aus Niedersachsen wegen Schäden an der Gewässervegetation in Schutzgebieten in Verbindung mit der Fütterungsproblematik.

Singschwan (*Cygnus cygnus*) (besonders geschützt)

Zwergschwan (*Cygnus columbianus*) (besonders geschützt)  
Für beide Arten nur Angaben aus Schleswig-Holstein wegen landwirtschaftlicher Schäden. Ausnahme-genehmigungen nach § 20g (6) BNatSchG wurden nicht erteilt.

Eiderente (*Somateria mollissima*) (jagdbare Tierart, ganzjährig geschont, Rote Liste BRD: potentiell gefährdet)

Eine Angabe aus Niedersachsen. Wegen Konkurrenz zur Muschelfischerei wurden Regulierungsmaßnahmen gefordert, aber nicht genehmigt.

Fasan (*Phasianus colchicus*) (jagdbare Tierart)  
Eine Angabe aus Niedersachsen: Auf den Nordseeinseln ausgesetzte Fasane verursachen Schäden an der Vegetation der Braundünen, weshalb eine stärkere Reduzierung für erforderlich gehalten wird.

Habicht (*Accipiter gentilis*) (besonders geschützt, jagdbare Tierart mit ganzjähriger Schonzeit; Rote Liste BRD: gefährdet)

Angaben aus Bayern, Nordrhein-Westfalen und

Schleswig-Holstein. Nur Lebendfang wegen landwirtschaftlicher Schäden und in Zusammenhang mit Birkhuhnprojekten, in Nordrhein-Westfalen auch Aushorstungen für Zwecke der Beizjagd. Die Zahl der Fänge lag 1992 in den genannten Bundesländern jeweils zwischen 50 und 80 Exemplaren.

Silbermöwe (*Larus argentatus*) (jagdbare Tierart)  
Eine Angabe aus Niedersachsen.

Regulierungsversuche aus Naturschutzgründen inzwischen eingestellt (siehe "Fallbeispiele").

Lachmöwe (*Larus ridibundus*) (jagdbare Tierart)  
Angaben aus Bayern und Niedersachsen (Problem der Eutrophierung und Verdrängung gefährdeter Vogelarten wie Seeschwalben). Angaben mit Sicherheit unvollständig (z.B. Regulierungsversuche im Zwillbrocker Venn und im Bereich von Müllhalden, vgl. VAUK u. PRÜTER, 1987).

Star (*Sturnus vulgaris*) (besonders geschützt)  
Eine Angabe aus Thüringen. Keine Abschußgenehmigung erteilt.

Biber (*Castor fiber*) (vom Aussterben bedroht, Rote Liste BRD: vom Aussterben bedroht)

Angaben aus Bayern, Niedersachsen, Sachsen und Sachsen-Anhalt wegen wasserbaulicher sowie land- und forstwirtschaftlicher Schäden. Genehmigt wurden nur Umsetzungsaktionen in einzelnen Fällen. Da sich die Bestände des Elbe-Bibers zunehmend erholen und auch die in Hessen und Bayern eingebürgerten Populationen sich gut entwickeln, ist mit zunehmenden Konflikten um diese Tierart zu rechnen.

Siebenschläfer (*Glis glis*) (besonders geschützt)  
Nur eine Angabe aus Niedersachsen. Fang und Umsiedlung im Siedlungsbereich.

Feldhamster (*Cricetus cricetus*) (bes. geschützt, Rote Liste BRD: gefährdet)

Eine Angabe aus Sachsen-Anhalt, wo diese Art früher stark bekämpft wurde (siehe Beitrag von W. WENDT in diesem Heft). 1991 noch zwei Genehmigungen für Bekämpfungsmaßnahmen.

Bisam (*Ondatra zibethicus*) (unterliegt dem Pflanzenschutzgesetz)

Angaben aus Bayern, Hessen, Hamburg und Niedersachsen wegen wasserbaulicher Schäden, in Bayern in Zusammenhang mit Schutzprojekten für gefährdete Muschelarten. Überall Bekämpfung auf der Grundlage der "Bisamverordnung"

Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) (jagdbare Tierart)

Nur eine Angabe aus Niedersachsen wegen Gefährdung der Deichsicherheit. Aufgrund von Vegetationsschäden auf den Nordseeinseln wird hier eine Regulierung auch aus Naturschutzgründen für erforderlich gehalten.

Maulwurf (*Talpa europaea*) (besonders geschützt)  
Angaben aus Bayern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein wegen landwirtschaftlicher Schäden

sowie Schäden in Garten- und Sportanlagen und auf Flugplätzen. Es wurden Vergrämungsmaßnahmen, z.T. auch Bekämpfungsmaßnahmen in Einzelfällen genehmigt.

Igel (*Erinaceus europaeus*) (besonders geschützt)  
Nur eine Angabe aus Niedersachsen. Auf den Nordseeinseln angesiedelte Igel wurden wieder auf das Festland umgesiedelt, da sie als Nesträuber in Seeschwalbenkolonien auftraten; letzte Fangaktionen 1984.

Fledermäuse (*Chiroptera*) (besonders geschützt; alle Arten mit Rote-Liste Status)  
Angaben nur aus Niedersachsen in Verbindung mit Umsiedlungsaktionen.

Waschbär (*Procyon lotor*) (jagdbare Tierart)  
Nur eine Angabe aus Hessen ohne nähere Erläuterungen. Diese eingeschleppte Tierart wird als Nesträuber angesehen und überall stark bejagt.

Hauskatze (*Felis silvestris*)  
Eine Angabe aus Niedersachsen wegen Schäden in Seeschwalbenkolonien. Bekämpfung im Rahmen des Jagdrechts als Raubzeug.

Fuchs (*Vulpes vulpes*) (jagdbare Tierart)  
Eine Angabe aus Brandenburg ohne nähere Erläuterungen.

Gemse (*Rupicapra rupicapra*) (jagdbare Tierart)  
Angabe nur aus Bayern.

Reh (*Capreolus capreolus*) (jagdbare Tierart)  
Angaben aus Bayern, Brandenburg, Niedersachsen.

Rothirsch (*Cervus elaphus*) (jagdbare Tierart)  
Angaben aus Bayern und Brandenburg.

Damhirsch (*Cervus dama*) (jagdbare Tierart)  
Angabe aus Niedersachsen.  
Angaben stets wegen Verbißschäden, bei den Hirschen auch Fegeschäden im Wald, in Verbindung mit dem Ziel eines naturnahen Waldumbaus. Die angefragten Behörden sind in diesem Problemfeld nicht zuständig, obwohl hier Anliegen des Naturschutzes stark betroffen sind. Die hier gemachten Angaben müssen deshalb als unvollständig betrachtet werden.

Aal (*Anguilla anguilla*) (unterliegt dem Fischereirecht)  
Eine Angabe aus Bayern, wo der Aal als gebietsfremde Art durch Besatzmaßnahmen in das Flußsystem der Donau und in verschiedenen Seen gelangt ist. Einstellung der Besatzmaßnahmen und Abfischung wegen Faunenverfälschung und schädliche Wirkungen auf Krebsbestände aus Naturschutzsicht erforderlich.

Hornissen (*Vespa crabo*) (bes. geschützt; Rote Liste BRD: gefährdet)  
Angaben aus Bayern, Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Saarland. In der Regel Umsiedlungsaktionen, in Einzelfällen auch Genehmigungen zur Entfernung der Nester aus Wohngebäuden.

Wespen (*Vespidae* sp.)  
Eine Angabe aus Hamburg. Keine Hinweise zur Praxis, da keine Genehmigungspflicht für die häufigen Arten besteht.

Ameisen (*Formicidae* sp.) (besonders geschützt: nur "Waldameisen")  
Eine Angabe aus Niedersachsen: Umsiedlungsaktionen aus dem Wohnbereich.

"Neophyten"  
Angaben aus Berlin, Bayern, Hessen und Niedersachsen. Regulierungsmaßnahmen werden aus Naturschutzsicht für erforderlich gehalten und nicht selten durchgeführt, z.B. von Verbänden (siehe Beiträge von P. STURM, E. WALTER und J. KOWARIK in diesem Heft).

Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*)  
Eine Angabe aus Niedersachsen wegen Verdrängung schutzwürdiger Vegetationsbestände.

Auswertung:

Insgesamt wurden 41 Arten (bzw. Artengruppen) als "Problemarten" im weitesten Sinne genannt. Zum Teil wurden geforderte Regulierungsmaßnahmen von den Naturschutzbehörden abgelehnt, zum Teil jedoch auch für erforderlich gehalten und durchgeführt. Von den genannten Arten bzw. Artengruppen gehören 20 zu den Vögeln, 15 zu den Säugetieren, 1 zu den Fischen, 3 zu den wirbellosen Tieren und 2 zu den Pflanzen. 19 der genannten Arten genießen einen Schutzstatus nach dem Bundesnaturschutzgesetz, von den jagdbaren Arten sind nach dem Bundesjagdgesetz 4 ganzjährig geschont. 10 Arten stehen auf der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland, 2 weitere auf den Roten Listen einzelner Bundesländer (BLAB et al. 1984, DDA u. DS/IRV 1991).

Für geschützte Arten kann die Praxis, Regulierungsmaßnahmen per Ausnahmegenehmigung zu regeln, im allgemeinen als zurückhaltend bis restriktiv beurteilt werden, so daß besonders für die gefährdeten Arten daraus keine Beeinträchtigungen zu befürchten sind. Viele der angegebenen Maßnahmen sind nur von lokaler Bedeutung oder stellen Einzelfälle dar, wobei Vergrämungsmaßnahmen vor direkten Eingriffen zum Tragen kommen. Bei sicherlich ähnlicher Problemlage ist dagegen die Praxis regulierender Maßnahmen sehr unterschiedlich für "Rabenvögel" (Rabenkrähe und Elster, z.T. auch Eichelhäher), und eingeschränkt auch für den Kormoran. Dies liegt sicherlich nicht nur an unterschiedlichen fachlichen Auffassungen in Verbindung mit regionalen Besonderheiten, sondern auch am unterschiedlichen Einfluß von Interessengruppen auf politischer Ebene.

Darüberhinaus deuten sich mit zunehmender Bestandserholung von Biber und Kolkrabe neue Problemfelder an, die künftig die Diskussion um regulierende Maßnahmen stärker beeinflussen dürften.

## Literatur

AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (Hrsg.) (1980):

Ausbringung von Wildpflanzen. - Laufener Seminarbeiträge 5/80

— (Hrsg.) (1981):

Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten. - Laufener Seminarbeiträge 12/81

BELGARD, W. (1990):

Zur Erteilung von Abschußgenehmigungen für Graureiher an Fischteichwirtschaften. - Natur u. Landschaft, 65. Jg., Heft 11

BERRENS, K. et al. (Mitverf.), SEILMEIER, G. (Bearb.) (1983):

Jagdlexikon. - BLV-Verlag, München

BEUTLER, A. (1991):

Reptilien in KAULE, G: Arten-und Biotopschutz, 2. Aufl., Ulmer-Verlag, Stuttgart

BIOLOGISCHE STATION ZWILLBROCK (Hrsg.) (1989):

Rund ums Zwillbrocker Venn. Ein Wanderführer mit Hintergrundinformation. 2. Auflage

BLAB, J. et al. (1984):

Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage, Kilda-Verlag, Greven

BREIER, R; REITER, J. (1992):

Delphingeschichten. - Verlag Kiepenheuer und Witsch, Köln

DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN; DEUTSCHE SEKTION DES INTERNATIONALEN RATES FÜR VOGELSCHUTZ (Hrsg.) (1991):

Rote Liste der in Deutschland gefährdeten Brutvogelarten (1.Fassung, Stand 10.11.1991). Ber. der Dt. Sektion des Intern. Rates für Vogelschutz 30

DOUGLAS-HAMILTON, I. & DOUGLAS-HAMILTON, O. (1992):

Wir kämpfen für die Elefanten.- Droemer'sche Verlagsanstalt, München

HOCHWALD, S. (1990):

Bestandsgefährdung seltener Muschelarten durch den Bisam (*Ondatra zibethica*). Schriftenreihe d. Bayer. Landesamtes für Umweltschutz, Bd. 97

KNIEF, W. & BORKENHAGEN, P. (1993):

Ist eine Bestandsregulierung von Rabenkrähen und Elstern erforderlich? Ein Untersuchungsbeispiel aus Schleswig-Holstein. - Natur u. Landschaft, 68. Jg., Heft 3

KOOIKER, G. (1991):

Untersuchungen zum Einfluß der Elster (*Pica pica*) auf ausgewählte Stadtvogelarten in Osnabrück. - Die Vogelwelt, Bd. 112

MERZ, G. (1992):

Schützen durch Nützen in: WWF-Journal 2/92

MULVANEY, K. (1988):

Wale und Menschen in: Naturopa, Heft 60

SCHWENKE, W. (1993):

Schwamm drüber -Raupenplage in Franken in: Nationalpark, Heft 3

SPERBER, G. (1993):

Wieviel Natur verträgt der Mensch? - in: Nationalpark, Heft 3

STEINBACH, G. (Hrsg.) (1985):

Lurche und Kriechtiere  
Die farbigen Naturführer; Mosaik-Verlag, München

VAUK, G. & PRÜTER, J. (1987):

Möwen.- Jordsand-Buch Nr. 6; Niederelbe-Verlag, Otterndorf

WITT, K. (1989):

Haben Elstern (*Pica pica*) einen Einfluß auf die Kleinvogelwelt einer Großstadt? - Die Vogelwelt, Bd. 110

(Dr. Walter Joswig, ANL)



# Welchen Kriterien sollten Bestandsregulierungen genügen?

## Ergebnisse der Plenumsdiskussion

Dr. Walter Joswig

Die Entwicklung von Populationen von Pflanzen- und Tierarten unterliegt heute ganz wesentlich dem Einfluß des Menschen. Dies gilt sowohl für den Rückgang zahlreicher Arten als auch für die stärkere Vermehrung und Ausbreitung mancher Arten, wie z.B. des aus Nordamerika eingeschleppten Bism oder der Reiherente, deren Bestand durch die Eutrophierung der Gewässer begünstigt wird. Probleme für den Naturschutz ergeben sich

wenn bestimmte Arten bereits bei geringer Populationsdichte (gefährdete Arten) wirtschaftliche Schäden oder Gefahren hervorrufen, wenn bestimmte Arten zur Bestandsgefährdung anderer Arten wesentlich beitragen, und wenn bestimmte Arten negative Auswirkungen auf weitergehende Naturschutzanliegen haben.

Besonders, wenn durch gefährdete Arten wirtschaftliche Schäden hervorgerufen werden, führt dies in der Regel zur Forderung von Bekämpfungsmaßnahmen durch die Betroffenen und in der Folge zur Abwehr solcher Maßnahmen durch den Naturschutz. Die Diskussion um Graureiher und Kormoran ist hierfür ein typisches Beispiel.

Außerdem ist bereits festzustellen, daß durch den Erfolg von Schutzbemühungen für gefährdete, aber wirtschaftliche Schäden hervorrufende Arten neue Problemfelder hinzukommen. Lokal trifft dies bereits für den Biber, den Feldhamster, die Saatkrähe und den Kolkkraben zu. Eine Positionsbestimmung seitens des Naturschutzes zur Frage von Bestandsregulierungen erscheint daher dringend geboten.

Die folgenden Aussagen sollen als Grundzüge einer solchen Positionsbestimmung verstanden werden.

**1.** Bestandsregulierungen werden aus Naturschutzsicht nicht grundsätzlich in Frage gestellt. Sie werden in speziellen Fällen befürwortet oder sogar aus Naturschutzgründen gefordert. Im Spektrum der Naturschutzaktivitäten sollten sie jedoch auf Einzelfälle begrenzt bleiben. Die ungestörte natürliche Entwicklung als wesentliche Leitvorstellung des Naturschutzes sollte nach Möglichkeit Priorität haben.

**2.** Regulierungsmaßnahmen werden in vielen Bundesländern durchgeführt, betreffen in den meisten Fällen jedoch keine gefährdeten Arten. Die gesetzlichen Vorschriften für Ausnahmeregelungen für

ganzjährig geschonte Arten (Abschußanordnung oder befristete Schonzeitaufhebung) bzw. für geschützte Arten (§20g(6) BNatSchG) lassen nur wenig Spielraum für Regulierungsmaßnahmen und werden in der Praxis im allgemeinen restriktiv gehandhabt. Eine konfliktlösende Wirkung ist in manchen Fällen erkennbar und kann dazu beitragen, illegalen Handlungen vorzubeugen. Bestandsregulierungen aufgrund von Ausnahmeregelungen sind aus Naturschutzsicht zwar in der Regel nicht erwünscht, geben derzeit jedoch auch keinen Anlaß zur Besorgnis um die Bestände der betroffenen Arten (Stand: Sept. 1993).

**3.** Welchen Kriterien sollten Bestandsregulierungen genügen?

**a)** Ein kausaler Zusammenhang zwischen einem "Schaden" (im ökonomischen Sinn oder aus anderen Gesichtspunkten) und dem Wirken einer Art muß zweifelsfrei feststehen. Ist der Schaden auf mehrere Ursachen zurückzuführen, sind primär die anderen Ursachen zu beheben, bevor Maßnahmen zur Bestandsregulierung ergriffen werden.

**b)** Der von der Art verursachte Schaden muß nachgewiesenermaßen erheblich sein. Die zu ergreifenden Regulierungsmaßnahmen müssen in einem vernünftigen Verhältnis zum Ausmaß des Schadens stehen.

**c)** Bestandsregulierungen sind nur dann durchzuführen, wenn mit Sicherheit anzunehmen ist, daß damit eine dauerhafte und wesentliche Verminderung des Schadens erreicht werden kann. Auch ist sicherzustellen, daß damit keine schädlichen Auswirkungen auf andere Arten und auf die Umwelt verbunden sind.

**d)** Es muß sichergestellt sein, daß Bestandsregulierungen nicht zur Gefährdung der regulierten Art führen können. Geschützte und ganzjährig geschonte Arten dürfen durch Regulierungsmaßnahmen weder in ihrem Bestand noch in ihrer Verbreitung beeinträchtigt werden. Die Orientierung am Bestand der regulierten Art muß Vorrang haben vor einer Orientierung an der wirtschaftlichen Schadensschwelle. Denkbar sind jedoch Ausnahmen, soweit es sich um eingeschleppte, nicht heimische Arten handelt.

e) Bei bestandsregulierenden Maßnahmen sollen primär alle Methoden ausgeschöpft werden, die nicht wie Abschüsse oder Aushorstungen von Nestern einen direkten Eingriff in den Bestand darstellen. Bevorzugt sind lebensraumbezogene Maßnahmen auszuschöpfen, die nicht selten sogar gänzlich oder teilweise mit der Ursache einer Schadensentwicklung in Zusammenhang stehen (siehe auch Anmerkungen).

f) Bei Abschüssen soll bei sozialen Tierarten sowohl das Geschlechterverhältnis als auch die Altersstruktur der natürlichen Population weitestgehend erhalten bleiben.

g) Bei bestandsregulierenden Maßnahmen, die ein lokales Ausmaß überschreiten, ist ein begleitendes Monitoring der Bestandsentwicklung betroffener Arten durchzuführen. Bahnt sich eine kritische Bestandssituation an, evtl. auch durch andere Ursachen wie Epidemien etc., sind die regulierenden Maßnahmen unverzüglich einzustellen.

### Anmerkungen

- Die unter Pkt. 3 a bis e genannten Kriterien entsprechen nach gängiger Rechtsauffassung zusammengekommen den Voraussetzungen, die eine Aus-

nahmegenehmigung ermöglichen. Ihre Berücksichtigung sollte guter fachlicher Praxis entsprechen.

- Zu Pkt. III e: Je nach dem Stand der Populationsentwicklung wirken sich direkte Eingriffe wie Abschüsse, Aushorstungen etc. sehr unterschiedlich aus (siehe Abb. 1)

Fall 1:

Erfolgen Regulierungsmaßnahmen in begrenztem Umfang auf einem hohen Populationsniveau, bewirken sie lediglich ein Abschöpfen, das durch das Vermehrungspotential der Population leicht ausgeglichen wird. Eine nachhaltige, schadensmindernde Wirkung wird nicht erreicht. Beispiele für derartige Regulierungsversuche sind die im Küstenbereich mittlerweile eingestellte "Aushorstungs- und Kunststeiaktionen" in Silbermöwenkolonien und die Bekämpfung von Rabenkrähen und Elstern in der derzeit praktizierten Weise.

Fall 2:

Intensiviert man die Nachstellungen mit hohem Aufwand, bis eine nachhaltige Wirkung eintritt, wird dadurch die Population bis auf einen Restbestand dezimiert. In der Regel treffen nun die Kriterien für eine Bestandsgefährdung zu. Bekämpfungsmaßnahmen müssen eingestellt werden, evtl. sind

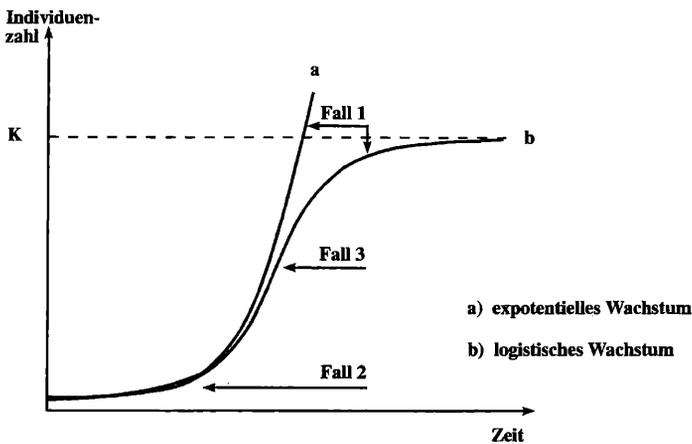


Abbildung 1

Mögliche, durch Bestandsregulierungen angestrebte Populationsdichten

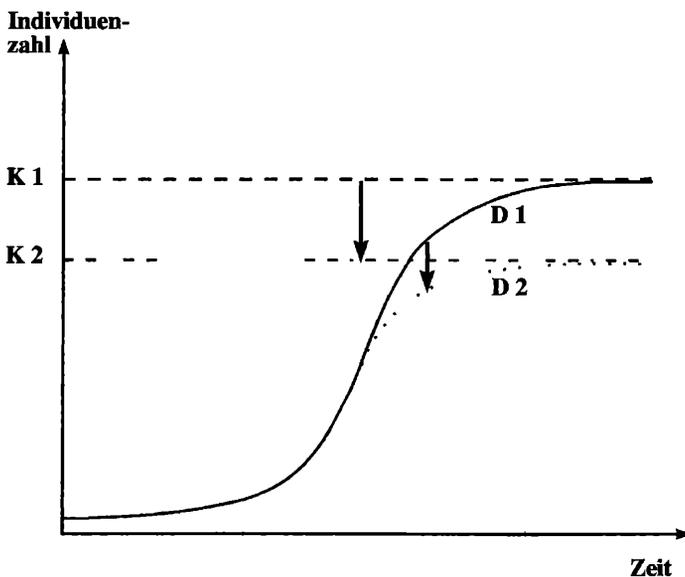


Abbildung 2

Bei Verringerung der Lebensraumqualität von K1 auf K2 regelt sich auch die Populationsdichte auf einen entsprechend niedrigeren Wert ein

bestandssichernde Maßnahmen zu ergreifen, um die Art vor dem gänzlichen Aussterben zu bewahren. Ein Beispiel für eine solche Entwicklung stellte die Bekämpfung des Feldhamsters in der ehemaligen DDR dar (siehe Beitrag von W. WENDT in diesem Heft).

Fall 3:

Eine Population auf ein tolerierbares Dichteniveau zu stabilisieren, erfordert bei direkten Eingriffen einen ständigen, flächendeckenden Aufwand ohne nachhaltige Erfolgsaussichten. Diesem Fall würde am ehesten die Schalenwildbejagung entsprechen, obwohl hier das Populationsniveau der einzelnen Arten, das für eine Naturverjüngung der Wälder erforderlich wäre, noch nicht erreicht ist.

Bestandsregulierungen, die die Kapazität des Lebensraumes verringern, sind dagegen in ihrer Wir-

kung nachhaltiger (Abb. 2). Es kann sich ein neuer Gleichgewichtszustand einstellen, der weitere Maßnahmen mit evtl. schädlichen Nebenwirkungen nicht mehr erforderlich macht.

Ein Beispiel hierfür ist die Regulation einer Lachmöwenkolonie im Naturschutzgebiet Zwillbrocker Venn, bei der durch eine Anhebung des Wasserspiegels der für die Möwenkolonie verfügbare Raum begrenzt wurde. Auch wenn mit ähnlichen Methoden nur Teilerfolge erzielt werden können, sollten sie dennoch ausgeschöpft werden, z.B. durch Einstellung der Fütterung von Tauben, Enten, Schalenwild etc., wenn klargestellt wurde, daß Regulierungsmaßnahmen überhaupt notwendig sind. Entsprechende Methoden sind dann direkten Eingriffen vorzuziehen. Ihre Anwendung ist jedoch nicht bei allen Arten möglich.



# Ökologische Grundlagen von Bestandsregulierungen - Populationsdynamik mit und ohne Einflüsse(n) von Beutegreifern bzw. des Menschen

Sybille HARTMANN

## Gliederung:

1. Grundlagen der Populationsökologie
  - 1.1 Dichte und Wachstum von Populationen
  - 1.2 Altersverteilung und Mortalität
  - 1.3 Verteilung im Raum
  - 1.4 Populationsgenetik
2. Regulation der Populationsdichte
  - 2.1 Äußere, dichteunabhängige Faktoren
  - 2.2 Innere, dichteabhängige Faktoren
  - 2.3 Äußere, dichteabhängige Faktoren  
- Räuber-Beute-Systeme
3. Literatur

## 1 Grundlagen der Populationsökologie

### 1.1 Dichte und Wachstum von Populationen

Eine Population ist eine räumlich abgrenzbare Einheit gleichartiger Organismen, die im regelmäßigen genetischen Austausch stehen. Dabei umschreibt die räumliche Abgrenzung den Lebensraum, den die Individuen dieser Population für ihre Bestandserhaltung benötigen. Erfasst man alle Individuen einer Art in einem Lebensraum, so erhält man die Populationsgröße. Setzt man die Individuenzahl ins Ver-

hältnis zur Fläche, so erhält man die Populationsdichte.

Populationsgröße und Populationsdichte können je nach untersuchter Art sehr unterschiedlich sein (Tab. 1 und 2).

Mit Bestandserhebungen ist jedoch immer nur eine Momentaufnahme der untersuchten Population erhältlich. Um mehr über eine Population zu erfahren, muß die Veränderung der Populationsdichte mit der Zeit verfolgt werden.

Um komplexe Zusammenhänge besser zu verstehen, ist es in der Wissenschaft üblich, sich an Hand eines vereinfachten Modells die grundlegenden Zusammenhänge klar zu machen. Auf dieser einfachen Grundlage kann dann versucht werden, die vielfältigen Einflüsse zu verstehen, die das Modell in der Realität beeinflussen und verändern.

Um das Grundmuster von Veränderungen innerhalb einer Population zu verstehen, geht man von einer Modellpopulation aus, die keinerlei Einflüssen von außen unterworfen ist. Ohne Zu- und Abwanderung von außen kann sich die Dichte dieser Modellpopulation durch zwei Möglichkeiten verändern:

1. es werden mehr Nachkommen erzeugt als Individuen sterben - die Populationsdichte steigt;
2. es sterben mehr Individuen als Nachkommen erzeugt werden - die Populationsdichte sinkt.

**Tabelle 1**

Näherungswerte für übliche Populationsdichten (nach (1) )

Art	Vorkommen von 1 Individuum auf	Individuenzahl je m <sup>2</sup>
Luchs ( <i>Lynx lynx</i> )	100 km <sup>2</sup>	0,00000001
Rothirsch ( <i>Cervus elaphus</i> )	1 km <sup>2</sup>	0,000001
Kohlmeise ( <i>Parus major</i> )	1 ha	0,0001
Forleule ( <i>Panolis flammea</i> ) (Puppe)	1 a	0,01
Steinkriecher ( <i>Lithobius calcaratus</i> )	1 m <sup>2</sup>	1
Schnellkäfer ( <i>Athous subfuscus</i> ) (Larve)	1 dm <sup>2</sup>	100
Springschwänze	1 cm <sup>2</sup>	10.000
Rädertiere	1 mm <sup>2</sup>	1.000.000

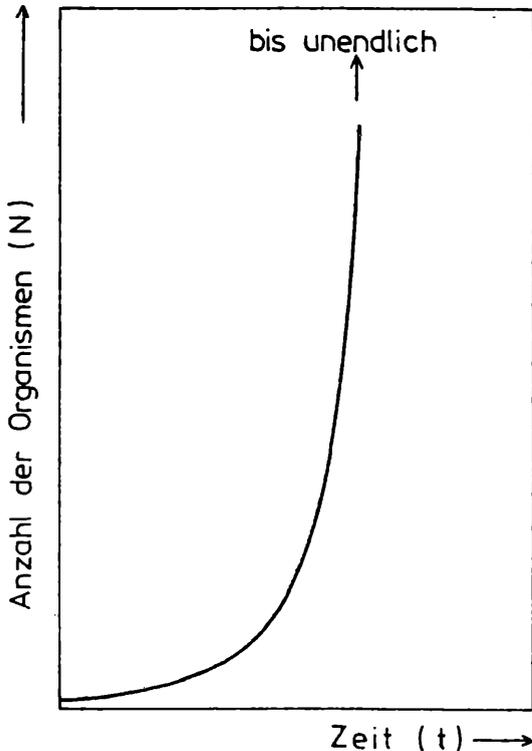
**Tabelle 2**

**Populationsdichten der in der Santa Rita Range Reserve (Arizona) lebenden Säugetiere und Vögel** (bezogen auf eine Fläche von 3 km<sup>2</sup> (nach (1) )

Art	Populationsdichte
Coyote ( <i>Canis latrans</i> )	1
Uhu ( <i>Bubo virginianus</i> )	2
Bussard ( <i>Buteo jamaicensis</i> )	2
Hase ( <i>Lepus californicus</i> )	10
Skunk ( <i>Conepatus mesoleucus</i> und <i>Spilogale gracilis</i> )	15
Rennkuckuck ( <i>Geococcyx californianus</i> )	20
Zahnhuhn ( <i>Callipepla squamata</i> )	25
Kaninchen ( <i>Sylvilagus floridanus</i> )	25
Helmwachtel ( <i>Lophortyx gambelii</i> )	75
Känguruhratte ( <i>Dipodomys heermanni</i> )	1300
Waldratte ( <i>Neotoma spec.</i> )	6400
Mäuse und andere Kleinnager	18000

**Tabelle 3**

Wachstum	Zahl der Individuen zur Zeit					
	t <sub>1</sub>	t <sub>2</sub>	t <sub>3</sub>	t <sub>4</sub>	t <sub>5</sub>	t <sub>6</sub>
linear	2	4	6	8	10	12
exponentiell	2	4	8	16	32	64



**Abbildung 1**  
Exponentielle Wachstumskurve

Ohne äußere Einflüsse hängen Geburtenrate und Sterberate nur von den spezifischen Eigenschaften der Art ab.

Die Differenz von Geburtenrate "b" und Sterberate "m" ist die spezifische Vermehrungsrate "r"

$$b - m = r.$$

Bei einer Modellpopulation mit einer spezifischen Vermehrungsrate von 25 pro 1000 Individuen und einer Sterberate von 15 pro 1000 ist die spezifische Vermehrungsrate

$$r = 25/1000 - 15/1000 = 10/1000 = 1\%.$$

Da die Vermehrungsrate von Generation zu Generation jeweils einen Prozentsatz der vorangegangenen ausmacht, kann die Modellpopulation nicht *linear* wachsen - sie wächst *exponentiell* wie Zins und Zinseszins (Tab. 3, Abb. 1).

lineares Wachstum:

die Verdopplungszeit vergrößert sich mit der Größe der Population

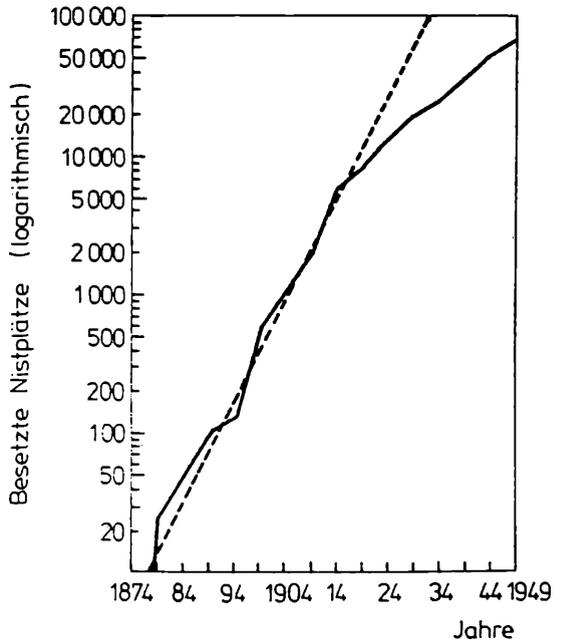
exponentielles Wachstum:

die Verdopplungszeit ist unabhängig von der Populationsgröße

$$dN/dt = \text{constant (r) bei linearem Wachstum}$$

$$dN/dt = rN \text{ bei exponentiellem Wachstum}$$

Unbegrenzt Wachstum ist in der Natur nicht möglich, da der Umweltwiderstand mit Zunahme der Populationsgröße auch größer wird. Mit Einfügen dieses Umweltwiderstands K kann die exponentielle Wachstumskurve in die logistische Wachstumskurve



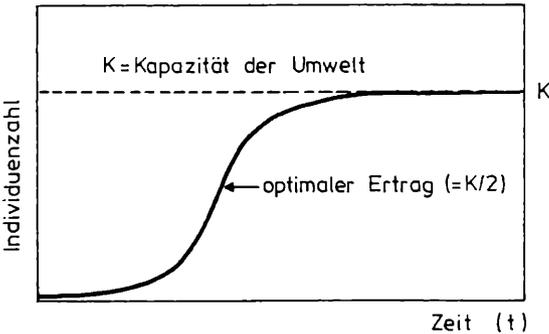
**Abbildung 2a**

**Nistplätze des Eissturmvogels auf den britischen Inseln.** Die gestrichelte Linie bezeichnet die theoretische Zunahme, wenn die Eissturmvögel unsterblich und unbegrenzt fortpflanzungsfähig wären (nach 3)

kurve umgeformt werden, die der beobachteten Realität eher entspricht.

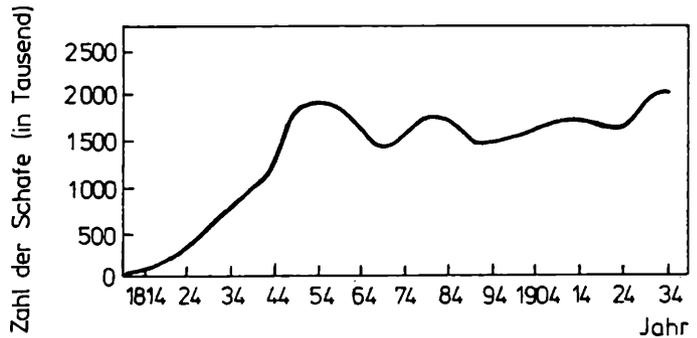
$$dN/dt = rN (K-N) / K \quad (\text{Abb. 2a, b, c})$$

Nach Umformung sind die biologischen Wirkungen der logistischen Wachstumskurve besser vorstellbar:



**Abbildung 2b**  
Logistische Wachstumskurve

**Abbildung 2c**  
Wachstum einer Population von Schafen nach deren Neueinführung auf der Insel Tasmanien. Durchschnittswerte für 5-Jahres-Perioden (nach (4), verändert)



**Tabelle 4**  
Einige Konsequenzen von r- und K-Selektion (aus (3), verändert)

	<b>r-Auslese</b>	<b>K-Auslese</b>
Klima	Variabel und/oder nicht voraussagbar, unsicher	ziemlich konstant und/oder voraussagbar, sicherer
Mortalität	oft katastrophisch, nicht gerichtet, Dichte-unabhängig	mehr gerichtet, Dichteabhängig
Populationsgröße	in der Zeit variabel, kein Gleichgewicht, normalerweise weit unterhalb K der Umwelt, ungesättigte Ökosysteme oder Teile davon, ökologische Vakuums, jährliche Wiederbesiedlung	ziemlich konstant in der Zeit, Gleichgewicht bei oder nahe K der Umwelt, gesättigte Ökosysteme, wiederbesiedeln nicht notwendig
Intra- und interspezifische Konkurrenz	Variabel, oft schwach	normalerweise intensiv
Auslese begünstigt:	1. rasche Entwicklung 2. hohes $r_{max}$ 3. frühe Reproduktion 4. kleines Körpergewicht 5. einmalige Reproduktion	1. langsame Entwicklung 2. größere Konkurrenzneigung 3. niedere Schwellen der Ressourcen 4. verzögerte Reproduktion 5. größeres Gewicht 6. wiederholte Reproduktion
Lebensdauer	kurz, gewöhnlich weniger als 1 Jahr	lang, gewöhnlich mehr als 1 Jahr

$$dN/dt = rNK / K - rN^2 / K$$

$$= rN - (r/K) \times N^2$$

je größer N wird, desto langsamer wird das Wachstum.

In der Realität wird meist ein Pendeln um die Kapazitätsgrenze beobachtet, dessen Ausschlag sich mit den Generationen abflacht.

Mathematisch kann dies durch Einführung eines Verzögerungsglieds in die logistische Formel beschrieben werden (Abb. 2 c).

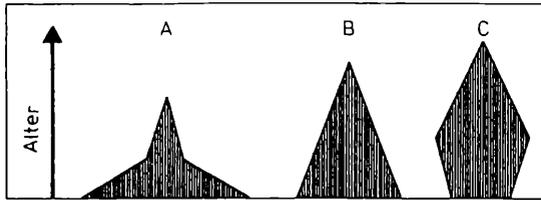
Ausgehend von der logistischen Formel können zwei unterschiedliche Strategien bei der Vermehrung von Organismen beschrieben werden:

- K-Strategen - passen sich an die Kapazität ihrer Umwelt an. Sie bewohnen meist stabile, sich wenig verändernde Lebensräume.
- r-Strategen - haben eine hohe Vermehrungsrate. Sie bewohnen kurzlebige, sich rasch verändernde Lebensräume, die immer wieder neu gefunden werden müssen (Tab. 4).

## 1.2 Altersverteilung und Mortalität

Bei den vorangegangenen theoretischen Betrachtungen einer Population wurde die unterschiedliche Zusammensetzung einer Population unberücksichtigt gelassen. In Realität besteht eine Population aus einer Mischung sehr unterschiedlicher Individuen: junge, alte, weibliche und männliche.

Es gibt unterschiedliche Formen der Darstellung der Altersverteilung:



**Abbildung 3**

**Verschiedene Typen von Alterspyramiden** (nach (4))

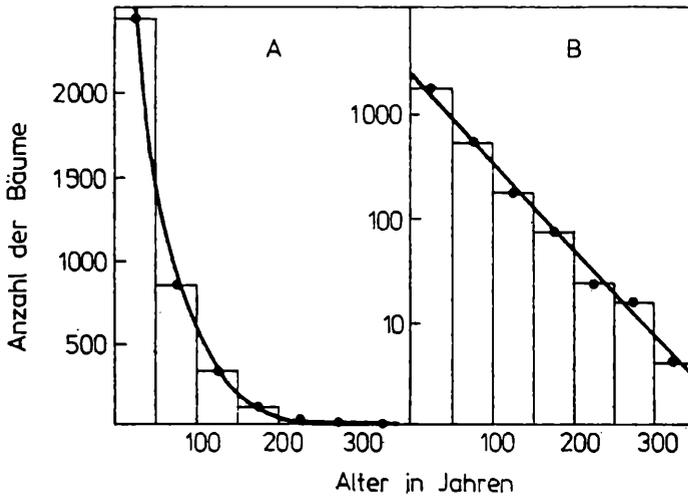
- A - schnell wachsende Population
- B - stabile Population
- C - abnehmende Population

- die Alterspyramide zeigt die momentane Zusammensetzung einer Population (Abb. 3);
- bei der Mortalitätskurve wird die Anzahl der Individuen jedes Alters gegen das Alter dargestellt (Abb. 4) und
- bei der Überlebenskurve wird der Anteil der Überlebenden jedes Alters gegen das Alter dargestellt (Abb. 5). Dabei lassen sich 3 Grundformen feststellen:

am häufigsten wird Typ III beobachtet; dem Typ II mit konstanter Überlebensrate folgen z.B. viele Vögel, wenn die allerersten Jugendstadien nicht berücksichtigt werden; dem Typ I folgen die Menschen und viele Labortiere.

Abweichungen von diesen Grundtypen entstehen z.B. durch sog. dominante Alterklassen, wie sie bei Fischeschwärmen beobachtet werden (Abb. 6).

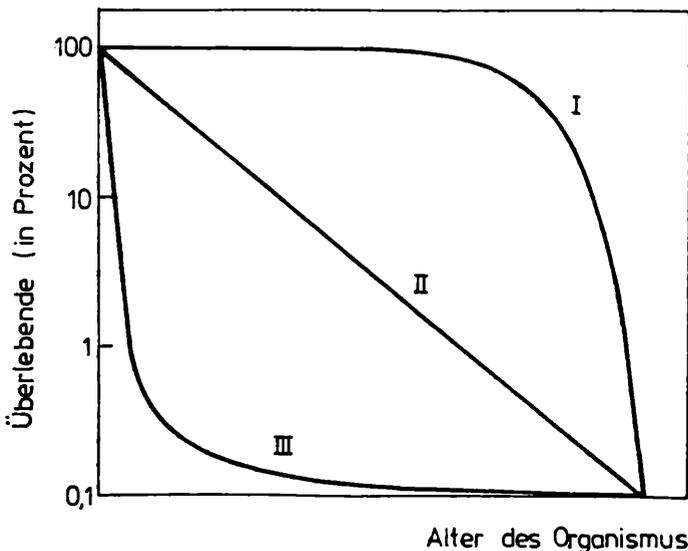
Der Blick in den Alteraufbau einer Population zeigt, daß Eingriffe von außen den stärksten Einfluß auf die Populationsdichte haben, wenn sie Individuen im fortpflanzungsfähigen Alter betreffen. Aber diese Grundaussage wird durch interne Regulationsmechanismen relativiert.



**Abbildung 4**

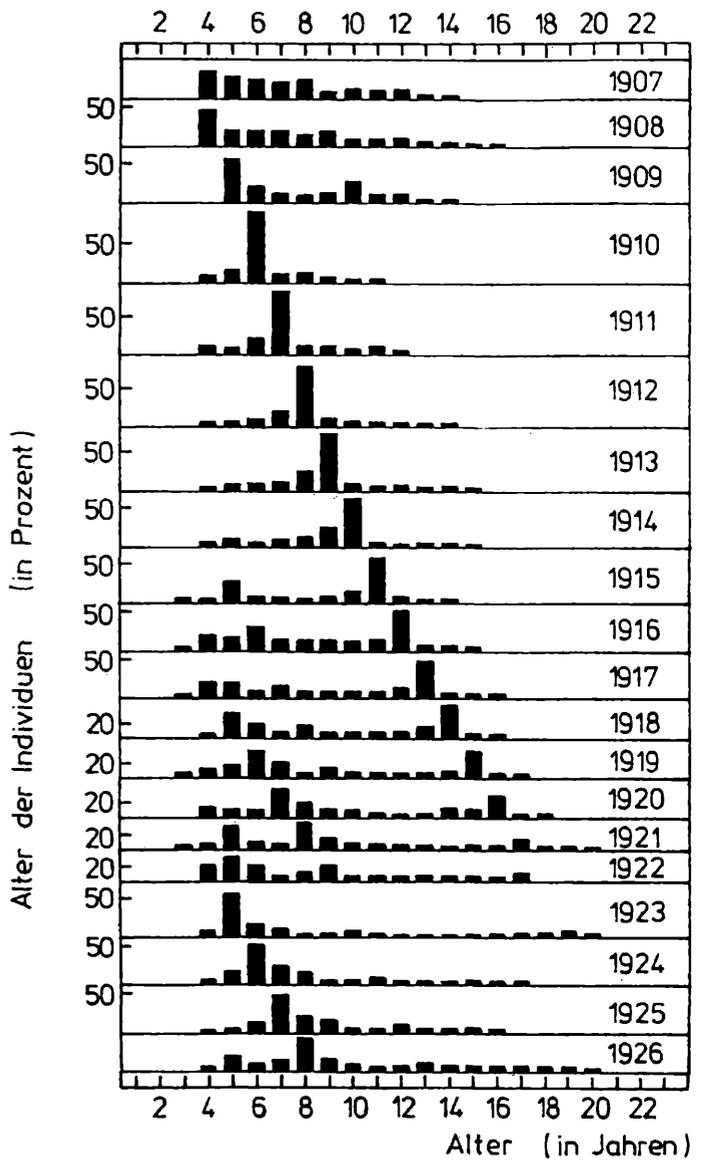
**Alterszusammensetzung von Eichen in einem Urwald Nordamerikas.**

A) lineare Skala, B) logarithmische Skala (nach (3), verändert)



**Abbildung 5**

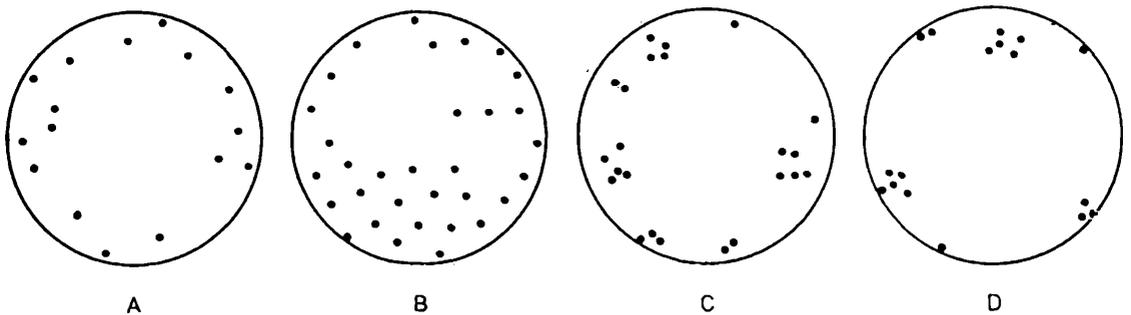
**Grundformen von Überlebenskurven.** Die Ordinate ist im logarithmischen Maßstab aufgetragen (Überlebende in Prozent) (nach (5), verändert)



**Abbildung 6**

**Altersverteilung der Individuen in der Heringsfischerei der Nordsee (zwischen 1907 und 1919).** Die Abbildung zeigt das Phänomen der dominanten Altersklasse. Der sehr starke Jahrgang 1904 beherrschte für viele Jahre die Population. Da Fische unter 4-5 Jahren nicht in den Netzen gefangen werden, tauchte der Jahrgang 1904 erst 1908/1909 auf.

Die Altersbestimmung der Fische erfolgt nach den Wachstumsringen auf den Schuppen; sie werden jedes Jahr in gleicher Weise wie die Jahresringe der Bäume gebildet (

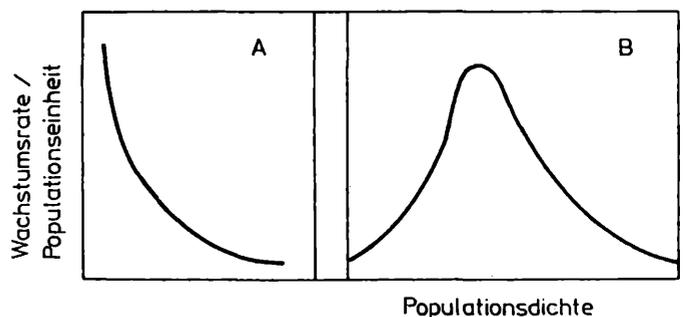


**Abbildung 7**

**4 Typen der Populationsverteilung im Raum:** A - Zufallsverteilung, B - gleichmäßige Verteilung, C - geklumpfte Verteilung, D - geklumpfte gleichmäßige Verteilung (aus (3), verändert)

**Abbildung 8**

**ALLEEs Prinzip:** In einigen Fällen sind Wachstum und Überlebensrate am größten bei geringer Populationsdichte (A). In anderen Fällen bewirkt Gruppenbildung, daß eine Population mäßiger Dichte am günstigsten ist. In diesem Fall ist Unterbevölkerung ebenso nachteilig wie Überbevölkerung (nach (4) )



### 1.3 Verteilung im Raum

Es können 4 Verteilungsmuster unterschieden werden (Abb. 7):

A: Zufallsverteilung:

Sie setzt eine sehr gleichförmige Umgebung voraus, sie wird bei Tieren selten, bei Pflanze häufiger gefunden (Urwald). Die Zufallsverteilung bietet Vorteile gegen Freßfeinde, hat jedoch Nachteile bei der Vermehrung.

B: gleichmäßige Verteilung:

Sie ist das Ergebnis innerartlicher Konkurrenz um begrenzte Ressourcen (Reiher). Entsprechendes gilt auch für Typ D, die geklumppte gleichmäßige Verteilung. Die Territorialbildung bietet für Populationen vielfältige Vorteile (Minimierung des Energieaufwands, gesicherte Aufzucht der Jungen).

C: geklumppte Verteilung:

Gruppenbildung erhöht die Überlebenschancen einer Population - Allees Prinzip (Abb. 8).

Die Vorteile der Gruppenbildung überwiegen die Nachteile der innerartlichen Konkurrenz (Risikominderung, Lernen durch Beispiel, Gemeinschaftsleistung wie Vogelzug, bessere Überlebenschance durch Hierarchisierung).

Bei der Verteilung im Raum spielt nicht nur die innerartliche, sondern auch die zwischenartliche Konkurrenz eine Rolle. Im Laufe der Evolution führte sie zur Spezialisierung, aktuell führt sie zur Beschränkung auf die optimalen Standorte.

### 1.4 Populationsgenetik

Die vererbaren Eigenschaften eines Organismus werden in den Chromosomen durch die Gene bestimmt. Wird ein Gen durch Mutation verändert, entsteht ein Allel. Da ein Gen unterschiedlich mutieren kann, können auch unterschiedliche Allele entstehen - multiple Allele.

Alle Allele einer Population werden als Genpool bezeichnet, wobei jedes Individuum der Population nur über einen Bruchteil der gesamten Information des Genpools verfügt. Bei den diploiden Organismen, zu denen auch die Säugetiere gehören, enthalten die Chromosomen von allen möglichen Allelen nur jeweils zwei. Dabei wird das dominante Allel mit Großbuchstaben, das rezessive Allel mit Kleinbuchstaben bezeichnet. Die Häufigkeit, mit der bestimmte Gene in einer Population vertreten sind, bezeichnet man als Genfrequenz. In einer idealen Population bleiben die Genfrequenzen unverändert über Generationen erhalten.

Dieses Gleichbleiben der Genfrequenzen wird in der Natur jedoch nie beobachtet. Die unterschiedliche Allele manifestieren sich in unterschiedlichen Eigenschaften ihrer Träger und verleihen ihnen dadurch Vorteile oder Nachteile. Gene, die Vorteile bieten, werden bevorzugt weitergegeben, Gene mit Nachteilen geben ihren Trägern geringere Chancen

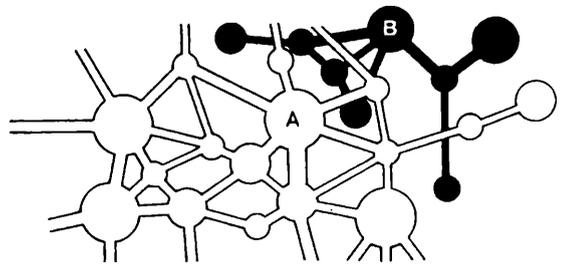


Abbildung 9

**Schema des Genpool-Systems.** Die Kreise stellen örtliche Populationen der Arten A und B dar, die Verbindungsstege den Genfluß; rechts eine A-Population in einem Randgebiet. Zwischen A und B besteht keine genetische Kommunikation (nach (7), verändert)

zur Weitergabe. Darauf beruht das Grundmuster der Evolution.

Für den Naturschutz wichtig ist jedoch weniger die bevorzugte Weitergabe von genetischer Information, sondern die zufällige, die sich aus den äußeren Bedingungen ergibt. In zu kleinen Populationen mit zu geringen Austauschmöglichkeiten mit anderen Genpools kann es durch Zufall zur Bevorzugung mancher Gene und zum Verlust anderer kommen, ohne Vorteile für das Individuum. Dieser Vorgang wird als genetische Drift bezeichnet. In Folge der genetischen Drift kann es zum Verlust von Merkmalen kommen, die in Krisenzeiten das Überleben der Population sichern (Abb. 9).

## 2 Regulation der Populationsdichte

### 2.1 Äußere, dichteunabhängige Faktoren

Das Klima bestimmt die großräumige Verteilung von Populationen. Vom Ablauf der Jahreszeiten können regelmäßige Schwankungen in der Populationsdichte gesteuert werden. Aber auch das Wettergeschehen kann tiefgreifenden Einfluß auf die Populationsdichte haben (Reiher, Auerhühner) Abb. 10).

Eine Anpassung an äußere, dichteunabhängige Faktoren erfolgt bei den r-Strategen.

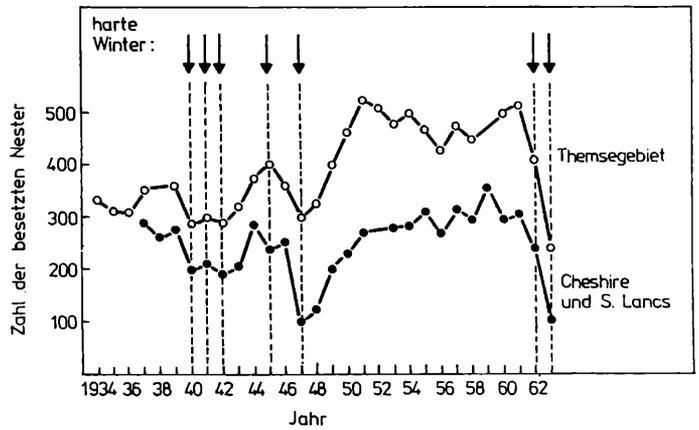
Um den Einfluß von äußeren, dichteunabhängigen Faktoren bei Populationsuntersuchungen richtig zu würdigen, müssen Beobachtungen immer über mehrere Generationen in einem längeren Zeitraum durchgeführt werden.

### 2.2 Innere, dichteabhängige Faktoren

Wichtigster interner Faktor für die Regulation der Dichte ist der Streß, der durch die Begegnung mit Artgenossen ausgelöst wird. Je mehr Individuen einer Art sich in einem bestimmten Areal aufhalten, umso häufiger kommt es zu Begegnungen mit Artgenossen und damit zur Streßreaktion mit den darauffolgenden physiologischen Veränderungen. Die Intensität der Streßreaktion hängt ursächlich mit

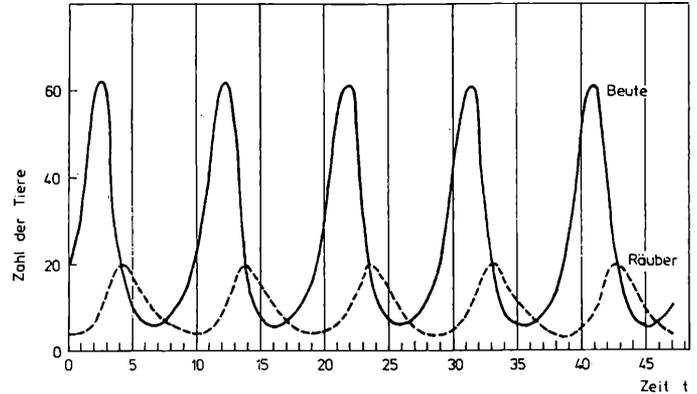
**Abbildung 10**

**Unterschiedliche Häufigkeit des Graureihers (*Ardea cinera*) in zwei Gebieten Großbritanniens zwischen 1933 und 1963. Es deutet sich eine Beziehung zwischen kalten Wintern und Abnahme der Häufigkeit an (nach (4) )**



**Abbildung 11**

**Oscillation in der Populationsdichte von 4 Räuber- und 20 Beutetieren nach LOTKA-VOLTERRA (nach (5), verändert)**



dem Nahrungsangebot zusammen. Bei hohem Nahrungsangebot treten die typischen Streßreaktionen erst bei sehr viel höherer Dichte auf als bei knapper Nahrung. So braucht ein Spitzhörnchenpaar in Freiheit 2500 m<sup>2</sup>, während in Gefangenschaft 5 m<sup>2</sup> ausreichen.

Die Ausschüttung von Adrenalin während der Streßreaktion mobilisiert nicht nur die Energiereserven und erhöht damit die Fluchtbereitschaft, sie beeinflusst auch den Hormonhaushalt und damit die Zahl der Nachkommen:

Wapiti: bei niedriger Dichte: 25% Zwillinge  
bei hoher Dichte: weniger als 1%

Reh: bei niedriger Dichte:  
1 männliches Kitz auf 2 weibliche  
bei hoher Dichte:  
3 männliche Kitze auf ein weibliches.

Andere Wirkmöglichkeit sind die Verzögerung der Geschlechtsreife bei den Nachkommen oder die Regulation der Empfängnis (Wölfe).

Eine weitere typische Streßreaktion ist die Erhöhung der Aggressivität (Reiherküken)

Die dichteabhängige Regulation durch innere Faktoren ist Kennzeichen der K-Strategen.

### 2.3 Äußere, dichteabhängige Faktoren: Räuber-Beute-Systeme

Alle natürlichen Räuber-Beute-Systeme zeichnen sich dadurch aus, das der Räuber die Individuenzahl seiner Beute verringert und dadurch möglicherweise in der Lage ist, die Populationsdichte der Beute

zu regulieren. So unterschiedlich wie die Größenverhältnisse zwischen Räubern und Beute sein können, so unterschiedlich sind dann auch die Vermehrungsraten von Räuber und Beute. Generell gilt: je kleiner ein Organismus ist, umso größer ist seine Vermehrungsrate. (Fliegenschnapper - Fliege, Säugtier - Bakterie)

Um die unterschiedlichen Einflußmöglichkeiten zu verstehen, soll wieder von einem stark vereinfachten Modell ausgegangen werden. Eine Räuberart ernährt sich von einer gleichgroßen Beutearart. Damit hängt die Geburtenrate des Räubers vom Nahrungsangebot, also von der Dichte der Beute ab:

$$dN_R/dt = (b - m) N_R = (f_R N_B - m_R) N_R = f_R N_B N_R - m_R N_R$$

Das positive Glied ist proportional dem Produkt aus Räuber- und Beutedichte. Das ist logisch, denn die Anzahl der Begegnungen zwischen beiden entscheidet über die Geburtenrate des Räubers.

Bei der Beute hängt dagegen die Mortalitätsrate von der Räuberichte ab:

$$dN_B/dt = (b - m) N_B = (b_B - f_B N_R) N_B$$

Diese beiden Gleichungen bilden zusammen ein Differentialgleichungssystem, das aufgelöst zu einer Schar geschlossener Kurven führt. Diese Beziehung, bei der im Lauf der Zeit die Anzahl von Räuber und Beute immer oszilliert, wird nach ihren Entdeckern LOTKA-VOLTERRA-Gleichung genannt (Abb. 11).

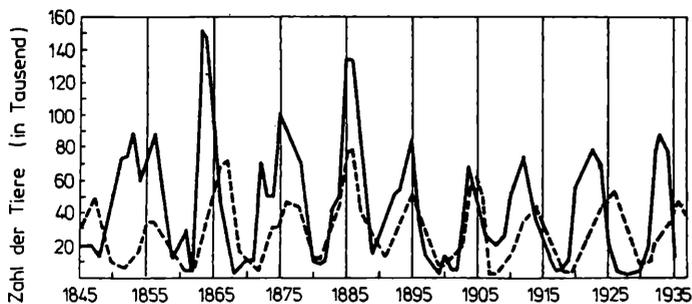


Abbildung 12

Cyclische Bestandsschwankungen von Schneehasen (—) und Luchs (---) - Populationen in Kanada (nach (3), verändert)

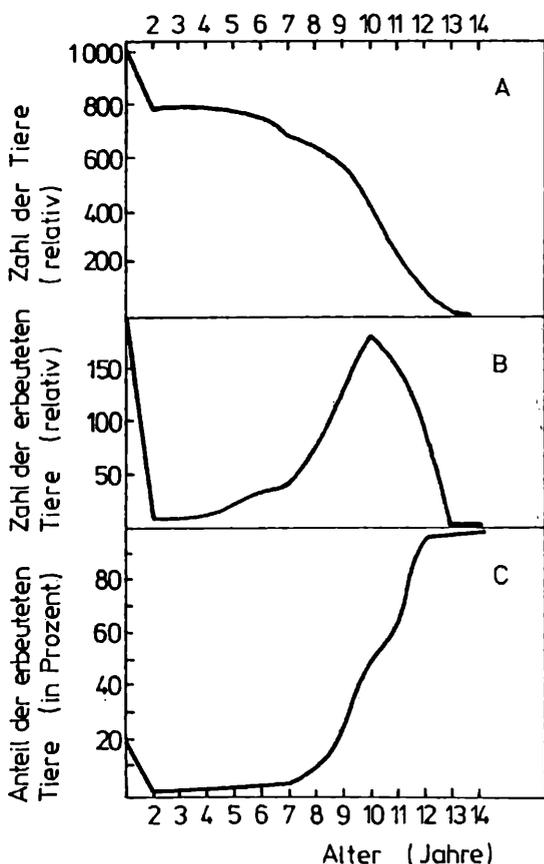


Abbildung 13

a) Überlebenskurve des Bighorn-Schafes in Nordamerika, b) Zahl der von Wölfen erbeuteten Tiere aus verschiedenen Altersklassen, c) Prozentualer Anteil der von Wölfen erbeuteten Bighorn-Schafe an den verschiedenen Altersklassen. Sehr alte Bighorn-Schafe werden praktisch hundertprozentig vom Wolf erbeutet: bei Tieren zwischen 2 und 7 Jahren hat der Wolf praktisch keine Chance (nach (3), verändert).

Bekanntestes Beispiel zur Unterstützung dieser Beziehung war der 9-Jahreszyklus von Schneehasen und Luchsen (Abb. 12).

Leider zeigte sich, daß auch in Gebieten, in denen keine Luchse mehr lebten, die Dichte der Schneehasen oszillierte.

Die LOTKA-VOLTERRA-Gleichung ist nur auf Räuber-Beute-Systeme anwendbar, in denen beide in etwa gleich groß sind und die gleiche Vermehrungsrate haben. In der biologischen Schädlingsbe-

kämpfung folgen viele Systeme dieser Gleichung - es wird allerdings im Lauf der Zeit eine Dämpfung der Oszillationen beobachtet. Durch Anpassung der Organismen pendeln sich beide Bestände auf einem relativ konstanten Niveau ein.

In der lange Zeit irrtümlich zur Bestätigung der LOTKA-VOLTERRA-Gleichung herangezogenen Luchs-Schneehase-Beziehung ist eine Regulation der Schneehasenbestände durch den Luchs auf Grund der unterschiedlichen Reproduktionszeiten nicht möglich. Umgekehrt bestimmt jedoch die Schneehasendichte die Luchsdichte. Die gleiche Beute-Räuber-Beziehung gilt in Mitteleuropa z.B. auch für Waldohreule, Waldkauz oder Mäusebussard, die auf Mäusejahre mit einer erhöhten Vermehrungsrate reagieren.

Im Ergebnis heißt dies, daß eine kleine, sich rasch vermehrende Beute die Bestandsdichte eines größeren Räubers bestimmen kann aber nicht umgekehrt.

Räuber, die nicht auf eine bestimmte Beuteart angewiesen sind, (Generalisten) können auf die Bestandserhöhung einer Beute auf zwei Wegen reagieren:

- funktional - sie lernen, diese häufige Beute bevorzugt zu fangen
- numerisch - durch das bessere Nahrungsangebot erhöht sich ihre Nachkommenzahl.

Regulierend können große Räuber auf kleinere Beuten jedoch nur bei niedrigen Populationsdichten wirken. Ihre Nachkommenzahl kann auf Grund der niedrigeren Vermehrungsrate nicht mit der Beute Schritt halten. Und bei sehr hohen Beutezahlen greift auch die funktionale Reaktion nicht mehr.

Welchen Einfluß kann nach dem oben gesagten überhaupt ein größerer warmblütiger Räuber auf eine ebenfalls größere warmblütige Beute haben?

Bei Untersuchungen an schottischen Moorschneehühnern, die eine Vielzahl von natürlichen Feinden haben, wurde festgestellt, daß Räubern überwiegend die "Überschußtiere" zum Opfer fallen. Nicht alle Tiere einer Population sind für Räuber gleich gut erbeutbar. Durch den Wegfang von Überschüßtieren in Populationen, die nahe unterhalb der Kapazitätsgrenze liegen, erhöhen Räuber die Produktivität der Beute, ohne den Bestand zu gefährden (Beispiel Eisbären, Elche, Bighornschafe) (Abb. 13).

Es gibt allerdings auch Situationen, in denen auch große Räuber mit niedriger Reproduktionsrate den Bestand ihrer Beute gefährden können.

Zum einen, wenn Populationen unter suboptimalen Bedingungen leben müssen und sich damit ständig in der Situation der "Überschußtiere" befinden (Auerhühner);

zum anderen, wenn eine Population durch äußere Faktoren unter eine kritische Bestandgrenze fällt, so daß die Abschöpfung durch die Räuber größer ist als der Nachwuchs. Die Beutepopulation befindet sich in einem Räuberloch (Abb. 13).

Welche Schlüsse lassen sich aus dem Gesagten für den Menschen in seiner Funktion als Räuber oder Bestandsregulierer ziehen?

Eingriffe in eine Population sind dann am unschädlichsten, wenn nur der "Überschuß entfernt wird, d.h. wenn sich die Population an der K-Grenze bewegt;

den höchsten Ertrag erhält der Mensch als Jäger, wenn sich die Population in der Phase des exponentiellen Wachstums befindet. Negative Folge einer Bestandsentnahme in der exponentiellen Wachstumsphase kann jedoch eine Beeinflussung der Auslese sein: er werden nicht mehr die widerstandsfähigsten Individuen selektiert, sondern die schnellwüchsigsten;

Bestandsregulierungen in der Phase des exponentiellen Wachstums können eine Population leicht unter eine kritische Grenze bringen, wenn unvorhersehbare äußere Einflüsse dazukommen.

(2) OSCHKE, G. (1979):

Ökologie Grundlagen - Erkenntnisse - Entwicklungen der Umweltforschung. - Studio visuell, Herder Verlag, Freiburg Basel Wien, 8. Auflage 1979

(3) REMMERT, H. (1980):

Ökologie ein Lehrbuch. - Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 2. Auflage 1980

(4) ODUM, E. P. (1980):

Grundlagen der Ökologie in 2 Bänden, übersetzt und bearbeitet von Jürgen und Ena Overbeck. Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1980

(5) STREIT, B. (1980):

Ökologie ein Kurzlehrbuch. Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1980

(6) TISCHLER, W. (1979):

Einführung in die Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York, 2. Auflage 1979

(7) SPERLICH, D. (1973):

Populationsgenetik Grundlagen der Modernen Genetik, Bd.8, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1973

(8) EMMEL, T. C. (1976):

Population Biology Harper & Row Publishers, New York Hagerstown San Francisco London, 1976

(9) MÜLLER, P. (1981):

Arealssysteme und Biogeographie. - Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart 1981

(10) OSCHKE, G. (1975):

Evolution Grundlagen Erkenntnisse - Entwicklungen der Abstammungslehre, Studio visuell Herder Verlag, Freiburg Basel Wien, 6. Auflage 1975

## Literatur

(1) SCHWERTDFEGER, F. (1979):

Ökologie der Tiere, Band 2: Demökologie. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin, 2. Auflage 1979

## Anschrift der Verfasserin:

Dr. Sybille Hartmann

Umweltbeauftragte der Stadt Tübingen

Postfach 25 40

D-72015 Tübingen



# Regulation von Weißfischbeständen in stehenden Gewässern

Robert KLUPP

## Vorbemerkung

In Mitteleuropa liegen die meisten Gewässer in der vom Menschen beeinflussten Landschaft. Dementsprechend greift der Mensch durch seine Handlungen entweder direkt z.B. durch Abwassereinleitungen oder Gewässerbaumaßnahmen in den Lebenslauf der Gewässer ein oder es erfolgt eine indirekte Einflußnahme durch unbeabsichtigte oder unbeübte Einschwemmung von Nährstoffen aus unbekanntem Quellen in die Gewässer. Die nicht sofort erkennbaren Einwirkungen des Menschen werden leicht übersehen und in ihrer Wirkung auf die Gewässer und ihre Lebensgemeinschaft häufig nicht erkannt.

In den folgenden Ausführungen wird auf die entsprechende Problematik in Stillgewässern eingegangen.

## Allgemeine Darstellung der Zusammenhänge in einem Gewässer

Stillgewässer (Baggerseen, Stauseen, Großteiche) unterliegen natürlichen Alterungsprozessen (z.B. der Verlandung). Die in unbeeinflussten Gewässern in langen Zeiträumen durch Sedimentation und Veränderungen der Gewässergüte durch Nährstoffanreicherung ablaufenden Vorgänge werden in unseren mitteleuropäischen Gewässern erheblich beschleunigt. Für jeden sichtbare typische Folge dieser Entwicklung sind das Auftreten von Algenblüten und eine starke Wassertrübung sowie eine Verschlechterung der wasserchemischen Parameter (z.B. Erhöhung des PH-Wertes; Sauerstoffverringering in tiefem Wasser).

Die Nährstoffanreicherungen in den Gewässern stammen im wesentlichen aus folgenden Quellen:

### Zulaufwasser

Viele stehende Gewässer werden von kleinen Vorflutern gespeist. Laufen diese durch landwirtschaftliche Nutzflächen, so gelangen durch die Ausschwemmung von Boden und Dünger auch große Mengen von Nährstoffen in die Gewässer. Verstärkt wird dieser Effekt häufig durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit begradigter Gewässer. Regenfälle kurz nach dem Ausbringen von Düngemitteln begünstigen diesen Vorgang besonders, wenn die Stillgewässer ausschließlich über Gräben oder Dränagen mit Wasser versorgt werden. Untersuchungen zei-

gen, daß pro ha dränierter Ackerfläche jährlich 3 bis 17 kg Phosphor über das Dränagenwasser ausgewaschen werden. Die Menge des abgeführten Stickstoffs ist meist noch deutlich größer.

### Grundwasser

Baggerseen werden vom Grundwasser gespeist. Selbst das Quellwasser ist heute u.a. auch mit Phosphor und Stickstoff belastet. Der Wasserkörper eines Baggersees wird je nach Lage mehrere Male pro Jahr durch das zuströmende Grundwasser ausgetauscht. Dadurch wird selbst bei der sehr geringen Nährstoffkonzentration des Grundwassers der See mit Nährstoffen angereichert. Durch den Einbau dieser Nährstoffe in die Nahrungskette verbleiben diese im Baggersee und reichern sich dort mit der Zeit an.

### Regen

Auch der direkt auf das Gewässer einfallende Regen bringt Nährstoffe mit. Die Regentropfen nehmen beim Herabfallen staub- und gasförmige Verunreinigungen der Luft auf und tragen diese ins Gewässer ein. Pro ha Wasserfläche kann mit einer jährlichen Nährstofffracht des Regens von durchschnittlich 300 g Phosphor und 30 kg Stickstoff gerechnet werden.

### Mensch

Mit zunehmender Freizeit steigt der Besucherdruck auf die Gewässer. Gerade Badende verursachen durch das Aufwühlen von Schlamm und den Eintrag von Harn eine zusätzliche Gewässerbelastung. Hinzu kommt das Füttern von Wassergeflügel durch Spaziergänger und das Anfüttern der Fische durch Angler.

Die Summe der zugeführten Nährstoffe bewirkt eine Vermehrung bzw. Vergrößerung aller Glieder der Nahrungskette. Die Zunahme der Algendichte und des Zooplanktons bedeutet z.B. neben der Wassertrübung, daß in steigendem Maß abgestorbene Algen und Planktontiere zu Boden sinken. Sie lagern sich dort ab und bilden Schlamm. Die verstärkte Schlammauflage führt zu sauerstoffarmen bzw. freien Zonen im Schlamm. Bei der Zersetzung abgesunkener Algen und Zooplankter wird Sauerstoff verbraucht. Es kommt zu Sauerstoffzehrungen in Bodennähe; im flachen Gewässerbereich wachsen aufgrund des hohen Nährstoffgehaltes des Wassers auch die höheren Wasserpflanzen vermehrt. Es bilden sich Schilf- oder Röhrichtgürtel auch als "Eutro-

phierung" des Gewässers bezeichnet. Der Vorgang der Eutrophierung ist indirekt abhängig von der Menge der zugeführten Nährstoffe.

Neben der antropogenen Eutrophierung (Nährstoffeintrag) und der Auteutrophierung (Renobilisierung von Nährstoffen an dem Sediment) beginnt man in den letzten Jahren auch den Einfluß der Fischbestände auf die Gewässer zu beachten.

In einem stehenden Gewässer besteht - grob vereinfacht - folgende Nahrungskette:



Aus der bisherigen Darstellung ergibt sich, daß in allen Gewässern in unserem Raum die für eine pflanzliche Produktion erforderlichen Nährstoffe in ausreichender Menge, meist sogar in überreichem Maß vorhanden sind.

Durch eine Massenvermehrung der Weißfische (Rotaugen, Brachse aber auch Barsche) wird ein starker Fraßdruck auf das Zooplankton (z.B. Wasserflöhe) ausgeübt. Dies führt zu einer drastischen Verringerung der Filterwirkung durch das Zooplankton; als Folge daraus kann sich das pflanzliche Plankton (Algen) ungebremst vermehren. Durch Eingriffe in die Nahrungskette, d.h. durch Entnahme von Weißfischen bzw. durch Stärkung des Raubfischbestandes - wodurch ebenfalls die Weißfische verringert werden kann aus fischereilicher Sicht ein Beitrag zur Verbesserung der Gewässergüte geleistet werden. Auf jedem Fall sollte grundsätzlich zusätzlich versucht werden, die Nährstoffzufuhr in das Gewässer zu reduzieren.

Die fischereilich Biomanipulation hat sich als relativ kostengünstiges Instrumentarium für eine kurzzeitige Verbesserung des Erscheinungsbildes eines Gewässers erwiesen. Nachfolgend werden zwei Beispiele ausgeführt.

### Weißstädter See

Der in der Fichtelgebirgssenne gelegene Weißstädter See (Größe ca. 50 ha, Tiefe max. 3m) wurde im Jahr 1976 auf der Fläche eines ehemaligen markgräflichen Fischteiches aufgestaut. Er wird von vier Zuflüssen gespeist; die bedeutendsten sind die Eger (MQ 490 l/s) und der Hirtenbach (MQ 45 l/s).

Der Weißstädter See ist ein Gewässer, das im wesentlichen der Freizeitgestaltung der Bevölkerung des Landkreises Wunsiedel und darüber hinaus dient. Die Fischerei wird durch die Ausgabe von Fischereierlaubnisse an Angler ausgeübt. Das Gewässer ist durch Nährstoffeinträge aus den umliegenden landwirtschaftlichen Flächen und infolge von Abwassereinleitungen als eutroph einzustufen.

In den Jahren 1990 und 1991 kam es in den jeweiligen Sommermonaten zu kleineren Fischsterben infolge von Algenblüten. Die Fische starben an Kiemenproblemen (Störung der NH<sub>3</sub> Ausscheidung).

Auf Anraten der Fischereiberatung wurde der See am 19.08.1991 von der Landesanstalt für Wasserforschung untersucht. Die Untersuchung ergab im wesentlichen folgendes:

Der See war in einem eutrophen Zustand; die Sichttiefe betrug 0,35 m (nach der EG-Richtlinie vom 08.12.1975 beträgt der Leitwert für die Sichttiefe in Badegewässern 2m, der imperative Wert 1m).

Wie nach der geringen Sichttiefe zu erwarten war, lag der Chlorophyllgehalt - ein Maß für die Menge der kleinen Algen im See - sehr hoch nämlich bei 71 g/l. Die Kieselalge *Melosira* trat massenhaft auf. Zooplankton fehlte vollkommen. Der Sauerstoffgehalt war auch am Seegrund noch ausreichend.

Der PH-Wert war mit einem Wert von 8 normal für die derartige Algenentwicklung. (Es wurden später aber auch PH-Werte zwischen 9 und 10 gemessen). Die äußerst geringe Leitfähigkeit und Säurekapazität an dem Versuchstag zeigten die sehr geringe Pufferkapazität des Wassers. Eine Überprüfung von Schlammproben ergab im Auslaufbereich, viel Phosphor und relativ wenig Stickstoff, im Badebereich, dagegen war der Phosphatgehalt weniger als halb so hoch, der Stickstoffgehalt jedoch mehr als doppelt so hoch.

Die Situation im Gewässer wird vor allem dadurch problematisch, weil der See nur ca. 3 m tief ist. Es fehlt eine Schichtung des Wasserkörpers. Die Nährstoffe der abgestorbenen Algen auf dem Gewässergrund werden durch jeden starken Wind wieder in die oberen Wasserschichten transportiert und stehen den Algen somit wieder zur Verfügung. Der Weißstädter See düngt sich auf diese Weise ständig selbst. Aus fischereilicher Sicht war die Situation durch eine starke Vermehrung von Brachsen und Rotaugen gekennzeichnet. Diese Arten kamen mit den Bedingungen im Gewässer hervorragend zurecht und haben sich, nachdem sie von Anglern nicht befischt wurden, explosionsartig vermehrt.

Im Sommer 1991 wurden auf Grund der Beeinträchtigung des Sees als Badegewässer in einer Besprechung mit Vertretern der Stadt Weißstadt, der Landesanstalt für Wasserforschung, des Wasserwirtschaftsamtes Bayreuth und der Fischereifachberatung beschlossen, den See abzufischen und die Weißfischpopulation soweit wie möglich zu entnehmen.

Am 7.10.1991 wurde begonnen, den See abzulassen, am 5.11.1991 fand die Abfischung unter der Leitung der Fischereifachberatung statt.

Es wurden folgende Fischarten gefangen:

Karpfen	250 kg
Schleie	250 kg
Zander	600 kg
Hecht	100 kg
Rotaugen	4000 kg (durchschn. Gewicht 50 kg)
Brachse	3500 kg (durchschn. Gewicht 200 kg)

Aal	150 kg
Silberkarpfen	150 kg
Karausehe	einzelne Exemplare
Barsch	einzelne Exemplare
Gründling	einzelne Exemplare
Bachforelle	einzelne Exemplare
Teichmuschel	guter Bestand

Bei der Abfischung zeigte sich, daß - wie vermutet der Fischbestand zum größten Teil aus Weißfischen (Rotauge, Brachse) bestand. Diese Fischarten fressen vor allem die großen Zooplanktonarten wie *Daphnia* (Wasserfloh). Diese Daphnien sind aber effektive Filtrierer, die die einzelligen Algen wirkungsvoll dezimieren können. Fehlen sie im Ökosystem des Gewässers, kann es, wie geschehen, leicht zu Algenblüten kommen. Es ist daher für die Gewässergüte eines Sees wichtig, die Zooplanktonfresser (Weißfische) nicht überhand nehmen zu lassen. Eine winterliche Trockenlegung hat ebenfalls eine günstige Wirkung auf die Gewässergüte. Dies geschieht insbesondere durch eine Verminderung der Nährstoffmobilisierung aus dem Sediment, das ohne Trockenlegung aus demanaeroben Zustand nicht herauskommt.

Die schwarze Farbe des Schlammes im Weißenstädter See zeigte, daß der Schlamm im Gegensatz zum Wasser über dem Grund sauerstofffrei war.

Der Weißenstädter See wurde im Januar 1992, nachdem eine Frostperiode abgewartet worden war, wieder angestaut. Die Fischereifachberatung machte Vorschläge für die Betreuung des Sees, die im wesentlichen darauf abzielten, die Zooplanktonfresser nicht aufkommen zu lassen bzw. kurz zu halten.

Im Sommer'92 traten trotz des außerordentlichen warmen Witterung keine kritischen Zustände auf. Die gemessenen Chlorophyllkonzentrationen lagen deutlich niedriger als im Jahr 1992. Kieselalgen blüten wurden nicht mehr beobachtet.

Auch im Jahr 1993 traten keine Probleme auf, die Wasserqualität war einwandfrei. Die weitere Wirksamkeit der Maßnahme bleibt abzuwarten, da nach der Abfischung kein Schlamm entnommen wurde. Es wurde allerdings die Kläranlagensituation für die Bewirtschaftung im Einzugsbereich verbessert.

### Badesee Trebgast

Der Badesee Trebgast (Größe ca. 6 ha, Tiefe max. 2,5m) wurde 1974 errichtet. Der See dient der Bevölkerung der Landkreise Bayreuth und Kulmbach als Badegewässer. Bei der Beurteilung dieses Gewässers ist zu beachten, daß der See nicht vollständig ablaßbar ist und daß er nur vom Grundwasser, also keinem Bach gespeist wird.

Fischereilich wird der See von der Gemeinde Trebgast auch die Ausgabe von Fischereierlaubnisscheinen genutzt. Die Ausübung der Angelfischerei hat sich den Ansprüchen der übrigen Freizeitnutzung anzupassen bzw. unterzuordnen.

Um die Algen in diesem Gewässer vorsorglich zu

bekämpfen, wurden im Jahr 1984 mehrere 100 Stück Silberkarpfen eingesetzt.

Die sonstigen Bedingungen sind den Verhältnissen im Weißenstädter See nicht unähnlich. Vor allem ist auch der Wasserkörper dieses Gewässers nicht geschichtet.

In den Jahren 1991/1992 erfolgten die Beschwerden von Badegästen wegen der Algenentwicklung im See. Nennenswerte Mengen von Zooplankton waren, wie eine Untersuchung der Fischereifachberatung ergab, nicht vorhanden. Auf Grund der günstigen Erfahrung mit der Abfischung des Weißenstädter Sees beschloß der Gemeinderat Trebgast das Gewässer im Herbst 1992 abzufischen. Da der See, wie erwähnt, nicht vollständig abzulassen ist, wurde das restliche Wasser abgepumpt.

Die Abfischung am 28.10.1992 brachte folgendes Ergebnis:

Karpfen	75 kg
Hecht	25 kg
Zander	75 kg
Aal	20 kg
Rotauge	600 kg
Barsch	200 kg
Silberkarpfen	3000 kg (Gewichtsbereich 9-12 kg)
Schleie	Einzelfische
Gründling	Einzelfische
Teichmuschel	guter Bestand

Es ist an dieser Stelle notwendig, eine Bemerkung über den Wert von Silberkarpfen in der Algenbekämpfung bei Badegewässern zu machen.

Silberkarpfen haben einen extrem feinen Filterapparat, mit dem sie auch einzellige Algen dem Wasser entnehmen können. Diese Filterapparate filtern aber auch das größere Zooplankton aus dem Wasser heraus, so daß der Fraßdruck auf die Algen verringert wird. Im vorliegenden Fall hat sich unserer Meinung nach der Einsatz von Silberkarpfen negativ auf die Gewässergüte ausgewirkt, weil offenbar das Zooplankton stark ausgedünnt wurde.

Der Badesee Trebgast wurde im Frühjahr 1993 nach einer Frostperiode wieder angestaut. Die Fischereifachberatung unterbreitete der Gemeinde Trebgast Bewirtschaftungsvorschläge, die wesentlich darauf hinauslaufen das Zooplankton zu fördern.

Im Jahr 1993 hatte der Badesee Trebgast eine hervorragende Wasserqualität.

### Schlußbemerkung

Die Entnahme von Weißfischen (Biomanipulation) hat einen zeitlich befristeten positiven Einfluß auf die Gewässergüte eines Sees. Um dauerhaft eine Verbesserung zu erreichen, sind sicherlich Maßnahmen notwendig, um den Nährstoffeintrag in die Gewässer zu verringern.

Der oft geforderte Verzicht auf die Ausübung der Fischerei ist nach den Erkenntnissen bei den oben genannten Gewässern negativ zu beurteilen, da ohne fischereiliche Maßnahmen der Bestand an Fischar-

ten wie Brachse, Rotaugen und Barsch, die mit den Bedingungen eutropher Gewässer gut zurechtkommen, starke Bestände bilden und dadurch negativ auf das Gewässer hinsichtlich Gewässergüte und Fischartenzusammensetzung einwirken.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Robert Klupp  
Fachberatung für Fischerei  
Bezirk Oberfranken  
Ludwigstr. 20  
D-95444 Bayreuth

# Müssen Eichhörnchen und Siebenschläfer bekämpft werden?

## Ein Situationsbericht aus dem Bundesland Salzburg

Susanne STADLER

In mehreren Gebieten des Flachgaus im Norden des Bundeslandes Salzburg wurden ab 1988 von Waldbesitzern Schäden an der Rinde von Bäumen festgestellt. Die betroffenen Schadensgebiete wurden im Frühling 1991 von der Landesforstdirektion (Dipl.-Ing. Dr. Ludwig Wiener) begutachtet, wobei 38 Probeflächen (31 im Raum Seekirchen-Eugendorf, 2 in Helming-Köstendorf und 5 im Raum Mattsee) detailliert untersucht wurden. In 34 der 38 Probeflächen waren Schädigungen nachzuweisen.

Als Verursacher des festgestellten plötzigen Fraßschadens wurden von der Landesforstdirektion aufgrund der Fraßbilder zumeist Siebenschläfer, zum Teil auch Eichhörnchen festgestellt: Dabei war oft ein gemeinsames Auftreten beider Schadsymptome nicht auszuschließen, doch konnten diese nicht immer eindeutig zugeordnet werden, weshalb im Gutachten der Landesforstdirektion auf eine Trennung verzichtet wurde. Der Anteil an Eichhörnchenfraß wird allerdings als "insgesamt gering" angesehen, namentlich im Abersseegebiet dürfte er höher sein.

Forstschäden durch Nagetiere wie Siebenschläfer (*Glis glis*) oder Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) werden in forstwirtschaftlicher Literatur bereits seit langem beschrieben. Auch Mäuse, insbesondere Rötelmäuse (*Clethrionomys glareolus*) werden als Verursacher von Rindenschäden immer wieder namhaft gemacht. Laut Gutachten von Dr. Wiener häufen sich in letzter Zeit (etwa ab 1980) im allgemeinen Berichte über Rindenschäden durch Bilche, insbesondere Siebenschläfer, an diversen Baumarten der zweiten Altersklasse: So nahmen in einigen deutschen Bundesländern Bilchschäden in den letzten zehn Jahren deutlich zu.

Als nächstes soll kurz auf die Biologie der "forstschädlichen" Nagerarten eingegangen werden. Die Rötelmaus gehört zur Familie der Wühler (Cricetidae). Sie ist ein typischer Waldbewohner und bevorzugt dichtes Unterholz, doch hält sie sich auch an Waldrändern und gelegentlich außerhalb des Waldes in Sträuchern und Hecken auf. Die Rötelmaus ist tag- und nachtaktiv und sucht ihre Nahrung vornehmlich am Boden. Sie kann aber auch sehr gut klettern und damit höhere Bereiche der Bäume aufsuchen. Rötelmäuse ernähren sich hauptsächlich von Grünteilen der Pflanzen, von Samen, Wurzeln und Beeren, gelegentlich auch von Insekten, vor

allem im Winter aber auch von Baumrinde. In Gradationsjahren können Rötelmäuse Schäden an Waldbeständen vor allem in Jungkulturen anrichten. Schälstellen finden sich meist an dünnen Zweigen, auch in größerer Höhe über dem Boden. Rötelmäuse werfen drei- bis viermal jährlich drei bis fünf Junge. Sie werden durchschnittlich 12 bis 15 Monate alt.

Das Eichhörnchen ist besonders auf Baumbestände angewiesen, die bereits ausreichend Samen produzieren, was bei Buchen erst im Alter von ca. 80 Jahren eintritt. Das Eichhörnchen kann nur dort überleben, wo aufgrund der Zusammensetzung der Baumbestände nach Art und Alter das Samenangebot nie versiegt. Seine Hauptnahrung sind Koniferensamen und Bucheckern, sowie Eicheln und Haselnüsse. Daneben werden auch Walnüsse, Hainbuchsamen, Roßkastanien, verschiedene Beeren, Pilze, Rinde, Knospen und Triebe, Schnecken, Vögel, Jungvögel und Insekten verzehrt. Die Futtermenge beträgt etwa 35 bis 80 Gramm pro Tag. Eichhörnchen legen im Herbst Vorratslager an (Nüsse, Eicheln), sie halten keinen Winterschlaf. Eichhörnchen sind tagaktiv, der Aktionsraum der Männchen beträgt ca. 50 Hektar, der der Weibchen ca. 10 Hektar. Das Höchstalter beträgt 10 bis 12 Jahre, bis zu zweimal jährlich werden drei bis fünf Junge geworfen.

Der Siebenschläfer, der "Hauptschadensverursacher" im Flachgau, zählt zur Gruppe der Schläfer (Gliridae). Zu dieser Gruppe gehören auch die in Salzburg vorkommenden Arten Baum- (*Dryomys nitedula intermedius*), Gartenschläfer (*Eliomys quercinus*) und Haselmaus (*Muscardinus avellana-rius*). Der Siebenschläfer selbst bewohnt in Österreich vor allem Laubmischwälder, Parks und Obstgärten bis etwa 1.200 Meter. Standortswidrige Nadelbaumbestände können nur mit Hilfe von Nistkästen in stärkerem Ausmaß besiedelt werden, das gleiche gilt für die verschiedensten Waldaltersstufen außer Altbeständen. Der nachtaktive Siebenschläfer benutzt Baumhöhlen, menschliche Bauten oder Nistkästen als Tagesverstecke, seltener werden auch freie Nester angelegt. Die Überwinterung erfolgt großteils in selbstgegrabenen Erdhöhlen. Die Tiere sind sehr ortstreu, der mittlere Revierdurchmesser wird mit 200 m angegeben. Maximale Wanderstrecken liegen bei 1,5 bis 1,7 km, ausnahmsweise

bei 3,8 km. Die Nahrung des Siebenschläfers ist hauptsächlich pflanzlich, wobei jahreszeitlich Unterschiede auftreten: Vor allem nach Beendigung des Winterschlafes, der in Mitteleuropa von September/Oktober bis Mai/Juni dauert, werden Knospen, Blätter und Rinde sowie Keimpflanzen gefressen, später, mit Beginn der Fruchtreife, besteht die Nahrung vor allem aus Früchten und Samen (von Rot- und Hainbuchen, Eschen, Obst, etc.).

Daneben spielt auch tierische Nahrung (z.B. Vogeleier) eine gewisse Rolle. Die Populationsdichten schwanken in Mitteleuropa von Jahr zu Jahr stark. Kühle, regnerische Sommer bewirken z.B. verminderte Nachkommenszahl oder totalen Vermehrungsausfall. In "Normalgebieten" folgen auf Jahre mit mehr oder weniger hohen Populationsdichten lokal und zeitlich unabhängig voneinander solche mit mehr oder weniger völligem Fehlen. Kulminationen treten plötzlich auf und fallen nach Meinung einiger Autoren mit der Mast von Buche oder Eiche zusammen. Andere Autoren stellten wiederum keinen derartigen Zusammenhang fest und führen die Abundanzdynamik nicht auf Umweltereignisse zurück, sondern auf innere regulatorische Vorgänge. Die normale Dichte beträgt etwa ein Tier pro Hektar, die Werte können in Kulminationsgebieten aber auch fünf Exemplare pro Hektar betragen; lokal wurden in ausnehmend günstigen Biotopen aber auch bis 30 Tiere pro Hektar beobachtet. In Gebieten mit konstant vorhersehbarem Nahrungsangebot wie Obst- und Getreideanbaugebieten, Siedlungsnähe oder um Wildfütterungen schwanken die Dichten weniger stark. Der Siebenschläfer erreicht ein Höchstalter von etwa neun Jahren, normalerweise erfolgt ein jährlicher Wurf mit vier bis sechs Jungen.

Wie bereits erwähnt, war der Hauptschaden in den untersuchten, oft nur wenige Hektar großen Gebieten auf Siebenschläfer zurückzuführen. Betroffen waren Dickungen, Stangenhölzer und schwache Baumhölzer im Alter von 15 bis 40 Jahren; insbesondere die 15 - 19jährigen Bestände. Jüngere und ältere Schadflächen wurden nicht gefunden. Schäden traten zwar oftmals, aber nicht ausschließlich in Fichtenmonokulturen auf.

Im flächenmäßig bisher größten Schadensgebiet sind die Schäden fast ausschließlich an Fichten festgestellt worden. In der Gesamtschau der Schadensareale waren jedoch neben Fichten auch andere Baumarten wie Buche, Weide, Lärche, Ulme, Ahorn und Hasel betroffen.

Im Gutachten der Landesforstdirektion wird die Gesamtschadensintensität (= Summe der alten und frischen Schäden bezogen auf die Gesamtbaumzahl) auch graphisch dargestellt.

Hinsichtlich der Gesamtschadensintensität wurden dabei fünf Gruppen unterschieden:

1. Kein Schaden
2. Geringer Schaden (bis 25% geschädigt)
3. Starker Schaden (bis 50 % geschädigt, wirtschaftlicher Schaden spürbar)

4. Sehr starker Schaden (bis 75 % geschädigt, bestandesbedrohend)
5. Totfraß (bis 100 % geschädigt).

In einem Gutachten der Kammer für Land- und Forstwirtschaft Salzburg, vom Frühling 1992, wurde der Gesamtschaden mit ÖS 500.000,- bis 780.000,- beziffert.

Welche Maßnahmen können nun zur Verringerung von Nageschäden gesetzt werden?

Grundsätzlich wird vom Naturschutzreferat die Meinung vertreten, daß vorbeugende Maßnahmen wichtiger sind als eine reine Symptombekämpfung. Im Hinblick auf die Biologie des Siebenschläfers wurden deshalb folgende Maßnahmen in Erwägung gezogen:

### **Längerfristige und mittelfristige Maßnahmen**

Bisher wurden Schäden von Nagetieren in Salzburg vor allem in Beständen der Altersklassen von 15 bis 19 (bis 40) Jahren nachgewiesen, meist in Altersklassenwäldern, in einem Fall aber auch in einem mehrstufigen Mischbestand. Wichtig erscheint daher die Änderung der Waldbewirtschaftungsweise von Altersklassenwäldern hin zu standortgerechten mehrstufigen Laub- bzw. Mischwäldern. Im Sinne einer rascheren Problemlösung wäre eine sukzessive Umwandlung der Schadbestände wünschenswert. Vielstufige Mischbestände sind Altersklassenbeständen, besonders, wenn es sich bei diesen um Fichtenmonokulturen handelt, auch z.B. hinsichtlich ihrer geringeren Schädlinge- (z.B. Borkenkäfer, Fichtenblattwespe) und Windwurfanfälligkeit vorzuziehen, von ihrer höheren ökosystemaren Wertigkeit ganz zu schweigen.

Lt. Gutachten von Dr. Wiener gibt es aufgrund bisheriger Beobachtungen einen Zusammenhang zwischen Vogelschutzmaßnahmen und Bilchvermehrungen. Das Aufstellen von Vogelnistkästen als Vogelschutzmaßnahme, was z.B. in eher einförmigen fichtendominierten Beständen im Rahmen von Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen durchgeführt wird, sollte deshalb in Schadensgebieten bzw. potentiellen Schadensgebieten unterbleiben. Siebenschläfer können nämlich aufgrund des hohen künstlichen Höhlenangebotes, wohl in Zusammenhang mit einem latent vorhandenen Nahrungsangebot, auch für sie ungünstige Lebensräume (siehe Biologie) wie Fichtenmonokulturen besiedeln.

In günstigen Siebenschläferhabitaten (Mischwälder etc.) wird durch das Aufhängen von Nistkästen vermutlich zusätzlich eine Grundlage für eine höhere Abundanz der Art geschaffen.

Über die Ursache von Rindenschäden durch Nage-tiere gibt es in der Literatur verschiedene Ansichten: So werden sie teils als Streßhandlung gewertet, teils werden sie mit dem Mangel an sonstiger pflanzlicher Kost (z.B. im Frühling) in Zusammenhang gebracht. Genauere Untersuchungen stehen aber leider noch aus. Schäden treten vor allem dort auf, wo

die natürlichen Feinde selten sind und wo sich in besonders begünstigten Gegenden äußerst hohe und konstante Populationszahlen finden.

Natürliche Feinde des nachtaktiven Siebenschläfers sind vor allem Baumarder und Eulen, im Inneren von Wäldern insbesondere der Waldkauz. Geringere Bedeutung haben Steinmarder, Hauskatze und Waldohreule sowie Taggreifvögel. Waldkäuze meiden aber bei ihren Jagdflügen allzu dichtes Stangenholz, wie es in den Schadensgebieten großteils vorhanden ist, da sie hier unter anderem nur schwer manövrieren können.

Sie sollten aber trotzdem durch das Aufstellen von Eulennistkästen bzw. durch das Belassen von einzelnen Alt- und Totholzbäumen mit natürlichen Höhlen in umliegenden Mischwaldbereichen gefördert werden, da sie eine Rolle bei der Regulierung der Siebenschläferdichte in diesem Bereich spielen. Die fachgerechte Betreuung dieser Eulennistkästen muß aber gewährleistet sein. Waldkäuze werden aber, sofern es sich um Altersklassenbestände von 15 bis 20 Jahren handelt, kaum je in die direkten Schadensgebiete eindringen.

Nach den örtlichen Verhältnissen wäre es günstig, in Zusammenarbeit mit den Jagdbehörden und der Jägerschaft für die betroffenen Schadensgebiete und die daran angrenzenden Lebensräume ein möglichst langfristiges Abschlußverbot für Raubwild zu erwirken. Eine Tollwutbekämpfung durch Impfung ist ja in großen Teilen des Landes Salzburg bereits im Gange und könnte (falls sie nicht bereits stattfindet) auch im Bereich der Schadensgebiete erfolgen. Höhere Dichten von Raubwild sowie von Tag- und Nachtgreifvögeln helfen auch mit, die Populationen der anderen beiden "Waldschädlinge" geringer zu halten.

Besonders wichtig erscheint, daß eventuell vorhandene Wildfütterungen/Körnerschüttungen bzw. Überreste davon aus unmittelbarer Nähe der Schadensgebiete während der Monate April bis Oktober entfernt werden, da, wie oben erwähnt, latent vorhandenes Nahrungsangebot die Populationsdichten der Bilche allgemein erhöht. Zusätzlich vermag, wie bereits erwähnt, ein künstlich erhöhtes Höhlenangebot durch Nistkästen die Dichte der Siebenschläfer zu steigern.

Da über genaue Ursachen bzw. weitere Maßnahmen zur Hintanhaltung von Schäden durch Siebenschläfer und andere Nagetiere noch wenig bekannt ist, wären detaillierte wissenschaftliche Untersuchungen auf diesem Gebiet wünschenswert.

### **Kurzfristige Maßnahmen**

Es ist klar, daß die vorgeschlagenen erforderlichen Gegenmaßnahmen, insbesondere wo es sich um die Umwandlung von Altersklassenwäldern in mehrstufige Bestände handelt, einen gewissen Zeitraum in Anspruch nehmen. An eine Umsetzung der genannten Maßnahmen soll aber so schnell wie möglich herangegangen werden. Nur so ist langfristig eine

Hintanhaltung bzw. Verminderung der Schäden zu gewährleisten. Sollte es bis dahin aber kurzfristig lokal zu einem Massenaufreten der Siebenschläfer kommen, das mit einem tatsächlich erheblichen wirtschaftlichen Schaden verbunden ist (d.h. die Schadensintensität beträgt über 50 %), so wurde ein örtlich und zeitlich begrenzter Fang der Siebenschläfer unter gewissen Auflagen in Erwägung gezogen.

Der Siebenschläfer gehört zwar - ebenso wie das Eichhörnchen - zu den in Salzburg vollkommen geschützten Tieren, die nach § 30 Abs. 2 des Salzburger Naturschutzgesetzes weder mutwillig beunruhigt, noch verfolgt, gefangen, getötet, in lebendem oder totem Zustand entgeltlich oder unentgeltlich erworben, verwahrt, übertragen, befördert oder feilgeboten werden dürfen.

Die Naturschutzbehörde kann aber für Zwecke der Wissenschaft, des Unterrichts, der Brauchtumpflege, der Heilmittelerzeugung, oder zur Hintanhaltung einer Bedrohung anderer Tierarten sowie zur Verhinderung erheblicher, wirtschaftlicher Schädigungen Ausnahmen von den Verboten des Abs. 2 bewilligen. Dabei ist Sorge zu tragen, daß die örtliche Ausrottung bestimmter Tiere verhindert wird.

Durch einen lokal und zeitlich begrenzten Eingriff besteht für den Siebenschläfer sicherlich nicht die Gefahr ausgerottet zu werden. Die Art ist in Salzburg aufgrund ihrer Habitatansprüche vermutlich weit verbreitet und findet sich auch nicht auf der Roten Liste der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs (BAUER 1989).

Die jeweilige Fangerlaubnis sollte in den festgestellten Schadflächen auf fünf Jahre beschränkt sein. Ist eine längerfristige Schadeinwirkung festzustellen, so ist dies vermutlich ein Zeichen dafür, daß die Methode des Fanges nicht zum gewünschten Erfolg geführt hat. Eine Ausnahmegewilligung zum Fang für Siebenschläfer bei nachgewiesenem erheblichen wirtschaftlichen Schaden durch diese Bilche erschien dem Naturschutzreferat auch deshalb sinnvoll, weil dadurch unerlaubten, aber schwer nachprüfbareren "Selbsthilfeaktionen" durch die betroffenen Waldbesitzer vorgebeugt werden kann. Diese "Selbsthilfeaktionen" sind bereits unter anderem durch das Auslegen von Giftködern erfolgt. Gifte wirken jedoch relativ unselektiv und können viele Tierarten betreffen, u.U. sogar für spielende Kinder zur Gefahr werden.

Eine selektive Methode zum Fang von Siebenschläfern stellt der Fang mittels (z.B. auf Stangen montierter) Nistkästen dar, die die Siebenschläfer als Tagesunterschlupf aufsuchen und auch jederzeit wieder verlassen können. Deshalb ist eine tägliche Kontrolle nicht nötig. Wichtig dabei ist, daß das Aufstellen der Nistkästen erst ab einem gewissen Schadensausmaß erfolgen darf, da sonst, wie bereits erwähnt, den Bilchen eine wichtige Grundlage für eine starke Vermehrung geboten wird. In den Nistkästen selbst dürfen sich keine weiteren Fallen (z.B.

Schlagfallen, etc. ) befinden, da diese unspezifisch wirken und andere Tierarten gefährden.

Von einer Bekämpfung der Eichhörnchen, die ebenfalls zu den in Salzburg vollkommen geschützten Tieren zählen, ist, da das Ausmaß der Schäden durch diese Tierart von Dr. Wiener im entsprechenden Gutachten als "insgesamt gering" (siehe oben) eingeschätzt wird und auch die Schadsymptome nicht immer deutlich getrennt werden konnten, überhaupt abzusehen.

**Anschrift der Verfasserin:**

Dr. Susanne Stadler  
Amt der Salzburger Landesregierung  
Postfach 527  
A-5010 Salzburg

# Zwischen Verfolgung und Schutz: Der Feldhamster

Wolfgang WENDT

Der Feldhamster, *Cricetus cricetus*, konnte als ursprüngliches Steppenfaunenelement durch die Einführung von Ackerbau und Viehzucht sein angestammtes Verbreitungsgebiet beträchtlich erweitern. Mit dem Übergang zur Dreifelderwirtschaft erneut bevorteilt, boten sich für den Vorräte sammelnden Nager optimale Möglichkeiten im mitteleuropäischen Raum. Die geradezu sprichwörtliche Hamstervorratswirtschaft ließ den Feldhamster aber gleichwohl schon sehr früh zu einem gefürchteten Nahrungskonkurrenten des Menschen werden. Nachstellungen mit allen verfügbaren Mitteln waren somit über Jahrhunderte traditionell gewachsen und bis in die jüngste Vergangenheit praktiziert.

Während das "Hamstern" als allgegenwärtige Formulierung im deutschen Sprachgebrauch geläufig ist, gilt dies für die Kenntnis des Feldhamsters aus eigenem Erleben keinesfalls. Die spezifischen Lebensansprüche - insbesondere das Bedürfnis zur Anlage eines bis zu 2 m tiefen Baues - reduzierten das potentielle Vorkommensgebiet stets auf tiefgründige, bindige und grundwasserferne Böden. Optimale Bedingungen existieren für den Feldhamster seit jeher auf den Lößstandorten der Börden. Als Vertreter des Landes Sachsen-Anhalt möchte ich nachfolgend auf die Verhältnisse und historischen Gegebenheiten in den neuen Bundesländern eingehen.

Die Verbreitungskarten von WERTH (1936) und MÜLLER (1960) lassen bereits erkennen, daß ein geschlossenes großräumiges Areal nur in den traditionellen Siedlungsgebieten der Magdeburger Börde und des Thüringer Beckens vorliegt. In südöstlicher Richtung läuft dieses zusammenhängende Verbreitungsgebiet bis in die Umgebung von Dresden aus. Die Karte von MÜLLER (1960) belegt, daß bereits zu Beginn der 60er Jahre eine Vielzahl ehemals isolierter Vorkommen auf suboptimalen Standorten im brandenburger und mecklenburger Gebiet erloschen ist (vgl. Abb. 1). Gleichzeitig hat sich das geschlossene Vorkommen im Ostteil aufgespalten und beträchtlich an Fläche verloren. Diesen fortschreitenden Trend bis zum Beginn der 80er Jahre belegt auch Abb. 1 (rechter Teil).

Ungeachtet dieser offenkundigen Arealverluste wurde der Feldhamster in der ehemaligen DDR massiv bekämpft und stand bis 1974 auf der staatlich herausgegebenen "Liste der gefährlichsten Pflanzenschädlinge" In der Magdeburger Börde, dem Hamstergebiet Deutschlands schlechthin, gab es

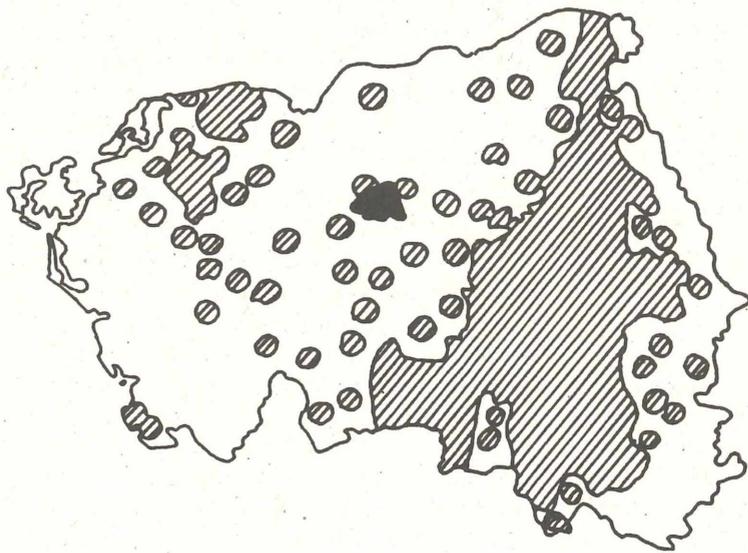
über Jahrhunderte immer wieder Jahre, in denen die Hamster zur Landplage wurden. Geschichtlich interessant sind selbst königliche Erlässe und Anordnungen, die zur massiven Bekämpfung des Feldhamsters aufriefen und eine Nichtbeteiligung an den "Vernichtungsfeldzügen" unter Strafe stellten. Auf den Raum von Wanzleben, im Zentrum der Magdeburger Börde gelegen, bezog sich folgende aus dem Jahre 1764 stammende königliche Verordnung: "....daß derjenige, welcher den Hamster nach dem Einfange wieder laufen lasse, auf das rigouroseste bestraft und dem Befinden nach mit empfindlicher Leibesstrafe belegt werden solle. Und müssen von jeder Hufe Acker ohne Unterschied, es sey Ackermann, Kosäthe oder Pächter 30 Hamster, oder davon die beiden Vorderpfoten alle Jahre medio May oder längstens Anfang Juny dem Richter oder Schulzen eines jeden Ortes, abgeliefert werden, welche den Ämtern oder Gerichtsobrigkeiten unter deren Jurisdiktion die Aecker liegen, zuzustellen schuldig, in dessen Entstehung aber müssen jeden fehlenden Hamster 2 Groschen entrichtet und zu jeder Orts-Armen-Kasse erlegt werden."

Waren die Verfolgungspraktiken jener Zeit - ausgießen der Baue mit Wasser oder Jauche, aufgraben der Baue sowie Fang mit Eimern und glasierten Tontöpfen - noch aufwendig und ineffektiv, so fanden doch etwa ab der letzten Jahrhundertwende verbesserte Fallentypen und selbst eine chemische Bekämpfung mit Kohlendisulfid (CS<sub>2</sub>) schnell und weitläufig Anwendung.

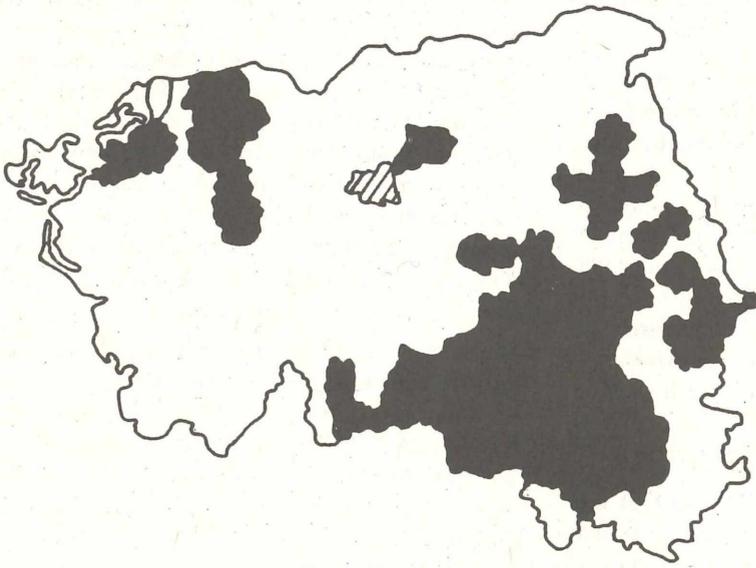
Eine effiziente Reduzierung der Bestandszahlen ohne hohen Aufwand ermöglichte jedoch erst die Einführung der um 1930 von Schlossermeister HENTSCHEL entwickelten Drahtfalle (Abb. 2). Dieser Fallentyp gestattete jedem Fänger den Einsatz von weit über 100 Fallen und erbrachte Fangleistungen bis zu 300 Feldhamster je Tag!

Neben dem bäuerlichen Interesse an der Bekämpfung und Reduktion des Agrarschädlings wurde unserem mittelgroßen Nagetier mit intensiver Fellfärbung auch aus Nahrungs- und Kürschnereiiinteresse nachgestellt. In Notzeiten, wie z. B. nach den beiden Weltkriegen, gelangten Feldhamster tausendfach in die Kochtöpfe und Pfannen der Landbevölkerung. Als eiweißreiches Viehfutter wurden die Kadaver der zuvor gehäuteten Hamster in Mitteldeutschland bis zum Ende der 80er Jahre genutzt.

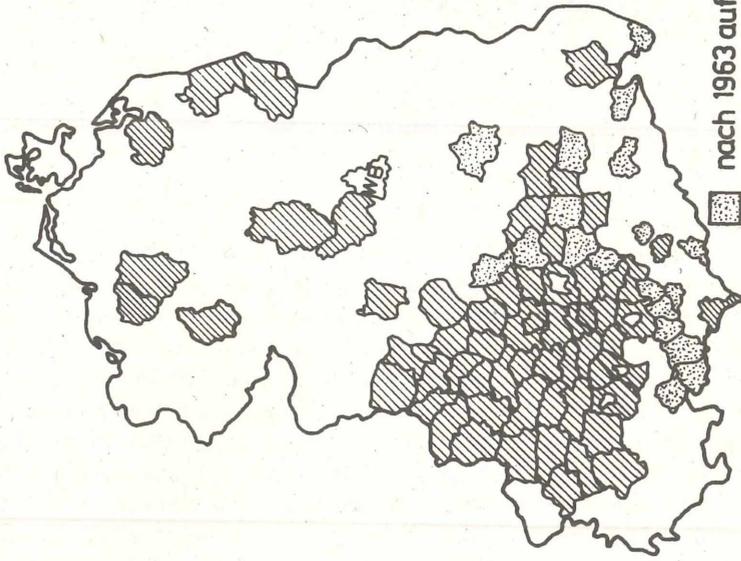
Und schließlich fand das Hamsterfell in der Kürschnerei breiteste Verwendung. Die in der ehemaligen



■ Westberlin



▨ Westberlin



▨ nach 1963 aufgegeben  
▨ Verbreitungsstand 1979

Abbildung 1

(links): Verbreitungsbild des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) für das ehemalige Gebiet der DDR (Kartenausschnitt aus WERTH 1936)  
 (mitte): Vorkommen des Feldhamsters in der ehemaligen DDR zum Ende der 50er Jahre (nach MÜLLER 1960)  
 (rechts): Verbreitung des Feldhamsters bis zum Ende der 70er Jahre (aus WENDT 1984)

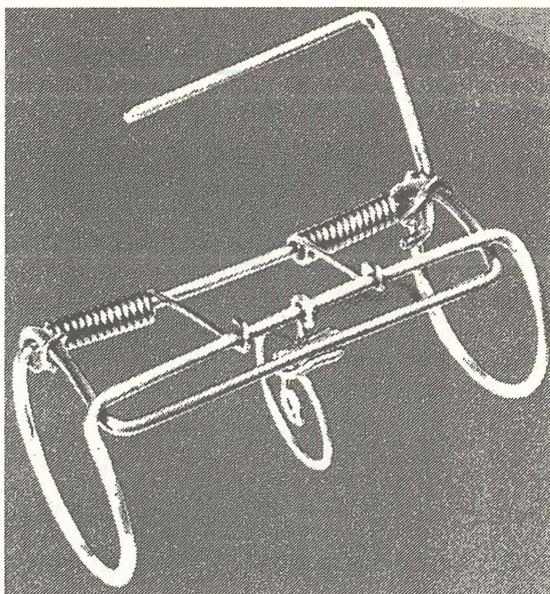


Abbildung 2

### Drahtfalle zum Hamsterfang

DDR über Jahrzehnte perfektionierte Pelzverwertung stellte einen nicht unerheblichen Wirtschaftsfaktor dar. Die Feldhamster-Kürschnerwaren gingen zu 95 % in den sogenannten NSW-Export (NSW = Nicht-sozialistisches-Wirtschaftsgebiet) und erbrachten Deviseneinnahmen in Millionenhöhe.

Ab etwa 1975 galt der Feldhamster gar als devisenrentabelster Pelzlieferant der DDR, was in der Folgezeit zu einer weiteren Intensivierung des Hamsterfanges führte (UNREIN & HORN 1980). Der damals propagierte ganzjährige Fallenfang führte durch verstärkte Abschöpfung der reproduktionsbedeutsamen Weibchenanteile in der Fortpflanzungszeit (Abb. 3) zum weiteren Niedergang der Bestände.

Eine von der Pelzindustrie mittelbar ausgelöste intensiviertere wissenschaftliche Grundlagenforschung (PIECHOCKI 1979, WEBER 1982, WENDT 1984) führte zu der Erkenntnis, daß nur durch eine jagdähnliche Bewirtschaftung eine nachhaltige Nutzung der Feldhamsterbestände gegeben sei (WENDT 1983).

Neben dem propagierten ganzjährigen Hamsterfang trugen vor allem Technisierung und industriemäßige Pflanzenproduktion zum Rückgang der ostdeutschen Hamsterbestände bei. Als primärer Mortalitätsfaktor konnte eine hohe Wintersterblichkeit - ganz offensichtlich aus mangelnder Winterbevorratung infolge schneller und frühzeitiger Aberntung der Felder resultierend - nachgewiesen werden (WENDT, 1991).

Trotz der rückläufigen Bestandsentwicklung und belegter Arealverluste erfuhr der Feldhamster in der ehemaligen DDR keinerlei Schonung oder gar Schutz. Erst mit dem Beitritt zur Bundesrepublik Deutschland wurde der Feldhamster 1990 durch

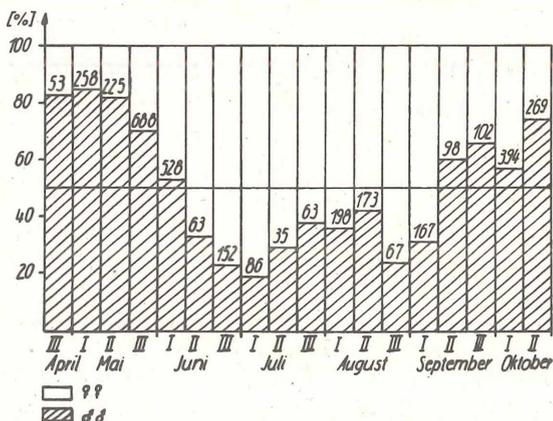


Abbildung 3

Histogramm zur Geschlechterzusammensetzung eines aus 3.619 Feldhamstern bestehenden Gesamtfanges. (Kreis Aschersleben, Feldflur von Winnigen, 1981)

Wirksamwerdung des Bundesnaturschutzgesetzes und der Bundesartenschutzverordnung zur "besonders geschützten Tierart".

Doch mit diesem formaljuristischen Schutzstatus war der Hamster noch längst nicht vor Verfolgung sicher. Zum einen wurden die Bewohner des Beitrittsgebietes praktisch "über Nacht" mit einer unübersehbar vielschichtigen Rechtsproblematik konfrontiert und auf der anderen Seite steckte der Feldhamster viel zu lange als Schädling in den Bauernköpfen, so daß er nicht schlagartig als schützenswert angesehen werden konnte.

Um den Prozeß der Rechtsdurchsetzung zu beschleunigen, wurde im Frühjahr 1991 in Regionalzeitungen eine Pressekampagne durchgeführt (Abb. 4). Diese erwies sich als voller Erfolg. Landesweit stellten lediglich 2 Agrarbetriebe einen Antrag auf Ausnahmeregelung gemäß § 13 Bundesartenschutzverordnung; und nur einem Antragsteller wurde nach Vor-Ort-Überprüfung entsprochen.

Seit 1991 sind die ehemals typischen Markierungsfähnchen für die fängisch gestellten Hamsterfallen aus den Feldfluren Sachsen-Anhalts verschwunden. Eine langjährige Tradition hat damit ihr Ende gefunden - zur Freude der Tier- und Naturschützer und zum Vorteil für den weiteren Erhalt des Feldhamsters.

Da gegenwärtig in der Magdeburger Börde und in angrenzenden Regionen ehemals beste Hamsterflächen keine Besiedlung mehr aufweisen, werden nunmehr auch praktische Schutzmaßnahmen in Pilotprojekten erprobt.

Neben Feldhamsterumsiedlung ist eine verbesserte Zugriffsmöglichkeit für Hamster auf zur Winterbevorratung geeignete Marktkulturen im Erprobungsstadium. Gleichwohl will das Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt über eine Förderrichtlinie den Anbau von Luzerne fördern (ist inzwischen in der Richtlinie Vertragsnaturschutz (R. d. Erl. des MU vom 25.11.1994) gere-

# Schon 1991: Hamsterfang ade!

Bundesartenschutz setzt der Hamsterverfolgung ein Ende

Von MZ-Mitarbeiter Dr. Wolfgang Wendt

Bis zum Vorjahr wurde das Charaktertier der Magdeburger Börde und angrenzender fruchtbarer Ackerbauregionen, der Feldhamster, zu Tausenden gefangen. Bei dieser — durch mehrfach erhöhte Aufkaufpreise — forcierten „Jedermannsjagd“ nahmen die Bestände des Nagetiers rapide ab. Längst sind ganze Landstriche hamsterfrei.

Der in den 50er und 60er Jahren millionenfach auftretende Nager nahm nicht nur aufgrund der direkten menschlichen Nachstellungen mit Fallen ab. Vergiftungsaktionen mit Giftgasen und die intensivierte Landnutzung führten dazu, daß über Jahrhunderte besiedelte Lebensräume aufgegeben wurden. Den Feldhamster-Restvorkommen sind nunmehr in den neuen Bundesländern Voraussetzungen gegeben, verlorengegangenes Areal wieder zu besiedeln. Gemäß Bundesartenschutzverordnung zählt der farbfrohe Großhamster zu den besonders geschützten Säugetieren. Somit dürfen Feldhamster weder gefangen noch verletzt oder getötet werden. Jegliche Verfolgung, ob mit Gift oder der „alternativen“ Falle, ist untersagt.

Die Erfahrungen der alten Bundesländer zeigen, daß in der heutigen Zeit dennoch keine Massenvermehrungen mit der Konsequenz unabwendbarer Ertragsausfälle auftreten. Allen voran ist die frühzeitige und kaum Nahrung hinterlassende Aberntung

der Getreideflächen zu nennen. Der hohe Mechanisierungsgrad gestattet den Feldhamstern meist keine ausreichende Winterbevorratung, und so stirbt eine Vielzahl der Tiere unbemerkt im winterlich verschneiten Bau. Doch schon vor dem Winter muß ein erheblicher Anteil der Junghamster sein Leben lassen. Pflugschare und Scheibeneppen eröffnen die nur flachen Baue, verletzen oder töten die Tiere. Pflanzenschutzmittel verschiedenster Coleur und massive Gülleausbringung sind den Feldhamstern ebenfalls nicht zuträglich und fordern manches Opfer.

Die 1991 und in den nachfolgenden Jahren in der Landwirtschaft anstehenden Flächenstilllegungen könnten im Zusammenwirken mit den Schutzbestimmungen der Bundesartenschutzverordnung zu einer Erholung der Hamsterbestände führen. Sollten daraus in einzelnen Regionen unvermeidbare bzw. unvermeidbar hohe Schäden resultieren, die das Maß der im § 10 des Bundesnaturschutzgesetzes festgelegten Duldungspflicht übersteigen, so ist die nach Landesrecht zuständige Behörde (Naturschutzverwaltung beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz) ermächtigt, in Einzelfällen Ausnahmen vom Fang- oder Tötungsverbot zu erteilen. Keinesfalls ist jedoch eine Dauerermächtigung möglich.

Für 1991 und Folgejahre gilt daher grundsätzlich: Hamsterfang ade!



Den Feldhamstern ging es bei den Fangaktionen in den zurückliegenden 10 bis 15 Jahren arg ans Fell. Die feine Kürschnerware brachte auf dem Weltmarkt heißbegehrte Devisen, und so ist das Nagetier mancherorts zur Seltenheit in der Flur geworden. Dem wird jetzt durch das Wirksamwerden der Bundesartenschutzverordnung ein Ende gesetzt.

Foto: MZ-Dokumentation

## Das flinke Bördebürschchen steht jetzt unter Schutz

# Nun hat unser Hamster endlich seine Ruhe

Von Dr. Wolfgang Wendt

Bis zum Vorjahr wurde das Charaktertier der Magdeburger Börde und angrenzender fruchtbarer Ackerbauregionen, der Feldhamster, zu Tausenden gefangen. Das Fell stand bei den Fangaktionen der letzten zehn bis 15 Jahre im Mittelpunkt des Interesses, denn auf dem Weltmarkt brachte die feine Kürschnerware heiß begehrte Devisen ein. Daß bei dieser — durch mehrfach erhöhte Aufkaufpreise — forcierten „Jedermannsjagd“ des ländlichen Raumes die Bestände des farbintensiven Nagetiers rapide

abnahmen, ist unbestritten. Längst sind ganze Landstriche hamsterfrei und ein auf verkehrsreicher Bundesstraße überfahrener Feldhamster schon zur Rarität geworden.

Der in den 50er und 60er Jahren millionenfach auftretende Nager nahm nicht nur aufgrund der direkten menschlichen Nachstellungen mit Fallen ab. Vergiftungsaktionen mit Giftgasen und die intensivierte Landnutzung führten dazu, daß über Jahrhunderte besiedelte Lebensräume aufgegeben wurden. Mit dem Beitritt zur Bundesrepublik Deutschland sind den Feldhamsterrestvorkommen in den neuen Bundesländern nunmehr günstige Voraussetzungen gegeben, verlorengegangenes Areal wieder zu besiedeln. Gemäß Bundesartenschutzverordnung zählt der farbfrohe Großhamster zu den besonders geschützten Säugetieren. Somit dürfen Feldhamster weder gefangen noch verletzt oder getötet werden. Jegliche Verfolgung, ob mit Gift oder der „alternativen“ Falle, ist untersagt.

Die Erfahrungen der alten Bundesländer zeigen, daß in der heutigen Zeit dennoch keine Massenvermehrungen

mit der Konsequenz unabwendbarer Ertragsausfälle auftreten. Zu vielfältig sind die den Feldhamsterbestand limitierenden Einflüsse der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung.

Allen voran ist die frühzeitige und kaum Nahrung hinterlassende Aberntung der Getreideflächen zu nennen. Der hohe Mechanisierungsgrad gestattet den Feldhamstern meist keine ausreichende Winterbevorratung, und so stirbt eine Vielzahl der Tiere unbemerkt im winterlich verschneiten Bau. Doch schon vor dem Winter muß ein erheblicher Anteil der Junghamster sein Leben lassen. Pflugschare und Scheibeneppen eröffnen die nur flachen Baue, verletzen oder töten die Tiere. Pflanzenschutzmittel verschiedenster Art und massive Gülleausbringung sind den Feldhamstern ebenfalls nicht zuträglich und fordern manches Opfer.

Die 1991 und in den nachfolgenden Jahren in der Landwirtschaft anstehenden Flächenstilllegungen könnten im Zusammenwirken mit den Schutzbestimmungen der Bundesartenschutzverordnung zu einer Erholung der Hamsterbestände führen. Sollten daraus in einzelnen Regionen unvermeidbare bzw. unvermeidbar hohe Schäden resultieren, die das Maß der im Paragraph 10 des Bundesnaturschutzgesetzes festgelegten Duldungspflicht übersteigt, so ist die nach Landesrecht zuständige Behörde (Naturschutzverwaltung beim Ministerium für Umwelt und Naturschutz) ermächtigt, auf der Grundlage des Paragraphen 20 des Bundesnaturschutzgesetzes in Einzelfällen Ausnahmen vom Fang- oder Tötungsverbot zu erteilen. Keinesfalls ist jedoch eine Dauerermächtigung möglich. Für 1991 und Folgejahre gilt daher grundsätzlich — Hamsterfang ade!



Abbildung 4

Beispiele zur Pressekampagne "Feldhamsterschutz" im Land Sachsen-Anhalt

gelt). Luzerneflächen bleiben mehrjährig von der Bodenbearbeitung verschont und stellen erfahrungsgemäß optimale Hamsterbiotope dar.

Letztendlich hoffen wir, das Charaktertier der miteldeutschen Börde — den Feldhamster — mit diesen Maßnahmen dauerhaft zu erhalten.

## Literatur

MÜLLER, K.R. (1960):

Der Hamster und seine Bekämpfung. Flugbl. Nr. 30, Biol. Zentralanst. der DAL zu Berlin.

PIECHOCKI, R. (1979):

Über den Rückgang des Aufkommens an Hamsterfellen in der DDR. - Brühl 20: 11-13.

UNREIN, G. & HORN, I. (1980):

Gemeinsame Aktionen zur Intensivierung des Hamsterfanges. - Brühl 21 :32-34.

WEBER, W. (1982):

Zur Reproduktion und Populationsdynamik des Hamsters, *Cricetus cricetus* Linne, 1758. Diplomarbeit, MLU Halle.

WENDT, W. (1983):

Der Hamster sollte Schonzeit haben: Bewirtschaftung tritt an die Stelle der Bekämpfung des Feldnagers. - DBZ 24 (30): 27.

— (1984):

Chronobiologische und ökologische Studien zur Biologie des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L.) unter Berücksichtigung volkswirtschaftlicher Belange. Dissertation, MLU Halle.

— (1991):

Der Winterschlaf des Feldhamsters *Cricetus cricetus* (L., 1758) - energetische Grundlagen und Auswirkungen auf die Populationsdynamik. - Wiss. Beitr. Univ. Halle - Populationsökologie von Kleinsäugerarten 1990/34 (P 42): 67-78.

WERTH, E. (1936):

Der gegenwärtige Stand der Hamsterfrage in Deutschland. - Arb. Biol. Reichsanst. Land- u. Forstw.21: 201-254.

### Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang Wendt  
Finkenlust 3a  
D-06449 Aschersleben



# Bestandsregulierungen im Spannungsfeld - die Bejagung von Schalenwild: Pro und Contra

Herbert KOCH

## 1 Arten, Verbreitung und Lebensraum des Schalenwildes in Bayern in Vergangenheit und Gegenwart

Zu Beginn unserer Zeitrechnung kamen in Bayern folgende Schalenwildarten vor: Auerochse, Wisent, Elchwild, Rotwild, Schwarzwild, Gamswild, Steinvild und Rehwild. Während Auerochse, Wisent und Elch heute in freier Wildbahn fehlen, sind Damwild und Muffelwild aufgrund verschiedener, z.T. Jahrhundert zurückreichender Aussetzmaßnahmen hinzugekommen.

Zahlenmäßig überwiegt eindeutig das Rehwild. Bei einer durchschnittlichen Jahresjagdstrecke von rd. 230.000 Stück kann auf eine Population von rd. 500.000 Rehen in Bayern geschlossen werden. Den zweiten Platz nach dem Streckenergebnis nimmt das Schwarzwild ein, wobei innerhalb der einzelnen Jagdjahre große Schwankungen auftreten (z.B. 10.554 Stück im Jagdjahr 1989/90 und 18.616 Stück im Jagdjahr 1991/92).

Der Gesamtbestand an Rotwild in Bayern kann auf rd. 30.000 und der an Gamswild auf rd. 20.000 veranschlagt werden. Damwild und Muffelwild treten demgegenüber deutlich zurück.

Die drei Hauptschalenwildarten Reh-, Schwarz- u. Rotwild waren ursprünglich in Bayern flächig verbreitet; das Gamswild kam hingegen nur im Alpenraum vor. Während sich an der Verbreitung des Rehwildes nichts geändert hat, mußte das Rotwild große Arealverluste hinnehmen und kommt heute nur mehr auf knapp 10 % der Landesfläche als Standwild vor. Das Gamswild konnte seine Einstände in das Alpenvorland hinaus erweitern.

Noch ausgeprägter ist diese Ausbreitungstendenz beim Schwarzwild, das, begünstigt durch den Maisanbau und milde Winter, zahlreiche Gebiete zurückerobern konnte.

Den aufgezeigten Änderungen in der Verbreitung der Schalenwildarten entsprach ein vergleichbar großer Wandel in den Lebensräumen. Bayern war ursprünglich stark vom Wald, und hier in erster Linie von Buchenwaldgesellschaften geprägt.

Offene Matten und Wiesen beschränkten sich weitgehend auf die Hochlagen der Alpen. Rot- und Schwarzwild dürften weite Wanderungen zwischen den Winter- und Sommereinständen sowie zwischen Wäldern mit reichlicher Buchen- und Eichenmast unternommen haben. Reh- und Gamswild waren demgegenüber standortstreu, aber auf günstige Ni-

schen, z.B. Felsregionen für das Gamswild und lichtere Waldteile für das Rehwild, konzentriert. Begrenzte Äsung, wie sie für die Mehrzahl der während der Vegetationszeit dunklen Buchen-Waldungen kennzeichnend ist und Raubfeinde, in erster Linie der Wolf, aber auch Luchs und Bär, dürften zu geringen Schalenwildichten geführt haben, wie sie aus den Karpaten-Urwäldern und den borealen Nadelwaldgebieten bekannt sind.

Durch die schon im hohen Mittelalter einsetzende Begünstigung von Eiche und Kiefer, die Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung sowie die regellose Plenterung kam Licht in die zuvor dunklen Wälder, von dem durch die Zunahme der Bodenvegetation auch das Schalenwild profitierte. Die, zumindest vorübergehend, größte Äsungsverbesserung war mit der Einführung der Kahlschlagwirtschaft ab dem Spät-Mittelalter verbunden. Der im 19. Jahrhundert bevorzugte Nadelholz-Reinbau im schlagweisen Betrieb stellte den Schalenwildarten in Form von Dickungen und Stangenorten ausgedehnte Einstände, oftmals in unmittelbarer Nachbarschaft von Freiflächen mit ausreichender Äsung, zur Verfügung. Dadurch wurde der Rückgang der vom Schalenwild bevorzugten Bucheckern und Eicheln in der Regel mehr als ausgeglichen.

Vom Zeitpunkt der Ausrottung von Wolf, Bär und Luchs zu Beginn des 19. Jahrhunderts an wurden in Bayern Dichte und Verbreitung des Schalenwildes nicht mehr durch natürliche Faktoren, wie Klima und Raubwild, sondern allein durch den Menschen beeinflusst. So haben z.B. die 14 Jahre preußische Herrschaft von 1792 - 1806 zur weitgehenden Dezimierung des Rotwildes im Fichtelgebirge und die Revolution von 1848 zu einem Tiefstand des Rehwildes in ganz Bayern (mit der Folge reicher Tannenverjüngung in den Wäldern) geführt. Andererseits war mit dem Aufbau von Hofjagdrevieren der Wittelsbacher im Gebirge sowie mit der Einführung einer waidgerechten Bejagung durch das Reichsjagdgesetz von 1934 ein rascher Wiederanstieg der Schalenwildbestände verbunden. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Verbreitungsgebiete des Rotwildes im 20. Jahrhundert weiter eingeschränkt wurden. Die Lebensraumveränderungen kamen somit, für ganz Bayern betrachtet, dem genügsamen und anpassungsfähigen Rehwild und mit gewissen Abstrichen auch dem Schwarz- und Gamswild zugute.

## 2 Auswirkungen des Schalenwildes auf die Landeskultur

Das Bundesjagdgesetz definiert als Hege "die Erhaltung eines den landschaftlichen und landeskulturellen Verhältnissen angepaßten artenreichen und gesunden Wildbestandes sowie die Pflege und Sicherung seiner Lebensgrundlagen." Bei der Beantwortung dieser Frage ist zunächst auf die unterschiedlichen Auswirkungen von Wildschäden in der Land- und Forstwirtschaft, den beiden wesentlichen Zweigen der Landeskultur, hinzuweisen. Schäden durch Schalenwild an landwirtschaftlichen Kulturen sind auffällig und werden deshalb, obgleich sie sich nur für eine Vegetationsperiode auswirken, schon seit langem ernst genommen, was zur Brandmarkung des Schwarzwildes - auch von seiten der Jägerschaft - als Schädling führte. Schäden im Wald durch Verbeißen, Schälen und Fegen des Schalenwildes hingegen springen weniger ins Auge und führen auch selten zum sofortigen Ausfall der betroffenen Bäumchen, sondern stellen ein schleichendes Übel dar, dessen ungünstige Auswirkungen erst nach längerer Zeit sichtbar werden. Ein deutliches Beispiel hierfür bieten die Schutzwälder im bayerischen Hochgebirge, deren landeskulturelle Aufgaben (insbesondere Lawinen-, Wasser- und Bodenschutz) in zahlreichen Fällen durch ständigen, selektierenden Verbiß zu Lasten der Mischbaumarten erheblich beeinträchtigt werden. Nach Untersuchungen von Prof. BURSCHEL von der Universität München wird in den Berg-Mischwälder der Chiemgauer Alpen das Ankommen der für Aufbau und Stabilität dieser Wälder unentbehrlichen Weißtanne fast ausschließlich durch das Wild beeinflusst. Trotz üppiger Naturverjüngung mit bis zu 7 Individuen je qm lassen sich Tannen mit Höhen von mehr als 20 cm in der Mehrzahl der Fälle nur im Zaun erreichen.

In Bayern wurde der Einfluß des Schalenwildes auf die Waldverjüngung flächenhaft erstmals 1986 über ein Stichprobenverfahren, bei dem ca. alle 150 ha eine ungezäunte Kultur- bzw. Verjüngungsfläche in verbißfähiger Höhe aufgenommen wird, erfaßt. Die letzte Stichprobeninventur 1991 ergab, daß sich zwar sämtliche in Bayern vorkommenden Baumarten im Nachwuchs widerspiegeln, bei den besonders verbißempfindlichen Edellaubbäumen und der Tanne die Pflanzenanteile unter 20 cm und über 20 cm aber deutliche Unterschiede aufweisen. So ist z.B. die Tanne unter 20 cm mit 7 % und über 20 cm nur noch mit 1 % vertreten, während die Vergleichszahlen für die Edellaubbäume (Ahorn, Esche, Kirsche) 17 % und 11 % lauten.

Die durchschnittliche Verbißbelastung in der Waldverjüngung schwankt in den einzelnen Hegegemeinschaften zwischen 10 % und 90 %, mit einem Gipfel, der 1988 zwischen 50 % und 70 % und 1991 zwischen 30 % und 50 % lag. Demnach haben die Verbißprozente zwar abgenommen, sind aber nach wie vor in der Mehrzahl der Hegegemeinschaften für ein gedeihliches Aufwachsen der Waldverjüngung zu hoch. Eine weitere, bei den forstlichen

Vegetationsgutachten nicht angesprochene Gefährdung der jungen und mittelalten Bestände stellt das Schälen des Rotwildes dar. Die Schälschadenschwerpunkte innerhalb Bayerns dürften in den ost- und nordbayerischen Mittelgebirgen liegen, die für das Rotwild aufgrund des Fehlens größerer Wiesenflächen und starker Beunruhigung durch den Fremdenverkehr alles andere als günstige Lebensräume bilden.

## 3 Regulierung der Schalenwildbestände ist unumgänglich

Die vorstehenden Ausführungen legen den Schluß nahe, daß die Schalenwildbestände in weiten Teilen Bayerns noch nicht den landeskulturellen Verhältnissen angepaßt sind. Rehwild und örtlich auch Rotwild behindern nach wie vor die Begründung standortgerechter, gemischter und stabiler Wälder durch Naturverjüngung oder Pflanzung. Eine Regulierung der Schalenwildbestände ist deshalb weiter notwendig. Die Aussage von BURSCHEL: "Die seit über 140 Jahren in Forsteinrichtungswerken und waldbaulichen Richtlinien stets geforderte flächige Erhaltung des Berg-Mischwaldes braucht dringend die vom Bayerischen Landtag beschlossene Anpassung der Schalenwildbestände an die Erfordernisse der Waldverjüngung" besitzt deshalb auch außerhalb des bayerischen Gebirgsraumes Gültigkeit.

Auch wenn man über das Ziel einig ist, stellt sich die Frage nach den Mitteln. Lassen sich waldgerechte Schalenwildbestände auch ohne Jagd, allein durch Aufgabe der Hege und Winterfütterung erreichen? Wenn Schwache und Kranke der natürlichen Auslese anheim fielen, bliebe ja bedeutend weniger und zudem nur starkes und gesundes Wild am Leben, das darüber hinaus auch die Scheu vor dem Menschen verlöre. Diesen Überlegungen liegt die Erfahrung zugrunde, daß sich Wildbestände nach einiger Zeit auf eine Zahl einpendeln, die der Lebensraum zuläßt. Allerdings sind in unseren Breiten strenge Winter, die überzählige Stücke ausmerzen, selten geworden. Da weitere Regulatoren, wie Großräuber, fehlen, wäre die Anpassung an die Schalenwildbestände alleine über die Witterung und die zur Verfügung stehende Äsung für unsere Kulturlandschaft und hier insbesondere für den Wald verhängnisvoll. Dies belegen Beispiele aus der Zeit des vorübergehenden Jagdverbotes nach dem 2. Weltkrieg, als sich vor allem das Schwarzwild, örtlich aber auch Rot- und Rehwild sehr stark vermehrt haben.

Darüber hinaus ist zu bedenken, daß die Geburtenregelung des Schalenwildes, wonach bei Überpopulation die weiblichen Tiere weniger Junge und hiervon mehr männliche zur Welt bringen, erst dann einsetzt, wenn die Nahrung, d.h. die Feldfrüchte und jungen Bäumchen, ruiniert sind. Einen wesentlichen Begrenzungsfaktor für Überpopulationen stellen zweifelsohne Wildseuchen, wie z.B. die Schweinepest, dar. Hiervon können allerdings erhebliche Gefahren für Haustiere und Menschen ausgehen.

#### **4 Die Jagd - vernünftigste Form der Regulation der Schalenwildbestände in der Kulturlandschaft**

Schalenwildbestände lassen sich demnach, zumindest in Mitteleuropa, nur durch die Jagd wirkungsvoll und tierschutzgerecht regulieren. Durch Abschlußpläne für sämtliches Schalenwild, ausgenommen Schwarzwild, unter Gliederung der zu erlegenden Stücke nach Geschlecht und Alter, ist die Erhaltung der bei uns heimischen Schalenwildarten sichergestellt. Dies belegen u.a. seit Jahrzehnten gleichbleibende bzw. steigende Abschlußzahlen (z.B. beim Rehwild). Das gleichrangige Ziel, nämlich die Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere des Hauptlebensraumes Wald, wurde allerdings, wie bereits ausgeführt, bisher weniger gut erreicht. Die Jäger sind deshalb noch mehr

als bisher in die Pflicht genommen. Da einerseits, zumindest örtlich, die Abschüsse weiter gesteigert werden müssen und andererseits die Bejagung durch zunehmende Beunruhigung und Störung des Wildes noch schwerer werden wird, sind wirkungsvolle Bejagungsmethoden (z.B. Intervall- und Drückjagden) sowie handwerkliches Können und Professionalität gefragt. Sonntags-, Prestige- oder Trophäenjäger sind hier fehl am Platze.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dr. Herbert Koch  
Oberforstdirektion Bayreuth  
Wölfelstraße 2  
D-95444 Bayreuth



# Bestandsregulierungen im Spannungsfeld: Bejagung von Graureiher und Kormoran - Pro und Contra

Helmut BRÜCHER

## 1 Einleitung

Zuerst möchte ich das Thema meines Vortrages kritisch unter die Lupe nehmen, ergänzen und kommentieren, bevor ich zur Sache komme.

Rechtlich steckt schon ein Fehler in der Überschrift zu meinem Vortrag. Bejagbar ist nämlich nur eine jagdbare Tierart oder Raubzeug, d.h. Tiere, die jagdbare Arten, negativ beeinflussen. Der Kormoran gehört jedoch im Gegensatz zum Graureiher nicht zu den in § 2 BJV aufgeführten jagdbaren Tierarten. Da der Kormoran nur Fische frisst und somit keine jagdbaren Arten beeinträchtigt, kann er auch nicht zum Raubzeug gerechnet werden.

Dieser Unterschied mag vielleicht als Haarspalterei angesehen werden, jedoch hat dies weitreichende Konsequenzen dann, wenn die Zahl der Kormorane durch Abschüsse reduziert wird bzw. werden soll: Stellt der Abschuss von Kormoranen keine Jagdausübung dar, so darf eine jagdliche Waffe nicht eingesetzt werden, ohne daß der zuständige Polizeipräsident eine waffenrechtliche Genehmigung erteilt. Wurde die Einholung einer solchen Genehmigung versäumt, so liegt wohl regelmäßig eine Straftat vor und zudem eine waffenrechtliche Unzuverlässigkeit, die den Entzug des Jagdscheines nach sich zieht. Zum anderen dürfen Wirbeltiere - außerhalb der Jagd - nur nach vorheriger Betäubung getötet werden, was natürlich beim Abschuss nicht möglich ist.

Zum anderen möchte ich hauptsächlich am Beispiel des Kormorans die Verfolgung fischfressender Vögel in der aktuellen Neuzeit darstellen. Gerade in den letzten 2 Jahren hat dieser "Problemvogel" Schlagzeilen gemacht und den Graureiher weit hinter sich gelassen.

Und damit sind wir schon beim Thema.

Aber ich werde keine wissenschaftlichen Erkenntnisse über den Nahrungsbedarf von Graureiher und Kormoran darstellen. Auch will ich nicht mit langen Listen der Beutearten fischfressender Vögel aufwarten oder sonstige wissenschaftliche Erkenntnisse darlegen.

## 2 Darstellung des "Problems"

Bei dem "Problem" geht es um folgendes: Mensch und einige Tierarten fressen Fische. Manche Menschen leben vom Fischfang und manche Tierarten sind auf das Fischfressen angewiesen.

Tierarten, die den Menschen bei seinem Tun angeblich beeinträchtigen sollen, sind z.B. Graureiher und Kormoran, aber auch Otter, Wasserspitzmaus, Eisvogel, Haubentaucher, Gänse- und Mittelsäger, See- und Fischadler - um nur einige heimische Arten zu nennen.

Trotz weltweit gleicher Konstellation, wird dieses Phänomen nur in wenigen Staaten zum Problem. Die Toleranz gegenüber unseren Mitgeschöpfen scheint sehr unterschiedlich ausgebildet zu sein. Auf dieses Phänomen werde ich später noch eingehen.

Oder liegt das "Problem" darin, daß Schäden durch Tiere bei uns emotional anders bewertet werden, als andere Beeinträchtigungen? Verursacht ein kleiner Hundebiß zukünftig nicht mehr Angst vor dem Schädiger als eine schwere Verletzung durch einen Autounfall? Wird das plötzliche Sterben eines Huhnes nicht als normal hingenommen, ein vom Habicht getötetes jedoch nicht?

Werden nicht Fischkrankheiten in Zuchtteichen mit großem finanziellem Aufwand behandelt und Verluste einkalkuliert, ohne daß der Fischzüchter gleich nach staatlicher Entschädigung verlangt? Doch davon später mehr.

Die Fischgründe - die des Menschen und der Tiere - und die Fischerei lassen sich in folgende Gruppen einteilen:

- a) Küstennahe Fischerei in Nord- und Ostsee
- b) Fischerei in großen Binnenseen
- c) Fischzucht und Fischproduktionsanlagen in künstlichen Gewässern oder kurz Teichwirtschaft
- d) Angeln an freien Gewässern - Seen und Fließgewässern
- e) Angeln an künstlichen Gewässern, den Angelsportgewässern.

Die Gewässernutzung läßt sich folglich in zwei Gruppen einteilen:

### 1. Die berufsmäßige Fischerei:

Sie dient zum einen dem Gelderwerb der in diesem Beruf Tätigen und zum anderen werden deren Produkte zur Ernährung der Bevölkerung gebraucht werden. Wobei der Ausdruck Produkte schon oft nicht zutreffend ist, denn die eigentliche Produktion liefert uns die Natur bei der See- und Seenfischerei ja kostenfrei und nicht der "Produzent" Fischer.

## 2. Der Angelsport:

Hier handelt es sich um ein Hobby wie z.B. die Jagd. Das Allgemeingut Wasser mitsamt seiner Tierwelt wird von einer kleinen Gruppe der Bevölkerung kostenfrei für ihr Freizeitvergnügen genutzt. Die Beeinträchtigungen und Schäden in der Natur durch dieses Hobby werden jedoch vor der Allgemeinheit getragen. Ohne auf die gesamte Umweltproblematik des Angelsports näher einzugehen, lassen Sie mich nur kurz sagen, daß ich grundsätzlich der Meinung bin, daß ich nicht mit einem Hobby in die freie Natur gehen und dann vom Staat Geld erwarten kann, um die Natur so hinzubiegen, wie sie für mein Hobby am förderlichsten ist. So hat z.B. auch der Brieftaubenzüchter keinen Anspruch auf einen luftfeindsprich greifvogelfreien Himmel und kann keine Abschußgenehmigungen oder Entschädigung erwarten.

## **3 Der Kormoran**

Die Art wurde aufgrund ihrer Freßgewohnheiten in diesem Jahrhundert in Mitteleuropa und vor allem in Deutschland stark verfolgt und teilweise ausgerottet. In der Bundesrepublik Deutschland war er zeitweise als Brutvogel ausgestorben. Die Bestandshöhe und -entwicklung steht daher in direktem Zusammenhang mit der Verfolgungskampagne, die teilweise als Ausrottungsfeldzug einzustufen ist.

Der Weltbestand der Art liegt bei etwa 120.000 Brutpaaren. Dies ist - verglichen mit z.B. 11 Millionen Buchfinkpaaren alleine in Deutschland - sicher, keine gewaltige Zahl. Der Bestand in Europa weist seit den 70er Jahren steigende Tendenz auf. So gab es in Europa 1975 5.000 BP, 1980 9.000 BP, 1985 25.000 BP und 1991 70.000 BP. Dies mag man als explosionsartige Vermehrung bezeichnen. Sie geht jedoch nicht ins Uferlose. Wie wir von der Entwicklung vieler Tierpopulationen wissen, vermehrt sich eine Population nach starker Reduktion und Wegfall der Rückgangsursachen mit steiler Kurve, um sich dann um einen Normalwert einzupendeln, der der Biotopkapazität entspricht. Grundsätzlich bedarf daher keine Tierart einer Regulation. Die Natur hat Mechanismen entwickelt, Populationen zu steuern und zu begrenzen. Die Frage ist nur, ob der Mensch bei seiner Nutzungsform der Landschaft diese natürliche und angepaßte Populationshöhe tolerieren möchte.

Die Bestandserhöhung hat mehrere Ursachen. Dies sind zum einen die - man muß heute leider sagen: vorläufige - Einstellung der Verfolgung Ende der 70er Jahre und zum anderen sicher auch die steigende Eutrophierung der Gewässer, die sowohl im Binnenland als auch im Meer die Nahrungsgrundlage erheblich verbesserte.

In Deutschland brüten derzeit 6.500 Paare. Die Art ist in der nationalen Roten Liste von 1992 als "gefährdet" eingestuft. Der Schwerpunkt der deutschen Verbreitung liegt in Mecklenburg- Vorpommern.

Wesentlich größere Vorkommen existieren in Holland und Dänemark, wobei 25 % der mitteleuropäischen Population im Isselmeer vorkommen.

## **4 Ernährung des Kormorans**

Zwischen Wissenschaft und Fischnutzern ist man sich lediglich darin einig, daß Kormorane Fische fressen. Die zur Beurteilung der Kormoranernährung zur Genüge vorliegenden Forschungsarbeiten werden jedoch von interessierter Seite oft nicht zur Kenntnis genommen.

Der tägliche Nahrungsbedarf ist abhängig vom Energieverbrauch z.B. von der Flugstrecke zwischen Schlafplatz und Nahrungsgründen, von durch Störungen verursachten Ortswechsel, der Außentemperatur und dem Fettgehalt der Beutefische.

Grundsätzlich werden **die** Fische gefressen, deren Erbeutung den geringsten Energieeinsatz erfordern. Dies sind in vielen Gebieten abseits der Meere vor allem Weißfische mit Schwerpunkt beim Rotauge, einer Art, die offensichtlich ganz erheblich durch die Gewässereutrophierung ihre Population verstärken konnte.

Die vom Menschen so geschätzten Salmoniden - wie z.B. Forellen - werden vom Kormoran kaum erbeutet, vermutlich weil diese für den Kormoran zu schnell schwimmen.

## **5 Verhältnis Mensch - Kormoran**

Wenn man das Verhältnis des Menschen zum Kormoran darstellen will, so läßt sich die Bevölkerung grob in 3 Gruppen einteilen:

1. Fischer, Angler und ihre Lobbyisten
2. Politiker
3. übrige Bevölkerung.

Von den ersten beiden Gruppen soll im folgenden vor allem die Rede sein.

Das Verhältnis der Fischer und Angler zum Kormoran läßt sich wohl am besten durch eine kurze Zusammenstellung von Namen für den fischfressenden Konkurrenten und Zitate kennzeichnen, die der aktuellen Diskussion entnommen wurden:

Unterwasserterrorist, der in Fischbeständen wildert - Schwarze Pest, die aus der Luft enteignet - fliegende Kreuze, mit denen es ein solches Wohl ist Fischdieb - Alptraum der Fischer, der in schwarzen Wolken auftritt und in Massen plündert -

## **6 "Schäden" durch Kormorane**

Wie ist nun der Schaden durch Kormorane festzustellen und zu berechnen?

Zu jeder Schadensberechnung gehört sicher auch eine Berechnung des Nutzens, doch darauf gehe ich später noch ein.

Es ist sicher nicht redlich, die Zahl der Kormorane mit der Anzahl der Verweiltage zu multiplizieren und dieses dann mit einer fiktiven täglichen Nah-

rungsmenge - die häufig bei solchen Berechnungen zwischen 500 und 1.000 gr liegen - zu multiplizieren und das Ergebnis ggf. um den Faktor 3 zu erhöhen, da der Kormoran nicht nur Fische frißt, sondern angeblich auch ein mehrfaches an Fischen verletzt, was zu entsprechenden Verlusten führen soll.

Bei den folgenden Beispielen gebe ich keine Gewähr für Richtigkeit der Schadensberechnung:

In einem Bericht der von "Fischereiexperten und Naturschützern" 1993 in Schwerin vorgelegt wurde, wurde ein Schaden in der Ostsee alleine für Mecklenburg-Vorpommern auf 3 Millionen DM errechnet, der einem Schaden für die Küstenfischerei in Deutschland von 16 Mio. pro Jahr entsprechen soll.

Nach dem gleichen Bericht werden bis zu 80 oder 90 % des Fischbesatzes von Kormoranen gefressen.

Dieses Sachverständigengutachten berichtet auch von Verhaltensstörungen bei den nicht erbeuteten Fischen - den restlichen 10 % bis 20 % also -, die wegen Verhaltensstörungen angeblich ihr Wachstum einstellen. Unabhängig, daß das Wort Verhaltensstörung einen anderen Inhalt hat, widerspricht es aller biologischen Erkenntnis, daß bei einer ausgedünnten Population das Wachstum der Individuen zurückgeht statt anzusteigen.

Am Bodensee wurden die letzten Stunden der Erwerbsfischerei eingeläutet, da der Kormoran den See leerfischen und damit die Existenzgrundlage der Fischer vernichten würde. Dies, obwohl die jährlichen Erträge der Berufsfischer immer größer wurden. Beim Zahlenvergleich wurde festgestellt, daß, selbst wenn der Kormoran sich zu 100 % von den durch Fischer genutzten Edelfischen ernähren würde und 100 % der durch Kormorane verzehrten Fische sonst in den Netzen der Fischergelant wären, der theoretisch hochgerechnete Wert der Kormoranbeute nur 10 % der üblichen jährlichen Schwankungsbreite der Erträge ausmachte.

Den Zeitungen war im Winter 1991 zu entnehmen, daß nach Angaben der Fischerei der Kormoran den Untersee und den anschließenden Rhein leergefressen hatte. In den gleichen Gewässern gelang im Frühjahr desgleichen Jahres beim Laichfischfang das zweitbeste und beim Angelfang das beste Ergebnis seit 20 Jahren. (Es scheint so, daß viele Kormorane dort fischen, weil viele Fische da waren und nicht, daß wenige Fische da waren, weil viele Kormorane dort fischten.)

Am Unteren Inn wurden untragbare Schäden durch Kormorane beklagt. Rechnet man den Verbrauch von angeblich 500 gr pro Kormoran und Tag hoch, so ergab dies einen Winterbedarf von 1.629 kg. Stellt man in Ansatz, daß nach dortigen Untersuchungen 15 % Nutzfische betroffen waren, so ergab dies eine Entnahme pro Winter von 20 kg befischten Kilometer des Inns.

Als Berechnungsgrundlage (unter Vernachlässigung der positiven Auswirkungen) muß einfließen, wieviel Fisch der Arten, die vom Menschen genutzt werden, vom Kormoran gefressen werden.

Wie hoch ist der Gesamtfischbestand und welchen Anteil nutzen Kormoran und Fischer? Um welchen Anteil wird der Ertrag der Fischer durch die Entnahmen des Kormorans verringert.

Bis heute wissen die Biologen - einschließlich der Fischereibiologen - über den Gesamtbestand einer Fischpopulation und die Gründe für die teilweise immensen jährlichen Schwankungen kaum etwas.

Wie fügt sich der Kormoran in die Gilde der Fischfresser ein? Für die Schweiz wurde errechnet, daß der Hecht, der von Fischern in großer Zahl ausgesetzt wird, einen wesentlichen höheren Fischkonsum hat, als der Kormoran.

Wie wirkte sich die Gewässereutrophierung auf die einzelnen Fischarten aus und wie die jetzt langsam einsetzende Verbesserung der Gewässergüte?

Welche Auswirkungen hat der Fang von Fischarten, die nicht auf der Fangliste der Menschen stehen, auf die Bestände der Nutzfische?

Nutzen Kormoran und Mensch aufgrund der unterschiedlichen Jagdmethoden die gleichen Teile einer Nutzfischpopulation?

Es sind viele grundlegende Fragen nicht beantwortet - aber der Schuldige ist längst schon ausgemacht - und kann sich nicht wehren.

## 7 Positive Auswirkungen des Kormorans

In einem natürlichen Beziehungsgefüge sind Auswirkungen weder positiv noch negativ zu beurteilen. Ein hoher Fischbestand ist daher nicht "gut" und wenige nicht "schlecht". Diese anthropozentrische Betrachtungsweise geht immer von dem eigenen Nutzen aus. Da jedoch bisher viel von sogenannten Schäden gesprochen wird, und ich mich mit dem Nutzungsgesichtspunkt auseinandersetzen mußte, gestatten Sie es mir auch, hier den Nutzen anzusprechen.

Einige Akzente sollten kurz angerissen:

Durch die Gewässereutrophierung haben sich die Populationen verschiedener Weißfischarten - die von der Fischerei selbst mit einem schrecklichen Wort als "Fischunkraut" bezeichnet werden teilweise drastisch erhöht. Insbesondere das Rotauge, das oft über 90 % der Kormoranbeute ausmacht, konnte sich so stark vermehren, daß diese Fischart selbst zur Gewässereutrophierung beitrug. Teilweise wurde der Rotaugenfang zur Bestandsreduktion sogar subventioniert, um die Gewässergüte zu verbessern. Ich bin mir sicher, daß diese Gelder an die Fischerei gingen und nicht an den viel effektiver arbeitenden Kormoran.

Beim Verhältnis Kormoran - Rotauge sind daher

positive Auswirkungen sowohl wegen der Verbesserung der Gewässergüte als auch durch Verminderung der Konkurrenz zu Edelfischarten zu bewerten.

Welche positiven Auswirkungen hat sowohl in Freigewässern als auch in Teichanlage der selektive Fang von kranken, verletzten minderwüchsigen Fischen auf die Gesamtpopulation?

Wie wirkt sich der Fang von nicht-Nutzfischen auf die Bestände der Nutzfische aus?

Viele Fragen aber kaum wissenschaftliche Erkenntnisse.

## 8 Bekämpfungs- und Entschädigungspraxis

Wo Schäden entstehen, ist auch der Ruf nach Steuergeldern nicht weit. Einige Beispiele und Situationsbeschreibungen aus unterschiedlichen Bundesländern mögen dies exemplarisch darstellen:

### • Schleswig-Holstein

Schon vor etlichen Jahren wurden dem Pächter eines großen Binnensees jährlich 40.000,- DM als Entschädigung für Kormoranverluste gezahlt. Makaber an diesem Beispiel ist, daß die gleiche Landesregierung, die die Entschädigung zahlte, auch Verpächter des Sees ist. Die Pachteinahmen beliefen sich auf knapp 4.000,- DM.

Nach meiner Meinung ein klarer Fall für den Rechnungshof. Diesen See hätte auch ich gerne gepachtet: von 36.000,- DM Reinverdienst pro Jahr läßt sich gut leben.

In diesem Bundesland existierten 1991 3 Kolonien mit 830 Brutpaaren. Es ist Landesnaturschutzpolitik, keine weiteren Koloniegründungen zuzulassen. 1992 wurden 385.000,- DM an Entschädigung gezahlt das macht 460,- DM pro Brutpaar. Nach einem massiven Krach innerhalb der Regierung Engholm sollten die Entschädigungszahlungen auf 800.000,- DM pro Jahr erhöht werden.

Zudem wurde der Abschub von 240 Exemplaren (das sind 2 % der 12.000 Rastvögel) pro Jahr zugelassen. Beantragt wurden 64 Abschüsse, die jedoch nur ca. zur Hälfte ausgenutzt wurden.

### • Nordrhein-Westfalen:

Noch 1985 schrieb der damalige und heutige Umweltminister Matthiesen an den ehrenamtlichen Naturschutz: "Kormorane sind in NRW sowohl als Gäste als auch im Falle der Wiederansiedlung willkommen."

Im Sept. 1989 wurden die Hausdülmener Fischteiche in Westfalen als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Schutzziel war die Förderung von Wasser- und Watvögeln.

Zur Abgleichung "möglicher" Schäden - ja, sie haben richtig gehört möglicher und nicht nachgewiesener Schäden - erhält der Teichbesitzer alljährlich aus dem Steuersäckel knapp 400.000,- DM - soviel wie Niedersachsen insgesamt für die ganze Landesfläche ausgibt.

Und das nach einem Urteil des obersten NRW-Gerichtes, das den Abschubantrag für oder besser ge-

gen Graureiher eben des gleichen Fischgutbesitzers zurückgewiesen hatte mit der Begründung, daß mögliche Schäden im Rahmen der Sozialpflichtigkeit des Eigentums zu tragen seien und ggf. die Teiche so angelegt und bewirtschaftet werden müßten, daß die Schäden auf ein betriebswirtschaftlich zu tragendes Maß durch Abwehrmaßnahmen reduziert werden.

Soweit so ungut. Nachdem nun die Gelder flossen, siedelte sich 1991 ein Kormoranbrutpaar im NSG an. 1992 waren es 4 BP. Auf Geheiß des Abteilungsleiters für Naturschutz in Matthiesens Ministerium wurde die Kolonie im September 1992 entgegen nationalem und internationalem Recht, der Naturschutzgebietsverordnung und der Beteiligungspflichten von Landschaftsbeirat und § 29 Verbänden illegal durch Fällen der Brutbäume zerstört.

So willkommen sind uns also die Kormorane in NRW, die in der Roten Liste der Brutvögel NRW's in der höchsten Kategorie "als vom Aussterben bedroht" geführt werden. Herausgeber dieser Liste ist sinnigerweise die dem Minister unterstehende Fachbehörde für Naturschutz.

### • Mecklenburg-Vorpommern:

Hier wurden in den letzten Jahren Kormorane an der Vermehrung durch Zerstörung von Kolonien gehindert und 1991 und 1992 jährlich etwa 700 Abschüsse getätigt. Der durchschnittliche Entschädigungsbetrag belief sich in diesem wirtschaftlich armen Land auf 17.000,- DM pro Betrieb. Selbst eine kleine Kolonie in der Schutzzone 1 eines Nationalparks, deren Vögel ausschließlich im Meer fischen, soll vernichtet werden.

## 9 Rechtslage und Politik

Vielfach wurden und werden Anträge auf Entschädigung oder Abschub fischfressender Vögel gestellt. Die mir vorliegenden Urteile aus verschiedenen Bundesländern weisen diese Ansprüche alle zurück, so noch jüngst - im Juli diesen Jahres - das Schleswig-Holsteinische Obergericht, das über einen Abschubantrag für Kormorane zu urteilen hatte.

In den Urteilen wird verwiesen auf:

Internationalen Schutz der Arten

Nationalen Schutzstatus

Unternehmerisches Risiko

Mechanische Abwehrmaßnahmen

Untauglichkeit von Abschüssen wegen fehlenden Vergrämungseffektes und sonst notwendiger Reduktion der gesamten Population.

## 10 Politik und Kormorane

Wie die eben aufgeführten Beispiele aus der Praxis einiger Bundesländer im Umgang mit einer gefährdeten Vogelart zeigen, werden die Entscheidungen über Anträge auf Abschub bzw. Zahlung von Entschädigungen nicht aufgrund einer rechtlichen Verpflichtung gezahlt.

Auch erfolgen die Zahlungen nicht aufgrund des Nachweises von Schäden, sondern ausschließlich aufgrund von Behauptungen und theoretisch möglichen oder zu erwartenden Schäden.

Die Entscheidungen werden zumeist weder von der zuständigen Behörden getroffen, noch wird die Stellungnahme der Landesfachbehörden eingeholt oder gehört.

Über Abschlußgenehmigungen und Entschädigungen wird in der Regel auf politischer Ebene zum Nachteil des Naturschutzes und des Steuerzahlers entschieden.

Abwehrmaßnahmen werden meist erst gar nicht zur Diskussion gestellt.

Die EG-Vogelschutzrichtlinie sowie nationale Gesetzgebung werden nicht beachtet.

Zu einer grundsätzlichen Entscheidung haben die Politiker keinen Mut. Zur Hinauszögerung von Entscheidungen werden Gutachten in Auftrag gegeben. Abschlußgenehmigungen dienen als untaugliches und rechtswidriges Ventil für Anspruchsteller, und der Steuerzahler zahlt die Zeche zugunsten freier Unternehmen.

## **11 Schlußbetrachtung**

Als Unternehmer steht es mir frei, einen Betrieb zu führen. Das Betriebsrisiko hat der Unternehmer und nicht der Steuerzahler zu tragen. Die Allgemeinheit stellt die Natur mit ihren Ressourcen kostenlos z.B. in Form der Gewässer zur Verfügung. Zu den Rahmenbedingungen, die in eine Kosten-Nutzenrech-

nung eines Betriebes eingehen, gehören nicht nur das Klima, Fischkrankheiten und Kosten für Schiffe oder die Anlage von Teichen, sondern auch Einflüsse durch wildlebende Tiere.

Keiner wird im Hochgebirge Tabak oder in Niedersachsen Ananas anpflanzen und den Staat für mangelnden Ertrag haftbar machen. Auch der Anbau von Tomaten ist nur mittels Schutz (Gewächshaus) vor den Umwelteinflüssen (Wetter) möglich.

Für Hobbyfischer ist die begrenzte Entnahme eines Überschusses aus Sicht des Naturschutzes tolerierbar, nicht jedoch eine Veränderung der Natur an ein Hobby. Entnahme in begrenztem Umfang ja, Veränderung der Fischfauna in Zahl und Art nein.

Ich betrachte fischfressende Vögel nicht als ein wirtschaftliches oder naturschützerisches Problem.

Es ist eine Frage des Anspruchsdenkens an unsere Umwelt, die Gesellschaft und den Staat.

Förderung der Fischerei kann allenfalls aus landwirtschaftlichen Mitteln, nicht jedoch aus dem Haushalt des Naturschutzes erfolgen.

Somit kann nicht von einem zwischenartlichen Problem zwischen Mensch und Tier, sondern von einem innerartlichen Problem der Species Mensch gesprochen werden.

### **Anschrift des Verfassers:**

Helmut Brücher  
Deutscher Rat für Vogelschutz  
Auf dem Essig 4  
D-53359 Hilberath



# Fischereiliche Schäden durch Graureiher und Kormorane - Abhilfe durch Bestandsregulierungen?

Franz GELDHAUSER

## 1 Einleitung

Graureiher und Kormorane sind gewiß nicht besonders beliebt in Kreisen der Fischerei. Sie ernähren sich von Fischen - der Graureiher fakultativ, der Kormoran ausschließlich - und werden dadurch zum Konkurrenten bzw. Schädiger des fischenden Menschen. Das Ausmaß und auch das subjektive Empfinden dieses Schadens sind dabei unter anderem abhängig von der Art der Fischerei. So kann im Bereich der Angelfischerei und der berufsmäßigen Fischerei an Seen und Flüssen der Fischverlust durch Vogelfraß nur annähernd oder spekulativ bestimmt werden. Wesentlich genauer läßt sich der Schaden in Teichanlagen feststellen. Dort ist die Zahl der eingesetzten und abgefischten Fische exakt zu ermitteln. Um eine möglichst verlässliche Diskussionsgrundlage zu erhalten, werden in den folgenden Ausführungen nur Reiher- und Kormoranschäden der Karpfenteichwirtschaft behandelt.

In der Karpfenteichwirtschaft sind Vogelschäden nur ein Teilaspekt des gesamten Spannungsfeldes Naturschutz/Teichwirtschaft. Dieser Konflikt hat seine Ursachen im vorigen Jahrhundert. Um Land für die Nahrungserzeugung der zunehmenden Bevölkerung zu gewinnen, wurden die damals noch umfangreichen Feuchtgebiete trockengelegt. Zum selben Zweck und zur Vermeidung von Überschwemmungen wurden auch die Flüsse begradigt und kanalisiert. Dies führte zu einer starken Reduzierung der ursprünglichen Lebensbereiche wassergebundener Pflanzen und Tiere. Im weiteren Verlauf dieser Entwicklung verblieben dann die Karpfenteiche als eine der wenigen Flächen stehender Gewässer mit wertvollen Flachwasserzonen. Hier konzentrieren sich nun auch die Bestände der relativ selten gewordenen Arten. Im Falle fischfressender Vögel erwächst daraus der Konflikt zwischen den Interessen des Naturschutzes und der Fischerei.

Am Beispiel des Graureihers und des Kormorans werden im folgenden die teichwirtschaftlichen Schäden qualitativ und quantitativ beschrieben und finanziell bewertet. Abschließend werden mögliche Abhilfemethoden diskutiert.

## 2 Die fischereilichen Schäden des Graureihers

Im Gegensatz zum Kormoran ist der Graureiher ein stehender, lauerner Jäger. Bewegungslos verharrt er und stößt blitzschnell zu, wenn Beute in erreich-

bare Nähe kommt. Er frißt Fische fakultativ. Allerdings ernähren sich Reiher, die sich an oder in Teichen aufhalten, fast ausschließlich von Fischen. Die Vögel waten dabei in die Teiche bis zu einer Wassertiefe von etwa 70 Zentimetern. Es wurden auch Reiher beobachtet, die von Pflöcken oder Stegen aus sich ins Wasser stürzten und so Fische fingen. Der Graureiher bejagt die flachen Zonen der Teiche. In den wasserarmen Sommern von 1990 bis 1993 z.B. fanden die Reiher bei ungewöhnlich niedrigen Wasserständen optimale Jagdbedingungen vor. Ähnliches gilt für die Phase des Ablassens von Teichen. Während des Absenkens wird schrittweise die ganze Teichfläche für den Reiher begehbar. An größeren Teichen können zu dieser Zeit nicht selten 100 bis 150 Graureiher gezählt werden.

Den bisherigen Erfahrungen entsprechend kann der Graureiher Karpfen bis zu einem Körpergewicht von etwa 300 g verschlingen. Größere Exemplare greift er jedoch auch und verursacht dabei mehr oder weniger tiefe Wunden. Diese hinterlassen entweder deutliche Narben oder sie verpilzen und führen zum Tod der Fische. Hin und wieder werfen die Reiher erbeutete Fische auf den Damm und verzehren deren Kiemen und Innereien.

Fraßschäden durch Graureiher wurden bereits mehrfach durch Gutachten quantifiziert. Dabei wandten die jeweiligen Gutachter grundsätzlich drei unterschiedliche Schätzmethode an.

### Die ornithologische Methode:

Hier werden die bisherigen Erfahrungen über den täglichen Fischverzehr eines Vogels zugrundegelegt. Mit großer Übereinstimmung werden für den Graureiher hierfür meist 500 g genannt. Je nach Aufenthaltshäufigkeit am Teich werden die 500 g Tagesration zu 100 % als fischereilicher Verlust betrachtet. Oder es wird beispielsweise angenommen, daß sich die Tagesration zu 50 % aus Fischen und zu 50 % aus ökonomisch nicht berechenbaren Mäusen, Fröschen u.a. zusammensetzte.

### Die ornithologisch/landwirtschaftliche Methode:

Hierbei wird mit Hilfe der ornithologischen Methode der theoretisch entstandene Fischfraß berechnet. Allerdings wird dieser nicht direkt finanziell bewertet, sondern erst der daraus entstehende Ernteausfall. Das heißt, der vorgestreckte Karpfen (Kv), der mit einem Gramm

Körpergewicht im Frühjahr gefressen wird, hätte normalerweise im Herbst die Ernte eines ein-sömmerigen Karpfen (K<sub>1</sub>) mit einem Körpergewicht von etwa 30 Gramm erbracht. Unter Berücksichtigung der nicht entstandenen Produktionskosten, z.B. Futter, wird dann der Ernteausfall ermittelt.

**Die teichwirtschaftliche Methode:**

Diese Methode geht davon aus, daß in jeder Produktionsperiode der Fische in Abhängigkeit vom jeweiligen Altersstadium natürliche Verluste in bestimmter Höhe auftreten. Diese Verluste bewegen sich mit Schwankungen um bekannte, langjährige Mittelwerte. Deutliche Erhöhungen dieser Verluste können dann dem Fischfraß durch Vögel zugeschrieben werden, wenn andere Verlustursachen, z.B. Krankheiten, auszuschließen sind.

In Tab. 1 sind drei Gutachten mit den jeweils verwendeten Methoden und errechneten Schadenshöhen dargestellt.

Es ist zu betonen, daß die Schadenshöhe nicht nur von der Methode abhängt, sondern von vielen weiteren Faktoren. So spielt z.B. der für die Fische erzielbare Verkaufspreis eine entscheidende Rolle. Für einen Fraßverlust in Höhe von 500 g Fisch pro Tag wurde daher in Tabelle 2 der finanzielle Verlust eines "Reihertages" am Teich errechnet. Es wird dabei von einem 100. %- Anteil Fisch an der Tagesration ausgegangen.

Die angenommenen Preise stellen grobe Mittelwerte des bayerischen Erzeugergebietes dar. Abweichungen sind daher leicht möglich. Es wird dabei

deutlich, daß die finanziellen Schäden durch Vogelfraß stark variieren. Der Schaden, den eine zehnköpfige Gruppe Graureiher anrichtet, wenn sie zehn Tage lang frisst, kann demnach zwischen 300,- und 3000,- DM liegen. Schäden, die nicht unmittelbar dem Fischfraß zuzuordnen sind, werden nicht berücksichtigt. Hierzu gehören z.B. das bereits beschriebene Herauswerfen der Fische auf den Damm oder die Todesfolge nach einer Schnabelhiebverletzung.

**3 Die fischereilichen Schäden des Kormorans**

Kormorane jagen aktiv, indem sie nach den Fischen tauchen. Es ist nachgewiesen, daß sie z.B. am Bodensee bis zu 40 m Tiefe erreichen können. Mit dieser Fähigkeit beherrschen sie im Gegensatz zum Graureiher den ganzen Wasserkörper eines Teiches, aber auch Seen, Flüsse und Baggerseen. In den vergangenen Jahren wurde festgestellt, daß sie entgegen bisheriger Meinung auch Karpfenteiche mit der relativ geringen Tiefe von etwa einem Meter befischen. Auch jagen sie durchaus bereits auf Wasserflächen von einem halben Hektar an. Längere Zeit wurde angenommen, daß sie solche Wasserflächen eher meiden. Interessanterweise hat die für Karpfenteiche übliche Trübung keinen mindernden Einfluß auf ihre Jagdaktivität. Anfang der 70er Jahre wurde in den Niederlanden zum ersten Mal eine Jagdstrategie der Kormorane beobachtet, die sie nun auch an Baggerseen und Teichen weiterführen. Dabei bildet eine Gruppe schwimmender Kormorane eine Linie und bewegt sich koordiniert auf der Was-

**Tabelle 1**

**Gutachtliche Beispiele zur Berechnung der fischereilichen Schadenshöhe durch Graureiher**

Gutachter	Methode	Kurzbeschreibung	Schadenshöhe
Bohl, 1975	ornithol.	(1) K 1/2; (2) Juli - Oktober (3) 50 % Fischanteil	530,- DM/Reiher
Jens, 1983	ornithol.	(1) K 1/2; (2) 6,5 Monate (3) 100 % Fischanteil	90.000,-DM pro Betrieb
	ornithol./landw.		186.000,- DM pro Betrieb
	teichwirtsch.		180.000,- DM pro Betrieb
	Mittelwert aller drei Verfahren		4.500,- DM/Reiher
Piwernetz, 1987	ornithol./landw.	(1) K 1/2; (2) August - November (3) 100 % Fischanteil	2.450,- DM/ha
	teichwirtsch.		4.200,- DM/ha

- (1) = Produktionsperiode
- (2) = Zeit des Vogelfraßes
- (3) = Anteil der Fische an der 500 g-Tagesration

serfläche. Auf diese Weise treiben sie die Fische vor sich her und erhöhen die Effektivität ihrer Jagd. Kormorane ernähren sich ausschließlich von Fisch. Das quantitative Ausmaß ihres täglichen Verzehrs ist bislang noch nicht genau bekannt. Auf einer EIFAC-Tagung (Starnberg, Juli 1993) einigten sich Ornithologen auf eine vorläufig anzunehmende Menge von etwa 400 Gramm Fisch pro Kormoran und Tag. Je nach Jahreszeit, Alter, Körpergewicht und Reproduktionsstatus ergeben sich hier allerdings Variationen, die bislang noch nicht genau beschrieben wurden.

Zur Kalkulation des finanziellen Schadens mit Hilfe der ornithologischen Methode können hier sicher die Werte der Tab. 2 direkt oder nach Abzug von 20 % des Schadenswertes zugrundegelegt werden. Eine besondere Vorliebe bzw. Abneigung bestimmten Fischarten gegenüber scheint der Kormoran nicht zu

haben. Er richtet sich in der Regel pragmatisch nach dem Artenangebot des Gewässers. Zu seinen Beutefischen gehören u.a. Karpfen, Forellen, Äschen, Barsche, Rotfedern, Aale, Hechte. Karpfen verschlingt er bis zu einem Körpergewicht von etwa 300 g, Hechte bis zu 30 cm und Aale bis zu 70 cm Körperlänge.

Neben dem Schaden durch den Verzehr der Fische entstehen durch die Aktivität des Kormorans noch weitere Schäden. Ebenso wie dem Reiher entkommt auch dem Kormoran hin und wieder ein bereits erfaßter Fisch. Die Verletzungen durch den Schnabel haben entweder eine Narbenbildung oder den Tod der Fische zur Folge. Weiterhin treten indirekte Schäden durch die ständige Schreck- und Fluchtreaktion der Fische auf. Es bestehen in einer Reihe von Fällen konkrete Erfahrungen, daß Karpfen in Teichen, die vom Kormoran bejagt wurden, auch ohne

**Tabelle 2**

**Finanzieller Schaden bei Fischverlusten in Höhe von 500 g als Folge von Graureiherfraß**

gefressene Fischart	Körpergewicht	Verkaufspreis pro kg bzw. Stück	Schaden bei 500 g Verlust
Kv	1 g	60,00 DM/kg	30,00 DM
K <sub>1</sub>	40 g	0,40 DM/Stück	5,00 DM
K <sub>2</sub>	250 g	6,00 DM/kg	3,00 DM
S <sub>2</sub>	100 g	10,00 DM/kg	5,00 DM
H <sub>1</sub>	20 - 30 cm (50 - 150 g)	2,00 - 4,00 DM/Stück	15,00 - 25,00 DM

Kv = vorgestreckter Karpfen;  
K<sub>2</sub> = zweisömmeriger Karpfen;

K<sub>1</sub> = einsömmeriger Karpfen;  
S = Schleie; H = Hecht;

Aufzuchtphase:	K <sub>1/2</sub>
Teichgröße:	2,3 ha
Besatzmenge:	12.000 K <sub>1</sub>
Abfischung:	90 K <sub>2</sub>
Verlust:	99 %
zu erwartender Verlust:	33 % (langjähriger Mittelwert)
Schadenshöhe:	
1. Teichwirtschaftliche Berechnungsmethode	
aus der Differenz des tatsächlichen und des zu erwartenden Verlustes ergeben sich 66 % Verlust durch Kormorane:	
7900 K <sub>1</sub> á 0,30 DM	2.370,00 DM
bzw.	<u>1.030,00 DM/ha</u>
2. Ornithologisch/landwirtschaftliche Berechnungsmethode	
"Ernteausfall" 7900 K <sub>2</sub> (250 g/Stück; 6,00 DM/kg)	<u>11.850,00 DM</u>
abzüglich	
"eingesparter" Futterkosten	800,00 DM
und Arbeitskosten	<u>500,00 DM</u>
ca.	10.000,00 DM
bzw.	<u>4.350,00 DM/ha</u>

**Tabelle 3**

**Kormoranschaden in einem Karpfenteich**

körperliche Beeinträchtigung schlechter abwachsen. Obwohl der Fraßverlust eine starke Reduzierung der Besatzdichte bewirkte - geringe Besatzdichten führen grundsätzlich zu hohen Stückgewichten -, waren die überlebenden Fische solcher Teiche überdurchschnittlich klein. Sie zeigten typische Anzeichen von Streßsituationen, wie z.B. Hohläugigkeit und schmale Rückenpartie. Selbst in Abwesenheit der Kormorane drängten sich die Fische an den Uferbereich und reagierten nicht mit Flucht vor dem beobachtenden Menschen.

In den vergangenen Jahren wurden wiederholt konkrete Fälle von Kormoranschäden in Karpfenteichen bekannt. In Tab. 3 ist einer davon dargestellt.

Je nach angewandter Schätzmethode entstanden also in diesem Teich Schäden in Höhe von 1030,- und 4350,- DM pro ha. In einem anderen Karpfenteich, in dem  $K_2$  zu  $K_3$  aufgezogen werden sollten, lagen die Fischverluste bei 90 %. Je nach Berechnungsmethode war der finanzielle Schaden hier mit etwa 2500,- DM pro ha zu veranschlagen.

Da Kormorane Karpfen mit einem Stückgewicht über 300 bis 400 g offensichtlich nicht vertilgen können, bietet es sich theoretisch an, zu Beginn des dritten Abwachsjahres ( $K_{2/3}$ ) größere Satzfische zu wählen. Besitzen diese bereits beim Besetzen im Frühjahr ein Gewicht von 500 bis 600 g, so wären sie für den Kormoran keine potentielle Beute mehr. Nachdem in einem Teich von 12,7 ha Fläche bei der Aufzuchtperiode  $K_{2/3}$  durch Kormorane Stückverluste von 68 % an Stelle der üblichen 10 % auftraten, entschieden sich die Bewirtschafter für die eben gezeigte Abhilfemaßnahme. Es wurden im darauffolgenden Frühjahr  $K_2$  mit einem Durchschnittsgewicht von 650 g eingesetzt. Bei der Abfischung im Herbst wurde eine Verlustrate von lediglich 6 % festgestellt. Dieser praktische Fall zeigt, daß durch die Wahl größerer Satzfische die Verluste zu vermeiden waren. Allerdings entstanden trotzdem finanzielle Einbußen. Bedingt durch die höheren Satzfishkosten lag der Ertrag des Teiches um etwa 4000,- DM unter dem der bislang üblichen Bewirtschaftungsweise. Die Ertragsminderung wäre noch größer, wenn die übergroßen  $K_2$  jüngere Karpfenstadien oder andere Arten ersetzen müßten.

#### 4 Mögliche Abhilfemaßnahmen

Die Problematik der Abhilfe von Vogelschäden in Karpfenteichen ist sehr schwierig.

Einige Methoden sind sehr aufwendig, nicht erlaubt oder bei Kormoran und Graureiher fachlich nicht anwendbar. Grundsätzlich könnte Abhilfe entweder durch Entschädigung oder durch Vermeiden der Schäden gewährleistet werden. Tab. 4 zeigt einige denkbare Maßnahmen, ohne zunächst deren Anwendbarkeit oder Rechtsmäßigkeit zu berücksichtigen. Es ist außerdem darauf hinzuweisen, daß weitreichendere und kompetentere Äußerungen hierzu von einem zur Zeit noch laufenden Gutachten zu erwarten sind, das gemeinsam von dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft

**Tabelle 4**

#### Grundsätzliche Möglichkeiten zur Abhilfe bei Vogelschäden

- |   |
|---|
| <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Entschädigen der Verluste <ul style="list-style-type: none"> <li>- Gutachten in Einzelfällen</li> <li>- Pauschalausgleich für definierte, betroffene Gebiete</li> </ul> </li> <li>2. Behindern der Vögel <ul style="list-style-type: none"> <li>- speziell bei Graureiherschäden: Vertiefen der Teichränder auf über 80 cm Wassertiefe</li> <li>- Überspannen der Teiche mit Netzen oder Drähten</li> <li>- Fällen der Rastbäume</li> <li>- Besatz mit größeren Fischen</li> </ul> </li> <li>3. Abschrecken <ul style="list-style-type: none"> <li>- Vogelscheuchen, optisch oder akustisch</li> <li>- Knallvorrichtungen</li> <li>- Zeigen toter Vögel</li> </ul> </li> <li>4. Bestandsregulierung <ul style="list-style-type: none"> <li>- Giftköder</li> <li>- Abschuß</li> <li>- Eigelege: Entfernen oder Anstechen der Eier, Ersetzen durch Attrappen</li> </ul> </li> </ol> |
|---|

und Forsten und dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen getragen wird.

Die angeführten Möglichkeiten sind in ihrer Realisierbarkeit oft sehr eingeschränkt. So dürfte es nicht möglich sein, das großräumige Graureiher-Kormoranproblem mit Einzelgutachten zu bewältigen. Sinnvoller erscheint es hingegen, besonders betroffene Teichgebiete zu definieren und dort jeweils für alle Teichwirte pauschal Ausgleichszahlungen zu gewähren. Auch ist die Vertiefung der Teiche nur bei Graureiher- und nicht bei Kormoranbefall sinnvoll. Darüber hinaus ist diese Maßnahme sehr kostenintensiv und oft technisch nicht machbar. Das Überspannen mit Netzen und Drähten ist bei Karpfenteichen aus finanziellen und ökologischen Gründen grundsätzlich abzulehnen. Allerdings ist es überlegenswert, extrem gefährdete Teiche damit zu schützen.

Daß die Verwendung großer Satzfische trotz des Teilerfolges noch hohe finanzielle Belastungen für den Teichwirt mit sich bringt, wurde bereits näher erläutert. Sie ist mit Einschränkungen und ohnehin nur dort möglich, wo im dritten Produktionssommer Speisefische erzeugt werden. Häufig ist von Seiten des Vogelschutzes der Vorschlag zu hören, den Karpfenbesatz in Anteilen durch "wertlose" Nebenfische zu ersetzen.

Stückverluste dieser Arten durch Vogelfraß hätten dann geringeren finanziellen Schaden zur Folge. Diese Überlegung ist in zweifacher Hinsicht unsinnig. Würden diese Nebenfische, auch Beifische genannt, wirklich von geringem Wert sein, so würde

automatisch jeder Austausch gegen einen Karpfen oder anderen Wirtschaftsfisch eine wirtschaftliche Einbuße bedeuten.

Die Marktverhältnisse sind zur Zeit jedoch so gestaltet, daß die als wertlos erachteten Nebenfische wie Rotfedern, Rotaugen u.a. in der Regel beim Verkauf höhere Preise als der Karpfen erzielen. Reduzieren der Wirtschaftsfische und Zugabe von Nebenfischen stellt demnach keine Lösung des Problems dar.

Auch das Verscheuchen der Vögel mittels optischer oder akustischer Mittel hat, so die bisherigen Erfahrungen, nur dann einen Sinn, wenn damit die Gegenwart von Menschen eng verbunden ist. Das bloße Aufstellen von Vogelscheuchen ist erfolglos. Bei akustisch arbeitenden Geräten ergibt sich darüberhinaus in Naturschutzgebieten das Problem der Störung anderer Arten. Die Bejagung bedeutet für Reiher und Kormoran eine vielseitige Bedrohung. Hier sind der Effekt des Knalls, der Tod des Artgenossen und die Anwesenheit des Menschen eng miteinander verknüpft. Ohne den Untersuchungen des erwähnten Gutachtens vorgreifen zu wollen, scheint damit die Vergrämung am erfolgreichsten zu sein. Wenig Wirkung ist allerdings von der Jagd als Bestandsregulierung zu erwarten. Der Bestand stets nachwandernder Zugvögel läßt sich vermutlich nicht durch Abschluß regulieren. Diese Argumente gelten auch für das Auslegen von Giftködern oder das Stören der Gelege. Ersteres verbietet sich aufgrund der Gefahr für andere Arten. Letzteres ist wegen der Relation der Brutpaare und Zugvögel aussichtslos. Die Zählung des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern (1992/93) ergab eine Zahl von etwa 250 Brutpaaren und von etwa 6000 Durchzügler bzw. Überwinterern. Diesem Bericht ist zu entnehmen, daß seit 1990 die Zahl der Kormorane in Bayern jährlich um etwa 37 % zugenommen hat.

## 5 Abschließende Bemerkung

Die Schäden für den einzelnen betroffenen Teichwirt sind, so wurde gezeigt, sehr hoch. Abhilfemaßnahmen sind teilweise noch verbesserungswürdig oder aufwendig. Die Jagd kann hier weniger in der Funktion der Bestandsregulierung, als vielmehr der Abschreckung Hilfe geben. Die Karpfenteichwirtschaft prägt nicht nur seit Jahrhunderten die bayerische Kulturlandschaft, sie ist auch Habitat vieler bedrohter Arten. Es wäre ein wichtiger Schritt für die Erhaltung der Teichwirtschaft und des bewirtschafteten Lebensraumes, wenn Vogelschutz und Teichwirtschaft dieses Problem gemeinsam und vor allen Dingen sachlich und ohne Polemik zu lösen versuchen.

## Literatur

BOHL, M. (1975):  
Schädigung der Teichwirtschaft durch Graureiher. -  
Fischer & Teichwirt 26, 67-68.

JENS, G. (1983):  
Fischverluste durch Graureiher. - SVK-Verlag, Wilnsdorf.

PIWERNETZ, D. (1987):  
Fischereischäden in Naturschutzgebieten und Lösungsansätze. - Fischer & Teichwirt 38, 314-321.

## Anschrift des Verfassers:

Dr. Franz Geldhauser  
Bayerische Landesanstalt für Fischerei  
- Außenstelle für Karpfenteichwirtschaft -  
Greiendorfer Weg 8  
D-91315 Höchstadt/Aisch



# Neophyten - ein Naturschutzproblem?

Peter STURM

## Gliederung:

1. Einleitung
2. Ausbreitung von Neophyten und ihre Ursachen
3. Quantitative Aspekte
4. Folgen der Einbürgerung neuer Arten
5. Konsequenzen für den Naturschutz
6. Literatur

## 1 Einleitung

Die heutige Vegetation ist das Ergebnis von Prozessen, die Einwanderung und Ausbreitung neuer Pflanzensippen ebenso wie den Rückgang von Pflanzen umfassen. Diese in sehr langen Zeiträumen ablaufenden Prozesse werden seit langem vom Menschen beeinflusst. Viele Sippen konnten sich erst durch direkte oder indirekte Hilfe des Menschen neu etablieren. In diesen Fällen wird häufig von "Florenverfälschung" gesprochen. Besonders wegen bekannter Beispiele wie Indischem Springkraut oder Japanischem Staudenknöterich, die zunehmend auch zu einer ökonomischen Belastung (z.B. bei der Gewässerunterhaltung) werden, wird dies vielfach negativ beurteilt. Die hiermit verbundene Thematik ist in den vergangenen Jahren mehr und mehr in den Mittelpunkt des Interesses gerückt. So wurde beispielsweise eine umfassende Studie über ausgewählte "Problem"-Neubürger im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg erarbeitet (SCHULDES & KÜBLER 1990), eine Broschüre informiert über Auswirkungen und Bekämpfung dieser Arten (SCHULDES & KÜBLER 1991).

Neubürger treten in der heutigen Pflanzendecke zahlreich auf und prägen die Vegetation wesentlich mit. Der Terminus "Neophyt" kennzeichnet in diesem Zusammenhang Pflanzensippen, die sich aus eigener Kraft vermehrt und längere Zeit behauptet haben. Er wird üblicherweise für nach 1500 eingewanderte Neubürger unserer Flora verwendet und kennzeichnet damit die zeitliche Dimension der Einbürgerung.

Die Problematik, die mit der Einbürgerung fremdländischer Pflanzen verbunden ist und ihre Bewertung aus Naturschutzsicht wird in Fachkreisen zum Teil kontrovers diskutiert. Dies wird unter anderem an der unterschiedlichen Behandlung in Roten Listen deutlich: So berücksichtigen KORNECK & SUKOPP (1988) in der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland keine Neubürger, SCHÖNFELDER

(1987) führt für Bayern zumindest eine separate Liste gefährdeter Neophyten auf. In der Roten Liste von Berlin (West) (BÖCKER et al. 1991) werden - unter Berücksichtigung des Einbürgerungsgrades - Neophyten in gleicher Weise wie altansässige Sippen berücksichtigt.

Eine pauschale Ablehnung von Neophyten ist sicherlich nicht möglich, da es auch im Zeitraum vor 1500 immer einen nennenswerten Anteil an neueingebürgerten Pflanzen gab (Alteinwanderer = Archaeophyten, die heute zu den Altansässigen gerechnet werden). Was sich geändert hat ist das Tempo der Einwanderung von Arten in den letzten Jahrhunderten, sowie das - bedingt durch starke anthropogene Veränderung der natürlichen Pflanzendecke oder Ausbringen begünstigte - Ausbreiten einzelner Arten mit aggressiver Arealexansion. Der Frage, wieweit dies ein Problem des Naturschutzes ist, soll im Folgenden nachgegangen werden.

## 2 Ausbreitung von Neophyten und ihre Ursachen

Nach JÄGER (1991) hat die Einführung neuer Arten in den Industrieländern ihren Höhepunkt längst überschritten. Stark beschleunigt erfolgte die Ausbreitung neuer Pflanzen im Zuge des Ausbaus der Verkehrswege und des Handels im 19. und 20. Jahrhundert. Im Innenbereich von Großstädten können diese nicht heimischen Arten mittlerweile bis zu 50 % der Spontanflora bilden (KUNICK 1982).

Es ist daher nicht überraschend, daß der zahlenmäßig größte Teil der Neubürger zur Vegetation der kurzlebigen und ausdauernden Ruderalfluren zu zählen ist. Diesen Bereichen sind auch die meisten Alteinwanderer, die in frühgeschichtlicher Zeit bis zum Mittelalter zu uns gelangt sind, zuzuordnen. Relativ wenige konnten sich in "reiferen" Pflanzengesellschaften wie Wäldern, Mooren oder in der alpinen Vegetation dauerhaft etablieren.

Der Ausbreitungserfolg neuer Pflanzensippen läßt sich vor allem auf folgende Faktoren zurückführen:

- Durch verstärkten Verkehr und Handel auch zwischen den Kontinenten (mit Schwerpunkt im 19. und 20. Jahrhundert) fallen Ausbreitungsschranken zwischen isolierten Florenreichen.

- Die starke Veränderung der natürlichen Pflanzendecke durch den Menschen verschiebt die Konkurrenzverhältnisse zu Ungunsten der heimischen Flo-

Standortbedingungen, Eutrophierungs- und Ruderalisierungsprozesse sind besonders augenfällig am Beispiel der Flußauenvegetation zu demonstrieren. Demgegenüber sind ungestörte naturnahe Ökosysteme weitgehend frei von Anthropochoren.

- Durch Zunahme der Ausbreitungsagencien (z.B. Verkehr, Transport, Bautätigkeit, Freizeit und Erholung) werden die Chancen zur Ausbreitung bis in entlegendste Gebiete wesentlich erhöht. Hinzu kommt die absichtliche Ausbringung zu wirtschaftlichen Zwecken im Bereich der Land- und Forstwirtschaft, der Jagd sowie der Imkerei. Eine wesentliche Rolle spielt auch die unabsichtliche Einschleppung (z.B. über Saatgut), die Verwilderung von Zierrpflanzen sowie die absichtliche Ansalbung von Pflanzen außerhalb ihres Verbreitungsgebietes. MERKEL et al. (1991) konnte allein für den Regierungsbezirk Oberfranken 76 in der Vergangenheit angesalbte Pflanzenarten nachweisen.

- Konkurrenzvorteile neuer Arten können durch spezifische Merkmale (z.B. breite ökologische Nische, schnelles Wachstum, r-Strategie, hohe vegetative oder generative Vermehrung) und dem Fehlen von Gegenspielern (z.B. Phytophage) bestehen.

### 3 Quantitative Aspekte

Die Anzahl der eingeführten und eingeschleppten Arten übertrifft die der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen um ein Vielfaches (Tab. 1). SUKOPP (1976) geht von mindestens 12.000 eingeführten Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland aus, vergleichbar hoch dürfte der Wert für Bayern sein. Dennoch gelang es nur einem kleinen Teil, sich dauerhaft in der heimischen Vegetation zu etablieren. Geht man von einer Gesamtzahl von 272 Neophyten in Bayern aus, so entspräche dies nur rund 2 %, denen eine erfolgreiche Einbürgerung gelungen ist.

Anders sieht dies bei der Betrachtung der in Bayern vorkommenden wildwachsenden Gefäßpflanzen aus (Tab. 2): Von 2.484 Sippen gelten 2.212 (89 %) als altheimisch, 272 (11 %) sind Neophyten. Damit ist immerhin mehr als jede zehnte Farn- und Blütenpflanze in Bayern ein Neubürger.

Bemerkenswert ist nicht nur der Neuzugang von Arten, sondern auch deren Rückgang. Heimische

	Anzahl	% gerundet
<b>Gesamtzahl Farn- und Blütenpflanzen (incl. Klein-/Unterarten)</b>	<b>2484</b>	<b>100</b>
<b>Altheimische</b>	<b>2212</b>	<b>89</b>
hiervon gefährdet	809	33
hiervon ausgestorben/verschollen	70	3
<b>Neophyten</b>	<b>272</b>	<b>11</b>
hiervon gefährdet	25	1
hiervon ausgestorben/verschollen	5	0,2

mit ihrem weitaus höheren Anteil an spezialisierten Arten sind hiervon stärker betroffen, doch auch Neophyten gehen durch Veränderung ihrer Lebensräume zurück: Bereits 1% der Gefäßpflanzenflora Bayerns sind gefährdete Neophyten.

### 4 Folgen der Einbürgerung neuer Arten

Eine umfassende Darstellung zur Auswirkung der Einbürgerung neuer Arten gibt LOHMEYER & SUKOPP (1992). Grundsätzliches Problem ist die Tatsache, daß Auswirkungen der Einbürgerung neuer Arten nicht vorhersehbar sind. In den meisten Fällen erfolgt eine Einbürgerung ohne erkennbare Auswirkungen auf heimische Lebensgemeinschaften. Viele Neubürger fügen sich in vorhandene Pflanzengesellschaften ein bzw. bilden neue vor allem auf anthropogen überformten Standorten (Industriestandorte, Bahndämme, Streusalz-beeinflußte Straßenränder etc.). So konnten sich in Bayern z.B. salztolerante Arten wie der Erdbeer-Klee (*Trifolium fragiferum*; SCHNEDLER 1978), Salz-Schuppenmiere (*Spergularia salina*; GERSTBERGER 1992) oder Mähnen-Gerste (*Hordeum jubatum*) entlang Streusalz-belasteter Straßenränder ausbreiten.

**Tabelle 1**

**Zahlenangaben für die Anzahl eingeführter und eingebürgerter Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland (alte Bundesländer) (nach SUKOPP 1976)**

<b>Artenzahl Flora</b> (Einheimische, Epökophyten, Agriophyten)	2.338
<b>Eingeführte Arten</b>	mind. 12.000
davon eingebürgert	385
(= Epökophyten, Agriophyten)	
entspricht einem Florenanteil von	16 %
davon auch in natürliche Vegetation eingebürgert (=Agriophyten)	137
entspricht einem Florenanteil von	6 %

Epökophyten:  
Kulturabhängige, die nicht in der petentiell natürlichen Vegetation (PNV) vorkommen (viele Acker-/Ruderalarten)

Agriophyten:  
Neuheimische, die zwar in der PNV ihren festen Platz hätten, nicht aber in der natürlichen.

**Tabelle 2**

**Statistische Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns (SCHÖNFELDER 1987)**

Es konnten jedoch auch unerwartete Spätfolgen einer Einbürgerung nach längeren Zeiträumen festgestellt werden. KOWARIK & SUKOPP (1986) konnten am Beispiel des Kleinblütigen Springkrautes (*Impatiens parviflora*) aufzeigen, daß diese Art ein halbes Jahrhundert benötigte, um von gestörten Siedlungsstandorten auf Waldstandorte überzugehen. Mit ihrer rasanten Ausbreitung in Wäldern und dichter Herdenbildung kann die Art hier einheimische Arten zurückdrängen.

Von nur einer kleinen Zahl von Neophyten ist bekannt, daß sie vorhandene Arten ganz oder teilweise verdrängen können. Folgewirkungen sind vor allem dann schwerwiegend, wenn sie ökosystemaren Einfluß haben. So bewirkt z.B. die Ausbreitung der Robinie durch ihre Fähigkeit zur Bindung des Luftstickstoffes eine Aufdüngung des Bodens, damit eine völlige Veränderung der Bodenvegetation. Im Bereich von Xerothermstandorten birgt dies die Gefahr der irreversiblen Veränderung von Trockenrasenvegetation. Tiefgreifende Veränderungen vollziehen sich an vielen Flußufern in Bayern durch verwilderte Zierpflanzen wie dem Japanischen Staudenknöterich (*Polygonum cuspidatum*), Indischem Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und Topinambur (*Helianthus tuberosus*). Mit ihrer großen Konkurrenzkraft und Fähigkeit zu hoher Biomasseproduktion können sie hier nicht nur die Ufervegetation völlig verändern, sondern auch die Abflußverhältnisse entscheidend beeinträchtigen.

Risiken für einheimische Arten durch Neophyten bestehen vor allem dann, wenn Konkurrenz um eine ähnliche bzw. die gleiche ökologische Nische auftritt. So konkurriert die Hybridpappel im Bereich der Weichholzaue großer Flüsse mit der gefährdeten heimischen Schwarzpappel (*Populus nigra*) um die gleichen Standorte (SCHMIDT 1990); die Schellenblume (*Adenophora liliifolia*) wird an ihren letzten Standorten im Bereich lichter Auwälder der Unteren Isar von der habituell sehr ähnlichen Späten Goldrute (*Solidago gigantea*) bedrängt (GAGGERMEIER 1991).

Diese Risiken können durch hohe Konkurrenzkraft von Neophyten (hohe generative oder vegetative Vermehrung, Schnellwüchsigkeit, weite Standortamplitude etc.) und mögliche Konkurrenzvorteile durch das Fehlen von "Gegenspielern" (z.B. Pilzkrankheiten, Phytophage) erhöht werden. Zudem weisen neu auftretende Arten meist eine geringe ökologische Einpassung in vorhandenen Lebensgemeinschaften auf. Hierauf weisen Befunde zur Mykoflora (DERBSCH & SCHMITT 1987) und Insektenfauna (KENNEDY & SOUTHWOOD 1984) an Gehölzen hin. Allerdings steigt der Integrationsgrad mit der Zeit, in der Neubürger in einem bestimmten Gebiet sind. Dies zeigen unter anderem die Archaeophyten auf.

Das Gefahrenpotential, das mit der Ankunft neuer Arten verbunden ist, scheint nach STARFINGER (1991) im klimatisch gemäßigten Mitteleuropa je-

doch relativ gering im Vergleich zu Inseln. Dies wird unter anderem an den weitaus höheren Neophytenanteilen an Inselfloren (nach MOORE 1983 sind z.B. knapp 60 % der Flora Neuseelands und fast 68 % der Flora von South Georgia Fremdländer) mit ihren Risiken für die ursprüngliche Flora deutlich.

## 5 Konsequenzen für den Naturschutz

Neophyten sollten nicht pauschal als Florenverfälschung abqualifiziert werden. Der Naturschutz muß sich mit diesem Thema differenziert auseinandersetzen. Die besondere Schwierigkeit ist in diesem Fall eine Strategie, die von Schutz- bis hin zu Bekämpfungsmaßnahmen reicht. Die Ausbreitung von Neophyten ist in ihrer Gesamtheit weder rückgängig zu machen noch in Zukunft zu vermeiden. Aus der Sicht des Naturschutzes müssen jedoch folgende Forderungen erhoben werden:

- Geduldet werden sollte der häufig als Folge anthropogen starker Standortveränderungen erfolgende Aufbau neuer Lebensgemeinschaften, soweit diese anthropogenen Einflußfaktoren nicht in Frage gestellt werden können. Beispiel hierfür ist die Vegetation im Bereich von Bahnanlagen, Streusalz-beeinflußter Straßenränder oder urban-industrieller Flächen. Diese neuen Lebensgemeinschaften weisen häufig eine gegenüber der heimischen Flora bessere Anpassung an veränderte Umweltbedingungen auf. Sie erfüllen eine protektive und indikatorische Funktion. Mit der gleichen Begründung, mit der unsere archäophytische Segetal- und Ruderalvegetation als kulturhistorisches Zeugnis erhaltenswert gilt, können auch Neophytengesellschaften in diese Argumentation miteinbezogen werden. Hinweise in diese Richtung geben neuere Rote Listen.
- Die Ausbreitungsfaktoren der als Problemarten erkannten Neophyten sollten vermindert werden. Als Problemarten i.d.S. können gelten:
  - Riesen-Bärenklau *Heracleum mantegazzianum*
  - Indisches Springkraut - *Impatiens glandulifera*
  - Japanischer Staudenknöterich - *Polygonum cuspidatum* (*Reynoutria japonica*)
  - Sachalin-Knöterich *Polygonum sachalinense* (*Reynoutria sachalinensis*)
  - Topinambur - *Helianthus tuberosus*
  - Kanadische und Späte Goldrute - *Solidago canadensis et gigantea*
  - Robinie - *Robinia pseudoacacia*
  - Späte Traubenkirsche - *Prunus serotina*.

Regional können auch weitere Arten als Problemarten in Erscheinung treten.

Für die als problematisch erkannten Neophyten sollte die absichtliche Ausbringung in die freie Natur zu primär wirtschaftlichen Zwecken verhindert werden.

Dies gilt insbesondere für:

die "Verbesserung" der Bienenweide (Imkerei) z.B. durch unkontrolliertes Ausbringen von *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum*, *Polygonum cuspidatum* bzw. *Solidago canadensis et gigantea*

die "Verbesserung" der Deckung und im Wildfutteranbau (Jagd) z.B. mit *Helianthus tuberosus*, *Polygonum cuspidatum et sachalinense*

die "Verbesserung" von sogenannten Grenzertragsböden im Forstbereich durch waldbauliche Förderung von Gehölzarten wie *Robinia pseudacacia*.

Hier sollte gezielte Öffentlichkeitsarbeit betrieben und alle rechtlichen Möglichkeiten ausgeschöpft werden, um einer weiteren zusätzlichen Ausbreitung mit ihren Risiken für die heimische Vegetation zu begegnen.

- Neophyten sollten dort bekämpft werden, wo sie in als erhaltenswert erkannte Lebensgemeinschaften eindringen und einheimische Arten gefährden. Dies trifft im besonderen Maße in Schutzgebieten zu.

Neophyten unterscheiden sich hierin im Grundsatz jedoch nicht von heimischen Arten im Rahmen der allgemeinen Pflegeproblematik (z.B. Ausbreitung von Landröhrich in Flachmooren und auf Streuwiesen, Vordringen von Schlehengebüsch auf Trockenrasen).

Bekämpfungsmaßnahmen gegen Neophyten sind in aller Regel aufwendig und teuer und müssen auch an ihrem bisher geringen Erfolg gemessen werden. Auch müssen die Gefahren eventueller Nebenwirkungen durchzuführender Maßnahmen sorgfältig abgewogen werden. Den Empfehlungen der Landesanstalt für Ökologie in Recklinghausen folgend (LÖLF 1990) sollten daher Neophyten-Problemarten nur in begründeten Einzelfällen bekämpft werden, aber möglichst ein aktives und unkontrolliertes Ausbringen durch Ansaat oder Pflanzung verhindert werden.

Abschließend ist festzuhalten, daß die Zunahme von Neophyten nicht als Ursache, sondern als Folge der durch den Menschen ausgelösten Florenveränderung zu werten ist. Das Neophyten-Problem - soweit dies überhaupt als solches bezeichnet werden kann - spielt gegenüber gravierenden Entwicklungen wie dem fortschreitenden Schwund naturnaher Flächen durch Nutzungsänderung nur eine untergeordnete Rolle im Naturschutz. Mit ihrer Ausbreitung zeigen Neophyten jedoch tiefere Probleme an, die vor allem in der nachhaltigen anthropogenen Veränderung der Pflanzendecke zu suchen sind.

## 6 Literatur

BÖCKER, R., AUHAGEN, A., BROCKMANN, H., HEINZE, K., KOWARIK, I., SCHOLZ, H., SUKOPP, H. & ZIMMERMANN, F. (1991):  
Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen von

Berlin (West) mit Angaben zur Gefährdung der Sippen, zum Zeitpunkt ihres ersten spontanen Auftretens und zu ihrer Etablierung im Gebiet sowie zur Bewertung der Gefährdung. - Schr.R. Fachbereich Landschaftsentwicklung TU Berlin, Sonderheft S 6: 57-88.

DERBSCH, H. & SCHMITT, J.A. (1987):  
Atlas der Pilze des Saarlandes. Teil 2: Nachweise, Ökologie, Vorkommen und Beschreibungen. Schr.R. "Aus Natur und Landschaft im Saarland" Sonderband 3: 816 S. Saarbrücken.

GAGGERMEIER, H. (1991):  
Die Waldsteppenpflanze *Adonophora liliifolia* (L.) A. DC. in Bayern. - Hoppea 50: 287-322.

GERSTBERGER, P. (1992):  
Die Salz-Schuppenmiere (*Spergularia salina*) als Besiedler sekundärer Salzstandorte in Bayern. Tuexenia 12: 361-365.

JÄGER, J. (1991):  
Grundlagen der Pflanzenverbreitung. - In: SCHUBERT, R. (Hrsg.): Lehrbuch der Ökologie. 3. Aufl. S. 167-173. Jena.

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

KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988):  
Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Schr.R. Vegetationsk. 19: 210 S.

KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1986):  
Unerwartete Auswirkungen neu eingeführter Pflanzenarten. - Universitas 41 (483): 828-845.

KUNICK, W. (1982):  
Zonierung des Stadtgebietes von Berlin (West) - Ergebnisse floristischer Untersuchungen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 14: 1-164.

LÖLF (Hrsg.) (1990):  
Fremdlinge - eine Gefahr für die heimische Pflanzenwelt? - LÖLF-Mitt. 1990 (1-1. Quart.): 55 S.

MERKEL, J., WALTER, E. & REBHAN, H. (1991):  
Naturschutz in Oberfranken. Zur Problematik der Einbürgerung von Pflanzen und Tieren. - Heimatbeilage Amlt. Schulanzeiger Reg. Bez. Oberfranken 178: 45 S. Bayreuth.

MOORE, D. M. (1983):  
Human impact on island vegetation. In: HOLZNER, W., M.J.A. WERGER & IKUSIMA, I. (Hrsg.), Man's impact on vegetation. Junk. 237-248. Den Haag.

SCHMIDT, P. A. (1990):  
Gefährdung und Erhaltung von Arten und Populationen der autochthonen Gehölzflora der DDR. - NNA-Ber. 3 (30): 165-172.

SCHNEEDLER, W. (1978):  
*Trifolium fragiferum* an den Landstraßen. - Mitt. Arbeitsgem. florist. Kartierung Bayerns 8: 39-40.

SCHÖNFELDER, P. (1987):

Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Bayerns.

Schr.R. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz 72: 77 S. München.

SCHULDES, H. & KÜBLER, R. (1990):

Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis et gigantea*, *Reynoutria japonica et sachalinensis*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung; Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt Bad.-Württ. 122 S. Stuttgart.

SCHULDES, H. & KÜBLER, R. (1991):

Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. Arbeitsbl. Naturschutz 12: 1-16. Karlsruhe.

STARFINGER, U. (1991):

Nicht-einheimische Pflanzenarten als Problem für den Artenschutz. In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Ber. aus der Ökol. Forsch. 4: 225-233. Jülich.

SUKOPP, H. (1976):

Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. - Schr.R. Vegetationskd. 10: 9-27.

**Anschrift des Verfassers:**

Peter Sturm

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz

Referat 8/3 - Artenschutz

Rosenkavalierplatz 3

D-81925 München



# Neophyten in Süddeutschland - Artenpektrum, Herkunft, Biologie und Verbreitung

Erich WÄLTER

## Gliederung:

1. Einleitung und Begriffsbestimmung
2. Die aggressiven Neubürger-Arten
  - Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*)
  - Japanischer Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*)
  - Sachalinknöterich (*Reynoutria sachalinensis*)
  - Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*)
  - Späte Goldrute (*Solidago gigantea*)
  - Topinambur (*Helianthus tuberosus*)
  - Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*)
  - Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*)
  - Kleinblütiges Knopfkraut (*Galinsoga parviflora*)
  - Behaartes Knopfkraut (*Galinsoga ciliata*)
  - Strahllose Hundskamille (*Matricaria discoidea*)
  - Einjähriger Feinstrahl (*Erigeron annuus*)
  - Kanadischer Katzenschweif (*Conyza canadensis*)
  - Moschus-Gaucklerblume (*Mimulus moschatus*)
  - Gelbe Gaucklerblume (*Mimulus guttatus*)
  - Virginische Nachtkerze (*Oenothera biennis*)
  - Orientalisches Zackenschötchen (*Bunias orientalis*)
  - Persischer Ehrenpreis (*Veronica persica*)
  - Aufrechter Sauerklee (*Oxalis fontana*)
  - Pyrenäen-Storchschnabel (*Geranium pyrenaicum*)
  - Schwarzfrüchtiger Zweizahn (*Bidens frondosa*)
  - Österreichische Sumpfkresse (*Rorippa austriaca*)
  - Tüpfelstern (*Lysimachia punctata*)
  - Faden-Ehrenpreis (*Veronica filiformis*)
  - Nuttals Wasserpest (*Elodea nuttallii*)
  - Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*)
3. Weniger ausbreitungstüchtige Neophyten
  - Schöne Telekie (*Telekia speciosa*)
  - Großblättrige Wucherblume (*Tanacetum macrophyllum*)
  - Brauner Storchschnabel (*Geranium phaeum*)
  - Rosenrotes Mönchskraut (*Nonea rosea*)
  - Großblättrige Aster (*Aster macrophyllum*)
4. Neubürger, die als solche längst nicht mehr in Erscheinung treten
  - Saat-Wicke (*Vicia sativa*)
  - Esparsette (*Onobrychis viciaefolia*)
  - Luzerne (*Medicago sativa*)
  - Zarte Binse (*Juncus tenuis*)
5. Baumarten als Neophyten in Wald und Landschaft
  - Robinie (*Robinia pseudacacia*)
  - Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*)
  - Eschen-Ahorn (*Acer negundo*)
  - Weiß- oder Grauerle (*Alnus incana*)
6. Florenerweiterung durch Beschäftigung mit Neophyten
  - Schlanke Karde (*Dipsacus strigosus*)
  - Hohe Kugeldistel (*Echinops sphaerocephalus*)
  - Übersehene Kugeldistel (*Echinops exaltatus*)
  - *Echinops bannaticus*
  - Eselsdistel (*Onopordum acanthium*)
7. Die Ausbreitungs- und Wanderwege der Neophyten
  - Spreizender Salzschwaden (*Puccinellia distans*)
  - Mähnergerste (*Hordeum jubatum*)
  - Duftender Alant (*Inula graveolens*)
  - Glanz-Melde (*Atriplex nitens*)
8. Wie fremde Pflanzenarten zu Neophyten oder Neubürgern werden
  - Alexandrinerklee (*Trifolium alexandrinum*)
  - Kahlfrüchtige Wegwarte (*Cichorium calvum*)
  - Wendebloemenklee (*Trifolium resupinatum*)
  - *Anthemis hyalina*
  - *Lepyrodiclis holosteoides*
  - *Silene conoidea*
  - *Lepidium sativum*
  - *Vaccaria hispanica*
  - Beifußblättrige Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*)
  - Cubaspinat (*Claytonia perfoliata*)
  - Feigenbaum (*Ficus carica*)
9. Neophyten mit Rückgangstendenz als Arten der Roten Listen?
  - Nickender Milchstern (*Ornithogalum nutans*)
  - Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris*)
10. Schlußbetrachtung
11. Fototeil
12. Literatur

## 1 Einleitung und Begriffsbestimmung

Zum breitgefächerten Thema ist gleich eingangs eine Begriffsbestimmung notwendig. Deshalb werden zunächst Beispiele für Alteinheimische, Archäophyten und Neophyten genannt.

So sind den alteinheimischen oder indigenen Pflanzenarten der Floren Süddeutschlands vor allem Arten der Wälder, wie Rotbuche, Esche, Rot- oder Schwarzerle u.v.a. zuzuzählen. Und speziell für

Süddeutschland eben auch die meisten alpin und praealpin verbreiteten Sippen.

Dem zweiten Formenkreis, den Archäophyten oder Altbürgern, gehören vor allem Arten an, die mit dem Ackerbau und damit seit der Jungsteinzeit (vor ca. 5 - 7000 Jahren) durch den ackerbauenden Menschen direkt eingeführt, in der Folge verwilderten oder im Gefolge von Ackerbau und Viehhaltung eingeschleppt wurden. Zu dieser artenreichen Gruppe gehören auch viele Arten, die durch mittlerweile wie-

der stattgefundenen Rückgang, die Roten Listen füllen. Neben alten Kulturarten wie dem Schlafmohn (*Papaver somniferum*) (vgl. Foto 1), Kornblume (*Centaurea cyanus*), Klatschmohn (*Papaver rhoeas*), dem Acker-Schwarzkümmel (*Nigella arvensis*) und dem Kuhkraut (*Vaccaria hispanica*) (vgl. Foto 2) vor allem Acker-Wildkräuter. Ihre ursprüngliche Herkunft sind überwiegend die Länder im östlichen Mittelmeergebiet und Vorderasien.

Mit der Osterluzei (*Aristolochia clematitis*), der Deutschen Schwertlilie (*Iris germanica*) (vgl. Foto 3), der Dach-Hauswurz (*Sempervivum tectorum*) finden sich weitere Arten, die zunächst durch direkten menschlichen Einfluß, z.B. durch gärtnerische Kultur als Heil- oder Zierpflanzen verbreitet wurden und verwilderten. Die Verbreitung solcher Arten, sind z.B. mit der Deutschen Schwertlilie und der Dach-Hauswurz bis auf die Güter-Verordnung des "Capitulare de Villis" zurückzuführen. Als Nutzpflanzen wurden Arten wie die Färbepflanze Färberwaid (*Isatis tinctoria*) oder in der Weberei benötigt, die Wilde Karde (*Dipsacus sylvestris*) vor ihrer Verwilderung weit verschleppt. Die Floren wuchsen so unter dem direkten und indirekten Einfluß durch den Menschen, weit über die natürlich in den einzelnen

Florengebieten vorkommenden Arteninventare hinaus.

Ab der Mitte unseres Jahrtausends kommen unter dem Einfluß des nun beginnenden, wirklich weltweiten Handels zahlreiche Arten aus fernen Erdteilen und Ländern hinzu. So gelten alle, nun nach der scheinbar willkürlichen Zeitgrenze von 1500 eingeführten und verwilderten Pflanzenarten als Neophyten oder Neubürger. Auch hier stellen wieder einen besonders großen Anteil die im Gefolge der Landwirtschaft und gärtnerischer Kultur angepflanzten und später verwilderten Arten, wie z.B. Wildtulpe (*Tulipa sylvestris*) und der Flieder (*Syringa vulgaris*). Damit gelangen, wenn auch häufig erst sehr spät, unseren heimischen Florengliedern gegenüber besonders wuchs- und konkurrenzkräftige Arten zu uns.

Diese Arten, die aufgrund ihrer hohen Vitalität sich weit und schnell ausbreiten, treten durch Presse u.a. Medien ins Bewußtsein breiter Bevölkerungskreise. Hier handelt es sich meistens um als Zierpflanzen angebaute Gartenflüchtlinge.

Abschließend soll noch mit den Agriophyten benannten Arten eine weitere Pflanzengruppe vorge-

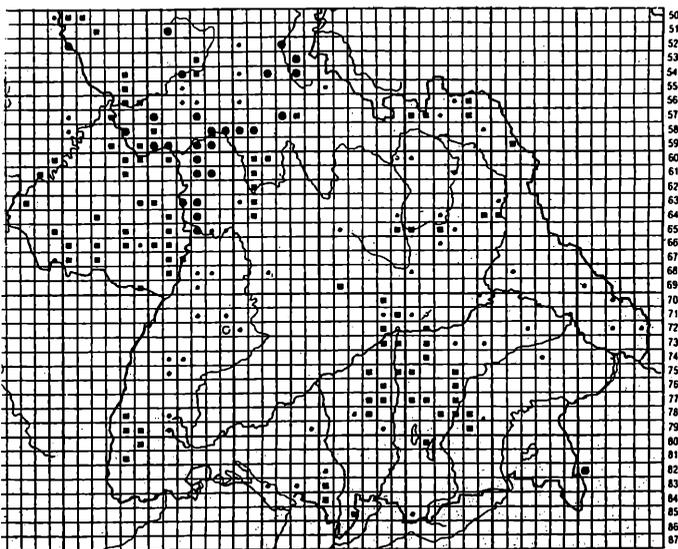
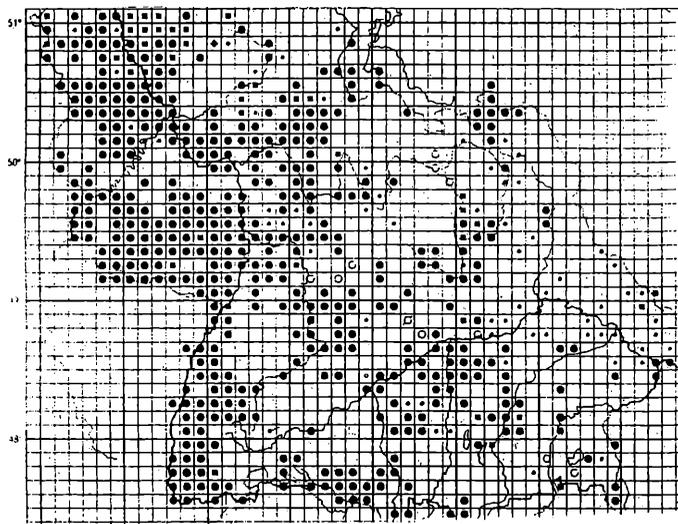


Abbildung 1

Die Verbreitung der beiden Staudenknöterich-Arten in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988):  
 (oben): Spitzblättriger Knöterich (*Reynoutria japonica*)  
 (unten): Sachalin-Knöterich (*Reynoutria sachalinensis*)

stellt werden. Mit diesem Terminus werden Pflanzenarten bezeichnet, die erst durch die Tätigkeit des Menschen in ein Gebiet gelangt sind, aber mittlerweile als feste Bestandteile der natürlichen Vegetation auftreten und in ihrem Fortbestehen nicht mehr auf die Tätigkeit des Menschen angewiesen sind (LOHMEYER und SUKOPP 1992).

Zu den Agriophyten gehört z.B. auch die Deutsche Schwertlilie (siehe Foto 3).

## 2 Die aggressiven Neubürger-Arten

Mit dem Riesen-Bärenklau oder der Herkulesstaude (*Heracleum mantegazzianum*) (vgl. Foto 4) haben wir einen ganz auffälligen Neubürger. Die zunächst als schöne und attraktive Solitärpflanze in Gärten kultivierte Art wurde nach HEGI (1926) erst um 1890 in die Schweiz eingeführt und in Genf gezogen. Selbst wenn ihre erste Einführung dort schon um einige Jahre früher erfolgt ist, hat die im Kaukasus beheimatete höherer, regenreicher Gebiete, mittlerweile einen Siegeszug ohnegleichen in Mittel- und Nordeuropa hinter sich. Erste Verwilderungen wurden für Dresden (1911), die Schweiz 1912-14 sowie anfangs des Jahrhunderts auch für Holland

bekannt. In Bestimmungsfloren findet sie sich noch 1979 von OBERDORFER nur als Zierstaude genannt. In Oberfranken z.B. fand ihre beobachtete und dokumentierte Ausbreitung (WALTER 1986) innerhalb der letzten 2-3 Jahrzehnte statt.

Im gleichen Zeitraum fand auch die Ausbreitung von zwei aus dem fernen Osten stammenden Neubürgern, nämlich den beiden Staudenknöterich-Arten (*Reynoutria japonica* und *R. sachalinensis*) (vgl. Foto 5) statt. Beide Arten sind Kulturflüchtlinge, die im 19. Jahrhundert als Futterpflanzen angebaut wurden. Von HEGI (1912) wurde der Japanische Staudenknöterich in Bayern für Würzburg, Bayreuth und Nürnberg genannt. Heute ist er vor allem in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg und in Bayern südlich der Donau weit verbreitet. Hier bildet er mit seinen Wurzelaufläufern dichte Bestände in Bach- und Flußtälern. Für die Art existiert deshalb keine einheimische Konkurrenz, alle anderen Arten vermag er in dichten, bis etwa 3 m hohen Dickichten zu ersticken und ist sogar extrem waldverjüngungsfeindlich. Ähnlich verhält sich der noch höherwachsende, von der ostasiatischen Insel Sachalin stammende, und in Süddeutschland bisher noch weniger verbreitete Sachalinknöterich (vgl. Abb.1).

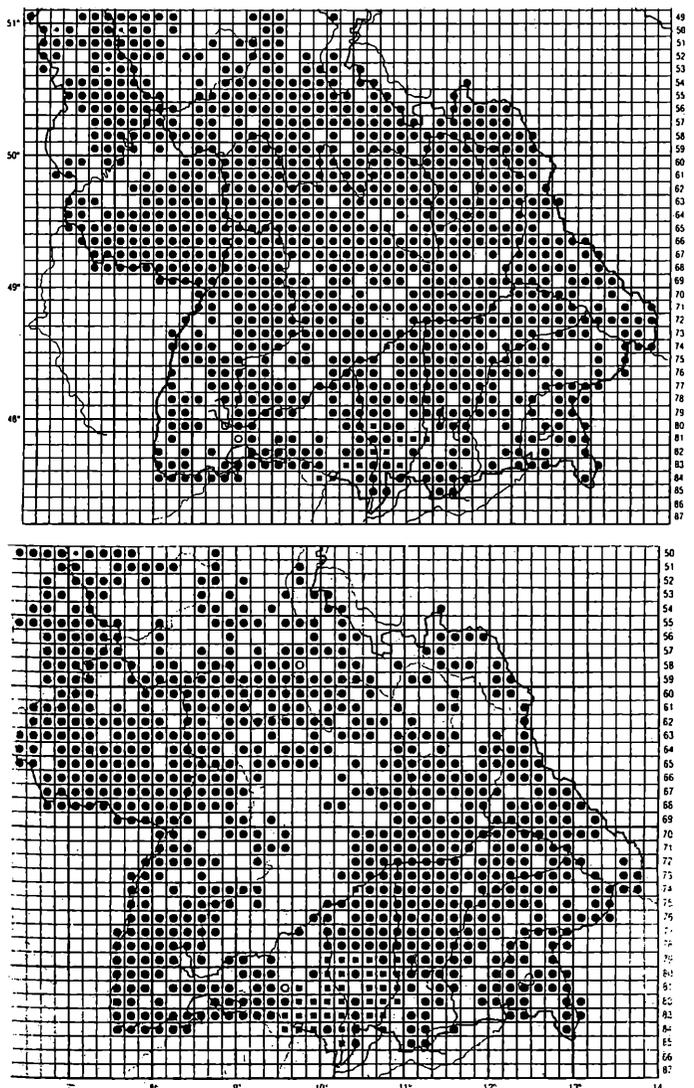


Abbildung 2

Die Verbreitung der beiden Goldruten-Arten in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988):

(oben): Kanadische Goldrute

(*Solidago canadensis*)

(unten): Späte Goldrute

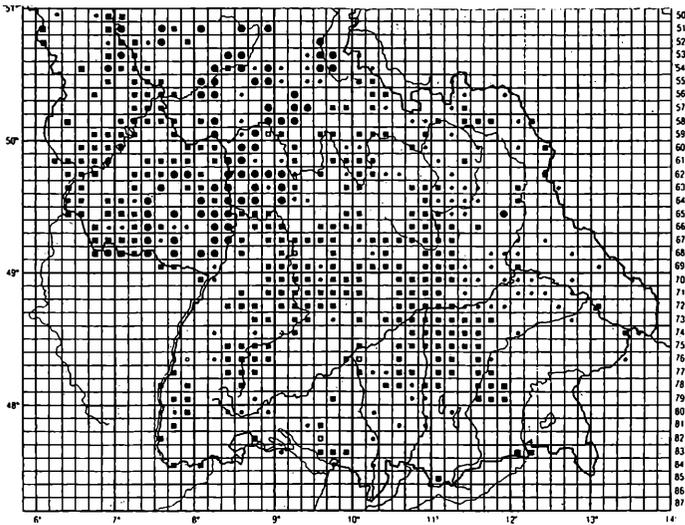
(*Solidago gigantea*)

Zur Gruppe der besonders aggressiven Neophyten zählen weiter die beiden nordamerikanischen Goldrute-Arten *Solidago canadensis* und *S. gigantea*.

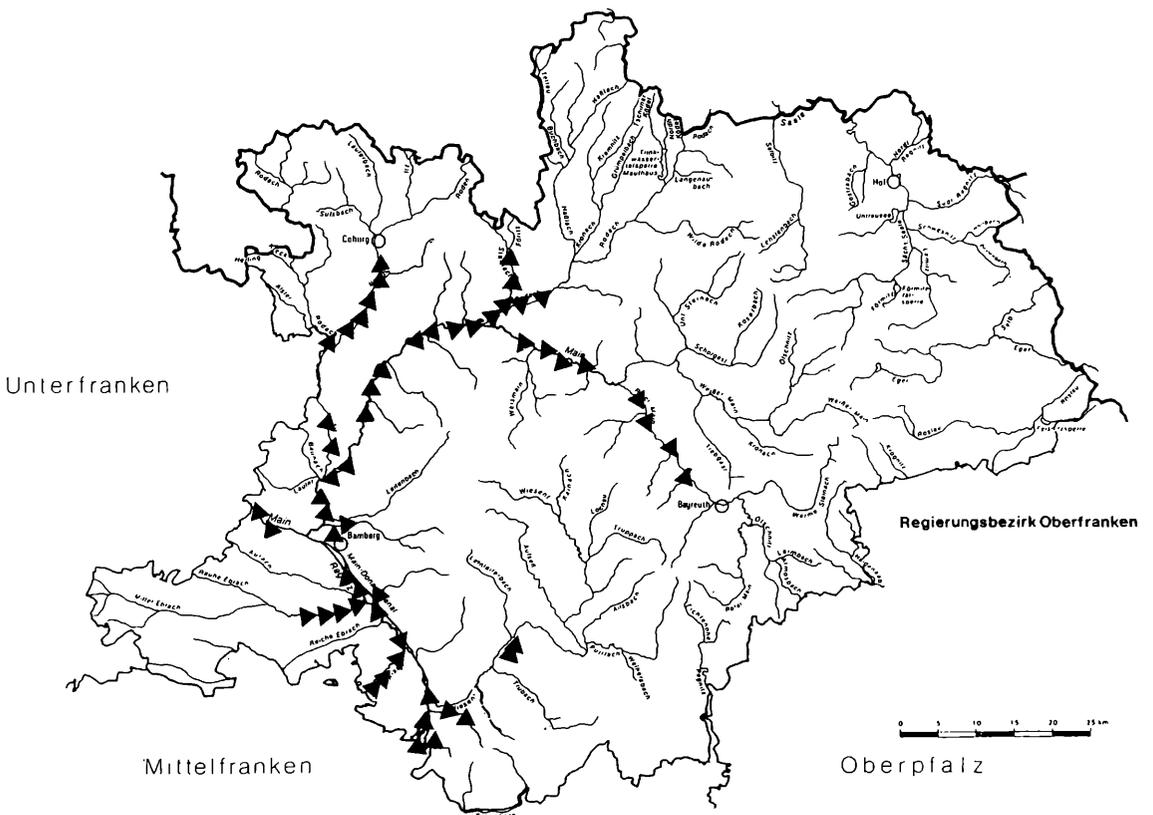
Für die Kanadische Goldrute (vgl. Foto 22), die Art mit dem dichteren Verbreitungsbild, gibt es erste Literaturhinweise aus der Mitte des 19. Jahrhunderts (so für die Ufer des Rheins oberhalb Koblenz schon für 1841 und für Berlin 1863). Sie ist vor allem die Art aufgelassenen Gartenlandes und von Trümmergrundstücken in den Städten und deren Umgriff.

Doch besonders negativ wird sie durch die Eroberung von wertvollen Halbtrockenrasen im Südwesten Deutschlands aufscheinend. Als sich einbürgert wird die Späte oder Hohe Goldrute (*S. gigantea*) schon um 1830 für Baden genannt. Und im Südwesten Deutschlands findet sich die Art heute, besonders in Flußtälem wie dem des Rheins, in riesigen Beständen.

Das nordöstliche Bayern erreichte die Art erst Mitte unseres Jahrhunderts, obwohl sie von SCHWARZ



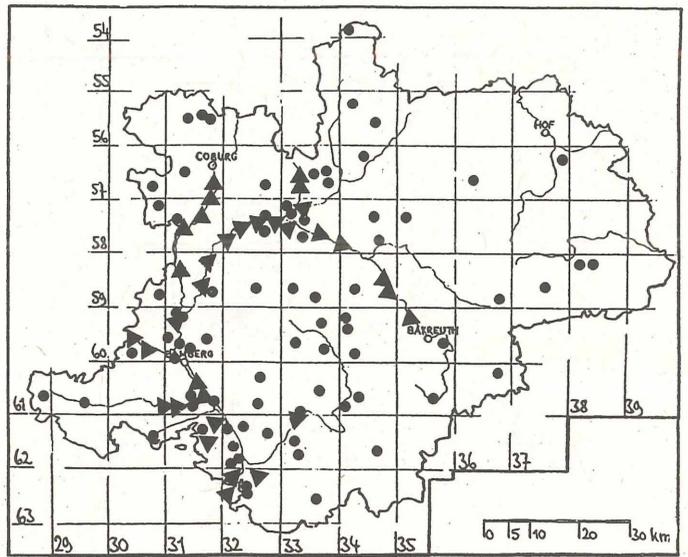
**Abbildung 3**  
**Vorkommen von *Helianthus tuberosus* in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)**



**Abbildung 4**  
**Das Fließgewässernetz Oberfrankens mit den Verwilderungen von *Helianthus tuberosus* (nach WALTER 1992)**

Abbildung 5

Topinambur-Vorkommen in Oberfranken  
(WALTER 1992)



(1899) schon für "an der Rednitz bei Roth als völlig eingebürgert" erwähnt wurde. Diese beiden weitverbreiteten Solidago-Arten, entsprechend ihrer Kultivierung in Gärten verschiedener Gebiete auch unterschiedlich verbreitet, produzieren massenhaft flugfähige Samen, die vom Wind weit vertrifft werden. Neuerliche Ackerstillegungen sind damit geeignet, letzte Lücken ihrer bisherigen Verbreitung zu schließen. Eine dritte Art der Gattung Solidago findet sich mit *S. graminifolia* vor allem südlich der Donau, in bisher noch wenigen Vorkommen, verwildert (vgl. Abb. 2).

Ebenfalls in Nordamerika ist die Knollen-Sonnenblume oder Topinambur (*Helianthus tuberosus*) beheimatet. Eine Art, die allerdings schon Anfang des 17. Jahrhunderts für Mitteleuropa Erwähnung fand. Sie verbreitet sich entlang der Bäche und Flüsse, ist ziemlich lichtbedürftig und fehlt deshalb in fließbegleitenden Galeriewäldern. Eine Kartierung der Art für Oberfranken zeigt mit der umseitig abgebildeten Verbreitungskarte (Abb. 4) ein striktes Festhalten im direkten Umgriff der Fließgewässer, dabei eigenartigerweise flussaufwärts fortschreitend. Ein weiteres Kärtchen (Abb. 5) zeigt, daß die Art in ländlichen Gärten und Wildäckern bereits in breiter Front anwartet. Das zeigt auch ein Kärtchen von WITTIG (1981) (Abb. 6) für das Fichtelgebirge, allerdings mit zu großen Rasterpunkten, was für kleine synanthrope Vorkommen einen falschen Eindruck für das Vorkommen der Art vermittelt.

Die Gattung *Impatiens* stellt zwei weitere Neophyten mit stürmischer Ausbreitung. Das Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*) (vgl. Foto 7) tritt erst Ende des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa auf. (Mit "an einigen Stellen Norddeutschlands" kommt auch die aus der Mongolei stammende kleinblütige Balsamine vor (WAGNER 1882). SCHWARZ nennt sie (1899) mehrfach, und da bezeichnenderweise auch mit "in Gebüsch eingbürgert und um den Botanischen Garten". Mittlerweile ist die in

Zentralasien beheimatete Art bei uns weitverbreitet. Noch weiter östlich, nämlich im Himalaya, ist das Indische oder Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) beheimatet. Erst für Ende des 19. Jahrhunderts tritt die Art in fränkischen Floren in Erscheinung. Heute ist sie vor allem im Rheintal und an den Donau-Zuflüssen Bayerns, aber auch in Franken, weit verbreitet. In Oberfranken hat sie einen wahrhaften Siegeszug in nur 2 Jahrzehnten entlang der Fließgewässer geschafft.

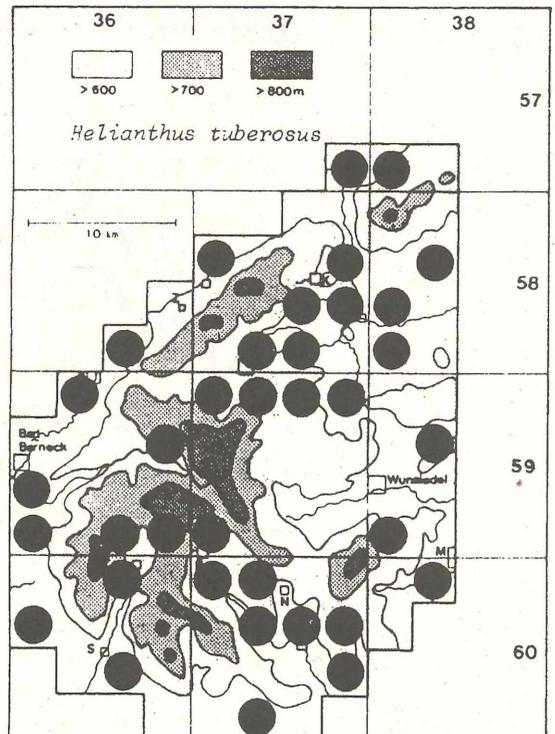
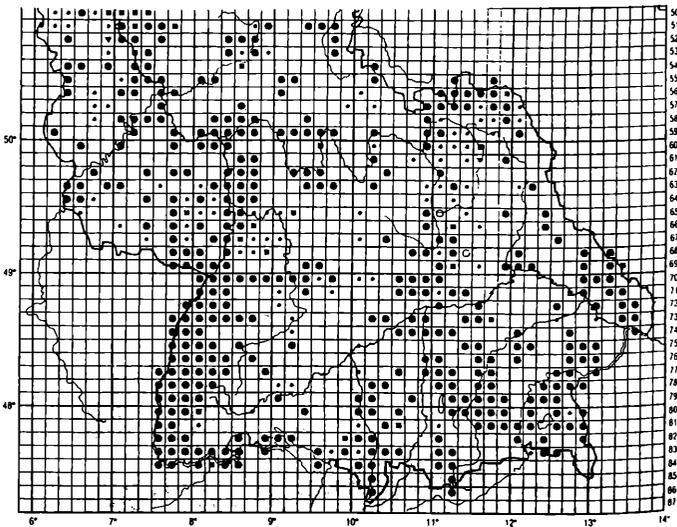
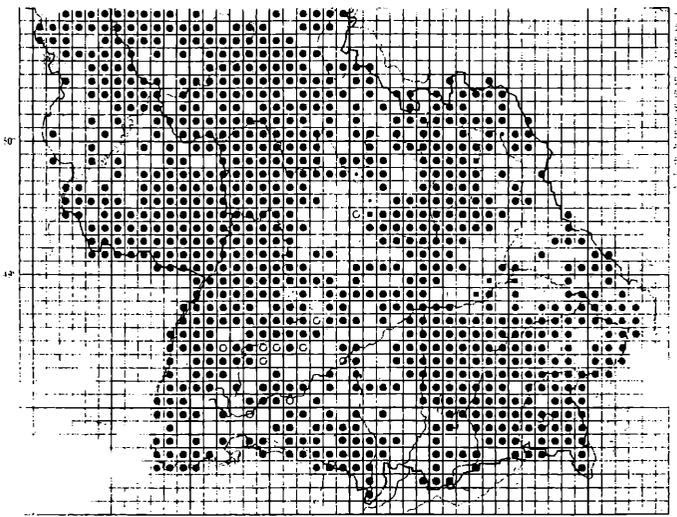


Abbildung 6

Verbreitung von Topinambur (*Helianthus tuberosus*)  
im Fichtelgebirge (WITTIG 1981)

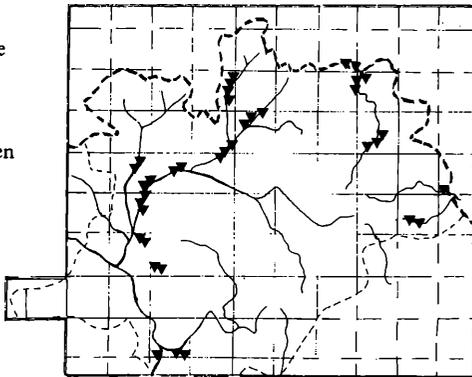


**Abbildung 7**

Verbreitung der beiden Springkräuter in Süd-  
deutschland  
(oben): Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*)  
(unten): Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*)

▼ = Eingebürgerte  
*Impatiens glandulifera*-  
Vorkommen  
in Oberfranken

Karte der  
Flußsysteme



**Abbildung 8**

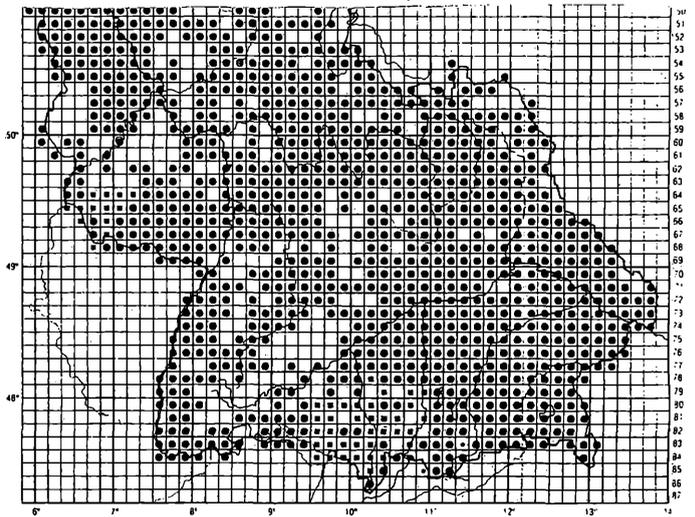
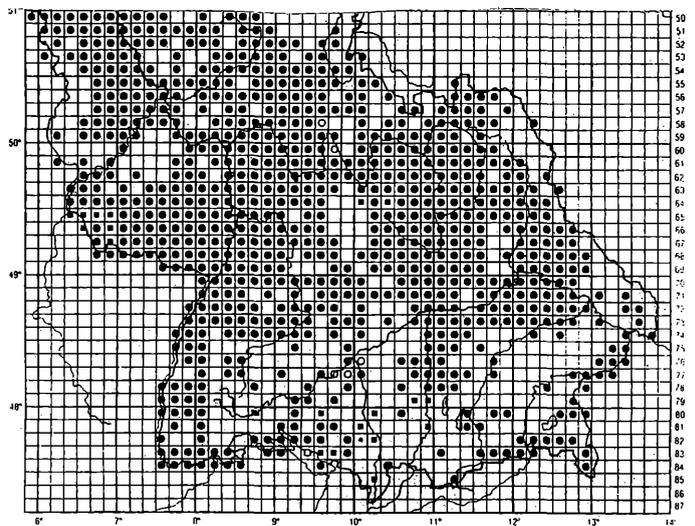
*Impatiens glandulifera* in Oberfranken  
(nach WALTER 1982)

Ähnlich stürmisch wie die zuletzt erwähnten, sogenannten aggressiven Neubürger-Arten, haben viele weitere Pflanzen fremder Herkunft ihren Platz in unseren Floren erobert. Solche Beispiele sind die beiden Knopfkraut- oder Franzosenkraut-Arten aus Südamerika.

Das Sandböden bevorzugende, aus Peru stammende Kleinblütige Knopfkraut (*Galinsoga parviflora*) (vgl. Foto 8) wächst je nach geologischen Verhält-

nissen meist alternativ zum Behaarten Knopfkraut (*G. ciliata*) aus Chile. *G. parviflora* ist seit etwa 1800, *G. ciliata* seit etwa 1850 Neubürger unserer Floren. Beide Arten kommen als Acker-Wildkräuter, besonders in Hackfruchtäckern und auf Gartenland, in dichten Beständen vor.

Die Strahllose Hundskamille (*Matricaria discoidea*) aus Nordost-Asien, eventuell Nordwest-Ameri-



**Abbildung 9**

Die Verbreitung der beiden Knopfkräuter in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

(oben): **Kleinblütiges Knopfkraut (*Galinsoga parviflora*)**

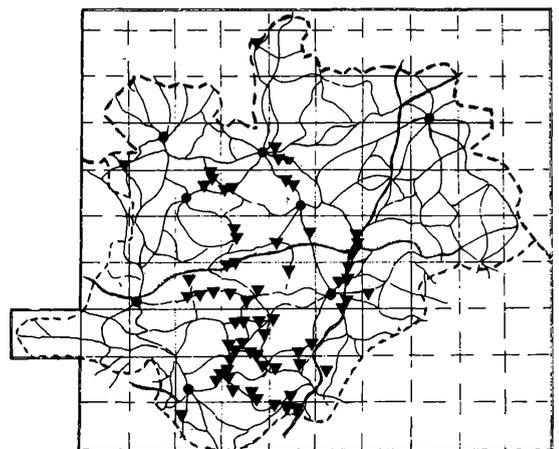
(unten): **Behaartes Knopfkraut (*Galinsoga ciliata*)**

ka, ist obwohl seit etwa 1850 weit verbreitet, kaum mehr beachteter Neubürger.

Der Einjährige Feinstrahl (*Erigeron annuus*) (vgl. Foto 9), aus Nordamerika stammende ehemalige Zierpflanze, kommt seit dem 18. Jahrhundert bei uns vor, und findet sich vor allem verwildert in der Umgebung von Straßen und Wegen in Sandgebieten. Eine weitere Art ähnlicher Herkunft und Verbreitung ist der Kanadische Katzenschweif (*Conyza canadensis*). Er wurde bereits um 1700 eingeschleppt und ist längst eingebürgert.

Andere Arten nordamerikanischer Herkunft, wie z.B. die beiden Arten der Gattung *Mimulus* sind entweder schon wieder im Rückgang begriffen, wie die Moschus-Gaucklerblume (*Mimulus moschatus*) oder sie nehmen nur kleine Areale mit dichten Vorkommen ein, wie die Gelbe Gaucklerblume (*Mimulus guttatus*) am Mittelrhein, im Bayerischen Wald und im Schwarzwald.

Eine weitere Art nordamerikanischer Herkunft ist die Virginische Nachtkerze (*Oenothera biennis*), die hier nur als artenreiche Sammelart genannt sein soll. Sie ist seit 1619 im Gebiet. Ihre Wurzel wurde als Gemüse genutzt, und so wurde sie zeitweise sogar angebaut. Sie ist als sogenannte Eisenbahn-pflanze



**Abbildung 10**

Funde von *Bunias orientalis* entlang von Straßen in Oberfranken (nach WALTER 1982)

auf Bahnanlagen, aber vor allem in Sandgebieten auch entlang von Straßen weit verbreitet.

Eine kontinental verbreitete Art mit osteuropäisch-asiatischer Herkunft ist das Orientalische Zacken-

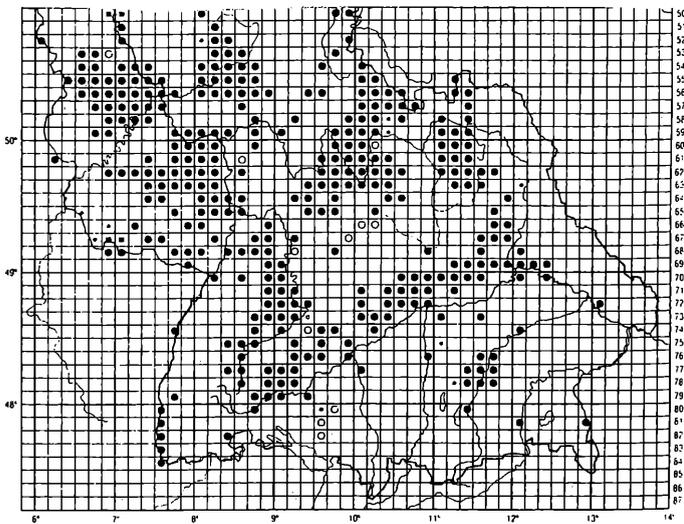


Abbildung 11

Das orientalische Zackenschötchen (*Bunias orientalis*) in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

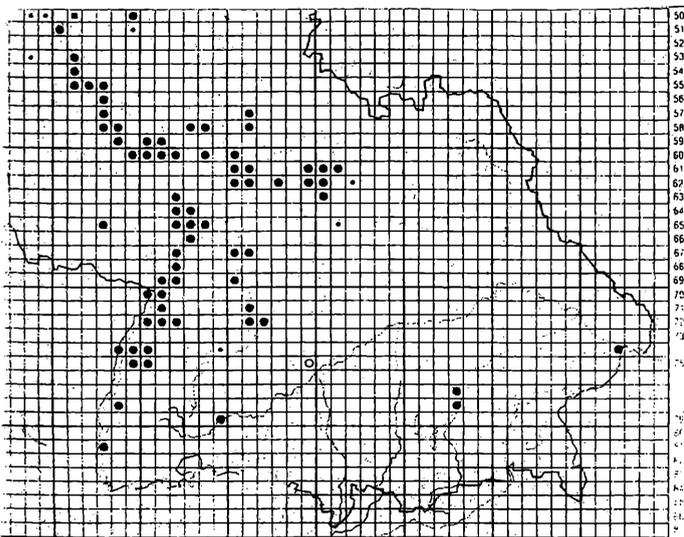


Abbildung 12

Die Österreichische Sumpfkresse (*Rorippa austriaca*) wandert z.Zt. am Rhein gegen Süden und in Franken am Main entlang gegen Osten (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

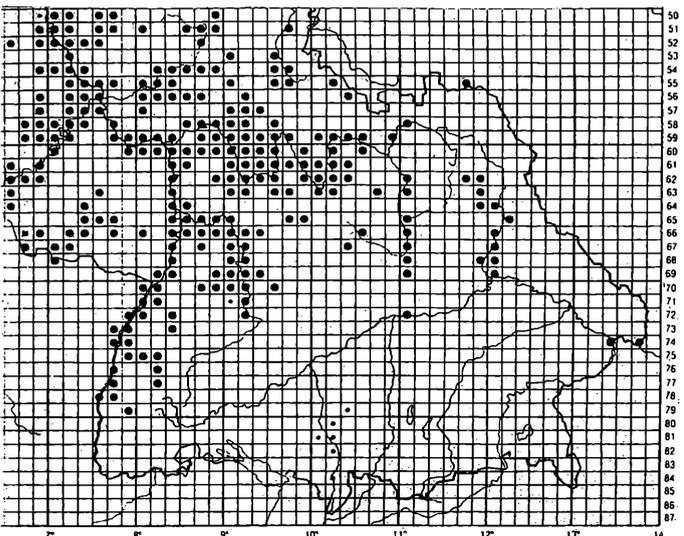


Abbildung 13

Die gleiche "Vormarschrichtung" und den gleichen Lebensraum erobert gerade der Schwarzfrüchtige Zweizahn (*Bidens frondosus*) (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

schötchen (*Bunias orientalis*) (vgl. Foto 10), das im 19. Jahrhundert hier heimisch wurde.

Zuerst nur für das nördliche Deutschland genannt (KOCH 1860, WAGNER 1882) tauchte die Art Ende des vorigen Jahrhunderts in Franken auf. Von VOLLMANN (1914) für Bayern als "adventiv und an vielen Orten längst auf Äckern eingebürgert". In Oberfranken erfuhr es innerhalb der letzten 10 - 20

Jahre eine stürmische Ausbreitung, und kommt dort vor allem im Naturraum Nördliche Frankenalb zur Blütezeit entlang von Straßen streckenweise aspektbildend vor (vgl. Foto 10).

Weitere Neophyten, die sich auf wenig spektakuläre Weise bei uns eingebürgert haben und mittlerweile weit verbreitet sind, finden wir mit dem Persischen Ehrenpreis (*Veronica persica*), der aus Südwest-

Asien stammt und seit 1805 in Europa bekannt ist. Ebenfalls überwiegend als Acker-Wildkraut verbreitet ist der vermutlich aus Nordamerika stammende Aufrechte Sauerklee (*Oxalis fontana*).

In der Umgebung menschlicher Siedlungen und entlang von Straßen findet sich der Pyrenäen -Storchschnabel (*Geranium pyrenaicum*) in lückigen Wiesen und Weiden sowie an Böschungen seit etwa 1800 eingebürgert.

Vor allem an Flüssen breitet sich der Schwarzfrüchtige Zweizahn (*Bidens frondosa*) aus Nordamerika seit der Jahrhundertwende aus, und ebenfalls an Flüssen findet z.Zt. die Ausbreitung der Österreichischen Sumpfkresse (*Rorippa austriaca*) (vgl. Foto 11) von Westen her statt. Nun hat die Art an Main und Regnitz vor einigen Jahren auch Oberfranken erreicht.

Im Kaukasus haben die beiden folgenden Arten, mit pontischer Verbreitung, ihre Heimat. Es ist zunächst der Tüpfelstern oder Punkt-Felberich (*Lysimachia punctata*) (vgl. Foto 12), eine leicht zu vermehrende, reichblühende Staude unserer ländlichen Gärten.

Die Art vermag aus Gärten zu verwildern, wird häufig mit Gartenabfällen in die freie Landschaft verschleppt und dort auf Wochenend-Grundstücken auch häufig angepflanzt.

Sehr schnell hat sich der zierliche Faden-Ehrenpreis (*Veronica filiformis*) ausgebreitet. Nach JÄGER (1977) in Süddeutschland von 1837 an. Von MÜLLER (1957) wurde die Art für Ulm als seit 1937 eingebürgert, von HARZ (1935) für 1930 um München als fest eingebürgert genannt. KRACH und FISCHER stellten (1979) eine Karte der Art für Südfranken und Nordschwaben vor. In Oberfranken im nördlichen Bayern findet sie sich bevorzugt in Wiesen in der Nähe kleiner Fließgewässer in Ausbreitung.

Die Ausbreitung verschiedener, aus Nordamerika stammender Aster-Arten an unseren Flüssen ist noch im vollen Gange und bisher kaum zuverlässig erfaßt. Mittlerweile existieren davon schon Sippen, die ihre Heimat bei uns haben und die es in der Heimat ihrer Eltern gar nicht gibt. Diese Erscheinung ist zunächst ein gegenwärtiges, scheint aber

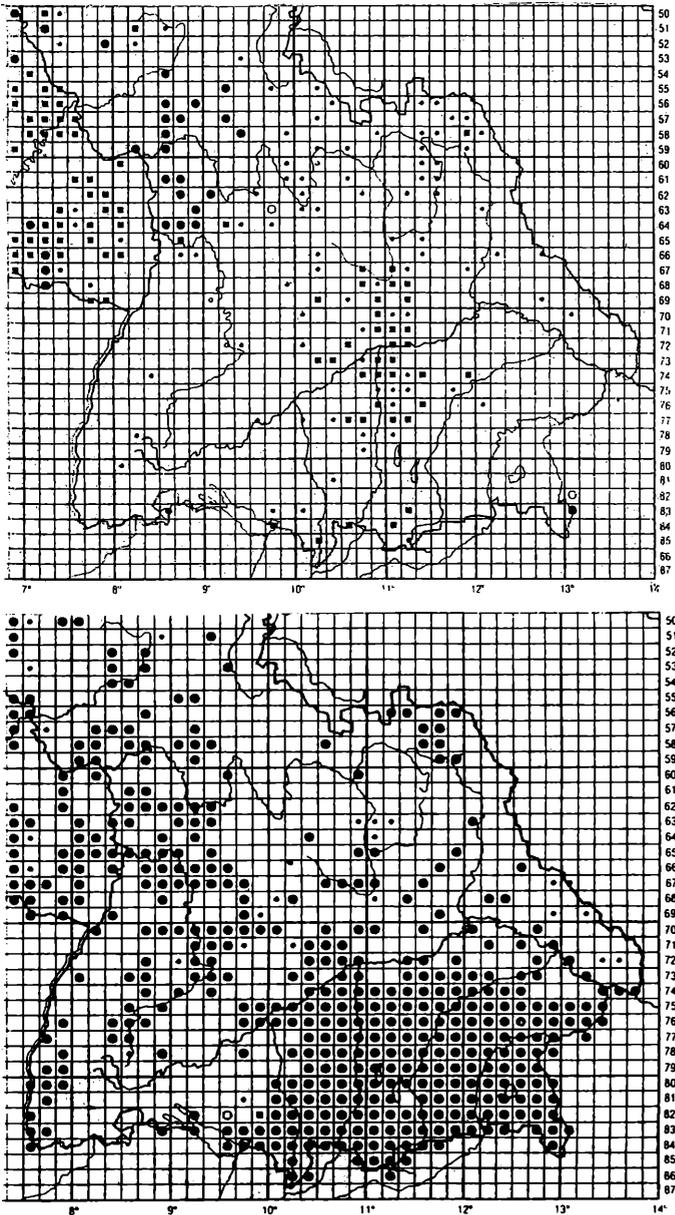


Abbildung 14

Verbreitung von  
(oben): *Lysimachia punctata* und  
(unten): *Veronica filiformis*  
(aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

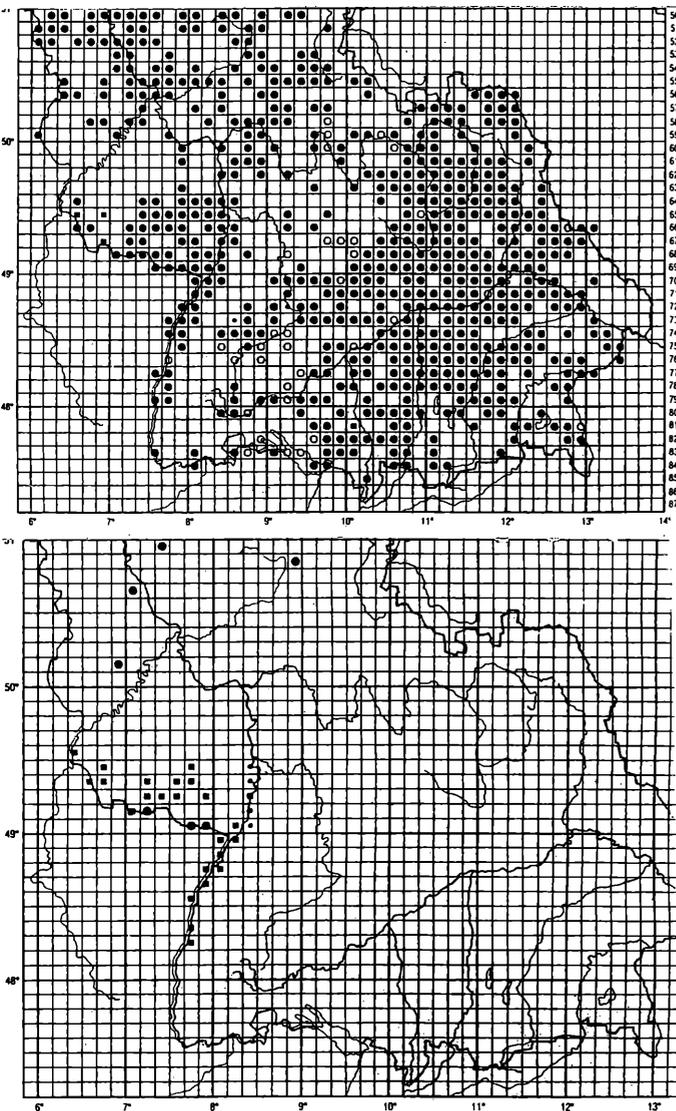
mehr und mehr ein zukunftsgerichtetes Problem zu werden (siehe dazu SCHOLZ 1993). Der Autor berichtet dort über eine unbeschriebene anthropogene Goldrute. Er meint dazu "In Amerika wären sie anthropogene Kenophyten (Neophyten), wenn Überführungen aus Europa und Ausbreitung erfolgten" Dazu wird weiter Konkurrenz unter nahe verwandten Arten bekannt und beschrieben, so durch JÄGER beim Verdrängen von *Bidens tripartitus* durch den Schwarzfrüchtigen Zweizahn (*Bidens frondosa*) aus Nordamerika.

Ähnliches wird für zwei ebenfalls aus Nordamerika stammende, nahe verwandte Arten beschrieben. So soll (nach de LANGHE 1972) die in Süddeutschland erst in Rheinland-Pfalz und im Rheinland beobachtete Nuttalls Wasserpest (*Elodea nuttallii*) die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) zurückdrängen. Die Art *Elodea nuttallii*, 1939 erstmals in Europa aufgetreten, für Süddeutschland 1976 im Saarland nachgewiesen und durch LOTTO (1985) ein Erstnachweis für Bayern veröffentlicht, hat mittlerweile mit einigen Nachweisen für Oberfranken (WALTER 1993) auch das nördliche Bayern erreicht.

Dieser vorangegangene Exkurs zur Verbreitung von Neophyten hat bei den einzelnen Arten unterschiedlichstes Verhalten gezeigt. Weitere Gruppen sollen nun den eingangs vorangestellten Arten mit aggressiven Verhalten (bzw. solcher Ausbreitung) gegenübergestellt werden.

### 3 Weniger ausbreitungstüchtige Neophyten

Eine solche sehr auffällige, aber nicht sehr ausbreitungstüchtige Art ist die Schöne Telekie (*Telekia speciosa*) (vgl. Foto 13). Die aus dem Südosten Europas stammende schöne, subalpin verbreitete Hochstaude, findet sich nur sehr selten und lokal begrenzt verwildert. In Oberfranken tritt die Art, so wie vor allem aus Mecklenburg bekannt (siehe KNAPP & HACKER 1984), vor allem in Parkanlagen und der Umgebung von Burgen und Schlössern der Umgebung von Coburg auf. Die im Bundesrepublik-Atlas von HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1988) fehlende Art fand sich nach SCHÖNFELDER & BRESINSKY (1990) bisher nur mit wenigen Vorkommen in Südbayern.



**Abbildung 15**

Die Verbreitung der beiden nordamerikanischen **Wasserpest-Arten** in Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988):

(oben): *Elodea canadensis*

(unten): *Elodea nuttallii*

Ähnlich verbreitet (wie die Telekie) ist die ost-praealpin beheimatete Großblättrige Wucherblume (*Tanacetum macrophyllum*) als wenig verwilderte, seltene Zierpflanze. Auch sie besitzt in Oberfranken eine Häufung von Verwildierungen in Burgen- und Schlösser-Umgebung (WALTER 1986).

Ebenso wenig aufdringlich benimmt sich der Braune Storchschnabel (*Geranium phaeum*) eine weitere, in der Umgebung von Parkanlagen verwilderte Art, mit ebenfalls ost-praealpiner Herkunft.

Die 3 genannten Arten zeigen ein Verhalten wie es, wollte man menschliche Maßstäbe anlegen, ihrer adeligen Umgebung geziemt. Sie entfernen sich kaum und nur sehr langsam vom ursprünglichen Ort ihrer früheren Kultivierung. Sie lassen sich bei weiterer gärtnerischer Bewirtschaftung der Parkanlagen, leicht durch Aufrechterhaltung der Mahd begrenzen.

Das Rosenrote Mönchskraut (*Nonea rosea*) im Kaukasus und Armenien beheimatet, kommt in Süddeutschland noch immer nur selten vor, obwohl es als ausgesprochene Spezialität des Raumes um Bayreuth-Kulmbach dort seit nunmehr fast 110 Jahren bekannt ist (WELSS 1985).

Auch die Großblättrige Aster (*Aster macrophyllus* L.) gehört bei uns zur Gruppe der wenig ausbreitungstüchtigen Neubürger.

Von der, wie viele verwilderte Aster-Arten ebenfalls in Nordamerika beheimateten Art, ist seit ca. 120 Jahren bei Wunsiedel im Fichtelgebirge eine Verwildering bekannt ohne, daß bisher weitere Ausbreitungsversuche der Art bekannt wurden (SCHUBERTH 1935).

#### 4 Neubürger, die als solche längst nicht mehr in Erscheinung treten

Zu dieser Gruppe gehören einige Schmetterlingsblütler, so z.B. die Saat-Wicke (*Vicia sativa*), heute

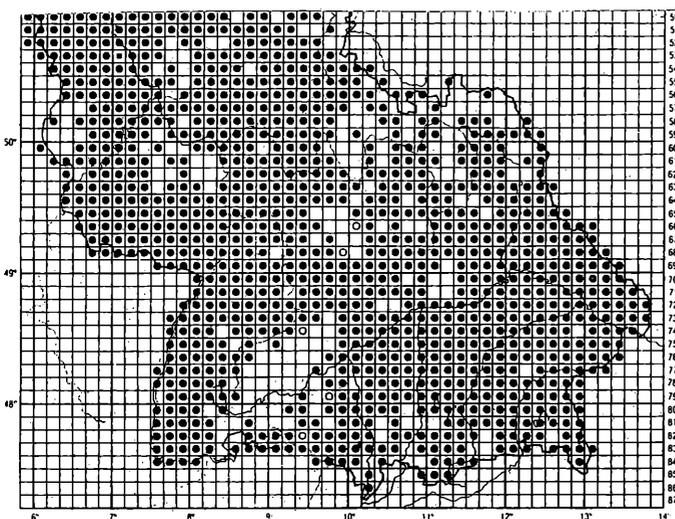


Abbildung 16

Unauffällig hat sich die aus Nordamerika stammende **Zarte Binse** bei uns ausgebreitet (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

nur noch äußerst selten angebaute Futterpflanze, gehört sie längst zum gewohnten Bild der Ackerwildkraut-Bestände. Ähnlich verhält es sich mit der Espartette (*Onobrychis viciaefolia*) und der Luzerne (*Medicago sativa/varia*). Vor allem in den geologi-

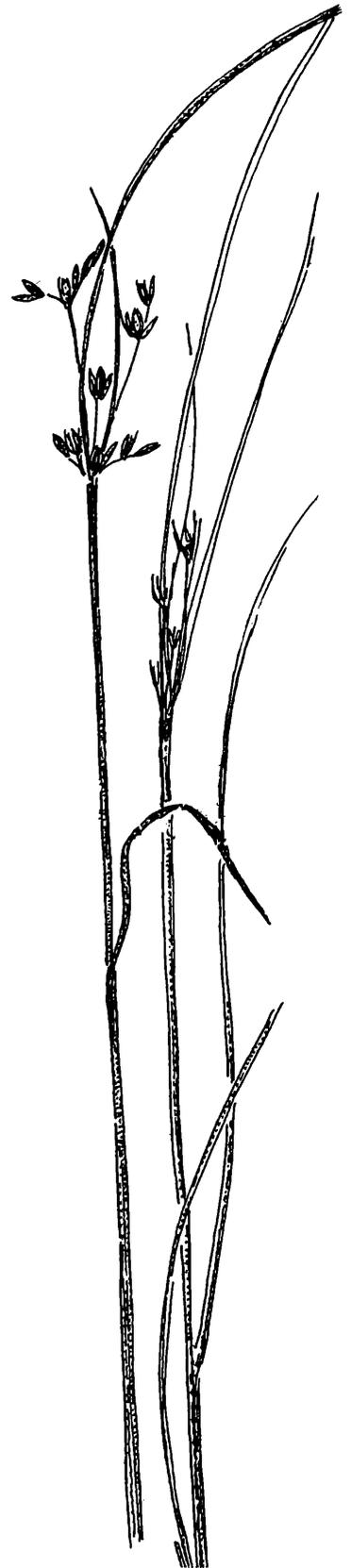
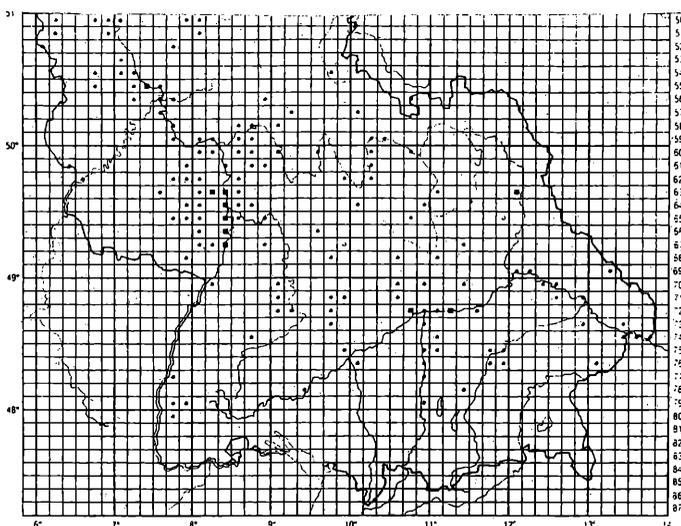
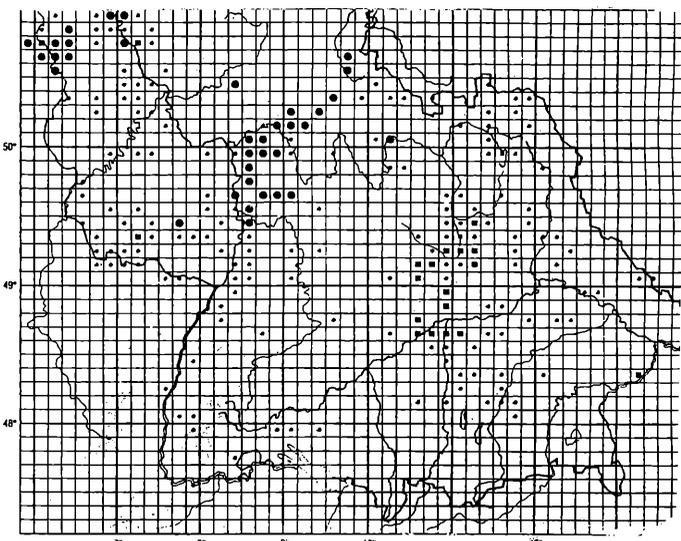
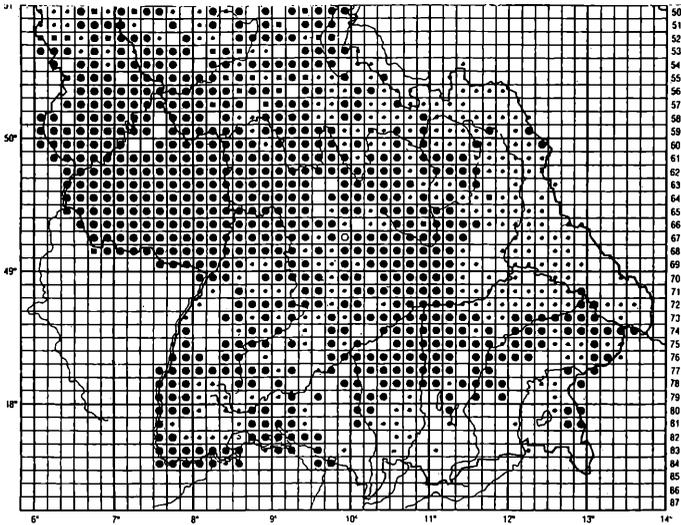


Abbildung 17

Zarte Binse (*Juncus tenuis*)

schen Kalkgebieten sind die häufigen Arten der Böschungen und Halbtrockenrasen unseren Floren scheinbar selbstverständlich angehörig, nicht mehr wegzudenken.

Ebenfalls völlig unbemerkt hat sich die in Nordamerika beheimatete Zarte Binse (*Juncus tenuis*), seit etwa 1824, vor allem auf grasigen Waldwegen vorkommend, bei uns ausgebreitet.

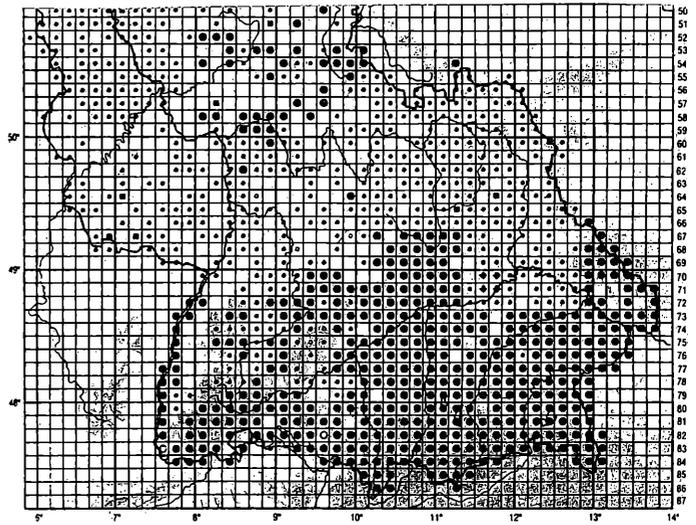


**Abbildung 18**

Verbreitung von  
 (oben): **Robinie** (*Robinia pseudacacia*)  
 (Mitte): **Spätblühender Traubenkirsche**  
 (*Prunus serotina*)  
 (unten): **Eschen-Ahorn** (*Acer negundo*)  
 (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

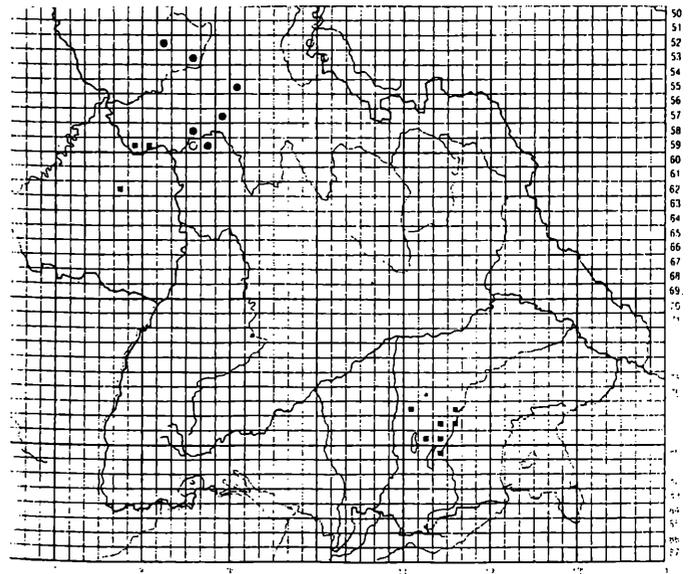
### Abbildung 19

Die Verbreitung der Weiß- oder Grauerle (*Alnus incana*) (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)



### Abbildung 20

Die Schlanke Karde (*Dipsacus strigosus*), lange übersehen, hat sich in der Verbreitungskarte von *Dipsacus pilosus* versteckt gehalten (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)



## 5 Baumarten als Neophyten in Wald und Landschaft

Die Robinie (*Robinia pseudacacia*), wie auch die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) haben ihre Heimat in Nordamerika, wurden bei uns forstlich angebaut und haben sich stellenweise selbstständig.

Der Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) ist ebenfalls aus Nordamerika zu uns gebracht, künstlich angepflanzt, und jetzt in Verwilderung begriffen.

Die Weiß- oder Grauerle (*Alnus incana*), im Alpen- und Voralpengebiet heimisch, wurde häufig forstlich angebaut, und ist nun kaum mehr ausrottbar, weit außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes verbreitet.

## 6 Florenerweiterung durch Beschäftigung mit Neophyten

Bei kritischer Beschäftigung mit dem Vorkommen einer heimischen Art, der Behaarten Karde (*Dipsacus pilosus*), wurde durch HELFRICH und LOH-

WASSER (1990) im Raum Bamberg eine weitere Art dieser Gattung, die bisher vor allem für das Alpenvorland um München bekannt war, gefunden. Dabei handelt es sich um die neophytisch vorkommende Art Schlanke Karde (*Dipsacus strigosus*) (vgl. Foto 16) aus Süd-Rußland. In vielen Fällen wächst sie mit der heimischen Art *Dipsacus pilosus* dicht benachbart oder zusammen.

Ähnlich erging es bei der gründlichen Beschäftigung mit der Hohen Kugeldistel (*Echinops spheerocephalus*) (vgl. Foto 15) in Oberfranken, durch WALTER (1991). Hier wurde als weitere neophytisch vorkommende Art die Übersehene Kugeldistel (*Echinops exaltatus*) gefunden. Dazu in einem Fall eine weitere, offensichtlich gartenentsprungene Sippe, nämlich *Echinops banaticus*.

Diesem Artenzugewinn durch gründliche Beschäftigung ist noch hinzuzufügen, daß bei der Floristischen Kartierung für die Bundesrepublik und Bayern das Verbreitungsbild der Eselsdistel (*Onopordum acanthium*) durch gartenentsprungene Zuchtformen ganz erheblich verfälscht wurde (siehe WALTER 1989).

Abbildung 21

Verbreitungsbild der **Hohen Kugeldistel** (*Echinops spaerocephalus*) für Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

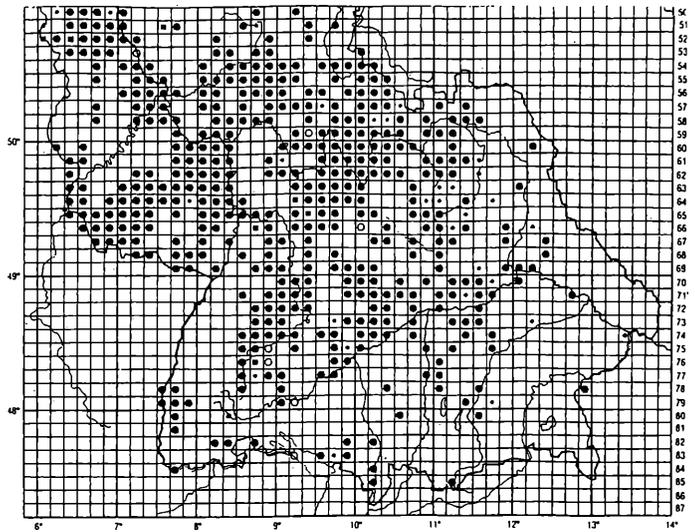
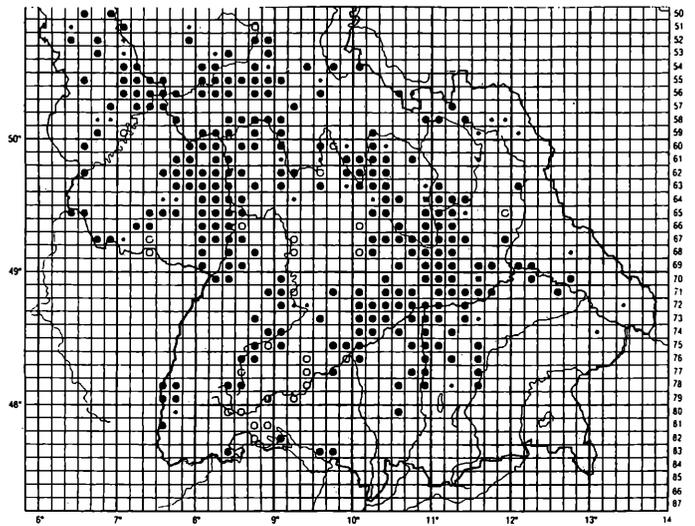


Abbildung 22

Verbreitungsbild der **Eselsdistel** (*Onopordum acanthium*) für Süddeutschland (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)



An den Kartierungsergebnissen für die Hohe Kugeldistel (*Echinops sphaerocephalus*) ist ebenfalls mindestens noch eine weitere Neophyten-Art, nämlich die Übersehene Kugeldistel (*Echinops exaltatus*), beteiligt.

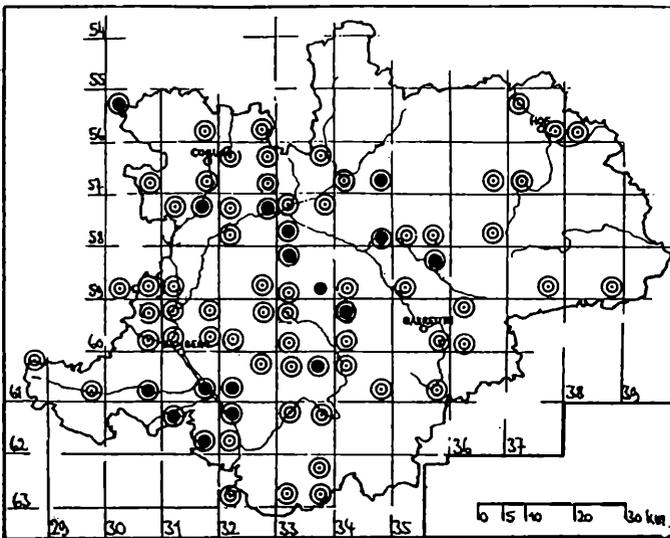
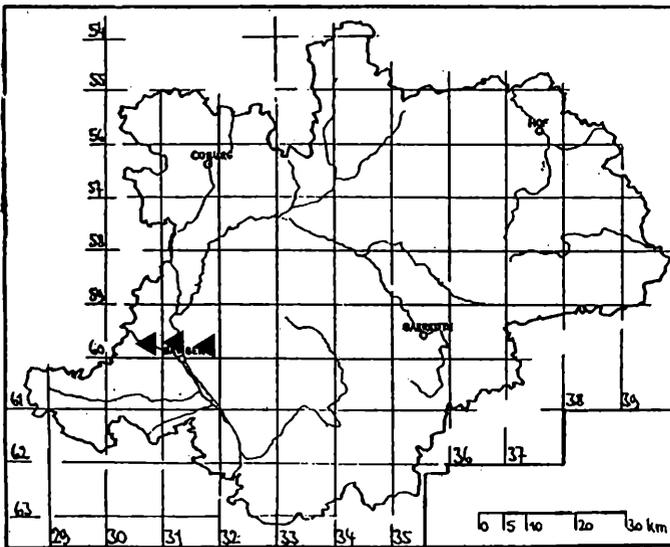
## 7 Die Ausbreitungs- und Wanderwege der Neophyten

Häufige Wander- und Ausbreitungswege stellen die Fließgewässer, hier vor allem die Flüsse, dar. Samen, Sproß- und Rhizomteile sowie Knollen werden, vor allem bei Hochwasser weit verdriftet und bei jedem "Hochwasserschaden" entstehen neue Standorte für Neophyten. Dazu kommen die menschlichen Eingriffe durch Sand- und Kiesabbau in der Flußbaue. Und mit den Steinbrüchen ist es nicht anders. Waren die Bahnhöfe und sonstigen Bahnanlagen früher wichtige Wanderwege und Wuchsorte, so sind es heute mehr die Straßen und straßennahen Störbereiche. Straßenränder haben in den letzten Jahrzehnten als Ausbreitungswege von Neophyten von sich reden gemacht. So vor allem durch die Ausbreitung des Spreizenden Salzschwaden (*Pucci-*

*nellia distans*) mit Veröffentlichungen durch SEYBOLD (1973), für Südwestdeutschland, durch KRACH & FISCHER (1979) für Südfranken und Nordschwaben und WALTER (1980) für Oberfranken. Weiter durch die Ausbreitung der aus Nordamerika stammenden Mähngerste (*Hordeum jubatum*) (vgl. Foto 17), vom Duftenden Alant (*Inula graveolens*) und der Glanz-Melde (*Atriplex nitens*).

## 8 Wie fremde Pflanzenarten zu Neophyten oder Neubürgern werden

Zu uns absichtlich eingebrachte oder verschleppte Pflanzenarten aus fernen Ländern und Erdteilen werden nicht zwangsläufig zu Neophyten oder Neubürgern, und damit zum festen Bestandteil unserer Flora als Agriphyten oder Neuheimische. Viele Arten treten nur als Gäste, Ephemerophyten oder Unbeständige auf. So ist es mit vielen mit Baumwoll-Transporten und -Verarbeitung eingeschleppten Pflanzenarten in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts gewesen (siehe MÜLLER 1950). So ist es auch in den vergangenen beiden Jahrzehnten



Funde von grauen Kulturformen von  
Onopordum acanthium in Oberfranken

- ⊙ = kultiviert bis synanthrop
- = synanthrop - "verwildert"

mit den Arten gewesen, die mit Gras- und Klee-Saatgut eingeschleppt wurden (siehe WALTER 1979). So wurde mit dem Alexandrinerklee (*Trifolium alexandrinum*) (vgl. Foto 18) z.B. die Kahlfrüchtige Wegwarte (*Cichorium calvum*) eingeschleppt, der die Naturalisation noch nicht gelungen ist.

Ähnlich ist es mit Begleitarten des Wendebunken's (*Trifolium resupinatum*) wie Anthemis hyalina (vgl. Foto 19), Lepyrodiclis holosteoides, Silene conoidea u.v.a..

Andererseits wurden mit Saatgut auch bei uns bereits als Archäophyten heimisch gewesene Arten erneut eingeschleppt, wie Eruca sativa, Lepidium sativum oder Vaccaria hispanica, ohne daß ihnen dadurch eine erneute Naturalisierung gelungen ist.

Das Beifußblättrige Traubenkraut oder die Beifußblättrige Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) (vgl. Foto 20) kann, selten oder zerstreut vorkommend, noch weitgehend als unbeständige Art oder als Gast angesehen werden kann.

So ist es auch mit dem Cubaspinat (*Claytonia perfoliata*), ebenfalls in Nordamerika beheimatet. Die Art ist in Norddeutschland bereits weit verbreitet, und kommt in Süddeutschland meistens nur aus Baumschulen mit Pflanzmaterial oder Humus verschleppt, vor.

Der Feigenbaum (*Ficus carica*) (vgl. Foto 21) kommt als Sendbote südlicher Gefilde in Städten hin und wieder vor. Zu einer Naturalisation kann es bei dieser Art aus klimatischen Gründen nicht kommen.

Abbildung 23

Verbreitungskärtchen der Eseldistel (*Onopordum acanthium*) der Wildart (oben) sowie verwilderter Gartenformen (unten) für Oberfranken (nach WALTER 1991)

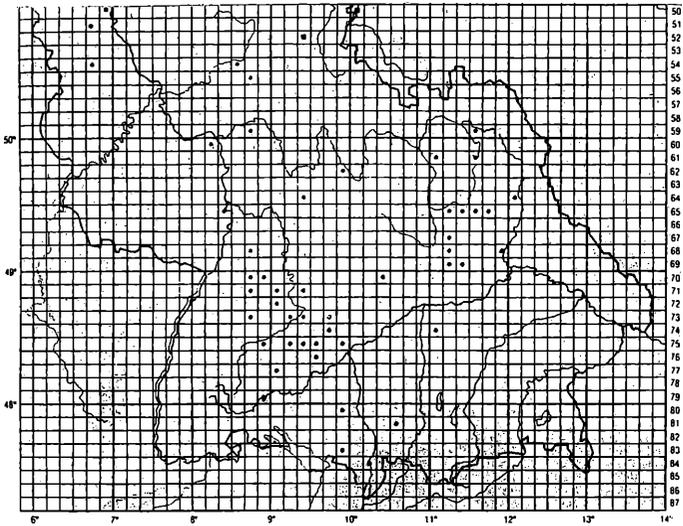
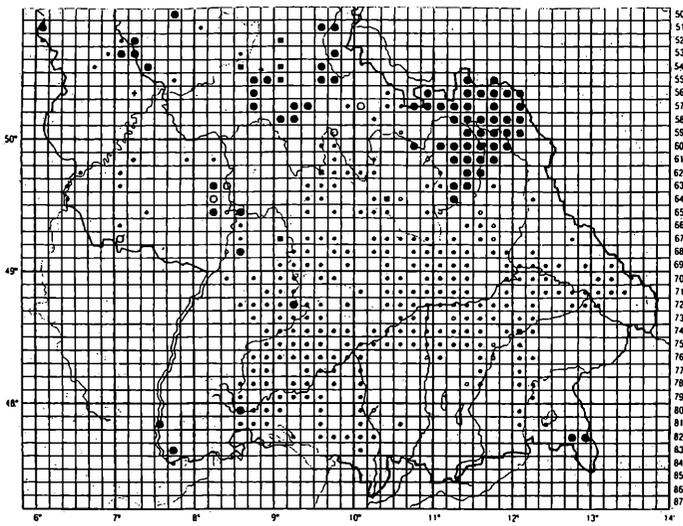


Abbildung 24

Die Verbreitung des **Spreizenden Salzschwaden** (*Puccinellia distans*) (oben) und die der **Mähnenigerste** (*Hordeum jubatum*) in Süddeutschland (unten) (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

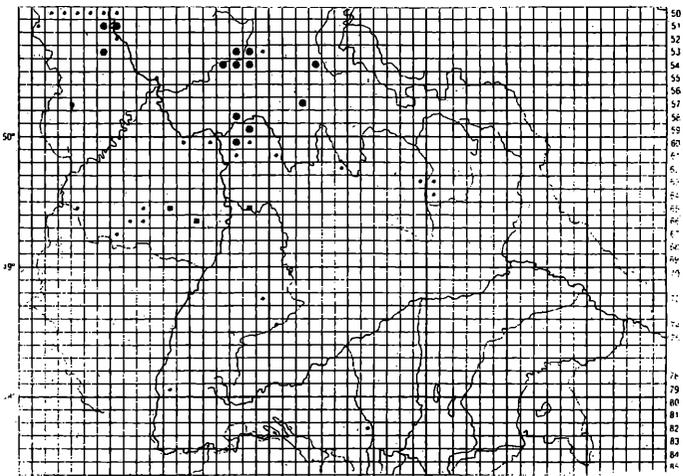
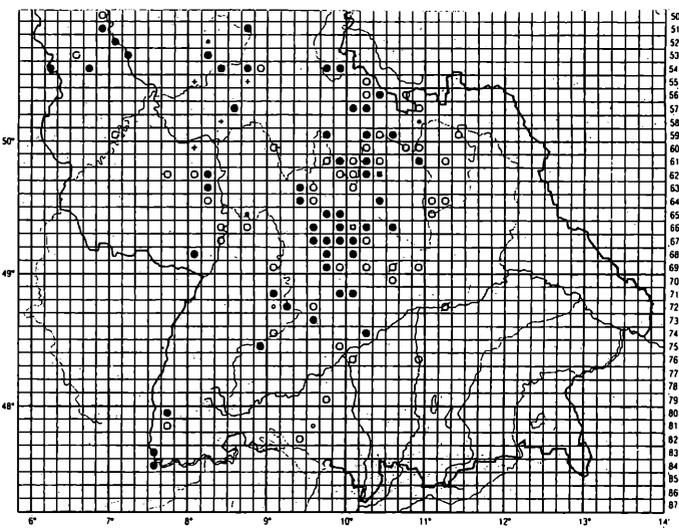
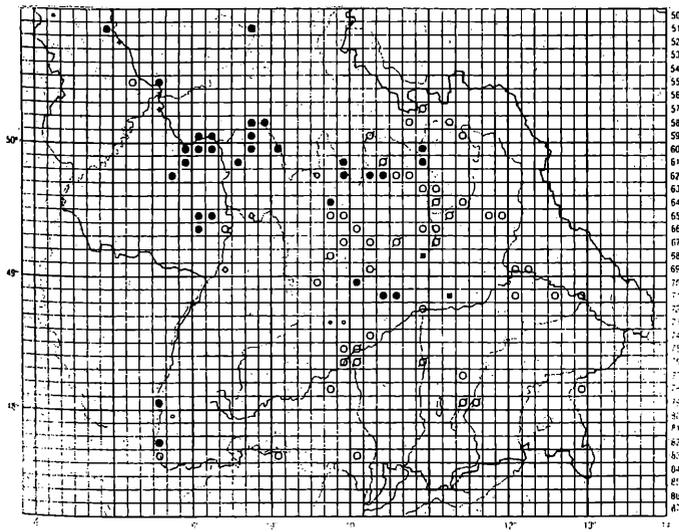


Abbildung 25

Verbreitung von *Claytonia perfoliata* (= **Cucbaspinat**) (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

Die Bilder und Pflanzenarten im vorangegangenen haben gezeigt, daß sehr viele Arten unserer Flora eigentlich Fremdlinge sind. Seltenheitsgrad und Gefühl sprechen bei ihrer Beurteilung mit. Es wurde dabei deutlich, daß sie aus aller Welt zu uns kommen, sich bei uns mehr oder weniger gut einnischen, und mehr oder weniger zum Problem werden. Nur

wenige Arten sind es, die unserer heimischen Flora zur Konkurrenz werden. Häufig nehmen die Neubürger bisher freie Plätze ein oder sind beim Besiedeln neugeschaffener Biotope einfach schneller. Wenngleich auch die Haupt-Ausbreitungszentren für Neophyten die Städte und ihr Umfeld sind, so finden sich solche Arten als Gartenflüchtlinge oder



**Abbildung 26**

Verbreitung von  
 (oben): **Nickender Milchstern** (*Ornithogalum nutans*) und  
 (unten): **Wilde Tulpe** (*Tulipa sylvestris*)  
 (aus HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988)

sonstwie verschleppt auch in ländlichen Gebieten, bei einsamen Gehöften und in abgelegenen Waldgebieten oder Tälern.

Je mehr menschlich beeinflusst eine Fläche oder ein Vegetationsbestand (**Hemerobiegrad**) ist, desto besser ist sie für Neubürger-Ansiedlung geeignet (vgl. Foto 22 u. 23). Auch die Beseitigung von Neubürgern durch mechanische Maßnahmen fördert häufig nur deren Wachstum oder das Eindringen anderer Arten.

### 9 Neophyten mit Rückgangstendenz als Arten der Roten Listen?

Zwei Neophyten-Arten mit starker Rückgangstendenz sind der Nickende Milchstern (*Ornithogalum nutans*) und die Wilde Tulpe (*Tulipa sylvestris*) als ehemalige Gartenpflanzen, die verwilderten und nun wieder auf dem Rückzug sind. Die Wildtulpe ist eine Art der Roten Liste, mit der Gefährdungsstufe 3 für die Bundesrepublik und Bayern. In Oberfranken steht sie sogar mit der Gefährdungsstufe 2 in der Roten Liste.

Mit der Berechtigung und den Gründen für eine Aufnahme von Neophyten in die Roten Listen hat sich vor allem KOWARIK (1991) auseinandergesetzt.

### 10 Schlußbetrachtung

Je naturnäher eine Formation oder ein Vegetationsbestand ist, desto schwieriger wird Ephemerophyten das Eindringen und die Entwicklung zu Neophyten durch Naturalisation. So ist es z.B. mit den Kalkmagerrasen und Wacholderheiden, solange sie beweidet werden.

In der folgenden Übersicht sind die Anteile der Neophyten an der Flora (höhere Pflanzen = Farn- und Blütenpflanzen) für die Bundesrepublik (nach SUKOPP & KOWARIK 1988) und für Oberfranken zusammengestellt (jeweils für das Jahr 1988). Nach JÄGER (1991) liegt die Hauptausbreitungszeit von Neophyten bereits in der jüngeren Vergangenheit (siehe Diagramm 1).

**Arten an höheren Pflanzen  
insgesamt:**

BRD: 2995  
Ofr. 1696

**Einheimische und Altbürger:**

BRD: 2728  
Ofr. 1565

davon ausgerottet oder verschollen:  
BRD: 63 (= 2 %)  
Ofr. 143 (= 9 %)

**"Eingebürgerte" Neubürger  
(ohne Gäste):**

BRD: 267 (= 9 %)  
Ofr. 131 (= 8 %)

Zahl der neu eingeschleppten bzw. ausgestorbenen Arten/Jahrzehnt

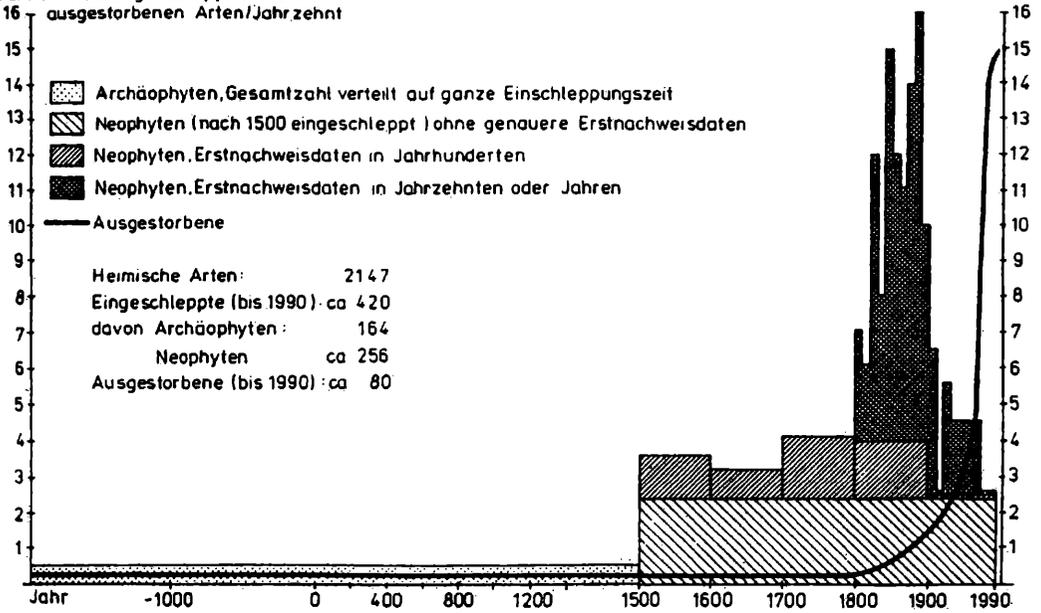


Diagramm 1

Erstnachweise eingebürgerter Arten und Aussterbekurve der Gefäßpflanzen in Deutschland (aus JÄGER in: SCHUBERT 1991)

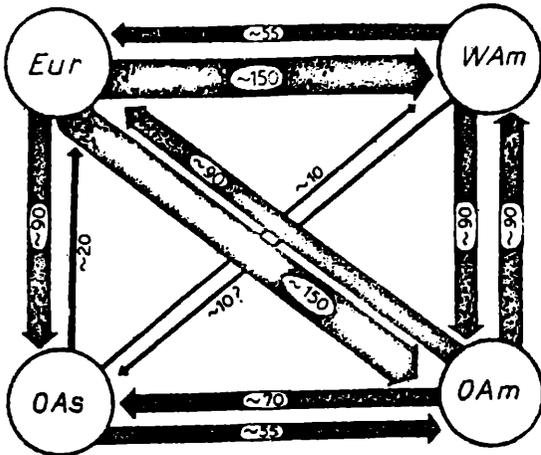


Diagramm 2

Zahlenmäßige Beziehungen der Adventivflora der submeridional-temperaten West- bzw. Ostseiten der Nordkontinente. Die Pfeildicke symbolisiert die außerdem mit Ziffern angegebene Artenzahl (aus JÄGER 1991)

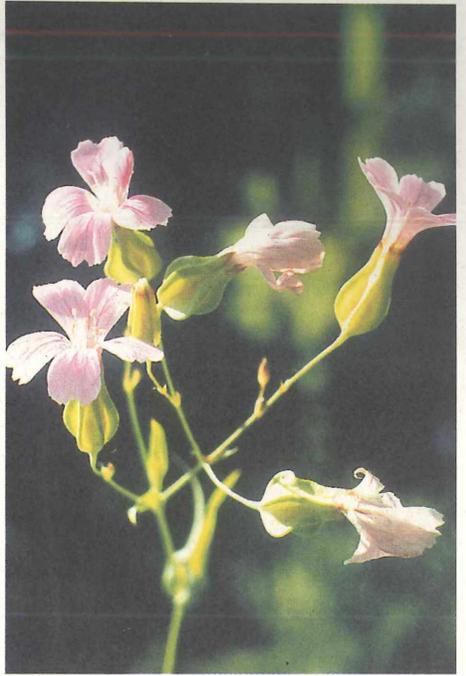
Im übrigen ist nicht nur Süddeutschland oder die Bundesrepublik Einwanderungsland für Pflanzenarten fremder Herkünfte, sondern weltweit ist die Erde Neusiedlerland geworden, wie es die Grafik von JÄGER (1991) für Europa-Ostasien-Nordamerika eindrucksvoll zeigt (siehe Diagramm 2).

Überall ist Kommen und Gehen, und auch die Pflanzen-Einbürgerung, heute durch die weltweiten Beziehungen der Menschen untereinander begünstigt, ist ein Lebensprozeß der sich ständig wandelnden, lebendigen Natur.

## 11. Fototeil



Der Schlafmohn (*Papaver somniferum*) (**1. links**) wurde als Nutzpflanze, das Kuhkraut (*Vaccaria hispanica*) (**2. rechts**) als Acker-Wildkraut vor langer Zeit Bestandteil unserer Flora. Sie sind also Archäophyten oder Altbürger.



### **3 (unten):**

Die Deutsche Schwertlilie (*Iris germanica*) am Burgfelsen der Streitburg in der Fränkischen Schweiz. Die alte Heil- und Zierpflanze gehört, verwildert vorkommend, ebenfalls zu den Archäophyten.



### **4 (oben):**

Die Herkulesstaude mit Blick auf die Zugspitze. Das an ihre Herkunft erinnernde Bild täuscht völlig über ihre breite ökologische Amplitude und ihre enorme Anpassungsfähigkeit hinweg.

### **5 (unten):**

Blühender Sachalin-Knöterich





**6 (oben):**

Die Knollen-Sonnenblume oder Topinambur (*Helianthus tuberosus*) blüht erst im Herbst, gelangt nicht zur Frucht reife, und fällt oft noch in der Blüte ersten Frühfrösten zum Opfer.

**9 (unten):**

Einjähriger Feinstrahl (*Erigeron annuus*), ehemalige Zierpflanze, ist heute vor allem in Sandgebieten weit verbreitet.



**7 (oben):**

Das Kleinblütige Springkraut (*Impatiens parviflora*) hat es als einer der wenigen Neubürger geschafft, in die naturnahe Formation der Wälder einzudringen und findet sich dort neben der heimischen Art Rühr-mich-nicht-an (*Impatiens noli-tangere*).



**8 (oben):**

Das Kleinblütige Knopfkraut oder Kleinblütige Franzosenkraut (*Galinsoga parviflora*) ist eine häufige Art von Hackfruchtäckern in Gebieten mit überwiegend sauren Böden.

**10 (unten):**

Das Orientalische Zackenschötchen (*Bunias orientalis*) im straßensäumenden Vollblüte-Aspekt entlang von Straßen in der Nördlichen Frankenalb (Hohenpözl/BA).





**11 (oben):**  
Die Österreichische Sumpfkresse (*Rorippa austriaca*) wandert z. Zt. am Rhein gegen Süden und in Franken am Main entlang gegen Osten.



**12 (oben):**  
Der Tüpfelstern (*Lysimachia punctata*) befindet sich noch in heftiger Ausbreitung.



**13 (oben):**  
Schöne Telekie (*Telekia speciosa*)

**14 (unten):**  
Auch die Großblättrige Aster (*Aster macrophyllus* L.) gehört bei uns zur Gruppe der wenig ausbreitungstüchtigen Neubürger.



**15 (unten):**  
Die Hohe Kugeldistel (*Echinops sphaerocephalus*).





**16 (links):**  
Die Schlanke Karde (*Dipsacus strigosus*)



**17 (rechts):**  
Auffallend die wehenden „Mähnen“ der Mähnergerste (*Hordeum jubatum*) und unauffällig dahinter *Pucinelia distans*, auf einem Autobahn-Bankett südlich von Bayreuth.

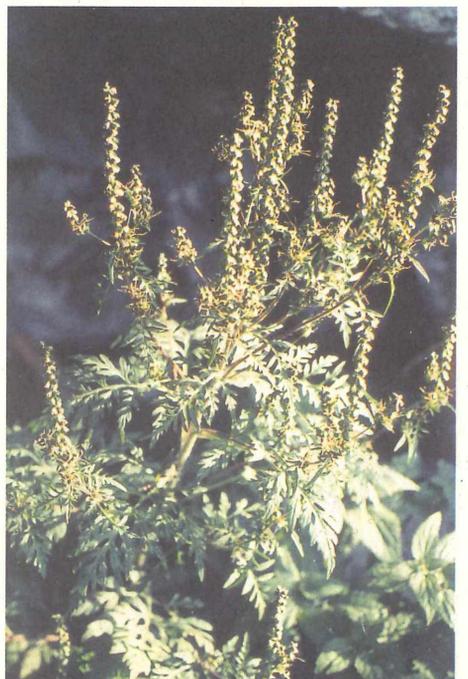


**18 (oben):**  
Alexandrinerklee (*Trifolium alexandrinum*).

**19 (unten):**  
Eine der vielen, nur als Ephemerophyten oder Unbeständige bei uns vorkommende Arten – (*Anthemis hyalina*).



**20 (unten):**  
Das Beifußblättrige Traubenkraut oder die Beifußblättrige Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*) kann, selten oder zerstreut vorkommend, noch weitgehend als unbeständige Art oder als Gast angesehen werden.



**21:** Der Feigenbaum (*Ficus carica*) kommt als Sendbote südlicher Gefilde in Städten hin und wieder vor. Zu einer Naturalisation kann es bei dieser Art aus klimatischen Gründen nicht kommen.



**22:** Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*)



**23:** Neue Ansiedlung von Topinambur in einer Sandgrube



**24** (links unten): Wacholderheide mit Kalkmagerrasen

**25** (rechts unten): Hochstaudenflur



## Literatur

- DÖRR, E. (1979):  
Flora des Allgäus. - Ber. Bayer. Bot. Ges. ab Bd. 37 (1964) in Fortsetz. (bis 1984), München.
- EHRENDORFER, F. (1973):  
Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - 2. Aufl., Stuttgart.
- FISCHER, R. (1982):  
Flora des Rieses. - Nördlingen.
- GARCKE, A. (1882):  
in: WAGNER, H.: Deutsche Flora. - Stuttgart.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1988):  
Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. - Stuttgart.
- HARZ, K. (1935):  
Ein neuer Bürger der deutschen Flora. - Mitt. Bayer. Bot. Ges. 13: 259-260.
- HEGI, G. (1908-1931):  
Illustrierte Flora von Mitteleuropa (mittlerweile II. u. teilweise III. Aufl.). - Berlin u. Hamburg.
- HELFRICH, T. & LOHWASSER, W. (1990):  
Zur Verbreitung der Behaarten Karde (*Dipsacus pilosus* L.) und der Schlanken Karde (*Dipsacus strigosus* Willd. ex Roemer et Schultes) in Oberfranken. Naturf. Ges. Bamberg, Ber. 65: 25 - 61.
- HIFMEYER, F. (1978):  
Flora von Augsburg. - Augsburg.
- KNAPP, H.D. & E. HACKER, E. (1984):  
Zur Einbürgerung von *Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg. in Mecklenburg. - Gleditschia 12, 1:85 - 106.
- KOCH, W. (1860):  
Taschenbuch der Deutschen und Schweizer Flora. - Leipzig.
- KORNECK, D. & SUKOPP, H. (1988):  
Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswirkungen für den Arten- und Biotopschutz. - Schr. Reihe Vegetationskunde 19, Bonn-Bad Godesberg.
- KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1986):  
Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. - Gentechnologie 10: 111-135.
- KOWARIK, I. (1992):  
Berücksichtigung von nicht-einheimischen Pflanzenarten, von "Kulturflüchtlingen" sowie von Pflanzenvorkommen auf Sekundärstandorten bei der Aufstellung Roter Listen. - Schr. Reihe Vegetationskunde 23: 175-190, Bonn.
- KRACH, J. & FISCHER, R. (1979):  
Bemerkungen zur Verbreitung einiger Pflanzensippen in Südfranken und Nordschwaben. - Ber. Bay. Bot. Ges. 50: 161-172, München.
- KRACH, E. & KOEPPF, B. (1980):  
Beobachtungen an Salzschwaden in Südfranken und Nordschwaben. - GKR 13 (3), Göttingen.
- JÄGER, E. (1977):  
Veränderungen des Artenbestandes von Floren unter dem Einfluß des Menschen. - Biol. Rsch. Jg. 15, H. 5., Jena.
- (1991):  
Grundlagen der Pflanzenverbreitung, in SCHUBERT, R. (Hrsg.): Lehrbuch der Ökologie. - 3. Aufl. 167-173, Jena.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992):  
Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Schr. Reihe 25, Bonn-Bad Godesberg.
- LOTTO, R. (1986):  
*Elodea nuttallii* (Planchon) St. John - ein Neubürger in Bayern. - Ber. Bay. Bot. Ges. 57: 179, München.
- MEIEROTT, L. (1990):  
Die *Linum perenne*-Gruppe in Nordbayern. - Tuexenia 10: 25-41, Göttingen.
- MERKEL, J. & WALTER, E. (1988):  
Alle oberfränkischen Farn- und Blütenpflanzen. - Regierung v. Oberfranken, Bayreuth.
- MERXMÜLLER, H. (1965 -1980):  
Neue Übersicht der im rechtsrheinischen Bayern einheimischen Farne und Blütenpflanzen. - Ber. Bay. Bot. Ges. 38: 93-115, 41: 17-44, 44: 221-238, 48: 5-26, 51: 5-29. München.
- MÜLLER, K. (1950):  
Die Vogelfutterpflanzen. - Mitt. d. Ver. f. Nat. w. und Math. Ulm H. 23: 55-85, Ulm.
- (1957):  
Ulmer Flora - Eine Standortflora der Südostalb und des angrenzenden Alpenvorlandes. - Ulm.
- OBERDORFER, E. (1962):  
Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland, 2. Aufl. - Stuttgart.
- (1979):  
Pflanzensoziologische Exkursionsflora, 4. Aufl. - Stuttgart.
- RÜDENAUER, B., RÜDENAUER, K. & SEYBOLD, S. (1974):  
Über die Ausbreitung von Helianthus- und Solidago-Arten in Württemberg. - Jh. Ges. Naturkde. 129: 65-77.
- SHELLER, H. (1989):  
Flora von Coburg. - Sonderband Nr. 5 der Schr. Reihe d. Coburg. Landesstift. Coburg.
- SCHÖNFELDER, P. & BRESINSKY, A. (1990):  
Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Bayerns. - Stuttgart.
- SCHÖNFELDER, P. (1993):  
Bayerns Flora: Zustand und Entwicklungsprognose. Rundgespr. d. Komm. f. Ökologie, Bd. 6: 39-48.
- SCHOLZ, H. (1993):  
Eine unbeschriebene anthropogene Goldrute (*Solidago*) aus Mitteleuropa. - Flor. Rundbr. 27 H. 1.: 7-12, Bochum.

- SCHUBERTH, H. (1935):  
Botanisch-geologischer Führer durch das Fichtelgebirge mit Frankenwald. - Wunsiedel.
- SCHULDES, H. & KÜBLER, R. (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. - Studie im Auftrag d. Ministeriums f. Umwelt Baden-Württemberg.
- (1991):  
Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. Arbeitsbl. Naturschutz 12. Karlsruhe.
- SCHUHWERK, F. (1982):  
Arbeitskarten zur floristischen Kartierung Bayerns. - Vervielf. Manusk., Regensburg.
- SCHWARZ, A. F. (1897-1912):  
Phanerogamen und Gefäßkryptogamen-Flora der Umgegend von Nürnberg - Erlangen u.d. angrenzenden Teiles des Fränkischen Jura um Freistadt, Neumarkt, Hersbruck, Muggendorf, Hollfeld. - Nürnberg.
- SEBALD, O., SEYBOLD, S. & PHILIPPI, G. (1990):  
Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. - Bd. 1 u. 2. Stuttgart.
- (1992):  
Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. - Bd. 2. u. 3. Stuttgart.
- SENGHAS, K. & SEYBOLD, S. (1993):  
Schmeill-Fitschen /Flora von Deutschland. 89. Aufl. Heidelberg-Wiesbaden.
- SEYBOLD, S. (1973):  
Der Salzschwaden (*Pucinellia distans* (Jacq.) PARL.) an Bundesstraßen und Autobahnen. - GFR. 7 (4), Göttingen.
- SUKOPP, H. (1962):  
Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. - Deut. Bot. Ges. Ber. 75.
- (1972):  
Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. - Ber. über Landwirtschaft, Bd. 50, 4.1
- SUKOPP, H. & KOWARIK, I. (1986):  
Berücksichtigung von Neophyten in Roten Listen gefährdeter Arten. - Schr. Reihe Vegetationskunde 18, Bonn-Bad Godesberg.
- VOLLMANN, F. (1914):  
Flora von Bayern. - Stuttgart.
- WALTER, E. (1979):  
Bemerkenswerte Adventivarten in fränkischen Kleeäckern. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 54: 69-117, Bamberg.
- (1980):  
Adventive Grasarten an Straßen im nördlichen Franken. - Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg, LV: 220-249.
- (1982):  
Zur Verbreitung von *Bunias orientalis*, *Impatiens glandulifera* und *Impatiens parviflora* in Oberfranken. - Ber. 29.
- d. Nordoberfränk. Ver. f. Natur-, Geschichts- u. Landeskunde, S. 5-30.
- (1986):  
Der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum* Somm. & Lev.) - und seine Ausbreitung im nordöstlichen Franken  
LXI. Ber. d. Naturf. Ges. Bamberg, S. 27-42.
- (1986):  
Der Tüpfelstern (*Lysimachia punctata* L.) - und der Stand seiner Ausbreitung in Oberfranken. - LXI. Ber. d. Naturforsch. Ges. Bamberg, S. 13-25.
- (1988):  
Zur Verbreitung und zum Verhalten nordamerikanischer Goldruten (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*) in Oberfranken. LXII. Ber. d. Naturforsch. Ges. Bamberg, S. 27-68.
- (1989):  
Zur Situation der Gewöhnlichen Eselsdistel - *Onopordum acanthium* L. in Oberfranken. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 64: 19-37.
- (1991):  
Zum Vorkommen und zur Verbreitung der Kugeldistel-Gattung *Echinops*- in Oberfranken. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg, 66: 17-47.
- (1992):  
Zur Ausbreitung der Knollen-Sonnenblume oder Topinambur (*Helianthus tuberosus* L.) in Oberfranken  
Ber. Naturf. Ges. Bamberg 67: 37-57.
- (1992):  
"Neubürger" und "Gäste" der Flora Oberfrankens. - Heimatbeil. zum Amtl. Schulanz. d. Reg.-bez. Oberfranken, Nr. 186, 78 S., Bayreuth.
- (1993):  
Nuttall's Wasserpest (*Elodea nuttallii* (Planchon) St. John) - eine neue Art der Flora von Oberfranken. - Ber. Naturf. Ges. Bamberg 68 (im Druck).
- WELB, W. 1985:  
*Nonea rosea* (M.B.) Link seit 100 Jahren in Nordostbayern. - Ber. Bay. Bot. Ges. 56: 81-84, München.
- WITTIG, R. (1981):  
Untersuchungen zur Verbreitung einiger Neophyten im Fichtelgebirge. - Ber. Bay. Bot. Ges. 52: 71-81.
- WILLERDING, U. (1986):  
Zur Geschichte der Unkräuter Mitteleuropas. - Gött. Schr. z. Ur- und Frühgeschichte, Bd. 22, Neumünster.
- WOLFF, P. (1980):  
Die Hydrilleae (Hydrocharitaceae) in Europa. - Gött. Flor. Rundbr. 14: 33-56, Göttingen.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Erich Walter  
Lisztstr. 12  
D-95444 Bayreuth



# Sind nichteinheimische Pflanzenarten ein Problem für den Naturschutz?

## Ein Diskussionsbeitrag am Beispiel neophytischer Gehölzarten \*

Ingo KOWARIK

### 1 Das "Neophytenproblem" in der Naturschutzdiskussion

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

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

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

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

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

Allgemein ist die bereits früh formulierte Position von SUKOPP (1972) akzeptiert, nach der alle Arten in überlebensfähigen Populationen erhalten werden sollen. Neophyten sind also, sofern sie eingebürgert sind ("heimisch" nach § 20a, Abs. 4 des Bundesnaturschutzgesetzes), grundsätzlich im Zielrahmen des Naturschutzes enthalten. Unter klar definierten

Bedingungen werden Neophyten auch in den Roten Listen gefährdeter Pflanzenarten berücksichtigt (z.B. KOWARIK 1991b). Dies schließt eine Bekämpfung von Neophyten im Einzelfall durchaus nicht aus.

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

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

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

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

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

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

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

Abschließend werden Schlußfolgerungen für den Umgang mit Neophyten zusammengefaßt.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Einführung und Ausbreitung von Gehölzarten

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

Ostasien (32,4 % bzw. 39,6 % der bei GOEZE 1916 genannten Arten). Wieviele Arten exakt eingeführt worden sind, ist nicht genau bekannt.

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

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

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

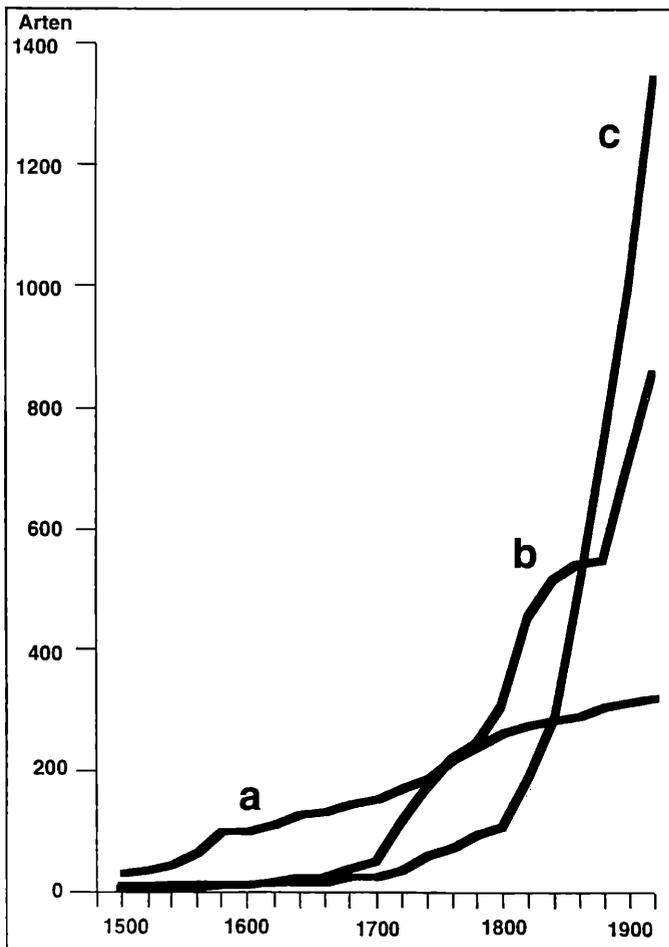


Abbildung 1

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

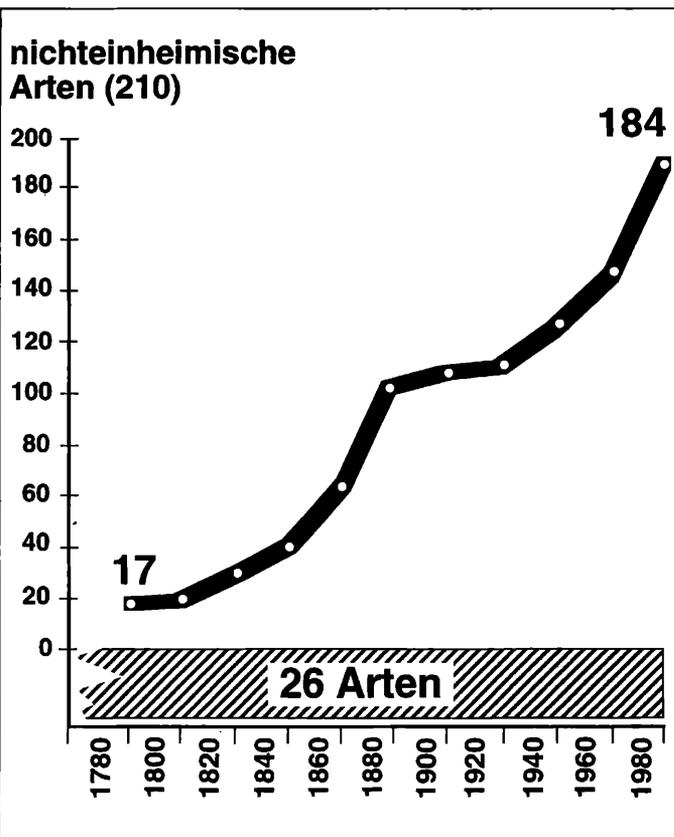


Abbildung 2

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

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

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

Angesichts des beträchtlichen "time lags" zwischen dem ersten Anbau und der ersten Ausbreitung einer Art (147 Jahre im Mittel von 184 Arten) können wir auch in Zukunft mit neuen spontan auftretenden Arten rechnen, auch wenn die Zeit der in größeren Mengen erstmals eingeführten Arten vorbei ist (KOWARIK 1995). Es kann also eine Frage der Zeit sein, bis sich Arten wie *Paulownia tomentosa* auch in Berlin ausbreiten\*), obwohl ihre spontane Vermeh-

rung bislang auf besonders wärmebegünstigte Gebiete beschränkt ist (z.B. NOWACK 1987 für das Rhein-Neckar-Gebiet).

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

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

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

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

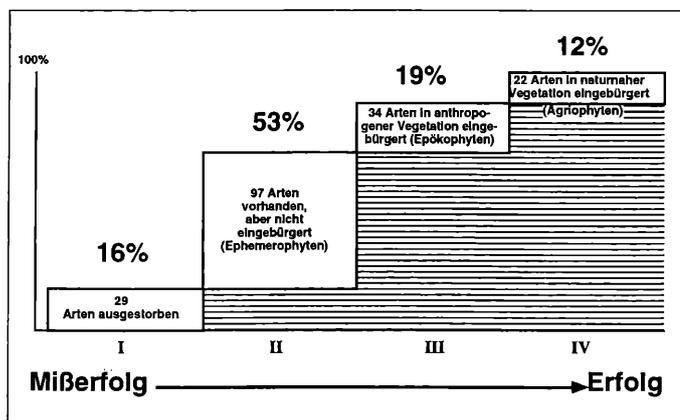


Abbildung 3

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

Tabelle 1

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

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

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

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

Abb. 3 zeigt die Aufteilung der Arten auf vier Erfolgsstufen: Von 182 Arten sind 16 % nach begonnener Ausbreitung inzwischen wieder ausgestorben. Gut die Hälfte der Arten (53 %) kommt zwar gegenwärtig noch vor, ist jedoch nicht eingebürgert (Ephemerophyten). Nur 19 % der Arten konnten sich bislang dauerhaft auf anthropogenen Standorten etablieren (Epökophyten), und einem noch kleineren Anteil gelang die Einbürgerung in die naturnahe Vegetation als Agriophyten (12 %). Diese Agriophyten sind auch bei der Konstruktion der potentiellen natürlichen Vegetation zu berücksichtigen. Für

Mitteleuropa nennen LOHMEYER & SUKOPP (1992) 34 Gehölzarten als Agriophyten. In Tab. 1 sind die Ergebnisse aus Berlin und Brandenburg auf die Einführungszahlen für Deutschland bezogen worden. Auch wenn diese Zahlen wegen der unterschiedlichen Bezugsräume nur eingeschränkt interpretierbar sind, wird der geringe Anteil dauerhaft eingebürgerter Arten an der Gesamtzahl der bekannten Einführungen deutlich.

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

Tabelle 2

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

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

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

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

Tabelle 3

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

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

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

Unter den häufigen Neophyten sind nur wenige, die aus Naturschutzsicht als problematisch genannt werden:

An erster Stelle steht die Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die in wärmeren Gebieten in Trocken- und Halbtrockenrasen eindringen kann (s. Kap. 3.2.1). Weiter ist die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) zu nennen, die vor allem in Wirtschaftsförsten auf Sandböden dichte Bestände aufbauen kann und die in den Niederlanden sowie in Berlin und Niedersachsen mit erheblichem Einsatz bekämpft wird (s. Kap. 3.2.2). Da autochthone Vor-

kommen der einheimischen Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) in Auen bereits sehr selten geworden sind, wird befürchtet, daß auch diese Vorkommen durch die Einkreuzung der Hybrid-Pappel (*Populus x canadensis*) entwertet werden (HAUPT & JOACHIM 1989, JOACHIM 1991). Selbst wenn die eine oder andere Art hinzuzufügen wäre, macht diese Übersicht deutlich, daß die Bedeutung der hohen Artenzahlen nichteinheimischer Gehölze aus Naturschutzsicht zu relativieren ist, wenn Häufigkeit und Einbürgerungsgrad der Arten berücksichtigt werden.

### 2.3 Zur ökosystemaren Einbindung von Neophyten in Nahrungsbeziehungen

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

sind. Die mehrfach publizierte Auswertung der Daten von TURCEK (1961) zu den Nahrungsbeziehungen von Vögeln (KOWARIK 1986, 1989) haben als Trend erkennen lassen, daß von einheimischen Pflanzenarten vergleichsweise mehr Vogelarten als von nichteinheimischen leben können. Dieser Trend tritt besonders beim Vergleich von einheimischen und nichteinheimischen Arten der gleichen Gattung hervor: So nennt TURCEK 23 Vogelarten, die Diasporen von *Cornus sanguinea* befressen, wogegen nur acht Arten bekannt sind, die von der nichteinheimischen *Cornus alba* profitieren. Ähnliche Tendenzen sind von KENNEDY & SOUTHWOOD (1984) für verschiedene Insektengruppen herausgearbeitet worden.

Bei der Interpretation derartiger Trends lauern zwei Gefahren: die der unzulässigen Verallgemeinerung und die der reduktionistischen Betrachtung in Hinblick auf die gerade untersuchte Artengruppe. Verallgemeinerungen wie die von BARTH (1988), nach der nur einheimische Arten mit anderen in Gemeinschaft leben könnten, verkennen bereits, daß es nach den vorliegenden Informationen auch unter den einheimischen Gehölzarten eine breite Spanne hinsichtlich der Einbindung in Nahrungsbeziehungen gibt und einige der nichteinheimischen Arten sehr wohl von Tieren als Habitat oder Nahrung angenommen werden. KENNEDY & SOUTHWOOD (1984) haben in der Analyse ihrer Ergebnisse erkannt, daß die Anzahl der an Gehölzen lebenden Insektenarten einerseits von der Länge der Anwesenheit der Pflanzen im Gebiet, andererseits aber auch von ihrer Häufigkeit abhängt. Dies betrifft auch einheimische Arten.

Die Bedeutung eines weiteren Faktors sollte nicht unterschätzt werden: Da ein vollständiger Überblick über die Nahrungsbeziehungen zwischen Tier- und Pflanzenarten nicht gegeben ist und die meisten tierökologischen Untersuchungen schwerpunktmäßig auf naturnahe Habitate gerichtet waren, könnten fehlende positive Belege auch auf unvollständigem Wissen beruhen.

Ein anschauliches Beispiel bietet hierzu der Wandel in der Einschätzung von *Tilia tomentosa*, deren Pflanzung als "hummelmordende Silberlinde" (de la CHEVALLERIE 1986) früher abgelehnt und heute wegen ihres Nektarangebotes für Hummeln empfohlen wird (SURHOLT 1994). In einem englischen Garten hat die Langzeitstudie von OWEN (1991) erbracht, daß Schmetterlinge auch Nahrungspflanzen nutzen, von denen vorher das Gegenteil behauptet worden ist (z.B. *Potentilla fruticosa*). Die in Tab. 3 wiedergegebene Zusammenfassung zeigt, daß in einem Garten die Raupen von insgesamt 68 Schmetterlingsarten 115 Pflanzenarten aus 35 Familien befressen. 46 Arten nutzen dabei insgesamt 40 einheimische Pflanzenarten, 46 Schmetterlingsarten sogar 75 nichteinheimische Pflanzenarten.

Auch die Untersuchungen von SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) an gewässerbegleitenden Neophyten der Schwarzwaldzuflüsse des Rheins haben

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

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

Ein weiteres anschauliches Beispiel bietet der Schmetterlingsstrauch (*Buddleja davidii*), der bekanntermaßen seinen Namen nicht zu Unrecht trägt, und an dem durchaus auch stenöke Arten anzutreffen sind (z.B. OWEN & WHITEWAY 1980).

Eine Untersuchung in Linz hat ergeben, daß bei der Nachbarschaft von *Lythrum salicaria* und *Buddleja* der Blutweiderich die attraktivere Nahrungspflanze ist (PFITZNER 1983). Selbst wenn dies verallgemeinert werden könnte, besteht diese Alternative auf vielen anthropogenen Standorten wegen der speziellen Standortansprüche des Blutweiderichs überhaupt nicht. Dies gilt z.B. für urban-industrielle

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

### 3 Chancen und Risiken für den Naturschutz

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

#### 3.1 Siedlungsbereich

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

Eine Untersuchung des Gehölzbestandes von Gärten und Freiflächen verschiedener Wohngebiete in Hamburg hat die überraschend hohe Anzahl von 489 Gehölzsippen (354 Sippen mit Artrang) auf einer Fläche von 56 ha ergeben (RINGENBERG 1994). Der geringere Teil dieses Artenspektrums ist in Hamburg einheimisch (13,6 %); ein Drittel ist züchterisch bearbeitet (33,0 %), etwa 1/4 (23,9 %) stammt aus Zentral- und Ostasien, 12,1 % aus Nordamerika, wenige Arten nur aus Südamerika (1,2 %) sowie 16,1 % aus dem übrigen, vorwiegend südlichen Europa und aus Westasien. Hinter diesen nüchternen Zahlen steht eine lange Gartentradition. Sie kann auch identitätsstiftend wirken, wenn die Arten zum charakteristischen Erscheinungsbild bestimmter

Siedlungstypen gehören wie die Architektur. So konnten in Hamburg Baum- und Straucharten ermittelt werden, die einen Schwerpunkt in der Vor- oder Nachkriegsbebauung sowie in verschiedenen Bauungstypen haben. In Berlin sind 20er-Jahre-Siedlungen durch ihren Gehölzbestand gut von anderen Siedlungen abzugrenzen (Arbeitsgruppe Artenschutzprogramm 1984), und in welchem Ausmaß nichteinheimische Gehölzarten das Siedlungsbild prägen können, hat z.B. KUNICK (1983) für die Villenbebauung an den Stuttgarter Hanglagen gezeigt.

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

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

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

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

### 3.2 Land- und forstwirtschaftlich geprägte Kulturlandschaft

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

folgte oder erwartete Umweltveränderungen zu erweitern (z.B. SPETHMANN 1985, KLEINSCHMIT 1991).

#### 3.2.1 Das Beispiel *Robinia pseudoacacia*

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

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

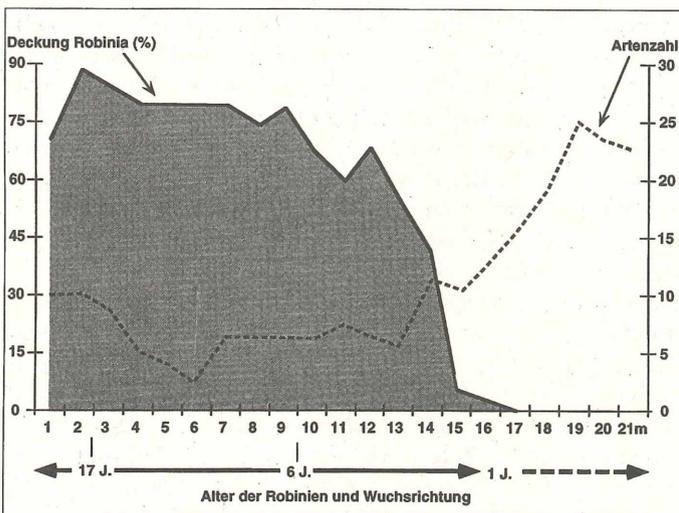


Abbildung 4

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

### 3.2.2 Beispiel *Prunus serotina*

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

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

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

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

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

schlaggebend sein. Weiter ist der Einfluß der Wild-  
dichte zu beachten.

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

Am Beispiel *Prunus serotina* lassen sich weitere  
Gesichtspunkte von allgemeiner Bedeutung für den  
Umgang mit Neophyten diskutieren. Im Wissen um  
die anthropogene Veränderung unserer Umwelt ist  
zu hinterfragen, warum Neophyten zur Erzielung  
eines dann als naturnah apostrophierten Waldbildes  
bekämpft werden müssen, wenn sie doch als Agriophyten  
Bestandteil der potentiellen natürlichen Ve-  
getation sind. Offenheit in dieser Frage sollte zumi-  
ndest eine Perspektive eines Naturschutzes sein, der

nicht einseitig auf die Konservierung oder Nach-  
schöpfung historischer Vegetationsbilder fixiert ist.  
Da *Prunus serotina* eine langjährige Diasporenbank  
etablieren und sich auch nach Herbizideinsatz vege-  
tativ regenerieren kann, muß die Bekämpfung über  
lange Zeiträume laufen, um ihr Ziel zu erreichen.  
Hier stellt sich die Frage nach dem Verhältnis zwi-  
schen Aufwand und Nutzen. Diese ökonomisch  
wichtige Frage kann meines Wissens zur Zeit nicht  
beantwortet werden. Die Kosten der Bekämpfungs-  
maßnahmen lassen sich zwar ermitteln, jedoch lie-  
gen keine exakten Untersuchungen zur Höhe des  
Schadens vor, der als Anlaß der Bekämpfungsmaß-  
nahmen angenommen wird.

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

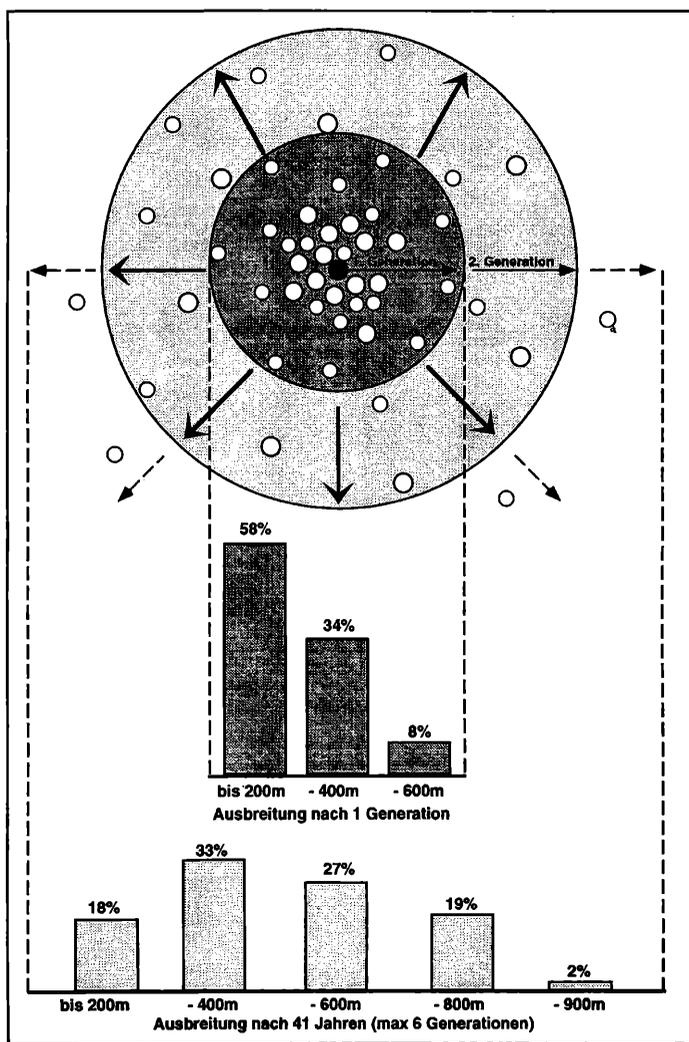


Abbildung 5

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

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

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

Das Beispiel *Prunus serotina* zeigt jedoch auch, daß die Reichweite der Ausbreitung von den Eigenschaften der Biotope abhängen kann. Innerhalb des nahe Celle untersuchten Forstbestandes haben sich Traubenkirschen maximal 280 m in angrenzende 40-jährige Kiefernforste ausbreiten können. Berücksichtigt man das Alter der unterwanderten Bestände, so ergibt sich eine jährliche Ausbreitung von *Prunus serotina* um rund 7 Meter innerhalb eines geschlossenen Forstes. Dieser rechnerische Wert muß sicher nach oben korrigiert werden, da *Prunus serotina* erst nach der ersten Durchforstung in die Nadelholzreinbestände eingedrungen sein wird. Die Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche vollzieht sich in Forstbeständen jedoch wesentlich langsamer als in der offenen Kulturlandschaft. Diese Ergebnisse sprechen dafür, daß dichte *Prunus sero-*

*tina*-Bestände in einem sehr viel engeren räumlichen Zusammenhang zu forstlichen Anpflanzungen stehen, als oft angenommen wird. Da im Celler Untersuchungsgebiet wie in weiten Teilen Niedersachsens eine enge Verzahnung von Staats- und Privatwald vorliegt, ist allerdings absehbar, daß die Traubenkirsche sich immer wieder von privaten in staatliche Forstflächen ausbreiten wird, wenn die Bekämpfung nicht flächendeckend (auch unter Einbeziehung der Hecken in der angrenzenden Kulturlandschaft) vorgenommen wird. Der Abwägungsbedarf für den Mitteleinsatz der Forstwirtschaft und des Naturschutzes liegt auf der Hand.

### 3.3 Naturnahe Ökotope

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

## 4 Schlußfolgerungen und Empfehlungen

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

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

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

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

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

- 1) Rechtfertigen die Auswirkungen der Ausbreitung eines Neophyten seine Bekämpfung? (Schadensanalyse)
- 2) Ist die Art am jeweiligen Standort durch Steuerungsmaßnahmen überhaupt rückholbar - und zwar nicht theoretisch, sondern auch praktisch, d.h. unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden personellen und finanziellen Ressourcen?
- 3) Ist der Aufwand hinsichtlich des erwarteten Zustandes verhältnismäßig? Oder wird durch eine Bekämpfung nicht nur der Neophyt, sondern auch das "Schutzgut" so in Mitleidenschaft gezogen, daß die eingesetzte Energie effektiver an anderer Stelle aufgebracht werden könnte? Es könnte z.B. effektiver sein, die begrenzten Ressourcen des Naturschutzes für ein optimales Management halbwegs intakter Triften einzusetzen, anstatt einen voll etablierten Robinienbestand mühevoll zu roden, um einen lange verdrängten Halbtrockenrasen wieder herzustellen zu wollen.
- 4) Wird der Bekämpfungserfolg nachhaltig sein, oder wird die bekämpfte Art nach Abschluß der Maßnahmen wieder einwandern können? Schlüsselfragen sind die nach der Nachlieferung aus dem Samenspeicher des Bodens, nach den Ausbreitungsquellen und -wegen sowie nach den Einwanderungs- und Etablierungsbedingungen einer neuen Generation des Neophyten. Vorsorge, die auf die Begrenzung der Ausbreitungsmöglichkeiten in Reichweite bedrohter Schutzgüter abzielt, könnte effektiver als eine Bekämpfung bei bereits eingetre-

tenem Schaden sein. Dies gilt besonders für das Ausbringen von Arten durch Jäger (Deckungs-, Äsungspflanzen), Imker (Bienenweide) und im Rahmen der Flurbereinigung. Bei Heckenpflanzungen wurden früher z.B. in Bayern Neophyten in beträchtlicher Menge angepflanzt (REIF & AULIG 1993).

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

## 5 Zusammenfassung

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

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

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

## Literatur

- Arbeitsgruppe Artenschutzprogramm Berlin (Ltg.: Su-kopp, H., Red.: Auhagen, A., Frank, H. & Trepl, L.) (1984):  
Grundlagen für das Artenschutzprogramm Berlin. - 3 Bd., Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung 23.
- BARTELS, H., BÄRTELS, A., SCHROEDER, F.-G. & SEEHANN, G. (Red.) (1981):  
Erhebung über das Vorkommen winterharter Freilandgehölze. I. Die Gärten und Parks mit ihrem Gehölzbestand. - Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 73: 1-468.
- BARTH, W.-E. (1988):  
Praktischer Umwelt- und Naturschutz. Anregungen für Jäger und Forstleute, Landwirte, Städte- und Wasserbauer sowie alle anderen, die helfen wollen. - Hamburg, Berlin.
- BITZ, A. (1987):  
Anmerkungen zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im NSG "Mainzer Sand" und angrenzenden Gebieten. - Mainzer Naturwiss. Arch. 25: 583-604.
- CHAPMAN, A.G. (1935):  
The effects of black locust on associated species with special reference to forest trees. - Ecol. Monogr. 5: 37-60.
- CHEVALLERIE, H. de la (1986):  
Die hummelmordende Silberlinde. - Das Gartenamt 35 (4): 248.
- DETTMAR, J. (1992):  
Industrietypische Flora und Vegetation im Ruhrgebiet. - Diss. Bot. 191, 397 S.
- EIGNER, J. (1992):  
Problems with the neophyte "Rosa rugosa" in dune landscapes of Schleswig-Holstein. In Hilgerloh, G. (ed.): Dune management in the wadden sea area. pp. 95-96.
- ELLENBERG, H., jun. (1983):  
Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. Versuch einer ökologischen Betrachtung. - Forstarchiv 54 (4): 127-133.
- ENDTMANN, K.J. (1993):  
Fremdländische Gehölze in Wäldern und Forsten Brandenburgs. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, S. 84-93.
- FISCHER, W. (1975):  
Über vegetationskundliche Aspekte der Ruderalisierung von Waldstandorten im Berliner Gebiet. - Arch. Naturschutz Landschaftsforschung 15 (1): 21-32.
- GOEZE, E. (1916):  
Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks Europas eingeführten Bäume und Sträucher. - Mitt. Deutsch. Dendr. Ges. 25: 129-201.
- GÖHRE, K. (Hrsg.) (1952):  
Die Robinie (falsche Akazie) und ihr Holz. - Deutscher Bauernverlag, Berlin.
- HAUPT, R. & JOACHIM, H.-E. (1989):  
Restvorkommen autochthoner Schwarzpappeln (*Populus nigra* L.) in der Saale-Aue. - Landschaftspflege Naturschutz Thüringen 26 (2): 43-44.
- HOFMANN, G. (1961):  
Die Stickstoffbindung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.). - Arch. Forstwes. 10: 627-632.
- HÖSTER, H.R. (1993):  
Baumpflege und Baumschutz. Grundlagen, Diagnosen, Methoden. - Ulmer, Stuttgart.
- JOACHIM, H.-E. (1991):  
Heimische Pappeln. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, S. 47-55.
- KAISER, T. & PURPS, J. (1991):  
Der Anbau fremdländischer Baumarten aus der Sicht des Naturschutzes diskutiert am Beispielt der Douglasie. Forst- Holzwirt 46 (11): 304-305.
- KENNEDY, C.E.J. & SOUTHWOOD, T.R.E. (1984):  
The number of species associated with British trees: a re-analysis. - J. Animal. Ecol. 53: 455-478.
- KIERMEIER, P. (1988):  
"Einen Garten ohne Exoten könnte man mit der Natur verwechseln" oder: Das Vordringen fremder Pflanzen in die Gärten des 19. Jahrhunderts. - Das Gartenamt 37 (6): 369-375.
- KLEINSCHMIT, J. (1991):  
Prüfung von fremdländischen Baumarten für den forstlichen Anbau. Möglichkeiten und Probleme. - NNA-Ber. 4 (1): 48-55.
- KOHLER, A. (1963):  
Zum pflanzengeographischen Verhalten der Robinie in Deutschland. - Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschl. 22 (1): 3-18.
- (1964):  
Das Auftreten und die Bekämpfung der Robinie in Naturschutzgebieten. - Veröff. Landesst. f. Natursch. u. Landespfl. Bad.-Württ. 32: 43-46.
- KORNECK, D. & PRETSCHER, P. (1984):  
Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes "Mainzer Sand" und Probleme ihrer Erhaltung. - Natur u. Landschaft 59 (7/8): 307-315.
- KOWARIK, I. (1986):  
Ökosystemorientierte Gehölzartenwahl für Grünflächen. - Das Gartenamt 35 (9): 524-532.
- (1989):  
Einheimisch oder nichteinheimisch. Einige Gedanken zur Gehölzverwendung zwischen Ökologie und Ökologismus. - Garten + Landschaft 99 (5): 15-18.
- (1991a):  
Ökologische und kulturhistorische Aspekte fremdländischer Gehölze im Dorf. - Laufener Seminarbeitr. (Akad. Natursch. Landschaftspfl. Laufen/Salzach) 2/91: 31-46.
- (1991b):  
Berücksichtigung von nichteinheimischen Arten, von Verwilderungen sowie von Vorkommen auf Sekundärstandorten bei der Aufstellung Roter Listen. - Schr. R. Vegetationskunde 23: 175-190.
- (1992a):  
Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölz-

- arten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation. Ein Modell für die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen. - Verhandlungen des Bot. Ver. Berlin Brandenburg, Beih. 3, 188 S.
- (1992b):  
Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege 61: 33-47.
- (1993):  
Vorkommen einheimischer und nichteinheimischer Gehölzarten auf städtischen Standorten in Berlin. - In: Gandert, K.-D. (Hrsg.): Beiträge zur Gehölzkunde 1993, Rinteln, 93-104.
- (1995):  
Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: Pysek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, P.M. (eds.): Plant invasions general aspects and applications. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 15-38.
- KOWARIK, I. & LANGER, A. (1994):  
Vegetation einer Berliner Eisenbahnfläche (Schöneberger Südgelände) im vierten Jahrzehnt der Sukzession. - Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 127: 5-43.
- KOWARIK, I. & SCHEPKER, H. (1995):  
Zur Einführung, Ausbreitung und Einbürgerung nordamerikanischer *Vaccinium*-Sippen der Untergattung *Cyanococcus* in Niedersachsen. - Schr. R. Vegetationskunde (Festschrift Sukopp) 27 (im Druck).
- KOWARIK, I. & SUKOPP, H. (1986):  
Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. In: Kollék, R., Tappeser, B. & Altner, G. (Hrsg.): Die ungeklärten Gefahrenpotentiale der Gentechnologie. Gentechnologie 10: 111-135, J. Schweitzer, München.
- KRAUS, G. (1892):  
Über die Bevölkerung Europas mit fremden Pflanzen. - Gartenflora 42: 142-175.
- KRAUSS, M., LOIDL, H., MACHATZI, B. & WALLACHER, J. (1990):  
Vom Kulturwald zum Naturwald. Entwurf eines Landschaftspflegekonzepts am Beispiel des Berliner Grunewalds. Veröffentlichungsreihe der Berliner Forsten 1, 262 S.
- KRONENBERG, B. & KOWARIK, I. (1989):  
Naturverjüngung kultivierter Pflanzenarten in Gärten. Verh. Berl. Bot. Ver. 7: 3-30.
- KUNICK, W. (1980):  
Gehölzvegetation im Siedlungsbereich. Landschaft u. Stadt 17 (3): 120-133.
- (1983):  
Pilotstudie Stadtbiotopkartierung Stuttgart. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 36: 1-139.
- LAUTERBACH, K.-E. (1993):  
Der Wespenbaum. - Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend 34: 163-169.
- LOHMEYER, W. (1976):  
Verwilderte Zier- und Nutzgehölze als Neuheimische (Agriophyten) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Vorkommen am Mittelrhein. - Natur u. Landschaft 51: 275-283.
- (o.J.):  
Liste der schon vor 1900 in Bauergärten der Gebiete beiderseits des Mittel- und südlichen Niederrheins kultivierten Pflanzen (mit drei Gartenplänen). - Aus Liebe zur Natur Schriftenreihe 3: 109-131.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992):  
Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. - Schriftenreihe Vegetationskunde 25: 1-185.
- MEYER, F.H., BLAUERMEL, G., HENNEBO, D., KOCH, W., MIESS, M. & RUGE, U. (1978):  
Bäume in der Stadt. - Ulmer, Stuttgart.
- NATH, M. (1989):  
Historische Pflanzenverwendung in Landschaftsgärten. Auswertung für den Artenschutz. - Werner, Darmstadt.
- NOWACK, R. (1987):  
Verwilderung des Blauglockenbaums (*Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud.) im Rhein-Neckar-Gebiet. - Floristische Rundbriefe 21 (1): 25-32.
- OWEN, D.F. & WHITEWAY, W.R. (1980):  
*Buddleia davidii* in Britain: History and development of an associated fauna. - Biol. Conserv. 17: 149-155.
- OWEN, J. (1991):  
The ecology of a garden. The first fifteen years. - Cambridge University Press, Cambridge.
- PFITZNER, G. (1983):  
Der Stellenwert eines *Buddleia*-Beobachtungsnetzes für die Erfassung von Tagfalterbeständen. - Öko.L 5/2 (Linz), 10-16.
- PLATEN, R. & KOWARIK, I. (1995):  
Dynamik von Pflanzen-, Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften bei der Sukzession von Trockenrasen zu Gehölzstandorten auf innerstädtischen Bahnanlagen in Berlin. - Verh. Ges. f. Ökologie 24: 431-439.
- REIF, A. & AULIG, G. (1993):  
Künstliche Neupflanzung naturnaher Hecken. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (3): 85-93.
- RINGENBERG, J. (1994):  
Analyse urbaner Gehölzbestände am Beispiel der Hamburger Wohnbebauung. Verlag Dr. Krovac, Hamburg, 220 S.
- SACHSE, U. (1989):  
Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn. Ökologische Voraussetzungen am Beispiel Berlins. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. 63: 1-132.
- SCHMIDT, P.A. & WILHELM, E.-G. (1989):  
Die einheimische Gehölzflora. Ein Überblick. - Beiträge zur Gehölzkde. Rinteln, S. 50-75.
- SCHMITZ, G. (1991):  
Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* Royle und *I. parviflora* D.C. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. - Entom. Nachr. Ber. 35 (4): 260-264.
- (1994):  
Zum Blütenbesuchsspektrum indigener und neophytischer *Impatiens*-Arten. - Entom. Nachr. Ber. 38 (1): 17-23.

- SCHMITZ, J. (1991):  
Vorkommen und Soziologie neophytischer Sträucher im Raum Aachen. - *Decheniana* 144: 22-38.
- SCHROEDER, F.-G. (1969):  
Zur Klassifizierung der Anthropochoren. - *Vegetatio* 16: 225-238.
- HARTMANN, E., SCHULDES, H., KÜBLER, R. & KONOLD, W. (1995):  
Neophyten. Biologie, Verbreitung und Kontrolle ausgewählter Arten. - *ecomed*, Landsberg, 301 S.
- SCHULTE, J. & SCHULZE, U. (1994):  
Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) als Problembaum in der niedersächsischen Kulturlandschaft? Ein Beitrag zur Neophytenproblematik. - unveröffentl. Projektarbeit am Inst. f. Landschaftspflege und Naturschutz d. Universität Hannover.
- SCHUSTER, H.-J. (1980):  
Analyse und Bewertung von Pflanzengesellschaften im nördlichen Frankenjura. - *Diss. Bot.* 53: 1-478.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (1991):  
Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutzsicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands. - *NNABer.* 4 (1): 14-27.
- SEIDLING, W. (1993):  
Zum Vorkommen von *Calamagrostis epigejos* und *Prunus serotina* in den Berliner Forsten. - *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg* 126: 113-148.
- SPAETH, I., BALDER, H. & KILZ, E. (1994):  
Das Problem mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Forsten. - *AFZ* 5: 234-236.
- SPETHMANN, W. (1985):  
Arboreten und Exotenanbauten. Möglichkeiten zur Suche nach feldresistenten Baumarten. *Forst- Holzwirt* 40: 457-459.
- (1995):  
In-situ/ex-situ-Erhaltung von heimischen Gehölzarten. (im Druck).
- STARFINGER, U. (1990a):  
Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. *Landschaftsentw. u. Umweltforschung* 69: 1-136.
- (1990b):  
Über Agriophyten. Das Beispiel *Prunus serotina*. - *Verh. Berl. Bot. Ver.* 8: 179-188.
- STRATMANN, J. (1988):  
Ausländeranbauten in Niedersachsen und den angrenzenden Gebieten. Inventur und waldbaulich-ertragskundliche Untersuchungen. - *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 91, Sauerländer, Frankfurt.
- SUKOPP, H. (1972):  
Grundzüge eines Programms für den Schutz von Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland. - *Schriftenf. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 7: 67-80.
- (1976):  
Dynamik und Konstanz in der Flora der Bundesrepublik Deutschland. - *Schriftenr. Vegetationskde.* 10: 9-27.
- SURHOLT, B. (1994):  
Blühende Silberlinden - die letzten großen Nektarquellen für Hummeln. Poster 24. Jahrestagung der Ges. f. Ökologie, Frankfurt.
- TURCEK, F.J. (1961):  
Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze. - Bratislava.
- TWEEL, P.A. van den & EIJSACKERS, H. (1987):  
Black cherry, a pioneer species or 'forest pest' - *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Ser. C* 90: 59-66.
- WENDORFF, G. von (1952):  
Die *Prunus serotina* in Mitteleuropa. Eine waldbauliche Monographie. - *Diss. Hamburg*.
- WESTRICH, P. (1990):  
Die Wildbienen Baden-Württembergs. - 2. Aufl., Bd. 1, Ulmer, Stuttgart.

**Anschrift des Verfassers:**

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

