

NORDDEUTSCHE NATURSCHUTZAKADEMIE

**NNA**

Berichte

3. Jahrgang/Heft 3, 1990



Naturschutzforschung  
in  
Deutschland

---

NNA-Berichte – 3/3, 1990 –

---





|                                     |        |      |       |                     |                 |
|-------------------------------------|--------|------|-------|---------------------|-----------------|
| NNABer.                             | 3. Jg. | H. 3 | 70 S. | Schneverdingen 1990 | ISSN: 0935-1450 |
| Naturschutzforschung in Deutschland |        |      |       |                     |                 |

Herausgeber und Bezug:  
 Norddeutsche Naturschutzakademie  
 Direktor und Professor Dr. G. Vauk  
 Hof Möhr, D-3043 Schneverdingen,  
 Telefon: 051 99/318 und 319  
 Telefax: 051 99/432

1. Auflage (1990), 1.–1200.

Heftpreis: 10,– DM zuzüglich Versandpauschale

Für die einzelnen Beiträge zeichnen die jeweiligen Autorinnen und Autoren verantwortlich.

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers.

Schriftleitung:  
 Dr. Erika Vauk-Hentzelt  
 3043 Schneverdingen

Titelfoto: Die Sächsische Schweiz gehört zu den bekanntesten geschützten Landschaften der östlichen Bundesländer (Foto: E. Vauk)

# Inhalt

## Beiträge des Adventskolloquiums 1.–4. 12. 1989

|                                                                                                                                      |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| H. Remmert: Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme                                                                                 | 110 |
| R. Pott: Veränderungen von Waldlandschaften unter dem Einfluß des Menschen                                                           | 117 |
| D. Lüderwaldt: Naturschutzplanung und Naturschutzforschung in Niedersachsen (aus Sicht der Fachbehörde für Naturschutz)              | 131 |
| R. Schröpfer: Bedeutung der Säugetierforschung für den Naturschutz in Niedersachsen                                                  | 135 |
| K. Wächtler: Forschung für den Artenschutz: Die Flußperlmuschel in Niedersachsen                                                     | 138 |
| U. Hanstein: Waldpflege und Naturschutz im Naturschutzgebiet »Lüneburger Heide«                                                      | 141 |
| K. Dierßen: Naturschutzforschung – Wechselbeziehungen zwischen wissenschaftlichen Institutionen, Verbänden, Verwaltungen und Politik | 145 |

## Naturschutzforschung in der DDR – aktuelle Probleme und Perspektiven

|                                                                                                                                 |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| H. Weinitschke: Das System der Naturschutzgebiete in der DDR und ihre Erforschung                                               | 148 |
| J. Pötsch: Naturschutz und Pflanzenschutz in der DDR – bisherige Probleme und Perspektiven                                      | 151 |
| U. Brenning: Probleme und Ergebnisse der Naturschutzarbeit und -forschung im Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung Wismar-Bucht | 154 |
| A. Siefke: Der Beitrag der wissenschaftlichen Vogelberingung in der DDR zur naturschutzorientierten Grundlagenforschung         | 159 |
| P. A. Schmidt: Gefährdung und Erhaltung von Arten und Populationen der autochthonen Gehölzflora der DDR                         | 165 |
| G. Ende: Aufgaben des Forstbetriebes Dresden im Landschafts- und Naturschutz                                                    | 173 |

### \* Anmerkung der Schriftleitung:

Das Programm beider Veranstaltungen umfaßte noch weitere Referate, die aber zum Zeitpunkt der Drucklegung nicht zur Verfügung standen. Sie werden, wenn möglich, in einem der nächsten NNA-Berichte veröffentlicht.

# Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme

– Eine Übersicht –

Von Hermann Remmert

Das Mosaik-Zyklus-Konzept wurde 1938 durch AUBREVILLE am Beispiel des damals französischen westafrikanischen Urwaldes entwickelt. In der Folgezeit ist es nur selten, so von RICHARDS (1952, 1981), aufgegriffen worden, bis es dann durch REMMERT (1985, 1987, 1988a und 1988b) wiederentdeckt und mit den sich aus ihm ergebenden Konsequenzen dargestellt wurde. Wahrscheinlich hat es für alle oder fast alle Ökosysteme Gültigkeit. Die sich aus dem Konzept ergebenden Folgerungen und Vorhersagen erscheinen für die Ökosystemforschung von höchster Bedeutung. Es läßt sich am besten am Beispiel temperierter Waldökosysteme darstellen.

## Das Konzept

In diesen Waldökosystemen ist letzten Endes der gleiche Gedanke immer wieder formuliert worden. Die wenigen verbliebenen Urwaldsysteme Europas zeigen nämlich einen zyklischen Wechsel aus Optimalphase mit etwa gleichaltrigen und gleichgroßen Bäumen fast immer einer einzigen Art, die dann in die Zerfallsphase übergeht. Darauf folgt eine Verjüngungsphase, die wieder schließlich zur Optimalphase wird. Zwischen Zerfalls- und Verjüngungsphase schieben sich oft Phasen mit anderen Baumarten (z. T. Pionierbaumarten)

ein. So schreibt LEIBUNDGUT (1982): »Unser Bobachtungen in den Resten mittel-, ost- und nordeuropäischer Urwälder ergaben, daß nur auf einem Teil der Fläche wirklicher »Klimaxwald« stockt und daß innerhalb der Urwaldkomplexe ein stetiger Wandel sowohl zu verschiedenen Entwicklungsphasen innerhalb der Schlußwaldgesellschaft als auch zu verschiedenen Stadien von Walsukzessionen führt. Eine Beschränkung des Urwaldbegriffs auf das klimatisch bedingte Endglied hätte somit zur Folge, daß ein Waldteil abwechselnd bald als Urwald, bald als Nicht-Urwald zu bezeichnen wäre.« Ein mitteleuropäischer Urwald besteht also aus zyklisch sich ändernden Mosaiksteinen, deren Zyklen desynchron zueinander ablaufen. Dies hat zu der Namensgebung geführt. Beispiele in diesem Sinn finden sich bei LEIBUNDGUT (1982), ELLENBERG (1978) und MAYER (1984, 1987). Alle diese Autoren zeigen das gleiche Bild, wobei die Optimalphase sehr einem europäischen Wirtschaftswald ähnelt. Das Bild läßt sich etwa wie folgt zusammenfassen (Abb. 1, 2, 3):

1. Die Optimalphase ist eine Art Altersklassenwald mit einem sehr einseitigen Altersaufbau. Die Bäume sind fast gleich alt, artgleicher Unterwuchs spielt eine vergleichsweise geringe Rolle.

2. Dementsprechend bricht der Urwald in der Zerfallsphase in manchen Bereichen nahezu gleichzeitig mehr oder weniger großflächig zusammen. Jetzt erst schießen Jungpflanzen hoch, und langsam entsteht der Wald wieder neu.

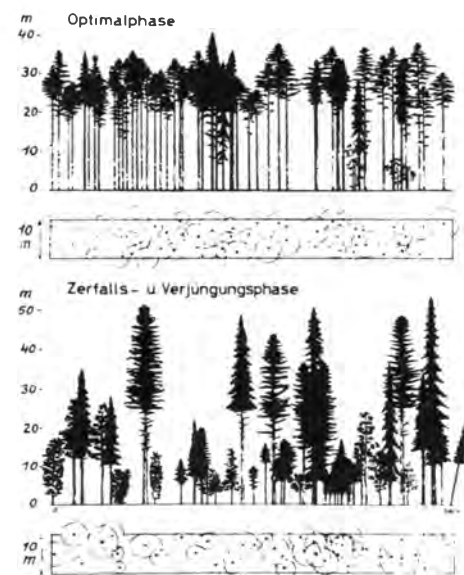


Abb. 2. Optimalphase (oben) und Zerfallsphase (unten) eines Buchen-Fichten-Tannen-Urwaldes in den Dinarischen Alpen. Während der Optimalphase ist der Bestand faktisch gleichaltrig, seine Diversität ist sehr gering, während in der Zerfalls- und Verjüngungsphase die Diversität hoch ist (aus ELLENBERG).

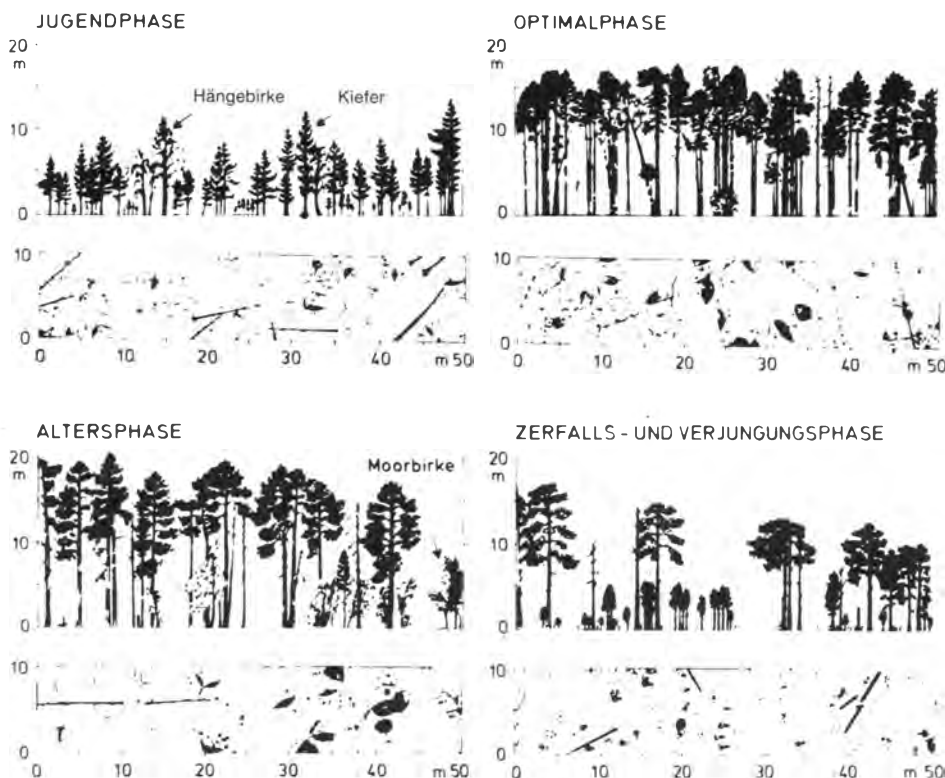


Abb. 1. Die Entwicklungsphasen eines Kiefernurwaldes auf armen Sandböden in Schweden. Die höchste Diversität wird während der Zerfalls- und Verjüngungsphase erreicht. Zwischen die Kiefern treten dann auch Birken.

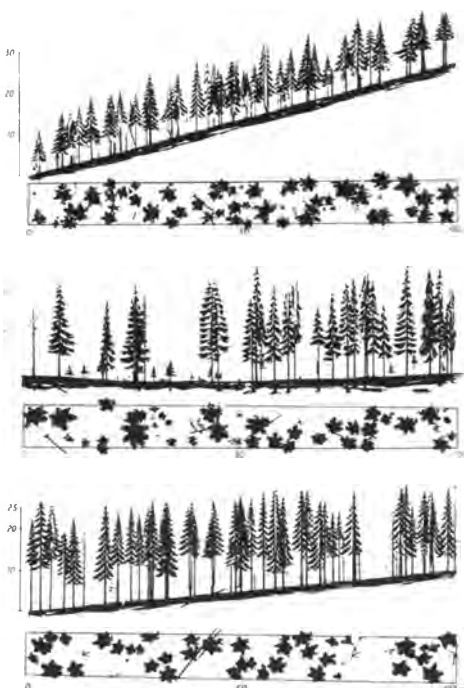


Abb. 3. Urwaldbestände aus dem Nationalpark Bayerischer Wald. Überwiegend Optimalphase, im mittleren Aufriß auch Altersphase mit Verjüngung (aus ZIERL).



3. Die hochschießenden Jungpflanzen gehören oft nicht der ursprünglichen Baumart an, so daß auf den Zusammenbruch des Urwaldaltersklassenwaldes eine neue Baumgesellschaft folgt, die ihrerseits auch wieder zusammenbricht und dann dem ursprünglichen Urwald Platz macht. Demnach hätten wir es also nicht mit Konstanz im Urwald zu tun, sondern es liegt ein Zyklus vor, dessen ungefähr regelmäßiger Ablauf mosaikartig phasenverschoben das Gesamtgebiet des Ökosystems durchzieht.

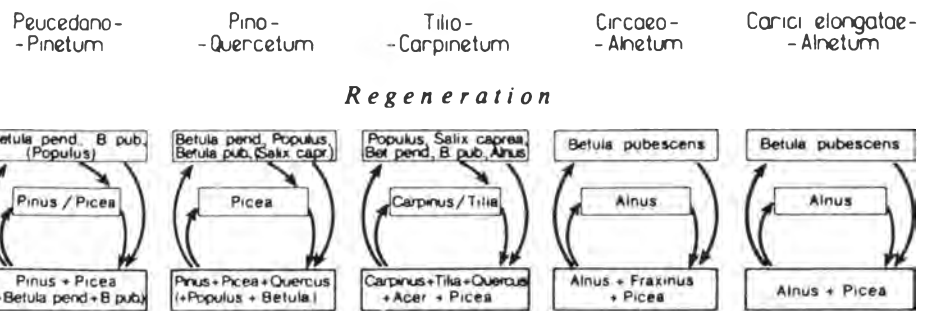


Abb. 4. Zyklische Regeneration in verschiedenen Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bialowieza in Polen (aus FALINSKI). Wo ein alter Baum gefallen ist, wird er durchweg durch eine andere Baumart ersetzt (aus FALINSKI).

So wird in der kanadischen Taiga ein regelmäßiger Wechsel zwischen fast reinen Fichtenwäldern und fast reinen Kiefernwäldern praktisch gleicher Altersgruppe angenommen. In den Lauburwäldern Nordamerikas hat FORCIER mit anderen Methoden versucht, das mosaikartige Nebeneinander von verschiedenartigen Baumarten als Abbild eines Zyklus zu interpretieren. Aufgrund von Untersuchungen über die Fortpflanzungsstrategien der einzelnen Baumarten kam er zu der Darstellung eines Zyklus, wie er heute in den USA weitgehend für die Urwälder der gemäßigten Zone angenommen wird. Auf eine Optimalphase von *Fagus grandifolia* folgt – unter Umständen über Zwischenstufen – die Alters- und Zerfallsphase, darauf folgen Birken (*Betula aleutica*) und darauf ein Mischwald mit Zuckerkorn (*Acer sacharum*), der schließlich wieder durch *Fagus grandifolia* ersetzt wird. In Deutschland haben wir mit einer dritten Methode versucht, aus physiologisch meßbaren Befunden auf mögliche Zyklen in dem vorherrschenden Wald, dem Rotbuchenwald (*Fagus sylvatica*), zu schließen. Wir haben die Aufheizung der Borke durch direkte Sonneneinstrahlung gemessen, die Isolationswirkung der Borke und die Aufheizung des Cambiums. Rotbuchen sind dafür bekannt, daß sie während des Sommers keine intensive Sonnenbestrahlung des Stammes ertragen (NICOLA). Unter diesen Bedingungen erleiden sie einen Sonnenbrand. Die Rinde platzt ab, und schließlich stirbt der Baum. Damit können die Sonnenstrahlen auf den im Wald folgenden Stamm fallen, und er erleidet das gleiche Schicksal. Nach einem Windbruch wird in einem geschlossenen Buchenhallenwald der Wald immer weiter zurückgedrängt. An seiner Seite sprießen vorwiegend Stauden und dann Birken aus dem Boden. Birkensamen ist in fast jedem Waldboden in Mitteleuropa in großer Menge vorhanden. Die weiße Rinde der Birken reflektiert auffallendes Sonnenlicht nahezu vollständig, und so kommt es zu einer vernachlässigbaren Überhitzung des Stammes. Auf Birken folgen dann Bäume, die im erwachsenen Zustand eine sehr rissige Borke besitzen, wie Ulmen (*Ulmus*), Eschen (*Fraxinus*), Berg- und Spitzahorn (*Acer*) und Wildkirsche (*Prunus*). Eine derart rissige Borke isoliert das Phloem viel stärker als die glatte Borke der Rotbuche. Eichen (*Quercus*) haben mit ihrer dicken Rinde ein zusätzliches Isolationsmaterial um den Stamm. Gleichzeitig vertragen Ei-

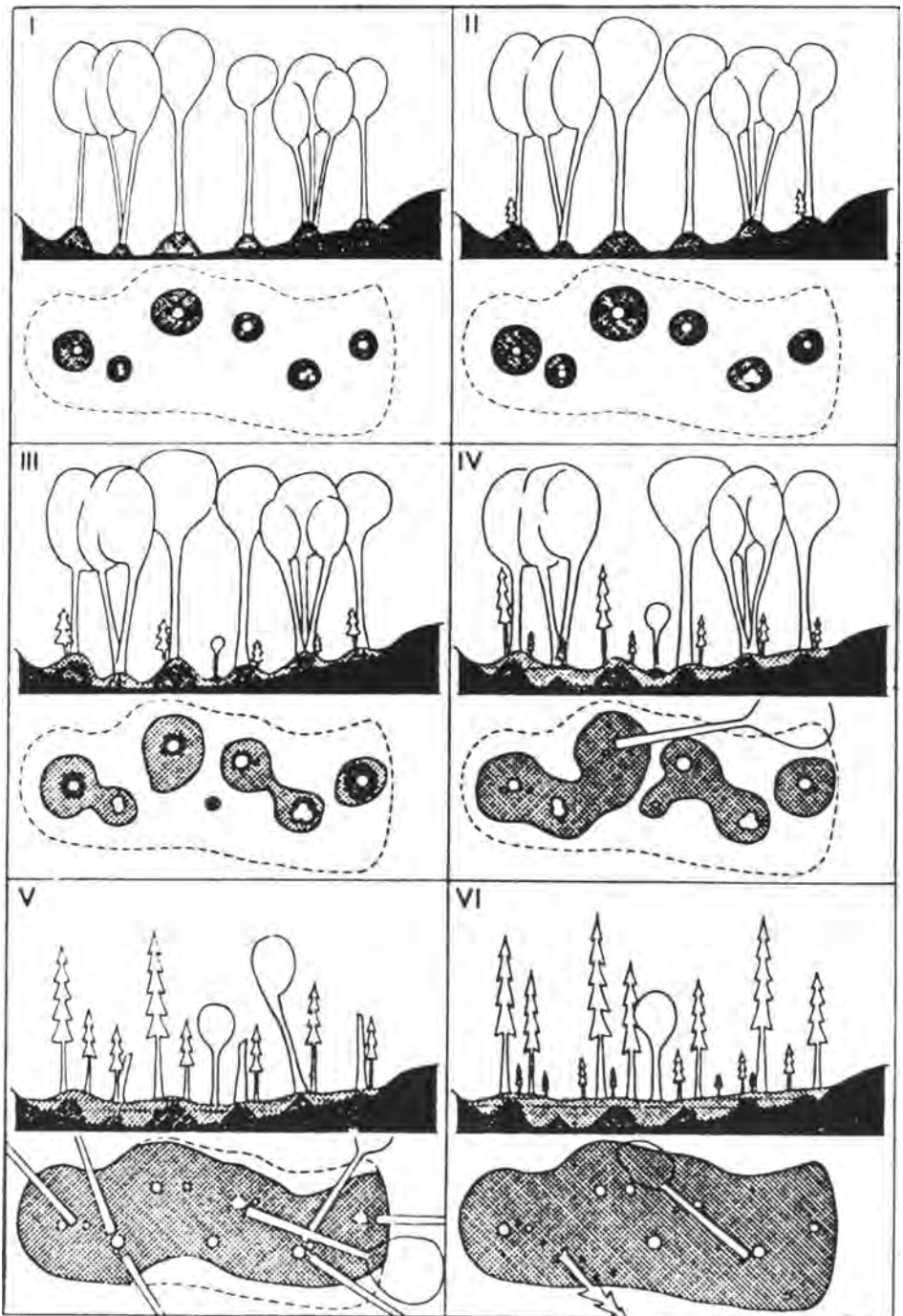


Abb. 5. Zyklus der Regeneration eines Erlenbruchwaldes im polnischen Nationalpark Bialowieza. An den Stämmen der Erlen bilden sich kleine Hügel, auf denen sich Fichten ansiedeln, die die Erlen überwachsen. Die Fichten sind windwurfanfällig. Bei ihrem Sturz reißt der Wurzelteller ein großes Loch in den Sumpf, und hier können wieder Erlen wachsen (aus FALINSKI). In manchen Erlenbrüchen wechselt also Fichtenhochwald und Erlenbruch miteinander ab.

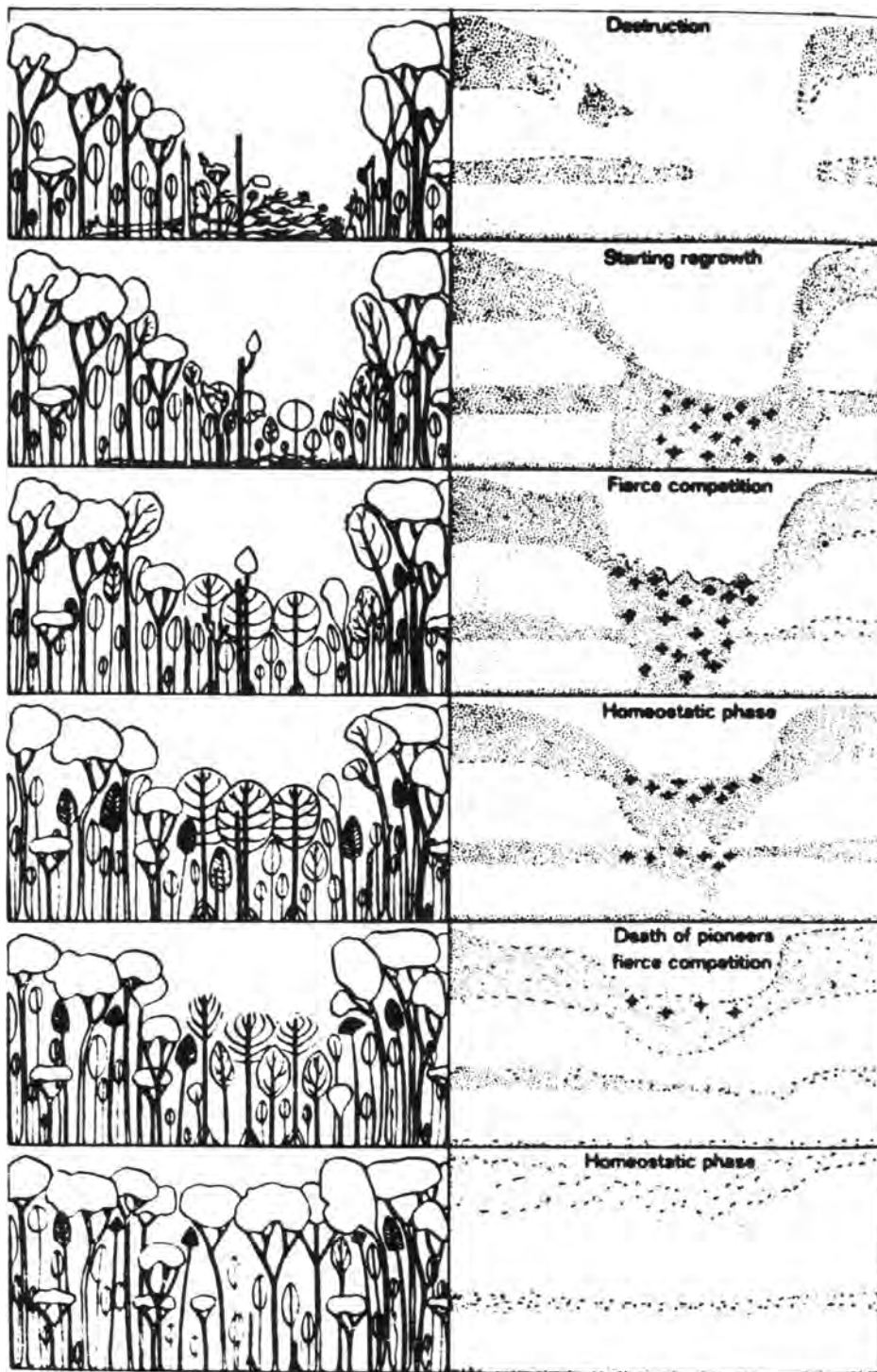


Abb. 6. Zyklus einer Wiederherstellung einer Baumsturzfläche im westafrikanischen tropischen Regenwald. Ein Urwaldriese fällt und schlägt dabei eine große Lücke in den Regenwald, die durch Pionierbäume zunächst geschlossen wird; diese Pionierbäume sterben nach etwa 100 Jahren ab und lassen dann wieder spätere Urwaldriesen emporwachsen.

im Stadium des Buchenhallenwaldes ein sehr artenarmes System gegeben ist, nimmt die Artenzahl in der Zerfallsphase drastisch zu und erreicht Höchstwerte während der Mischwaldphase, um dann wieder abzusinken. Der längste Teil des Zyklus hat also die niedrigste Diversität. In diesem Zyklus der Diversität sind Bodenpflanzen, Bodenfauna, Vögel, Kleinsäuger und Großsäuger in gleicher Weise eingebunden, und ein ähnlicher Zyklus scheint auch bei anderen Systemen vorzuliegen.

In tropischen Regenwäldern sind solche Zyklen inzwischen in sehr großer Zahl beschrieben worden, wenn sie auch hier infolge der hohen Artenzahl von Urwaldbäumen nicht die großen Ausmaße erreichen wie in den gemäßigten Urwäldern Europas oder Nordamerikas. All die vielen, in den letzten Jahren erschienenen Arbeiten über Treefall-gaps zeigen durchweg das gleiche Bild. Der Sturz eines Urwaldriesen schlägt eine Lücke in den Urwald, die Schattenpflanzen sterben bei der plötzlich einsetzenden Lichtflut, und die hier vorhandenen Samen, Keimlinge und Jungpflanzen von lichtbedürftigen Bäumen keimen und wachsen sehr rasch in die Höhe. Es sind echte Pionierpflanzen, die hier gedeihen, die nur relativ kurze Zeit – bis knapp über 100 Jahre – hier existieren und dann unter sich langsam wieder Urwaldriesen aufkommen lassen. Letzten Endes, wenn auch kleinräumiger, bietet also der tropische Regenwald – ja selbst die Mangrove – das gleiche Bild wie die Wälder der gemäßigten Zone, mit größter Diversität in den tree-fall gaps (Abb. 6).

Ein Problem stellen Wälder dar, die aus einer einzigen Baumart aufgebaut sind, wie etwa die Birkenwälder Nordeuropas, die Buchenwälder (*Nothofagus*) Neuseelands und Südamerikas, die Fichtenwälder in den Hochlagen der europäischen Mittelgebirge und mittelhohen Lagen der europäischen Alpen, die Mopani-Wälder (*Colophospermum mopane*) Afrikas: besonders die über Hunderte von Kilometern ausgedehnten Mopani-Wälder im Norden Botswanas sind über riesige Flächen in der Optimalphase vorhanden, über ebenso große Flächen stehen tote Bäume im Gras, es gibt auch riesige offene Graslandereien, in denen man vielfach mit einigem Suchen die Stubben toter Mopami-Bäume finden kann, und dann gibt es Mopani-Jungwuchs, der etwa einen Meter hoch ist und wie gepflanzter Buchenwald wirkt, über ebenso große Flächen. Die These von PETRIDES (1974), nach der die afrikanische Steppe einen Wechsel zwischen Dornsavanne und Grasland zeigen kann, ist hier zumindest für den Mopami-Wald ganz offensichtlich. All diese Wälder zeigen nach dem Zusammenbruch nach der Altersphase offene Wiesenflächen, die in Europa vielfach als beginnendes »Waldsterben« angesehen werden. In Wirklichkeit ist das Ganze jedoch nichts weiter als der übliche Zyklus in einem einartigen Waldgebiet, wo eben nicht die sterbende Baumart durch eine andere Baumart, sondern durch eine krautige Pflanzenart ersetzt wird. Auf ar-

chen, wie die anderen genannten Arten, auch ein Freistellen des Stammes, was Buchen nicht vertragen können.

Wir postulieren, daß erst im Schatten solcher Bäume in vielen Urwaldgebieten ein Rotbuchenjungwuchs wieder aufwachsen kann. Die Rinde unserer Waldbäume ist also ein Indikator für die Position der Bäume im Zyklus der Waldenerneuerung.

Sieht man die genannte Literatur (vor allem MAYER 1984, 1987; ELLENBERG 1978) genau durch, so findet man Beispiele in die-

ser Richtung in sehr großer Zahl. So hat FALINSKI im Urwaldgebiet von Bialowiecza in Polen viele solcher Prozesse beschrieben. Beispielsweise zeigt Abbildung 5 ein solches Bild, wo ein zusammenbrechender Erlenwald einen Jungwuchs aus Fichten zeigt, die nun offensichtlich die Erlen im Zyklus ersetzen (auch Abb. 4 und 5).

In diesem Zyklus aus Buche, Birke und Mischwald mit Kirsche, Esche und Ahorn haben wir auch einen Zyklus des Artenreichtums von Flora und Fauna. Während

men Böden muß man damit rechnen, daß auch halberwachsene Bäume plötzlich absterben, einfach weil die Nährstoffe verbraucht sind oder weil sich zuviele Krankheitserreger angesammelt haben.

Wenn diese Zyklusphasen mosaikartig über das Ökosystem verteilt sind, dann müssen wir fragen, welche Bedeutung dies für die Ökosysteme hat. Wir müssen fragen nach den treibenden Kräften, nach den Ursachen und nach den Konsequenzen dieses Phänomens. Wenn wir all diese Dinge besprochen haben, müssen wir schließlich fragen, ob das Phänomen des Mosaik-Zyklus-Konzepts auch für kleine Pflanzen gilt – d. h. also auch für Systeme wie Tundren oder Steppen –, und schließlich, ob es für ganz andere Systeme ebenfalls gilt – etwa für das System des offenen Wassers mit dem Plankton darin, für den Meeresboden mit seinen Tiergemeinschaften –, und diese Fragen müssen wir im folgenden weiter untersuchen.

## Die Bedeutung des Mosaik-Zyklus-Konzepts für das Verständnis von Ökosystemen

Bei Gültigkeit des Mosaik-Zyklus-Konzepts gibt es keine einheitlichen Lebensräume, sondern es stellt sich nach kurzer Zeit in allen Lebensräumen eine mosaikartige Struktur ein. Die alte Frage nach einheitlichen oder diversen Lebensräumen erledigt sich damit von selbst. Das gleiche geschieht auch mit den Fragen nach Regulationsvorgängen in Populationen und Ökosystemen. Vergleichbar ist die Situation mit den biochemischen Abläufen in einem Organismus: auch hier haben wir Kreisläufe, und diese Kreisläufe sind vergleichsweise einfach gleichmäßig zu halten. All die besonders wichtigen Funktionen im Organismus – wie z. B. der Krebszyklus – stellen Kreisläufe dar. Einfache lineare Prozesse spielen dagegen eine nicht so bedeutende Rolle. Das gleiche dürfte in der Ökologie gelten. Bei dem Mosaik-Zyklus-Konzept würde man weitgehend ohne interspezifische Interdependenzen und ohne intraspezifische »Selbstregulationen« zur Aufrechterhaltung eines Gleichgewichts auskommen. Das System bewegt sich sowieso in einer Richtung, und es bewegt sich auf katastrophenartige Zustände zu – etwa den Fall eines Urwaldriesen mit dem anschließenden Sterben der Schattenpflanzen, die unter ihm existierten. So sind alle in einem Ökosystem denkbaren Katastrophen auf diese Weise, ebenso wie die Reparatur solcher Katastrophen, im System bereits vorprogrammiert. Ein ökologisches Gleichgewicht wäre also in Zukunft durch desynchrone Zyklen zu ersetzen (Abb. 7).

Massenvermehrungen von Schadinsekten, von Nematoden, Pilzen, Viren oder andere Seuchenzüge, wie sie schon oft in naturnahen Systemen beobachtet wurden (in der Terminalphase), könnten auf diese Weise als zum System gehörig anerkannt werden, und die Reparatur ihrer Effekte lä-

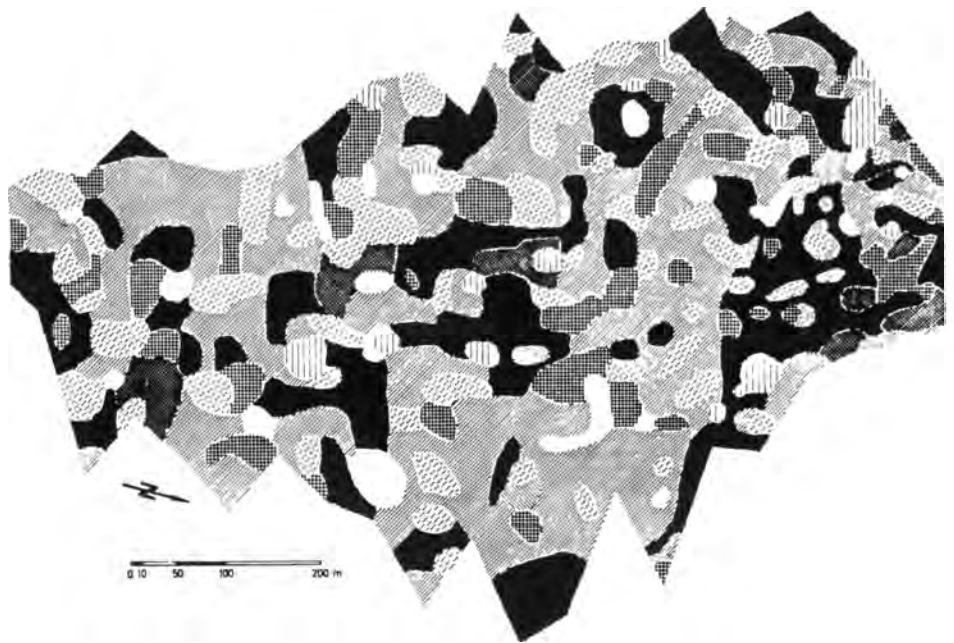


Abb. 7. Mosaik eines Buchenurwaldes in Nordjugoslawien. Weiß: Verjüngungsphase, schwarz: Optimalphase, unterbrochen gestrichelt: Altersphase. Selbst ein Urwaldgebiet, welches faktisch nur aus einer einzigen Baumart (hier: der Rotbuche) besteht, weist außerordentlich unterschiedliche Lebensräume infolge der unterschiedlichen Altersstrukturen auf (MAYER 1987).

ge automatisch im System. Ein Beispiel in dieser Richtung ist der berühmte Fall des Spruce-budworm (*Choristoneura fumiferana*; Insecta: Lepidoptera) in Kanada, der in der kanadischen Taiga den großflächigen Wechsel zwischen Fichte und Kiefer steuert. Möglicherweise könnten die in letzter Zeit besondere Aufmerksamkeit erregenden multistabilen Systeme auch als Teile von Zyklen besser interpretiert werden.

Offenbar spielen also bei der Einhaltung eines mittleren langfristigen Niveaus in einem Ökosystem Prozesse im Sinne von Regelkreisen eine geringe Rolle, viel bedeutsamer und robuster gegenüber Störungen sind zyklische Prozesse.

Diese Überlegungen haben besondere Bedeutung für theoretische Diskussionen um

Artenmannigfaltigkeit und Diversität. Das Endstadium einer natürlichen Vegetation, die Klimax, erweist sich als ein Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften, die jeweils einem eigenen Zyklus unterworfen sind. Manche Phasen des Zyklus – wie etwa die Optimalphase des Buchenhallenwaldes oder des Mopaniwaldes – sind artenarm (nur eine Pflanzenart dominiert das System, und die Fauna ist von ähnlich geringer Diversität), während andere Stadien des gleichen Systems über eine große Artenmannigfaltigkeit bei Tieren und Pflanzen verfügen. Für den tropischen Regenwald gilt das gleiche: die höchste Mannigfaltigkeit finden wir in der Lichtung, die durch einen gestürzten Urwaldriesen geschlagen wurde. Hohe und niedrige Diversität wechseln also im System miteinander ab (Abb. 8, 9).

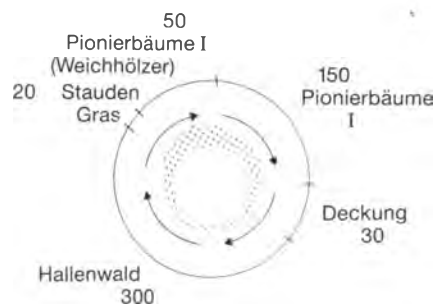


Abb. 8. Theoretischer Zyklus eines Buchenurwaldes in Mitteleuropa. Nach der Altersphase des Hallenwaldes kommen zunächst Birken, dann folgt ein Mischwald aus Ahorn, Esche und Wildkirsche, erst dann folgen Buchen wieder. Die höchste Diversität liegt in der Altersphase des Buchenwaldes und in den Phasen der Pionierbäume. Die Zahlen geben die ungefähre Dauer des jeweiligen Stadiums an.

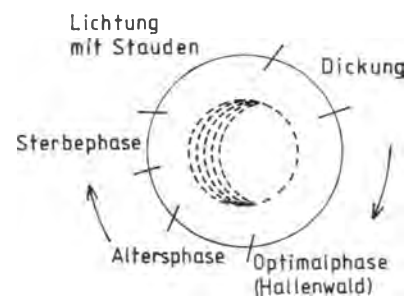


Abb. 9. Meist ist der in Abbildung 8 dargestellte Zyklus auf einen reinen Buchenzyklus verkürzt, dann liegt die höchste Diversität im Bereich von Altersphase, Sterbephase und Lichtung; die geringste Diversität liegt während des Stadiums des Hallenwaldes (= Optimalphase).



## Die treibenden Kräfte des Zyklus

Die treibenden Kräfte eines Zyklus im Ökosystem liegen zunächst allein im möglichen Lebensalter der Teiglieder: also im möglichen Lebensalter der Buche (*Fagus sylvatica*), der Birke (*Betula pendula*) und der Ahorn (*Acer*)-Arten. Jedoch kann diese Kraft durch andere Effekte stark moduliert werden. Windbrüche (also Stürme), Krankheiten, Massenvermehrungen von Schadinsekten können manche Abschnitte des Zyklus stark beschleunigen und damit zu kürzeren Zyklen führen. Auf der anderen Seite ist es auch möglich, daß manche Stadien nicht unbedingt von einem normalerweise folgenden Stadium mit anderen Baumarten abgelöst werden, sondern – etwa im Buchenhallenwald – das gleiche Stadium kann mehrfach nacheinander auftreten. Auf diese Weise wird der Zyklus verlangsamt.

Ein Beispiel für ein Tier, welches solche Zyklen in Gang setzt, ist der Biber (*Castor fiber*) in den Wäldern der nördlichen gemäßigten Zone. Er kann kleine Bäche in schwachwelligem Gelände zu großen Seen aufstauen. Die hier lebenden Bäume sterben ab. Die flachen Seen sind überaus produktiv, und es bildet sich eine Faulschlammage, die den See in relativ kurzer Zeit ausfüllt und verlanden läßt. Während dieser Zeit findet eine Fixierung von Luftstickstoff statt, die viel höher ist als im umliegenden Waldboden (NAIMAN und MELLILLO 1984). Wenn der Untergrund Sandstein ist, so haben wir nach Verlandung des Bibersees eine unter Umständen mehrere Meter dicke Humusschicht mit sehr hohem Stickstoffvorrat, und dies Gebiet wird rasch durch Weichhölzer und dann vom Waldrand aus durch andere Baumarten besiedelt. Dabei wird die Humuslage verbraucht, und es kehrt der ursprüngliche Wald zurück, der wiederum durch einen neu aufgestauten Bibersee zugrunde gehen kann. Wald auf armem Boden, Bibersee, Biberwiese, Weichholzaue auf reichem Boden, Wald auf reichem Boden und Wald auf armem Boden wechseln also zyklisch miteinander ab.

## Die Ursachen des Zyklus

Die Ursache für einen solchen Zyklus ist wohl im allgemeinen in einer Konkurrenz um essentielle Nährstoffe (zu denen auch Licht gehört) zu suchen im Sinne der Tilman'schen Konkurrenztheorie. Verschiedene Pflanzenarten benötigen nicht völlig gleiche mineralische Ressourcen, und sie haben z. T. deutlich unterschiedliche Fähigkeiten, verschiedene Mineralien aus dem Boden zu entnehmen (vgl. KILLINGBECK und COSTIGAN 1988). Nachdem eine Art an einer Stelle unter Umständen über Jahrhunderte essentielle Nährstoffe entnommen hat, kann diese Art an dieser Stelle nicht unmittelbar wieder gedeihen. Das ist erst wieder möglich, nachdem der eigene Stamm an dieser Stelle wieder remineralisiert ist (z. B. UHL 1986). Auf reichen Böden kann diese Situation anders sein als

auf armen Böden, aber dies ändert nichts am langfristigen Prinzip.

Genauso ist die Situation bei der Konkurrenz um das Licht: Unter sehr stark schattenspendenden Bäumen – wie in Mitteleuropa etwa der Rotbuche – ist ein vernünftiges Wachstum erst möglich, wenn durch irgendwelche Störungen Löcher ins Blätterdach geschlagen sind und Licht auf den Waldboden herunterkann. Lichtbedürftige Bäume, wie die Buche, können hier gar nicht aufwachsen.

Nach HARPER (1977) ist die unter den Konkurrenzbedingungen des Freilandes oft zu beobachtende Unfähigkeit einer Pflanze, am gleichen Ort zu wachsen wie ein Individuum der vorhergehenden Generation, weit verbreitet. Als Ursachen kommen nach HARPER neben der selektiven Ressourcenminderung der Anhäufung von spezifischen Pflanzenstoffen, Krankheits-erregern oder auch alle allelopathische Effekte in Betracht. Beides ist bei Waldbäumen und vielen anderen Pflanzen nachgewiesen.

## Konsequenzen aus dieser Situation

Aus den geschilderten Zyklen ergibt sich eine Reihe von selbstverständlichen Konsequenzen, die größtenteils bisher nicht beachtet wurden.

a) In einem einzelnen Mosaikstein kann man also kein Gleichgewicht erwarten, sondern einen gerichteten Prozeß. Da gerade bei Ökosystemuntersuchung natürlich möglichst gleichartige Flächen untersucht werden müssen, kann gerade hier kein Gleichgewicht erwartet werden.

b) Eine fehlende Selbstverjüngung der herrschenden Baumarten braucht in einem Wald nicht unbedingt ein Alarmzeichen zu sein, sondern sie kann durchaus etwas Natürliches sein. Wir hatten bereits mehrfach gesehen, daß unter dem dichten Kronendach der europäischen Rotbuche eine Selbstverjüngung kaum möglich ist. Im Prinzip gilt das überall. Die Schirmakazien in der afrikanischen Savanne scheinen sich normalerweise auch kaum an Ort und Stelle zu verjüngen. Die Schirmakazien sind in einem überschaubaren Gebiet fast alle gleich alt, und jüngere Bäume sieht man fast nie. Nur an manchen Stellen treten dann Gebüsche aus jungen Schirmakazien auf, die von den Antilopen besonders gern angenommen werden.

c) Nur wenn man über sehr große Flächen eine Populationsaufnahme durchführt, wird man bei den Waldbäumen zu einer normalen Populationspyramide kommen. Im allgemeinen aber wird man in den einzelnen Mosaiksteinen des Waldes nur Abschnitte der Populationspyramide finden. An manchen Stellen wird nur Jungwuchs von Bäumen zu finden sein, an anderen Stellen – etwa in dem Buchenhallenwald – werden nur etwa 80–100jährige Bäume dasein, und an wieder anderen Stellen werden nur alte sterbende Bäume sichtbar sein.

Möglicherweise kann man diese zerrissenen Populationspyramiden als Indikator für die den Zyklus treibenden »Schlüsselarten« des Systems ansehen. Nur relativ kurzlebige Arten – wie etwa die Singvögel in einem Wald oder die kleineren Säugetiere in einem Wald – werden normale Populationspyramiden haben. Das dürfte wahrscheinlich auch für relativ kurzlebige Stauden gelten. Man wird auch in anderen Lebensräumen genaue Populationspyramiden analysieren müssen. Der Befund von MERTENS (1988), nach dem die Populationspyramide von Grünfröschen (*Rana esculenta*-Gruppe) an deutschen Gewässern völlig zerrissen erscheint, deutet in diese Richtung. Auch die großen Fischschwärme im Meer sind nach Altersklassen gegliedert, und es können sehr zerrissene Populationspyramiden gefunden werden.

d) Sehr wahrscheinlich hat die Nichtbeachtung dieser Zyklen auch Anteil an den derzeitigen Problemen des Waldes. Das Nachpflanzen Generation für Generation der gleichen Baumart, noch dazu in den dicht von der eigenen Art durchwurzelten Boden, muß als ungünstig angesehen werden, und mit jeder weiteren gepflanzten Baumgeneration müssen sich hier die Probleme verstärken, da immer die gleichen Nährstoffe weggenommen werden und die vorhergehenden Bäume während der Optimalphase gefällt werden – wenn noch alle Wurzeln voll im Boden existieren.

e) Zyklischen Veränderungen muß auch der Boden in einem solchen System unterworfen sein. Die beherrschenden Schlüsselbäume durchwurzeln den Boden sehr stark, und allein aufgrund der Wurzelkonkurrenz ist kaum damit zu rechnen, daß eine andere Art oder Jungpflanzen der gleichen Art sich in diesem extrem stark durchwurzelten Boden durchsetzen können. Erst nach der Alters- und Zerfallsphase, wenn die Durchwurzelung infolge Absterbens der Bäume nachläßt, sind in Wirklichkeit Neuansiedlungen von Bäumen zu erwarten. Hinzu kommt, daß Blätter verschiedener Bäume sehr unterschiedlich leicht zersetzbar sind. Im Beispiel des europäischen Buchenwaldes hätten wir über mehrere hundert Jahre eine Laubstreu aus sehr schwer zersetzbaren Buchenblättern, dann folgt eine kurze Phase mit sich zersetzenden Stauden, es folgen Birkenblätter und schließlich die im allgemeinen sehr leicht zersetzbaren Blätter des Mischwaldes aus Ulmen, Eschen und Ahorn. Wir müssen also mit einer durchaus unterschiedlichen Bodenbildung und einer durchaus unterschiedlichen Bodenlebewelt in den verschiedenen Stadien des Zyklus rechnen.

Bei einem Wechsel zwischen verschiedenen Baumarten – wie etwa auf dem Kaibab-Plateau – wird auch die Säurereaktion im Boden stark oszillieren.

f) Hinzu kommt die bekannte Tatsache, daß ein lebender Wald sehr große Wassermengen verbraucht und daher den Grundwasserspiegel sehr stark absenkt. Wenn der Wald verschwindet, steigt der Grund-

wasserspiegel deutlich an. Das ist bei Kahlschlägen wieder und wieder gezeigt worden. Damit einher geht natürlich eine deutliche Veränderung der Fauna. HERRCHEN (1989) konnte auf Windbrüchen in den Urwäldern des Nationalparks Bayerischer Wald zeigen, daß die Windbrüche nicht nur einen hohen Grundwasserspiegel hatten, sondern daß das Wasser von unten her als flaches Gewässer an der Bodenoberfläche stand. Damit änderte sich auch die Fauna: Während im trockenen Wald an Kleinsäugern vor allen Dingen Rötelmäuse und Gelbhalsmäuse eine bedeutende Rolle spielten, kamen auf den Windwurfflächen nun plötzlich Sumpf- und Wasserspitzmäuse hinzu.

Damit ergibt sich ein neues Problem: Wie werden die neu entstehenden kleinen Mosaiksteine besiedelt? Wie finden Pflanzen und Tiere diese Stellen, die nun plötzlich für sie günstig sind?

g) Dies Konzept gilt nicht nur für Endstadien der Pflanzenentwicklung, sondern gilt auch für die Pionierstadien auf dem Wege zum Endstadium. In Mitteleuropa stellen die meisten Heidegebiete (*Calluna*) derartige Stadien auf dem Weg zum Endstadium dar, und sie zeigen sehr deutlich ein Heranwachsen, eine Optimalphase und ein Absterben mit kahlen Flächen, in denen der Boden dann mit Flechten oder Poaceen teilweise bedeckt ist. Dies gilt aber auch für alle anderen Pflanzen.

h) Hier stellt sich ein terminologisches Problem, welches eigentlich über die Terminologie weit hinausgeht: Die Begrenzung eines Ökosystems erfolgt nicht nach wirklich naturwissenschaftlichen, sondern nach menschlichen Kriterien. Während die Verhältnisse im Wald relativ einfach sind und es großer Mühe bedarf, die Optimalphase des Buchenwaldes als nur einen Abschnitt aus einem Zyklus zu betrachten und nicht als Ökosystem zu sehen, ist das Ganze bei krautigen Pflanzen und Stauden viel problematischer. In Wirklichkeit herrscht hier jedoch – ob in der Steppe oder in der baumlosen Tundra – das gleiche System: Eine alte Stauede stirbt, an ihrer Stelle kommen andere Pflanzen, und erst nach einiger Zeit wird hier wieder eine Stauede der ersten Art gedeihen. Das Ganze vollzieht sich jedoch im Quadratmeterbereich, und niemand ist bisher auf die Idee gekommen, derartige Phasen als selbständige Ökosysteme zu bezeichnen. Natürlich gilt das gleiche auch für bestimmte Phasen im Ablauf von Planktongemeinschaften. Ökosysteme sind nicht durch wirklich naturwissenschaftliche Kriterien definierte und abgegrenzte Bereiche, sondern allein aufgrund subjektiver Merkmale geschaffene Systeme.

## Die Frage der Kolonisation von Mosaikteilen

Insekten, von denen viele Arten ganz spezifisch für bestimmte Phasen des Zyklus sind – im tropischen Regenwald charakteristisch für treefall-gaps –, scheinen als

Imagines eigentlich dauernd auf der Suche nach günstigen Plätzen für Balz und Eiablage zu sein. Es gibt Pflanzenteile, die über 240 Jahre im Boden liegen, ehe sie durch Erwärmung – bei einem durch Blitzschlag bedingten Feuer – zum Keimen angeregt werden. Das ist etwa bei der Gattung *Terminalia* (GELDENHUIS mündlich) der Fall. Auch Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) kann sich im südafrikanischen Fynbos nachweislich mehr als 240 Jahre als Sproß im Boden halten, ohne daß oberirdische Pflanzenteile erscheinen. Im übrigen aber ist hier relativ wenig bekannt, und es ist noch viel Arbeit zu leisten. Geradezu selbstverständlich ist, daß das sehr kräftige Wachstum an einem Lichtfleck, einem treefall-gap, besteht, während in einem Wald der Optimalphase Bodenfauna und Bodenflora verhältnismäßig arm sein müssen.

Dementsprechend erscheint die hohe Samenproduktion über die lange Lebensdauer von Bäumen vielfach als unsinnig, und die Strategie vieler tropischer Bäume, nur einmal, dann aber unmittelbar am Ende des Lebens zu fruchten, erscheint durchaus vorteilhaft.

Die These ermöglicht daher auch ein Verständnis des Vorkommens von Großtierarten im geschlossenen Urwald. An den derzeitigen nordamerikanischen und eurasischen Wirtschaftswäldern verursachen die vorkommenden Großwildrelikte sehr erhebliche Schäden. Das hat zur Annahme außerordentlich niedriger natürlicher Dichten des Großwildes geführt. Geht man jedoch davon aus, daß z. B. aus den europäischen Wäldern Wildpferd, Auerochse, Wisent und Elch verschwunden sind, und rechnet man mit den üblichen Werten (0,5 bis 1 Stück Großwild/qkm), so kommt man bei sechs Großwildarten (Wildschwein, Rothirsch, Elch, Wisent, Auerochse, Pferd) auf etwa ein Stück jeder Art pro 10 qkm. Dieser rechnerische Wert ist nach dem Sozialverhalten dieser Tiere unwahrscheinlich; in einem natürlichen Urwald wird man mit höherer Dichte rechnen müssen. Bei Annahme von Mosaikstrukturen sind höhere Dichten möglich bei geringsten Verbißschäden. Allerdings wäre keine gleichmäßige, sondern eine extrem ungleichförmige Verteilung der Großtiere vorherzusagen. Sie würden besonders zahlreich an und in den Wiesen und Weichholzbereichen vorkommen, die in jedem Mosaikzyklus auftreten; dagegen würden sie in den Stadien der Optimalphase kurz vor dem Zusammenbruch praktisch völlig fehlen. Die Arbeiten in den tropischen Regenwäldern Mittel- und Südamerikas auf etwas reicheren Böden (im Bereich der Anden) deuten in diese Richtung.

## Allgemeine Gültigkeit des Konzepts

Das Prinzip der desynchronen Zyklen als Mosaikbausteine von Ökosystemen gilt aber offenbar auch außerhalb des Waldes. PETRIDES (1974) hat ein solches System für die afrikanische Steppe vorgeschlagen.

Im Nationalpark Peninsula Valdes (Argentinien) scheinen in der gleichen Weise Grassteppe und Dornsavanne miteinander zu wechseln, und dementsprechend ändert sich auch die Tierwelt: Guanakos finden sich in der Dornensavanne, Nandus in der Grassteppe. Auf Island (REMMERT 1984) wechselt möglicherweise ein Singeschwanbiotop (*Cygnus*) mit Wollgras ab mit einem Kurzschnabelgansbiotop (*Anser*) mit Wiesen. Baumlose Gebiete wie Salzwiesen, Steppen und Tundren tragen fast immer ein mosaikartiges Pflanzkleid, welches wahrscheinlich als Mosaik aus phasenverschobenen Zyklen erklärt werden muß. Bei *Calluna*-Heiden oder Salzwiesen sind die phasenverschobenen Zyklen ausgezeichnet belegt und analysiert (im Quadratmeterbereich). In der mongolischen Steppe determinieren grabende Kleinsäuger den Energie- und Stoffumsatz in großem Maße. Kolonien von *Microtus brandti* sind so dicht, daß kaum Vegetation hochkommt. Sie werden nach einiger Zeit verlassen. Da diese Stellen besser drainiert und durchlüftet sind und zudem mit Kot angereichert sind, entsteht hier eine sehr reiche Vegetation aus aromatischen Pflanzen, die nach und nach durch reichwachsende gute Futterpflanzen für warmblütige Weidetiere und herbivore Insekten ersetzt werden. So sinkt nachher die Produktivität wieder bis zu einem relativ geringen Wert; nun siedeln sich die Mäuse wieder an, und der Zyklus beginnt von neuem (WEINER et al. 1982).

Ganz ähnliche Verhältnisse liegen mit den Kammäusen (*Ctenomys*) Südamerikas und in der nordamerikanischen Prärie mit den Präriehunden (*Cynomys*) vor. Polnische Ökologen schätzen, daß in der mongolischen Steppe ca. 40 % des Areals auf diese Weise von den Mäusen zyklisch beeinflusst werden, aber nur 2 % der Fläche Mäusekolonien beherbergen. Auf die Tatsache, daß die Angehörigen der wichtigsten Arten bei marinen Bodentiergemeinschaften jeweils einer Größenklasse angehören, weisen POWELL (1985), VALIELA (1984), MERGNER und SCHUMACHER (1981) und REISE (1981, 1985) hin. Sehr groß sind die Differenzen zwischen verschiedenen Phasen des Nakuru-Sees in Kenia (VARE-SCHI und JACOBS 1985). Ganz ähnliche Verhältnisse sind für Wiesen des Riesentangs (*Macrozystis*) an der kalifornischen Küste gut belegt (DAYTON 1984). Ich nehme an, daß es sich hier um ein allgemeines Prinzip der Regelung von Ökosystemen handelt und gleichzeitig um ein Prinzip, welches sehr viel einfacher Schäden und Störungen korrigiert, als dies durch Vernetzung der Funktionen der unterschiedlichen Organismen möglich wäre – eben weil Katastrophen und deren Reparatur in das System von vornherein eingebaut sind.

Faßt man diese Resultate in ihrer Naturschutzrelevanz zusammen, so sind vor allen Dingen die folgenden Punkte bemerkenswert:

1. Ein Urwald ist nicht gleichförmig, sondern er besteht aus einem Mosaik verschieden alter Stadien oder sogar aus ei-

nem Mosaik verschiedener Baumarten in verschiedenem Alter, wobei in den Mosaiksteinen jeweils ungefähr gleich alte Bäume anzutreffen sind. In Buchenwäldern sind diese Mosaiksteine 1–2 ha groß, und dies dürfte vermutlich auch für andere Waldtypen im Urwaldzustand gelten. Urwälder sind also eigentlich Altersklassenwälder; sie bestehen nicht aus jungen, mittelalterlichen und sehr alten Bäumen der gleichen Art im gleichen Mosaikstein.

Für nicht baumbestandene Lebensräume (Bodentiergemeinschaften der Gewässer, Tundralebensräume) gilt das gleiche sinngemäß, jedoch sind die Mosaiksteine wesentlich kleiner, sie erreichen nur eine Größe im Quadratmeterbereich.

2. Ein mathematisches Modell macht es sehr wahrscheinlich, daß in derartigen Wäldern sehr langfristige Zyklen endogen auftreten, bei denen sich die Baumarten sehr langfristig gegeneinander verschieben. Diese Zyklen sind um so heftiger (und sie können das gesamte System zerstören), je kleiner der Wald ist, und sie werden um so stärker gedämpft, je größer der Wald ist.

3. Während in Wirtschaftswäldern aller Art die Umtriebszeit bis zur Nutzung des Holzes zwischen etwa 80 und 200 Jahren in Mitteleuropa liegt, werden die Bäume im Urwald zwischen etwa 400 (etwa Buche) und 1000 (Eiche) Jahre alt. Durch die Nutzung wird also ein sehr langer Bereich (zwischen 300 und 800 Jahre) in der Entwicklung des Ökosystems ausgeschlossen und, falls es spezifische Pflanzen und Tiere für diesen Altersbereich gibt (und das zugehörige Totholz), werden diese Arten besonders bedroht sein. Die Tatsache, daß ein Wirtschaftswald gleicher floristischer (inklusive Baumarten!) Zusammensetzung eine ganz andere Vogelwelt hat als der zugehörige Urwald (wie sich am Beispiel von Białowieża zeigen läßt), demonstriert, daß der Naturschutz sich bisher zu wenig um diese Alterungsprozesse in Lebensräumen gekümmert hat und daß hier besonders große Aufgaben liegen.

4. In einem Urwald haben wir daher auch besonders große Mengen von besonders charakteristischem Totholz, welches über sehr lange Zeiträume vorhanden ist.

5. Im Gegensatz zu manchen Annahmen über die Struktur von Urwäldern ist die Oberfläche des Laubdaches in Urwäldern nicht etwa gleichmäßig, sondern extrem erratisch: In Mitteleuropa ragen aus dem oberen Rand des Laubdaches, das etwa bei 30 m liegt, die Kronen der Urwaldriesen heraus und erreichen Höhen bis zu knapp 60 m. Ob diese besondere Kronenhöhe für bestimmte Pflanzen und Tiere Vorbedingung ihrer Existenz ist, ist völlig unbekannt.

6. Infolge der Mosaikstruktur des gesamten Urwaldgebietes und der zyklusartigen Regenerierung verändert sich ein kleines Gebiet zyklisch in nicht beeinflussbarer Weise. Die Bäume sterben eines Tages, und sie werden nicht unbedingt von Bäumen der gleichen Art ersetzt. Der Schutz-

grund kann damit verlorengehen. Dies ist bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten immer zu beachten.

7. Völlig unbekannt ist die Bedeutung von Wurzeln in einem solchen Konzept – aber eigentlich ebenso die Bedeutung von Wurzeln in einem bewirtschafteten Gebiet –, auch wenn diese klein sein sollte. Polnische Untersuchungen zeigen, daß das Wurzelwerk von Hecken für das Herausfiltern von Schadstoffen viel wichtiger ist für beispielsweise die Sauberhaltung von Gewässern als der Kronenbereich mit seinen Insekten für das Leben von Insekten im Agrarbereich. Es besteht Grund zu der Annahme, daß infolge der gegenseitigen Beeinflussung durch Wurzeln Waldbodenprozesse ablaufen, die ganz besondere Bedeutung für den Naturschutz haben.

## Literatur

- ARCHER, S.; SCIFRES, C.; BASSHKAM, A. C.; MAGGIO, R., 1988: Autogene succession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. – *Ecological Monographs* 58 (2), 111–127.
- ANDREEV, A., 1988: The ten year cycle of the willow grouse of Lower Kolyma. – *Oecologia* 76, 261–267.
- AUBREVILLE, A., 1938: La forêt coloniale: Les forêts de l'Afrique occidentale française. – *Ann. Ac. Sci. colon.* Paris 9, 1–245.
- AUGSPURGER, C. K., 1988: Input of wind-dispersed seeds into light-gaps and forest sites in a Neotropical forest. – *Journal of Tropical Ecology* 4, 239–252.
- BORMAN, F. H.; LIKENS, G. E., 1979: Patterns and process in a forested ecosystem. Berlin/New York: Springer.
- BRANDT, A., 1989: Nektarproduktion und Wasserpotential von *Impatiens glandulifera* Royle und *Digitalis purpurea* L. unter Freilandbedingungen. Diplomarbeit.
- CONNELL, J. H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* 199, 1302–1309.
- ELLENBERGER, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart: Ulmer. 981 pp.
- FALINSKI, J. B., 1986: Vegetation in temperate lowland primeval forests. Dordrecht. 537 pp.
- 1988: Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). – *Vegetatio* 77, 115–128.
- FORCIER, L. K., 1975: Reproductive strategies in the co-occurrence of climax tree species. – *Science* 189, 808–810.
- GERRISH, G.; MÜLLER-DOMBOIS, D.; BRIDGES, K. W., 1988: Nutrient limitation and metrosideros forest dieback in Hawaii. – *Ecology* 69 (3), 723–727.
- GLITZENSTEIN, J. S.; HARCUMBE, P. A.; STRENG, D. R., 1986: Disturbance, succession, and maintenance of species diversity on an east Texas forest. – *Ecol. Monogr.* 56 (3), 243–258.
- GRUBB, P. J., 1977: The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. – *Biol. Rev.* 52, 107–145.
- HARPER, J., 1972: Population Biology of Plants. London. 892 pp.
- HARRISON, S., 1986: Treefall gaps versus forest understory as environments for defoliating moth on a tropical forest shrubs. – *Oecologia* 72, 65–68.
- HERRCHEN, S., 1989: Ökologische Untersuchungen an Kleinsäugetieren auf Windwurfflächen des frühen Sukzessionsstadiums im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit.
- JACOBS, M., 1988: The Tropical Rain Forest. Springer-Verlag. 295 pp.
- JONES, E. W., 1945: The structure and reproduction of the virgin forest of the north temperate zone. – *New Phytologist* 44, 130–148.
- KILLINGBECK, K. T.; COSTIGAN, S. A., 1988: Element resorption in a guild of understory shrub species: niche differentiation and resorption thresholds. – *OIKOS* 53, 366–374.
- LEIBUNDGUT, H., 1982: Europäische Urwälder der Bergstufe. Bern. 306 pp.
- LEIGH, E. G.; RAND, A. S.; WINDSOR, D. M. (Eds.), 1982: The Ecology of a Tropical Forest. – Smithsonian Institution Press, Washington.
- MAYER, H., 1984: Wälder Europas. Stuttgart. 691 pp.
- 1987: Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Wien. 971 pp.
- MERKLE, J., 1954: An analysis of the spruce-fir community on the kaibab plateau, Arizona. – *Ecology* 35, 3, 311–322.
- MERTENS, D., 1988: Populationsökologische Untersuchungen an den Wasserfröschen des neuen Botanischen Gartens der Marburger Philipps-Universität. Diplomarbeit.
- MÜLLER-DOMBOIS, D., (Ed.), 1983: Canopy dieback and Dynamic Processes in Pacific Forests. – *Pacific Science* 37, 313–496.
- 1983a: Population death in Hawaiian plant communities: a causal theory and its successional significance. – *Tuexenia* 3, 117–130.
- (Ed.) 1983b: Forest dieback in Pacific forests. – *Science* 37 (4), 313–496.
- 1984: Zum Baumgruppensterben in pazifischen Inselwäldern. – *Phytocoenol.* 12 (1), 1–8.
- 1985: Ohia dieback in Hawaii: 1984 synthesis and evaluation. – *Pacif. Sci.* 39 (2), 150–170.
- 1987: Natural Dieback in Forests. – *BioScience* 37 (8), 575–583.
- 1988: Towards a Unifying Theory for Stand-Level Dieback. – *GeoJournal* 17, 2, 249–251.
- 1988: Forest Decline and Dieback – A Global Ecological Problem. – *TREE* 3, 310–312.
- NAIMAN, R. J.; MELLILLO, J. M., 1984: Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*). – *Oecologia* 62, 150–155.
- NICOLAI, V., 1986: Selbst Bäume schützen sich vor Sonnenbrand. – *Forschung – Mitt. DFG* 1, 4–6.
- 1986: The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. – *Oecologia (Berlin)* 69, 148–160.
- PETRIDES, G. A., 1974: The overgrazing cycle as a characteristic of tropical savannas and grasslands in Africa. – *Proc. 1st. intern. Cong. Ecology* 86–91. Wageningen.
- PLATT, W. J., (Ed.), 1989: Gaps in Forest Ecology. – *Ecology* 70, 3.
- POPMA, J.; BONGERS, F. MARTINEZ-RAMOS; VENEKLAAS, E., 1988: Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest; a gap definition and its consequences. – *Journal of Tropical Ecology* 4, 77–88.
- REISE, K., 1985: Tidal flat Ecology. – *Ecological Studies*, Vol. 54. Berlin: Springer.
- REMMERT, H., 1985: Was geschieht im Klimax-Stadium? – *Naturwissenschaften* 72, 505–512.
- 1987: Sukzessionen im Klimax-System. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Gießen. Band XVI, 27–34.
- 1988: Wie verjüngt sich ein Urwald? – *alma mater philippina*, Marburger Universitätsbund 7, 4–7.
- 1988: Gleichgewicht durch Katastrophen. – *Aus Forschung und Medizin*, H. 1, 7–17.
- 1989: Ökologie – ein Lehrbuch. 4. Aufl. Heidelberg: Springer. 374 pp.
- RICHARDS, P. W., 1981: The Tropical Rain Forest. Cambridge University Press. 450 pp.

- ROWELL, C. H. F.; ROWELL-RAHIER, M.; BRAKER, H. J.; COOPER-DRIVER, G.; GOMEZ, L. D., 1984: The Palatability of ferns and the ecology of two tropical grasshoppers. – *Biotropica* 15, 207–216.
- SCHALLER, G. B.; JINCHU, H.; WENSHI, P.; JING, Z., 1985: The giant pandas of Wolong. The University of Chicago Press. 298 pp.
- SCHERZINGER, W., 1986: Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. – Schriftenreihe Bayerisches Staatsministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 12, 188 pp.
- SCHUPP, E. W., 1988: Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. – *Oikos* 51, 51–78.
- SHUGART, H. H., 1987: Tree death: Cause and Consequence. – *BioScience* 37, 540–609.
- SPRUGEL, D. G., 1976: Dynamic structure of wave-regenerated *Abies balsamea* forests in the north-eastern United States. – *Journal of Ecology* 64, 889–911.
- STEVEN, D. DE, 1988: Light gaps and long-term seedling performance of a Neotropical canopy tree. – *Journal of Tropical Ecology* 4, 407–411.
- SWAINE, M. D.; HALL, J. B., 1988: The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. – *Journal of Tropical Ecology* 4, 253–269.
- TILMAN, D., 1989: Competition, nutrient reduction and the competitive neighbourhood of a bunchgrass. – *Functional Ecology* 3, 215–219.
- UHL, C., 1987: Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. – *Journal of Ecology* 75, 377–407.
- VALIELA, I., 1984: *Marine Ecological Processes*. New York: Springer. 545 pp.
- WHITE, T. C. R., 1986: Weather, Eucalyptus, Dieback in New England and a general Hypothesis for the cannot Dieback. – *Pacific Science* 40, 58–78.
- WOODROFFE, C. D., 1988: Relict mangrove stand on Last Interglacial terrace, Christmas Island, Indian Ocean. – *Journal of Tropical Ecology* 4, 1–17.
- WONG, M.; VENTOCILLA, J., 1947: *A day on Barro Colorado Island*. Smithsonian Institution. 93 pp.

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. H. Remmert  
FB Biologie der Philipps-Universität  
– Zoologie –  
3550 Marburg

# Veränderungen von Waldlandschaften unter dem Einfluß des Menschen

Von Richard Pott

## Einleitung

Seit dem Klima- und sukzessionsbedingten Wandel von der arktischen Tundra zur gemäßigt-nemoralen Waldvegetation hat wohl kein Faktor das Vegetations- und Landschaftsbild so entscheidend geprägt wie der Mensch. Aus der ehemaligen nahezu geschlossenen Laubwaldlandschaft schuf er im Laufe von fünf bis sechs Jahrtausenden die heutige offene und intensiv genutzte Wirtschaftslandschaft, die weitgehend von anthropogenen Waldbeständen und Pflanzengesellschaften beherrscht wird. Das gilt nicht nur für die mehr oder minder waldarmen Gebiete mitteleuropäischer Tiefländer, sondern auch für die als »Waldgebirge« bekannten Mittelgebirgsregionen. Verglichen mit der Intensität anthropogener Faktoren rangieren die unterschiedlichen Einflüsse von Gesteinen und Böden erst an zweiter Stelle. Sie sind aber maßgebend für die naturräumliche Gliederung der Vegetation, insbesondere für die natürlichen Waldbestände, in denen das natürliche Standortmosaik voll zum Tragen kommt.

Wie in diesem Zusammenhang pollenanalytisch-vegetationsgeschichtliche Forschungsergebnisse zeigen, unterlag die Vegetation vergangener Zeiten zunächst einem natürlichen Wandel von Klima- und sukzessionsbedingten Vegetationsfolgen. Daher kann als ursprüngliche natürliche Vegetation jeweils nur ein zeitlich begrenzter Abschnitt innerhalb einzelner vegetationsgeschichtlicher Entwicklungsprozesse der Vergangenheit verstanden werden.

Die natürlichen Entwicklungsvorgänge wurden dann aber bereits zur Eichenmischwaldzeit, im Atlantikum durch die Siedlungstätigkeit jungsteinzeitlicher Menschen gestört und teilweise sogar verhindert. Der Mensch griff also nicht in ei-

nen statischen Vegetationszustand, sondern in ein dynamisches Geschehen ein, das noch längst nicht zum Abschluß gekommen war. Buche und Hainbuche hatten sich beispielsweise zu dieser Zeit im Holzarteninventar der Wälder noch nicht etabliert, und somit stand die Formierung dieser Arten zu Buchen-, Buchenmisch- und Eichen-Hainbuchenwäldern, die heute zu den dominierenden potentiellen Waldgesellschaften Mitteleuropas gehören, noch völlig aus. Seit dem jüngeren Atlantikum (ab 4500 v. Chr. / bzw. 3200 v. Chr.) überlagerten und verzahnten sich also natürliches Entwicklungsgeschehen der Vegetation sowie der umgestaltende Einfluß der Menschen, und seitdem kann von einer flächendeckenden, ursprünglichen natürlichen Vegetation in entsprechender Landschaft nicht mehr die Rede sein.

Der prähistorische und historische Mensch hat aber nicht nur direkt, sondern auch indirekt in die vegetationsdynamischen Prozesse eingegriffen, indem er mancherorts die natürlichen Umweltbedingungen, vor allem den Boden, mehr oder weniger nachhaltig beeinflusste. Zwar dürfte das heutige Verbreitungsmuster der Standortbedingungen in groben Zügen mit den früheren Zeiten übereinstimmen, es können sich jedoch im einzelnen beträchtliche anthropogene Abweichungen ergeben, so daß die ehemalige und heutige potentielle natürliche Vegetation auf den gleichen Wuchssorten auch aus diesem Grunde nicht mehr vergleichbar sind. Bei dieser Fragestellung spielt der jeweilige Reversibilitätsgrad eine entscheidende Rolle, der landschaftsspezifisch von der Gesamtheit des menschlichen Einflusses mit seinen aktuellen und vergangenen Nutzungen sowie vom standortgemäßen Regenerationsvermögen der Vegetation abhängt.

## Vegetationsentwicklung unter anthropogenem Einfluß

Obwohl die Einwirkungen des Menschen auf das Vegetations- und Landschaftsbild Mitteleuropas schon Jahrtausende andauern, ist die Kenntnis der zeitlichen Entwicklung anthropogener Vegetationstypen bislang nur unvollständig. Auch die dynamisch-genetischen Beziehungen halbnatürlicher, durch den Menschen und seine Wirtschaftsweisen geprägter Vegetationseinheiten sind vielfach noch ungeklärt; der prähistorische und historische Mensch als Standortfaktor mit seinen spezifischen Formen der Land- und Waldnutzung stehen deshalb im Vordergrund dieser Betrachtung.

Ausgangs- und Bezugsbasis für die Entstehung der heutigen Pflanzendecke ist die Tatsache, daß die Kulturlandschaft aus einer ursprünglichen Laubwaldlandschaft hervorgegangen ist, wobei der Wald mit zunehmender Siedlungs- und Anbautätigkeit des Menschen immer mehr an Fläche einbüßte. In ähnlicher Weise, wie sich noch heute aufgrund verschiedenartiger Standortbedingungen die potentiellen natürlichen Vegetationseinheiten kleinräumig unterscheiden und voneinander trennen lassen, werden dabei auch die spät- und postglazialen Vegetationstypen floristische Unterschiede oder zumindest regional verschiedene Dominanzverhältnisse in ihrer Artenzusammensetzung gehabt haben. Dementsprechend spiegeln die epochalen Entwicklungsphasen unserer Wälder mit den sukzessiven Einwanderungen der Waldbäume bis zur Mitte des Atlantikums (bis gegen 4500 v. Chr.) das sich unter verschiedenen Klimabedingungen einpendelnde ökologische Gleichgewicht wider und sind bis dahin wohl ausschließlich auf natürliche Faktoren zurückzuführen (POTT 1988a, 1989a).



So werden im langen nacheiszeitlichen Waldentwicklungsprozeß auch vor den menschlichen Landnahmephasen des Neolithikums Veränderungen im Auftreten und in der Zusammensetzung der Pflanzendecke sichtbar, die aus fortlaufend sich verändernden Standortmustern resultieren und durch edaphische oder sukzessionsbiologische Faktoren modifiziert sind. Die Buchenausbreitung im Atlantikum und die Formierung von Buchen- oder Buchenmischwäldern vollzog sich beispielsweise zeitlich und räumlich divergierend, wobei *Fagus sylvatica* auf Löß- und Kalkstandorten der norddeutschen Mittelgebirge bereits gegen 4500 v. Chr. erscheint; auf Silikatstandorten hat sie sich erst 1500 Jahre später ausgebreitet (Abb. 1). Dabei ist zu berücksichtigen, daß der endgültige Zusammenschluß von Buchenwaldgesellschaften unter gleichzeitiger bzw. partieller Beeinträchtigung durch vorgeschichtliche Menschen geschah, die buchenfähige Standorte schon vor der Massenausbreitung von *Fagus sylvatica* besiedelt hatten (POTT 1989a).

Neben den quantitativen Einbußen des Waldes insgesamt erfolgten seit den ersten Landnahmephasen des Menschen auch mehr oder weniger qualitative Veränderungen in den noch verbliebenen Waldgebieten. Die ursprüngliche Waldvegetation wurde je nach Art, Intensität und Dauer anthropogener Einwirkungen und je nach der eigenen Regenerationsfähigkeit stärker oder schwächer überformt (s. auch ELLENBERG 1963; BURRICHTER et al. 1980).

Die Folgen dieser Überformungsprozesse hinsichtlich der Entstehung neuer Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften zeichnen sich in vielen Fällen noch heute im aktuellen Vegetations- und Landschaftsbild ab. Sie werden in ihrer physiognomischen und floristisch-soziologischen Struktur nur dann verständlich, wenn man sie zu spezifischen Betriebsformen des land- und waldwirtschaftenden Menschen vergangener Zeiten in kausale Beziehung setzt. Derartige anthropo-zoogene Faktoren lassen sich als Wirtschaftssysteme zwei großen Epochen zuordnen; die erste Periode der Extensivwirtschaft umfaßt die vorgeschichtliche Zeit, das gesamte Mittelalter und dauerte bis in die Neuzeit hinein. Der Zeitabschnitt seit dem 18./19. Jahrhundert wird im allgemeinen der neuzeitlichen Periode der Intensivwirtschaft zugerechnet. Beide Wirtschaftssysteme und Nutzungsmodalitäten unterscheiden sich voneinander erheblich durch verschiedenartige bäuerliche oder forstliche Betriebsformen und zeigen entsprechende Auswirkungen auf die Zusammensetzung des jeweiligen Vegetations- und Landschaftsbildes.

So hatte der Eingriff des prähistorischen Menschen in die ehemals geschlossene, wenig differenzierte Waldlandschaft zunächst eine Öffnung des Waldes mit Herausbildung kleinräumig differenzierter, gehölzärmer oder gehölzfreier Ersatzgesellschaften zur Folge. Dieser Öffnungsprozeß, der eine Phase anthropogener Vege-

tationsbereicherung und -differenzierung einleitet, deckt sich im wesentlichen mit der Periode der vorindustriellen Extensivwirtschaft. Zahlreiche Sekundärbiotopie in Form von Hecken, Wiesen und Weiden, Brachen, Feldern und bebauten Flächen konnten sich als neuartige Siedlungsräume konstituieren und stabilisieren (ZOLLER 1987). Daraus ergibt sich für extensiv genutzte Kulturlandschaften eine Bereicherung an Ökosystemen.

### Historische Waldnutzungsformen und deren Auswirkungen auf Vegetation und Landschaft

Der Wald hatte für den prähistorischen und historischen Menschen eine erheblich vielseitigere Bedeutung als heute. Neben seiner Funktion als Holzlieferant für vielfältige Zwecke im Mittel- und Niederwaldbetrieb diente er u. a. in übertragenem Sinne zur Hauptnahrungsgrundlage für das Vieh als Wiese und Weide, als Streu- und Düngerlieferant zur Plaggendüngung und gebietsweise sogar als rotationsmäßiger Acker. Die extensiven Wirtschaftsformen der Waldhude (Waldweide), des Kopfholzbetriebes und der Schneitelwirtschaft (Laubheugewinnung) standen dabei in engem Zusammenhang: die Hude als Futterwirtschaft für den Sommer und der Schneitelbetrieb als Vorratswirtschaft für den Winter. In vielen Gebieten war die Waldhude mit Einschluß der Mastnutzung für die Schweinehaltung die Hauptnutzungsart des Waldes. Die Auswirkungen der ehemaligen Hudewirtschaft sind in manchen Wäldern noch heute zu sehen.

So kennzeichnet der Germanist JOST TRIER in seiner etymologischen Schrift über das Futterlaub (1963) die heutige und historische Situation des Waldes mit den treffenden Worten: »Man kann nicht deutlich genug sagen, daß Begriff und Anschauung ›Wald‹, wie sie unseren Zeit- und Sprachgenossen vertraut sind, ganz wesentlich durch neuzeitliche Austreibung und Verbannung der sogenannten Nebennutzungen, die früher einmal Hauptnutzungen waren, entstanden sind. Unter diesen Nutzungen spielen Wanderacker- und Viehernährung samt Hude und Laubgewinnung eine Hauptrolle. Wald – das war einmal etwas ganz anderes als es heute ist. Den Wandel hat das 18. und beginnende 19. Jahrhundert gebracht. Man weiß das wohl, aber bedenkt es nicht immer.« (vgl. auch BURRICHTER und POTT 1983).

Auch in Mitteleuropa gehören die extensiven Wirtschaftsformen der Niederwaldwirtschaft, der Waldhude und Schneitelwirtschaft im wesentlichen der Vergangenheit an. Alle Nutzungsformen standen vielfach in engem Zusammenhang, die Hude als Futterwirtschaft für den Sommer und der Schneitelbetrieb in Form von Laubheugewinnung als Vorratswirtschaft für den Winter. Die Laubbäume wurden im Spätsommer geschneitelt und die belaubten Triebe getrocknet, um sie als Winterfutter zu nutzen wie heute das Grasheu.

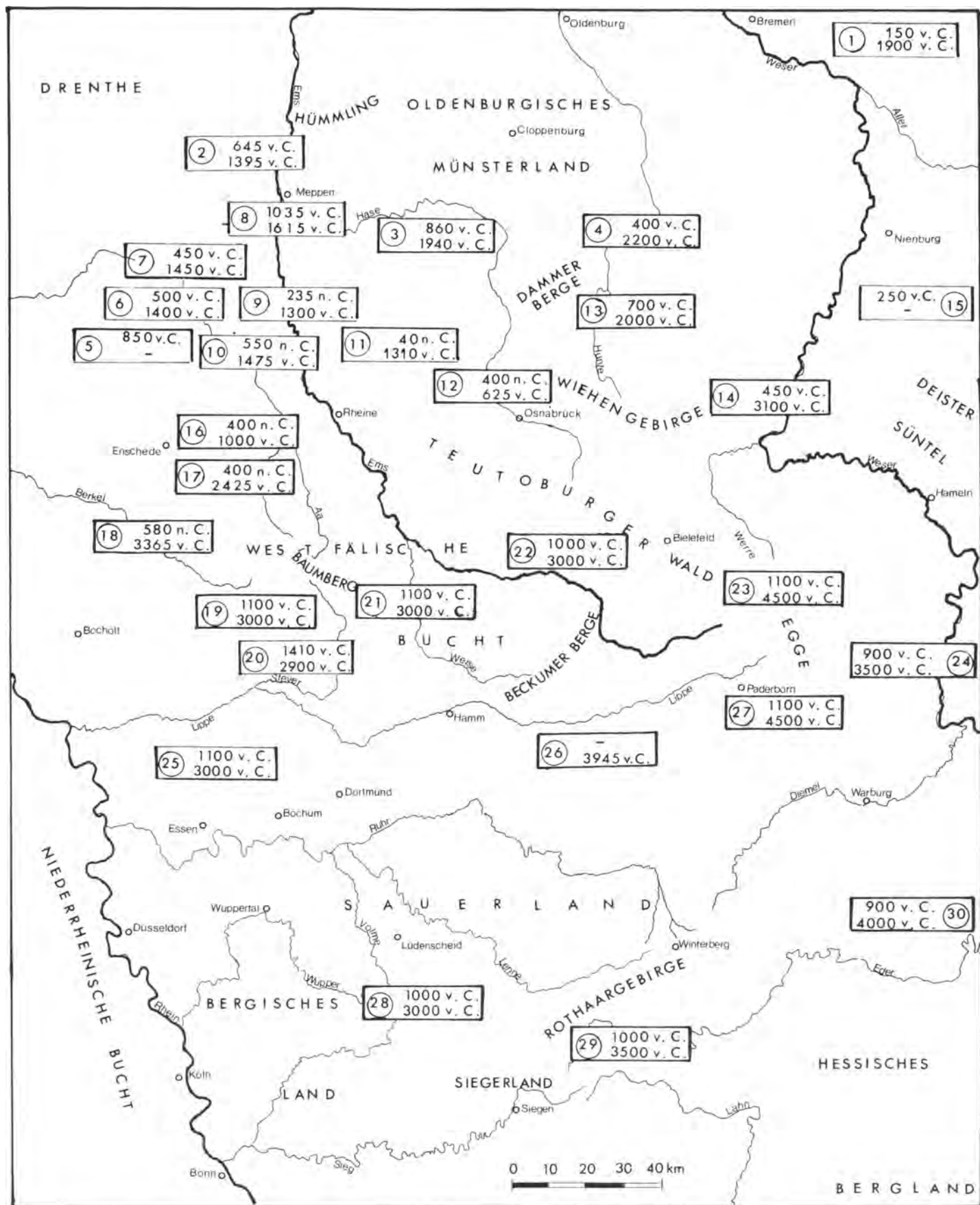
Von allen herkömmlichen Nutzungsformen übertraf aber wohl keine die *Waldhude* in Breitenwirkung und Andauer. In vielen Gebieten war sie die Hauptnutzungsart des Waldes und als solche so verbreitet, daß sie mit Einschluß der Mastnutzung nahezu in allen Höltingsprotokollen (Hölting = jährliches Holz- und Markengericht mit Nutzungsanweisungen) als selbstverständlicher Bestandteil der Waldwirtschaft Erwähnung findet. Ihre verheerenden Auswirkungen auf die Waldvegetation zeigten sich vor allem in den ausgedehnten gemeinen Markengebieten und Allmenden. Im 18. und 19. Jahrhundert waren die Wälder überwiegend infolge der Waldweide so stark devastiert, daß sie weithin aus lichtem Buschwerk mit offenen Triftlücken bestanden.

Die Andauer der Waldhude dürfte sich insgesamt über einen Zeitraum von nahezu 5000 Jahren erstrecken, denn nach Befunden pollenanalytischer und archäologischer Forschung fallen ihre Anfänge höchstwahrscheinlich mit dem ersten Ackerbau und der Viehhaltung zu Beginn der Jungsteinzeit zusammen. Von dieser Zeit an zieht sich die Waldweide entsprechend den Schwankungen der bäuerlichen Siedlungsintensitäten mit mehr oder minder Breitenwirkung bis in die Zeit der Markenteilungen hinein, die, beginnend im 18. Jahrhundert, vorwiegend in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts erfolgten.

Viele ehemalige Waldsysteme mit Extensivnutzungen sowie die Hude- und Schneitelwälder sind heute aufgrund ihres Reliktcharakters wichtige Forschungsobjekte zur Deutung und Aufhellung solcher Wirtschaftsformen und deren Auswirkungen auf das Vegetations- und Landschaftsbild in weiten Teilen Mitteleuropas und darüber hinaus. Zahlreiche aufgelassene und rezente Gemeinschaftswälder in Nordwestdeutschland, die sich meistens aus einer markenartigen Verfassung des Mittelalters vom Allmend- zum Bannwald der jeweiligen Landesherren entwickelt haben (z. B. Bentheimer Wald, Hasbruch, Neuenburger Urwald, Baumweg bei Vechta, Hiddeser Bent-Donoper Teich), weisen in ihrer heutigen Bestandsstruktur Spuren der Waldhude mit ihren Nebennutzungen auf (Abb. 2–4).

Vielfach werden solche Wälder im Volksmund als »Urwald« bezeichnet, aber genau das Gegenteil ist der Fall; es handelt sich dabei durchweg um ehemals stark überformte Wälder, welche heute teilweise wieder das Bild einer natürlichen Sukzessionsabfolge bieten.

Manche Wälder, Gehölzgruppen und Hecken Mitteleuropas weisen Deformationen und Wuchsformen von Bäumen auf, die in der modernen Forstwirtschaft keinen Platz mehr haben. Es sind Zeugen extensiver Betriebsformen des historischen Waldes mit seinen vielfältigen Nutzungsfunktionen. Ihre Überformungsprozesse werden im wesentlichen nur dann verständlich, wenn man sie mit spezifischen traditionellen Nutzungsweisen aus der Zeit vor



- |                     |                            |                       |                         |                        |                           |
|---------------------|----------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------|---------------------------|
| 1 Hellweger Moor    | KUBITZKI 1961              | 11 Speller Dose       | KRAMM 1978              | 21 Nottebrack          | TRAUTMANN 1969            |
| 2 Emmen             | VAN ZEIST 1959a u. 1959b   | 12 Vinter Moor        | KRAMM 1978              | 22 Heppeldüne          | BURRICHTER 1982           |
| 3 Hahnenmoor        | KRAMM 1978;                | 13 Dümmer             | PFAFFENBERG und         | 23 Heidenoldendorf,    | SCHÜTRUMPF 1973;          |
|                     | MIDDELDORP 1984            |                       | DIENMANN 1964           | Hiddeser Bent          | POTT 1982                 |
| 4 Großes Moor       | SCHNEIDER u. STECKHAN 1963 | 14 Nettelstedter Moor | WIEMANN u. SCHULZE 1986 | 24 Sollingmoore        | SCHNEEKLOTH 1967          |
| 5 Engbertsdijkvenn  | DUPONT und                 | 15 Bissendorfer Moor  | KUBITZKI 1961           | 25 Sterkrade           | AVERDIECK in REHAGEN 1964 |
|                     | BRENNINKMEIER 1984         | 16 Gildehauser Venn,  | ISENBERG 1979           | 26 Oestinghausen       | BURRICHTER u. POTT 1987   |
| 6 Bathorner Diek    | ISENBERG 1979              | Syen Venn             |                         | 27 Eggemoore,          | TRAUTMANN 1957;           |
| 7 Wielener Moor     | ISENBERG 1979              | 17 Arntsvonn          | KUHRY 1985              | Bülheimer Heide        | POTT 1985a                |
| 8 Wietmarscher Moor | VAN GEEL 1972              | 18 Zwillbrocker Venn  | BURRICHTER 1969         | 28 Ebbegebirgsmoore    | nach POTT 1985a           |
|                     | ISENBERG 1979              | 19 Weißes Venn        | REHAGEN 1964            | 29 Rothaargebirgsmoore | POTT 1985a u. 1985b       |
| 9 Klausheide        | VAN GEEL et al. 1980/81    | 20 Borkenberge        | POTT 1984               | 30 Meißner             | STALLING 1983             |

Abb. 1. Buchenausbreitung in Nordwestdeutschland (aus POTT 1989a). Oberer Wert: Beginn der Buchenausbreitung; unterer Wert: Beginn der geschlossenen Buchenkurve.

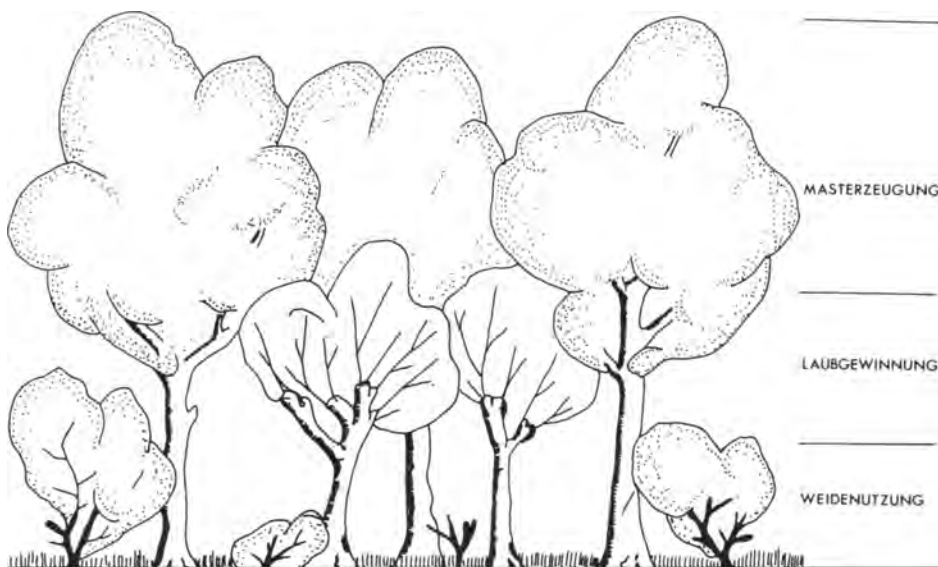


Abb. 2. Produktionsschichtung in Hude- und Schneitelwäldern (aus BURRICHTER 1984).



Abb. 3. Traditionelle Nutzungsformen des Waldes mit Waldweidewirtschaft, Schneitelbetrieb und viehwirtschaftlich bezogener Produktionsschichtung im Bannwaldbetrieb des Hasbruch als kombiniertem Hude- und Schneitelwald.



Abb. 4. Hasbruch auf der Delmenhorster Geest im Frühlingsaspekt. Schneitelhainbuchen und Masteichen bestimmen die Baumartenkombination.

den Markenteilungen in kausale Beziehungen setzt (vgl. auch BURRICHTER, POTT, RAUS und WITTIG 1980; BURRICHTER 1984, 1988; POTT 1981a, 1981b, 1982, 1983, 1985a, 1988a, 1989a; BURRICHTER und POTT 1983). So zeigen noch heute die typischen und unterschiedlichen Waldgesellschaften spezifische Veränderungen durch die historischen Waldnutzungsformen.

## Hude- und Mastnutzungen

Die Auswirkungen der ehemaligen Hudewirtschaft sind in manchen Wäldern mit Artenumschichtungen als Folge der Weideselektion noch heute zu sehen.

Entscheidend wirkt sich dabei die Widerstandsfähigkeit der einzelnen Holzarten gegen Verbiß und das arteigene Regenerationsvermögen aus, also die Ausschlagfähigkeit nach der Schädigung. Je regenerationskräftiger eine Art ist, um so besser kann sie Verbißschäden überleben. Das betrifft in erster Linie den Jungwuchs der Bäume, der in Reichweite des Weideviehs am meisten gefährdet ist und der den natürlichen Wald immer wieder erneuern muß. Regenerationskräftige Arten nehmen zwangsläufig auf Kosten von regenerationsärmeren zu. Die Weideselektion wirkt sich auch positiv auf alle Arten aus, die in irgendeiner Weise gegen den Viehverbiß geschützt sind. Dazu gehören einmal bewehrte Arten und zum anderen Gewächse, die für das Vieh geschmackswidrig, unbedenklich oder sogar giftig sind. Zu den ersteren zählen alle Holzarten mit Dornen und Stacheln, wie Schlehe, Weißdorn, Kreuzdorn und Wildrosen. Auch Hülse und Wacholder werden auf Grund ihrer stechenden Blätter weitgehend vom Vieh gemieden. Den Dornsträuchern kommt für die vegetationsdynamischen Abläufe in den Hudewaldgebieten stets eine aufbauende Bedeutung zu. Infolge ihrer Schutzwirkung für den natürlichen Baumjungwuchs sind sie Pioniere der Waldregeneration (Abb. 5).

Alte Hudewälder zeichnen sich daher neben uralten Mastbäumen sowie Verbiß-, Kappungs- und Schneiteldeformationen durch Anreicherungen von bewehrten Sträuchern aus, wobei die atlantisch ausgerichtete Hülse im Westen Europas deutliche Massierungen aufweist (Abb. 6 und 7).

Charakteristische Zeugen der ehemaligen Waldhude und Mastnutzung sind zahlreiche, teilweise mehr als 500 Jahre Masteichen. Sie weisen als ursprünglich lichtstehende Bäume Solitärwuchsformen auf und sind nicht selten mit Verbißmarken an den unteren Stammpartien gezeichnet (Abb. 8, 9 und 10). Eine größere Anzahl von ihnen zeigt typische Kappungsphänomene, die auf eine einmalige Entgipfelung in Höhen von 2,50 bis 3 Metern schließen lassen, um mit weit ausladenden Baumkronen frühzeitige und nachhaltige Masterträge zu erzielen. Die Schneitelbäume sind oftmals uralte Kopf-Hainbuchen, welche



Abb. 5. Zonierungskomplex der Hudevegetation im »Borkener Paradies« bei Meppen. Durch Auflichtung des Waldes nach Vieheintrieb ist eine parkähnliche Kulissenlandschaft mit Triftrasen, Gebüschmängeln und Waldresten entstanden.

im Ansatzbereich büschelartig angeordneter Austriebe mächtige, verborkte Kalusbildungen besitzen. Dieses Phänomen deutet darauf hin, daß dieselben Bäume über längere Zeit hinweg immer wieder in der gleichen Ebene oder an den gleichen Stellen geschneitelt wurden, und das unterscheidet sie auch von den Kappungsformen der Masteichen. Die Kappung erfolgte einmalig und die Schneitelung periodisch wiederholt; für die Laubheugewinnung meist in Abständen von 3–4 Jahren, wobei durch das fortwährend künstlich erzeugte Ungleichgewicht zwischen

Wurzelsystem und Baumkrone die anfallende Laubmasse infolge Vergrößerung der Blattspreiten gefördert wurde. Die Waldhude zeigt dann besonders schädliche Folgen, wenn neben dem Großvieh- auch Kleinvieheintrieb mit Ziegen und Schafen erfolgte. Vor allem zog die Ziegenhude verheerende Verbißschäden nach sich; sie wurde daher in vielen Herrschaftsbereichen und Markengebieten bereits zu Beginn der Neuzeit – zunächst mit geringem Erfolg – verboten. Neben der Hude nahm die Mastnutzung in den Wäldern Mitteleuropas einen hohen

Stellenwert ein (HESMER und SCHROEDER 1963; TEN CATE 1972). Ihre Schadeinwirkungen werden, soweit sich die Eintriebszahlen in Grenzen hielten, in einigen Forstakten und Höltingsprotokollen als relativ geringfügig, in anderen jedoch, vor allem bei Übernutzung, als gravierend vermerkt (Abb. 11). Die Mastnutzung hatte aber auch für die Erhaltung und Regeneration des Waldes zwei positive Eigenschaften: einmal die anthropogene Förderung und Anpflanzung von Eichen und Buchen als Mastbäume, wobei im norddeutschen Flachland die Eiche den Vorrang genoß, und zum anderen die Auflockerung des Waldbodens durch die Wühltätigkeit der Schweine, die dem Holzjungwuchs ein günstiges Keimbett verschaffte (BURRICHTER 1984).

Vegetation und Physiognomie von Hudelandschaften werden im allgemeinen von den natürlichen, differenzierten Standortbedingungen geprägt, wobei die jeweiligen natürlichen Waldgesellschaften als Ausgangsbasis für die Hudevegetation angesehen werden können. Da obendrein Beweidungsintensitäten und -modalitäten sowohl räumlich als auch zeitlich variieren können, gibt es keinen einheitlichen Hudelandschaftstyp, wohl aber vergleichbare Phänomene und Vegetationsstrukturen als Folge von Weidewirkungen und Weideselektion. Standortbedingte und artspezifische Verbißresistenz sowie unterschiedliche Regenerationsfähigkeiten der Gehölze können hier als die entscheidenden Faktoren angesehen werden, die, den Weideeinwirkungen entsprechend, Degenerations- oder Regenerationskomplexe im Vegetations- und Landschaftsbild von Waldweidegebieten bedingen. Zonenartig angeordnete Vegetationseinheiten aus Trift-



Abb. 6. Benthewald als ehemaliger kombinierter Hude- und Schneitelwald mit starkem Ilex-Unterwuchs, und gekappten Masteichen. Die Kappung erfolgte einmalig in Stammhöhen von 2,50 – 3 Metern (aus POTT und BURRICHTER 1983).



Abb. 7. Zonierungskomplex der Hudevegetation im »Borkener Paradies«. Der blühende Waldmantel aus Schlehdorn (*Prunus spinosa*) umgibt solitäre Eichen. Die Bäume zeigen teils Verbuschungsformen als Folge des ehemaligen Vieh-Verbisses oder weisen Kappungsphänomene auf.





Abb. 8. Solitäre Buche mit Verbißspuren im Hasbruch.



Abb. 9. Alte Masteichen mit natürlichem Solitärwuchs im Bentheimer Wald.



Abb. 10. Mehrstammbuchen aus Büschelpflanzungen mit mehreren Heistern in der Bühheimer Heide (aus POTT 1985 a).



Abb. 11. Höltingstuhl im Bentheimer Wald. An dieser Stelle wurde dreimal jährlich das Holz- bzw. Markengericht mit Nutzungsanweisungen (Hölting) veranstaltet (aus POTT und BURRICHTER 1983).

rasen, Staudensäumen, Gebüsch, Waldmänteln und Waldresten besitzen als zoogene Bildungen mit Ausnahme der Säume überwiegend weide- oder verbiß-resistente Arten (s. auch Abb. 5 und 7).

### Hudebedingte Ersatzgesellschaften im Wuchsgebiet des Quercion robori-petraeae Nordwestdeutschlands

Bodenbedingte Vegetationsunterschiede in Wuchsgebieten des Betulo-Quercetum roboris und des Fago-Quercetum petraeae der pleistozänen Geestlandschaft werden von Hudeeinflüssen zwar überlagert und modifiziert, kommen aber dennoch deutlich zur Geltung. Verschiedene Ausbildungsformen des Buchen-Eichenwaldes, in dem die Buche gegenüber der Eiche dominiert, sind als Hudewälder in der Krautvegetation teilweise vom Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) bedeckt. Der Adlerfarn wird wegen seiner giftigen und geschmackswidrigen Inhaltsstoffe vom Weidevieh positiv ausgelesen und kann sich als Polycormonbildner nach Waldauflichtungen infolge extensiver Brand- und Hudewirtschaft stärker vermehren. Buchen-Eichenwälder wurden durch Waldhude vor allem in Heidelandschaften umgewandelt

(s. Abb. 12), wobei ein Prozeß anthropozogener Vegetationsdifferenzierungen mit Hudewaldresten, Wacholderheiden sowie Ginsterheiden aus dem Gesellschaftskomplex des Genisto-Callunetum einsetzen kann. Natürliche Wuchsorte des Fago-Quercetum sind nicht selten durch Besenginster (*Sarothamnus scoparius*) angezeigt, der stellenweise noch saumartig an Wegrändern und Böschungen vorkommt. Der stickstoff-autotrophe Besenginster bildet dabei in rezenten Wuchsfeldern zusammen mit den Waldmantelgebüsch und den Heide- oder Rasen-Gesellschaften eng verzahnte Durchdringungskomplexe, die in einem lichtabhängigen Abstand zum Waldmantel sogenannte »Vormantel-Einheiten« aufbauen. Schmale *Teucrium scorodonia*-Saumgesellschaften mit acidophytischen Begleitern (*Hieracium laevigatum*, *Holcus mollis* und *Agrostis tenuis*) grenzen an die offenen Triften.

Im beweideten Betulo-Quercetum-Gebiet wechseln normalerweise ausgedehnte *Calluna*-Heideflächen sowie birkenreiche Regenerationsstadien verschiedenen Alters, Niederwälder und Waldreste kulisenartig miteinander ab. Restbestände ehemals weit verbreiteter Sandtrockenrasen (*Spargano-Corynephorum*, *Diantho-Armerietum*) und deren Folgegesellschaften

gehören weiterhin zum charakteristischen Vegetationsbild trockener Quarzsande im Gebiet von Dünen und Flugsandflächen (Abb. 13). Auf den Eichen-Birkenwaldbereich beschränken sich auch abflußlose Niederungen und Mulden mit Hochmooren, *Erica*-Heiden und Bruchwäldern. Diese altpleistozänen Quercion robori-petraeae-Landschaften Nordwestdeutschlands und der Niederlande mit ihren eigentümlichen, mehr oder weniger endemischen Vegetationseinheiten zeigen ein eng miteinander verzahntes Standorts- und Vegetationsmosaik. Diluviale Talsande, Flugdeck- und Terrassensande mit Eichenmischwäldern sowie weidewirtschaftlich genutzten Niederungen und Talräumen potentieller Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald-, Eichen-Auen oder Eichen-Hainbuchen-Waldgesellschaften bieten hier ein spezifisches Gepräge naturraumabhängiger, landwirtschaftlicher Nutzung (s. auch PREISING 1950; BUCHWALD 1951, 1984; GIMMINGHAM 1972; GIMMINGHAM und DE SMIDT 1983). Da die reicheren Sandböden des Buchen-Eichenmischwaldes seit dem frühen Neolithikum der Anlage von Hof- und Ackerflächen dienten, blieben vor allem die feuchten Eichen-Birkenwaldgebiete der Marken- und Allmendnutzung vorbehalten. Neben Schaflhude- und Heidschnucken-

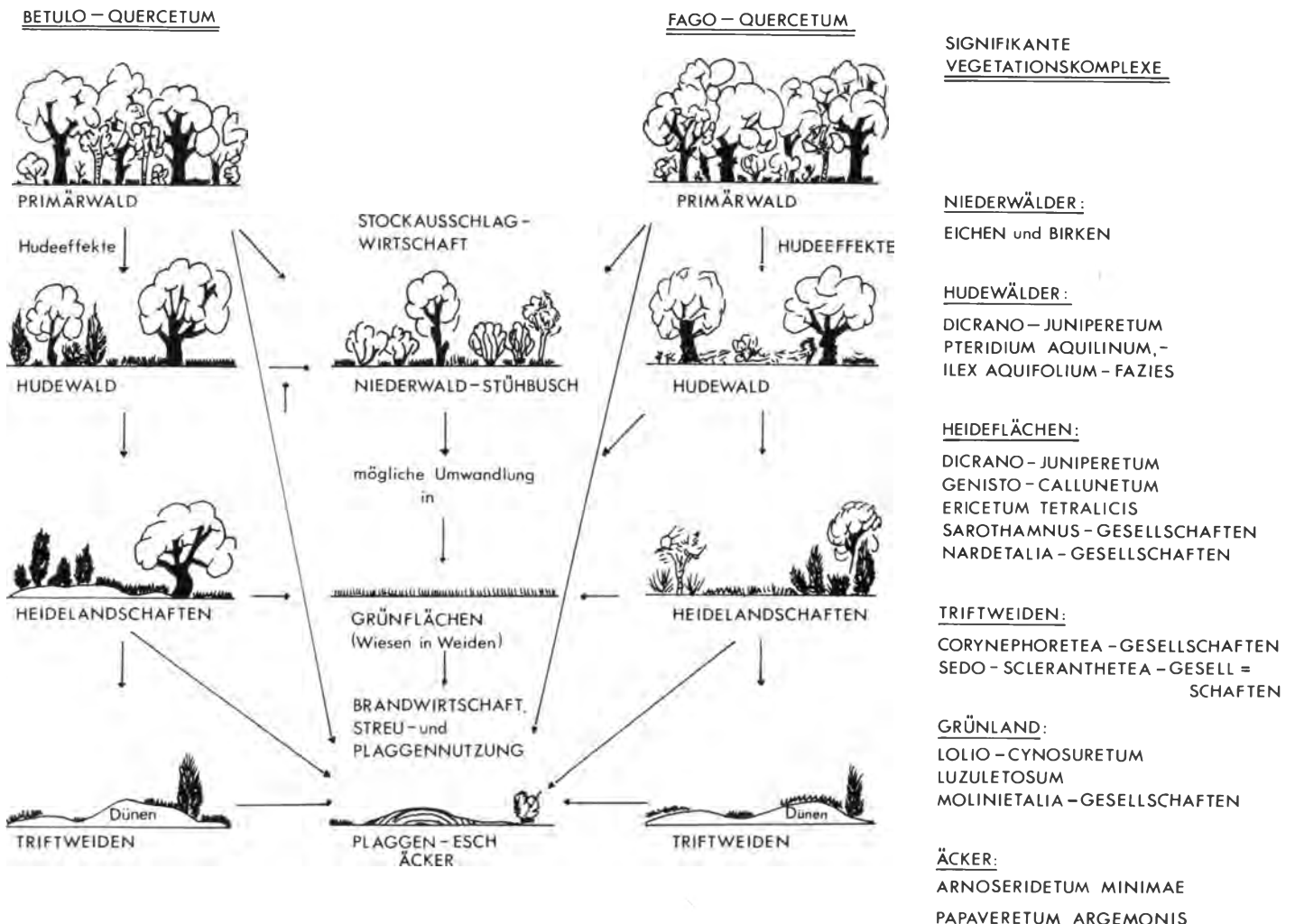


Abb. 12. Degradationsschema von Quercion robori-petraeae-Waldlandschaften durch Extensivnutzungen.



Abb. 13. Wacholderhain im Hudegebiet »Joenner Koeland« in Drenthe/Niederlande.

trift führten insbesondere fortwährende Plaggenentnahmen, Streunutzungen und Brandwirtschaft zum ehemals offenen und verheideten Zustand der Marken, in deren Gefolge es immer wieder zu umfangreichen und ausgedehnten Flugsandverwehungen mit Dünenbildungen kam (Abb. 13).

Die lokalen Windanrisse und Flugsandfelder sind flächenhaft von charakteristischen hudebedingten Sandtrockenrasen eingenommen, welche vielfach in mosaikartiger Anordnung verschiedene alters- und sukzessionsbedingte Stadien von offenen Silbergras-Pionierfluren über Thero-Airion-Gesellschaften bis zu geschlossenen Diantho-Armerietum-Rasen bilden. Hier finden auf den trockenen Sandböden submediterrane und subkontinentale Geoelemente wie z. B. *Dianthus deltoides*, *Galium verum*, *Euphorbia cyparissias*, *Veronica spicata*, *Armeria elongata*, *Vicia lathyroides* und *Ranunculus bulbosus* lokale

Refugien. Ihre Vorkommen zeigen innerhalb der nordwestdeutschen Sandrasen-Vegetation ein deutliches floristisches Ost-West-Gefälle. Sandtrockenrasen vom Typ des *Spergulo-Corynephorum* werden stellenweise auf trockenen und voll gebleichten Quarzsandböden durch Borstgrasrasen vom Typ des *Nardo-Junetum squarrosi* mit den verbiß- und trittresistenten Arten *Nardus stricta* und *Juncus squarrosus* sowie abwechselnden Heidefragmenten ersetzt.

Ein Charakteristikum festgelegter humoser Sande in Hudegebieten bilden die Wacholderbestände, die nach BARKMAN (1968) als *Dicrano-Juniperetum* bezeichnet werden können. Im Zuge der sukzessiven Waldauflichtungen konnte sich *Juniperus communis* als heliophiles, bodenavares Element auf den trockenen bis wechselseuchten gebrannten oder abgeplaggenen Pleistozänböden immer wieder ansie-

deln. Die Früchte von *Juniperus* werden vornehmlich von Drosseln und Tauben gefressen und die Art somit endozoochor verbreitet; aufgrund seiner aromatischen Bitterstoffe und der stacheligen Nadeln wird der Wacholder vom Weidevieh aber im wesentlichen gemieden. Er kann sich zu dichten Gebüschern zusammenschließen, in deren Schutz dann Eichen und Birken heranwachsen.

## Niederholz- und Kopfholz-wirtschaft

Eine weitere extensive Wirtschaftsform, die sich stellenweise noch nachhaltiger auf die soziologische Artenumschichtung in unseren Wäldern ausgewirkt hat als die Waldhude, ist die Niederwaldwirtschaft (vgl. auch POTT 1981, 1985a, 1985b, 1988a). Sie umfaßt im forstterminologischen Sinne nach DENGLE (1944) die drei Ernteformen des Wurzelstock-, Kopfholz- und Astholzbetriebes. Als einzige dieser drei Hiebformen hat sich der Stockholzbetrieb mit verschiedenen Modifikationen stellenweise bis zur Gegenwart halten können, und er wird heute mit dem ehemals umfassenderen Begriff der Niederwaldwirtschaft identifiziert. Bei der herkömmlichen Stockholzhiebform werden die Stockausschläge je nach Verwendungszweck bei Umtriebszeiten von etwa zehn Jahren oder mehr unmittelbar über dem Wurzelstock abgetrieben, und die Verjüngung des Waldes erfolgt stets auf vegetativem Wege, aus dem Stock heraus. Es ist verständlich, daß sich bei dieser extremen und nachhaltigen Waldnutzung über längere Zeiträume hinweg nur noch Holzarten mit äußerst gutem Regenerationsvermögen halten können. Der periodische Abtrieb regt die Wurzelstöcke immer wieder zur Regeneration an, so daß sie häufig ein Alter von mehreren Jahrhunderten erreichen.

Ausfälle überalterter Stöcke ersetzte man in der Regel durch Pflanzung oder Saatgutaufwuchs von Jungbäumen, die nach einigen Jahren ebenfalls »auf den Stock gesetzt« wurden. Ein besonderes, im Raum des nordwestlichen Osnings und des Osnabrücker Hügellandes verbreitetes Verfahren zur Anzucht von Jungstößen war das »Buchenablegen« (BURCKHARDT 1857; BURRICHTER 1952). Dieses Ablegerverfahren hat sich dort vereinzelt in den bäuerlichen Niederwäldern bis heute gehalten (POTT 1981, 1985a). Einzelne junge Stockausschläge (Buchenloden) werden dabei in den Boden abgesenkt und zur Befestigung mit einer abgeschnittenen Astgabel eingepflockt. Ausgehend von einem Mutterstock, entstanden auf diese Weise zusammenhängende Stockkolonien, deren Ableger und Tochterstöcke auf den jeweils vorhandenen Freiraum ausgerichtet waren und daher unterschiedliche Gestalt aufweisen (Abb. 14).

Die Umtriebszeiten richteten sich je nach der Holzart und dem vielfältigen Verwendungszweck der Stockausschläge. Sie umfaßten Zeitspannen von einigen Jahren



Abb. 14. Absenken von Buchenstockausschlägen in die Erde als Ablegerverfahren zur Erhaltung und Anzucht von Jungstößen am »Kleinen Berg« bei Bad Laer / T.W. 1980. Zur Befestigung werden die Loden mit einer Astgabel eingepflockt und bewurzeln sich (aus POTT 1985a).





Abb. 15. Buchenniederwald im Teutoburger Wald.



Abb. 16. Schneitelhainbuchen mit frischen Austrieben bei Blomberg im Weserbergland.

bis zu mehreren Jahrzehnten, also vom Gerten- bis zum Stangenalter und zum Teil darüber hinaus. Vorrangig war in den meisten Niederwaldgebieten die bauerliche und gewerbliche Brennholznutzung für Hausbrand, Salz- und Pottaschesiederei. Sie erfolgte im allgemeinen nach Bedarf und hatte daher variable Umtriebszeiten.

Die Auswirkungen des Niederholzbetriebes können bei bestimmten Waldgesellschaften mit der Zeit so weit gehen, daß sämtliche Holzarten und viele Arten der Krautvegetation durch andere ersetzt werden. Nach POTT (1981, 1985a) sind zahlreiche Kalkbuchenwälder auf frischen mittelgründigen Böden in eichen- und hainbuchenreiche Niederholzbestände umgewandelt worden. In allen diesen Wäldern wird die Rolle der Buche weitgehend von der Hainbuche übernommen (»Hainbucheneffekt«) und an zweiter Stelle steht meist die Eiche. Ein völlig andersartiger Holzartenwandel vollzieht sich im Bereich der Silikatbuchenwälder. Wie u. a. POTT (1985a) am Beispiel der Siegerländer Hauberge mit ihrer modifizierten Niederwaldwirtschaft zeigen konnte, wird hier die Buche ausnahmslos verdrängt und durch Eiche und Birke ersetzt.

Unter natürlichen Bedingungen dominieren aber nach wie vor im Bergland die Buche (Abb. 15) und in der Ebene unsere bei-

den Eichenarten, Stiel- und Traubeneiche. Sie sind als wichtige Mastbäume und, was die Eichen betrifft, auch als obligate Bauholzlieferanten vom Menschen gefördert worden (s. auch BURRICHTER, POTT und FURCH 1988).

Neben der vielfältigen Niederholzverwertung spielte bis in die historische Neuzeit hinein die Schneitelwirtschaft für die Kleinholz- und Laubheugewinnung eine Rolle. Die Stockausschläge wurden bei dieser Betriebsform in sehr kurzen Umtriebszeiten von etwa 3–4 Jahren vor der Laubverfärbung abgetrieben, locker gebündelt und getrocknet, um sie, wie heute das Grasheu, als Winterfutter für das Vieh zu verwenden. Aufgrund der kurzfristigen Umtriebszeiten bestand fortwährend ein künstlich erzeugtes Ungleichgewicht zwischen Stockausschlägen und Wurzelsystem. Dadurch wurde sowohl die anfallende Laubmasse infolge von Vergrößerung der Blattspreiten als auch Länge, Schlankheitsgrad und Elastizität der Schneitelloren gefördert, zwei wirtschaftliche Vorteile, die einmal der Laubheugewinnung zugute kommen, zum anderen der häufigen Nebennutzung entlaubter Gerten für alle möglichen Flechtwerke, u. a. als Gefachflechtwerk für die Fachwerkbauten (Abb. 16 und 17). Im Gegensatz zum Wurzelstockbetrieb boten Kopfholz- und

Kopfschneitelwirtschaft geradezu ideale Voraussetzungen für eine gleichzeitige Kombination mit der Waldhude (Abb. 2 und 3). Der Abtrieb erfolgte hier in Stammhöhe von 2 bis 2,50 m, und weil damit die jungen Austriebe oberhalb der Reichweite des Weideviehs lagen, waren sie der Verbißgefährdung entzogen. Aufgrund des fortwährenden Abtriebs in ein- und derselben Ebene weisen solche Kopfbäume, die in den nordwestdeutschen Hudewäldern oft mehrere Jahrhunderte alt sind (POTT und BURRICHTER 1983), im Abtriebsbereich keulenartige Verdickungen mit zahlreichen Schnittwülsten auf, aus denen die Ausschläge besenförmig hervortreten.

Der Abtrieb des Holzes gestaltete sich hier zwar etwas umständlicher als beim Wurzelstockbetrieb, hingegen war der Schneitelvorgang für die Laubheugewinnung, bei dem die Austriebe bereits im Gertenalter geschnitten wurden, sehr einfach mit einem geschäfteten und an der Tülle rechtwinklig abgebogenen Schneitelmesser ohne Schwierigkeiten durchzuführen. Nach Reliktbäumen und archivalischen Unterlagen zu urteilen, scheint die Kopfschneitelung in den nordwestdeutschen Hudewäldern daher auch die vorrangige Form der mittelalterlichen und frühneuzeitlichen Laubheugewinnung gewesen zu sein.



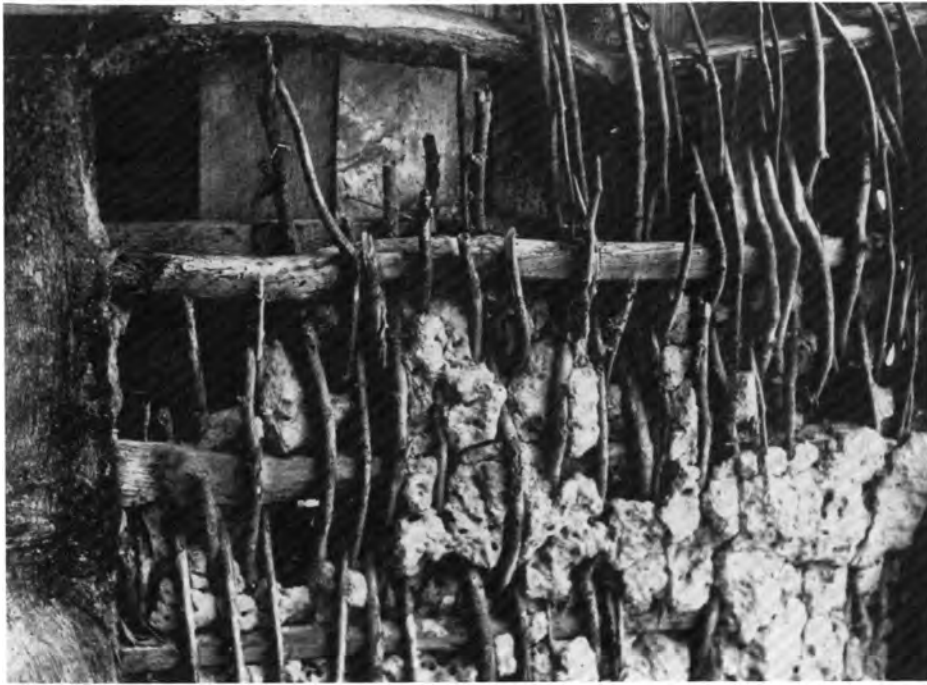


Abb. 17. Flechtwerk im lehmverschmierten Fachwerk eines Bauernhauses in Versen bei Meppen.



Abb. 18. Astgeschnittelte Buche im Hiddeser Bent-Gebiet/Teutoburger Wald.

Nur vereinzelt sind in den Hudewäldern Nordwestdeutschlands noch Baumformen anzutreffen, die auf ehemalige Astschneitelung schließen lassen (vgl. Abb. 18). Man findet sie aus Gründen der allmendbezogenen Schneitelverbote in manchen Gebieten häufiger außerhalb der ehemaligen Waldmarken, wo sie noch bis zu Beginn des 19. Jahrhunderts meist als Einzelbäume oder Baumgruppen gepflanzt wurden (WALTHER 1803; TRIER 1963; BURRICHTER und POTT 1983). Die hochwüchsigen Baumstämme dieses Schneiteltyps (Abb. 18) sind nahezu auf der gesamten Stammlänge oder zumindest bis über die Mitte des Stammes hinaus mit zahlreichen alten Schnittwülsten als Kalusnarben der ehemaligen Schneitelansätze bedeckt. Der Schneitelvorgang war hier zwar schwieriger als bei der Kopfschneitelung, dafür bestand aber neben der wesentlich höheren Produktivität an Schneitelmateriale der Vorteil, daß der Baumstamm später in voller Länge als Nutzholz Verwendung finden konnte.

Ein weiteres, sehr einfaches Verfahren der Laubheugewinnung war das Laubrupfen, das, von der Raubnutzung abgesehen, unmittelbar vor dem Eintritt der Laubverfärbung stattfand. Als »frondes stringere« schon aus den vorchristlichen lateinischen Texten bekannt, kam es in Notzeiten noch bis zum ersten Weltkrieg zur Anwendung (BURRICHTER und POTT 1983). Signifikante Baumdeformationen dürfte dieses Verfahren aber wohl kaum hinterlassen haben.

Geschneitelt wurden unter weitgehender Schonung der Mastbäume aufgrund ihrer besonderen Laubqualität und Regenerationsfähigkeit überwiegend Hainbuchen und, soweit vorhanden, auch Eschen. In den Eichen-Birken-Wäldern der nordwestdeutschen Geest und in Silikat-Buchewäldern des Berglandes, wo keine hochwertigen Schneitelgehölze vorhanden waren, schneitelte man mit Bevorzugung der Auenbäume nahezu alle Holzarten, nötigenfalls und verbotswidrig auch Buchen und Eichen.

### Waldfeldbausysteme und Haubergswirtschaft

Eine noch heute für das Siegerland und das südliche Sauerland typische Waldform ist der Niederwald, der mit Restflächenanteilen von etwa 30 500 Hektar das ehemals weit größere extensive Wald- und Landnutzungsgebiet der Hauberge des südwestfälischen Berglandes kennzeichnet. Der Haubergs-Begriff beinhaltet in forstlich-waldbaulicher Sicht genossenschaftlich bewirtschaftete Parzellen mit Stockausschlag, wo der Wald auf ein und derselben Fläche als Stangenholzlieferant zum Meilerbetrieb für die lokale Eisenverhüttung, als Eichenschälwald zur Gerbrindengewinnung sowie als rotationsmäßiger Acker genutzt wurde und neben der allgemeinen Brennholzgewinnung noch der Waldweide diente. Als historisch gewach-

sene Gemeinschaftswälder stehen diese Niederwälder vielfach bis jetzt im Besitz traditionsreicher Zusammenschlußformen wie der Haubergsgenossenschaften, Marken-, Jahn- und Konsortenschaften oder der Wittgensteiner Waldgenossenschaften. Noch heute gibt es rund 298 Haubergsgenossenschaften im Siegerland, die größeren mit etwa 1000 Hektar, die kleineren mit ca. 200 Hektar Flächenanteil. Früher bestand die Mitgliedschaft hauptsächlich aus Bauern. Heute sind es meist Arbeiter und Angestellte – Nachkommen der alten Familien. Rund 17 000 Anteilseigner gibt es noch. Die ehemaligen wirtschaftlichen Funktionen des Haubergs sind aber mittlerweile bedeutungslos geworden, und infolge allgemein-wirtschaftlicher Veränderungen werden die meisten alten Gemeinschaftswaldflächen in Hochwald überführt.

Der Hauberg entstand in den reliefierten Gegenden des südwestfälischen Berglandes, wo aus Mangel an wirtschaftsfähigem Acker- und Weidegrünland in einzigartiger Weise auf dem ehemaligen Waldboden die Bedürfnisse der Land- und Forstwirtschaft aufeinander abgestimmt waren. Dabei können diese Mittelgebirgsregionen mit ihren leicht gewinnbaren, manganreichen Eisenerzen heute in Nordwestdeutschland als Zentren früher Eisenverhüttung gelten.

Nach archäologischen und pollenanalytischen Befunden im Siegerland reichen die Anfänge des Erzabbaus und der Verhüttung sowie der damit einhergehenden Holzkohleproduktion im Meilerhaufen bereits in die beginnende Eisenzeit um 700 v. Chr., als hallstattzeitliche Erzgräber und Bauern begannen, sukzessive die Wälder des Gebietes zu roden und zu lichten (POTT 1985a, 1985b).

Auch archäologische Funde von latènezeitlichen Meiler- und Hüttenplätzen ergaben, daß schon damals Hölzer von nur 5–21-jährigen Stangen für die Holzkohleproduktion verwandt worden sind (KRASA 1931; FRITZ 1952). Die Eisenverhüttung geschah dabei an den oberen Berghängen mitten im Walde, wie fast alle früh- bis späteisenzeitlichen Schmelzofenfundstellen zeigen. Früh- und hochmittelalterliche Rennfeuerhüttungsplätze mit gekuppelter Erzgewinnung und Köhlerei wurden ebenfalls als Waldschmieden mit Gebläseöfen an windexponierten Hängen angelegt.

Intensive Stangenholznutzungen, zusätzlicher Waldfeldbau, Streuentnahme und uneingeschränkte Waldweide führten im südwestfälischen Bergland letztlich zur Vernichtung des Niederwaldbestandes sowie des Waldes insgesamt. Das ausgehende Mittelalter war sogar nach zusätzlicher Steigerung der Eisenverhüttung durch Erzabgrabungen in Tagebaustollen und Einsatz mit Wasserkraft getriebener Gebläse- oder Hammerhütten (FICKELER 1954) deshalb zeitweise durch akute Holzverknappung gekennzeichnet. In den Forstakten der damaligen Zeit läßt sich nachlesen, daß man von Olpe nach Siegen

gehen konnte, ohne einen »halbwegs vernünftigen« Baum zu sehen. Wegen der auftretenden Holznot wurden deshalb schon im 14. Jahrhundert von landesherrlicher Seite erste Regelungen zur Waldschonung und entsprechende Verbote erlassen (beispielsweise im Jahre 1472 und 1498, vgl. u. A. NAUMANN 1970), die in umfangreichen Holz- und Waldordnungen für viele Teile des Süderberglandes durch die Grafen von Nassau im Jahre 1562 ihre Fortsetzung fanden.

Aus den Waldverwüstungsphasen des 15. und 16. Jahrhunderts entstand nach allgemeiner Holzverknappung, dem Mangel an anbaufähigem Ackerland und an Weideflächen zuerst in den Markenwäldern des Siegerlandes das typische Genossenschaftswesen des Hauberges. Im Jahre 1467 wird der Begriff »Hauberg« erstmals urkundlich erwähnt (BERNHARDT 1867; POTT 1985a).

Charakteristisch für dieses Betriebssystem ist die gesamte Bewirtschaftung jeder einzelnen Haubergsgemarkung, welche zunächst in soviel Jahresschläge, »Jahne« oder »Haue« aufgeteilt wurde, wie Umtriebsfolgen für den Hauberg vorgesehen waren, so daß jährlich nur ein Schlag zum Abtrieb gelangte.

### Nutzungsformen im Waldfeldbau-System

Den ausführlichen Darstellungen zahlreicher Haubergsabhandlungen zufolge sind im Siegerland und Sauerland ganz typische Extensivnutzungen im Niederwald ausgeübt worden. Der Wald diente vorrangig:

- der Stangenholzgwinning zur Herstellung von Holzkohle
- als Eichenschälwald zur Lohegewinnung

- dem Anbau von Getreide und Buchweizen
- der Ginster-, Futter- und Streugewinnung
- der Waldweide (s. auch Abb. 19).

Diese Nutzungsformen des Waldes finden sich in ganz Europa von den Pyrenäen bis nach Finnland verbreitet (vgl. auch ANDERSEN 1988; POTT 1988b).

### Holznutzungen

Eine schmalparzellige Niederwaldschlagführung erfolgte nach genauem Reglement in einem Turnus von 18 bis 22 Jahren. Da fast alle Hauberge die gleiche Zahl an Parzellen aufwiesen, konnte in jedem Jahr der älteste Schlag abgetrieben werden. Eichen-Birken-Niederwälder, die sich streifenförmig die Berghänge hinaufziehen, zeugen mancherorts noch heute von der Aufteilung solcher Hauberge (Abb. 20).

Zur Gewinnung von Gerberlohe wurden in schlagreifen, meist 18-jährigen Niederwäldern nach Entfernung des Birken- und Reiserholzes die Rinden der Eichenstockauschläge mit einem Spezialmesser (Lohlföfel) von unten nach oben in einem Stück geschält. Zum Trocknen blieben anschließend die etwa 4 m langen Rindenstreifen bis zu 14 Tagen hängen, um danach als Lohe gebündelt in die Gerbereien zu gelangen (Abb. 21). Die Eichenstangen vermealerte man zu Holzkohlen (Abb. 22).

### Waldfeldbaunutzungen und Ginstergewinnung

Nach der Holzentnahme und Räumung des Hauberges wurde die Grasnarbe geschält, mit anfallenden Kleinhölzern zum Trocknen aufgehäuft und verbrannt. Bevor für ein oder zwei Jahre kurzstrohiger Roggen

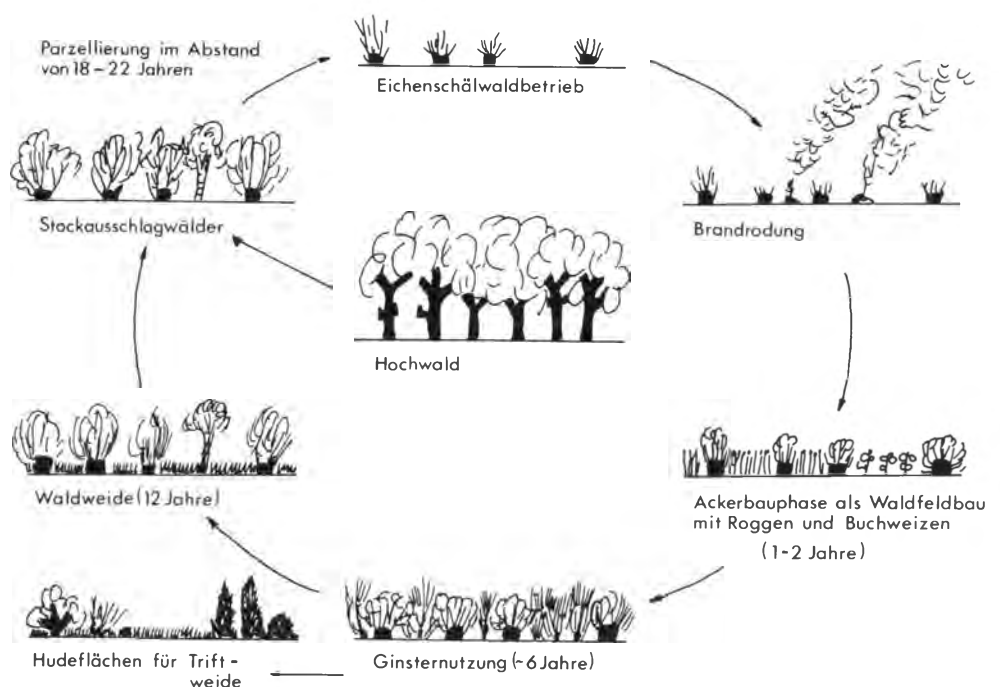


Abb. 19. Rotationssystem und Andauer von Holz- und Waldfeldbaunutzungen der zyklischen Haubergswirtschaft.



Abb. 20. Handtuchstreifenartige Haubergsschläge und Eichen-Birken-Niederwaldparzellen bei Mandeln im Siegerland (aus POTT 1985a).



Abb. 21. Eichenschälwald mit Lohschälen von Eichenrinde im Frühsommer. Die entrindeten Stockausschläge werden anschließend vermeilert.



Abb. 22. Holzkohlenmeiler bei Wahlbach im Siegerland.

gen, Hafer oder Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*) eingesät werden konnte, wurde die Holz- und Rasenasche über den Haubergsacker verstreut und eingepflügt. In solchen Getreidefluren und Buchweizenfeldern wuchsen die Stockausschläge der Bäume wieder hoch (Abb. 23).

Nach der Brandphase und der Bestellung einzelner Jahresschläge mit Feldfrüchten wurde der Hauberg einer 6jährigen Schonzeit unterworfen.

Am Ende der Ackerbauperiode keimten auf den Parzellen infolge der Lichtstellung große Mengen an Besenginster (*Cytisus scoparius*), der durch seine stickstofffixierenden Wurzelsymbiosen zur Nährstoffanreicherung des Hauberges beigetragen hat. Erst im 4. bis 5. Schonjahr erlebte der Besenginster seine volle Blühreife und große Massenentfaltungen mit 2–3 Meter hohen Büschen (Ginsterberge), in deren Schutz die Stockausschläge von Eiche und Birke ungehindert heranwachsen konnten. Wenn nach etwa sechs Jahren durch Schattenwirkung und Konkurrenz der weiterwachsenden Stangenhölzer die Ginsterbüsche geschwächt waren und allmählich zusammenbrachen, gab man den Hauberg generell zur Viehhude frei.

### Waldweidenutzungen

Im Laufe des rund 18jährigen Umtriebs ließ man vom 4. Jahr ab die Schafe und vom 6. Jahr an unter der Führung eines Hirten das Großvieh (vor allem Rinder) und Schweine zur Hude und Mastfütterung in den Hauberg. In dieser Phase des Niederwaldaufwuchses konnten im allgemeinen die Stockausschläge vom Weidevieh nicht mehr abgefressen werden. Der Hauberg unterlag in der Regel für 12 Jahre der Waldweidenutzung.

### Historische Formen der Anlage und Bewirtschaftung von Hecken

Hecken gehören auch heute noch zum prägenden Landschaftsbild vieler Gegenden Nordwestdeutschlands. Schwerpunktmäßig konzentrieren sie sich in der Westfälischen Bucht, im südlichen Emsland, in Süd-Oldenburg und Schleswig-Holstein, wo sie meist als Wallhecken oder Knicks planmäßig angelegt worden sind und überwiegend, jedoch nicht ausschließlich, mit der ehemaligen Weidewirtschaft im Zusammenhang standen. Bis in die jüngere Vergangenheit hinein wurden die Holzbestände dieser Wallhecken unter niederwaldartiger Bewirtschaftung periodisch abgetrieben (Abb. 24). Das Holz diente vorrangig der bäuerlichen Brennholznutzung, wobei die dicken Stämme, in Scheiten von ca.  $\frac{1}{6}$  Klaftermaß (30 cm) zersägt, für den Hausbrand Verwendung fanden und das Kleinholz, in gleichmäßiger Länge von 60 bis 80 cm gebündelt, als »Buschen« zur Heizung der Viehfutterkessel diente (BURRICHTER 1984; POTT 1988c, 1989b).



Die Einhegung des Privatlandes oder gemeinschaftlich genutzter Ackerfluren geschah von prähistorischer Zeit an während der Epochen extensiver Land- und Holzwirtschaft vom gesamten Mittelalter bis in die fünfte Neuzeit hinein. Zunächst nutzte man Reisermaterialien oder tote Holz- und Lattenzäune (Schneitzäune, Stacketten, Planken-, Palisaden- und Flechtzäune), die in relativ kurzen Abständen immer wieder neu gesetzt wurden. In dieser Zeit waren im Bereich der nordwestdeutschen Pleistozänlandschaft neben Steinwällen mit subspontanem Bewuchs auch wallartige, gehölzfreie Umfriedungen aus geschichteten Rasensoden oder Heideplaggen (Heidzäune) zur Abgrenzung von Hof- und Weideparzellen verbreitet, wie sie heute in der friesischen Marsch bzw. im Geestkern der holländischen Insel Texel zu finden sind und dort als »Tuinwallen« bezeichnet werden.

Bei mittelalterlicher Gründung von Esch-, Streu- oder Kampsiedlungen in Nordwestdeutschland sollten zusätzlich planmäßig angelegte, lebende, spalterartige Flechthecken, Gastringwälle und Wallhecken vor allem die entwaldeten und devastierten Markengebiete vor Sandverwehungen und Erosion schützen, außerdem Feuchtgebiete entwässern und den steigenden Holzbedarf decken; sie sind für Westfalen urkundlich bereits im Jahre 1448 erwähnt. Zum Schutz von Laubholzpflanzungen bzw. frisch angelegten Wirtschaftsflächen gegen das Weidevieh wurden seit dem 14. Jahrhundert mit Zäunen oder Palisaden versehene Wälle und Gräben angelegt.

Heute verbindet man mit dem Begriff des Knicks, des Gastrings oder der Wallhecke Vorstellungen eines mit Hecken gekrönten Erdwalls. Dieser Aufbau ist sicherlich erst seit dem Mittelalter schriftlich belegt; prähistorisch nachgewiesene ausgesprochene Wallstrukturen und frühmittelalterlich belegte lineare Gehölzstrukturen mit Zaun-

Abb. 23. Roggen-Hauberg mit Roggenernte. Um die frisch ausgeschlagenen Triebe der Wurzelstöcke zu schonen, wird das »Haubergskorn« mit der Handsichel geschnitten.



funktion, welche ohne Wallanlagen auf den flachen Boden gesetzt sind, bezeugen eine parallele oder auch sukzessive Entwicklung echter Wallhecken seit prähistorischer Zeit, wobei sich die Einzelkomponenten in Form von Erdwällen, Biegehek-

ken und Flechthecken bis heute in einigen Regionen gehalten haben.

Beiderseits gleich geböschte, von zwei Seiten aufgeworfene und zur Erhöhung mit Doppelgraben versehene, oftmals jüngere Hecken wurden zwecks Befestigung des aufgeworfenen Böschungsmaterials zunächst mit Grassoden, Torf- und Heideplaggen versehen und dann bepflanzt. Die Fertigkeit des Knickens und Verflechtens der Gehölze zur Festigung der Hecken (s. auch Abb. 25) war dabei offensichtlich schon frühzeitig bekannt.

Während dieser ersten Phase von Heckenanlagen in der Periode der Extensivwirtschaft dienten solche lebenden Feldgehölzstrukturen neben ihrer gleichsam Drainage- und Zaunfunktion als Holzentnahmequelle für Nutz- und Brennholz sowie als Laubheulieferant für die Winterfütterung des Viehs.

In der Periode der Servitutenablösung des 17. und 18. Jahrhunderts mit ihren Verkoppelungen und dauerhaften Einfriedungen, als die Marken- und Allmendflächen in Privatbesitz übergingen (TROLL 1951; MÜLLER-WILLE 1952), erfuhren die Hecken einen Bedeutungswandel; sie dienten neben ihrer althergebrachten Form als Holzreservoir nunmehr in erster Linie dazu, das private Eigentum abzugrenzen und das Vieh auf den Weideflächen einzuzäunen.



Abb. 24. Anlage und Bewirtschaftung von Wallhecken im Münsterland/Westfalen.





Abb. 25. Neuanlage einer lebenden, einreihigen Flechthecke bei Nieheim aus dem Jahre 1980. Es handelt sich um einreihige, dichte Flechthecken, die in Niederungen kampartige Dauerweideflächen umzäunen (aus POTT 1988c).

Zur Urbarmachung und Bewirtschaftung von Feuchtfeldern war außerdem eine andauernde Entwässerung notwendig, so daß nach Möglichkeit an jeweiligen Besitz- oder Nutzungsgrenzen Grabensysteme angelegt wurden, deren Aushub wiederum zur Errichtung von Wallstrukturen diente.

Der heutige Zustand unserer Wallhecken entspricht aber nicht mehr dieser ehemaligen Zaunfunktion. Wurzelstöcke mit überalterten Stockausschlägen, die je nach Erhaltungsweise der Heckengehölze mehr oder weniger dicht stehen, bilden zwar ein Hindernis für das Vieh, aber trotz der begleitenden Gräben keine wirksame Einfriedung, besonders nicht im abgeholzten Zustand. Diese Aufgabe haben im Verlauf des 20. Jahrhunderts längs der Hecken errichtete Drahtzäune übernommen.

Die Vorläufer der Drahtzäune waren abgebogene oder abgeknickte (Knicks) Stockausschläge und Zweige, welche, meist miteinander verflochten, die Außenseiten der Hecken abschlossen und somit wirkungsvolle, lebende Sperrnetze bildeten. Deformierte Relikthölzer mit Hinweisen auf diese spezifischen Randbefestigungen finden sich heute noch auf verschiedenen Wallhecken. Sie sind als Gebüßstämme, Pfosten-Kopfbäume und Verbundstock-Reihen neben den bekannten, niederwaldartigen Wurzelstöcken typische Formelemente der ehemaligen Heckenbehandlung (Abb. 24 und 25).

## Schlußbemerkung

Die zahlreichen, heute meist überholten bäuerlichen extensiven Bewirtschaftungs- und Nutzungsformen in Feld und Wald dürften als spezifische Standortfaktoren ein Höchstmaß an Differenzierung und Modifikation von Vegetation und Landschaft bewirkt haben. Ihre Aufgabe

und die neuerliche Vereinheitlichung von Nutzungs- und Anbaumethoden mit planmäßigen Kultivierungsverfahren, Arrondierungen von Flächen mit Anlagen von Monokulturen führt zum Rückgang ganzer spezifischer Landschafts- und Vegetationstypen. Das Wissen um traditionelle Bewirtschaftungsweisen gerät ebenso immer mehr in Vergessenheit. Es ist an der Zeit, diese ehemaligen Waldnutzungsformen an geeigneten Stellen als »kultur- und naturhistorisch wertvolle Flächen« dauerhaft und wirksam zu erhalten. Ihre Bewahrung, Neuanlage und Pflege sind dafür die geeigneten Maßnahmen.

## Literatur

- ANDERSEN, S. TH., 1988: Retrospective studies of man induced changes in Danish forests by means of pollen analysis from bogs and soils. – In F. SALBITANO (ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 3–20. Bologna.
- BARKMAN, J. J., 1968: Das synsystematische Problem der Mikrogesellschaften innerhalb der Biozönosen. In TÜXEN, R. (Red.): Pflanzensoziologische Systematik, 21–53. Den Haag.
- BERNHARDT, A., 1867: Die Haubergswirtschaft im Kreise Siegen. – 44 pp. Theissing, Münster.
- BUCHWALD, K., 1951: Wald- und Forstgesellschaften der Revierförsterei Diensthooft-Syke bei Bremen. – Angewandte Pflanzensoziologie 1, 72.
- 1984: Zum Schutze des Gesellschaftsinventars vorindustriell geprägter Kulturlandschaften in Industriestaaten. Fallstudie Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. – Phytocoenologia 12, 395–432. Stuttgart.
- BURCKHARDT, H., 1857: Über das Ablegen oder Absenken der Rotbuche im Osnabrückischen. – Krit. Blätter f. Forst- und Jagdwiss. 39, 1, 52–70.
- BURRICHTER, E., 1952: Wald- und Forstgeschichtliches aus dem Raum Iburg – dargestellt auf Grund pollenanalytischer und archaischer Untersuchungen. – Natur und Heimat 12, 2, 1–13. Münster.
- 1969: Das Zwillbrocker Venn, Westmünsterland, in moor- und vegetationskundlicher Sicht. – Abh. Landesmus. f. Naturk. 31, 1, 60. Münster.
- 1982: Torf-, pollen- und vegetationsanalytische Befunde zum Reliktvorkommen der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) in der Westfälischen Bucht. – Ber. Deutsch. Bot. Ges. 95, 361–373. Stuttgart.
- 1984: Baumformen als Relikte ehemaliger Extensivwirtschaft in Nordwestdeutschland. – Drosera 1, 1–18. Oldenburg.
- 1988: Tinner Loh, Borkener Paradies und Haselüner Wacholderhain. – Jahrb. d. Emsländ. Heimatbundes 34, 168–207. Syke.
- BURRICHTER, E.; POTT, R., 1983: Verbreitung und Geschichte der Schneitelwirtschaft mit ihren Zeugnissen in Nordwestdeutschland. – Tuexenia 3, 443–453. Göttingen.
- 1987: Zur spät- und nacheiszeitlichen Entwicklungsgeschichte von Auenablagerungen im Ahse-Tal bei Soest (Hellwegbörde). – Münstersche Geogr. Abb. 27, 129–135. Paderborn.
- BURRICHTER, E.; POTT, R.; FURCH, H., 1988: Potentielle natürliche Vegetations-Geographisch-landeskundl. Atlas von Westfalen. Lieferg. 4, Doppelblatt 1 und Text, 42 pp. Münster.
- BURRICHTER, E.; POTT, R.; RAUS, T.; WITTIG, R., 1980: Die Hudelandschaft »Borkener Paradies« im Emstal bei Meppen. – Abhandl. Landesmus. f. Naturk., 42, 4, 69 pp. Münster.
- CATE, C. L. TEN, 1972: Wan God mast gift ... Bilder aus der Geschichte der Schweinezeit im Walde. – Center for Agricultural Publish. 300 pp. Wageningen.
- DENGLER, A., 1944: Waldbau – 3. Aufl., 596 pp. Berlin.
- DUPONT, L. M.; BRENNINKMEIJER, C. A. M., 1984: Palaeobotanic and isotopic analysis of late subboreal and early subatlantic peat from Engbertsdijkveen, The Netherlands. – Rev. of Palaeobot. and Palynol. 41, 241–271. Amsterdam.
- ELLENBERG, H., 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. 943 pp. Stuttgart.
- FICKELER, P., 1954: Das Siegerland als Beispiel wirtschaftsgeschichtlicher und wirtschaftsgeographischer Harmonie. – Erdkunde 8, 1, 15–51. Bonn.
- FRITZ, E., 1952: Zur Entstehung des Niederwaldes. Holzkohlenuntersuchung der Le Tène-Zeit aus dem Giebelwald. – Bl. d. Siegerlän. Heimatver., 3, 78–80. Siegen.
- GEEL, v. B., 1972: Palynology of a section from the raised peat bog »Wietmarscher Moor« with a special reference to fungal remains. – Acta bot. Neerl. 21, 3, 261–284. Amsterdam.
- GEEL, v. B.; BOHNKE, S. J. P.; DEE, H., 1980/81: A palaeoecological study from an upper late glacial and holocene sequence from »De Borchert«, The Netherlands. – Rev. of Paleobot. and Palynol. 31, 367–448. Amsterdam.
- GIMMINGHAM, C. H., 1972: Ecology of Heathlands. 266 pp. London.
- GIMMINGHAM, C. H.; DE SMIDT, R. J. T., 1983: Heaths as natural and seminatural vegetation. In HOLZNER, W. et al. (eds.): Mans impact on vegetation, 185–199. The Hague, Boston, London.
- HESMER, H.; SCHROEDER, F. G., 1963: Walddzusammensetzung und Waldbehandlung im niedersächsischen Tiefland westlich der Weser und in der Münsterschen Bucht bis zum Ende des 18. Jahrhunderts. – Decheniana, Beih. 11, 304 pp. Bonn.
- ISENBERG, E., 1979: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte im Gebiet der Grafschaft Bentheim. – Abh. Landesmus. f. Naturkde. 41, 2, 59 pp. Münster.

- KRAMM, E., 1978: Pollenanalytische Hochmooruntersuchungen zur Floren- und Siedlungsgeschichte zwischen Ems und Hase. – Abh. Landesmus. f. Naturkde. 40, 4, 44 pp. Münster.
- KRASA, O., 1931: Frühgeschichtliche und mittelalterliche Eisenschmelzen im Siegerland. – Siegerland 13, 49–55. Siegen.
- KUBITZKI, K., 1961: Zur Synchronisierung der nordwesteuropäischen Pollendiagramme (mit Beiträgen zur Waldgeschichte Nordwestdeutschlands). – Flora 150, 1, 43–72. Jena.
- KUHRY, P., 1985: Transgression of a raised bog across a coversand ridge originally covered with an oak-lime forest. Palaeoecological study of a holocene local vegetational succession in the Amtsveen (Northwest Germany). – Rev. of Palaeobot. and Palynol. 44, 303–353. Amsterdam.
- MIDDELDORP, A. A., 1984: Functional palaeoecology of raised bog – an analysis by means of pollen density dating, in connection with the regional forest history. – 123 pp. Amsterdam.
- MÜLLER-WILLE, W., 1952: Westfalen – Landschaftliche Ordnung und Bindung eines Landes. 2. Aufl. 411 pp. Münster.
- NAUMANN, G., 1970: Forstgeschichte der ehemaligen Grafschaft Sayn-Wittgenstein-Hohenstein bis 1900 – Diss. Forstl. Fak. Hannover. Münden. 251 pp. Göttingen.
- PFAFFENBERG, K.; DIENEMANN, W., 1984: Das Dümmerbecken – Beiträge zur Geologie und Botanik. – Schriften d. wirtschaftswiss. Ges. z. Studium Niedersachsens e.V., Reihe A, 78, 121. Göttingen.
- POTT, R., 1981a: Der Einfluß der Niederholzwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. – Tuexenia 1, 233–242. Göttingen.
- 1981b: Anthropogene Einflüsse auf Kalkbuchenwälder am Beispiel der Niederholzwirtschaft und anderer extensiver Bewirtschaftungsformen. – Allgem. Forstzeitschr. 23, 569–571. München.
- 1982: Das Naturschutzgebiet »Hiddeser Bent-Donoper Teich« in vegetationsgeschichtlicher und pflanzensoziologischer Sicht. – Abhandl. Landesmus. f. Naturk. 44, 3, 108 pp. Münster.
- 1983: Geschichte der Hude- und Schneitelwirtschaft Nordwestdeutschlands und deren Auswirkungen auf die Vegetation. – Oldenb. Jahrb. 83, 357–376. Oldenburg.
- 1984: Pollenanalytische Untersuchungen zur Vegetations- und Siedlungsgeschichte im Gebiet der Borkenberge bei Haltern in Westfalen. – Abhandl. Landesmus. f. Naturk. 46, 2, 28 pp. Münster.
- 1985a: Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. – Abhandl. Westf. Mus. f. Naturk. 47, 4, 75 pp.
- 1985b: Beiträge zur Wald- und Siedlungsentwicklung des Westfälischen Berg- und Hügellandes auf Grund neuer pollenanalytischer Untersuchungen. – Siedlung u. Landschaft 17, 1–38. Münster.
- 1988a: Entstehung von Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. – Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 5, 27–54. Düsseldorf.
- 1988b: Impact of human influences by extensive woodland management and former land-use in North-Western-Europe. – In F. SALBITANO (ed.): Human influence on forest ecosystems development in Europe, 263–278. ESF. Bologna.
- 1989a: Die Formierung von Buchenwaldgesellschaften im Umfeld der Mittelgebirge Nordwestdeutschlands unter dem Einfluß der Menschen. – Ber. Geobot. Inst. Univ. Hannover 1, 30–44. Hannover.
- 1989b: Historische und aktuelle Formen der Bewirtschaftung von Hecken in Nordwestdeutschland. – Forstwiss. Centralbl. 102, 6, 350–361. Hamburg, Berlin.
- PREISING, E., 1950: Nordwestdeutsche Borstgrasgesellschaften. – Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. N.F. 2, 33–41.
- REHAGEN, W., 1964: Zur spät- und postglazialen Vegetationsgeschichte des Niederrheingebietes und Westmünsterlandes. – Fortschr. Geol. Rheinl. u. Westf. 12, 55–96. Krefeld.
- SCHNEEKLOTH, H., 1967: Vergleichende pollenanalytische und 14-C-Datierungen an einigen Mooren im Solling. – Geol. Jb. 84, 717–734. Hannover.
- SCHNEIDER, S.; STECKHAN, H. U., 1963: Das große Moor bei Barnstorf (Krs. Grafschaft Diepholz). – Beih. Geol. Jb. 55, 139–191.
- SCHÜTRUMPF, R., 1973: Die relativchronologische Datierung fossiler Eichenstämme aus der Kölner Bucht und dem nördlichen Vorland des Teutoburger Waldes nach der Pollenanalyse. – Archäol. Korrespondenzblatt 3, 143–153. Mainz.
- STALLING, H., 1983: Untersuchungen zur nacheiszeitlichen Vegetationsgeschichte des Meißners (Nordhessen). – Flora 174, 357–376. Jena.
- TRAUTMANN, W., 1957: Natürliche Waldgesellschaften und nacheiszeitliche Waldgeschichte des Eggegebirges. – Mitt. flor. soz. Arbeitsgem. NF. 6/7, 276–296. Stolzenau.
- 1969: Zur Geschichte des Eichen-Hainbuchenwaldes im Münsterland auf Grund pollenanalytischer Untersuchungen. – Schriftt. f. Veg. Kunde 4, 109–129. Bonn.
- TRIER, J., 1963: Venus, Etymologien um das Futterlaub. – Münstersche Forschungen 15, 207 pp. Köln, Graz.
- TROLL, C., 1951: Heckenlandschaften im maritimen Grünlandgürtel und im Gäuland Mitteleuropas. – Erdkunde 5, 2, 152–157. Bonn.
- WALTHER, F., 1803: Versuch eines Systems der Forstwirtschaft. – Gießen.
- WIERMANN, R.; SCHULZE, D., 1986: Pollenanalytische Untersuchungen im großen Torfmoor bei Nettelstedt (Kreis Minden-Lübbecke). – Abhandl. Westf. Mus. f. Naturkde. 48, 2/3, 481–495. Münster.
- ZEIST, W. VAN, 1959a: Studies on the post-boreal vegetational history of south-eastern Drenthe (Netherlands). – Acta bot. Neerl. 8, 156–184. Den Haag.
- 1959b: Some radiocarbon dates from the raised bog near Emmen (Netherlands). – Palaeohistoria, IV, 113–118. Groningen.
- ZOLLER, H., 1987: Zur Geschichte der Beziehungen zwischen Mensch und Natur. In MIYAWAKI, A., et al. (eds.): Vegetation Ecology and Creation of New Environments. 27–33. Tokyo.

## Anschrift des Verfassers

Univ. Prof. Dr. Richard Pott  
Institut für Geobotanik  
Universität Hannover  
Nienburger Straße 17  
D-3000 Hannover 1

# Naturschutzplanung und Naturschutzforschung in Niedersachsen (aus Sicht der Fachbehörde für Naturschutz)

Von Dietrich Lüderwaldt

## 1. Einführung

### 1.1 Was ist Naturschutz? (Ziele und Aufgaben)

Naturschutz umfaßt die »Gesamtheit der Maßnahmen zur Erhaltung und Förderung von Pflanzen und Tieren wildlebender Arten, ihrer Lebensgemeinschaften und natürlichen Lebensgrundlagen sowie zur Sicherung von Landschaften und Landschaftsteilen unter natürlichen Bedingungen«. So definiert eine Informationsschrift der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen diesen Begriff (ANL 1984).

MADER (1987) versteht unter Naturschutz die »praktischen Bemühungen, die konkreten Tätigkeiten, die das Bewahren der natürlichen Umwelt, ihrer Quellen, Kreisläufe und Funktionseinheiten, zum Ziel haben und Schaden von ihr abwenden wollen. In der Kulturlandschaft schließt dies die langfristige Sicherung, das Wiederherstellen und die Entwicklung von Naturpotentialen ein«.

Eine klare Zielbestimmung des Naturschutzes ist außerordentlich wichtig: wir brauchen zum einen eine bessere Akzeptanz bei der breiten Bevölkerung und bei der Politik und zum anderen eine klare Abgrenzung gegen überwiegend nutzungs-

orientierte Kräfte; gerade heute, wo der Naturschutz von Naturnutzern sehr gerne vereinnahmt wird. Das heißt nicht, daß keine vernünftige Kooperation mit allen Nutzern gesucht werden muß, um zu gemeinsamen Ergebnissen zu kommen.

Naturschutz hat sich zu einer Fachdisziplin entwickelt, die ökonomische, ästhetische, kulturgeschichtliche und ethische Komponenten hat und die den größten Teil ihrer relevanten Grunddaten aus verschiedenen naturwissenschaftlichen Fachrichtungen (z. B. Biologie, Ökologie, Geographie, Geologie, Hydrologie etc.) bezieht (PLACHTER 1989). In dem Begriff sind also sowohl wissenschaftliche – wertfreie – Er-

kenntnisse als auch ethische und andere gesellschaftliche Werthaltungen gleichberechtigt enthalten.

Die juristisch formulierten Ziele im § 1 des BNatSchG:

Schutz, Pflege und Entwicklung

- der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes,
- der Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
- der Pflanzen- und Tierwelt,
- der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

schränken diese jedoch durch den Zusatz »als Lebensgrundlage des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung« auf eine stark anthropozentrisch betonte Sichtweise ein. Einem verbesserten gesetzlichen Eigenwert der Natur kommt der novellierte Gesetzesentwurf für das BNatSchG durch den veränderten Zusatz »auch als Lebensgrundlage für die gegenwärtige und künftige Generationen« entgegen.

Aus den gesetzlich formulierten Zielen des BNatSchG ergibt sich als Oberziel:

- die Sicherung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes (besser »Funktionsfähigkeit«)

mit den hieraus abzuleitenden gleichberechtigten Teilzielen:

- Regulation und Regeneration der biotischen Komponenten des Naturhaushaltes (Pflanzen-, Tierwelt, Lebensgemeinschaften),
- Regulation und Regeneration der abiotischen Komponenten des Naturhaushaltes (Boden, Wasser, Luft, Klima),
- Sicherung von Vielfalt, Eigenart, Schönheit (Naturerlebnis, Erholungsvorsorge).

Die drei Teilziele sind anzuwenden für alle Nutzungen unter dem zusätzlichen Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit.

Es besteht also ein *flächendeckender Anspruch des Naturschutzes*, der sich je nach Schutz- und Nutzungsintensität aus streng geschützten Naturschutzgebieten, Gebieten mit unterschiedlichen Funktionen für Naturschutz, Gebieten mit extensiver Nutzung, aber auch aus Gebieten mit intensiver Landnutzung – einschl. Siedlungsbereichen –, die mit Nutzungsaufgaben bzw. begleitenden Naturschutzmaßnahmen zu versehen sind, zusammensetzt (ERZ 5). Es ist *Aufgabe des Naturschutzes*, eine Strategie zu entwickeln, die – neben der Sicherung von Naturwerten – eine differenzierte, flächendeckende Einflußnahme des Naturschutzes auf alle Landnutzungen zum Inhalt hat.

Diese Strategie muß im Hinblick auf die gesetzlich vorgegebenen Zuständigkeiten eine Mehrfachstrategie sein und erfaßt folgende Forderungen:

- *ökologische Ausrichtung aller Landnutzungen* mit dem Ziel der Orientierung aller Nutzungen an Naturschutzzielen (§ 3 BNatSchG, § 56 NNatG),



Abb. 1. Konzeption des Naturschutzes (nach FUCHS 1989, ergänzt).

- *besondere Sicherung von Vorrangflächen* für den Naturschutz
  - zur repräsentativen Sicherung von Einheiten des Naturhaushalts, der Naturgüter und Einzelementen für den Biotop- und Artenschutz
  - als Puffer- und Vernetzungszonen
  - zur Entwicklung von Flächen für die Verbesserung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes
  - für besondere Aufgaben zur Sicherung der Naturgüter Boden, Wasser, Luft
 über die Instrumente des Flächen- und Artenschutzes (5. und 6. Abschnitt NNatG),
- *Sicherung von Flächen mit extensiver Nutzung* und gleichrangigen Naturschutzziele (Einwirkung z. B. über Förderungsprogramme u. a.),
- *Vermeidung, Ausgleich, Ersatz von Eingriffen* mit dem Instrument der Eingriffsregelung (3. und 4. Abschnitt NNatG) unter Mitverantwortung der Eingriffsverwaltungen.

## 1.2 Was ist Naturschutzplanung

Die umfassenden Grundlagen für die Entwicklung und Umsetzung von Konzepten im genannten Sinn liefert die Landschaftsplanung (2. Abschnitt BNatSchG und NNatG).

Landschaftsplanung ist vom Inhalt her die umfassende programmatische und planerische Darstellung aller Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes auf allen Ebenen:

Landesebene = Landschaftsprogramm  
Regionalebene (Landkreis) = Landschaftsrahmenplan  
Gemeinde = Landschaftsplan

Hierzu werden Kenntnisse und Wissen vor-  
ausgesetzt

- über den Naturhaushalt und seine umfassenden Bestandteile,
- über seine Funktionen und Leistungen,
- über die Wechselbeziehungen zwischen dem Menschen und seiner Umwelt.

An dieser Nahtstelle – als Bindeglied zwischen den unterschiedlichen Landnutzern auf der einen Seite und den Erkenntnissen und Bewertungen komplexer ökologischer Verhältnisse und Prognosen durch die Forschung – ist die Landschaftsplanung als *umfassende Naturschutzplanung* (ökologische Planung) anzusiedeln. MADER (1987) spricht von unersetzbarer Katalysatorfunktion der Landschaftsplanung.

## 1.3 Was ist Naturschutzforschung?

Unter 1.2 ist bereits angesprochen, an welcher Stelle die Naturschutzforschung ansetzt. Naturwissenschaftliche Daten und die oben zitierten Ziele des Naturschutzes müssen sinnvoll miteinander verknüpft werden, um Naturschutzmaßnahmen über die Planung zu konzipieren und umzusetzen. Bei der Behandlung der Naturschutzforschung muß berücksichtigt werden, daß hierdurch sowohl das wissenschaftlich-wertfreie Rüstzeug bereitgestellt wird als auch Wertvorstellungen, gesellschaftlich-ethische Fragen einbezogen werden müssen, die nicht unbedingt von den gleichen Personen geleistet werden können. Es ist bekanntlich so, daß z. B. die Erhaltung eines Biotops nicht nur oder nicht immer unter Hinweis auf fundierte ökologische Regeln begründet, jedoch aufgrund eines Werturteils sehr wohl als schutzwürdig eingestuft werden kann. Im Rahmen der Eingriffsregelung werden von Technokraten aber oft »wissenschaftliche Belege« erwartet. Hier werden die wissenschaftlichen Grenzen sichtbar. Aber gerade diese Grenze ist wichtig für das Verhältnis von ökologischer Forschung zur Naturschutzforschung (FUCHS 1989).

Naturschutzforschung also

- zur Verbesserung des Kenntnisstandes durch Erfassung, Sammlung und Verknüpfung von Grunddaten,
- zur Aufbereitung und Umsetzung dieses Wissens und zur Erfolgskontrolle,
- aber auch als umfassende gesellschaftliche Aufgabe.

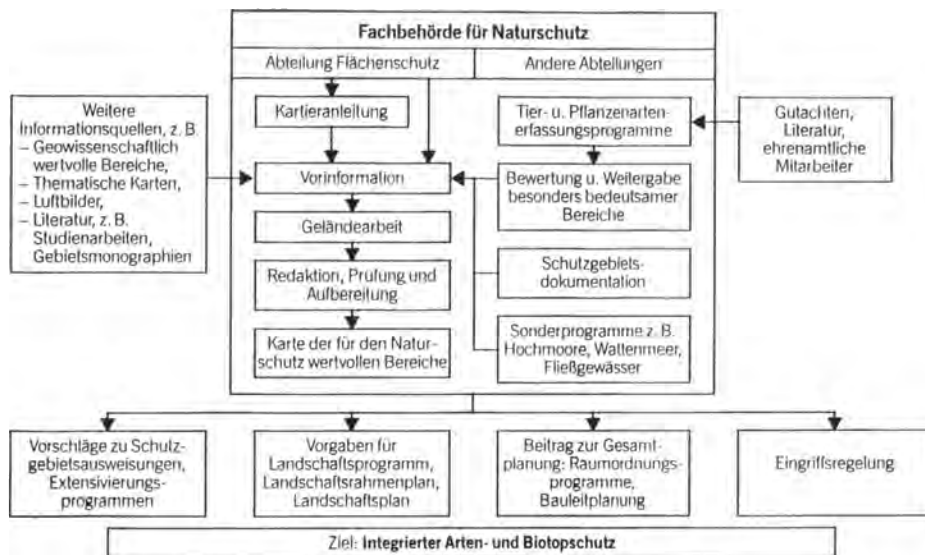


Abb. 2. Gesamtkonzept der Fachbehörde für Naturschutz in Niedersachsen.

Der Definition von Naturschutzforschung nach FUCHS (1989) (Abb.1) schließe ich mich an.

Hiernach ist Naturschutzforschung Forschung für den Naturschutz – mit dem Ziel

- der Mehrung objektiver Erkenntnisse,
- der Einbeziehung subjektiver Wertungen,
- der Vermittlung von Daten zur Erarbeitung von Handlungskonzepten.

## 2. Konzepte des Naturschutzes auf wissenschaftlicher Grundlage

### 2.1 Beispiel »System der Landschaftsplanung in Niedersachsen« (Nieders. Landesverwaltungsamt 1989)

#### Allgemeine Überlegungen

Aufgabe des Naturschutzes ist der Schutz und die Entwicklung der Natur als Ganzes. Es müssen also aus bestimmten Daten oder Erkenntnissen *Handlungskonzepte* erarbeitet werden. Dieses läuft nach dem Konzept der Nieders. Landschaftsplanung auf allen Ebenen wie folgt ab:

- **Bestandsaufnahme und Bewertung** des gegenwärtigen Zustandes
  - Pflanzen, Tiere, Lebensgemeinschaften
  - Boden, Wasser, Luft
  - Vielfalt, Eigenart, Schönheit von Natur und Landschaft,
- **Zielkonzept**
  - Erarbeitung eines Leitbildes
  - Erarbeitung eines Ziel- und Handlungskonzeptes für den Flächenschutz, für den besonderen Artenschutz, für Anforderungen an Nutzungen (als Orientierungsrahmen für die)
- **Planung**
  - Erforderliche Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für geschützte Bereiche und den besonderen Artenschutz

- Anforderungen an Nutzungen
- Hinweise für die Raumordnung und Bauleitplanung.

Bei der Bestandsaufnahme und der Zustandsanalyse kommt der biologischen Forschung eine zentrale Position zu, wobei im Bereich der Bewertung Begriffe und Zielbestimmungen des Naturschutzes zu berücksichtigen sind (Abb.1 nach FUCHS 1989). D. h. es findet eine Verknüpfung der naturwissenschaftlichen Daten mit allgemeinen Rahmenzielen des Naturschutzes zu raumbezogenen Schutz- und Entwicklungszielen statt. Im Zielkonzept soll ein Landschaftszustand formuliert werden, in dem die Ziele des Naturschutzes erfüllt sind. Es soll als Orientierungsrahmen für zu treffende Maßnahmen dienen. In diesem Randbereich zwischen Forschung und Planung geeignete methodische Ansätze zu finden, ist ein noch nicht gelöstes Anliegen des Naturschutzes (PLACHTER 1989).

### 2.2 Beispiel »Handlungskonzept für den Flächenschutz«

Ausgehend vom flächendeckenden Anspruch des Naturschutzes (s.o.) tritt der Naturschutz damit zwangsläufig in Konkurrenz zu anderen Nutzungsansprüchen. Um die Ansprüche des Naturschutzes zu formulieren, sind differenzierte Schutzziele hinsichtlich bestimmter Flächenkategorien und ihre Einbindung in eine umfassende Zielkonzeption des Naturschutzes erforderlich (SCHREINER 1987).

Allgemeine Aussagen zum Flächenanspruch sind z. B. von ERZ (1978) in vier Stufen der Einflußnahme erfolgt:

- Flächen mit absoluter Schutzfunktion,
- Flächen mit vorrangiger Schutzfunktion,
- Flächen mit extensiver Landnutzung,
- Flächen mit intensiver Landnutzung.

HEYDEMANN (1981) fordert z. B. 10 % als Vorrangflächen für den Naturschutz (Kat. 1+2). SCHREINER (1987) hat für Bayern Flächenansprüche formuliert.

Im Landschaftsprogramm Niedersachsen 1989 sind für das Land folgende Leitlinien formuliert worden, die eingehalten werden müssen, wenn die Ziele des NNatG erfüllt werden sollen:

1. Natur und Landschaft müssen in der *Qualität* der Medien Boden, Wasser, Luft so beschaffen sein, daß die Voraussetzung zur Entwicklung der jeweils natürlichen Ökosysteme auf der überwiegenden Fläche gegeben ist.
2. Darüber hinaus müssen in jeder naturräumlichen Region alle hier typischen, naturbetonten Ökosysteme in einer solchen Größenordnung, Verteilung im Raum und Vernetzung vorhanden sein, daß darin alle Pflanzen- und Tierarten in ihren Gesellschaften in langfristig überlebensfähigen Populationen leben können (Gebiete mit absolutem *Vorrang* für den Naturschutz).
3. Über die größeren Vorranggebiete hinaus muß jede naturräumliche Region mit soviel *naturbetonten Flächen und Strukturen* ausgestattet sein, daß
  - ihre spezifische Vielfalt, Eigenart und Schönheit erkennbar ist,
  - sie raumüberspannend ökologisch vernetzt sind,
  - die naturbetonten Flächen und Strukturen auf die Gesamtfläche wirken können.
4. In diese Leitlinien ist der Mensch eingebunden. Seine aktuellen Ansprüche sind daran zu messen, wie sie mit dem Ziel, Natur und Landschaft nachhaltig zu sichern, vereinbar sind. Daraus folgt, daß die Nutzungen dergestalt erfolgen, daß grundsätzlich
  - die natürliche Standortqualität erhalten bleibt und
  - negative Auswirkungen auf andere Ökosysteme vermieden werden.

In den Landschaftsrahmenplänen sind die Leitbilder für die einzelnen Naturräume qualitativ und quantitativ möglichst konkret darzustellen:

- erforderliche Ökosysteme,
- erforderliche Strukturen,
- erwünschte (umweltverträgliche) Nutzungen.

Nach dem Handlungskonzept für den Flächenschutz im Nieders. Landschaftsprogramm (1989) sind:

1. alle natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Ökosystemtypen in Niedersachsen in ihren potentiellen Naturräumen in ausreichender Anzahl und Größe zu sichern (*Vorrangflächen*),
2. diese durch vorhandene und zu entwickelnde Gebiete und Landschaftselemente zu vernetzen bzw. zu ergänzen (*Puffer-Vernetzungsflächen*) und
3. nicht ausreichend repräsentierte oder verschwundene, von Natur aus ehemals vorhandene Ökosystemtypen auf geeigneten Standorten zu fördern bzw. zu entwickeln (*Entwicklungsflächen*).

Der erforderliche Flächenbedarf kann derzeit nur geschätzt werden:



## Zu 1.:

- Grundgerüst eines landesweiten Schutzgebietssystems (repräsentative Sicherung der Naturgüter) sind die landesweit wertvollen Flächen (Kernflächen) der Biotopkartierung der Fachbehörde für Naturschutz (= 2250 km<sup>2</sup> = 5 % der Landesfläche gemäß Naturschutzatlas, Karte der für den Naturschutz wertvollen Bereiche – DRACHENFELS et al. 1984).
- Die regional wertvollen Flächen werden im Rahmen der Aufstellung der Landschaftsrahmenpläne erhoben (geschätzter Wert für Vorrangflächen des Naturschutzes ca. 2 % der Landesfläche).

## Zu 2.:

Die Puffer- und Vernetzungsflächen ergeben sich ebenfalls aus den Aussagen der Landschaftsrahmenpläne (geschätzter Wert ca. 5 % der Landesfläche).

## Zu 3.:

An Entwicklungsflächen für nicht ausreichend repräsentierte oder verschwundene Ökosystemtypen sind schätzungsweise 1–3 % der Landesfläche anzusetzen.

Das ergäbe insgesamt ca. 10–15 % der Landesfläche an Vorrangflächen für den Naturschutz unterschiedlicher Schutzintensität.

Besondere Sicherungen der Naturgüter Boden, Wasser, Luft (Überschwemmungsgebiete, Randstreifen, Wasserschutzgebiete, Bodenschutzbereiche u. a.) dürften einen ähnlich großen Flächenanspruch (15 % der Landesfläche) erzeugen mit teilweisen Überlagerungen zu den o. g. Flächen.

Für die übrigen Flächenanteile (überwiegend Land- und Forstwirtschaft sowie Siedlung, Industrie, Verkehr) gelten die allgemeinen Grundsätze des Naturschutzes.

SCHREINER (1987) hat für Bayern ähnliche Größenordnungen erarbeitet.

Die Werte zu den landesweit wertvollen Bereichen resultieren aus der »Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche« in Niedersachsen nach den nachvollziehbaren Kriterien der Kartieranleitung (DRACHENFELS et al. 1985), sind also abgesichert, während es sich bei den übrigen Aussagen um Schätzwerte handelt, die derzeit wissenschaftlich nicht belegt sind. Die Schätzungen beruhen auf gesammelten Erfahrungen aus den Landschaftsrahmenplänen und Untersuchungen anderer Bundesländer.

An dieser Nahtstelle von Forschung, Prognose und Planung werden die Defizite der naturschutzbezogenen Forschung besonders deutlich.

Die Umsetzung der landesweiten Biotopkartierung erfolgt über Naturschutzgebietsausweisungen, wobei im Landschaftsprogramm zeitliche Prioritätsstufen für die einzelnen Ökosystemtypen in bestimmten Naturräumen festgelegt wurden (NIEDERS. LANDWIRTSCHAFTSMINISTERIUM 1989).

Bei Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für diese Gebiete ist auf den Schutzzweck abzustellen, der sich aus der Schutzwürdigkeitsbegründung ergibt.

Zur Konkretisierung der erforderlichen Schutzmaßnahmen werden in Niedersachsen besondere naturraumbezogene Biotopschutzprogramme aufgestellt. Aufgrund ihrer landesweiten, z. T. sogar internationalen Bedeutung und ihrer Schutzbedürftigkeit sollen einige Ökosysteme zeitlich vorrangig geschützt und entsprechend ihrem Schutzzweck entwickelt und gepflegt werden. Bisher wurden hierzu folgende Konzepte und Programme erarbeitet, denen umfangreiche Einzeluntersuchungen vorausgegangen sind:

- Bestimmung der Feuchtgebiete, die – z. T. internationale – Bedeutung für Wasser- und Watvögel haben,
- Moorschutzprogramm,
- Konzept zur Einrichtung von Waldnaturschutzgebieten in Landesforsten,
- Konzept zur Entwicklung eines landesweiten Fließgewässerschutzsystems,
- Bestimmung der Important Bird Areas (nach EG-Richtlinien),
- Erstellung eines Fischotterprogramms,
- Erstellung eines Ackerwildtkrautprogramms,
- Programm zur Sicherung der Flußperlmuschel,
- Beiträge zur Förderung des Bundesprogrammes zur Sicherung von Gebieten mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung.

Alle o. g. Programme sind mit der landesweiten Biotopkartierung verknüpft, sind also Teilprogramme eines Gesamtkonzeptes (Abb. 2).

### 3. Anforderungen und Wünsche des Naturschutzes an die Forschung

Die Wünsche des Naturschutzes ergeben sich aus den vielfältigen Anforderungen der Naturschutzpraxis.

In diesem Zusammenhang muß zunächst die Frage gestellt werden, wer überhaupt Naturschutzforschung in Niedersachsen betreibt. Hierfür kommen folgende Gruppen in Betracht:

- Privatpersonen, deren ehrenamtliche Forschungsleistung nicht hoch genug eingeschätzt werden kann;
- Naturschutzverbände;
- die Hochschulen, die in Niedersachsen und den Nachbarländern erfreulicherweise verstärkt Naturschutzforschung betreiben; (die Fachbehörde für Naturschutz hat 1981 den Versuch unternommen, alle einschlägigen Institute von Hochschulen und Fachhochschulen Niedersachsens und angrenzender Bundesländer zusammenzuführen. Hierbei ergab sich, daß ca. 40 Institute Naturschutzforschung im weitesten Sinne mit unterschiedlichsten Themenstellungen betreiben. Leider konnten diese Gesprä-

che aus personellen Gründen nicht ausgebaut werden.);

- die von der Industrie geförderte Forschung spielt im Naturschutzbereich derzeit noch eine untergeordnete Rolle;
- sonstige staatliche Institutionen wie z. B. die Fachbehörde für Naturschutz, die Norddeutsche Naturschutzakademie, Institut für Vogelforschung Wilhelmshaven, Nationalparkverwaltung.

Hierbei sehe ich die *Fachbehörde für Naturschutz* sowohl als Institution, die selbst angewandte Forschung betreibt, vermittelt und anregt, als auch Grundlagenermittlungen – als Teil der Forschung – durchführt und koordiniert, die Ergebnisse aufbereitet und bewertet und die Umsetzung in die Naturschutzpraxis vermittelt (s. Abb. 2).

Beispiele:

- Biotopkartierung (Nebenergebnis »Liste der gefährdeten Ökosystemtypen in Niedersachsen«, v. DRACHENFELS 1988),
- Rote Listen,
- Artenerfassungsprogramme,
- Flächenschutzkonzepte,
- Artenhilfsprogramme,
- Hinweise zum Vollzug der Eingriffsregelung,
- Schutzgebiets-Dokumentation,
- Mitarbeit an Forschungsobjekten bundesdeutscher Vogelschutzwarten.

Daneben ist die Fachbehörde für Naturschutz aber auch eine Art Dienstleistungsbetrieb, in dem fachliche Grundlagen systematisch gesammelt, aufbereitet und anwendungsorientiert an die Naturschutzverwaltung, die Gesamtplanung (Raumordnung und Bauleitplanung), an andere Fachplanungen und an Naturschutzverbände weitergereicht werden.

Aus den vielfältigen Anforderungen der Naturschutzpraxis ergibt sich, daß für die Bereiche 1 und 2 (s. Abb. 1) ein gewaltiger Forschungsbedarf besteht. Hierbei muß ganz deutlich herausgestellt werden, daß Naturschutz eine staatliche, die Gesamtgesellschaft betreffende Aufgabe ist; d. h. daß der Staat auch die Infrastruktur für eine angemessene Naturschutzforschung vorhalten muß. Im Vergleich zu anderen staatlichen Aufgaben hinkt der Naturschutz auch auf dem Gebiet der Forschung meilenweit hinterher, was den Stellenwert anbetrifft.

Einen hohen Forschungsbedarf gibt es sowohl im Bereich der *Gesellschafts- und Geisteswissenschaften* (ethisch-emotionale Komponente) wie z. B. im Bereich der – Wertediskussion (Eigenwerte, Eigenrechte der Natur);

- Naturverständnis;
- Verflechtung mit gesellschaftspolitischen Grundwerten;

als auch im Bereich der Naturwissenschaften;

Auswahl:

- Entwicklung von Methoden zur Bewertung und Erfolgskontrollen im Rahmen der Eingriffsregelung und bei Pflegemaßnahmen;

- Erarbeitung von Umweltqualitätszielen und -standards, Eckwerten für UVP u. ä.;
- Sukzessions-, Renaturierungs- und Regenerationsforschung (die Machbarkeitsmentalität ist bei Eingriffen, aber auch selbst Landespflegern und Verbänden sehr stark ausgeprägt, DIERSSEN 1987);
- Interdisziplinäre botanisch-zoologische Forschungen; z. B. Erforschung von Wechselwirkungen zwischen Tieren und Pflanzen im Rahmen von Ökosystemforschungen;
- Fragen der Repräsentativität, der biologischen Vielfalt u. a.;
- Vorhaben zur Ausbreitungs- und Besiedlungsstrategie für Tier- und Pflanzenarten als Grundlage für Naturschutzkonzepte;
- Ermittlung von artbezogenen und ökosystemaren Parametern (das erfordert langfristige Dauerbeobachtungssysteme, Erfolgskontrollen von Naturschutzmaßnahmen);
- Minimalraum-, Vernetzungs-, Verbund-, Isolationsforschung.

Der Katalog ließe sich fast endlos fortführen.

An der Vielfalt des Forschungsbedarfs läßt sich auch ein hoher Bedarf an *Koordination und Informationsaustausch* ableiten. In diesem Bereich sehe ich eine Hauptaufgabe von Einrichtungen wie die Fachbehörde für Naturschutz und die Norddeutsche Naturschutzakademie. Das hier vorhandene Defizit sehe ich sehr wohl, es hängt aber auch in großem Maße von per-

sonellen Möglichkeiten ab, die z. Z. völlig unzureichend sind. Es müssen vor allem langfristig angelegte Forschungsprogramme und Daueruntersuchungen aufgelegt werden, um Naturschutzforschung solide und anwendungsorientiert zu betreiben. Die Naturschutzverwaltung ist auf unabhängige Forschungsinstitutionen zwingend angewiesen, um glaubhafte und praktikable Naturschutzkonzepte zu entwickeln. Wir brauchen im Naturschutz sowohl Engagement, Emotionen und Idealismus als auch soliden ökologischen Sachverstand. Beiden – Naturschutzforschung und Naturschutzverwaltung – ist der Stellenwert einzuräumen, der ihnen unter Hinweis auf die weltweiten Zerstörungen der natürlichen Ressourcen gebührt.

## Literatur

- DIERSSEN, K., 1987: Bewahrender und gestaltender Naturschutz – Reflexionen über Gefahren, Grenzen und Möglichkeiten. – Grüne Mappe des Landesnaturschutzverbandes SH 1987.
- DRACHENFELS, O. V.; MEY, H., 1985: Kartieranleitung zur Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen, 2. Fassung, Stand 1985. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. A/3.
- DRACHENFELS, O. V.; MEY, H.; MIOTK, P., 1984: Naturschutzatlas Niedersachsen. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. H 13.
- DRACHENFELS, O. V., 1988: Überlegungen zu einer Liste der gefährdeten Ökosystemtypen in Niedersachsen. – Informationsdienst Natursch. Nieders. 8. Jg. Nr. 4, S. 70–74.
- ERZ, W., 1978: Probleme der Integration des Naturschutzgesetzes in Landnutzungsprogramme. In: Forderungen an die Natur-

schutzgesetze der Bundesländer aus der Sicht der angewandten Ökologie, der Planung und der praktischen Naturschutzarbeit. – TUB 210, 11–19. Berlin.

FUCHS, M., 1989: Wünsche des Naturschutzes an Forschung und Hochschulen. – Laufener Sem.-Beitr. 2/89, S. 21 ff.

HEYDEMANN, B., 1981: Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. In: Flächensicherung für den Artenschutz. – Jb. Natursch. Landschaftspf. 31, 21–51.

MADER, H. J., 1987: Gedanken zum Selbstverständnis der Naturschutzforschung. – Natur und Landschaft, 62. Jg., Heft 10, S. 418–420.

PLACHTER, H., 1989: Grundlagen und Verwirklichung eines flächendeckenden Naturschutzes. – Laufener Sem.-Beitr. 2/89, S. 100 ff.

– 1989: Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage. – Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Heft 80, S. 58 ff.

SCHREINER, J., 1987: Der Flächenanspruch im Naturschutz. – Ber. ANL, 11/87, S. 209–224.

ANL, 1984: Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung; Information 4.

Nieders. Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz. –, 1989: Hinweise der Fachbehörde für Naturschutz zur Aufstellung des Landschaftsrahmenplanes. – Inform. d. Naturschutz Nieders. 9. Jg., Nr. 2.

Nieders. Landwirtschaftsministerium, 1989: Nieders. Landschaftsprogramm.

## Anschrift des Verfassers

MR Dietrich Lüderwaldt  
c/o Niedersächsisches  
Umweltministerium  
Archivstr. 2  
3000 Hannover 1

# Bedeutung der Säugetierforschung für den Naturschutz in Niedersachsen\*

Von R. Schröpfer

## Einleitung

Säugetierforschung kann stets dann Ergebnisse auch für den Naturschutz bereitstellen, wenn sie Freilandforschung beinhaltet. Aber auch manche Gehegebeobachtungen können wichtige Erkenntnisse zeitigen. Da die meisten Säugetierarten durch die starke (anthropogene) Nutzung der Kulturlandschaft negativ beeinträchtigt werden, sollte die Säugetierforschung mehr als bisher Forschungsergebnisse zur Verfügung stellen, damit Naturschutz populationsbiologisch wirksam werden kann. Obgleich die hier gestellte Thematik auf den Naturschutz gerichtet ist, muß gerade, wenn es sich um den Schutz der Säugetiere handelt, hervorgehoben werden, daß ca. 30% der einheimischen Arten nicht dem Naturschutzrecht (Bundesartenschutzverordnung, Naturschutzgesetz und Arten- sowie Naturschutzverordnungen der Länder), sondern dem Jagdrecht (Bundesjagdgesetz und Jagdgesetz sowie Jagdzeitenverordnung der Länder) unterliegen. Da diese Arten nach be-

stimmten Regeln der Nutzung bewirtschaftet werden, gelten für ihre Erhaltung andere Maßstäbe.

Komplizierend tritt beim Schutz der einheimischen Säugetierfauna weiter hinzu, daß einige Arten keinen Schutz genießen (NOWAK 1981). Sie werden gemeinhin als »Schadnager« oder »Wühlsäuger« bezeichnet und dürfen ohne Rücksicht selbst auf populationsbiologische Gegebenheiten ganzjährig bekämpft werden.

Es soll im folgenden unter Berücksichtigung dieser komplizierten Schutzsituation versucht werden, an drei Beispielen auf einige Maßnahmen hinzuweisen, die zum Schutze der einheimischen Säugetierarten beitragen können.

## Beispiele:

### 1. Schutz der Artengemeinschaft

Säugetierartenkollektive eines bestimmten Lebensraumes sind nicht zufällige Artenansammlungen. Vielmehr finden sich

die Säugetierarten nach einem bestimmten Schema zusammen (SCHRÖPFER 1990). So leben z. B. in einem Eichen-Hainbuchen-Wald (*Quercus-Carpinetum*) Säugetierarten kombiniert nach Lebensformtypen wie folgt zusammen (SCHRÖPFER 1989): vom Echthaustyp die Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*, Muridae), vom Wühlmaustyp die Waldröteldmaus (*Clethrionomys glareolus*, Arvicolidae) und vom Spitzmaustyp die Waldspitzmaus (*Sorex araneus*, Soricidae).

Man kann nach den vorliegenden Untersuchungen davon ausgehen, daß in Mitteleuropa in dieser Waldgesellschaft die genannten drei Arten fast stets über Dreiviertel der ansässigen Kleinsäugetierindividuenmasse ausmachen (Abb. 1). Aus dieser Artengruppe ist es die Waldröteldmaus, die in mehr oder weniger regelmäßigen Zeitabschnitten hohe Populationsdichten auf-

\* Die einzelnen säugetierbiologischen Forschungsaktivitäten wurden gefördert mit Forschungsmitteln und Jagdforschungsmitteln des Landes Niedersachsen.

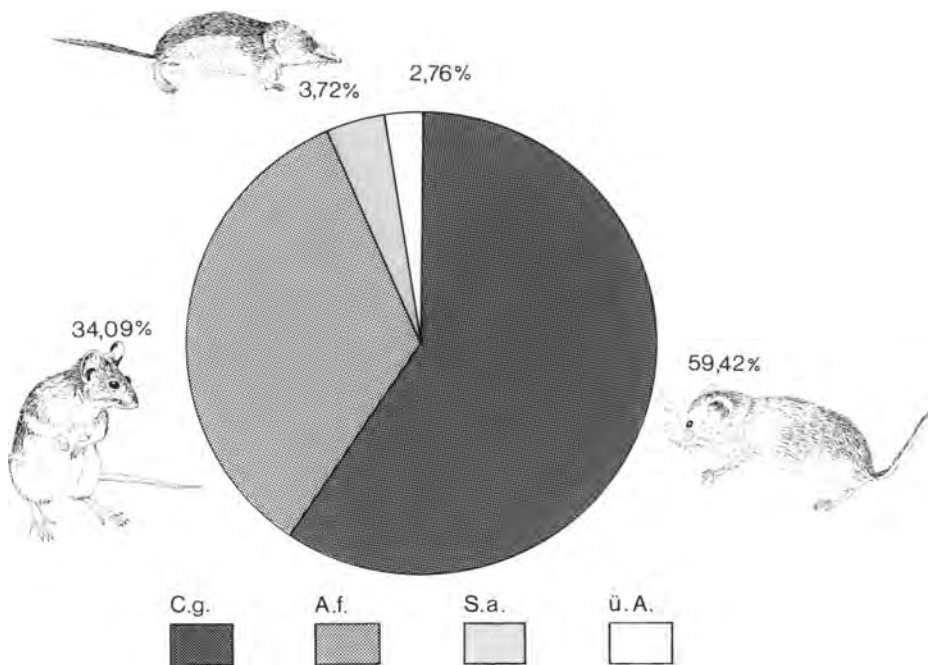


Abb. 1. Prozentuale Häufigkeit von drei Kleinsäugetierarten in Eichen-Hainbuchen-Wäldern Nordwestdeutschlands (C.g. und A.f. = Hauptarten; S.a. = Begleitart) (nach SCHRÖPFER 1989, verändert). C.g.: *Clethrionomys glareolus*, Waldrötelmaus; A.f.: *Apodemus flavicollis*, Gelbhalsmaus; S.a.: *Sorex araneus*, Waldspitzmaus; ü.A.: übrige Arten, mit *Microtus agrestis*, *Apodemus agrarius*, *Apodemus sylvaticus*, *Micromys minutus*, *Sorex minutus*.

bauen kann. Sie wird dann aus forstwirtschaftlicher Sicht zu einem »Schadnager«. Es werden sodann Bekämpfungsaktionen gestartet, um mit Hilfe von Giftködern die Population zu dezimieren. Artenschutzrechtlich ist dieses erlaubt; denn die Waldrötelmaus zählt zu den nicht geschützten Säugetieren. Nicht dagegen die Gelbhalsmaus, sie ist geschützt. Wie oben aber gezeigt, vertritt sie in der genannten und auch in anderen Waldgesellschaften die Echtmäuse, die alle dem Artenschutz unterliegen. Da der Giftköder nicht artspezifisch wirkt, ist die Echtmäuseart von der Bekämpfung mitbetroffen. Es wird offensichtlich, daß sich in einem solchen Fall Bekämpfung und Artenschutz nicht in Einklang bringen lassen. Innerhalb einer Artengemeinschaft hat jede Art eine bestimmte Nische inne. Wird eine Art im Gebiet vernichtet, wird das Nischensystem gestört. Es muß daher darauf hingewirkt werden, daß das standortspezifische Artensystem erhalten bleibt.

## 2. Schutz der Sozialstruktur

Jede Säugetierart besitzt ihr eigenes Sozialsystem, das sich z. B. durch Polygamie oder Monogamie auszeichnen kann. Beim Baummarder (*Martes martes*) findet sich unter den adulten Populationsmitgliedern eine polygame Sozialstruktur: ein Rüde kontrolliert von März bis November ca. drei Fähenreviere (SCHRÖPFER et al. 1989) (Abb. 2).

Beim jagdlichen Fallenfang oder beim Schuß wird auf diese soziale Struktur nicht Rücksicht genommen. Der Zufall bestimmt, welches Tier erlegt wird. Das kann zur Folge haben, daß durch dieses jagdliche Vorgehen die residenten, d. h. für die Reproduktion zuständigen Individuen aus der Population fortwährend entfernt werden und so das Sozialsystem stetig gestört wird. Dadurch verringert sich dann mit Sicherheit die Reproduktionsrate. Denn es ist z. B. beim Baummarder keine größere Zahl von subadulten Rüden im Revier, die laufend den residenten Rüden er-

setzen könnten; nur Zuwanderung aus den umliegenden Gebieten wäre denkbar, sofern dort nicht nach derselben Methode gejagt wird.

Für die Jagd auf Marder sollte daher, um die Population im Revier zu erhalten und wenn gewünscht die »Abschöpfung« zu sichern, eine Methode gefunden werden, die den Erhalt der Sozialstruktur gewährleistet. Diese Überlegungen über die Berücksichtigung der Sozialstruktur bei der Jagd auf Wildsäugetiere sind sicher auch für manche anderen Arten von Bedeutung.

## 3. Schutz des Habitats

Neben den vielen unterschiedlichen Lebensräume besiedelnden eurytopen Arten gibt es solche, die als stenotope Arten nur in einem engen Bereich von Umweltbedingungen überleben können. Zu den letzten zählen die semiaquatischen Säugetiere, z. B. von den Spitzmäusen (Soricidae) die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens*) und von den Wühlmäusen (Arvicolidae) der Bissam (*Ondatra zibethicus*). Sie sind streng an den Bereich des Ufers gebunden; an jenen Lebensraum, in dem sich das aquatische und terrestrische Milieu treffen. Mit ihrer Fähigkeit, amphibiotisch zu leben, besitzen sie morphologische und ethologische Merkmale, die sie an diesen Lebensraum binden. Somit sind die semiaquatischen Säugetiere die einzigen hochentwickelten Wirbeltiere, die das Ufer als Lebensraum ganzjährig bewohnen und diesem total angepaßt sind.

Es bietet sich daher wegen der genannten Anpassungen an, aus dem Verhalten dieser Arten auf den notwendigen Habitataufbau Rückschlüsse zu ziehen. Die Requisitensortimente (das sind die Bedürfniskataloge) der Arten können Aufschluß über das nötige Angebot des Lebensraumes geben (SCHRÖPFER 1983). So läßt sich aus dem Verhalten der Wasserspitzmaus erkennen, daß sie nur an Steilufern existieren kann: bei der submersen Nahrungssuche hält sie einen bestimmten Winkel zum Gewässersgrund ein, um so dem Auftrieb entgegenzuwirken (Abb. 3). Diesen Winkel erreicht sie beim Abtauchen um so günstiger, je steiler der Absprung in das Wasser möglich ist; was ein Steilufer bietet, aber keine Böschung, da sie von dieser nicht direkt in der genannten Weise abspringen kann, sondern abschwimmen muß (RUTHARDT und SCHRÖPFER 1985). Außerdem entstehen nur an einem Steilufer mit hinreichendem »Deckgebirge« Höhlensysteme und Nischenräume, die unabdingbar für mehrere Funktionskreise des Verhaltensrepertoires dieser Spitzmausart nötig sind.

Aufgrund dieser im Gehege durchgeführten Beobachtungen wurde das Vorkommen von Wasserspitzmäusen im Freiland überprüft. Es fanden sich nur an Steilufern Wasserspitzmäuse, nicht an Böschungen (SCHRÖPFER 1985). Weitere Gehegebeobachtungen am amerikanischen Mink (*Mustela vison*) bestätigen im wesentlichen die an der Spitzmaus erhaltenen Ergebnisse (SCHRÖPFER und PALIOCHA, in Vorber.).

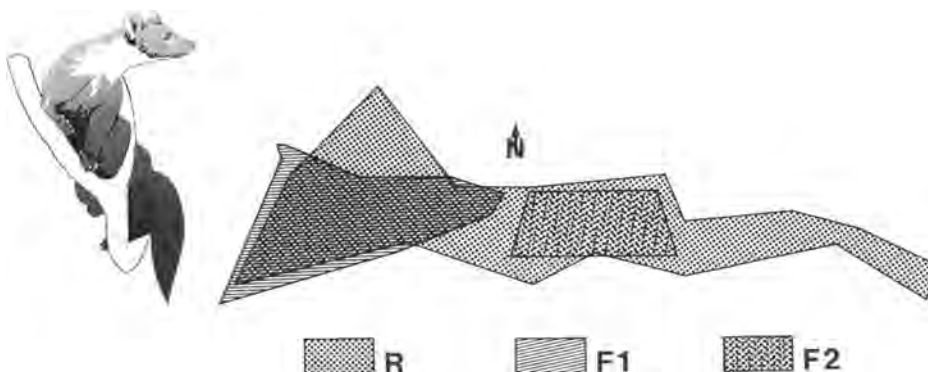


Abb. 2. Revierschachtelung beim Baummarder in einem Waldgebiet Westniedersachsens (nach SCHRÖPFER et al. 1989). R: Rüde; F1: Fähe 1; F2: Fähe 2.

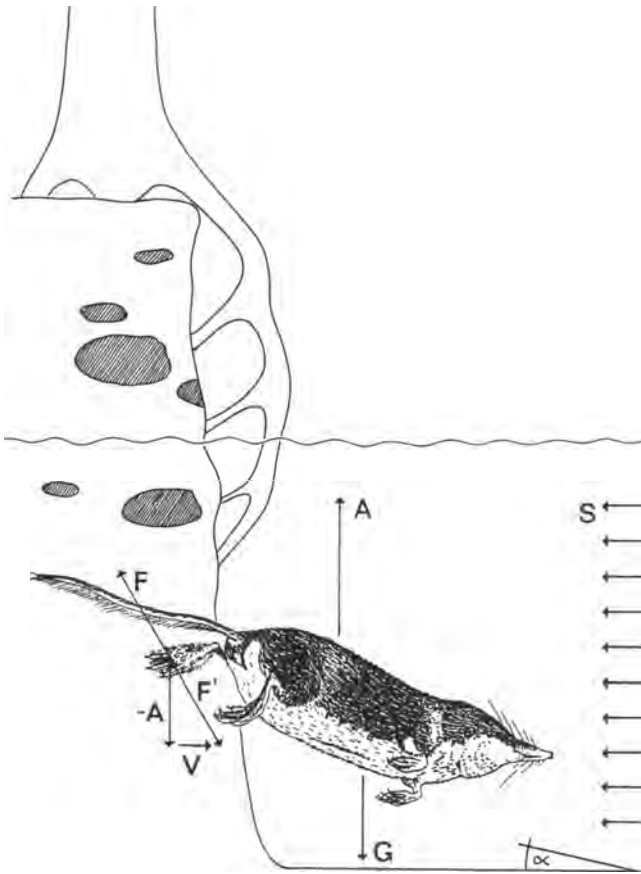


Abb. 3. Schema über das Verhältnis der Kräfteverteilung bei einer abtauchenden Wasserspitzmaus (nach RUTHARDT und SCHRÖPFER 1989). A: hydrostatischer Auftrieb; -A: Komponente entgegen dem Auftrieb; F: induzierte Ruder Schlagkraft; F': Relationskraft ( $F' = -F$ ); G: Kraft des Körpergewichts; S: Strömungsrichtung des Wassers; V: Vortriebskomponente;  $\alpha$  = Anstellwinkel zur horizontalen Bodenlinie.

Das bedeutet, daß das an Fließgewässern natürliche Ufer ein Steilufer ist. Statt dessen werden aber aus pflegetechnischen Gründen Böschungen ausgebaut, die ganz offensichtlich von den einheimischen semiaquatischen Säugetieren nicht genutzt werden können.

Sehr erfolgreich siedelt dagegen auf den Böschungen der nach Europa eingeführte und hier verwilderte Bisam (SCHRÖPFER und ENGSTFELD 1983). Diese in der rezenten europäischen Säugetierfauna größte Wühlmaus-Art ist ein »Weidegänger«, d. h. die Kraut- und Grasvegetation der Böschungen bietet ihr optimale Nahrungsbedingungen. Auch ist die Wühltätigkeit des Bisams viel ausgeprägter als die der anderen semiaquatischen Säugetiere, so daß es ihm gelingt, auch an den sonst pessimistischen Böschungen Höhlen anzulegen. Der Gewässerausbau hat daher vielerorts dem Bisam ein günstiges Grünland geschaffen.

Dagegen ist den einheimischen ripaphilen Säugetierarten das Ufer als Lebensraum genommen worden. Die ausgebauten Fließgewässer müssen daher wieder »beufert« werden, um den Arten wie Wasserspitzmaus, Otter, Nerz und Biber eine Existenzmöglichkeit zu schaffen (SCHRÖPFER und PALIOCHA 1989).

## Epilog

Der Säugetierschutz kann nicht als Artenschutz praktiziert werden. So sind über

ten kleiner als ein Eichhörnchen, mithin meistens nicht direkt zu beobachten. Das Verschwinden dieser Arten fiele gar nicht oder erst sehr spät auf. Derartig versteckt lebende Arten lassen sich nur durch einen umsichtigen Biotopschutz erhalten.

Ebenfalls sind die methodischen Schwierigkeiten, die bei der Erforschung der artspezifischen Ansprüche entstehen, eine Folge der geringen Körpergröße. Nur vergleichsweise spärlich sind daher die Kenntnisse über die Requisitensortimente. Säugetiere lassen sich daher am besten schützen, wenn sie als Mitglied innerhalb von Organismengruppen verschiedener Strukturierungskomplexität betrachtet werden: also im (intraspezifischen) sozialen und populationsbiologischen Kontext, im interspezifischen Kollektiv (auch unter Beachtung der Feinde) oder innerhalb eines Ökosystems.

So gesehen, steht der Schutz der wildlebenden Säugetiere in den Anfängen (MALLINSON 1978; SMIT et al. 1981; BLAB et al. 1984). Oft wegen der Konkurrenz des Menschen auf der einen Seite und wegen der relativ hohen Bedürfnisse auf der anderen Seite wird der Schutz der Säugetiere weniger offensiv vertreten als der Schutz der übrigen Wirbeltiere.

## Zusammenfassung

An drei Beispielen wird gezeigt, welche Bedeutung Ergebnisse aus der Säugetier-

forschung für den Naturschutz haben können. Es geht daraus hervor, daß Säugetierschutz nur wirksam sein kann, wenn er unter Berücksichtigung der Sozialsysteme, der Artengemeinschaften und der Habitatorganisation betrieben wird.

## Summary

Three examples show the importance of the results of mammal research activities for nature conservation. It is evident that the protection of the mammalian species is only effective in consideration of the social systems, the mammal species communities and the structure of the habitat.

## Literatur

- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W.; SUKOPP, H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. Kilda-Verlag, Greven.
- MALLINSON, J., 1978: The Shadow of Extinction – Europe's Threatened Wild Mammals. Macmillan, London.
- NOWAK, E., 1981: Die Säugetiere der Länder der Europäischen Gemeinschaft. Kilda-Verlag, Greven.
- RUTHARDT, M.; SCHRÖPFER, R., 1985: Zum Verhalten der Wasserspitzmaus *Neomys fodiens* (PENNANT, 1771) unter Wasser. Z. Angew. Zoologie 72, 49–57.
- RUTHARDT, M.; SCHRÖPFER, R., 1989: Publ. Wiss. Film, Sekt. Biol., Ser. 20, Nr. 11/E2898 (1989): *Neomys fodiens* (Soricidae) – Lokomotion und Nahrungssuche im Wasser. Film E 2898 des IWF Göttingen 1988.
- SCHRÖPFER, R., 1983: Die Wasserspitzmaus (*Neomys fodiens* PENNANT, 1771) als Biotopgüteanzeiger für Uferhabitate an Fließgewässern. – Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1983, 137–141.
- 1985: Ufergebundenes Verhalten und Habitatselektion bei der Wasserspitzmaus *Neomys fodiens* (PENNANT, 1771). – Z. Angew. Zool. 72, 37–48.
- 1989: Habitatpräferenz und Struktur silvico-theriozönotischer. – Verh. Ges. Ökologie (Göttingen 1987), Bd. XVII, 437–443.
- 1990: The Structure of European Small Mammal Communities. – Zool. Jb. Syst. 117, 355–367.
- SCHRÖPFER, R.; ENGSTFELD, C., 1983: Die Ausbreitung des Bisams (*Ondatra zibethicus* LINNE, 1766, Rodentia, Arvicolidae) in der Bundesrepublik Deutschland. Z. Angew. Zoologie 70, 13–37.
- SCHRÖPFER, R.; PALIOCHA, E., 1989: Zur historischen und rezenten Bestandsveränderung der Nerze *Mustela lutreola* (L. 1761) und *Mustela vison* SCHREBER 1777 in Europa – eine Hypothesendiskussion. – Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P 39), 303–319.
- SCHRÖPFER, R.; BIEDERMANN, W.; SZCZESNIAK, H., 1989: Saisonale Aktionsraumveränderungen beim Baumarder *Martes martes* L. 1758. – Wiss. Beitr. Univ. Halle 1989/37 (P 39), 433–442.
- SMIT, C. J.; VOM WIJNGAARDEN, A., 1981: Threatened Mammals in Europe. Akad. Verlagsgesellschaft Wiesbaden.

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. R. Schröpfer  
Universität  
FB Biologie/Chemie  
Postfach 4469  
D-4500 Osnabrück



# Forschung für den Artenschutz: Die Flußperlmuschel in Niedersachsen

Von Klaus Wächtler

Die Erforschung von Lebewesen hat in den letzten 100 bis 150 Jahren so viele Einsichten vermittelt, daß Theoretiker und Praktiker eigentlich erfreut sein müßten: Man kennt in großen Zügen alle Organismen aller Zeiten, hat tiefe Einblicke in Evolutionsgeschehen, kennt die Funktionsweise von Genen, Zellen, Organen und den größeren Lebensseinheiten von der Lebensgemeinschaft bis zum Ökosystem. Man versteht die Grundlagen des Denkvermögens, kann das Zustandekommen der meisten Seuchen erklären, ist in der Lage, die meisten Krankheiten an Menschen, Haustieren und Kulturpflanzen zu therapieren, und weiß Erstaunliches über die Wirkung von Schadstoffen.

Gleichzeitig mit dem Anwachsen von soviel biologischem Wissen – und das trübt die Freude über die ständigen Nachrichten aus theoretischer und angewandter Forschung erheblich – sterben immer mehr meist immer besser bekannte Arten. Auch den Menschen geht es in vieler Hinsicht längst nicht so gut, wie man es bei soviel Wissen über ihre Bedürfnisse, Gefährdungen und Ängste hoffen würde. Medizin und Pharmakologie müssen viel aufbieten, um wenigstens die Illusion von Geborgenheit zu schaffen oder zu erhalten. In der Naturkunde geht es nicht mehr allein um das unbefangene Betrachten von Lebensvorgängen, sondern immer mehr um das Nachdenken über Lebensrückgänge und daraus zu ziehende Schlußfolgerungen. Dies wird immer dringlicher.

Zur etablierten angewandten Forschung ist ein aktueller Teilbereich hinzugekommen: Die Forschung für den Artenschutz. Aus dem Vertrautwerden mit Arten, die leben, soll sie Wege weisen für Dienstleistungen an Arten, die sterben. Während in der bisherigen angewandten Forschung, etwa der Züchtung einer veränderten Getreidesorte, der Erforschung eines Parasiten, der dem Menschen lästig ist, oder eines Nematoden, der dem Kartoffelanbau schadet, das Umsetzen des Erkannten in praktische Maßnahmen beschlossene Sache ist, produziert Forschung zur Erhaltung von Arten häufig nur »Wissen auf Halde«. Wissen, dem aus einer Vielzahl von Gründen kein Tun folgt. Wo Handeln für den Artenschutz unterbleibt, ist langwierige Forschung oft sogar besonders erwünscht, weil man sich immer auf noch nicht abgeschlossene Untersuchungen berufen kann. Statt Konsequenzen aus vorhandenen Gutachten zur Gefährdung eines Landschaftselementes zu ziehen, werden medienwirksam neue in Auftrag gegeben. Aber nicht nur Behörden spielen oft auf Zeit, auch pfiffige Bürgerinitiativen können unliebsame Planungen mit Hinweis auf



Abb. 1. Altmuschelbestand in einem Fließgewässer in Westnorwegen. (Foto R. Dettmer)

noch unzureichende Erforschung der Tier- und Pflanzenwelt erheblich verzögern. Wissen über gefährdete Arten kann zur Munition im Meinungsstreit werden, der Imagepflege dienen und Engagement widerspiegeln oder vortäuschen, ohne daß es den Arten dabei besser geht.

Häufig wird weitere Artenschutzforschung sogar abgelehnt. Diese Haltung ergibt sich vor allem aus der Erfahrung, daß zur Zeit kaum Arten deshalb sterben, weil man zu wenig über sie weiß, sondern sie sterben, obwohl man ihre ökologischen Ansprüche gut kennt. Wenn vermehrtes Wissen über eine bedrohte Art für ihr Überleben ohne Konsequenzen bleibt, warum, so meinen Pessimisten, soll man sie dann noch erforschen und dafür womöglich noch Geld ausgeben?

Dieses »wir wissen genug – jetzt muß gehandelt werden« oder Weinzierls Appell »die Forscher sollen sich vor das Leben stellen und nicht weitere Arten zu Tode forschen« ist, wenn man die Umsetzungsdefizite betrachtet, verständlicher Unmut. Trotzdem bin ich von der Notwendigkeit von Forschung für den Artenschutz überzeugt, solange sie das praktische Engagement fördert und nicht verzögert. Sie kann die Argumentation für Arten- und Biotopschutz präzisieren und helfen, geduldig für Konsequenzen aus dem Erkannten zu werben. Überzeugungsarbeit ist im Naturschutz nie abgeschlossen. Obwohl man sich zu Recht fragt, wie lange Weißstorchforscher noch erzählen sollen, daß die

Störche wirklich Feuchtgebiete brauchen, oder Wattökologen belegen müssen, daß die dortigen Lebensgemeinschaften durch Öl und andere Schadstoffe wirklich zu gefährden sind. Auch bei der Mitteilung, daß Maisanbau am Fließgewässer ökologisch einen hohen Preis hat, kann man sich kaum noch jemanden vorstellen, der das noch nicht gehört hat.

Für praktische Maßnahmen, wenn sie sich dann durchsetzen lassen, kann Artenschutzforschung die Effektivität verbessern, wenn sie auch nicht vor Fehleinschätzungen schützen kann. Durch Aufzeigen von Zusammenhängen kann sie immer wieder vor Augen führen, was wir Landschaften mit ihren Pflanzen und Tieren gegenüber alles zulassen. Damit kann sie nachdenklich machen und die Bereitschaft zum Umdenken fördern.

In diesem Sinne also zur Biologie der Flußperlmuschel in Niedersachsen – die es noch gibt, deren Überleben aber nicht gesichert ist:

Zu den ersten, die sich um die Flußperlmuschelbestände im Herzogtum Celle Sorgen machten, gehört der Hofmedicus Taube (TAUBE 1766), der 1766 den rabiatischen Umgang mit Muscheln bei der Perlsuche beklagt und für den Bestand das Schlimmste befürchtet. Viel später erst stellt der Landrat Tzschoppe (nach WELLMANN 1939) fest, daß man zur Erhaltung der Bestände auch etwas für die Gewässerqualität tun müsse.

In der Hoffnung, nicht der letzte zu sein, der noch zur Erhaltung dieses Bestandes mahnen kann, möchte ich einige biologische Besonderheiten der Flußperlmuschel schildern, die ihr in der heutigen Landschaft zunehmend zum Verhängnis werden. Vieles ist daran nicht neu, sondern mit Bezug auf die detaillierten Studien von WELLMANN (1939) in den letzten 20 Jahren präzisiert und mehrfach zusammengefaßt worden (UTERMARK 1973; DETTMER 1982; BISCHOFF et al. 1986; WÄCHTLER 1986, 1990; WÄCHTLER et al. 1987, 1989). Einige neuere Beobachtungen beziehen sich auf das weitgehend unbekannte Jungmuschelstadium, mit dem sich an unserem Institut Volker BUDDENSIEK seit einigen Jahren beschäftigt.

Die Flußperlmuschel ist eine in mancher Hinsicht spezialisierte Tierart. Sie ist an kühle Fließgewässer angepaßt. Sie kann die für sie erforderliche Nahrung (kleine Algen, Detrituspartikel) großen Wasservolumina durch Filtration entnehmen. Sie wächst dabei langsam, wird dafür aber über 100 Jahre alt und produziert über Jahrzehnte Millionen von Larven. Durch hohes Nahrungsangebot, wie es etwa in einem See oder Fischteich verfügbar ist, wächst sie auch bei guter Belüftung nicht etwa schneller heran, sondern geht zugrunde. Diese Gefährdung durch ein »Zuviel des Guten« ist charakteristisch für die ganze Lebensgemeinschaft der Heidebäche. Die dort lebenden Arten sind Spezialisten eines oligotrophen Fließgewässers. Erhöhte Produktion durch nährstoffreiche Einleitungen schädigt vor allem dadurch, daß sich die Lücken im Bachgrund mit Sinkstoffen zusetzen. Verschlechterte Durchströmung dieses als »Interstitial« bezeichneten Lebensraumes führt zu verringerter Sauerstoffversorgung und damit zu verringertem Abbau von organischen Ablagerungen und zur Anreicherung von schädlichen Stoffen wie z. B. Ammonium.

Sanddrift aus Felddrainagen, Begradigungen oder Materialverlagerungen infolge von Unterhaltungsmaßnahmen wirken sich ebenfalls negativ auf das Lückensystem am Bachboden aus. Betrachtet man die Reste der einst in Niedersachsen in kaum vorstellbarer Dichte verbreiteten Flußperlmuschel oder einen noch nicht bedrohten Altmuschelbestand etwa in Schottland, einigen Bächen in Norwegen (Abb. 1), im Böhmerwald oder einigen bayerischen Perlbächen, wo Hunderte von schwarzen 10–15 cm großen Muscheln nur zu einem Drittel oder weniger vom Sediment bedeckt schräg in der Strömung stehen, kann man sich die Empfindlichkeit gegenüber Feinmaterialablagerungen kaum vorstellen, denn richtig überdeckt werden sie nur in Ausnahmefällen.

Führt man Altersbestimmungen an solchen Muschelbänken durch (BAUER 1979, 1989; DETTMER 1982), dann zeigt sich, daß die Tiere an solchen Stellen offenbar 60, 80 oder mehr Jahre überstanden haben. Dies kann bei entsprechender Dichte so aussehen, als hätten die Flußperlmuscheln hier ein Refugium, an dem sie den

### Die Flußperlmuschel – auch in Niedersachsen eine vom Aussterben bedrohte Tierart

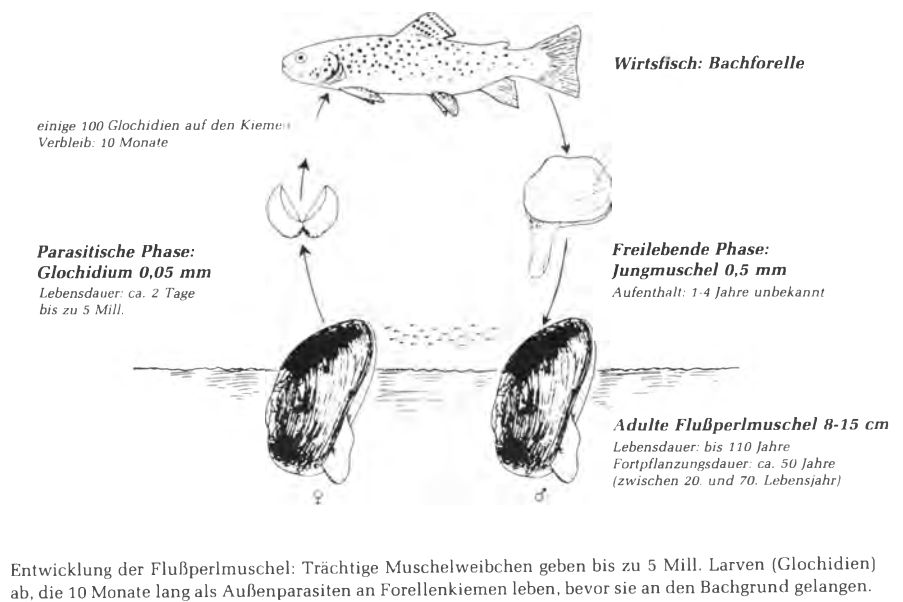


Abb. 2. Schema zur Entwicklungsbiologie der Flußperlmuschel.

Lebensbedingungen der letzten Jahrzehnte gut gewachsen sind. Genauere Analysen eines solchen Standortes zeigen aber oft, daß hier keine Jungmuscheln aufwachsen. Wasserqualität und Bachgrund sind oft noch gut genug, um ein Überleben der relativ robusten Altmuscheln zu ermöglichen, während frühe Entwicklungsstadien so gut wie keine Chancen haben. Verschlechterte Durchströmung des Lückensystems wird ihnen zum Verhängnis. Auch hier gilt, daß ein Lebensraum für eine Art nur solange geeignet ist, als die dort wirkenden Faktoren auch ein Überleben der empfindlichsten Stadien ermöglichen. Bevor eine junge Flußperlmuschel den Lebensbedingungen im Sediment eines Fließgewässers im Mittelgebirge oder in

der Heide mit allen seinen Risiken ausgesetzt ist, hat sie eine ungewöhnliche Entwicklung hinter sich (Abb. 2): Sie verbringt 10 Monate im Kiemengewebe einer Bachforelle in einer Zyste (Abb. 3). Im Laufe dieses parasitischen Lebensabschnittes hat sie sich aus einer mit dem Atemwasser aufgenommenen Larve, dem Glochidium, in eine Jungmuschel verwandelt, mit der ganzen Innenausstattung des künftigen Filtrierers, umgeben von einer zweiklappigen Schale. Zu den auffallendsten Organen dieses 450 µm großen Tieres gehört ein ausstreckbarer Fuß, der wie die Kiemen mit Cilien besetzt ist und nicht nur der Fortbewegung dient, sondern auch Wasserströme für Gasaustausch und Partikeltransport erzeugen kann (Abb. 4).

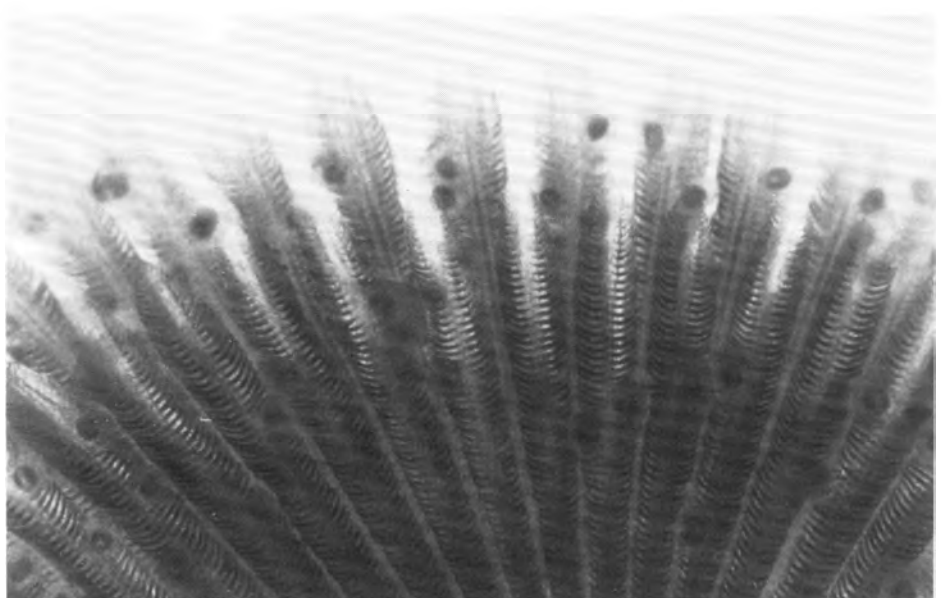
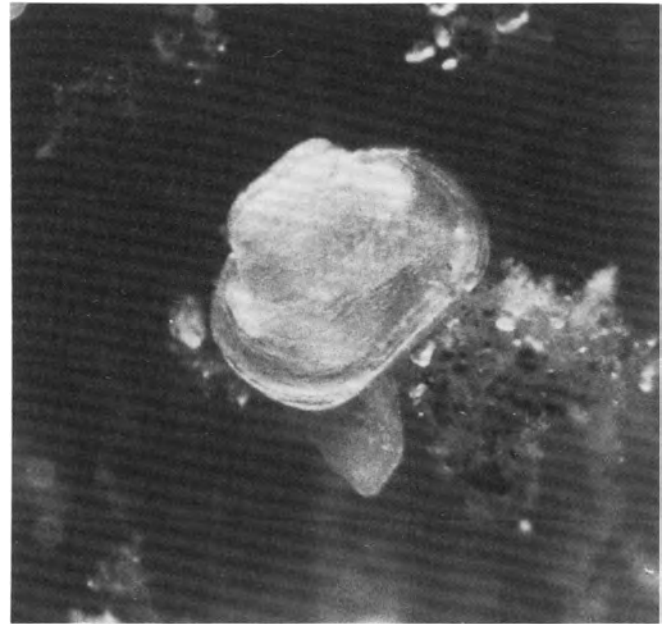


Abb. 3. Glochidien der Flußperlmuschel auf der Kieme einer Bachforelle encystiert.

In dieser Verknüpfung der Biologie zweier anspruchsvoller (stenöker) Arten läßt sich etwas vom Wirkungsgefüge in einer Lebensgemeinschaft ahnen. Gleichzeitig wird aber auch deutlich, daß in unserer Landschaft nur noch ganz wenige Fließgewässer Lebensmöglichkeiten für die Flußperlmuschel bieten. Faktoren, die das Lückensystem im Sediment verschlechtern, wirken sich nämlich nicht nur auf die Jungmuscheln aus, die sich erfolgreich vom Ektoparasiten zum freilebenden Filtrierer entwickelt haben, sondern auch dadurch, daß sich die Forellenbrut, aus der der obligatorische Wirtsfisch der Flußperlmuschel hervorgehen soll, nicht entwickeln kann (STEIN 1988). Diese Zusammenhänge hat man dort, wo man die Flußperlmuschel schützen will, gut erkannt. Sowohl in Bayern als auch im Landkreis Celle wird daher versucht, die Überlebensbedingungen für die ganze Lebensgemeinschaft der Flußperlmuschel, also auch der Bachforelle und ihrer Nahrungstiere, zu sichern. Zumindest in Niedersachsen ist es aber trotz geplanter großer Investitionen zur Erhaltung des letzten Flußperlmuschelvorkommens im Tiefland noch verfrüht, den Muschelbestand sich selbst zu überlassen. Mit erheblichem Aufwand werden geeignete Bachforellen künstlich mit Glochidien infiziert, um möglichst viele Jungmuscheln zu produzieren, um auch hier der drohenden Überalterung der Population entgegenzuwirken.

Ein Teil der so gewonnenen Jungmuscheln wird in mit Planktonnetz bespannten Lochplatten (Abb. 5) an verschiedenen Standorten angesiedelt und regelmäßig kontrolliert. BUDDENSIEK (1990 u. 1991) konnte so erstmalig das Gedeihen und die Verluste junger Flußperlmuscheln während der ersten drei Lebensjahre im Sediment verfolgen. Diese an verschiedenen strukturierten Standorten durchgeführten Beobachtungen geben Aufschluß über die ökologischen Ansprüche der besonders empfindlichen Jungmuschel. An Standorten, an denen solche Lochplatten im Sediment stehen, werden gleichzeitig über bestimmten Sedimentschichten zugeordneten Ansaugschläuchen regelmäßig Interstitialwasserproben entnommen und analysiert (BUDDENSIEK et al. 1990; WYRODEK-

Abb. 4. Junge Flußperlmuschel (Größe im 1. Lebensjahr weniger als 1 mm).



UZNANSKI 1990). So ist es möglich, etwas über Faktorenkombinationen an Standorten zu erfahren, an denen die Überlebensrate von Jungmuscheln besser oder schlechter ist. Eine solche Korrelation von Überlebens- und Wachstumsraten mit Schichtenprofilen für bestimmte wasserchemische Parameter im Jahresgang ist aufwendig und schwierig. Unter den vielen Meßdaten von unterschiedlichen Standorten zeigt sich als Tendenz, daß junge Muscheln empfindlich gegenüber Ammonium sind. Überall dort, wo in den oberen Sedimentzentimetern ein Anstieg von Ammonium über 0,2 mg/l zu verzeichnen ist, geht es den Jungmuscheln schlecht. Solch eine Ammoniumanreicherung kann sich besonders dort ergeben, wo das Sediment ungenügend durchströmt ist. Interessant ist auch, daß diese Empfindlichkeit nicht auf die Flußperlmuschel beschränkt ist. Ähnliches zeigt sich in einer neueren detaillierten Untersuchung an der ebenfalls stark gefährdeten Bachmuschel *Unio crassus* (ENGEL 1990) und der überwiegend in stehenden Gewässern lebenden *Unio tumidus* (FLEISCHAUER-RÖSSING 1987, 1990).

Es ist sicher reizvoll, genauer zu klären, was Ammonium im Stoffwechsel der verschiedenen Organe dieser Muschelarten bewirkt. Für den Artenschutz genügt aber jetzt schon die Feststellung: Ammonium gehört nicht in Bachsedimente, in denen Jungmuscheln überleben sollen. Für den Schutz von Muscheln, inzwischen stehen neben der Flußperlmuschel alle einheimischen Unioniden auf der Roten Liste, fehlt es, wie so oft, nicht an weiteren Forschungsergebnissen, sondern an der Umsetzung des längst Bekanntesten.

Die Tatsache, daß von den zahlreichen Fließgewässern in Niedersachsen überhaupt nur noch eines, im allergünstigsten Fall noch ein oder zwei weitere, als Lebensraum für die Flußperlmuschel in Frage kommen – und dies in der erforderlichen Qualität zu erhalten, wird noch schwer genug sein –, heißt doch nicht, daß sie aus bisher zu wenig erforschten Ursachen aus all den anderen Bächen ihres früheren Verbreitungsgebietes verschwunden ist, sondern daß man sich hier, wie in vielen anderen Lebensräumen, an Artenrückgang gewöhnt hat und den Gewässern in voller Kenntnis der Auswirkungen auf die Artenvielfalt weiterhin mehr zumutet, als ihre Lebensgemeinschaften verkraften können.

Rückbesinnung auf die große kulturgeschichtliche Vergangenheit der Flußperlmuschel in Niedersachsen – mit einem Blick auf die in den Heideklöstern erhaltenen Perlstickereien aus dem 15. und 16. Jahrhundert kann man sich davon überzeugen – hilft zumindest bei einigen für unsere Landschaft Verantwortlichen, diese Gleichgültigkeit wenigstens für diese Art zu durchbrechen. Dadurch ist das Engagement zur Erhaltung und Stärkung des Restvorkommens bei den Behörden in Kreis und Land verhältnismäßig groß. Statt aber das Gewässersystem Aschau – Lachte – Lutter als eine große ökologische Einheit zu sehen, mit Lebensmöglichkeiten

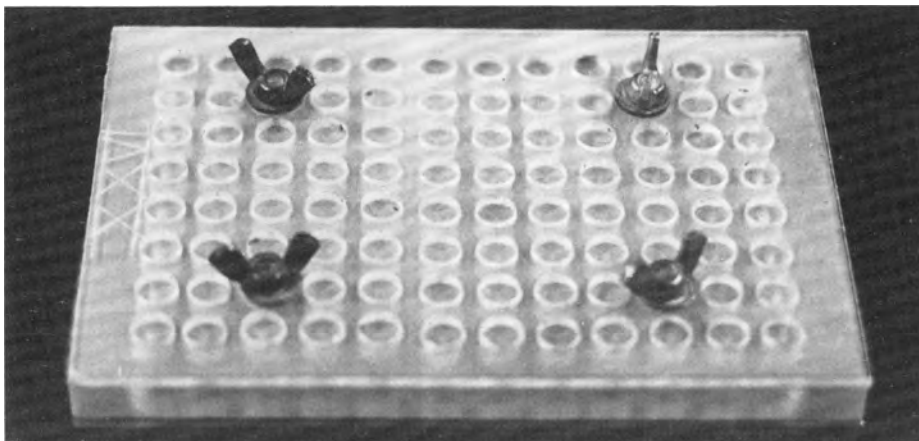


Abb. 5. Lochplatte zur Haltung junger Flußperlmuscheln.

für Fischotter und Flußperlmuschel, deren großzügiger und großräumiger Gewässerschutz überregionalen Modellcharakter haben könnte, investiert die »eine Hand« Millionen in den Schutz der Lutter, während die »andere Hand« eine Deponie errichten will, die die Gewässerqualität von Aschau und Lachte vorhersehbar beeinträchtigen wird. Dies nicht – und soweit ist man heute – ohne die Organismenwelt dieser Gewässer noch einmal gründlich erforscht zu haben.

Es wäre dringend zu wünschen, daß wir uns im Kreis Celle und »höheren Ortes« immer wieder vor Augen halten, was für ein kompliziertes Zusammenspiel von Arten und Umweltfaktoren wir da in einem Heidebach bewahren wollen, und daß wir die nötige Beharrlichkeit aufbringen, dies gegen die vielen zerstörerischen Sachzwänge (und die Deponie für Höver-Kragen ist so einer) auf lange Sicht wirklich durchzuhalten. Denn, um das hier Gesagte auf eine kurze Formel zu bringen, für den praktischen Gebrauch im Wettstreit darum, wie man am wirksamsten Schaden von unseren Landschaften abwendet: Die Flußperlmuschel wächst langsam, aber stirbt schnell.

## Literatur

- BAUER, G., 1979: Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie der Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera*) im Fichtelgebirge. – Arch. Hydrobiol. 85, 152–165.
- BAUER, G., 1989: Die bionomische Strategie der Flußperlmuschel. – Biologie in unserer Zeit 19, 69–75.
- BISCHOFF, W.-D.; DETTMER, R.; WÄCHTLER, K., 1986: Die Flußperlmuschel – Biologie und kulturelle Bedeutung einer heute vom Aussterben bedrohten Art. – ACO, Braunschweig. 64 S.
- BUDDENSIEK, V., 1990: The Pearl Mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Its Early Post-parasitic Life. – Arch. Hydrobiol. Suppl. (im Druck).
- 1991: Untersuchungen zu den Aufwuchsbedingungen der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in ihrer frühen postparasitären Phase. Diss. Hannover. 288 S.
- BUDDENSIEK, V.; ENGEL, H.; FLEISCHAUER-RÖSSING, S.; OLBRICH, S.; WÄCHTLER, K., 1990: Studies on the chemistry of interstitial water taken from defined horizons in the fine sediments of bivalve habitats in several northern German lowland waters. – I: Sampling techniques. – Arch. Hydrobiol. 119, 55–64.
- DETTMER, R., 1982: Untersuchungen zur Ökologie der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in der L. im Vergleich mit bayerischen und schottischen Vorkommen. – Diplomarbeit an der Tierärztlichen Hochschule Hannover. 110 S.
- ENGEL, H., 1990: Untersuchungen zur Autökologie von *Unio crassus* (Philipsson) in Norddeutschland. – Diss. Universität Hannover. 242 S.
- 1990: Studies on the Biology of *Unio crassus* (Philipsson) in Northern Germany. – Arch. Hydrobiol. Suppl. (im Druck).
- FLEISCHAUER-RÖSSING, S., 1987: Untersuchungen zum Populationsaufbau und zur Entwicklung einheimischer Süßwassermuscheln der Gattungen *Unio* und *Anodonta* in einem Kiesteich. – Diplomarbeit Tierärztliche Hochschule Hannover. 174 S.
- 1990: On the Ecology of *Unio tumidus* with Special Reference to its Early Postparasitic Stages. – Arch. Hydrobiol. Suppl. (im Druck).
- 1990: Untersuchungen zur Autökologie von *Unio tumidus* Philipsson und *Unio pictorum* Linnaeus (Bivalvia) unter besonderer Berücksichtigung der frühen postparasitären Phase. Diss. Univ. Hannover. 192 S.
- STEIN, H., 1988: Folgen der Erosion für Fischfauna und Fischerei, dargestellt am Beispiel der Moosach. – Natur und Landschaft 63 (6), 270–271.
- TAUBE, J., 1766: 6. Abhandlung von den Perlenmuscheln in den Bächen des Herzogthums Zelle. – Beiträge zur Naturkunde des Herzogthums Zelle, gesammelt von J. Taube. – Schulze.
- UTERMARK, W., 1973: Untersuchungen über die Wirtsfischfrage für die Glochidien der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). – Staatsexamensarbeit an der Tierärztlichen Hochschule Hannover. 76 S.
- WÄCHTLER, K., 1986: Zur Biologie der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). – Naturwissenschaften 73, 225–233.
- WÄCHTLER, K.; DETTMER, R.; BUDDENSIEK, V., 1987: Zur Situation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.) in Niedersachsen: Schwierigkeiten, eine bedrohte Tierart zu erhalten. – Ber. naturhist. Ges. Hannover 129, 209–224.
- WÄCHTLER, K.; BUDDENSIEK, V.; DETTMER, R., 1989: Das letzte Refugium der Flußperlmuschel. – Forschung – Mitteilungen der DFG 3, 20–21.
- WÄCHTLER, K., 1990: Schlechte Zeiten für Muscheln in Fließgewässern. – Fischwaid 114 (11), 55–56 und 114 (12), 58.
- WELLMANN, G., 1939: Untersuchungen über die Flußperlmuschel (*Margaritana margaritifera* L.) und ihren Lebensraum in Bächen der Lüneburger Heide. – Zeitschrift f. Fisch. 36, 489–603.
- WYRODEK-UZNANSKI, TH., 1990: Water Chemical Analysis in the Interstitium of Some Freshwater Bivalve Habitats in Northern Germany. – Arch. Hydrobiol. Suppl. (im Druck).

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Klaus Wächtler  
Institut für Zoologie der Tierärztlichen  
Hochschule Hannover, Bünteweg 17  
W-3000 Hannover 71

# Waldpflege und Naturschutz im Naturschutzgebiet »Lüneburger Heide«

Von Udo Hanstein

I.

Meine Ausführungen beschränken sich auf die Wälder im Staatlichen Forstamt Sellhorn, die ich am besten kenne und für die ich neue und gute Unterlagen besitze. 1988 hat im Forstamt Sellhorn eine sog. »Forsteinrichtung« stattgefunden. Das hat nichts mit der Möblierung des Waldes zu tun, sondern bedeutet eine gründliche Bestandesaufnahme und die Planung der forstlichen Maßnahmen für das kommende Jahrzehnt – also bis 1998. Da die Wälder im NSG liegen, ist – den Vorschriften für den niedersächsischen Staatswald entsprechend – das Forsteinrichtungswerk zugleich der Pflege- und Entwicklungsplan im Sinne des Naturschutzes. Sowohl in den Planungsgrundsätzen wie in der Einzelplanung ist das Einvernehmen zwischen der Forstverwaltung und der

oberen Naturschutzbehörde hergestellt worden. Für diejenigen, die das Forstamt Sellhorn und seine Wälder nicht kennen, will ich versuchen, diese kurz zu charakterisieren.

1. Es handelt sich um ein typisches Heide-Aufforstungsrevier. Nur 5 % der Forstamtsfläche sind alter Waldboden. Hier hat der Wald die Zeit der größten Heideausdehnung überdauert – in welchem Zustand auch immer (Abb. 1). Auf 95 % der Forstamtsfläche finden wir entwicklungsgeschichtlich junge Wälder der 1. oder 2. Waldgeneration nach Heide, Flugsand oder Acker. Sie entstanden vereinzelt aus natürlicher Kieferbesamung, hauptsächlich aber seit 1860 aus planmäßiger Aufforstung. Diese erfolgte teils mit reiner Kiefer, teils auch mit der Mischung aus Kiefer und Fichte, in geringem Umfang auch mit Stieleiche.

2. Die Böden sind Grundmoränen, Schmelzwassersande und Talsande aus dem Drenthe- und dem Warthe-Stadium der Saale-Vereisung. Über die Hälfte ist nur schwach, ein Drittel ist mäßig und nur 10 % sind ziemlich gut mit Nährstoffen versorgt. Grundwassereinfluß wirkt sich nur auf einem kleinen Teil der Fläche aus. Die Höhenlage reicht von 60 bis 160 m ü. NN. Die Wasserscheide zwischen Elbe und Weser durchzieht das Forstamt.

3. Die Baumartenverteilung (Abb. 2) zeigt auch heute, rd. neunzig Jahre nach Abschluß der Heideaufforstung, noch das Vorherrschen der Kieferbestände. Das Bild hebt die Hauptbaumarten hervor; auf die Mischungsformen gehe ich hier nicht ein.

Das langfristige Ziel sind Bestände aus den Hauptbaumarten Eiche und Buche auf



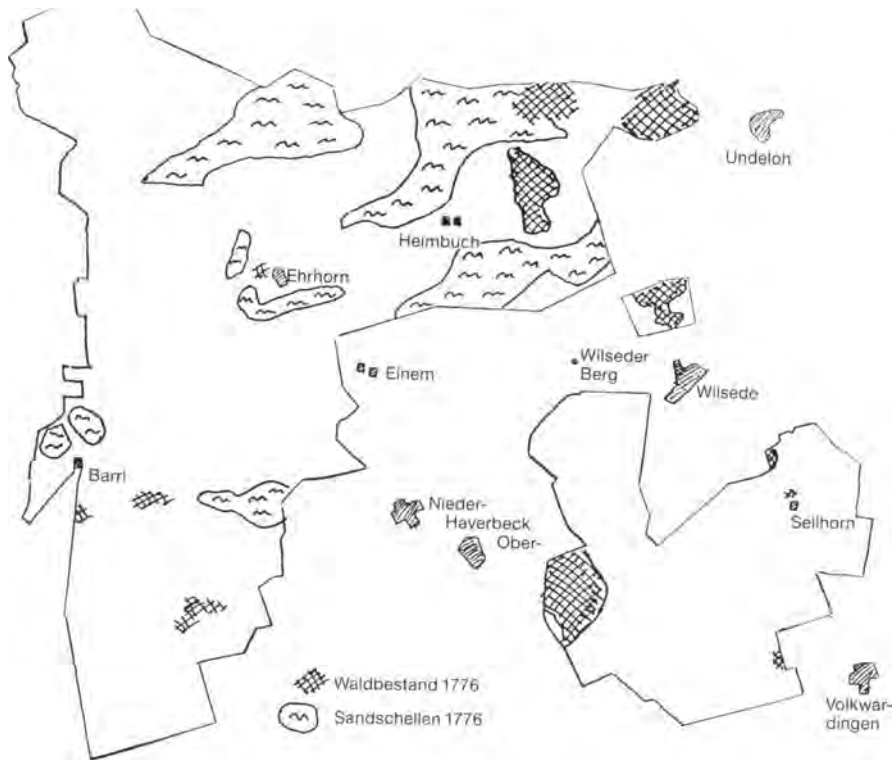


Abb. 1. Waldbestand und Sandschellen im Jahre 1776 nach der Karte der Kurhannoverschen Landesaufnahme in den heutigen Grenzen des Forstamts Sellhorn.

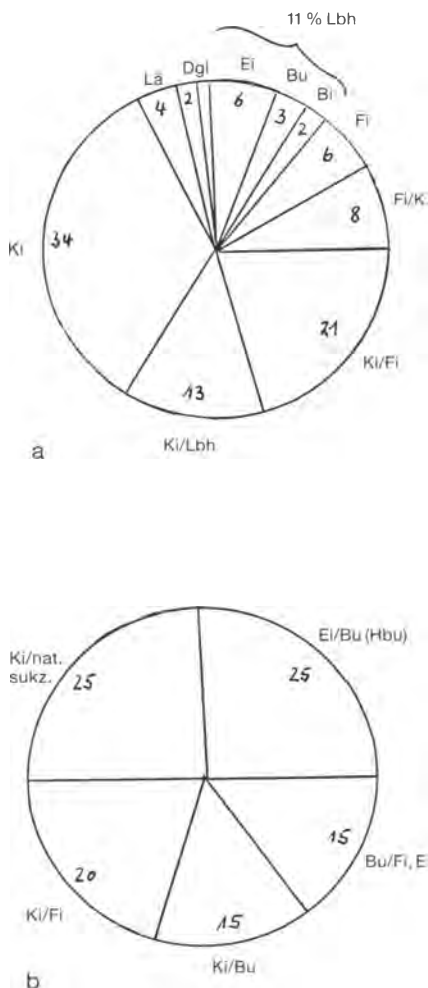


Abb. 2. a. Heutige Baumartenverteilung und b. langfristig angestrebte Anteile im Forstamt Sellhorn (ohne Naturwald).

35–40 % der Fläche des Forstamtes. Auf dem Übrigen sollen Laubhölzer und Fichte in Mischung mit der Kiefer wachsen.

4. Schließlich kann zur Charakterisierung unserer Wälder noch der Altersaufbau dienen. Die Abbildung 3 zeigt ihn in 20-Jahres-Stufen. Ein Drittel ist über achtzigjährig. Das sind – grob gesagt – noch Bestände der ersten Waldgeneration nach Heide. Zwei Drittel sind jünger als achtzig Jahre. Darunter fällt die hohe Säule der Bestände um vierzig Jahre auf. Es sind Wiederaufforstungen der Großkahlschläge, die nach dem Zweiten Weltkrieg als Reparationsleistungen für England geschlagen wurden. Auch diese Wälder bestehen hauptsächlich aus Kiefern. Die Graphik zeigt ferner, wie man sich eine bessere Altersklassenverteilung vorstellen könnte.

Soweit die kurze und grobe Einföhrung – grob insofern, als sich Mischbestände und Wälder aus mehreren Schichten und Altersstufen mit diesen einfachen Graphiken nicht darstellen lassen.

## II.

Der Staatswald des Forstamts Sellhorn ist rd. 5000 ha groß und bedeckt ein Viertel des NSG »Lüneburger Heide«. Um ihn zu beschreiben, darin zu planen und schließlich zu arbeiten, muß man ihn bestandesweise betrachten. Als Bestand verstehe ich hier eine Waldfläche, die sich durch ihren Zustand oder durch die Planung für das nächste Jahrzehnt deutlich von den Nachbarflächen unterscheidet.

Das Forsteinrichtungswerk weist auf den knapp 5000 ha rd. 1300 Bestände aus. Das bedeutet eine durchschnittliche Größe

von knapp 4 ha. Sie variiert aber von 0,2 ha bis zu 42 ha. 1300 Planungs- und Pflegeeinheiten auf 5000 ha – dies zeigt deutlich, in welcher Feinheit die Naturschutzziele in einem Wald-Naturschutzgebiet umgesetzt werden.

Wichtig ist weiterhin, sich klarzumachen, wie unbedeutend eine zehnjährige Planungsperiode im Verhältnis zur Lebensdauer eines Bestandes ist, die planerisch 140 bis 300 Jahre währt. Ich sage planerisch, denn in Wirklichkeit verwischen sich die Generationen. In einer kahlschlaglosen Wirtschaft mit langen Verjüngungszeiträumen kann sich der Übergang von einem Altbestand zum nachfolgenden Jungbestand über vierzig Jahre und länger hinziehen. Zehn Jahre können in manchen Situationen einem Bestand kaum anzumerken sein, oft ist er aber nach einem Jahrzehnt kaum wiederzuerkennen. Die forstliche Erfahrung zeigt, daß es unrealistisch ist, die Bestandesbehandlung auf länger als zehn Jahre zu planen. Man versuchte es früher auf hundert Jahre. Wir haben ein solches Planwerk für die Zeit von 1879 bis 1978 im Archiv des Forstamts.

Diese begrenzte Planbarkeit gilt in vollem Umfang auch für die Naturschutzgesichtspunkte. Dafür ist gerade das Forstamt Sellhorn ein Lehrbeispiel. 1910, also vor fast achtzig Jahren, wurde es in den Naturschutzpark Lüneburger Heide einbezogen. Ein Drittel der heutigen Bestände stand damals schon. Sie verdanken ihre Entstehung einem Naturschutzakt – nämlich der Festlegung der riesigen, durch Übernutzung der Heide entstandenen Flugsandfelder. Schon 1897 waren in den Forstkarten Naturdenkmäler vermerkt. Die ganze deutsche Naturschutzgeschichte, die heute schon in einigen Vorträgen anklang, hat auf diese Wälder eingewirkt. Dies mahnt zur Bescheidenheit hinsichtlich dessen, was wir uns für ein Jahrzehnt oder eine Generation vornehmen wollen oder können.

Nichtsdestoweniger unternehmen wir in jedem Bestande den Versuch, seinen Naturschutzwert im nächsten Jahrzehnt zu heben und womöglich die Weichen auch auf längere Sicht günstig zu stellen.

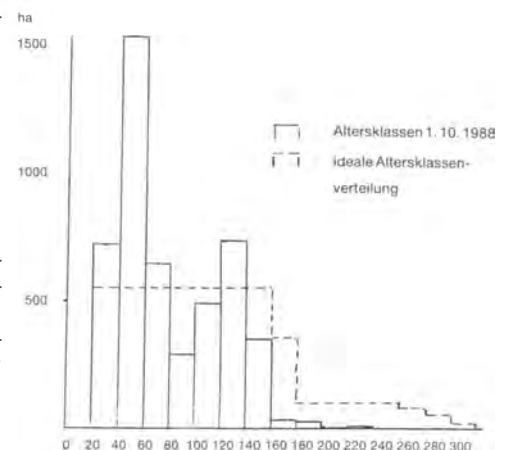


Abb. 3. Altersaufbau des Waldbestandes in 20-Jahresstufen im Forstamt Sellhorn.

### III.

Die konkreten Ziele, die uns bei der Planung 1988 geleitet haben, will ich kurz vorstellen. Ich beginne mit den Ausnahmen, nämlich mit den Fällen, in denen nichts getan, sondern nur etwas gelassen wird.

1. Der Wald wird für dauernd sich selbst überlassen – wir sprechen von »Naturwald«; den Zweck für Forschung und Naturschutz brauche ich nicht näher zu erläutern.

2. Der Bestand wird auf Zeit, mindestens für das nächste Jahrzehnt, sich selbst überlassen. Dies geschieht, wo wir die derzeitigen Zustände oder Abläufe für so wertvoll oder interessant halten, daß sie durch irgendwelche Maßnahmen eher verschlechtert würden. Beispiel: Ein sehr alter zusammenbrechender Buchenbestand.

In den folgenden Fällen 3–7 soll zur Hebung oder Erhaltung des Naturschutzwertes etwas Bestimmtes geschehen, in der Regel in Zusammenhang mit den Maßnahmen zur Holzerzeugung und -nutzung, seltener auch in Form spezieller Naturschutzmaßnahmen.

3. Die Steigerung der »Naturnähe«. Unter »Naturnähe« verstehen wir die Ähnlichkeit eines Bestandes mit der heutigen potentiellen natürlichen Waldgesellschaft auf dem jeweiligen Standort. Beispiel: In einem Nadelholzbestand auf dem Standort eines potentiellen Drahtschmielen-Buchenwaldes werden Buchen gepflanzt, um eines Tages die Herrschaft zu übernehmen.

4. Die Steigerung der »Vielfalt«. Der Begriff »Vielfalt« läßt sich sehr vielfältig interpretieren. Bezogen auf den einzelnen Bestand, verstehen wir darunter die Anzahl von Gehölzarten und -schichten, von denen wiederum die Tierartenzusammensetzung entscheidend geprägt wird. Beispiel: Bei den Durchforstungen eines Kiefernbestandes – gewöhnlich zweimal im Jahrzehnt – werden eingemischte Eichen, Birken oder Vogelbeeren von bedrängenden Kiefern befreit, damit sie sich entwickeln, ihren Anteil vergrößern und sich aussamen können.

5. Die Erhaltung und Förderung seltener Biotope, Gesellschaften und Arten. Beispiel: Eine offene besonnte Sanddüne, die vom Wald allmählich erobert und beschattet wird, wird ringsum wieder vom Wald befreit. Oder: Ein Vorkommen des Sprossen-Bärlapps im Kiefernwald wird beim Unterpflanzen mit Buche ausgespart, weil es unter Buche zugrunde gehen würde.

6. Die Berücksichtigung geschichtlicher Elemente. Ein Beispiel sind die aus Stockausschlag entstandenen Eichen-Stühhüschke, die sorgsam erhalten und nötigenfalls auch von nachwachsenden anderen Gehölzen befreit werden. Aber auch die traditionelle Bevorzugung der Eiche als besonders wertvolles Bauholz und als masttragender Baum ist zu bedenken, weil sie sicher auf die Tierwelt von Einfluß war.

7. Als letzte Komponente des Leitbildes nenne ich die Waldgestaltung zur Steigerung des Erlebniswertes. Dies kommt an den Waldrändern zum Tragen, z. B. in der Förderung von Sträuchern und von Bäumen mit breiten Kronen oder interessanten Wuchsformen.

Die genannten, hier nur in Kürze dargestellten Komponenten eines Leitbildes für die Waldpflege in diesem Naturschutzgebiet lassen sich gut begründen und vertreten und auch in der Praxis anwenden. Dabei wird an jedem einzelnen Bestand geprüft und entschieden, in welcher Richtung er sich am vorteilhaftesten für den Naturschutz weiterentwickeln läßt, unter Berücksichtigung der Holzerzeugung und -nutzung. Dabei können sich mehrere Naturschutzziele überlagern.

### IV.

Im folgenden Abschnitt werde ich die eben beschriebenen Leitbild-Komponenten oder Teilziele bzw. die hinter ihnen stehenden Kriterien bewußt in Frage stellen und sie dazu noch einmal durchgehen.

1. *Wald ganz sich selbst zu überlassen*, auf jede Pflege zu verzichten, kann durchaus zu Enttäuschungen oder unliebsamen Überraschungen mit diesen in der Regel als besonders wertvoll und repräsentativ ausgewählten Flächen führen. So können sich z. B. Laubwälder von beigemischten oder benachbarten samentragenden Fichten aus stark auf Fichte verjüngen, besonders wenn ein hoher Wildbestand in diesen ruhigen Flächen die Laubholzansammlungen vernichtet. Oder fremdländische Gehölze wie die späte Traubenkirsche breiten sich aus auf Kosten der einheimischen. Fortschreitende Säure- oder Stickstoffeinträge ohne Gegenmaßnahmen können diese Naturwälder schwer schädigen.

2. Größere *Naturnähe* in der Waldzusammensetzung anzustreben, klingt überzeugend. Der dafür gebräuchliche Maßstab, die heutige potentielle natürliche Waldgesellschaft, erweist sich aber – jedenfalls in dieser Region – als eine unsichere und veränderliche Annahme. Pflanzensoziologische Arbeiten des letzten Jahrzehnts haben Kiefer und Fichte als heimische Baumarten anerkannt, wobei aber die Einordnung der Fichte als mit der Buche konkurrierende Schattbaumart noch offen ist. Die Buche ihrerseits drängt in der Hypothese der potentiellen natürlichen Vegetation die Eiche zurück. Dieser Prozeß dürfte noch nicht am Ende sein. Nach hiesigen Beobachtungen scheint der bisherige Birken-Eichen-Wald weitgehend eher zum Buchen-Eichen-Wald zu gehören, mit Ausnahme seiner Pfeifengras-Ausbildung.

Auf eine weitere Schwierigkeit mit der Naturnähe möchte ich hinweisen:

Die Buche hatte hier im Forstamt nur noch einen Anteil von 3 % – nämlich auf alten Waldböden. Wenn wir sie jetzt auf ihrem ganzen potentiellen Standortspektrum wieder einbürgern – auf den reicheren Bö-

den als Hauptbaumart, auf den mittleren als Mischbaumart zur Eiche, auf den ärmeren als Mischbaumart zur Kiefer –, können wir zunächst mit Naturnähe und mit Seltenheit argumentieren. Die Buchenwaldgesellschaften waren in der Tat in der ganzen Region selten geworden. Wenn die neuen Buchenwälder heranwachsen und sich eines Tages natürlich weiter ausbreiten, werden sie den Reiz für den Naturschutz möglicherweise verlieren. Die bodensauren Buchenwälder sind nämlich höchst artenarm und langweilig. Holländische Kollegen, mit denen wir einen regen Austausch haben, schütteln deshalb den Kopf über unser Bemühen, die Buche wieder auszubreiten.

3. Die *Vielfalt* in Aufbau und Zusammensetzung des Waldes ist Grundlage des Tierartenreichtums und deshalb ein besonderes Naturschutzanliegen von zoologischer Seite. Wenn ich es richtig sehe, ist hohe Vielfalt unter den hiesigen Standortverhältnissen typisch für die fortgeschrittenen Pionierwälder, also in der Regel ältere Kiefernbestände, in denen die spontan einwandernde zweite Baumschicht hauptsächlich aus Lichtbaumarten wie Eichen, Birken und Vogelbeeren besteht, die ihrerseits noch Sträucher und eine Krautschicht dulden. Die natürliche Waldentwicklung strebt aber zu den Schattbaumarten hin. Das ist hier vorerst meistens die Fichte, auf längere Sicht könnte es – durch unsere Initialpflanzungen gefördert – die Buche sein. Naturnähe und Vielfalt scheinen sich also entgegengzustellen.

Stärkerer Lichteinfall, damit verbunden auch höherer Wärmegenuß am Waldboden, sind sicher Lebensvoraussetzungen für eine Fülle von Arten z. B. unter den Gefäßpflanzen, Moosen, Flechten – auch den epiphytischen –, für viele Insekten, für die Bodenfauna insgesamt. Durch menschlichen Einfluß aufgelichtete Wälder waren vermutlich über Jahrtausende in unserer Region typisch und haben zur Einwanderung daran angepaßter Faunen- und Florenelemente geführt. Nun dringen aber Schattbaumarten vor. »Mehr Licht«, die letzten Worte Goethes, sind wahrscheinlich auch der letzte Seufzer vieler Waldlebewesen. Der Anbau von Lichtbaumarten – vor allem der Kiefer –, starke Durchforstungen, Lichtungen im Zuge der Waldverjüngungen und nicht zuletzt das lichte Netz der Waldwege sind den Artenreichtum fördernde Elemente, die aber gegen die natürliche Dynamik gerichtet sind.

Man müßte auch den Vorteil der Waldwege als Lichtbänder gegen den Nachteil ihres Trenneffektes abwägen.

4. Bei dem Gesichtspunkt *Seltenheit* denken wir zunächst an die Tier-, Pflanzen- und Pilzarten der Roten Listen. Hier ist unser Material noch sehr begrenzt. Aber für die Gruppen Gefäßpflanzen, Vögel und Reptilien läßt sich sagen, daß die meisten im Forstamtsbereich beobachteten Rote-Liste-Arten keine typischen Arten des geschlossenen Waldes sind, sondern Arten des Kahlschlags, des Pionierwaldes oder anderweitig gestörter Stellen. Bei der vom



Abb. 4. Der Schwarzstorch wurde als Brutvogel im Forstamtsbereich Sellhorn nachgewiesen (Foto: G. Vauk).

Naturschutz gewünschten behutsamen Waldpflege, die starke Eingriffe in das Waldgefüge vermeidet, werden etliche dieser Arten verschwinden – z. B. Raubwürger und Neuntöter –, andere nur mit gezielter Hilfe zu halten sein, z. B. Heidelerche und Ziegenmelker.

5. Auch die *waldgeschichtlichen Elemente* unserer Zielsetzung sind kritisch zu betrachten. Den Eichen-Stüßbusch erhalten wir zwar, aber wir bewirtschaften ihn nicht nach historischer Art. Wir wissen auch gar nicht, wie er von den Heidebauern bewirtschaftet wurde. Und wenn wir traditionell Eichen anbauen auf Standorten potentieller Buchenwälder, so wollen und können wir diese Eichenbestände doch nicht behandeln wie vor 300 Jahren, z. B. mit Streunutzung und Schweineeintrieb. Somit bekommen sie auch einen ganz anderen ökologischen Charakter als die früheren Eichenwälder.

6. Die *Waldrandgestaltung* schließlich ist ein typisches Beispiel dafür, daß gerade das, was verbreitet als »aturnah« angesehen und gelehrt wird, in Wirklichkeit höchst künstlich ist. Stufig abgedachte, strauch- und krautreiche Waldsäume bringt der Buchenwald in seinem natürlichen Verbreitungsgebiet nicht hervor. Er bildet reine Buchenränder, die mit ihren schattenden Ästen weit über die Grenze ragen und unter denen keine Kräuter und Sträucher sich halten. Unser Ideal-Waldrand erfordert die laufende Pflege.

Dies waren einige kritische Anmerkungen zu den verschiedenen Komponenten des Leitbildes, an dem wir die Naturschutzarbeit im Forstamt Sellhorn orientieren. Bei der Kürze der Zeit konnten es nur ausgewählte Beispiele sein. Warum erwähne ich das hier? Keineswegs, um die soeben erst gemeinsam mit der Naturschutzbehörde erarbeitete Planung in Frage zu stellen! Ich

bin froh über diese sorgfältige Planung, die zum Nachdenken über jeden Einzelbestand gezwungen hat und nun die Arbeitsrichtung angibt. Dennoch möchte ich zeigen, wie zwiespältig, zeitgebunden, subjektiv und angreifbar Naturschutzziele sich bei der Umsetzung in die Planung für ein konkretes Waldgebiet darstellen.

Naturschutz ist Menschenwerk. Der politische Wille des Augenblicks und die gerade herrschenden Auffassungen führen zu Verwaltungsentscheidungen bis in alle Verästelungen der Einzelplanung. Wo diese auf ein so langlebiges und seinen eigenen Gesetzen unterworfenen Objekt wie den Wald trifft, tut man jedenfalls gut daran, in kleinen Planungsschritten vorzugehen, statt langfristige Festlegungen zu treffen, sich der Fehlbarkeit seiner Pläne immer bewußt zu sein und genügend Raum für spontane Entwicklungen zu lassen

## V.

Viel interessanter als die Planung ist aber deren Umsetzung im Walde. Der Forstmann, der im Geist des Naturschutzes arbeitet, wird dem Wald seinen Willen nicht mit starker Hand aufzwingen wollen, sondern die Waldentwicklung behutsam durch kleine Anstöße zu lenken versuchen. Dabei zeigt sich aber, daß gerade die Reaktion des Waldes auf geringe Eingriffe schwer vorherzusehen ist. Auch das soll an Beispielen erläutert werden:

Eine Kiefernplantation auf einem Kahlschlag ist kein Kunststück und mißlingt nur selten. Schwieriger ist es dagegen, einen Kiefernbestand zur natürlichen Verjüngung anzuregen. Wenn man ihn in einem Samenjahr genügend lichtet und den Boden leicht verwundet, kann man Erfolg ha-

ben. Oft genug gelingt es nicht, wenn die Witterung in den folgenden Jahren den kleinen Kiefersämlingen nicht hold ist. Die Witterung läßt sich aber nicht voraussagen.

Ein anderes Beispiel: Man versucht, durch starke Bejagung den Rot- und Rehwildbestand zu senken, also einen Faktor zu verändern, der für die Waldvegetation von großer Bedeutung ist. Nun bleibt abzuwarten, wie zunächst das Wild seine Gewohnheiten ändert, z. B. hinsichtlich seiner bevorzugten Aufenthalte oder Nahrungspflanzen.

Wann, wo und in welcher Weise die Waldvegetation reagiert, ist kaum vorherzusagen.

Ein direkteres Mittel ist ein Zaun, der Rot- und Rehwild ausschließt. Wenn man ein Stück Wald einzäunt, geschieht sehr schnell etwas – schon innerhalb von einem Jahr. Welche Pflanzen diese Chance nutzen, kann wiederum sehr verschieden sein. Die Samenbank, Sameneinflug oder -eintrag durch Tiere gerade in dem betreffenden Jahr, Licht- und Witterungsverhältnisse spielen eine Rolle. Ob Weiden oder Faulbaum, Vogelbeeren oder Birken oder eine für einen neuen Bestand ausreichende Anzahl von Eichen aus Eichelhäherseed sich einfinden, bleibt im Einzelfall immer eine Überraschung.

In den letzten Jahren beobachteten wir erhebliche Veränderung in der Bodenvegetation des Waldes. Die früher spärliche und artenarme Gras- und Krautschicht der Heidewälder wird üppig und verändert ihre Zusammensetzung. Stickstoffeintrag liegt als eine Ursache nahe. Welche weiteren Faktoren mitspielen, welche Einflüsse die Vegetationsänderung auf das Tierartenspektrum oder auf die natürliche Waldverjüngung hat und wohin bei fortdauernden Immissionen die Entwicklung weitergeht, sind für das Naturschutzhandeln wichtige, z. Z. noch offene Fragen.

Ich komme zum Schluß: Waldpflege als Naturschutzarbeit ist ein ständiger Dialog zwischen Mensch und Natur, zwischen Förster und Wald. Der Pflegeeingriff – die Durchforstung zum Beispiel – ist eine Frage an den Waldbestand, und der Wald gibt mit seiner Reaktion die Antwort – oft genug eine überraschende.

Lassen Sie mich auf die eingangs erwähnten 1300 Bestände zurückkommen, deren jeder im Jahrzehnt durchschnittlich zwei Pflegeeingriffe erfährt. Diese Fülle von Ansatzpunkten erlaubt es, die beschriebenen Teilziele des Naturschutzes nebeneinander und in ungezählten Variationen zu verfolgen. Das ist das Faszinierende an Waldpflege und Naturschutz im Forstamt Sellhorn.

## Anschrift des Verfassers

Dr. Udo Hanstein  
Forstamt Sellhorn  
3045 Bispingen

# Naturschutzforschung – Wechselbeziehungen zwischen wissenschaftlichen Institutionen, Verbänden, Verwaltungen und Politik

Von Klaus Dierßen

Zum Thema Naturschutzforschung ließe sich leicht referieren, wie in Kooperation zwischen Universitäten, wissenschaftlich orientierten Naturschutzverbänden und hochmotivierten Naturschutzverwaltungen eine gedeihliche Zusammenarbeit entwickelt werden könnte und auch wird: Forschung, Beobachtung, Projektfinanzierung und Umsetzung in Harmonie – sicherlich ein beschaulicher Ausklang für ein Adventskolloquium. Die Wirklichkeit indes wäre dadurch nur unvollständig wiedergegeben: Wissenschaftler forschen nicht allein für die Natur, Verbände betreiben keineswegs ausschließlich und selbstlos Feldbeobachtungen und einen regen Informations- und Gedankenaustausch über daraus gewonnene Einsichten, und nicht alle Verwaltungen schreiben sich aus weiser Einsicht das Leitbild eines Naturschutz-Schlaraffenlandes aufs Pannier. Dem Rechnung tragend, soll weiter ausgeholt werden.

Zunächst sei ein Rahmen gespannt, um das Selbstverständnis von Naturschutzverbänden und, hier anzuschließen, Bürgerinitiativen zu beleuchten. Darauf aufbauend sollen die Möglichkeiten und Grenzen der Verbände für eine wissenschaftliche Naturschutzarbeit skizziert und zugleich ihre weiteren Aufgaben bei der Umsetzung und Erfolgskontrolle ausgelotet werden.

Beginnen wir mit einem Zitat, daran aufgehängt einer ironisierenden, nichtsdestoweniger wirklichkeitsnahen Schilderung des Wirkungsnetzes der mit Naturschutzfragen befaßten Gruppen und schließen mit einer Erörterung der Anforderungen für eine wirkungsvolle Umsetzung von Naturschutzziele.

Hans JONAS formuliert so: »Der endgültig entfesselte Prometheus, dem die Wissenschaft nie gekannte Kräfte und die Wirtschaft den rastlosen Antrieb gibt, ruft nach einer Ethik, die durch freiwillige Zügel seine Macht davor zurückhält, dem Menschen zum Unglück zu werden.«

Der Bezug des Zitats zum Naturschutz im umfassenden, nicht lediglich anthropozentrischen Sinne einer ethischen Verantwortung für die Natur »um ihrer selbst willen« wird sofort offenkundig, wenn man sich von floristischen und faunistischen Raritäten und jenen »Biotopfetzen« mit dem Prädikat Naturschutzgebiet löst.

Umreißen wir vor diesem Hintergrund die Szenerie der mit Naturschutz und Naturschutzethik befaßten Gruppen:

Die professionellen Naturwissenschaftler: Verfechter der scientia amabilis – jene et-

was versponnenen Eigenbrötler, die ihr Erdendasein dem Haarmuster von Spinnenbeinen oder den Geschlechtsorganen von Weberknechten widmen – sie sind, fast, Vergangenheit. Heute ist Wissenschaft, auch gerade die Biologie einschließlich der Ökosystemforschung vielfach bis meist bloßes Management, High Technology. Ihre Objekte sind häufig beliebig und damit austauschbar, ihre Ergebnisse im physiologisch-biochemisch-mikrobiologischen Bereich großtechnisch-ökonomisch nutzbar. Auf Ökosysteme bezogen, ist sie nicht selten zuallererst Beschäftigung mit Modellen oder Partialmodellen einer vermeintlichen Realität denn Auseinandersetzung mit der Wirklichkeit in der heutigen Landschaft. Mitunter könnte man dazu neigen, von einer den biologischen Objekten entfremdeten »entArteten« Ökologie zu sprechen. – Wagt jemand angesichts der hohen und steigenden Kosten für naturwissenschaftliche Forschung den gesellschaftlichen Nutzen zu hinterfragen, so wird vielfach das Humboldtsche Ideal der Freiheit für Forschung und Lehre entstaubt und strapaziert. Ein Reflektieren über die gesellschaftliche Verantwortung des Wissenschaftlers ist der Mehrzahl unter den Spezialisten zu strapaziös und bleibt einer kritischen Avantgarde vorbehalten.

Der Geländeökologe führte bis in allere jüngste Vergangenheit im Bereich der professionellen Forschung eher ein Aschenbröddeldasein. Mit reichlicher fließenden Forschungsmitteln auf diesem Sektor wachsen jüngst Begehrlichkeiten, nunmehr freilich verknüpft mit der überraschenden Entdeckung zahlreicher fachfremder Kollegen, daß Umweltforschung ihr eigentliches Lebenselixier sei.

Verbände und Bürgerinitiativen sind die Farbtupfer im Flickenteppich der Naturschutzarbeit; die Palette sei kurz skizziert:

– Naiver Naturidealismus bei unterschiedlichstem Informationsstand in einem schwer entwirrbaren Geflecht von Gefühlen, Ängsten, Wissen und Verantwortung, progressiv, aggressiv und mitunter im Auftreten penetrant – wiewohl Beharrlichkeit als Tugend bei zahllosen Umweltproblemen durchaus angemessen ist – Typ: »Natur«-Leser.

– Kniebundhosengekleidete, rotbesockte, heimatverbundene, wandervogelbewegte, fernglasbewaffnete Enthusiasten – Typ: »Kosmos«-Leser.

– Eine radikale, mitunter elitäre Minderheit hochspezialisierter Amateurwissenschaftler (etwa jene Freunde der Haarmu-

ster an Spinnenbeinen), die in den Verbänden ihre ökologische Nische finden, um kontemplative Naturbetrachtungen unter Gleichgesinnten auszutauschen.

– Schließlich solche, die hinter grün eingefärbter Fassade Naturerlebnis, Biotopgestaltung, Hege und Beute zum eigenen Frommen trefflich zu verquicken wissen – Typ: »Alt-Grüne«.

– Jene, die ihr Verständnis für die Natur etwa dann und ausschließlich dann entdecken, wenn beispielsweise eine geplante Kiesgrube oder ein Golfplatz vor der Haustür den Blick in die Landschaft zu verstellen dräut – Typ: »St.-Florianer«.

Einbezogen sollen hier schließlich auch all jene Einzelkämpfernaturen werden, die als Naturschutzbeauftragte oder Landschaftswarte einen langwierigen und zähen Guerillakrieg für die gute Sache führen – gegen die Windmühlenflügel widerborstiger Verwaltungen, Eingriffsbehörden oder uneinsichtiger Zeitgenossen, die in der Landschaft ihre egoistisch interpretierte Freiheit zu Lasten der Mitkreatur ausleben.

Zusammengefaßt: Der ehrenamtliche Naturschutz integriert ein vielgestaltiges Konglomerat von Idealisten und individualistischen Eigenbrötlern, Selbstfindungs- und Selbstdarstellungskünstlern von zum Teil hoher Militanz und mit einer mehr oder weniger ausgeprägten Teildeckung ihrer Ziele.

Verwaltungen – hier seien Eingriffsverwaltungen primär vor den weniger mit Machtmitteln ausgestatteten Naturschutzverwaltungen angesprochen – gewinnen bekanntlich für die Gesellschaft zunehmend an Einfluß und unterliegen einer Eigendynamik, die sich in vielfach verifizierte, eherner Regeln gießen läßt: Parkinsonsches Gesetz und Peter-Prinzip. Der Bürger erlebt in unmittelbarem Kontakt die hohe Beharrlichkeit kafkaesker Strukturen (ökosystemar gesprochen: die Resilienz bei auftretenden Störgrößen). Er resigniert nicht selten angesichts von Entscheidungen auf der Basis von Weisungen, Verordnungen, Erlassen und Gesetzen, die selbst gegen überzeugendste Sachargumente exekutiert werden. Er registriert schließlich allenthalben die Scheu des einzelnen Angestellten oder Beamten vor einer eigenen, nicht mit dem Vorgesetzten abgestimmten Entscheidung, die ja unübersehbare Folgen zeitigen könnte. Diese beobachteten Verhaltensnormen lassen sich insgesamt auf die Kurzformel »subalterner Egoismus« bringen.



*Politiker* jeglicher Couleur, sofern mit Naturschutzfragen befaßt, mühen sich darum, bei ihrem Vorstoß in die Natur gebührend pressewirksam abgelichtet zu werden. Mit Krawatte und Lackschuhen ausgestattet, wie auf dem Weg ins Theater, sind sie unschwer beim repräsentierenden Blick über den Deich oder dem Setzen von Zäunen oder Bäumen zu identifizieren. Die Unglaublichkeit ihrer Pose zu erkennen, ist dabei ihre Sache nicht. – Ständig im Rampenlicht, sehen sie sich in besonderem Maße spitzen Federn und Sprüchen ausgesetzt. Sie selbst am meisten bewundernd (wie die Wissenschaftler!), reagieren sie auf Kritik oder – schlimmer – Spott ihrem jeweiligen Temperament gemäß entweder didaktisch entrüstet oder lecken sich weinerlich die ihren Narzißmus verletzenden Blessuren. Schauspieler und Regisseure in einem, immer ein wenig Macchiavelli und zugleich Narziß, zusätzlich mitunter noch mit einer Prise Idealismus versehen, sind sie die wahren Elfenbeinturm-Insassen unserer Zeit, die (fast) nur noch beim Klinkenputzen in Wahlkampfzeiten vermeintliche Bürgernähe schnuppern. – Die Fülle der meist in kurzen Zeitintervallen zu treffenden Entscheidungen ist ihrer Sachkenntnis nicht durchweg proportional, und die reale Überforderung mündet vielfach in dem Anspruch an beratende Experten, doch bitteschön selbst komplexere Sachverhalte als geistige Nulldiät zu präsentieren.

Im Fall einer krassen Fehlentscheidung schützt die Gruppe (Partei, Fraktion) den einzelnen Politiker davor, direkt als Person zur Verantwortung gezogen zu werden. Sie sichert Mehrheiten, die im Zweifelsfall allen besseren Einsichten trotzen. Indessen: *»Könnte es nicht eine Regierung geben, in der nicht die Mehrheit über Falsch und Richtig befindet, sondern das Gewissen?«*, um Henry David Thoreau zu zitieren.

Ökosystemar betrachtet, sind Wissenschaftler, Verbände, Verwaltungen und politische Gremien Poolgrößen im Wirkungsnetz des Ökosystems Naturschutzarbeit und durch mannigfache Interaktionen ineinander verstrickt.

Ökosysteme unterliegen unter anderem Sukzessionen. »Junge« Biozönosen sind starken Störgrößen der Umwelt ausgesetzt und damit erheblichen Schwankungen unterworfen; – »ältere, gesättigte« zu einer erheblichen Eigenregulation fähig und damit gegenüber Störgrößen der Umwelt abgepuffert.

Die konkurrenzschwächsten, instabilsten, aber zugleich auch die in ihren Entwicklungen am schlechtesten prognostizierbaren, wiewohl entwicklungsfähigsten Systemglieder scheinen mir, um in unserem Bild zu bleiben, die Verbände zu sein.

Im folgenden sollen, von der Analyse des Wirkungsnetzes Naturschutzforschung und -arbeit ausgehend, die Aufgabenfelder des künftig zu beschreitenden Weges beleuchtet werden – ohne den Anspruch

auf Vollständigkeit. Ich möchte mit den Verbänden beginnen, hier zugleich den Schwerpunkt setzen und Wechselbeziehungen zu Wissenschaft, behördlichem Naturschutz, Eingriffsbehörden sowie politischen Gremien beleuchten.

### 1. Schadensbegrenzung in sensiblen Lebensräumen durch konsequente Öffentlichkeitsarbeit

Der Bezug zur Forschung scheint zunächst lose. Indessen: Aufklärung und Schulung, Führungen, das Wecken von Neugierde für Organismen, ihre Lebensäußerungen und Lebensräume und ein daraus erwachsendes Verständnis für biologische Zusammenhänge, – aber auch: behutsame Kontrolle bleiben ohne eigene Beobachtung und soliden Wissensfundus hohl. Das Wechselspiel zwischen Forschung und Lehre ist in diesem Zusammenhang essentiell.

Die aktuelle Arbeit der Verbände insbesondere auf avifaunistischem Gebiet ist überzeugend, ihr künftiger kontinuierlicher Einsatz bleibt auch bei dem notwendigen Ausbau des Informationsangebots staatlicher Stellen unverzichtbar.

Überzeugungsarbeit bedarf indessen der Ergänzung durch Verwaltungen und Gesetzgeber: so vermag es beispielsweise kaum zu überzeugen, das Pflücken des Strandfliederes unter Strafe zu stellen, zugleich aber den starken Bestandsrückgang der Art als Folge einer Überweidung von Salzrasen stillschweigend zu dulden.

Verbände, Verwaltungen und Gesetzgeber sind für die Öffentlichkeitsarbeit zu inniger Symbiose verpflichtet, zumal keine der verantwortlichen Gruppen auf sich allein gestellt die hierbei anfallenden Aufgaben bewältigen kann.

### 2. Inventarisierung und Monitoring »wertvoller« Arten in »wertvollen« Lebensräumen

Vorab: Wertsetzung bedeutet Beschränkung und Subjektivität. Naturschutz muß mitunter Schwerpunkte setzen, sollte indessen nicht auf Raritäten beschränkt, »elitär« werden.

Einige Stichworte aus der aktuellen Arbeit, die auch künftig zu leisten ist: avifaunistischer Zensus, floristische Erhebungen, Erfassung von Bestandesschwankungen, Kartierungen, Dauerflächenuntersuchungen, Naturschutzeffektivitäts-Untersuchungen. Die notwendige Symbiose muß Wissenschaft, behördlichen Naturschutz und Verbandsarbeit einschließen.

Gute Ansätze sind erkennbar: Universitätsinstitute liefern über Vergleichskartierungen und penibel ausgearbeitete Dauerflächenuntersuchungen Standards für notwendige Kontrollen; Fachbehörden erarbeiten Erhebungsbögen für wirksamere Kontrollen des jeweils aktuellen Zustandes von Flächen und ihre Veränderung; Verbände besorgen die Betreuung vor Ort.

Eine gegenseitige Unterstützung bei Abwägung, Finanzierung und Durchsetzung erforderlicher Maßnahmen ist gegeben. Experten des ehrenamtlichen Bereiches ermitteln und liefern Daten, die weder kontinuierlich von den nicht mit Routineuntersuchungen zu belastenden Universitätsinstituten erstellt werden können und von staatlichen Stellen schon aufgrund des notorischen Mangels an Fachpersonal nicht zu erheben sind.

Symbiosebeziehungen sind freilich sensibel und können bei sich wandelnden Milieubedingungen in Parasitismus umschlagen; als Risiken seien erwähnt: ein verbürokratisierter, zentralistischer Naturschutz mit einseitigem Informationsfluß, Konkurrenz um Finanzmittel, Datenfriedhöfe ohne daraus gezogene Konsequenzen für die Umsetzung, zögerlichen Handlungswillen bei zugleich hohem Handlungsbedarf (etwa bei dem Naturschutz abträglichen Nutzungen in Schutzgebieten, amorphen Nährstoffeinträgen in empfindliche Systeme, schleichenden Entwässerungen). Meist ist in diesem Zusammenhang der Handlungswille im administrativ-politischen Bereich noch ungleich stärker gefragt als der Forschungsbedarf seitens der Wissenschaft.

### 3. Kritische Begleitung der Arbeit (landschaftsverändernder) Eingriffsverwaltungen

Eine enge Kooperation zwischen Verbänden, Verwaltungen und politischen Gremien ist angezeigt. Stichworte: Planfeststellungsverfahren, landschaftspflegerische Begleitpläne, künftig verstärkt auch Umweltverträglichkeitsprüfungen.

Verbände und Bürgerinitiativen sind in diesem Zusammenhang (noch) wenig effektiv und – ökosystemar gesehen – konkurrenzschwach, wiewohl ihre Beteiligung und Beratung von den Eingriffs- und Planungsbehörden ob des Einfließens qualifizierter Informationen und Verbesserungsvorschläge vielfach gelobt wird. Wieso diese Diskrepanz zwischen eigener Einschätzung und Urteil der Antagonisten?

Hierzu ebenfalls einige Stichworte: zu späte Einbeziehung der Verbände in Entscheidungsprozesse, zu starke inhaltliche Einschränkung des Problemfeldes, zu enge räumliche Begrenzung des Entscheidungsobjektes, zu schwache rechtliche Ausstattung der Verbände.

Ein Beispiel: eine planfeststellende Behörde enthält bei einem Erörterungstermin den einwendenden Verbänden unter anderem kritische und für eine Entscheidungsfindung wesentliche Stellungnahmen einer Fachbehörde vor. Ein derartiges Vorgehen wäre unvorstellbar, wenn durch eine Umweltverträglichkeitsprüfung, ja bereits eine sorgfältige ökologische Risikoanalyse transparente Planungsalternativen wirkungsvoll auf ihre ökologischen Konsequenzen hin getestet würden und über eine Popularklage (Verbandsklage) eine wir-

kungsvolle Möglichkeit der Einflußnahme auf unzulänglich vorbereitete Entscheidungen möglich wäre. – Und dies nicht etwa, weil in allen Fällen die Verbandsklage als Notbremse wirklich gezogen würde, sondern vielmehr, weil sich die planfeststellende Behörde beziehungsweise die Genehmigungsinstanz in *Erwartung* einer *möglichen* Nutzung dieses Rechtsmittels zu einer sorgfältigeren Güterabwägung veranlaßt sähe.

Kritisch bleibt, daß auch bei Arbeitsteilung und Teamwork Verhinderungsstrategien seitens des ehrenamtlichen Naturschutzes im Ernstfall von wenigen aktiven Verbandsmitgliedern getragen werden, die sich professionellen Planungsstäben der Eingriffsverwaltungen gegenübersehen. Erschwerend kommt hinzu, daß allenthalben spitzfindige Tricks entwickelt werden, notwendige Planfeststellungsverfahren zu umgehen, um sich dem Bürgerprotest nicht über Gebühr auszusetzen.

#### 4. Kritische Begleitung von Planungen für Naturschutz und Landschaftspflege

Gefragt ist die Koexistenz zwischen behördlichem Naturschutz, Planungsbüros und Verbänden. Schleswig-Holstein ist im Gegensatz zu Niedersachsen ein Entwicklungsland in bezug auf die Qualität und Quantität von Landschaftsrahmenplänen und Landschaftsplänen: qualitativ insbesondere wegen der mangelhaften biologischen Grundlagendaten, auf konservierenden Schutz abgestellt unter Verwendung von Daten der Biotopkartierung, die als Planungsvorgaben nicht ausreichen, weil sie nicht flächendeckend entwickelt wurden, sich auf »als wertvoll Erachtetes« beschränken und keinerlei Entwicklungsbedürfnisse deutlich werden lassen.

Landschaftspläne, um sich auf diese Ebene zu beschränken, können weder von Behörden noch Verbänden erstellt werden. Die Ansprüche an die Qualität der Arbeiten freier Büros bedarf der klaren Vorgaben einer Aufsichtsbehörde, aber unter anderem auch einer konstruktiven Kritik der Verbände.

Die Anforderungen des Naturschutzes sind dem Bürger schwer zu vermitteln, wenn Naturschutzziele und Pflegekonzepte, von verschiedenen Gruppen oder Wissenschaftlern ausgeheckt, voneinander divergieren. Verbände können hier vermitteln helfen zwischen der mitunter einseitigen Sicht sowie den Egoismen der Fachwissenschaftler zum einen und dem Wunsch von Verwaltungen und Politikern zum anderen, tunlichst einfache Lösungsansätze angeboten zu bekommen.

Neben der Planungsqualität gilt es indes nicht weniger, bei den Kommunen und Gebietskörperschaften auf Umsetzung als richtig erkannter Planungsziele zu drängen. Auch hier sind Verbände gefordert, »beharrlich dicke Bretter zu bohren«, wie dies Max WEBER für Politik im allgemeinen gefordert hat.

#### 5. Das Formulieren von Forderungen an Verwaltung und Politik, um erforderliche umweltpolitische Entscheidungen zu forcieren

Gefordert sind Symbiosen zwischen Wissenschaft und Verbänden sowie eine kritische Koexistenz zwischen ersteren, Administrationen und Politikern.

Einblicke in Stoffflüsse in und zwischen verschiedenen Ökosystemen sind nur mit hohem Meßaufwand von Wissenschaftlerteams zu erstellen. Die aus wissenschaftlichen Befunden abzuleitenden Forderungen zur Dämpfung oder Vermeidung von Umweltschäden werden aus eingangs erwähnten Gründen nicht immer von Wissenschaftlern selbst formuliert – oder falls doch, so nicht durchweg mit der erforderlichen nachhaltigen Wirkung. Verbänden kann hier deswegen eine Vermittlerposition zukommen, weil sie über Öffentlichkeitsarbeit und das eigene große Mitgliederpotential mitunter solche Verwaltungen und Politiker leichter zu bekehren vermögen, die Sachargumenten gegenüber zurückhaltender sind. Gelegentlich erweist sich Wählerpotential im politischen Raum als ein recht überzeugendes Argument.

#### 6. Das konsequente Aufdecken eines zunehmenden Öko- und Naturschutz-Etikettenschwindels

Naturschutz wird, wenn schon nicht mehr zu umgehen, so doch vielfach von Nutznießern oder Eingriffsverwaltungen vereinbart – mit Beispielen belegt etwa so: »Landwirtschaft ist angewandte Landschaftspflege«, »Torfabbau schafft Biotop«, »Waidmänner sind Naturschützer«.

*Landschaftszerstörungen werden durch Euphemismen verniedlicht:* »unvermeidbare Eingriffe werden ersetzt« oder »ausgeglichen«, devastierte Lebensräume »renaturiert«, »remāandriert« und »rehabilitiert«, Biotop »geschaffen«. Der einst von Theodor ADORNO so verfemte »Jargon der Eigentlichkeit« feiert in biotopisierenden Worthülsen fröhliche Einstände; Verpackung und Inhalt werden konsequent vertauscht, fahrlässig und vorsätzlich!

Verbände haben hier – neben der freiwilligen Selbstkontrolle – die Aufgabe, das Copyright für biologische Begriffe im *biologischen Sinne* zu bewahren und Verstöße dagegen erbarmungslos zu brandmarken.

– Der Begriff Extensivierung etwa ist, redlich verwendet, nur bei dauerhaft nachhaltiger Nutzungsminderung und wirklichem Nährstoffaustrag angebracht.

– Insbesondere für den renaturierenden und gestaltenden Naturschutz gilt, *nicht* ausschließlich auf rasche, öffentlichkeitswirksame Effekte zu zielen und daneben eine sorgfältige Analyse und nachhaltige Vermeidung von Ursachen und Wirkungen als schädlich erkannter Veränderungen des Naturhaushaltes zu vernachlässigen.

Verdächtig ist jeder, der sich mit »geschaffenen« Biotopen zielt oder Artenschutzdateien auf geeignete »Wappentiere« für eine Selbstdarstellung hin filzt. In der Sache hart formuliert: Es gilt auch für die Naturschutzarbeit, Versuche der Kompensation geistiger Windstille durch aktionistisches Rauschen zu entlarven.

Die unterschiedlichen Verbände setzen in diesem breiten Aufgabenfeld naturgemäß verschiedene Schwerpunkte und kultivieren Vorlieben. Ihre Stärke liegt unter anderem darin, im Gegensatz zu der Allianz Wissenschaft–Administration–Politik kein originäres Interesse an einer Alibiforschung zu haben, die konkretes Handeln verzögert.

Es ist strategisch vernünftig, sich bei aller Arbeitsteilung nicht auseinander differenzieren zu lassen. Ihre Wirksamkeit wäre beträchtlich gemindert, ließe sich für Verwaltung und Politik trennen in solche »braven« und »pflegeleichten« Verbände, die sich etwa im Rahmen von Gebietsbetreuungen von staatlichen Stellen Verantwortung delegieren lassen, sowie jene »garstigen«, die das Politisieren nicht lassen mögen. Mitgliedstarken, vielseitig orientierten Verbänden und Naturschutz-Dachverbänden kommt in diesem Zusammenhang eine wichtige Vorreiter- und Koordinationsfunktion zu.

Die Ansprüche an die übrigen Poolgrößen unseres Ökosystems Naturschutzarbeit sind vergleichsweise rasch formuliert:

Die *Wissenschaftler* müssen gerade wegen der wachsenden Spezialisierung verstärkt über ihre Verantwortung gegenüber der Gesellschaft nachdenken und dies auf verschiedensten Ebenen: Ansprüche an die eigene Forschung, die Ausbildung von Studenten, die Umsetzung von Erkenntnissen. Die Biologieausbildung zwischen der szientistischen Radikalisierung in der Forderung nach der Formulierung biologischer Gesetzmäßigkeiten in Form einer der Mathematik entlehnten Kalkülsprache und dem Glauben, Probleme der Angewandten Ökologie über komplexe Modelle lösen zu können, bereitet die Studenten gegenwärtig nur höchst unzureichend auf die Bewältigung von Naturschutzproblemen vor. Gefragt ist auch – vor allem – ein Fundus an Artenkenntnis und Beobachtungsvermögen, um eine Beziehung zu einzelnen Organismen und eine emotionale Bindung zu verschiedenen Naturräumen überhaupt entwickeln zu können.

Das Lamentieren über eine vermeintlich ansteigende Wissenschaftsfeindlichkeit in der Öffentlichkeit ist somit ein Indiz für die Notwendigkeit, bislang Versäumtes nachzuholen.

Angewandte Naturschutzforschung bedeutet für Teams von Fachwissenschaftlern, sich auf der Basis sorgfältiger Geländeerhebungen über den Lebensgemeinschaften insgesamt gerecht werdende Ziele, Pflegekonzepte und Erfolgskontrollen abzustimmen und die Instrumentarien kontinuierlich zu verbessern.

Für Verwaltungen, politische Parteien und Regierungsgänge es noch vornehmlich, Akzeptanzbarrieren gegenüber den Erfordernissen des Naturschutzes abzubauen. Dabei muß die Fachkompetenz und die Bereitschaft zum eigenverantwortlichen Handeln gesteigert werden. Wolfgang ERZ erwähnte beispielsweise 1985 als Symptom für den fehlenden ökologischen Sachverstand in der Politik, daß der Wissenschaftliche Dienst des Deutschen Bundestages nicht einen einzigen Ökologen oder ausgebildeten Natur- und Umweltschutzexperten zur Politikberatung des Parlaments zur Verfügung hat.

Vielbeklagt ist die mangelnde Personalausstattung der ULB's bei Kreisen und kreisfreien Städten, die eine den Naturschutzfragen adäquate Problembewältigung nicht zuläßt. Dazu kommt ihre mangelnde Eigenständigkeit in der Verwaltungs- und Entscheidungshierarchie. Es

Es erscheint paradox, bei Fragen des Natur- und Umweltschutzes an die Eigenverantwortlichkeit der Bürger zu appellieren (übrigens weit häufiger als an jene der politischen Eliten) und zugleich die Eigenverantwortlichkeit der allzu wenigen derzeit in Verwaltungen tätigen Fachkräfte über Gebühr zu beschneiden.

Setzen wir, dies zum Schluß, auf die Beharrlichkeit der Naturschutzverbände und die Multiplikatorenwirkung der Umwelt- und Naturschutzakademien, die erkannten Akzeptanzbarrieren abzubauen und Umsetzungsdefizite auszuräumen.

## Literatur

- ADORNO, T. W., 1964: Jargon der Eigentlichkeit. Zur deutschen Ideologie. – Frankfurt.  
 BIERHALS, E., 1984: Die falschen Argumente? – Naturschutzargumente und Naturbezie-

hung. – Landschaft + Stadt 16 (1/2), 117–126. Stuttgart.

ERZ, W., 1985: Akzeptanz und Barrieren für die Umsetzung von Naturschutzanforderungen in Öffentlichkeit, Politik und Verwaltung. – Daten Dok. Umweltschutz 38, 11–18, Hohenheim.

JONAS, H., 1979: Das Prinzip Verantwortung – Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation. – Frankfurt.

MEYER-ABICH, K. M., 1986: Wege zum Frieden mit der Natur. – DVA, Stuttgart.

THOREAU, H.-D., 1849: The Resistance to Civil Government – (dt. Übersetzung z. B. 1967: Über die Pflicht zum Ungehorsam gegen den Staat. – Diogenes, Zürich.)

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Klaus Dierßen  
 Botanisches Institut der Universität  
 – Biologiezentrum –  
 Olshausenstraße 40–60  
 2300 Kiel

# Das System der Naturschutzgebiete in der DDR und ihre Erforschung

Von Hugo Weinitschke

Bereits HUGO CONWENTZ machte in seinem Buch »Die Gefährdung der Naturdenkmäler und Vorschläge zu ihrer Erhaltung« vor nahezu neunzig Jahren deutlich: »Was die Auswahl betrifft, so herrscht vielfach die Ansicht, daß man nur nötig habe, nach dem Vorgang in Nordamerika einige Gebiete als Nationalparks einzurichten, um die ursprüngliche Natur zu bewahren. Aber abgesehen davon, daß es bei uns wirtschaftlich unmöglich ist, Gelände von ansehnlicher Größe jeder Nutzung zu entziehen, würde mit ein paar Nationalparks die Frage der Naturdenkmalspflege auch nicht erledigt sein. Es ist viel richtiger und praktisch leichter ausführbar, durch das ganze Gebiet zerstreut, tunlichst in jedem Landesteil, kleine Flächen von verschiedener Beschaffenheit in ihrem ursprünglichen Zustand zu erhalten: da einen See oder ein Altwasser, dort eine Flußwiese, Stranddüne oder einen sonnigen Hügel; hier einen erratischen Block, ein Stück Endmoräne oder eine Felsgruppe, dort ein kleines Moor, eine Heide- oder Waldfläche und dergleichen mehr.«

Auf dieser Grundlage wurde in vielen Ländern Mitteleuropas ein Netz von Naturschutzgebieten oder von Reservaten ausgewiesen, unter Schutz gestellt und – wenn auch erst in jüngerer Zeit – behandelt und gepflegt.

Bei aller Bedeutung, die dem Schutz einzelner Pflanzen- und Tierarten, der Erhaltung und Förderung der Arten- und Formenmannigfaltigkeit in Flora und Fauna eingeräumt wird, sind Naturschutzgebiete auch heute noch das Kernstück der Naturschutzarbeit in vielen Ländern.

Andere Vorstellungen sind hinzugekommen. Die stärker global ausgerichtete Betrachtung der Aufgaben eines weltweit, besser erdweit sich entwickelnden Naturschutzes ließ neue Reservatskategorien mit zum Teil spezifischen Zielstellungen entstehen, wie Biosphärenreservate, Naturparke, Landschaftsparke u. ä., wobei naturgegebene Bedingungen und sozialökonomische Verhältnisse ebenso modifizierend wirken, wie Zielstellungen und Möglichkeiten des Naturschutzes im jeweils nationalen Rahmen.

Bei den folgenden Ausführungen sollen allein die auf der Grundlage der gesetzlichen Bestimmungen auf dem Territorium der DDR ausgewiesenen Naturschutzgebiete berücksichtigt werden. In den gesetzlichen Bestimmungen heißt es: »Als Naturschutzgebiete können Landschaften oder Landschaftsteile festgelegt werden, die sich durch eine wissenschaftlich oder kulturell wertvolle natürliche Ausstattung auszeichnen oder seltene sowie vom Aussterben bedrohte Pflanzen- und Tierarten aufweisen.«

Mit dieser Formulierung ist gleichzeitig die Aufgaben- und Zielstellung der Naturschutzgebiete umrissen, die nach der im Zusammenhang mit der Entwicklung des Naturschutzes in unserem Lande gewachsenen Bedeutung vier Funktionen zu erfüllen haben bzw. bei der Lösung verschiedenster Aufgaben benötigt werden.

## 1. Wissenschaftsaufgaben

Dieser Aufgabenkomplex umreißt die hauptsächlichsten Anliegen und Aufgaben der Naturschutzgebiete. Geographie

und Geologie benötigen weniger intensiv vom Menschen umgeformte Gebiete, um Fragen der Morphologie, der Gestaltung und Veränderung der Erdoberfläche zu klären. Pedologische Untersuchungen, besonders die Erforschung der Bodenflora und -fauna unter relativ geringem wirtschaftlichen Einfluß, sind nur noch in Naturschutzgebieten möglich.

Die Vegetationskunde und in wachsendem Maße die Ökologie benötigen zur Klärung der Strukturen und der Stoff- und Energieflüsse in Ökosystemen Gebiete, die von der auf wirtschaftliche Nutzung zielenden Beeinflussung durch den Menschen freigehalten werden. Hier kann das Wechselspiel zwischen Organismen und Umwelt untersucht werden, um Rückschlüsse auf eine möglichst fehlerfreie Steuerung dieser Prozesse in genutzten Ökosystemen ziehen zu können.

Sukzessionsuntersuchungen ohne das störende Einwirken des Menschen, abhängig nur von den Einflüssen der Naturgesetze, sind außerhalb der Reservate für die ökologische Forschung kaum noch möglich. Das setzt aber das Experimentieren auch in den Naturschutzgebieten voraus, um sie wirklich als »Freilandlaboratorien« zu nutzen, um die Reaktionsweisen der Ökosysteme auf gezielte und ungezielte menschliche Eingriffe zu erforschen und zu erkennen.

Die starke Umgestaltung der Gewässer und des Wasserhaushaltes in der Landschaft durch den Menschen führte dazu, daß Einblick in die Zusammenhänge zwischen Standortmosaiken und dem Wasserhaushalt, das Erkennen der ungestörten hydrologischen Gesetzmäßigkeiten nur noch in Reservaten möglich ist.

## 2. Dokumentationsaufgaben

Vorhandene oder durch den Menschen neu geschaffene oder in unterschiedlichem Grade veränderte Sachverhalte in der Natur werden erhalten. Sie dokumentieren die Entwicklungsgeschichte der Natur unseres Landes unter dem Einfluß des Menschen. Anhand dieser Beispiele können bereits erfolgte Entwicklungen beurteilt sowie künftige Prozesse eingeschätzt werden. Nur wenn der Zustand der Naturschutzgebiete zu einem bestimmten Zeitpunkt als Ausschnitt aus einem ablaufenden Prozeß verstanden und richtig eingeordnet wird, können die Aufgaben der Dokumentation fehlerfrei erfüllt werden.

In diesen Komplex gehören auch Vergleiche mit anderen, ähnlichen, vom Menschen jedoch stärker beeinflussten Ökosystemen oder wirtschaftlich genutzten Objekten. So können die Gesetzmäßigkeiten der Veränderungen untersucht und verglichen werden, um sie im Interesse rationaler Naturnutzung besser steuern zu können.

Eine Nutzung für Ausbildung und Erziehung ist in diesen Aufgaben ebenfalls inbegriffen. Anhand von Beispielen kann das Wirken von Gesetzmäßigkeiten in Natur und Gesellschaft demonstriert werden.

## 3. Refugialaufgaben

Zahlreiche Pflanzen- und Tierarten oder ihre Vergesellschaftungen finden in der intensiv genutzten Landschaft keine oder nur begrenzte Lebensmöglichkeiten. Ihnen zusagende Biotope sind oft in den Naturschutzgebieten vorhanden. Ein großer Teil der Artenmannigfaltigkeit der heimischen Flora und Fauna kann durch geeignete Pflegemaßnahmen in den Reservaten erhalten werden, die damit bis zu einem gewissen Grade den Rückgang von Arten aufzuhalten helfen.

Die Artenvielfalt ist zur Erhaltung des Genpotentials für die Züchtung notwendig. Seit langem werden in verschiedenen Ländern die in Naturschutzgebieten vorhandenen Wildpflanzen für die Züchtungsforschung genutzt. Resistenz gegenüber Krankheiten und Schädlingen sowie optimale Anpassung an gegebene Standortbedingungen zeichnen besonders die Arten der Wildflora aus; dies sind die Ziele, die in der modernen Züchtungsforschung eine entscheidende Rolle spielen. In diesen Komplex sind Aufgaben eingeschlossen, die ein Naturschutzgebiet als Ausbreitungszentrum für verschiedene Arten spielen kann. Häufig sind in den Reservaten die Reproduktionszentren von Pflanzen- und Tierarten enthalten, von denen aus eine Besiedlung (oder Wiederbesiedlung) der benachbarten Flächen bei Vorhandensein geeigneter Biotope erfolgen kann.

Mit dem Erhalten einer möglichst großen Artenvielfalt werden derartige Gebiete auch für die Lehre, für Ausbildung und Erziehung als Demonstrationsobjekte genutzt.

In diesen Aufgabenkomplex gehören weiterhin die Funktionen zahlreicher Naturschutzgebiete als Rast- und Überwinterungsplätze für migrierende Tierarten.

## 4. Landeskulturelle Aufgaben

Als Stabilisatoren wirken Naturschutzgebiete nicht nur in biologischer Hinsicht als Regenerationszentren von Pflanzen- und Tierarten, sondern auch im Hinblick auf den Landschaftshaushalt als wichtige Elemente des Ökosystems Landschaft. Isolierte Waldinseln oder Restwälder inmitten ackerbaulich genutzter Flächen haben Einfluß auf die umliegende bewirtschaftete Landschaft, sie können den Boden vor Erosionsschäden bewahren, wirken regulierend auf den Oberflächenabfluß und beeinflussen das Standortklima. Ähnliche Funktionen üben Moore oder Wasserflächen aus, die neben dem Standortklima den Wasserhaushalt größerer Landschaftseinheiten regelnd beeinflussen. Die Auswirkung auf die Umgebung scheint dabei nicht nur auf den stofflichen Bereich begrenzt, sondern erstreckt sich ebenso auf den energetischen wie informatiellen.

Wenn von dem in der Ökologie allgemein vertretenen Grundsatz der Erhöhung der Stabilität des Ökosystems durch Vergrößerung der Vielfalt ausgegangen wird, so erhalten Naturschutzgebiete auch in der genutzten Landschaft als Träger der Mannigfaltigkeit eine nicht zu unterschätzende Bedeutung.

Diese Aufgabenkomplexe sollten die Kriterien sein, nach denen Naturschutzgebiete ausgewählt und unter Schutz gestellt werden.

Weniger das einzelne Gebiet erhält unter dieser Betrachtungsweise Bedeutung. Vielmehr ist es die Gesamtheit der Naturschutzgebiete, das System der Naturschutzgebiete, das auch den Wert des einzelnen Gebietes beeinflußt.

Wenn auch manche der daran geknüpften Überlegungen erst im Verlaufe der Arbeiten mit den Naturschutzgebieten entstanden, durch fortschreitende Erkenntnisse gefördert, so waren jedoch bald nach Gründung des Instituts für Landschaftsforschung und Naturschutz diese Grundprinzipien am Ende der fünfziger und zu Beginn der sechziger Jahre mit dem Anfang des Aufbaus des Systems der Naturschutzgebiete die vorrangigen Aspekte.

Begünstigend kam hinzu, daß in diesen Zeitraum auch der Aufschwung naturwissenschaftlicher Landesforschung fiel. Es war die Zeit der Erarbeitung naturräumlicher Gliederungen, die Zeit physisch-geographischer und hydrologischer Charakterisierung einzelner Landschaftsteile. Eine breitgefächerte vegetationskundliche Analyse des gesamten Landes löste bislang betriebene floristische Beobachtungen ab und zeitigte Übersichten sowie detaillierte Kartierungen der Vegetationsverhältnisse. Landesweit begann die Stand-

ortanalyse und -kartierung der Waldflächen, und zahlreiche Arbeiten über die Genese der Böden, zu ihrer Typisierung und Verbreitung wurden durchgeführt. Ein wenig zu kurz kam die Charakterisierung der Landschaft auf der Grundlage ihres Faunenbestandes sowie die notwendige Beachtung kulturell oder wirtschaftlich bedingter Veränderungen der Naturlandschaft des Landes.

Diese vertiefenden Forschungen, nahezu das gesamte Land erfassend, die betont wissenschaftliche Aufgabenstellung der Naturschutzgebiete und mit dem Gesetz zur Erhaltung und Pflege der heimatlichen Natur von 1954 neu geschaffene gesetzliche Grundlagen bildeten die Voraussetzung für eine systematische Auswahl von Naturschutzgebieten. In der Vergangenheit durch den Privatbesitz an Teilen der Natur bestehende Einschränkungen waren weitgehend aufgehoben, so daß die Auswahl großzügiger vorstatten gehen konnte.

In Zusammenarbeit mit zahlreichen naturwissenschaftlichen Instituten, mit einzelnen Wissenschaftlern, aber ebenso mit Heimatforschern als ausgezeichneten Kennern der Landschaft wurden im Institut zunächst die Vorschläge zusammengetragen und einer Vorauswahl unterzogen. Dabei wurden folgende Kriterien zugrunde gelegt:

A. Die auszuwählenden Reservate sollten möglichst größere Naturräume repräsentieren. Im Vordergrund standen nicht Besonderheiten, sondern das Typische eines Naturraumes sollte mit den Reservaten erfaßt werden. Dabei wurden besonders die Vegetationsverhältnisse zur Kennzeichnung herangezogen, da sie als Ausdruck des Zusammenwirkens der abiotischen Standortfaktoren einschließlich deren Beeinflussung durch den Menschen angesehen wurden.

B. Die Reservate wurden, um spätere Vergleiche zu sichern, als Reihen längs eines Gradienten verstanden; z. B. die Waldgesellschaften in ihrer verschiedenen Ausbildung von der planaren über die kolline bis zur montan-subalpinen Höhenstufe, oder von nassen bis zu trockenen Ausbildungen oder Xerothermstandorte auf verschiedenem geologischen Untergrund u. ä. Diese Vergleichsmöglichkeiten erwiesen sich bei der späteren Bearbeitung der Behandlungsrichtlinien als vorteilhaft.

Natürlich wurden auch Besonderheiten, unikale Ausbildungen oder azonale Vegetationstypen bei der Auswahl berücksichtigt.

Bei aller Betonung der wissenschaftlichen Zielstellung, bei der Orientierung auf die Entwicklung der Reservate zu »Freilandlaboratorien« stand die Dokumentation der Naturlandschaft, die Dokumentation naturbedingter und anthropogener veränderter Sachverhalte im Vordergrund.

Alle Gebiete wurden untersucht, in groben Charakteristiken beschrieben und in Ab-



stimmung mit den Rechtsträgern und Nutzern exakt abgegrenzt. Daraufhin erfolgte die amtliche Unterschutzstellung. Zuerst wurden waldbestandene Naturschutzgebiete zu solchen erklärt, nach der gesetzlich gültigen Nomenklatur als Waldschutzgebiete bezeichnet. Kurze Zeit darauf folgte die nach vorrangig ornithologischen Aspekten ausgewählte Gruppe der zoologischen Schutzgebiete, als Tierschutzgebiete benannt, wobei Rast- und Überwinterungsplätze migrierender Vogelarten eingeschlossen waren. Eine weitere Gruppe bildeten die Gewässerschutzgebiete. In diese Gruppe wurden Fließ- und Standgewässer, aber auch verschiedene Typen von Mooren sowie Grünland-Schutzgebiete einbezogen.

Bei der Auswahl und Abgrenzung mußte auf die gegebenen Bedingungen Rücksicht genommen werden. Die Größe der Schutzgebiete war, abhängig von der Besiedlungsdichte und der damit verbundenen Infrastruktur und Intensität der Landnutzung in den einzelnen Bezirken, unterschiedlich. So betrug die durchschnittliche Größe der Naturschutzgebiete in den relativ dünner besiedelten Bezirken Rostock, Schwerin, Neubrandenburg und Potsdam 232 ha, in den dichter besiedelten Bezirken Halle, Erfurt, Leipzig und Karl-Marx-Stadt nur 72 ha. Dieser Trend hat sich, trotz des Anstiegs der durchschnittlichen Flächengröße aller Naturschutzgebiete in den letzten Jahren bis zur Gegenwart erhalten.

Insgesamt wurden bislang sieben Größenklassen unterschieden:

- I bis 20 ha
- II 20 bis unter 50 ha
- III 50 bis unter 100 ha
- IV 100 bis unter 200 ha
- V 200 bis unter 500 ha
- VI 500 bis unter 1000 ha
- VII über 1000 ha

Die Verteilung auf die Größenklassen gestaltete sich 1980 und 1990 wie in der Tabelle 1 angegeben.

Tab. 1. Anzahl der Naturschutzgebiete in den einzelnen Größenklassen

| Größenklassen | 1980 | 1990 | % 1990:1980 |
|---------------|------|------|-------------|
| I             | 216  | 207  | 95,8        |
| II            | 200  | 221  | 110,5       |
| III           | 131  | 154  | 117,6       |
| IV            | 105  | 116  | 110,5       |
| V             | 65   | 87   | 133,8       |
| VI            | 16   | 20   | 125,0       |
| VII           | 18   | 20   | 111,1       |
| Gesamt        | 751  | 825  | 109,9       |

Eine deutliche Zunahme zeigt sich in den letzten zehn Jahren in der Größenklasse 50 bis 100 ha sowie 200 bis 500 ha. Die Größenklasse I ist sowohl absolut als auch relativ durch die Löschung von Naturschutzgebieten zurückgegangen.

Vorrangig nach dem Schutzziel werden sechs Typen von Naturschutzgebieten (NSG) unterschieden:

**Botanische NSG** dienen vordergründig der Erhaltung von Populationen gefährdeter Arten bzw. der Sicherung gefährdeter Pflanzengesellschaften.

**Geologische NSG** beinhalten geologische oder geomorphologische Besonderheiten, geologische Aufschlüsse, fossile Vulkanbildungen u. ä.

**Hydrologische NSG** umfassen Fließ- und Standgewässer unterschiedlichster Ausbildung oder Genese, z. T. auch Moore.

**Waldbestandene NSG** dienen der Sicherung charakteristischer Waldgesellschaften als Ausdruck des Zusammenwirkens der verschiedenen Standortfaktoren, aber auch der Dokumentation bestimmter historischer Betriebs- und Bewirtschaftungsformen.

**Zoologische NSG** umfassen die Lebensräume gefährdeter oder vom Aussterben bedrohter Tierarten, die Wohnräume koloniebildender Vogelarten sowie Sammel-, Rast- und Überwinterungsgebiete migrierender Arten.

**Komplexe NSG** sind Reservate, in denen mehrere oder alle bislang genannten Komponenten in schützenswerter Ausbildung vorhanden sind. Meistens handelt es sich um großflächige Naturschutzgebiete.

Auch hier ergaben sich, dem Wandel der Aufgabenstellung und der Auffassung vom Naturschutz folgend, im Verlaufe der letzten zehn Jahre Veränderungen (Tab. 2).

Tab. 2. Anzahl der Naturschutzgebiete in bezug auf die einzelnen Typen

| Typ                | 1980 | 1990 | % 1990:1980 |
|--------------------|------|------|-------------|
| Botanische NSG     | 85   | 106  | 124,7       |
| Geologische NSG    | 13   | 13   | 100,0       |
| Hydrologische NSG  | 78   | 82   | 105,1       |
| Waldbestandene NSG | 330  | 305  | 92,4        |
| Zoologische NSG    | 80   | 97   | 121,2       |
| Komplexe NSG       | 165  | 222  | 134,5       |
| Gesamt             | 751  | 825  | 109,9       |

Ein Anwachsen der Zahlen war besonders bei botanischen, zoologischen und komplexen NSG, ein Rückgang bei den waldbestandenen NSG zu verzeichnen.

Der Zuordnung zu Typen liegen die Ergebnisse der Inventarisierungsforschung zugrunde. Für alle NSG liegen in Form des Handbuches der Naturschutzgebiete der DDR Beschreibungen vor, die Auskunft über die Geologie, die Geomorphologie, im Bedarfsfalle über die hydrologischen und besonderen klimatischen Bedingungen, über Flora und Vegetation sowie über die Fauna geben. Besonders im letzteren Bereich ergeben sich sowohl einzelne Gebiete wie auch einzelne Tiergruppen betreffend noch beachtliche Lücken.

Als Ausdruck fortschreitender Erforschung der Gebiete können die in den letzten Jahren über die Naturschutzgebiete erschienenen Publikationen betrachtet werden. Insgesamt erschienen von 1981 bis 1989 663 Titel, die die Naturausrüstung der Gebiete in ihrer Gesamtheit oder Teile

von ihr – Vegetationsbeschreibungen, Vorkommen bestimmter Tiergruppen, hydrologische oder geomorphologische Analysen – zum Inhalt haben.

In den Jahren 1984 bis 1987 erfolgte eine Erfassung der Brutvogelarten sämtlicher Naturschutzgebiete. Für ausgewählte Pflanzenarten liegen Erfassungen aus allen NSG ebenso vor wie Übersichten über die Verbreitung genetisch bzw. züchterisch bedeutsamer Pflanzenarten.

Trotz bedeutender Fortschritte, in starkem Maße mit Unterstützung ehrenamtlicher Heimatforscher gewonnen, bleibt für die Erarbeitung wünschenswerter Gesamtübersichten noch eine Menge zu tun.

Künftige Arbeiten in und mit den Naturschutzgebieten müssen auch weiterhin dazu beitragen, die Erfüllung der eingangs genannten Aufgaben der NSG zu gewährleisten. Als Hauptrichtungen zeichnen sich dabei ab:

1. Erweiterung und Vertiefung der Inventarisierungsforschung. Besonderes Augenmerk ist dabei auf Wiederholung der Erfassung der Naturausrüstung und vor allem auf deren Veränderung gelegt. Hand in Hand damit wird eine systematische Erfassung aller Biotope, oder besser Biotoptypen, nach Quantität und Qualität gehen müssen.

2. Über die Einrichtung von Beobachtungspunkten oder -stationen und mit Hilfe von Dauerbeobachtungsflächen und -objekten werden die NSG in ein Monitoringsystem einbezogen. Dazu gehört auch die periodisch zu wiederholende Erfassung der durch anthropogene Einflüsse erfolgten Veränderungen in den Gebieten.

3. Sowohl die Inventarisierung als auch das Monitoring müssen Anhaltspunkte für die vorhandenen oder noch zu erarbeitenden Handlungsrichtlinien und deren periodische Präzisierung bzw. Korrektur liefern. Nur so kann auf die Dauer auch eine dem Schutzziel entsprechende und die Funktion des Schutzgebietes fördernde Pflege die Gewähr bieten.

Zur Bewältigung dieser Aufgaben reichen ganz ohne Frage die fast überall knapp bemessenen Zahlen hauptamtlich tätiger Wissenschaftler im Naturschutz allein nicht aus. So wie der praktische Naturschutz die Unterstützung einer breiten Öffentlichkeit erfordert, so verlangt auch die Naturschutzforschung die Unterstützung durch die vielen ehrenamtlichen Heimatforscher. Hier können wir an eine gute deutsche Tradition anknüpfen, wie sie in Ost wie in West in zahlreichen wertvollen Veröffentlichungen bereits ihren Niederschlag gefunden hat. Der Natur unseres Landes wird es zugute kommen, da der Erkenntnisgewinn auch künftig die Grundlage zielgerichteten Schutzes bleiben wird.

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Hugo Weinitschke  
Institut f. Landschaftsforschung  
und Naturschutz  
Neuwerk 4, O-4020 Halle

# Naturschutz und Pflanzenschutz in der DDR – bisherige Probleme und Perspektiven

Von Joachim Pötsch

Betrachtet man die beiden uns heute ge-läufigen Begriffe Naturschutz und Pflanzenschutz von ihrem Wortstamm her, so scheinen sie gar nicht so weit voneinander entfernt zu sein. In beiden Fällen soll etwas geschützt werden, hier die Natur und dort die Pflanze. Welche Pflanze ist aber gemeint? Die Wild- oder Kulturpflanze? Sicher nicht beide, denn aus der Kulturgeschichte ist bekannt, daß der Mensch von alters her nützliche und schädliche Organismen unterschieden hat. Deshalb wurden auch die Begleitpflanzen der Feldkulturen mit dem heute sehr in Mißkredit geratenen Wort »Unkraut« bezeichnet, ein Begriff, der seinem Inhalt nach auch in anderen Sprachen Verwendung findet, denkt man nur an das französische »mauvaise herbe«.

Wir können darüber streiten, ob es richtig ist, das Wort Unkraut durch Wildkraut oder Wildpflanze, zwei wertfreiere Begriffe, zu ersetzen. Letztlich kommt es darauf an, Naturschutz in seiner engen Verzahnung zur Kulturwirtschaft des Menschen zu begreifen und den Schutz von wildlebenden Arten als ethische, ästhetische und wissenschaftliche Aufgabe zu erkennen. Gerade bei der letzteren, wichtigen Forderung tun wir uns aber sehr schwer. Welchen Sinn, so läßt sich vielfach hören, soll man im Schutz von Unkräutern für wissenschaftliche Aufgabenstellungen oder gar für produktionsbiologische Sachverhalte erkennen?

Die auf dem Acker wachsenden Wildpflanzen haben wie die meisten Kulturpflanzen eine lange Geschichte. In der Jahrtausende währenden Kultur kam es sogar in vielen Fällen zu einer Koevolution. Von der heute überaus seltenen und vom Aussterben bedrohten Kornrade (*Agrostemma githago*) weiß man, daß die Varietät *liniculum* mit ihren kleinen, mehr oder weniger glatten Samen an die Leinkultur angepaßt ist, wohingegen die großsamige var. *macrosperrum* vor allem im Winterweizen vorkommt. Überhaupt ist diese Art ein Paradebeispiel für eine reiche intraspezifische Gliederung, die zu erhalten und für

züchterische Zwecke nutzbar zu machen, unser Anliegen sein sollte.

Die moderne Landwirtschaft mit ihrem durch eine Vielzahl von Intensivierungsmaßnahmen hervorgebrachten Selektionsdruck reduziert die Variabilität der Arten und ermöglicht, wie populationsbiologische Arbeiten auf diesem Gebiet zeigen (HAMMER et al. 1982; PÖTSCH und SCHEEL 1990), meist nur noch wenigen, besonders starkwüchsigen oder ähnlich vitalen Populationen eine erfolgreiche Reproduktion. Somit vollzieht sich wie bei Kulturpflanzen, wo alte Landsorten aus der Ackerkultur Mitteleuropas verschwinden, auch bei Unkräutern eine Generosion, die aufzuhalten, in kulturell-ethischer und -ästhetischer Sicht, aber auch für wissenschaftliche Aufgabenstellungen, von großer Bedeutung ist.

Die gleichen Tendenzen sind im zoologischen Pflanzenschutz erkennbar. Hier hat man auf der Basis umfangreicher populationsbiologischer Untersuchungen die Bedeutung von natürlichen Gegenspielern bei der Bekämpfung von Schaderregern erkannt und versucht, diese Erfahrungen im System des Integrierten Pflanzenschutzes zu nutzen.

In der DDR ist der Stand der populationsbiologischen Forschung ähnlich wie in anderen Ländern Mitteleuropas. Einer Vielzahl von Arbeiten im zoologischen Bereich steht nur eine geringe Anzahl in der Botanik gegenüber. Hier Abhilfe zu schaffen, ist eine dringliche Aufgabe für die erfolgreiche Bewältigung der anstehenden Probleme im Artenschutz.

## Reservate für Ackerwildpflanzen

Lange Zeit war der Gedanke, Äcker unter Schutz zu stellen, unvorstellbar. Tiefgreifende Veränderungen in der Struktur der Ackerunkrautgesellschaften, die vor allem im Ausfall konkurrenzschwacher Arten ihren Ausdruck fanden und buntblumige Ackerfluren zur Seltenheit werden ließen, zwangen jedoch zu neuen Überlegungen.

Mit der Einführung der Großraumwirtschaft und umfassenden Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion seit Ende der sechziger Jahre war ein starker Rückgang der Ackerwildpflanzen zu beklagen. Heute sind von den 200 Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf Äckern der DDR haben, etwa 40 % gefährdet. Die meisten Vertreter gehören den auf Extremstandorten siedelnden Segetalgesellschaften der Kalk- bzw. Sandäcker an. In der Tabelle 1 sind die landwirtschaftlich und ökologisch bedeutsamsten Ackerunkrautgesellschaften mit ihren charakteristischen Arten in ihrem Bezug zur Basensättigung des Standorts dargestellt. Vergleicht man die hier aufgeführten Arten mit den Angaben in der Roten Liste der DDR, so wird deutlich, daß insbesondere die Vertreter des *Caucalido-Scandicetum* (*Venuskamm-Gesellschaft*), *Galio-Adonidetum* (*Sommeradonisröschen-Gesellschaft*) und *Teesdalia-Arnoseridetum* (*Lämmersalat-Gesellschaft*) zu den gefährdeten Ackerwildpflanzen gehören. Diese Segetalgesellschaften sind sowohl durch Biotopverlust (Flächenstillegung) als auch durch landwirtschaftliche Intensivierungsmaßnahmen, wie übermäßige Mineraldüngung, Herbizideinsatz, einseitige Fruchtfolge etc., außerordentlich gefährdet. Es war deshalb eine wichtige und begrüßenswerte Initiative, als ILLIG und KLÄGE (1985) bereits im Jahre 1981 ein Feldflora-reservat bei Luckau-Freesdorf in der Niederlausitz anlegten. Etwa zur gleichen Zeit wurden Flächennaturdenkmale (FND) in den Kreisen Nebra (Nüßenberg, *Caucalido-Scandicetum*), Mühlhausen, Templin (*Nigella arvensis*-Schutzacker bei Gerswalde), Wittenberg (*Teesdalia-Arnoseridetum*) u. a. ausgewiesen oder Bemühungen um die Erhaltung und Vermehrung der Kornrade (*Agrostemma githago*) in den Kreisen Nebra, Eisleben, Fürstenwalde und Neustrelitz erkennbar (HILBIG 1985). Seltene, vom Aussterben bedrohte Sippen und besonders wertvolle Populationen werden in Botanischen Gärten (Halle, Potsdam u. a.) und Genbanken (Gatersleben) erhalten (HAMMER 1985).

Tab. 1. Landwirtschaftlich und ökologisch bedeutsame Segetalgesellschaften und ihre charakteristischen Arten in der DDR

| Assoziation                                         | Caucalido-Scandicetum                                                                                                   | Galio-Adonidetum                                                                       | Euphorbio-Melandrietum                                                                                            | Aphano-Matricarietum                                                                                                     | Teesdalia-Arnoseridetum                                                                                                  |
|-----------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Basensättigung                                      | ←-----→                                                                                                                 |                                                                                        |                                                                                                                   |                                                                                                                          |                                                                                                                          |
| Wichtige Verbreitungsgebiete                        | Thüringer Muschelkalk, Südkyffhäuser                                                                                    |                                                                                        | Magdeburg. Börde, Thüringer Becken                                                                                | Diluvialstandorte, Sächs. Löß-Lehm-Hügelland, niedrige Mittelgebirgslagen                                                |                                                                                                                          |
| Charakteristische Arten der Winterung und Sommerung | <i>Caucalis lappula</i> ,<br><i>Scandix pecten-veneris</i> ,<br><i>Congria orientalis</i> ,<br><i>Anagallis foemina</i> | <i>Galium tricornutum</i> ,<br><i>Adonis aestivalis</i> ,<br><i>Fumaria vaillantii</i> | <i>Euphorbia exigua</i> ,<br><i>Silene noctiflora</i> ,<br><i>Consolida regalis</i> ,<br><i>Mercurialis annua</i> | <i>Aphanes arvensis</i> ,<br><i>Matricaria chamomilla</i> ,<br><i>Veronica arvensis</i> ,<br><i>Galinsoga parviflora</i> | <i>Arnoseris minima</i> ,<br><i>Anthoxanthum puelii</i> ,<br><i>Teesdalia nudicaulis</i> ,<br><i>Digitaria ischaemum</i> |

Wenngleich auch die Erhaltung von Ackerwildpflanzen in Reservaten, auf Schutzäckern oder gar in Schutzsammlungen eine in vielen Fällen notwendige Maßnahme ist, um wertvolle Biotope oder vom Aussterben bedrohte Sippen zu bewahren, so ist doch der Schutz der Arten und die Pflege der Ökosysteme in der genutzten Landschaft von allergrößter Bedeutung. Allein hier kann der weitaus überwiegende Teil in reproduktionsfähigen Populationen erhalten werden. Eine Kultur in Reservaten oder gar in Gärten muß dagegen wegen der Einschränkung der Populationsvielfalt immer der seltenere Fall bzw. die Ausnahme bleiben.

## Artenschutz in der genutzten Landschaft

Die von der Landwirtschaft genutzte Fläche ist in der DDR durch einen hohen Intensivierungsdruck gekennzeichnet. Großbetriebe von mehreren tausend Hektar Größe und Großflächen, nicht selten über 100 ha, bestimmen das Bild in wichtigen Produktionslandschaften wie der Magdeburger Börde, der Querfurter Platte und anderen intensiv bewirtschafteten Gebieten. Diese Flächen wurden in den vergangenen Jahrzehnten nach verantwortungsloser, ökologisch nicht vertretbarer Ausräumung der Landschaft gewonnen, ein Umstand, den man in bestimmten Betrieben schon seit einigen Jahren zu überwinden versucht, weil sich ergeben hat, daß Äcker von mehr als 40 ha Größe keine nennenswerten ökonomischen Vorteile bringen. Schlagverkleinerung mit Heckenneuanpflanzung ist deshalb in vielen Betrieben angesagt, in denen man sich auf eine ökonomisch sinnvolle und ökologisch verbesserte Bewirtschaftung besinnt.

Neben einseitiger Fruchtfolgegestaltung mit hohem Getreideanteil war insbesondere die übermäßige Stickstoffdüngung und flächendeckende Herbizidbehandlung

Tab. 2. Ertragsbeeinflussung von Wintergerste nach Erhöhung der Stickstoffdüngung auf D3- und D4-Standorten (nach RÖDER und EGGERT 1989)

| Düngungsvariante | Relativer Ertrag |
|------------------|------------------|
| 80 kg/ha         | 100,0            |
| 100 kg/ha        | 100,3            |
| 120 kg/ha        | 102,8            |

Tab. 3. Förderung und Hemmung von Unkräutern nach Stickstoffdüngung in einem 10-jährigen Versuch (nach MAHN 1989)

| Art                         | Prozentualer Anteil (Individuen)/Gesamtzahl |      |      |
|-----------------------------|---------------------------------------------|------|------|
| Stickstoffdüngung (kg/ha)   | 0                                           | 40   | 80   |
| <i>Stellaria media</i>      | 14,8                                        | 27,6 | 30,3 |
| <i>Veronica hederifolia</i> | 39,0                                        | 19,4 | 15,1 |

Tab. 4. Herbizideinsatz in wichtigen Kulturfrüchten (% zur Anbaufläche) nach FEYERABEND 1988

|             | Westeuropa (1980–1984) | DDR (1980–1984) | DDR (1987) |
|-------------|------------------------|-----------------|------------|
| Getreide    | 90–100                 | 87              | 111        |
| Kartoffeln  | 40–50                  | 99              | 106        |
| Zuckerrüben | 170–200                | 200             | 215        |

von einschneidender Bedeutung für die Unkrautentwicklung. Die durch nichts bewiesene Erwartung an einen ständig wachsenden Mehrertrag durch steigende Stickstoffdüngung wird durch Ertragsversuche (Tab. 2) empfindlich gedämpft. Dagegen gehen mit erhöhtem Stickstoffeinsatz Verschiebungen in der Ackerunkrautflora einher, die schon sehr deutlich im Auftreten der beiden häufigen Arten *Stellaria media* (Vogelmiere) und *Veronica hederifolia* (Efeuhhrenpreis) ihren Ausdruck finden (Tab. 3) und den Rückgang konkurrenzschwacher Arten basischer und bodensaurer Standorte verständlich machen.

Betrachtet man die Angaben über den Herbizideinsatz in Westeuropa und in der DDR (Tab. 4), so liegt dieser für alle wichtigen Kulturfrüchte extrem hoch. Bei Zuckerrüben wird nach der Statistik sogar jedes Feld zweimal im Jahr behandelt. Dagegen ist die bekämpfungswürdige Fläche für die Hauptunkräuter wesentlich geringer. Aus der Tabelle 5 ist ersichtlich, daß Kamille-Arten, Klettenlabkraut und Windhalm sowohl in der Wintergerste als auch im Winterweizen auf wesentlich geringeren Flächenanteilen in bekämpfungsnotwendigem Umfang auftreten, was den flächendeckenden Herbizideinsatz mehr als fraglich erscheinen läßt. Angaben darüber lassen sich aus der Unkrautüberwachung beziehen, die in der DDR seit Jahren in einem zweistufigen Verfahren durchgeführt wird

(Abb. 1). Die Mitarbeiter des Staatlichen Pflanzenschutzdienstes nehmen dabei Unkrauterfassungen auf solchen Ackererschlägen vor, die vorher in einem Stichprobenverfahren landesweit ausgewählt wurden. Die gewonnenen Daten dienen nach Vergleich mit dem Material im Zentralen Datenspeicher Pflanzenschutz zur Erarbeitung der Befallsanalyse, Befallsprognose und Schadensprognose. Daraus resultierende Bekämpfungsempfehlungen werden an die Landwirtschaftsbetriebe weitergeleitet, die ihrerseits den genauen Zustand der Verunkrautung auf den Feldern feststellen und nach Überschreitung des Bekämpfungsrichtwertes (Tab. 6) die Herbizidbehandlung durchführen. Diese für alle Landwirtschaftsbetriebe der DDR festgelegten Maßnahmen zur Unkraut-

Tab. 5. Bekämpfungswürdige Fläche in Prozent zur Anbaufläche von Wintergerste bzw. Winterweizen in der DDR (nach FEYERABEND et al. 1989)

|                          | 1980–1987 | 1987 | 1988 |
|--------------------------|-----------|------|------|
| <b>Wintergerste</b>      |           |      |      |
| <i>Matricaria spec.</i>  | 35        | 30   | 33   |
| <i>Galium aparine</i>    | 31        | 39   | 35   |
| <i>Apera spica-venti</i> | 24        | 20   | 19   |
| <b>Winterweizen</b>      |           |      |      |
| <i>Matricaria spec.</i>  | 39        | 40   | 33   |
| <i>Galium aparine</i>    | 37        | 42   | 46   |
| <i>Apera spica-venti</i> | 24        | 22   | 18   |

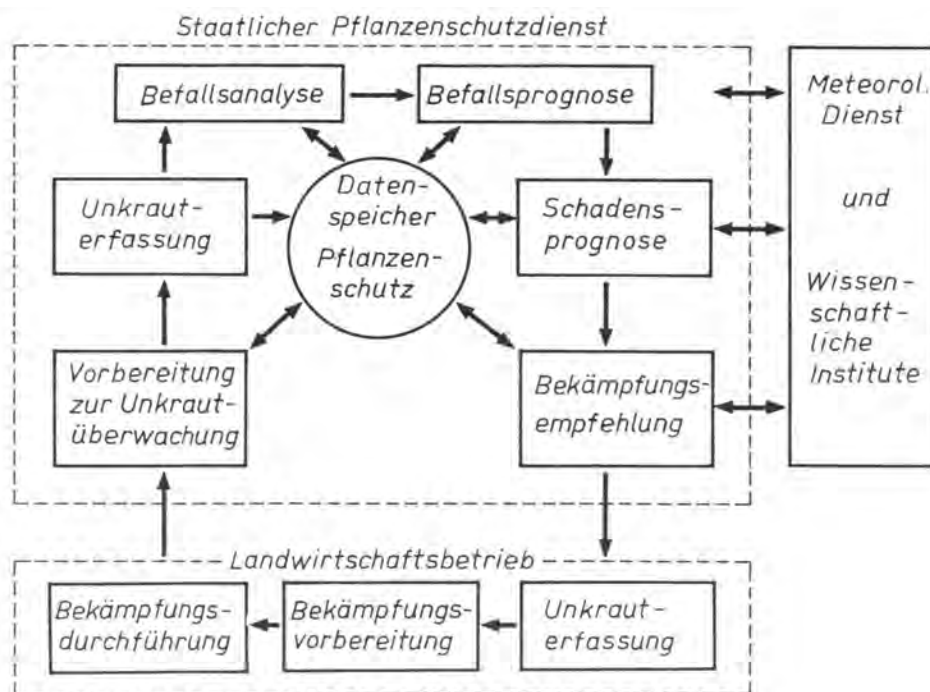


Abb. 1. Unkrautüberwachung im Informationssystem Pflanzenschutz der DDR.

Tab. 6. Bekämpfungsrichtwerte (Pfl./m<sup>2</sup>) von wichtigen Unkräutern in verschiedenen Kulturfrüchten (nach FEYERABEND 1988)

|                          | Wintergerste | Winterweizen | Winterroggen | Sommergerste |
|--------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Unkräuter insgesamt      | 30–50        | 40–70        | 60–80        | 60–80        |
| <i>Stellaria media</i>   | 20–30        | 30–40        | 50–70        | –            |
| <i>Galium aparine</i>    | 1            | 1            | 2            | 2            |
| <i>Apera spica-venti</i> | 10–15        | 10–20        | 15–25        | –            |

überwachung werden im Rahmen eines Systems der Schaderregerüberwachung durchgeführt, in das auch tierische und pflanzliche Schaderreger (Pilze) einbezogen sind.

So müßte vom gut gewollten Ansatz her überall eine ökologisch vertretbare Lösung gefunden werden. Leider sieht aber besonders bei der Unkrautbekämpfung vielerorts die Praxis ganz anders aus, wie der unvermeidbar hohe Umfang an herbizid-behandelten Flächen ausweist. Routinebehandlungen sind hier noch die Regel, oft, weil der Zeitpunkt der Unkrautbonituren verpaßt wurde oder ganz einfach der Gedanke bestimmend war, kein Risiko einzugehen. Die Lösung dieser bedenklichen Situation kann nur in einem völligen Umdenken liegen. Es muß die Einsicht gewonnen werden, daß in der chemischen Bekämpfung jetzt und in Zukunft nicht das Allheilmittel zu finden ist. Man muß sich wieder auf alte bäuerliche Weisheiten besinnen. Gedacht sei hier an eine sinnvolle mechanische Bestandespflege mit neuen, der modernen Technik entsprechenden Gerätesystemen. Versuche haben erwiesen, daß die weit verbreitete Quecke (*Elytrigia repens*) durch geeignete mechanische Bekämpfungsmaßnahmen zu etwa 90 % und die gefürchtete Ackerdistel (*Cirsium arvense*) nach Bearbeitung des Ackers mit dem Schälplflug zu 84 % erfolgreich bekämpft werden konnte (PALLUTT et al. 1984).

Der Einsatz immer neuer Herbizide führt zu keiner befriedigenden Lösung der Situation. Im Gegenteil wird die Gefahr der Auslese resistenter Sippen immer größer. Heute kennt man in 17 Ländern, darunter in der Bundesrepublik Deutschland und in der

DDR, herbizidresistente Unkrautpopulationen, wobei seit 1984 jährlich etwa 15 neue Fälle beschrieben worden sind. Herbizidresistente Populationen werden besonders in formenreichen Arten wie dem Weißen Gänsefuß (*Chenopodium album*) ausgelesen. Ein Fall von Triazinresistenz ist u. a. in der DDR bekannt geworden. Es bedarf hier umfangreicher Maßnahmen der Überwachung und Fruchtfolgegestaltung, um eine weitere, stärkere Ausbreitung der resistenten Population zu verhindern.

So wird vielfach der Wunsch laut, biologische Verfahren der Unkrautbekämpfung in Anwendung zu bringen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt lassen sich jedoch damit die Probleme nicht lösen. Hoffnungsvoll erscheint der Einsatz von Mykoherbiziden, doch allzu oft wird unter mitteleuropäischen Witterungsbedingungen nur eine unzureichende Infektion des zu bekämpfenden Unkrauts erreicht. Die Forschung steht auch in der DDR auf diesem wichtigen Gebiet noch am Anfang.

Erfolgsversprechend erscheint heute mehr denn je das Konzept des Integrierten Pflanzenschutzes, bei dem man chemische, biologische, mechanische, pflanzenbauliche und andere Maßnahmen gleichermaßen zu berücksichtigen versucht und nicht die Ausrottung des Schaderregers oder Unkrauts, sondern dessen wirksame Kontrolle unterhalb einer definierten Schadensschwelle im Auge hat (Abb. 2). Bei der Ausschöpfung der hierbei gegebenen Möglichkeiten, die in Zukunft hoffentlich in vielen Landwirtschaftsbetrieben gesehen werden, wird es möglich sein, Ackerwildpflanzen in unserer Kulturlandschaft dauerhaft zu erhalten.

### Notwendige zukünftige Maßnahmen

Die Erfahrung lehrt, daß die Lücke zwischen landwirtschaftlich-ökologischer Forschung und Anwendung der Erkenntnisse in der Praxis nach wie vor groß ist. Es sollten deshalb Wege gesucht werden, die schnell notwendige Abhilfe schaffen, sei es, daß ein besser funktionierender Beratungsdienst wirksam wird oder Landwirte in Weiterbildungsseminaren mit neuen ökologischen Erkenntnissen vertraut gemacht werden. Notwendig erscheint auch eine Koordinierung der Forschungsaufgaben, die möglicherweise von einer zu bildenden Arbeitsgruppe »Artenschutz in der genutzten Landschaft« übernommen werden kann.

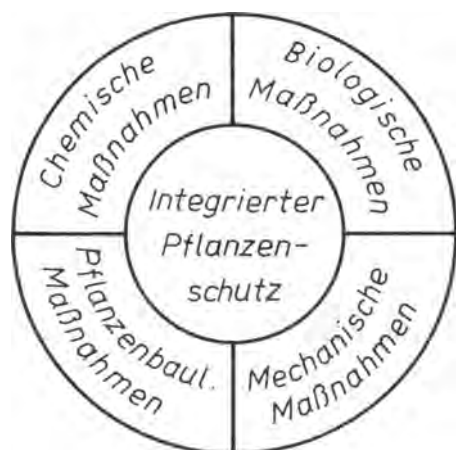


Abb. 2. Wichtige Elemente des Integrierten Pflanzenschutzes.



Abb. 3. Fjellrinder weiden auf den Grünlandflächen des NSG »Ostufer der Müritz« (Foto: E. Vauk).

### Literatur

- FEYERABEND, G., 1988: Stand und Probleme der Unkrautbekämpfung in der DDR. – Wiss. Symposium, Universität Leipzig, Tagungsbericht, 20–29.
- FEYERABEND, G., und Mitarbeiter, 1989: Analyse der Verunkrautung in den landwirtschaftlichen Hauptkulturen im Jahre 1988. – Nachrichtenblatt Pflanzenschutz DDR 43, 177–179.
- HAMMER, K., 1985: Erhaltung von Unkrautsippen – eine Aufgabe der Genbank? – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 25, 75–79.
- HAMMER, K.; HANELT, P.; KNÜPFER, H., 1985: Vorarbeiten zur monographischen Darstellung von Wildpflanzensortimenten: *Agrostemma* L. – Kulturpflanze 30, 45–96.
- HILBIG, W., 1985: Aufgaben und Ziele des Schutzes von Ackerwildpflanzen im Rahmen des Arten- und Biotopschutzes. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 25, 101–108.
- ILLIG, H.; KLAGE, H.-C., 1985: Das Feldflora-reservat bei Luckau-Freesdorf. – Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 25, 93–95.
- MAHN, E.-G., 1988: Anthropogener Einfluß auf den Stickstoffhaushalt terrestrischer Ökosysteme. – Universität Halle, Wiss. Beiträge 54 (P 35), 92–103.
- PALLUTT, B.; HAAS, J.; FEYERABEND, G., 1984: Zu Fragen der mechanisch-chemischen Unkrautbekämpfung in der Fruchtfolge. – Nachrichtenblatt Pflanzensch. DDR 38, 45–48.
- PÖTSCH, J.; SCHEEL, H., 1990: Dispersion und Struktur ausgewählter Populationen von *Sinapis arvensis*. – Vortrag Symposium »Agro-Ökosysteme und Habitatinsein in der Agrarlandschaft«, Halle, im Druck.
- RODER, W.; EGGERT, H., 1989: Zum Einfluß einer erhöhten Stickstoffzuführung auf den Konkurrenzeffekt der Unkräuter gegenüber der Wintergerste auf D3/D4-Standorten. – Nachrichtenblatt Pflanzensch. DDR 43, 195–196.

### Anschrift des Verfassers

Dr. sc. nat. Joachim Pötsch  
Pädagogische Hochschule Potsdam  
Maulbeerallee 2  
O-1571 Potsdam-Sanssouci



# Probleme und Ergebnisse der Naturschutzarbeit und -forschung im Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung Wismar-Bucht (westliche Ostsee)

Von Ulrich Brenning

## Einleitung

Das einzige Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung im Westen des Landes Mecklenburg-Vorpommern umfaßt größere Bereiche der Wismar-Bucht, die ein Teil der westlichen Ostsee ist. Es besteht vorwiegend aus flacheren Buchten, mehreren kleinen Inseln und Halbinseln sowie Teilen des Salzgrünlandes der Küstenregion (s. Abb. 1).

Bei dem gesamten Gebiet handelt es sich um eine Grundmoränenlandschaft, die im Verlaufe der Litorina-Transgression im Holozän, die mit einem Anstieg des Meeresspiegels verbunden war, überflutet worden ist. Die Wassertiefe ist demzufolge relativ gering und liegt in weiten Teilen oberhalb von 2 m.

Die größten Tiefen treten mit 9 bis 15 m im nordwestlichen Abschnitt auf, im Ostteil sind es selten mehr als 3 bis 4 m. Die geringe Wassertiefe und eine reichhaltige tierische Besiedlung sind wesentliche Bestandteile der Habitatsprüche vieler Wasservogelarten im weiteren Sinne.

Prozesse des Küstenausgleichs haben an manchen Stellen zu ausgeprägten Wattbildungen mit sandig-schlickigen Böden geführt, die nur eine Wassertiefe von 20 bis 30 cm aufweisen und bei bestimmten Wetterlagen mehr oder weniger regelmäßig trockenfallen und dann besonders für viele Limikolen einen idealen Aufenthaltsort darstellen, während die ständig von Wasser bedeckten Abschnitte in erster Linie von Schwimm- und Tauchenten, Sägern und Schwänen genutzt werden.

Der Einfluß der Gezeiten ist gering, der Tidenhub beträgt ca. 15 cm und wird meistens durch andere Faktoren überlagert. Infolge geringer Süßwasserzuflüsse ist der Salzgehalt selbst in den Randgebieten relativ hoch, er liegt im Durchschnitt bei ca. 15 ‰. Der Wasseraustausch mit der freien Ostsee unterliegt keinen wesentlichen Einschränkungen.

Das sind Voraussetzungen dafür, daß die Gewässer des Feuchtgebietes im Winter viel länger eisfrei bleiben als andere Bodengewässer von Mecklenburg-Vorpommern, zumal das Feuchtgebiet Wismar-Bucht innerhalb der Ostseeküstenklimazone unseres Landes die höchsten durchschnittlichen Wintertemperaturen aufweist.

Die zum Gebiet gehörenden terrestrischen Bereiche werden überwiegend landwirtschaftlich durch Beweidung genutzt, was

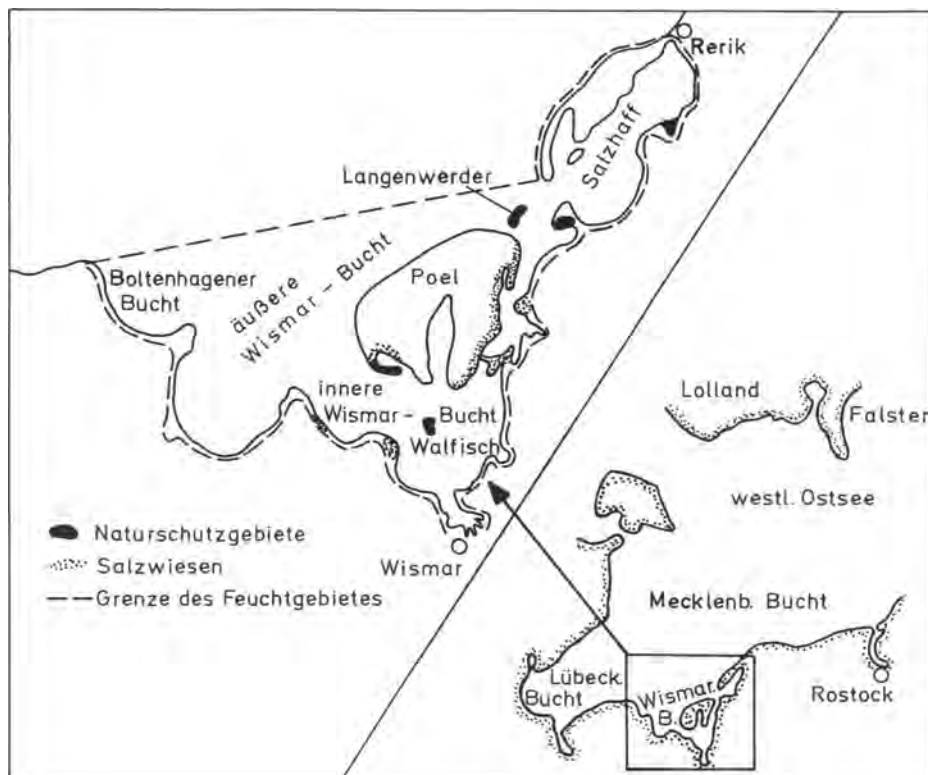


Abb. 1. Die Lage des Feuchtgebietes von nationaler Bedeutung »Wismar-Bucht«.

an entsprechenden Stellen zur Herausbildung von Salzweiden geführt hat, die als mögliche Brutplätze von Limikolen von Bedeutung sind.

Insgesamt umfaßt das Feuchtgebiet eine Fläche von 199 km<sup>2</sup>, wovon 160 km<sup>2</sup> Seegewässer und 39 km<sup>2</sup> Landfläche sind.

## Bedeutung des Gebietes

Die ausgedehnten flachen und nahrungsreichen Gewässer des Gebietes bieten einer Vielzahl von Vogelarten und -individuen optimale Lebensbedingungen während der Brut-, Zug- und Überwinterungszeit.

## Brutvögel

Nicht nur auf den schon langjährig geschützten Vogelinseln Langenwerder und Walfisch brütet eine Reihe von Entenvögeln, Möwen, Seeschwalben und Limikolen, sondern auch an anderen Stellen des Feuchtgebietes, insbesondere auf dem Salzgrünland. Die Tabelle 1 gibt einen Überblick über den mittleren Brutbestand der letzten Jahre (in Brutpaaren).

Tab. 1. Mittlere Brutvogelbestände der letzten Jahre (in Brutpaaren)

| Art               | Langenwerder | Walfisch | übriges Gebiet |
|-------------------|--------------|----------|----------------|
| Mittelsäger       | 25           | 15       | —              |
| Graugans          | —            | 1        | —              |
| Höckerschwan      | 40           | 35       | —              |
| Austernfischer    | 25           | 10       | 30             |
| Kiebitz           | —            | —        | 80             |
| Sandregenpfeifer  | 6            | 7        | 20             |
| Rotschenkel       | 5            | 4        | 70–80          |
| Bekassine         | —            | —        | 1–2            |
| Alpenstrandläufer | —            | —        | 1–2            |
| Kampfläufer       | —            | —        | 1–2            |
| Säbelschnäbler    | 2            | 1        | 20–30          |
| Silbermöwe        | 10           | 30       | —              |
| Sturmmöwe         | 3500         | 100      | —              |
| Lachmöwe          | 3500         | —        | —              |
| Schwarzkopfmöwe   | 2            | —        | —              |
| Küstenseeschwalbe | 120          | 30       | —              |
| Flußseeschwalbe   | 30           | 5        | —              |
| Zwergseeschwalbe  | 25           | —        | —              |
| Brandseeschwalbe  | 120          | —        | —              |

Die Entenarten wurden in der Tabelle nicht berücksichtigt.

### Durchzügler und Wintergäste

Welche Bedeutung die Wismar-Bucht für durchziehende oder überwinternde Wasservögel hat, geht aus den Maximalzahlen hervor, die in der Tabelle 2 enthalten sind, wobei die Zahlen bei Eisbedeckung in strengen Wintern stark zurückgehen, weil die Vögel nach Westen ausweichen.

Die Bestandszahlen durchziehender oder rastender Limikolen sind schwieriger zu erfassen; daß sie nicht niedrig liegen, beweisen die Fangzahlen von Durchzüglern im Bereich der Insel Langenwerder, wo von 1976 bis 1989 über 36 000 Limikolen gefangen und beringt worden sind. Größere Schwärme, wie sie regelmäßig auf dem Bock, am Ende der Darß-Zingster Halbinsel, anzutreffen sind, gibt es innerhalb der Wismar-Bucht allerdings nicht.

Tab. 2. Maximale Rastzahlen in der Wismar-Bucht

| Art          | Herbst bzw. Frühjahr | Winter |
|--------------|----------------------|--------|
| Kormoran     | 1100                 |        |
| Höckerschwan | 5500                 | 4500   |
| Graugans     | 5000                 |        |
| Bläßgans     | 4000                 |        |
| Ringelgans   | 530                  |        |
| Stockente    | 6000                 | 12000  |
| Pfeifente    | 3000                 | 550    |
| Tafelente    | 5000                 | 6200   |
| Reiherente   | 25000                | 12000  |
| Bergente     | 35000                | 11500  |
| Eiderente    | 11500                | 7000   |
| Bläßralle    | 25000                | 42000  |
|              | 126630               | 95750  |

### Einige Ergebnisse der Arbeit im Naturschutzgebiet Langenwerder

Die Insel Langenwerder ist ein sehr altes Schutzgebiet, das zunächst vom Verein Jordsand, dann von der sogenannten Norddeutschen Vogelwarte Rostock bzw. Wismar (Prof. Wachs) und seit 1945 von der Universität Rostock betreut wurde bzw. wird.

Als Vogelwärter fungierten über viele Jahre interessierte Rentner, die meistens keine speziellen ornithologischen Kenntnisse besaßen. Von 1962 bis 1974 stand ein ausgebildeter Biologe (H. W. Nehls) hauptamtlich zur Verfügung, und seit 1975 erfolgt die Betreuung, verbunden mit einer intensiven Forschungstätigkeit, durch ehrenamtliche Kräfte, die als versierte Ornithologen während ihres Urlaubs ihren Dienst auf der Insel versehen.

Alle Programme, die sich auf den Brutvogelbestand beziehen, wurden in Abstimmung mit der Kommission Küstenvogelschutz an der Vogelwarte Hiddensee aufgestellt und durchgeführt.

### Das Möwenproblem

Langenwerder beherbergt seit Jahrzehnten neben Graswader und Schleimünde die größte Sturmmöwenkolonie an der deutschen Ostseeküste. Als die Bestände im Verlaufe der sechziger Jahre fast exponentiell anwuchsen und eine bislang nicht bekannte Höhe erreichten, wurden Reduzierungsmaßnahmen erforderlich, die zu einer erheblichen Absenkung des

Bestandes führten (s. Abb. 2). Auf die Problematik der Steuerung der Sturmmöwenpopulation mit radikalen Methoden soll hier nicht näher eingegangen, sondern nur auf die entsprechende Literatur verwiesen werden: z. B. BRENNING 1988; THIESSEN 1986; VAUK und PRÜTER 1987.

Während die Sturmmöwe eindeutig sowohl Eier und Jungen von eigenen Artgenossen als auch von anderen Arten (insbesondere Seeschwalben) raubt, ist ähnliches von der Lachmöwe auf dem Langenwerder noch nicht beobachtet worden, obwohl deren Bestand von 1962 bis 1989 auf ca. 3500 Brutpaare angewachsen ist.

### Die Küstenseeschwalbenpopulation

Seit über 30 Jahren werden die jungen Küstenseeschwalben, die auf dem Langenwerder erbrütet worden sind, zu einem hohen Prozentsatz beringt. Zusätzlich wurde in verschiedenen Jahren der Altvogelbestand durch Fang kontrolliert. Auf diese Weise ist es möglich geworden, eine Reihe von Aussagen über wichtige populationsbiologische Parameter der auf Langenwerder und Walfisch brütenden Küstenseeschwalben (beide bilden mit ca. 200 Paaren die einzige Population an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns) zu machen.

So beträgt das Durchschnittsalter 11,5 Jahre, die Sterblichkeitsrate der flügge gewordenen Küstenseeschwalben ist über Jahre annähernd gleich.

Die altersmäßige Zusammensetzung zeigt keinen erhöhten Anteil der jüngeren Jahrgänge, sondern eine recht einheitliche Verteilung aller Altersklassen (s. Abb. 3).

Brutpaare  
Ind. x 10<sup>3</sup>

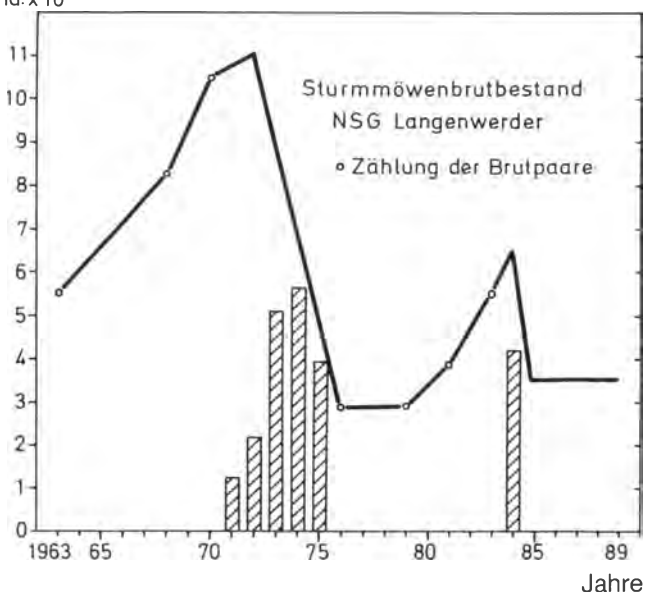


Abb. 2. Die Entwicklung des Brutvogelbestandes der Sturmmöwe im Naturschutzgebiet Langenwerder (in Brutpaaren). Die Säulen kennzeichnen die Anzahl der getöteten Individuen.

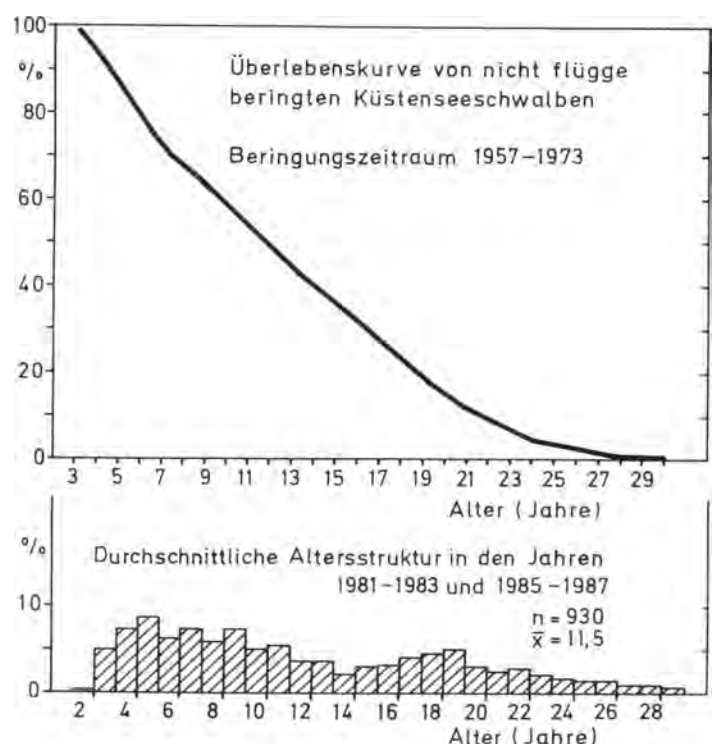


Abb. 3. Überlebenskurve von nicht flügge beringten Küstenseeschwalben in der Wismar-Bucht (oben) und die durchschnittliche Altersstruktur der Brutpopulation (unten).

### Das Brandgansprogramm

Durch die Anlage von künstlichen Nisthöhlen wurde vor etwa 25 Jahren mit Erfolg versucht, die Brandgans als Brutvogel auf dem Langenwerder anzusiedeln. Bedingt durch die Eigenschaft der Brandgans, daß nicht selten mehrere Weibchen ihre Eier gemeinsam in einer Höhle ablegen oder Mischgelege mit Mittelsägern gezeitigt werden und diese großen Gelege dann überhaupt nicht mehr bebrütet werden, wurde bereits in den sechziger Jahren dazu übergegangen, solche nichtbebrüteten Brandgänse aufzunehmen und sie im Rostocker Zoo ausbrüten zu lassen und die Jungen bis zum Flüggewerden aufzuziehen. Anschließend werden die flüggen Jungvögel am Heimatort (= Langenwerder) wieder ausgesetzt. Die Eingliederung in die freie Natur erfolgt gewöhnlich ohne Komplikationen.

### Das Limikolenfangprogramm

Seit 1976 werden an den Ufern des Langenwerder vor allem im Spätsommer und Herbst die durchziehenden Limikolen mit

Tab. 3. Auf Langenwerder von 1976 bis 1989 gefangene Limikolen

| Art                 | Anzahl |
|---------------------|--------|
| Alpenstrandläufer   | 22900  |
| Rotschenkel         | 4804   |
| Knutt               | 1865   |
| Sandregenpfeifer    | 1155   |
| Kiebitzregenpfeifer | 954    |
| Flußuferläufer      | 536    |
| Austernfischer      | 528    |
| Bekassine           | 508    |
| Sichelstrandläufer  | 456    |
| Steinwälzer         | 412    |
| 19 weitere Arten    | 2033   |
|                     | 36151  |

Hilfe von Reusen gefangen, vermessen, auf den Mauserzustand hin untersucht, gewogen und mit Ringen der Vogelwarte Hiddensee versehen.

Die bisher erreichten Zahlen der häufigsten Arten sind in Tabelle 3 enthalten.

Die mit den Jahren anwachsende Datenerfülle soll nach und nach aufgearbeitet werden; sie erlaubt eine Reihe von Aussagen, von denen einige nachstehend aufgeführt werden sollen.

### Zugwege und Überwinterungsorte des Alpenstrandläufers

Rückmeldungen von auf dem Langenwerder beringten Alpenstrandläufern lassen erkennen, daß sich einjährige und mehrjährige Tiere in ihrem Zugverhalten unterscheiden. Während die adulten Alpenstrandläufer überwiegend zur englischen Nordseeküste fliegen, wobei die große Meeresbucht »The Wash« ein wichtiges Mausergebiet darstellt, das im Verlaufe des Winters verlassen wird, ziehen die diesjährigen Vögel zur französischen Kanalküste und an die Atlantikküsten Frankreichs, Spaniens und Portugals, teilweise führt der Flug aber auch in das Mittelmeer (s. Abb. 5 und 6).

Diese Aussagen konnten durch Auswertungen des gesamten an der Vogelwarte Hiddensee vorliegenden Materials untermauert werden.

### Alterszusammensetzung der Durchzügler

Der Fang von Durchzüglern über einen längeren Zeitraum erlaubt auch Aussagen darüber, in welchem Ausmaß der Anteil von Jung- und Altvögeln von Jahr zu Jahr variiert, und gestattet damit Rückschlüsse über den in den Brutgebieten erzielten

Tab. 4. Anzahl der gefangenen Alpenstrandläufer und das Altersverhältnis

| Jahr | Σ     | adult | dies-jährig | Verhältnis adult : diesjährig |
|------|-------|-------|-------------|-------------------------------|
| 1976 | 1793  | 401   | 1392        | 1: 3,5                        |
| 1977 | 730   | 324   | 406         | 1: 1,3                        |
| 1978 | 1264  | 359   | 905         | 1: 2,5                        |
| 1979 | 1600  | 368   | 1232        | 1: 3,3                        |
| 1980 | 1062  | 131   | 931         | 1: 7,1                        |
| 1981 | 1775  | 166   | 1609        | 1: 9,7                        |
| 1982 | 1792  | 163   | 1629        | 1: 10,0                       |
| 1983 | 2172  | 732   | 1445        | 1: 2,0                        |
|      | 12193 | 2644  | 9549        | 1: 3,6                        |



Abb. 4. Der Kiebitz gehört zu den Brutvögeln der »Wismar-Bucht« (Foto: G. Vauk).

Bruterfolg, wobei – wie vorstehend erläutert – die Zugwege der verschiedenen Altersklassen nicht immer dieselben sein müssen. Die Tabelle 4 liefert ein anschauliches Beispiel anhand der Fangzahlen des Alpenstrandläufers.



Abb. 5. Wiederfunde von Alpenstrandläufern, die als adulte Tiere während des herbstlichen Durchzugs auf dem Langenwerder gefangen wurden.

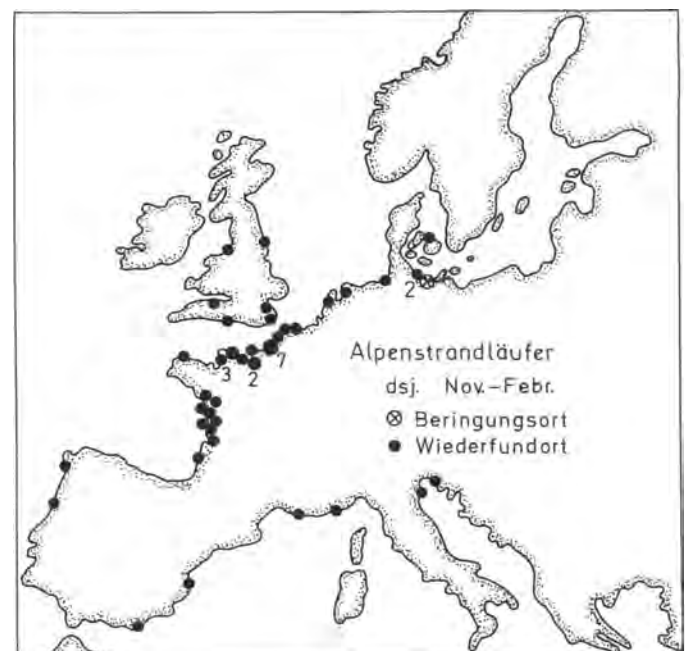


Abb. 6. Wiederfunde von Alpenstrandläufern, die als diesjährige Tiere während des herbstlichen Durchzugs auf dem Langenwerder gefangen wurden.

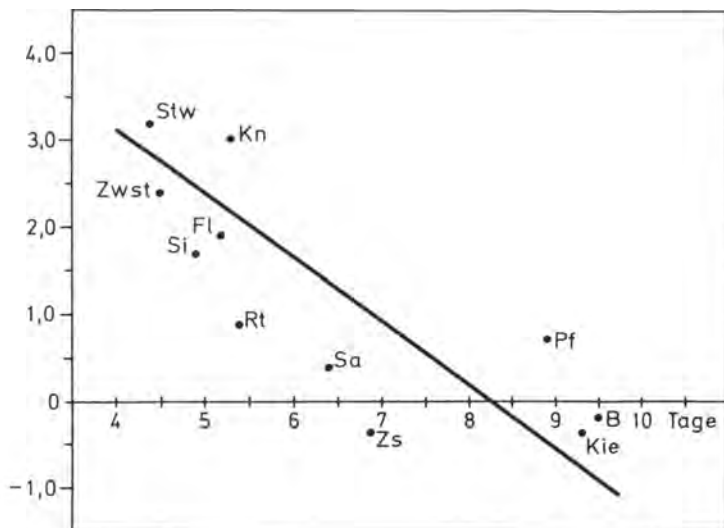
$\Delta w$  (‰)

Abb. 7. Korrelation zwischen der Aufenthaltsdauer (in Tagen) und der Veränderung des Körpergewichts (in % des Körpergewichts beim Erstfang) im Gebiet der Insel Langenwerder während des Herbstzuges.

Abkürzungen: Fl = Flußuferläufer, Kie = Kiebitzregenpfeifer, Kn = Knütt, Pf = Pfuhlschnepfe, Rt = Rotschenkel, Sa = Sandregenpfeifer, Si = Sichelstrandläufer, Stw = Steinwälzer, Zs = Zwergschnepfe, Zwst = Zwergstrandläufer.

### Die Eignung des Gebietes als Rastplatz

Inwieweit ein Rastplatz dafür geeignet ist, als »Energietankstelle« für den Weiterflug zu dienen, ist an der zeitabhängigen Gewichtszunahme der rastenden Vögel zu erkennen, was methodisch nur durch Wiederfänge in bestimmten Zeitabständen untersucht werden kann.

In Abbildung 7 wird für einige Limikolenarten der Zusammenhang zwischen der durchschnittlichen Rastdauer und der durchschnittlichen Gewichtsveränderung dargestellt. Je größer die Vögel sind, desto länger halten sie sich im Gebiet auf.

Offensichtlich haben einige Arten aber größere Probleme, die nötige Energie während der Rast aufzunehmen.

Aus der durchschnittlichen täglichen Gewichtszunahme läßt sich unter Berücksichtigung der gespeicherten Energiemenge in Form von Fett berechnen, welche Strecken im Nonstopflug beim Weiterflug zurückgelegt werden können, wobei die durchschnittliche Rastdauer mit berücksichtigt werden muß und davon ausgegangen wird, daß 1 g Fett für 50 km benötigt wird (s. Tab. 5).

Bei Gewichtsveränderungen mit negativem Vorzeichen handelt es sich wohl um Arten, die kaum Depotfett anhäufen und nur bei widrigen Witterungsverhältnissen mehr oder weniger weite Strecken in günstigere Gebiete ausweichen.

Daß unterschiedliche Rastgebiete auch unterschiedlich günstige Ernährungsmöglichkeiten bieten, zeigt die Abbildung 8. Hier sind die täglichen Gewichtszunahmen rastender Alpenstrandläufer im Langenwerdergebiet und im Bereich des Großen Schwerin, einer Halbinsel im Müritzer-See – also im Binnenland Mecklenburgs –, miteinander verglichen. Deutlich erkennbar ist die schnellere Gewichtszunahme und die damit verbundene kürzere mittlere Rastdauer im Binnenland.

In beiden Fällen handelte es sich um diesjährige Vögel.

Tab. 5. Mögliche Flugleistungen von rastenden Limikolen

| Art                 | Wm (g) | n   | $\Delta w$ (g · d <sup>-1</sup> ) | mR   | mögliche Strecke (km) |
|---------------------|--------|-----|-----------------------------------|------|-----------------------|
| Steinwälzer         | 105,4  | 91  | 3,4                               | 14,8 | 740                   |
| Zwergstrandläufer   | 24,9   | 18  | 0,6                               | 2,7  | 135                   |
| Sichelstrandläufer  | 57,0   | 35  | 0,97                              | 1,6  | 80                    |
| Flußuferläufer      | 49,5   | 26  | 0,9                               | 4,9  | 245                   |
| Knütt               | 116,6  | 247 | 3,5                               | 18,5 | 925                   |
| Rotschenkel         | 114,5  | 105 | 1,0                               | 5,6  | 280                   |
| Sandregenpfeifer    | 55,9   | 39  | 0,2                               | 1,3  | 65                    |
| Zwergschnepfe       | 51,2   | 9   | -0,2                              | -    | -                     |
| Kiebitzregenpfeifer | 219,4  | 44  | -0,9                              | -    | -                     |
| Bekassine           | 100,1  | 83  | -0,2                              | -    | -                     |

Wm (g) = mittleres Gewicht in Gramm  
n = Anzahl der Wiederfänge  
mR = mittlere Rastdauer in Tagen  
 $\Delta w$  (g · d<sup>-1</sup>) = tägliche Gewichtsveränderung in Gramm

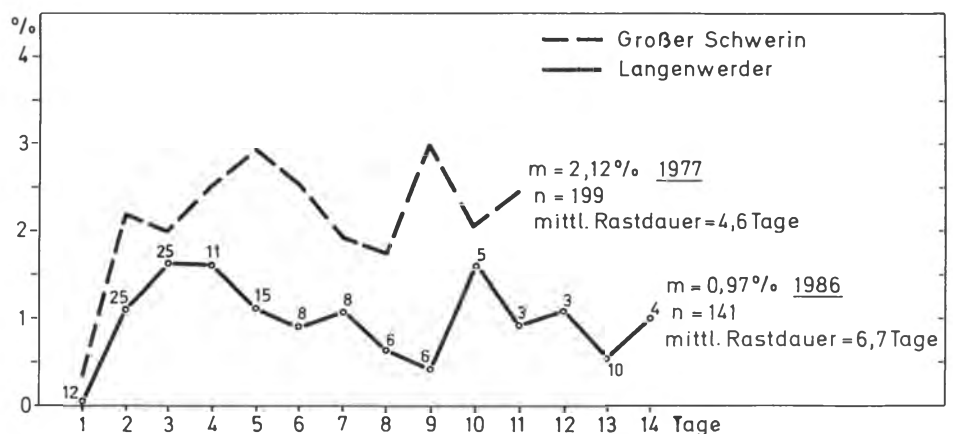


Abb. 8. Tägliche Gewichtsveränderungen (in % des Körpergewichts beim Erstfang) bei durchziehenden diesjährigen Alpenstrandläufern im Binnenland Mecklenburgs (Großer Schwerin – n. Krägenow) und an der Küste mit Angabe der mittleren Gewichtszunahme und der mittleren Rastdauer.

### Langjährige Trends in der Größe der rastenden Populationen

Wenn in einem Gebiet regelmäßig über Jahrzehnte beobachtet wird, können nicht nur Aussagen über die Entwicklung des Brutbestandes, sondern auch über die durchziehenden oder rastenden Populationen gemacht werden, obwohl eine quantitative Einschätzung schwierig ist und von vielen Faktoren abhängt. Drei Beispiele mögen das erläutern (s. Abb. 9 und 10).

Der Kormoran ist seit vielen Jahren eine vertraute Erscheinung in der Umgebung des Langenwerders.

Während jedoch vor 1983 in den Monaten August bis Oktober nur gelegentlich mehr als 100 Tiere gleichzeitig gezählt wurden, ist das seitdem schon Ende Juli bis mindestens Mitte Oktober in fast jeder Dekade der Fall. Das sind Auswirkungen der in Mecklenburg-Vorpommern und in Skandinavien stark angewachsenen Populationen.



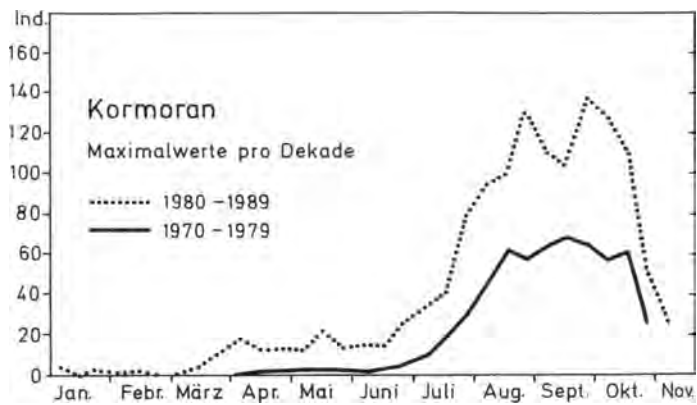
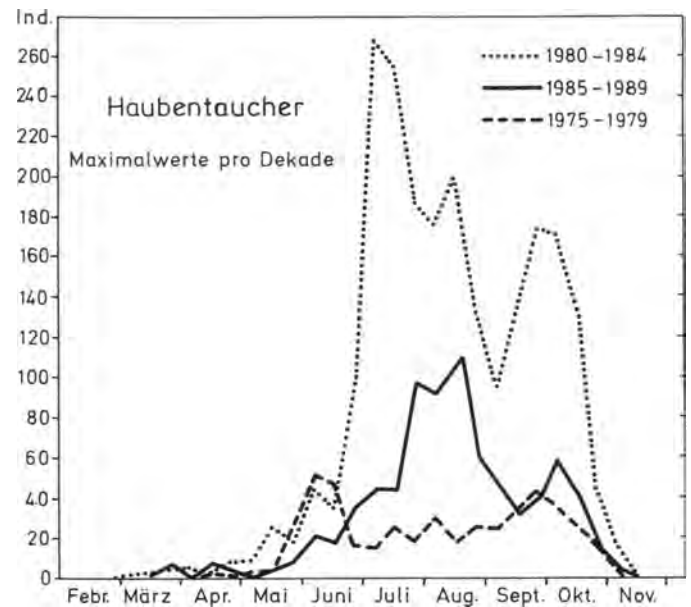


Abb. 9. Maximalwerte von rastenden Kormoranen in der Umgebung der Insel Langenwerder in zwei verschiedenen Zeitabschnitten.

Abb. 10 (rechts). Maximalwerte von rastenden Haubentauchern in der Umgebung der Insel Langenwerder in drei verschiedenen Zeitabschnitten.



Der *Haubentaucher* konnte in früheren Jahrzehnten in einzelnen oder mehreren Exemplaren, gelegentlich auch in kleinen Trupps, auf den umliegenden Gewässern beobachtet werden. Im Verlauf der siebziger Jahre nahm die Zahl der rastenden Haubentaucher ganz erheblich zu und erreichte sein Maximum zu Beginn der achtziger Jahre (Maximum mit 788 Exemplaren am 10. 07. 1983 / Zimmermann). Später gingen die Zahlen etwas zurück, liegen aber immer noch erheblich höher als früher.

Bemerkenswert ist, daß sich die Haubentaucher fast ausschließlich auf der freien See aufhalten, selten über flacheren Gewässerteilen.

Außerdem handelt es sich wohl zum größten Teil um Nichtbrüter, diesjährige Jungvögel wurden ausgesprochen selten gesehen.

Worauf die bedeutende Zunahme auf der freien See zurückzuführen ist, bleibt noch unklar. Offensichtlich haben sich die Ernährungsmöglichkeiten im Rastgebiet erheblich verbessert. Möglicherweise ist auch der Brutbestand in den letzten Jahren angewachsen, obwohl keine großräumigen Bestandstrends zu beobachten sind.

Auch die *Eiderente* ist eine Art mit stark zunehmender Tendenz, während sie in den vierziger und fünfziger Jahren eine zwar regelmäßige, aber keinesfalls häufige Erscheinung war (fast ausschließlich Jungvögel und z. T. Weibchen), hat ihre Zahl seit den sechziger Jahren auch im Sommerhalbjahr ständig zugenommen. Nachdem Nehls am 12. 05. 1962 ca. 750 Eiderenten weit draußen auf See hatte zählen können, wovon mindestens 50 bis 70 % adulte bzw. fast ausgefärbte Männchen waren, häuften sich in den folgenden Jahren die Beobachtungen in den Sommermonaten. Im Herbst erfolgt wohl ab Ende September ein Zuzug, der den ganzen Oktober andauert. Die Maximalzahlen im Frühjahr liegen bei 7000, im Spätsommer und Herbst bei ca. 5000 Tieren.

Die ganz erhebliche Zunahme der über-sommernden Eiderenten dürfte im Zusammenhang mit der Eutrophierung der westlichen Ostsee stehen, die zu einer erhöhten Muschelproduktion als Grundlage für die Ernährung der Eiderenten geführt hat. Messungen über die quantitativen Zusammenhänge stehen allerdings noch aus.

### Schlußfolgerung

Die Zunahme von Vogelarten, die sich von Fischen bzw. von Muscheln und Schnecken ernähren, läßt die Schlußfolgerung zu, daß es auch bei diesen Nährtieren zu einer erhöhten Vermehrungsrate gekommen ist. Das könnte insbesondere bei den Muscheln daher rühren, daß ein höherer Trübstoffgehalt des Wassers verbesserte Aufwuchsbedingungen für die filtrierenden Muscheln geboten hat, was wiederum auf eine erhöhte Phytoplanktonproduktion zurückzuführen ist: alles Folgen einer verstärkten Nährstoffzufuhr mit einer zwar erhöhten Primärproduktion, aber andererseits auch einem vermehrten Anfall an to-

ten organischen Substanzen, deren Aufbereitung durch Mikroorganismen bedeutende Sauerstoffmengen verbraucht, die unter ungünstigen Bedingungen zu einem völligen Sauerstoffschwund mit den entsprechenden negativen Auswirkungen für das pflanzliche und tierische Leben führte. Daß sich die Lebensbedingungen zumindest in Bodennähe in weiten Teilen der Wismar-Bucht verschlechtert haben, läßt sich z. B. an dem erheblichen Rückgang der Plattfischbestände erkennen; so ging der Fang innerhalb des Zeitraumes von 1977 bis 1986 auf fast ein Zehntel zurück.

Neben der Eutrophierung spielt für die Gewässer der Wismar-Bucht auch der Eintrag von Abwässern eine Rolle, der ebenfalls zu einer Veränderung der Flora und Fauna führen kann.

Voraussetzung für die Einschätzung der sich in solchen Ökosystemen wie dem Feuchtgebiet »Wismar-Bucht« vollziehenden Veränderungen ist ein abgestimmtes, langjähriges Monitoring-Programm, das alle wesentlichen abiotischen und biotischen Parameter erfaßt. Das ist eine Aufgabe, die in erster Linie den staatlichen Dienststellen obliegt und die die Mitwirkung sowohl von ökologischen Forschungseinrichtungen als auch von Mitgliedern von Naturschutz- und Umweltschutzverbänden erfordert. Nur auf der Grundlage von gesicherten Basisdaten und entsprechenden Forschungsergebnissen kann eine Konzeption zur Sanierung des Gebietes erarbeitet werden.

In welchem Maße »Freizeit-Biologen« zur Aufklärung der vielfältigen Beziehungen in einem ökologischen System beitragen können, sollte gezeigt werden.

### Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. Ulrich Brenning  
Universität Rostock  
Sektion Biologie  
Freiligrathstraße 7/8  
O-2500 Rostock



Abb. 11. Kormorane (hier eine Kolonie in Mecklenburg) gehören zu den Rastvögeln auf Langenwerder (Foto: E. Schrey).

# Der Beitrag der wissenschaftlichen Vogelberingung in der DDR zur naturschutzorientierten Grundlagenforschung

Von Axel Siefke

In manchmal schmerzhafter Form weist die weltweite Praxis des Naturschutzes auf die gegenseitige Bedingtheit von Schutz und Forschung. Die Forschung wird erst mit der Umsetzung ihrer Ergebnisse in zielgerichtete praktische Maßnahmen sinnvoll, wie auch der Schutz erst effektiv wird, wenn er auf durch Forschung zu gewinnenden gesicherten Erkenntnissen aufbauen kann. In diesem Sinn sehen wir die wissenschaftliche Vogelberingung als ein Spezialgebiet der Ornithologie und diese wiederum als wichtige, stark von der Öffentlichkeit beachtete Disziplin einer naturschutzorientierten Grundlagenforschung.

## Das Anliegen

Um das auszuführen, soll nachfolgend ein kurzer Abriß der wissenschaftlichen Vogelberingung im Bereich der Vogelwarte Hidensee gegeben und über deren derzeitige Einbindung informiert werden. Dafür ist nicht nur ein allgemein-aktuelles Interesse vorstellbar, sondern mit dem Blick auf das künftige Profil des Beringungswesens in einem einheitlichen Deutschland könnten damit wohl auch spezifische, im einzelnen später näher zu diskutierende Anregungen verbunden sein.

Gleichzeitig soll beansprucht werden, der Arbeit von Beringern und Beringungszentralen künftig auch von »außen« mehr Aufmerksamkeit zu widmen und ihr deutlichere Orientierungshilfen zu geben. Immerhin schließt sie in bestimmter Weise die Mani-

pulation von bisher allein in der DDR jährlich rund 100 000 Vögeln als geschützten Naturobjekten ein, wobei ein Riesenberg biologisch relevanter Daten angehäuft wird. Und mit fast 400 ehrenamtlichen, gut organisierten Mitarbeitern wird ein nicht unwesentliches Potential zusätzlicher Forschungskapazität erschlossen! Das macht eine solche Einordnung notwendig, wie sie vom heutigen und noch mehr vom künftigen Bedarf an Beringungsergebnissen (Ergebnissen im weitesten Sinn) in der Ornithologie und der angewandten Ökologie als den Wissensgrundlagen zeitgemäßen Naturschutzmanagements bestimmt werden. Sie ist also nicht nur von den »zuarbeitenden« Beringern, sondern mehr noch von den auswertenden Ornithologen und den integrativ tätigen Ökologen vorzunehmen.

## Zur Spezifik der wissenschaftlichen Vogelberingung

In einem solchen Zusammenhang sind vor allem die Aufgabenstellung für die wissenschaftliche Vogelberingung und deren Umsetzung im Alltag zu diskutieren. Das kann nicht geschehen, ohne sich stets bestimmter Sachverhalte bewußt zu sein. Diese ergeben sich

1. Aus der Unersetzbarkeit der Methode »Markierung«, um individuelle Leistungen von Vögeln erkennen zu können.
2. Aus der Langfristigkeit der Datensammlung, die objektiv durch die ge-

ringe Häufigkeit vieler Vogelarten, die Schwierigkeiten des Fanges, die Generationsdauer der Vögel und Wiederfundraten von z. T. nur 1–2 % bedingt ist.

3. Aus der Großräumigkeit, in der sich das Leben der Vögel vollzieht. Sie führt zur Verteilung der Wiederfunde z. T. über mehrere Kontinente und erzwingt ein internationales Zusammenwirken.
4. Aus dem großen, ehrenamtlich tätigen Mitarbeiterstab. Dessen Potential ist praktisch nicht zu ersetzen, zugleich ist es aber nur mit einer gewissen Flexibilität nutzbar zu machen.

Im Gegensatz zu anderen zoologischen Feldmethoden erfordert das eine Zentralisierung der Daten und der Datenverarbeitung sowie die Koordination der Forschung auf einer höheren Ebene als bei den üblichen, individuell einsetzbaren Untersuchungsmethoden. Dem allen Rechnung tragend, handelt es sich bei der wissenschaftlichen Vogelberingung um ein aus einer Standardmethode gewachsenes Spezialgebiet der Ornithologie, das sich mit einer gewissen Eigenständigkeit frühzeitig institutionalisierte.

## Wissenschaftliche Vogelberingung und Naturschutz-Grundlagenforschung

Dieses Spezialgebiet ist in den dreistufigen Prozeß des Erkenntnisfortschritts der Ornithologie eingegliedert (Abb. 1). Die bei der Kennzeichnung und beim Wiederfund erhobenen Daten vermitteln Aufschluß über die individuellen Leistungen der Ringvögel. In ihrer Summe sind die Daten unverzichtbar für das Kennenlernen und die Beschreibung des Lebens einer Vogelart/-population als der 1. Stufe dieses Prozesses. Gleiches gilt in der Zusammenschau mehrerer Arten für dessen 2. Stufe, die das Erkennen allgemeiner Zusammenhänge und Regeln umfaßt.

Unmittelbare Beiträge für die 3. Stufe des Erkenntnisprozesses, die Naturschutzforschung im engeren Sinn, liefern die mit Hilfe der Beringung gewonnenen Daten dagegen selbst nicht mehr. Erst deren Auswertung auf verschiedenen Ebenen, die nicht mehr Sache des Beringungswesens allein ist und – vor allem bei synoptischen Arbeiten – nicht sein kann, ist dafür wiederum unersetzbar Grundlage. Aus diesem hierarchischen Beziehungsgefüge ergibt sich die in der Überschrift getroffene Feststellung, die Vogelberingung liefere Beiträge zur naturschutzorientierten (ornithologischen) Grundlagenforschung. Sie ist damit als eine ihrer Komponenten anzusehen.

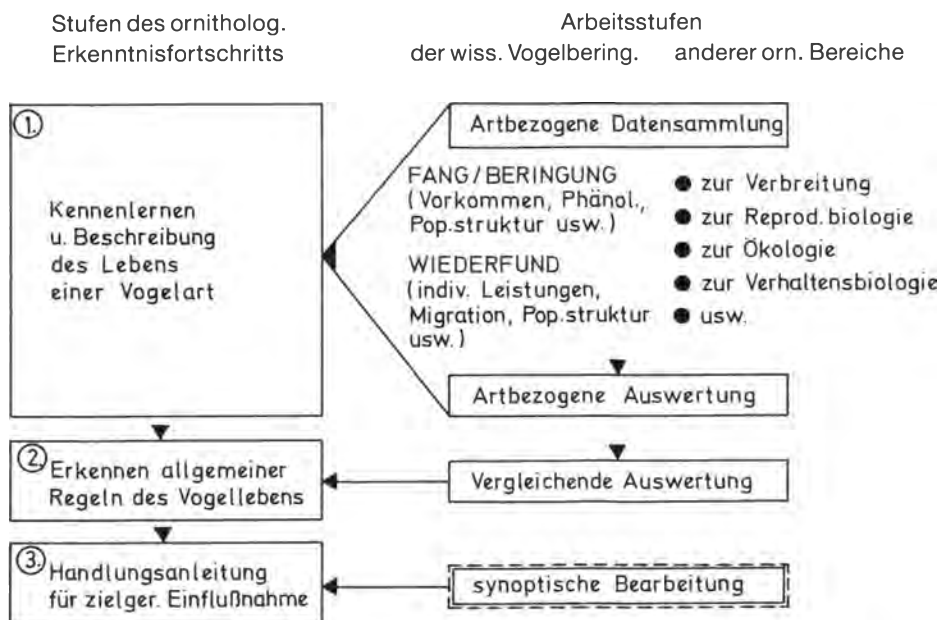


Abb. 1. Eingliederung der wissenschaftlichen Vogelberingung in den ornithologischen Erkenntnisprozess.

## Geänderte Zielstellungen der Datensammlung mit Hilfe der Beringung

In dem Zusammenhang ist mit Nachdruck auf den mit der Entwicklung der Ornithologie insgesamt verbundenen allgemeinen Wandel der Zielstellung für die Datensammlung durch Beringung zu verweisen. In der ersten Hälfte des Jahrhunderts standen (wie bei manchen Beringern und auch einigen Beringungszentralen heute noch!) die für die Vogelzugforschung wichtigen Fernfunde im Vordergrund des Interesses. Heute werden jedoch, und darauf wird in unserem Verantwortungsbereich viel Augenmerk und Arbeit verwandt, vor allem Funde mit populationsökologisch relevanter Aussage benötigt. Diese ist unabhängig von der Entfernung Beringungs-/Fundort, wächst aber, je genauer Herkunft, Alter und Geschlecht der Ringvögel bekannt sind. Dementsprechend wird von uns die Beringung am Geburts- bzw. Brutort forciert und jeder Wiederfund auch am Beringungsort gespeichert. Im Gegensatz zu anderen Auffassungen halten wir gerade die Mehrfachfunde am gleichen Ort quasi als Grunddaten von Populationsstudien für besonders wertvoll. Die nach wie vor benötigten Fernfunde fallen dabei natürlich auch weiterhin an. Gleichzeitig wird auf eine möglichst umfassende Sammlung von Daten am Ringvogel selbst (zu Morphologie und Mauser) sowie von flankierenden Feststellungen zur Brutbiologie (Nestkarten) orientiert.

Mit diesem Wandel wird der sich aus den Umweltveränderungen ergebenden Forderung an die Ornithologie Rechnung getragen, zur Lösung in der Naturschutz-Praxis anstehender Fragen möglichst rasch anwendbare Kenntnisse bereitzustellen.

## Sind weitere Daten überhaupt notwendig?

Im Rückblick auf fast ein Jahrhundert organisierter Beringung und angesichts von über zwei Millionen jährlich in Europa gekennzeichneten Vögel fragen Außenstehende (und keineswegs nur Nicht-Biologen!) oft, ob es damit nicht genug sein könne. Unbeschadet der Notwendigkeit, die vorhandenen Daten intensiver auszuwerten, widersprechen dem jedoch mindestens drei Argumente:

1. Die Pauschalbetrachtung induziert Vorstellungen von einer Datenfülle, wie sie tatsächlich nur bei ganz wenigen Arten gegeben ist. Die Untergliederung der Wiederfunde u. a. nach Art, Alter, Geschlecht, Herkunft, Fundort und -umständen führt sehr schnell zu geringen Materialumfängen, die nur ungesicherte Aussagen erlauben. Daraus resultiert ein derzeit keineswegs generell befriedigender Kenntnisstand.
2. In der Ökologie sind, anders als in den mit reproduzierbaren Bedingungen im Labor arbeitenden anderen Disziplinen, Untersuchungsergebnisse aus anderen Ge-

bieten nur sehr eingeschränkt zu übernehmen. Die Spezifik der jeweiligen Umweltbedingungen äußert sich – auch bei den mobilen Vögeln! – in speziellen populären Reaktionen, die sich *nur* an Ort und Stelle aufklären lassen. Beringungsergebnisse z. B. aus Großbritannien lassen sich auf unser Gebiet kaum übertragen.

3. Neue – präziser: weiter in die Tiefe kausaler Zusammenhänge reichende – Fragestellungen erfordern in jeder Disziplin auch neue Daten. Vertiefte ornithologische Fragestellungen schließen also stets neue, detailliertere Aufgaben der Vogelberingung ein.

Zwei Feststellungen sollen die sich daraus ergebende Situation nur andeuten.

Selbst auf die klassische Frage nach den Überwinterungs- und den Durchzugsgebieten vermögen wir heute zwar für die meisten, aber noch nicht für alle der bei uns vorkommenden Arten eine klare Antwort zu geben, wobei es sich bei letzteren besonders um die sog. Südost-Zieher handelt. Auf der Ebene kleinerer Populationen sind die Antworten durchweg nur beispielhaft, auf der individuellen Ebene (man denke an das Phänomen der Winterortstreue) gar fast nur im Konjunktiv möglich.

Oder: Wieviel oder wie wenig wissen wir tatsächlich über Ausmaß und Ursachen der Sterblichkeit bei den Vögeln? Immense methodische Schwierigkeiten lassen uns bisher allenfalls Relationen und Größenordnungen von Sterberaten erkennen. Für die Aufstellung von Populationsbilanzen benötigte Werte als eine Grundlage gezielter Einflußnahme stehen uns nur in den wenigsten Fällen zur Verfügung.

## Beringung in der DDR im Auftrag der Forschung

Nach all dem muß die wissenschaftliche Vogelberingung im Kontext mit Art und Umfang der ornithologischen Forschung im Territorium gesehen werden. Zu unserer Situation sei dazu in aller Kürze angemerkt, daß sie durch eine verhältnismäßig große Anzahl qualifizierter Amateure (»Laienforscher«) bestimmt wird, während hauptamtliche Stellen, die Forschung an Universitäten usw. seit der radikalen Hochschulreform 1968 sehr begrenzt sind. Den Amateuren müssen durchaus respektable Leistungen in den Bereichen anerkannt werden, die ihnen zugänglich sind. Das sind besonders die Avifaunistik und die Mitwirkung im praktischen Naturschutz, wo ohne sie kaum etwas erreicht worden wäre. Problemorientierte Arbeiten größeren Umfangs sind ihnen jedoch rein zeitlich und technisch kaum möglich, so daß es dabei einen großen Nachholebedarf gibt.

Folge dieser Situation ist eine aus Hidden-seer Sicht bisher unzureichende Rückkopplung der Forschung auf die Beringung. Von wenigen Projekten abgesehen, oblag es ausschließlich der Beringungszentrale, aus ihrer Einschätzung des der-

zeitigen und des künftigen (!) Bedarfs an Beringungsergebnisse die notwendige Orientierung für die Beringer und ihre eigene Arbeit abzuleiten. In einer Reihe anderer Länder ist das eine Aufgabe, die durch ein nationales Komitee oder einen kompetenten Beirat erfüllt wird. Im Zuge der Reorganisation der ökologischen und der Naturschutzforschung in den künftigen fünf östlichen Bundesländern halten wir eine entsprechende Regelung für anstrengenswert.

## Kurz-, mittel- und langfristige Beringungsprojekte

Eine Konsequenz dieser wissenschaftsstrukturellen Gegebenheiten ist eine ausgeprägte zeitliche Staffelung unserer Beringungsprojekte.

Als *kurzfristig* terminiert gelten die mit direktem Blick auf eigene Auswertungen und damit sehr gezielt durchgeführten Beringungsprogramme einzelner Beringer und weniger Institute. Sie sind überwiegend als Populationsstudien konzipiert. Beispiele dafür sind die abgeschlossenen Untersuchungen von MÖCKEL an der Hohltaube oder von STIEFEL und SCHEUFLEDER am Alpenstrandläufer, andere die noch laufenden Arbeiten von PETER an der Dohle sowie der Thüringer Beringer und GÖRNER an Wasseramsel, Eisvogel und Gebirgsstelze. »Professionelle« Arbeiten laufen u. a. an Gänsen (Zentrale für die Wasservogelforschung Potsdam), Greifvögeln und Eulen (Zoologisches Institut Halle) sowie an Zwergseeschwalbe und Sandregenpfeifer (Vogelwarte, Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz Greifswald). Besonderes Interesse verdient das problemorientiert angelegte und die Mitarbeit vieler Beringer suchende sog. Singvogelprogramm, das helfen soll, die Ansiedlerstrukturen lokaler Vogelpopulationen aufzuklären. Dem Kleinvogelzug in Verlandungsbiotopen widmet sich (mit deutlichen Parallelen zum MRI-Programm der Vogelwarte Radolfzell) das von DORSCH betreute *Acrocephalus*-Programm, dem Limikolenzug an der Ostseeküste ein Registrierfang unter BRENNING auf der Insel Langerwerder. Auch die Mitarbeiter am Seeadler-Projekt unter HELANDER (Schweden) mit rund dreißig Beringungen im Jahr sind hier zu nennen.

Bei diesen kurzfristigen Programmen gibt es in den letzten Jahren einen deutlichen Aufschwung, doch wäre zweifellos mehr Tempo und die Einbeziehung weiterer Beringer möglich. Begrenzend wirkt sich der aus dem Mangel an hauptamtlichen Ornithologen resultierende Mangel an engagierten Projektleitern aus. Das gilt besonders für ein dringend benötigtes, über Populationserfassung und Registrierfänge zu realisierendes Monitoring-Projekt.

*Mittelfristig* angelegt ist die verstärkte Beringung und forcierte Datensammlung bei solchen Arten, bei denen wir einen starken Bedarf an Wiederfinden sehen, hinter dem jedoch noch kein konkreter Bearbeiter bzw. Auswerter steht. Solchen Bedarf

sehen wir, nachdem frühere Bedenken gegen ihre Markierung ausgeräumt werden konnten, vor allem bei den bestandsgefährdeten Arten, die unsere besondere Förderung notwendig machen und die als mögliche »Leitarten« für eine populationsökologisch fundierte Naturschutz-Strategie in Betracht kommen. Das steht nicht im Widerspruch zum Vorrang, den der Schutz dieser Arten mehr noch als bei anderen auch vor jeglichen Untersuchungen haben muß, die mit zusätzlicher Gefährdung verbunden sein können. Jede gezielte Beringung bei ihnen erforderte die Zustimmung der entsprechenden Naturschutzeinrichtungen. Das Abwägen des bei jeder Freilanduntersuchung gegebenen Risikos – das mit der Störung durch einen Beobachter als solchem beginnt! – hat dabei sachlich und populationsbezogen zu erfolgen. Eine rein emotionale Betrachtungsweise führte letztlich dazu, jede Forschung an freilebenden Tieren abzulehnen mit der ungewollten Konsequenz, den Artenschutz auf die Grundlage von Vermutungen zu stellen und nach dem simplen Prinzip von Versuch und Irrtum zu praktizieren.

Als letztes zu nennen ist die *langfristig* konzipierte sog. »Vorlaufberingung«. Sie bezieht sich auf solche Arten, die in sehr geringer Dichte vorhanden, schwer zu erlangen sind und/oder nur wenige Wiederfundelieferer. Von den Südostziehern z. B. gibt es kaum Wiederfunde außerhalb Europas. In diese systematisch recht heterogene Gruppe gehören u. a. die kleinen Rallen, die Wachtel, die Waldschnepfe, aber auch Sumpfohreule, Misteldrossel und Schneeammer und sogar relativ häufige Arten wie Neuntöter und Zaungrasmücke. Bei ihnen besteht nur durch das langjährige Bemühen vieler Beringer eine Chance, überhaupt ein nennenswertes Wiederfund-Material zusammenzutragen.

## Zur Lenkung der Beringungstätigkeit

Um den (gerade bei den besten Vogelfängern oft ausgeprägten) »sublimierten Beutetrieb« freizeitaktiver Beringer wissenschaftlichen Erwägungen gemäß zu lenken, werden verschiedene Wege beschritten.

Im Vordergrund steht die Neuzulassung von Beringern nur bei einer Spezialisierung auf bestimmte Arten bzw. Artengruppen. Da jeder Beringer selbst entsprechend auswählen kann, können derart durchaus wissenschaftliches Erfordernis, eigenes Interesse und Freizeitfreude miteinander verbunden werden. Unterstützt wird die Auswahl und die Profilierung der bereits länger tätigen Beringer durch die Festlegung gestaffelter »Beringungswertigkeiten« für die einzelnen Vogelarten und Individuengruppen. Publiziert vorliegend (Ber. Vogelwarte Hiddensee 4, 1983, S. 5–53), sind sie jedem Interessenten bekannt. Zugleich wird er dort auf jene Arten verwiesen, für die sich spezielle Programme besonders lohnen.

Tab. 1. Durch die Vogelwarte Hiddensee für die Beringung gesperrte Arten

|                                                                                                                                              |                                   |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| Vollgesperrt sind                                                                                                                            |                                   |
| – Weißstorch                                                                                                                                 | – Blaumeise                       |
| – Lachmöwe                                                                                                                                   | – Kohlmeise                       |
| – Silbermöwe                                                                                                                                 | – Haus und Feldsperling           |
| – Rauchschnäpper                                                                                                                             | – Grünfink                        |
| – Mehlschnäpper                                                                                                                              | – Berghänfling                    |
| Teilgesperrt sind                                                                                                                            |                                   |
| – Höckerschwan                                                                                                                               | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Sturmmöwe                                                                                                                                  | an den Küstenbrutplätzen          |
| – Rotkehlchen                                                                                                                                | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Amsel                                                                                                                                      | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Singdrossel                                                                                                                                | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Erlenzeisig                                                                                                                                | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Gimpel                                                                                                                                     | abseits vom Geburts- bzw. Brutort |
| – Star                                                                                                                                       | nichtflügge                       |
| Im Rahmen bestätigter Beringungsprogramme für diese Arten, für Registrierfänge, für gebietsbezogene Fänge o. ä. gelten die Sperrungen nicht. |                                   |

Ultima ratio ist die Sperrung häufiger bzw. bereits zahlreich gekennzeichneten Arten für die Beringung (s. Tab. 1). Sie ist dann nur im Rahmen bestätigter Programme möglich. Erfahrungen der Praxis zeigen, daß diese »Ausnahmen« durchaus die Fortführung kontinuierlicher Zeitreihen der Beringung gewährleisten.

Diese Gesichtspunkte insgesamt kennzeichnen unsere »Beringungsphilosophie«, die im thematischen Rahmen der Naturschutzforschung gewiß besonders interessiert. In welcher Form konnte sie jedoch umgesetzt werden, wie funktionierte die wissenschaftliche Vogelberingung in der DDR nun konkret?

## Rechtliche Grundlagen

Ausgangspunkt und bis heute gültige Rechtsgrundlage ist die am 30.1.1964 erlassene »Anordnung über die Beringung der Vögel und der Fledermäuse für wissenschaftliche Zwecke«. Sie übertrug der Vogelwarte Hiddensee als einer Einrichtung der Universität Greifswald die Funktion einer Beringungszentrale, die eigene Ringe zu verwenden hatte. Die Tätigkeit als Beringer setzte eine durch Kursteilnahme und Prüfung nachgewiesene Qualifikation und den Besitz einer durch den Rat des Bezirkes erteilten Beringerlaubnis voraus. Das entsprach prinzipiell der schon mit der Vogelberingungsanordnung vom 17. 3. 1937 eingeführten Verfahrensweise.

Bis 1964 erfolgte die Beringung, wie schon vor dem Krieg, mit Ringen der beiden »alten« Vogelwarten Helgoland und Radolfzell/Rossitten. Hiddensee fungierte lediglich als regionales »Personal- und Beringungsbüro«, ohne mit der Datenbearbeitung und -speicherung befaßt zu sein.

Übergeordnetes Recht stellten das Naturschutzgesetz von 1954 bzw. das Landeskulturgesetz von 1970 mit ihren Ausführungsverordnungen (zuletzt Naturschutzverordnung vom 18.5.1989 und Artenschutzbestimmung vom 1.10.1984) dar.

Zunehmend mehr entsprachen die Vorschriften der Beringungsanordnung von 1964 nicht mehr den gewachsenen Erfordernissen. Eine von uns vorbereitete und mit Beringern ausgiebig diskutierte Neufassung lag seit 1986 als Entwurf vor, ohne die Akzeptanzschwelle der zentralen Behörde überwinden zu können. Sie sah u. a. neue Festlegungen zu Inhalt und Gültigkeit differenzierter Beringungserlaubnisse, zu den Beringungsgemeinschaften sowie den Beringungsobleuten vor. Wir halten den Entwurf für eine recht brauchbare Diskussionsgrundlage, deren Text sich relativ leicht an die neuen Gegebenheiten anpassen lassen wird.

## Die Vogelberinger

Waren 1964 301 zugelassene Beringer tätig, so stieg ihre Zahl inzwischen auf weitgehend flächendeckende 361 an (Abb. 2). Ein seinerzeitiger Richtwert von 300, über den der Aufwand für das Beringungswesen begrenzt werden sollte, verlor mit der zunehmenden Spezialisierung der Beringer seinen Sinn.

Das Bemühen, die Beringungstätigkeit stärker als vordem vom Hobby zur wissenschaftlichen Zu- und Mitarbeit zu entwickeln, wurde stark durch die bereits 1968 für jeden Bezirk erfolgte Einsetzung eines Beringerobmannes gefördert. Dieser war Mittler zwischen Beringern, Beringungszentrale, Rat des Bezirkes und den im Kulturbund organisierten Ornithologen. Er konnte wesentlichen Einfluß auf die Arbeit



Abb. 2. Verteilung der Beringungsgemeinschaften (Dreiecke) und der Einzelberinger (Kreise) in der DDR 1989



und die Arbeitsbedingungen der Beringer nehmen. Gleichem Anliegen entsprach die Zusammenarbeit der Beringer in Beringungsgemeinschaften, die z. Z. etwa 70 % aller Beringer umfassen. Diese Gemeinschaften waren überall dort erfolgreich, wo ihre Mitglieder sich zu gemeinsamen Anliegen bekannten. Durch Gemeinschaftsarbeit rascher und effektiver zu Ergebnissen zu gelangen, sollte nach wie vor aktuelles Anliegen sein.

Insgesamt stellen die engagierten und überwiegend sehr qualifizierten Beringer ein großes Potential dar, das zu fördern und mit Bedacht in die Forschung einzubeziehen ist.

## Vogelringe und -netze

Ausreichend viele und gute Ringe sind die erste Voraussetzung für die Beringung. Trotz aufwendiger Bemühungen gelang es uns in 25 Jahren nicht, Ringe besonders der kleinen Größen in solchen Qualitäten zu beziehen und einzusetzen, wie sie internationaler Standard sind. Auf die Herstellung in der DDR angewiesen, mußten immer wieder Kompromisse zugunsten des zahlenmäßigen Bedarfs und der Kontinuität der Beringungsarbeit eingegangen werden. In dieser Hinsicht sind Fortschritte vordringlich, wofür mit der Währungsunion bereits grundsätzliche Möglichkeiten geschaffen wurden. Über Importe sind rasche Lösungen unkompliziert.

Vogelfangnetze dagegen konnten, wenn auch mit den üblichen planwirtschaftlichen Schwierigkeiten, aus heimischer Produktion einigermaßen bedarfsdeckend bereitgestellt werden. Als sog. Zwirn- oder Monofilnetze wurden sie in einer Reihe von Bezirken über den Naturschutz unentgeltlich zur Verfügung gestellt. Völlig auf Selbsthilfe angewiesen waren die Beringer jedoch, um sich Flügelmaße, Federwaagen etc. sowie spezielle Bestimmungsliteratur zu beschaffen.

## Datenerfassung und -verarbeitung

Der an der Vogelwarte Hiddensee wie an allen Beringungszentralen rasch wachsende Umfang der zu bearbeitenden und zu speichernden Daten veranlaßte bereits 1975, für ihre Handhabung nach rationelleren Verfahren als der konventionellen Listenführung und handbearbeiteten Fundkarten zu suchen. Mit Unterstützung des Rechenzentrums der Universität Greifswald und dank einer beispielhaften Schulungsbereitschaft der Beringer konnte ab 1977 ein Computer eingesetzt werden, um alle Beringungsdaten und ab 1978 auch die Funddaten aufzunehmen und zu verarbeiten. Voraussetzung war eine entsprechende Bearbeitungstechnologie, die seinerzeit eine Parallele nur in dem uns damals unbekannten Verfahren der Beringungszentrale Helsinki hatte.

Ein wichtiger Aspekt dabei war, die bedeutsamen Aussagen der Beringungsdaten für Auswertungen nutzbar zu machen; ein Ansatz, der sich inzwischen besonders für die Anwendung moderner Methoden der Mortalitätsberechnung als höchst wertvoll erwies. Gleichzeitig konnten mit dem Rechner auch alle langfristigen Ortsfunde in einfacher Weise gespeichert werden.

Trotz großer zeitweiliger Schwierigkeiten von der technischen Seite her (u. a. beim Übergang auf eine neue Rechnergeneration), manch zwischenzeitlicher Zweifel und einiger immer noch unerfüllter Erwartungen, muß diese frühe Umstellung auch im Rückblick als richtig und notwendig beurteilt werden. Der computergespeicherte Datenbestand und die inzwischen gesammelten Erfahrungen sind eine Basis, die weit in die Zukunft trägt.

Das gewachsene Leistungsvermögen von Personalcomputern und die Notwendigkeit des Einsatzes effektiver Auswertepro-

gramme – infolge diskontinuierlicher Routineabläufe zwangsweise bisher immer wieder zurückgestellt – veranlassen nunmehr, erneut eine Technologieumstellung vorzubereiten. Das Zusammenfügen von Beringungs- und Fundangaben am PC soll Verarbeitungssicherheit und -geschwindigkeit erhöhen, erleichterter Zugang zu den in der Beringungszentrale gespeicherten Daten, aktuelle Abfragen und rasche Auswertungen ermöglichen. Mit nach mehrjährigen Bemühungen darum jüngst übernommenen Geräten und neuen engagierten Mitarbeitern sind nunmehr die notwendigen Voraussetzungen gegeben.

## Internationale Zusammenarbeit

Die Streuung der Wiederfunde über mehrere Kontinente macht ein internationales Zusammenwirken der Beringungszentralen unerlässlich, um den notwendigen Informationsfluß zu gewährleisten. Ihn stetig zu praktizieren, war nicht immer einfach, wenn z. B. für Mitteilungen in Länder, mit denen es keinen Postverkehr gab, die guten Dienste anderer Beringungszentralen in Anspruch genommen werden mußten. Eine darüber hinausgehende Zusammenarbeit erfolgte seit 1973 mit den Beringungszentralen Bulgariens, der CSFR, Polens, Ungarns und der Sowjetunion. Deren wichtigstes Ergebnis ist die seit 1978 in Moskau begonnene, derzeit bis Band 5 fortgeschrittene, aber leider wenig verbreitete Reihe »Der Vogelzug in Osteuropa und Nordasien« als gemeinsame Ringfundausswertung. Enger wurden im letzten Jahrzehnt aber auch die Beziehungen zur European Union of Bird Ringing (EURING). Die Beteiligung an der EURING Data Bank in Arnhem/Heteren, ein 1987 in Greifswald durchgeführtes Full Meeting, die intensiver werdende Beringung bestimmter »target-species« sowie die Mitarbeit in EURING-Board stehen dafür.

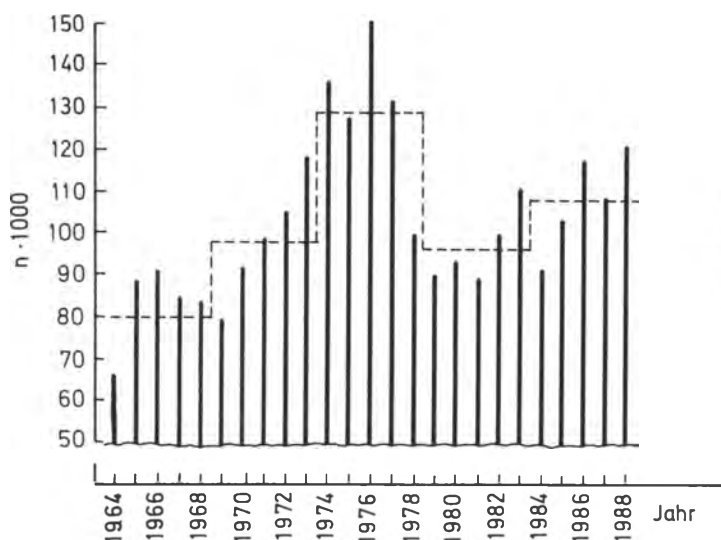


Abb. 3. Anzahlen der beringten Vögel (alle Arten) in den Jahren 1964 bis 1988 (gestrichelt die Mittelwerte fünfjähriger Perioden).

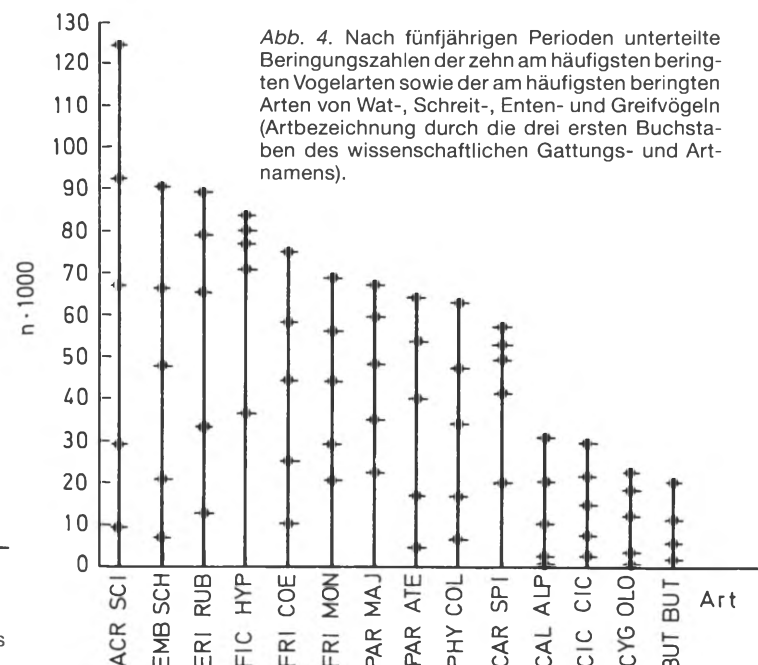


Abb. 4. Nach fünfjährigen Perioden unterteilte Beringungszahlen der zehn am häufigsten beringten Vogelarten sowie der am häufigsten beringten Arten von Wat-, Schreit-, Enten- und Greifvögeln (Artbezeichnung durch die drei ersten Buchstaben des wissenschaftlichen Gattungs- und Art-namens).

## Zu einigen Ergebnissen

Die vom Beringungswesen der DDR erzielten Ergebnisse in Form zusammengetragener Daten und Auswertungen umfassend darzustellen, ist hier weder Platz noch Anliegen. Die stattgefundene Entwicklung soll nur skizziert werden.

**A.** Die Anzahl der beringten Vögel stieg von 67 304 im Jahr 1963 rasch an, erreichte 1976 ihr Maximum mit 150 138 Exemplaren und pendelte sich gewollt inzwischen zwischen 100 000 und 120 000 jährlich ein (Abb. 3). Insgesamt wurden seit 1964 mehr als 2,6 Millionen Vögel aus 315 Arten in der DDR, auf hoher See und in der Antarktis gekennzeichnet.

Die Beringungszahlen der 10 am häufigsten beringten Arten zeigt Abb. 4. Diese Arten stellen  $\frac{1}{3}$  aller Ringvögel, ein international relativ niedriger Wert; wie auch die Arten selbst sich deutlich von den »Tabellenführern« anderer Länder unterscheiden. Der Anteil nicht flügge beringter Vögel, deren Kennzeichnung besonders erwünscht ist, stieg in den letzten Jahren von 30 % auf 35 % an.

Detaillierte Angaben finden sich in einer alljährlich veröffentlichten Statistik. Abb. 5 a–d stellt beispielhaft Auszüge daraus vor, in denen sich die Aktivität der Beringer ebenso widerspiegelt wie die Populationsdynamik der betreffenden Art.

Diese Beringungszahlen verdeutlichen den Einsatz und die Leistungen der Beringer, die oftmals hohe Anerkennung verdienen. Beispiele dafür finden sich en masse in dem Kapitel »Herausragende Beringungen« der jährlichen Beringungsstatistik.

**B.** Aus den Beringungen resultieren jährlich zwischen 6000 und 7000 Wiederfunde, die vor allem in Europa und Afrika, vereinzelt aber auch in den übrigen Erdteilen getätigt werden. Die erst seit 1978 geführte Statistik (Abb. 6) weist darüber hinaus jährlich 1000 bis 1900 Funde ausländischer Ringvögel in der DDR aus.

Die Funde der Hiddensee-Ringvögel werden sowohl auf Magnetband (im Rechenzentrum Greifswald) als auch in Kartenform (in der Zentralkartei der Vogelwarte) gespeichert und stehen dort für Auswertungen zur Verfügung. Bis auf die Wiederfunde weniger Passeriformes konnten die 1964–1977 getätigten Funde rückwirkend inzwischen auf den Rechner übernommen werden.

Vollständig publizierte Fernfundlisten von 26 Arten wurden regelmäßig durch die Vorstellung ausgewählter Wiederfunde aller Arten ergänzt, um Anregungen zu vermitteln sowie um auf Fundmeldung und entsprechende Kontrollen aufmerksam zu machen.

**C.** Nach einer Sammelphase begann die Auswertung des stetig wachsenden Datenmaterials 1974 mit einer Arbeit von SCHÖNFELD über die Schleiereule. Ihr folgten inzwischen zahlreiche andere, die gesondert veröffentlicht, als Diplomarbeiten vorgelegt oder in größere Arbeiten eingegliedert wurden. Sie finden sich u. a. in

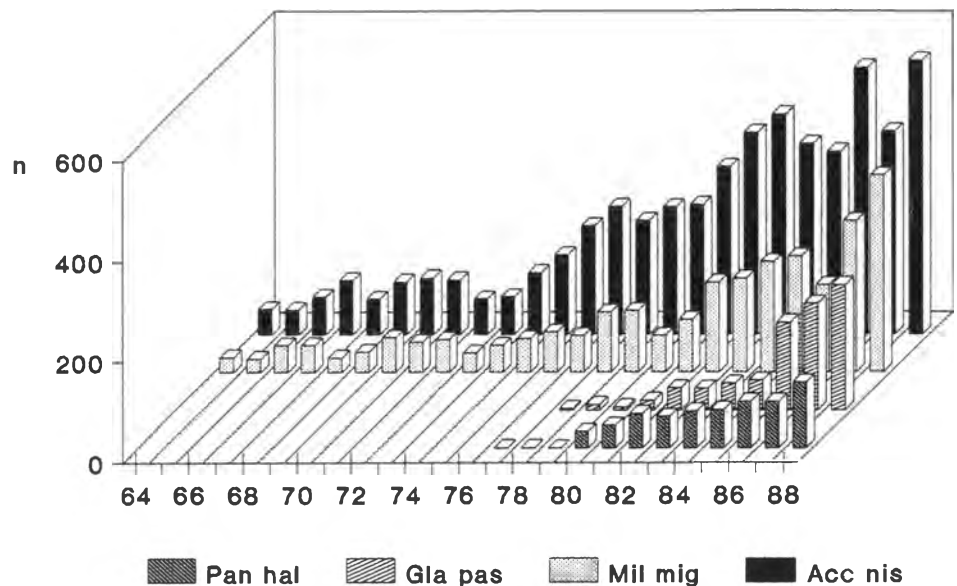


Abb. 5a. Jährliche Beringungszahlen von Fischadler, Sperlingskauz, Schwarzmilan und Sperber: Ausdruck gesteigener Aktivitäten der Beringer.

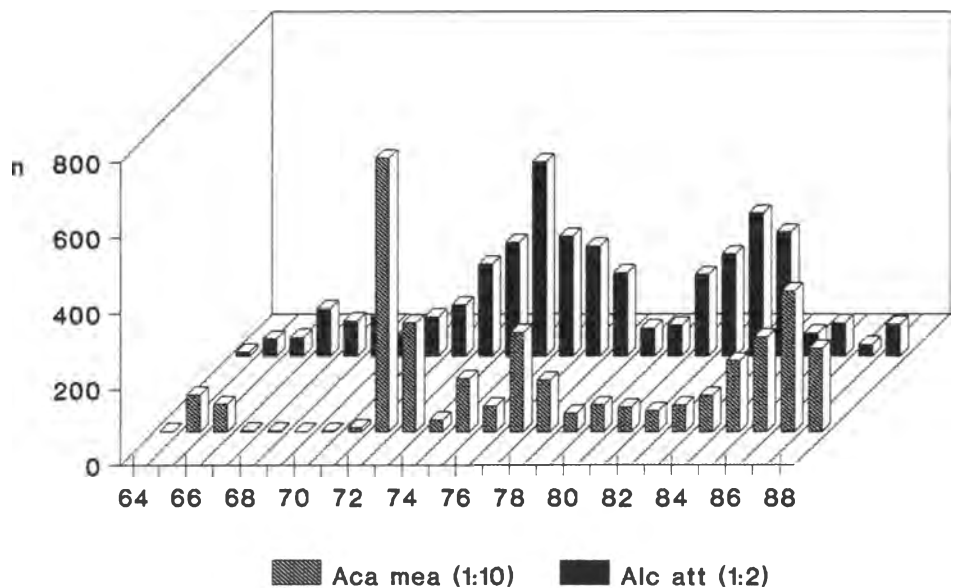


Abb. 5b. Beringungszahlen von Birkenzeisig und Eisvogel: Die natürlichen Bestandsfluktuationen sind sehr deutlich.

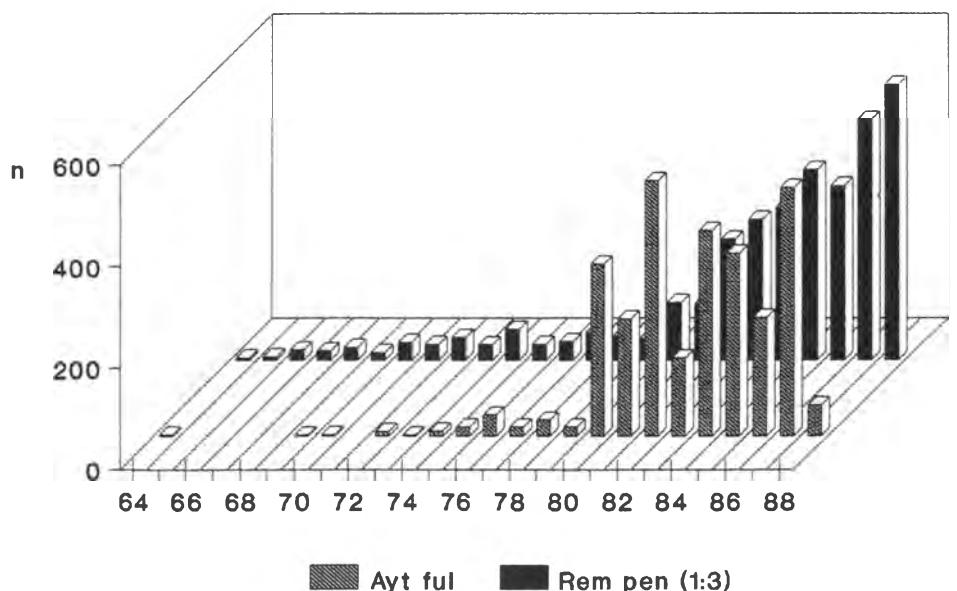


Abb. 5c. Beringungszahlen von Reiherente und Beutelmeise: Zwar im Bestand zunehmende Arten, aber auch von den Beringern bevorzugt gekennzeichnet.

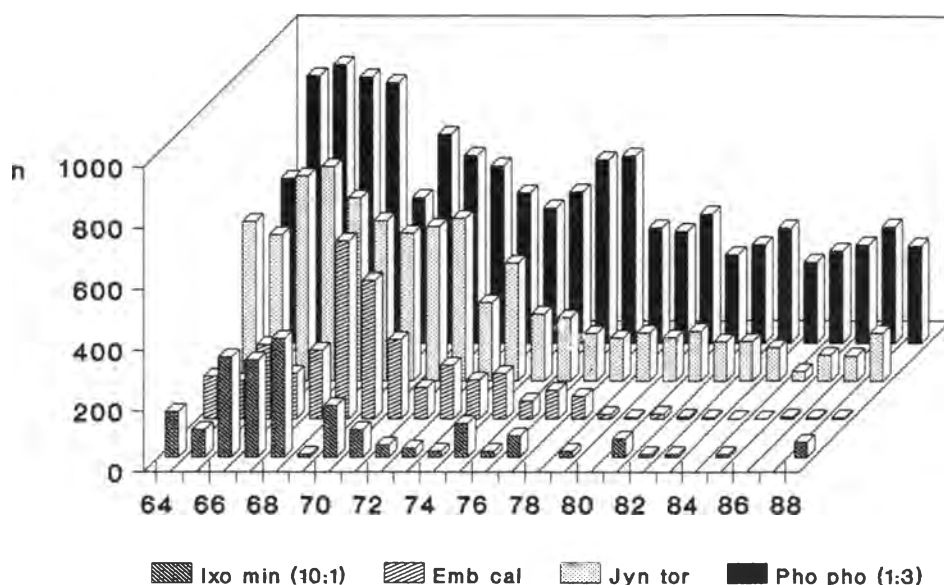


Abb. 5 d. Beringungszahlen von Zwergdommel, Graumammer, Wendehals und Gartenrotschwanz: Ein rasanter Rückgang der Bestände ist offensichtlich. Bei den beiden letztgenannten Arten gab es mit Sicherheit keine nachlassende Beringungsintensität!

über 20 inzwischen erschienenen Heften der Neuen Brehm-Bücherei, in den seit 1981 herausgegebenen »Berichten aus der Vogelwarte Hiddensee« (über 40 Auswertungen) sowie in der Moskauer Vogelzugreihe (in die neben eigenen Beiträgen unser Gesamtmaterial für die behandelten Arten einging). Daneben erfolgte eine stete Datenzulieferung zu größeren, internationalen Projekten und seit 1987 eine Datenübergabe an die EURING Data Bank in den Niederlanden. Letztere verfügt inzwischen über die Hiddensee-Wiederfunde von dreißig Vogelarten.

Die Arbeiten bezogen sich zunächst vor allem auf das räumliche Verhalten (Migration plus Dismigration) einzelner Arten in regionalem bis kontinentalem Maßstab, inzwischen konnten aber auch erste problemorientierte, artübergreifende Auswertungen angegangen werden, z. B. zu Fragestellungen der Dismigration und der Mor-

talität. Sie erforderten bis dato einen (zu) hohen Arbeitsaufwand. In Verbindung mit der begonnenen Technologieumstellung der Wiederfundbearbeitung steht die Erweiterung der PC-gebundenen Auswertemethodik im Vordergrund derzeitiger Bemühungen, um die Schätze der zentralen Datei effektiver heben zu können.

### Ausblick

Mit dem Anschluß der DDR an die BRD werden umfangreiche Neuregelungen auch für die wissenschaftliche Vogelberingung in den fünf neuen Bundesländern zu treffen sein. Sie haben vor allem den föderativen Kompetenzen Rechnung zu tragen und sollten die administrative Rolle der Behörden auf das in demokratischen Staatssystemen übliche Maß zurückführen, bewährte Praktiken zum Nutzen des Beringungswesens aber beibehalten.

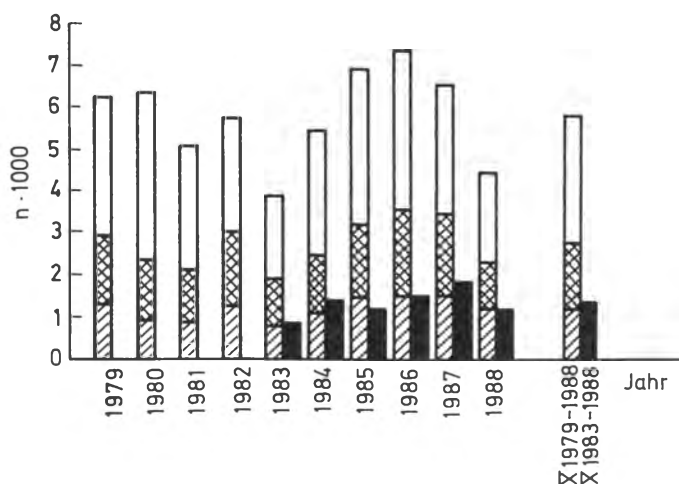


Abb. 6. Wiederfunde von Hiddensee-Ringvögeln 1979–1988 sowie von Auslandsringvögeln 1983–1988. Schräg schraffiert Fernfunde, gerastert Nahfunde, weiß langfristige Ortsfunde (Definitionen s. Ber. Vogelwarte Hiddensee 2/1982: 85), schwarz Funde von Auslandsringvögeln.

Aus dem spezifischen Blickwinkel des Themas und dessen grundsätzliche Seite berührend, sei thesenhaft aber noch einmal herausgestellt:

1. Die Überzeugung, daß die Bedeutung der wissenschaftlichen Vogelberingung künftig eher wachsen als abnehmen wird. Die bisherige Arbeit trug nicht nur zu einer wesentlichen Erweiterung unserer Kenntnisse über das räumliche Verhalten und die innere Gliederung der in Mitteleuropa heimischen Vogelpopulationen bei, sondern schuf auch einen wertvollen Vorlauf für die künftige ökologische Forschung. Diese wird sich im Zuge weltweiter Bemühungen um die Erhaltung der Umwelt des Menschen zwangsläufig intensivieren; daß in solchem Rahmen auch die Erhaltung von Flora und Fauna in ihrer ganzen Artenvielfalt die notwendige Aufmerksamkeit finden muß, ist unbestritten. Schon ihre Öffentlichkeitswirksamkeit wird die Vögel dabei nicht vergessen bleiben lassen. Im aufgezeigten Komplex von Ornithologie und Beringung werden sich beide neuen und höheren Anforderungen zu stellen haben.

2. Die Notwendigkeit, der großräumigen Zusammenarbeit im Fachbereich eine größere Rolle als bisher zuzumessen.

Dabei sind gleichermaßen die internationalen Ansätze dazu, wie sie von EURING immer wieder initiiert wurden, als auch die Zusammenarbeit der drei deutschen Vogelwarten und anderer einschlägiger Einrichtungen zu entwickeln. Im Speziellen geht es vor allem um eine Koordinierung der Datensammlung sowie das rasche Zusammenführen der Beringungsergebnisse und deren Bereitstellung für umfassende Auswertungen, während die aufwendige organisatorisch-technische Arbeit wohl vorläufig weiter dezentral erledigt werden muß. Ins Auge gefaßt ist, bei gegebenen Möglichkeiten später *einen* deutschen Vogelring und dann natürlich eine Beringungszentrale zu haben, wobei die regionalen Zuständigkeiten der drei Vogelwarten erhalten bleiben. Das setzt aber zentrale Entscheidungen voraus, die wohl kaum in Kürze erwartet werden können.

3. Der Wunsch, im allseitigen Interesse rasch zu engeren Beziehungen zwischen wissenschaftlicher Vogelberingung und professioneller Ornithologie im Kontext mit der ökologischen und der Naturschutzforschung zu gelangen.

Die gegenwärtigen umfassenden Neustrukturierungen bei uns sind eine echte Chance, solche wissenschaftsorganisatorischen Beziehungen anzustreben, die dem wissenschaftlichen Handlungsbedarf und den objektiven Erfordernissen der beteiligten Disziplinen gemäß wirklich tragfähig sind. Speziell für das Beringungswesen ist dafür kein wesentlich höherer Aufwand als bisher nötig, er sollte jedoch wirkungsvoller eingesetzt werden können.

### Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. A. Siefke  
Vogelwarte Hiddensee  
O-2331 Hiddensee

# Gefährdung und Erhaltung von Arten und Populationen der autochthonen Gehölzflora der DDR

Von Peter A. Schmidt

## Problemstellung

Erhaltung der Arten- und Formenmannigfaltigkeit der Organismen ist ein zentrales Anliegen des Naturschutzes. Vorbedingung für zielgerichtete und wirksame Schutzmaßnahmen ist die Kenntnis der Sippenstruktur, der Verbreitung und Ökologie der Arten sowie der Faktoren, die in Vergangenheit und Gegenwart als steuernde Größen auf die Populationsentwicklung wirkten bzw. wirken, das heutige Areal prägten und eine eventuelle Gefährdung der Sippen bedingen. Trotz einer traditionsreichen, seit dem Mittelalter betriebenen botanischen Forschung in Mitteleuropa, offenbaren sich im konkreten Fall immer wieder Wissenslücken, ist unsere Kenntnis über die heimische Flora unvollkommen. Selbst bei den Gehölzen, sogar bei wichtigen Baumarten, treten Defizite in der Grundlagenforschung zutage, wenn das natürliche Areal erfaßt werden soll, wenn ein endgültiges Urteil über die Ursprünglichkeit eines vermutlich autochthonen Bestandes gefällt werden soll, wenn die Mindestgröße einer Population oder das Minimalareal eines Schutzgebietes für die reproduktions- und evolutionsfähige Erhaltung einer gefährdeten Sippe festzulegen sind, u. a. m. Auf einige offene Fragen, deren Klärung aus wissenschaftli-

cher und praktischer Sicht für einen wirksamen Artenschutz bei Gehölzen von Bedeutung ist, bin ich bereits an anderer Stelle eingegangen (SCHMIDT 1983, 1989). Die sich ergebenden Probleme bei der Einschätzung der Gefährdung und der Erhaltung von Gehölzarten und deren infraspezifischer Sippen sollen am konkreten Beispiel einiger Gehölzgruppen (besonders Nadelgehölze, Birken-, Weiden- und Rosengewächse) dargestellt werden. Dabei wurden bewußt Gattungen bevorzugt, die nicht selten Mißachtung seitens des Naturschutzes erfahren oder wegen ihres »kritischen Status« unbeliebt sind.

Wenn es um die Erhaltung der Arten- und Formenvielfalt, um die Sicherung des Genreservoirs der Dendroflora geht, ist die gesamte intraspezifische Variabilität zu berücksichtigen (Abb. 1). Intraspezifische Sippen und Hybriden, Bio- und Ökotypen, Mutanten, geographisch isolierte Populationen, Arealgrenzvorkommen, auch wertvolle autochthone Populationen insgesamt nicht gefährdeter Arten dürfen nicht vernachlässigt werden, worauf von mir mehrfach, auch schon im Stadium der Erstellung der ersten »Roten Liste« der DDR (RAUSCHERT 1978) hingewiesen wurde (SCHMIDT 1978, 1983, 1989). Leider bleiben diese Sippen und Populationen in den Ro-

ten Listen beider deutscher Staaten weitgehend unbeachtet. In den letzten Jahren wird die Erhaltung genotypischer Vielfalt verstärkt gefordert (z. B. mehrere Autoren in SCHLOSSER 1982; VELKOV et al. 1988; SCHLOSSER et al. 1989 u. im Druck; RAMEAU und TIMBAL 1987; MACKEVIČ 1987). Je breiter diese Vielfalt, um so höher sind die Potenzen, trotz anthropogener Umweltveränderungen (Immissionen, Eutrophierung, globale Klimaänderung etc.) einer Verarmung der Flora entgegenzuwirken.

## Zur Dendroflora der DDR

Bevor an ausgewählten Beispielen die dargestellte Problematik diskutiert wird, soll ein kurzer Überblick über die gegenwärtige Gehölzflora der DDR gegeben werden. Die DDR ist ein potentielles Laubwaldgebiet. Vor dem komplexen mittelalterlichen Landausbau war fast die gesamte Landfläche der DDR (wieder) waldbedeckt (95–99 % des Territoriums). Die zonale Waldvegetation war relativ arm an Baum- und Straucharten. Durch großräumige Waldrodungen, Waldweide, Niederwaldbewirtschaftung und extensive agrarische Nutzungsformen wurden lichtliebende und/oder konkurrenzarme Gehölzarten gefördert. Auf trockenen Standorten und bei ex-

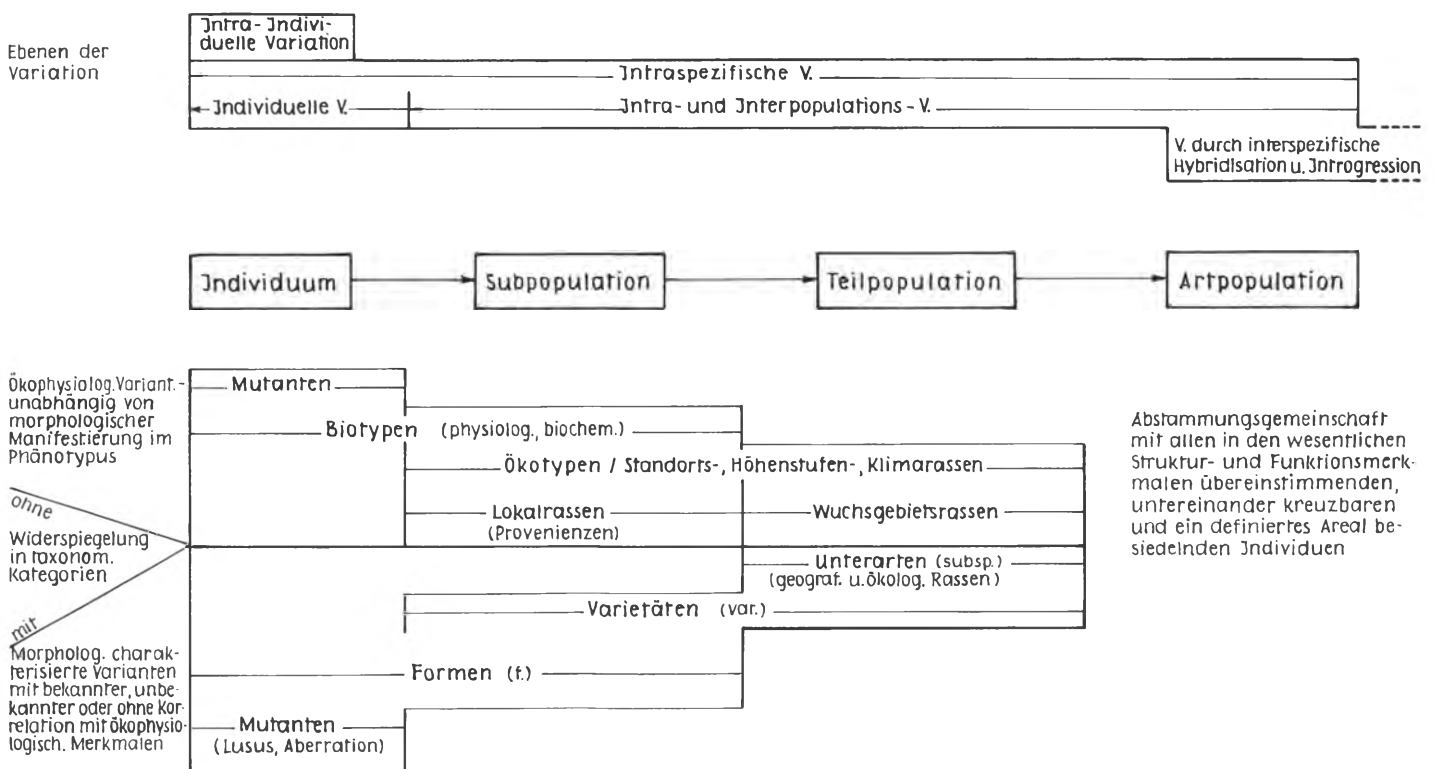


Abb. 1. Die Kenntnis der abgebildeten genetischen Variation polymorpher Baumarten ist wesentlich für die Erhaltung des Genpools der Populationen und damit für Artenschutzmaßnahmen zur Sicherung der Arten- und Formenvielfalt der Gehölzflora.



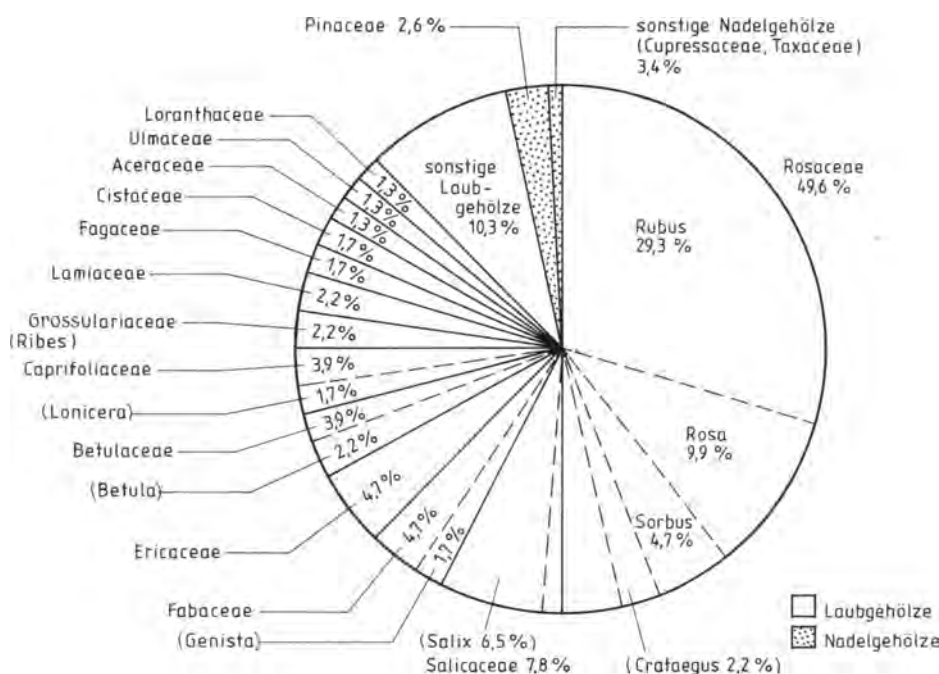


Abb. 2. Die Verteilung der heimischen Gehölzarten auf die einzelnen Pflanzenfamilien (Familien mit mindestens 2 Gattungen bzw. 3 Arten sind speziell ausgewiesen; SCHMIDT 1989a).

tensiver Beweidung der Triften, Magerrasen und Zwergstrauchheiden wurden z. B. Straucharten der Gattungen *Crataegus* und *Rosa* oder Zwergsträucher wie *Thymus*- und *Genista*-Arten, auf grund- oder fließwasserbeeinflussten Standorten viele *Salix*-Arten in ihrer Ausbreitung begünstigt. Arten, die ursprünglich nur inselartig an Waldgrenzstandorten oder auf Waldlichtungen wuchsen, dehnten ihre Areale aus, besiedelten die Waldränder, Gebüsche, Hecken, Steinwälle und anthropogene Grasfluren. Die Chancen zur Hybridisation und Ausbreitung oft besonders wüchsiger Bastarde bei Gattungen wie *Rosa*, *Crataegus* oder *Salix* stiegen enorm. Besondere Reproduktionsmechanismen (Hybridisation und Apomixis) steigerten die Formenvielfalt der *Rubus*-Arten. Durch Anbau von Gehölzen und Verwilderungen kam es bereits zur genetischen Beeinflussung von Wildpopulationen der gleichen Gattungen durch Hybridisation (z. B. *Malus*, *Pyrus*, *Ribes*, *Populus*, *Salix*).

Die vor etwa 200 Jahren einsetzende Bevorzugung der Nadelbäume durch die sich entwickelnde Forstwirtschaft bedingte einen grundlegenden Baumartenwechsel in den Wäldern, der nicht ohne Einfluß auf die sonstige Artenstruktur der Wälder blieb. Bereits in der vorindustriellen Phase der Landnutzung zurückgegangene Baumarten wie Eibe und Tanne wurden durch die Einführung neuer Waldbausysteme (schlagweiser Hochwald) erneut benachteiligt. Die Umwandlung der Laubwaldökosysteme, in denen Kiefer und Fichte als Mischbaumarten vorkamen, in Forsten reduzierte das Areal autochthoner Bestände der beiden Koniferen auf die natürlichen Kiefern- (nährstoffarme Sandstandorte, oligotrophe Moore) und Fichtenwälder (Kammlagen der Gebirge). Aber auch hier wurden sie auf Restpopulationen, die der

Beeinflussung durch die angebaute fremden Herkunft ausgesetzt wurden, zurückgedrängt. Durch die industrielle Entwicklung in diesem Jahrhundert und die Intensivierung der Landnutzung in den 60er Jahren entstanden neue Dimensionen in der anthropogenen Einflußnahme auf die Vegetation und Flora. Immissionen mit ihren direkten und indirekten Schädigungen, Eutrophierung, Grundwasserabsenkung, Folgen industriemäßiger Produktionsmethoden in Land- und Forstwirtschaft, überhöhter Wildbestand in den Wäldern, Anbau fremdländischer Arten u. a. beeinflussten nachhaltig den Artenbestand der Gehölzflora, verursachten Rück-

gang und Gefährdung zahlreicher Arten und engten das Genreservoir ein.

Nur wenige heimische Gehölze sind in Ausbreitung begriffen (z. B. *Acer platanoides*, *Clematis vitalba*, *Sambucus*). Die aktuelle Gehölzflora der DDR umfaßt 232 Arten, dabei sind sowohl Zwerg- und Halbsträucher als auch Kleinarten »kritischer« Formenkreise und im Artstatus umstrittene Sippen einbezogen. Trotzdem entspricht dies lediglich einem Anteil von 12 % der Gefäßpflanzenflora der DDR. Damit ist die Dendroflora im Vergleich zu anderen Laubwaldgebieten der gemäßigten Breiten der Erde ausgesprochen artenarm (vgl. SCHMIDT 1989). Den Anteil der Arten an den verschiedenen Familien und der einzelnen Lebensformen am Gesamtbestand der Gehölzflora geben die Abbildungen 2 und 3 wieder. Auf der Basis einer Checkliste der Gehölzarten der DDR wurde eine Einstufung der Arten zu Gefährdungskategorien vorgenommen. Wenn sich auch durch neuere Erkenntnisse einige Umstufungen (z. B. *Populus nigra* und *Pinus uncinata* zu den stark gefährdeten Arten), Neuaufnahmen (z. B. *Pinus rotundata*, *Malus sylvestris*, *Pyrus pyrausta* zu den potentiell gefährdeten Arten) und andere Korrekturen (z. B. *Rubus*) ergeben, soll auf die bereits publizierte Übersicht verwiesen werden (SCHMIDT 1988, 1989). Insgesamt wurden 44 Arten (= 19 %) der Dendroflora als erloschen (2 Straucharten) oder gefährdet (42 Arten, davon 12 Baumarten) eingeschätzt. Da aber weitere 52 Arten, deren Gefährdungsgrad noch nicht sicher bekannt ist, vor einer endgültigen Klärung ebenfalls als gefährdet betrachtet werden müssen, erhöht sich der Anteil gefährdeter Arten auf 42 % (Abb. 3). Mindestens 22 weitere Arten befinden sich im Rückgang, entweder schrumpft ihr Areal auf dem gesamten Territorium der DDR oder sie sind regional erloschen, verschol-

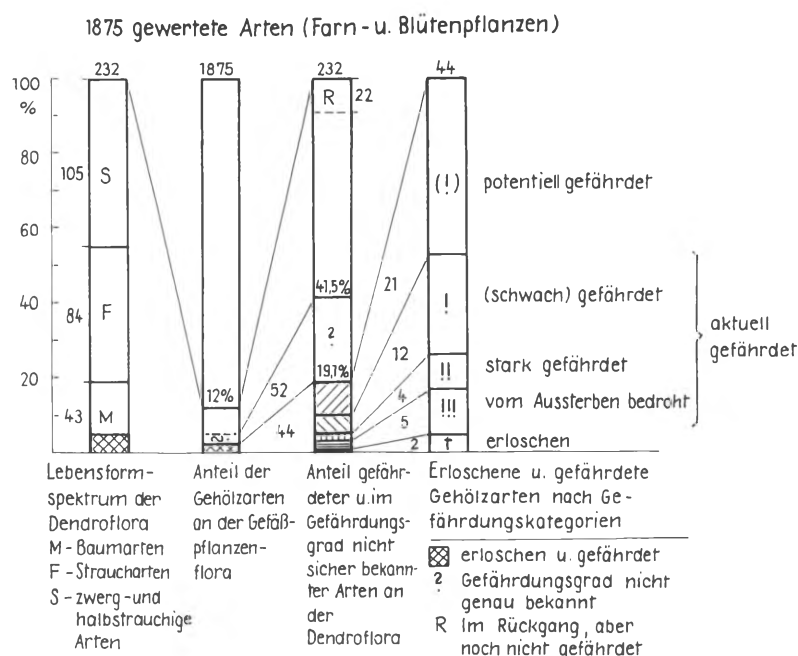


Abb. 3. Lebensformspektrum und Anteil gefährdeter Arten der heimischen Gehölzflora (SCHMIDT 1989a).

len oder gefährdet. Diese Angaben betreffen nur Arten, dagegen blieben gefährdete Sippen oder autochthone Populationen von bisher nicht als gefährdet anzusehenden Arten unberücksichtigt. Artenschutzmaßnahmen müssen aber die gesamte Arten- und Formenvielfalt umfassen, wobei natürlich im Gesamtareal besonders gefährdeten Sippen Priorität zukommt. Über mögliche und notwendige Erhaltungsmaßnahmen in situ und ex situ für Gehölze liegen eine Reihe von Publikationen vor (z. B. ALBRECHT 1987; BRAUN et al. 1987; HAUPT 1987; MACKEVIČ 1987; SCHLOSSER et al. 1989 u. im Druck; SCHMIDT 1983, 1989; VELKOV et al. 1988). Eine gedrängte Darstellung der wesentlichen Erhaltungsstrategien vermittelt Abbildung 4. Einige Probleme, die sich bei der Erhaltung der Arten- und Formenvielfalt offenbaren, werden im folgenden Abschnitt diskutiert (auf Wiedergabe der Autorennamen bei den Taxa wird verzichtet – Nomenklatur vgl. ROTHMALER 1986, 1987). Als Artenschutzmaßnahmen kommen dabei zur Anwendung:

### 1. Erhaltung »in situ« (Biotopschutz und -pflege)

- Nutzung des unter den dargestellten Gesichtspunkten auszubauenden Schutzgebietssystems (z. B. Biosphärenreservate, Naturschutzgebiete, Flächen-Naturdenkmale) zur Erhaltung der genetischen Ressourcen der Dendroflora unter besonderer Beachtung gefährdeter Arten, intraspezifischer Sippen, Ökotypen und Provenienzen.
- Sicherung reproduktions- und evolutionsfähiger Populationen unter Berücksichtigung populationsökologischer und -genetischer Aspekte durch Erhaltungs- und Förderungsmaßnahmen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten im natürlichen Areal (durch Erhaltung artspezifischer Standortbedingungen, Steuerung entsprechender Sukzessionsstadien und Konkurrenzverhältnisse im Ökosystem, Abwendung belastender oder zerstörender anthropogener Einflüsse, Förderung der Naturverjüngung usw.).

### 2. Vermehrungsmaßnahmen, Umsiedlung und Wiedereinbürgerung

- Generative und/oder vegetative Vermehrung bedrohter Individuen oder Populationen und Ergänzung der natürlichen Populationen durch Pflanzen aus den Nachzuchten.
- Bei unvermeidbaren irreversiblen Standortveränderungen dauernde Umsiedlung auf standortadäquate Ersatzflächen, bei vorübergehenden Standortveränderungen zeitweise Umsiedlung und spätere Rückführung der Pflanzen (»Wiedereinbürgerung«).

### 3. Erhaltung »ex situ«

- Anlage von »Erhaltungskulturen« mit möglichst lebensfähiger Bewahrung des Erbgutes der Population auf besonderen »Schutzflächen«, in bota-

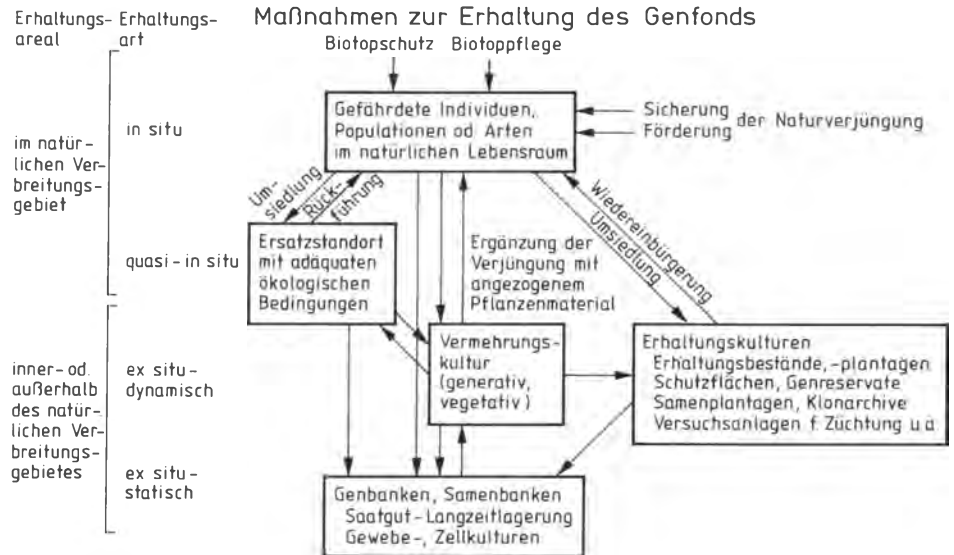


Abb. 4. Maßnahmen zur Erhaltung des Genfonds der Gehölzflora (SCHMIDT 1989a).

nischen Gärten und Arboreten oder durch Forschungs- und Züchtungseinrichtungen der Forstwirtschaft, des Baumschulwesens oder Gartenbaus (Samenplantagen, Mutterpflanzquartiere, Klonarchive usw.).

- Einrichtung von Samenbanken für gefährdete Gehölzarten (Speicherung von Samen, Gewebe- und Zellkulturen).

## Kenntnisstand, Gefährdungsgrad und Schutz ausgewählter Gehölzsippen

### Nadelgehölze (*Abies*, *Taxus*, *Picea*, *Pinus*)

#### *Abies alba*, *Taxus baccata*, autochthone Populationen von *Picea abies*

Die in der DDR noch existierenden Fundorte von Tanne und Eibe konzentrieren sich in Thüringen und Sachsen. Über den gegenwärtigen Stand der Verbreitung und Gefährdung sowie notwendige Maßnahmen zur Erhaltung der beiden schutzbedürftigen Arten liegen eine Reihe von Arbeiten (z. B. HEMPEL 1979; HAUPT 1987; Belegarbeiten an der Sektion Forstwirtschaft Tharandt) vor. Ein beträchtlicher Anteil der Vorkommen befindet sich in Schutzgebieten (NSG, FND). Wesentliche Voraussetzung zur wirklichen Sicherung der Restpopulationen ist jedoch die Umsetzung von Erhaltungsmaßnahmen, so sachgemäße waldbauliche Behandlung der Bestände mit Eibe und Tanne, Förderung und Schutz der Naturverjüngung, Ergänzung der Verjüngung durch Anzucht aus autochthonem Saatgut u. a. Natur- und Kunstverjüngung führen aber nur zum Erfolg, wenn die entsprechenden Flächen durch Gatterung vor Wildverbiß geschützt werden. Ohne spürbare Reduzierung der Wilddichte ist eine langfristige Erhaltung der beiden Arten, die bevorzugt vom Reh- und Rotwild verbissen werden, illusorisch, bei der Tanne

stellt die Minderung der Schadstoffbelastung durch drastische Senkung der Emissionen eine weitere Voraussetzung dar. Immissionen gefährden ebenso die letzten, als Genressourcen unersetzbaren und schutzbedürftigen natürlichen Populationen der Fichte (z. B. NSG Schloßberg im Thüringer Wald, NSG Dreibächel im W-Erzgebirge, Oberharz), wobei für manche der als autochthon bezeichneten Bestände noch der Nachweis der Bodenständigkeit (z. B. Wurzelberg/Thüringer Wald) aussteht. Hier müssen neben forstgeschichtlichen und taxonomischen Untersuchungen Isoenzymanalysen Anwendung finden. Die Erfassung erhaltungswürdiger Populationen der Forstbaumarten und ihre Sicherung durch Ausweisung und entsprechende Behandlung von Schutzgebieten (in situ-Erhaltung in forstlichen Genreservaten) muß wichtiges gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft sein (SCHLOSSER et al. 1989; BRAUN et al. 1987; SCHMIDT und HAUPT, im Druck). Dieses Anliegen kann nicht realisiert werden, wenn sich die bisher in der DDR praktizierte Umweltpolitik nicht grundsätzlich ändert. Solange von der Forstwirtschaft die Minderung von Waldschäden durch aufwendige Konservierungs- und Sanierungsmaßnahmen erwartet wird (deren Durchführung unverständlicherweise in der Öffentlichkeit von staatlichen Organen der Forstwirtschaft noch als Erfolge des Umweltschutzes gepriesen wurden und werden) und nicht die Ursachen bekämpft werden, bleiben alle Bemühungen des Naturschutzes wirkungslos.

#### *Pinus*

Kiefern tauchen in den Übersichten bestandesgefährdeter Arten für die DDR bei RAUSCHERT (1978) und BENKERT (1980) nicht auf. Sippen des in seiner Verbreitung auf das Erzgebirge begrenzten *Pinus-mugo*-Komplexes wurden von mir (SCHMIDT 1989a) in die Kategorien »potentiell gefährdet« (*P. uncinata*) und »Gefährdungs-

grad nicht genau bekannt« (*P. mugo*) eingestuft. Trotz der bereits über ein Jahrhundert währenden, erzgebirgische Vorkommen einschließenden Untersuchungen zur Taxonomie der Berg-Kiefern (von WILLKOMM 1861 bis CHRISTENSEN 1987) scheint noch keine endgültige Klärung erzielt zu sein, so daß die Verbreitung und Gefährdung der Sippen nicht exakt beurteilt werden können. Der Sippenkomplex der Berg-Kiefern (*P. mugo* agg.) umfaßt neben der stets einstämmigen Haken-Kiefer oder Spirke (*P. uncinata*) und der überwiegend strauchigen, aber auch mehrstämmige, kleine Bäumchen bildenden Krummholzkiefer oder Latsche (*P. mugo* s. str.) eine in Wuchsform und Zapfen durch Übergänge gekennzeichnete, offensichtlich hybride-gene Sippe, die Moor-Kiefer (*P. rotundata*; vgl. SCHMIDT 1984). HEMPEL (1979), der *P. mugo* als Kennart der erzgebirgischen Hochmoore bezeichnet, betont »im Gebiet nur in der ssp. rotundata«, HOLUBÍČKOVÁ (1980 in litt.) und CHRISTENSEN (1987) geben dagegen alle drei Klein- bzw. Unterarten für das Erzgebirge an. Nach Verbreitungskarten des letzten Autors gehören sogar alle drei Sippen und der Bastard mit *P. sylvestris* (*P. x rhaetica*) zur Flora des Thüringer Waldes, wo jedoch die Berg-Kiefer nachweislich angepflanzt wurde (RAUSCHERT 1980). In Thüringen ist *P. mugo* agg. nach Vernichtung des (allerdings in seiner Spontanität ebenfalls anzuzweifeln) Vorkommens im Plothener Teichgebiet erloschen bzw. nur noch als Neophyt vorhanden. Eigene Untersuchungen lassen bisher für die DDR autochthone Vorkommen für *P. mugo* s. str. als zweifelhaft erscheinen, dagegen kann im Erzgebirge die Existenz von zwei Sippen, wie sie bereits die sächsischen Floristen um die Jahrhundertwende erkannten (WÜNSCHE und SCHORLER 1919), bestätigt werden. Die charakteristische Sippe der erzgebirgischen Hochmoore ist *P. rotundata*, deren Wuchsform variabel ist (von kleinen strauchigen »Kusseln« und »Moorlatschen« bis zu aufsteigenden oder aufrechten, aber mehrstämmigen baumförmigen »Moorspirken«), daneben tritt selten die einstämmige *P. uncinata* mit ihren unverkennbaren Zapfen auf (z. B. NSG Mothäuser Heide). Zweifel an der Echtheit dieser Sippe sind ausgeschlossen, die Beständigkeit der Merkmale ist durch generative Nachkommen in Kultur belegt (Samenplantage in Graupa). Zweifel könnten höchstens an der Ursprünglichkeit der Vorkommen gehegt werden!

*P. uncinata* ist im wesentlichen pyrenäisch-westalpin verbreitet, sie besiedelt im Gegensatz zum Erzgebirge im natürlichen Areal mineralische Böden. Im vorigen Jahrhundert wurden in Sachsen verschiedentlich Anpflanzungen vorgenommen, für die Saatgut aus den Alpen bezogen wurde (vgl. KÖNIG 1891; HEMPEL 1979). Können wir die bisher nicht angezweifelte Spontanität von *P. uncinata* bestätigen, ist die Sippe nicht nur als potentiell gefährdet einzuordnen, sie ist in Anbetracht der extrem hohen Immissionsbelastung im oberen Erzgebirge aktuell gefährdet, aber

auch die *P. rotundata*-Bestände sind inzwischen so stark geschädigt, daß die Moor-Kiefer zu den in der DDR gefährdeten Gehölzen gehört. Beide Sippen sind in Naturschutzgebieten des Erzgebirges ausreichend repräsentiert. Der Schutzstatus bleibt jedoch ohne Effekt, wenn die SO<sub>2</sub>-Belastung nicht drastisch reduziert wird, selbst bei der angestrebten Senkung um 30 % ist in den Kammlagen des Erzgebirges in den nächsten Jahrzehnten mit weiter zunehmenden Schäden zu rechnen. Die autochthone *P. rotundata* ist außerdem durch wohl gut gemeinte, aber der Erhaltung des Genmaterials der heimischen Populationen von *P. mugo* agg. zuwiderlaufende forstliche Kulturen von Berg-Kiefern fremder Herkunft gefährdet (z. B. im NSG Kriegswiese, Saatgut aus Tirol und Dänemark!). Hier müssen Defizite in der Kooperation von Naturschutz und Forstwirtschaft abgebaut werden. Zur Zeit werden von uns Vegetationsveränderungen in mehreren Naturschutzgebieten des Erzgebirges mit Beständen beider Kiefern untersucht. Ziel ist u. a. die Aktualisierung der Behandlungsrichtlinien mit Festlegung zur Steuerung der Entwicklung in den Moor-ökosystemen und zur Erhaltung der gefährdeten Kiefern-Populationen, soweit es durch Naturschutz-Managementmaßnahmen möglich ist. Nicht verhindert werden können dadurch Schadstoffeinträge und daraus resultierende negative Auswirkungen auf die Pflanzen durch veränderte Boden-, Wasser- und Konkurrenzverhältnisse usw.

Immissionen und Eutrophierung sind auch wesentliche Faktoren für die zunehmenden Schäden bei *P. sylvestris*, einer von der Forstwirtschaft durch Monokulturen weit über ihr natürliches Areal hinaus ausgebreiteten Art. Durch die Vernachlässigung der Herkunftsfrage, Import von Saatgut aus dem Ausland und Fremdbestäubung durch angebaute Bestände ist es im pleistozänen Flachland heute kaum noch möglich, wirklich autochthone Populationen zu finden oder zu erhalten. Nachweisbar vorhandene Naturbestände müssen in Naturschutzgebiete, die damit zugleich als forstliche Genreservate dienen, einbezogen werden. Da es sich meist um sehr nährstoffarme Standorte nahe der Grenzbedingungen für das Baumwachstum handelt, sind aber diese Bestände gegenüber Immissionen besonders sensibel. Dies trifft auch für die isolierten Vorkommen der schutzbedürftigen Restbestände der Höhen-Kiefer (var. *hercynica*) im sächsisch-thüringischen Hügel- und Bergland zu. Die gegenwärtige Verbreitung autochthoner Populationen dieser Kiefer ist unbekannt. Auf den Standorten der Tannen-Höhenkiefernwälder stocken heute gewöhnlich Kiefern- oder Fichtenforsten, dabei wurde bei der Neubegründung der Bestände leider zu wenig oder nicht auf die Verwendung bodenständigen Pflanzenmaterials geachtet. Heute in der hochkollin-submontanen Stufe stockende Kiefernwälder müssen nicht die Höhen-Kiefer repräsentieren. Selbst an den Reliktstandorten der Kiefer (z. B. Steilhänge der Durchbruchstäler am

Rande der Mittelgebirge, Sandsteinfelsen der Sächsischen Schweiz) ist kaum damit zu rechnen, daß sich originale Genotypen in größerem Umfang erhalten konnten, zumindest bei der Naturverjüngung ist mit Beeinflussung durch fremde Provenienzen zu rechnen. Das läßt auch eine Aufklärung der Verbreitung der Rassen der Kiefer und ihre klare Unterscheidung heute illusorisch erscheinen (vgl. SKALICKÁ et al. 1987 für ČSFR).

## Betulaceae (*Alnus*, *Betula*)

### *Alnus*

Trotz der Angaben »verbreitet« für beide deutsche Staaten (wenn auch mit der Einschränkung »oft Neophyt«, ROTHMALER 1986, 1987) oder »Harz, Thüringen – Mecklenburg, z. T. Brandenburg« (KIERMEIER 1988) sind derzeit keine gesicherten existenten natürlichen Vorkommen von *Alnus incana* für das Gebiet der DDR bekannt. Deshalb wurde die Art von mir in die Gruppe der Gehölze, deren Gefährdungsgrad nicht genau bekannt ist (SCHMIDT 1989a), eingestuft. In den Übersichten gefährdeter Arten bei RAUSCHERT (1978) und BENKERT (1980) fehlt die Grau-Erle. In regionale »Rote Listen« (Mecklenburg, Brandenburg) fand sie Aufnahme, aber es bleibt offen, ob und in welchem Umfang sie ursprüngliche Vorkommen besitzt (JESCHKE et al 1978; BENKERT 1978). Für Sachsen ordnete sie HEMPEL (1978) anfangs zu den »begrenzt verbreiteten Neophyten« ein, betrachtete sie als »wohl generell ausgebracht«, weist aber auf »naturnah anmutende Bestände« hin (HEMPEL 1979) und schließt später (HEMPEL 1983) Reliktorkommen aus den Grauerlenauen der ursprünglichen Vegetation des sächsischen Berglandes (»nur noch akzessorischer Bestandteil der Ufergehölze«) nicht aus. Die submediterran/montan-boreal verbreitete Erle erreicht in Deutschland die nördliche und westliche Verbreitungsgrenze. Durch ihren Anbau seit etwa 200 Jahren im Bereich der Arealgrenze und über diesen hinaus (bodenverbesserndes Pioniergehölz – Stickstoffsammler!) und ihre Naturalisation ist die Trennung autochthoner von eingebürgerten Vorkommen heute problematisch. Gelingt der Nachweis der Autochthonie, dann gehört *Alnus incana* zu den infolge Seltenheit gefährdeten heimischen Arten, und die Erhaltung der natürlichen Populationen muß gesichert werden. Bei den sächsischen Vorkommen der Grün-Erle (*Alnus viridis*) ist bekannt, daß sie auf Anpflanzungen (Westlausitzer Bergland um 1850, DRUDE 1902) zurückgehen. Für die Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) gilt es, die besonders wertvollen Herkünfte zu erhalten, denn einzelne Wuchsgebietspopulationen und Ökotypen unterscheiden sich deutlich in morphologischen Merkmalen (Kronenform, Ästigkeit) und Wuchsleistung. Solche Populationen (z. B. im Spreewald) müssen in Schutzgebieten (forstgenetische Reservate) gesichert werden.

## Betula

Die beiden für Deutschland sehr seltenen Strauchbirken *B. nana* und *B. humilis* fanden Aufnahme in die Übersichten gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen bzw. Gehölze (z.B. RAUSCHERT 1978; BENKERT 1980; SCHMIDT 1989a) und in das »Rotbuch« (STÖCKER, im Druck). Von der Zwerg-Birke gibt es im Erzgebirge und Harz noch einige Fundorte, aber natürliche Populationen existieren nur jenseits der DDR-Grenzen, so daß sie für das Territorium der DDR als erloschen eingestuft werden muß. Auf der deutschen Seite des Erzgebirges wurde *B. nana* mehrfach angepflanzt (vgl. WÜNSCHE und SCHORLER 1956; HEMPEL 1979), die einzeln auf DDR-Gebiet des Brockens wachsende Pflanze ist nicht spontan (QUITT u. a. mündl. 1988). Eingebürgert kommt *B. nana* auch in Brandenburg vor (Moor bei Chorin, Anpflanzung um die Jahrhundertwende, ENDTMANN 1982). Durch Anzucht und Auspflanzung von Nachkommen der Wildpopulationen des Harzes westdeutschen Anteil und Schutzmaßnahmen an den ehemaligen Brockenfundorten trägt Wiedereingebürgerung zur Sicherung von Genmaterial dieses Glazialreliktes bei. Nach HEYNERT (1964, 1970) soll eine weitere strauchige Birke als »arktisches Eiszeitrelikt« im Erzgebirge, allerdings auf tschechischer Seite (Hochmoor bei Gottesgab – unweit Staatsgrenze), beheimatet sein: *B. tortuosa*. Es handelt sich jedoch um Hybridpopulationen der Zwerg-Birke mit einer Baumbirke (*B. pubescens/B. carpatica*), die als solche schon von den sächsischen Floristen erkannt wurden (z.B. WÜNSCHE und SCHORLER 1956). Die Baumbirken der DDR sind als Arten nicht gefährdet. Ungeklärt sind aber bis heute intra- und interspezifische Variabilität von *B. pendula*, *B. pubescens* agg. und deren Hybriden, so daß Verbreitung, Gefährdung und Schutzbedarf für bestimmte Sippen (z.B. *B. carpatica*) und wertvolle Ökotypen (z.B. »Grau-Birke« der Oberlausitz, HEMPEL 1979) offen bleiben. Die der Moor-Birke nahestehende und schwierig von ihr abzugrenzende Karpaten-Birke (Kleinart, geographische Rasse oder Ergebnis von Hybridisation?) wächst vorwiegend auf Moorstandorten des Berg- und Flachlandes sowie in Blockhalden-Fichtenwäldern. *B. carpatica* ist in den immissionsgeschädigten Hochlagen der Mittelgebirge als Pioniergehölz besondere Bedeutung beizumessen. Biometrische Analysen im Zadtitzbruch (Übergangsmoor in der Dübener Heide) durch SCHELLHAMMER (1989) ergaben, daß neben *B. pendula* und *B. pubescens* eine Vielzahl intermediärer und in unterschiedlichem Maße diesem oder jenem Elter näherstehender Hybridisationsprodukte vorkommen, darunter häufig ein *B. carpatica*-Typ (nicht die echte *B. carpatica*?) und eine *B. oycoviensis*-ähnliche Pflanze. Erst populationsökologische und -genetische Untersuchungen werden Bausteine zur Klärung der Taxonomie der Birken liefern (vgl. MACHNEV 1986). Sie sind auch Voraussetzung zur Erkennung des

Gefährdungsgrades und zur Einleitung eventuell erforderlicher Schutzmaßnahmen zur Erhaltung wertvoller Populationen bzw. der genetischen Mannigfaltigkeit der heimischen Arten.

## Salicaceae (*Populus*, *Salix*)

### *Populus*

In den DDR-Übersichten bestandesgefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (RAUSCHERT 1978) oder Gehölze (BENKERT 1980) fehlen Pappeln. Von HEMPEL (1978) werden Schwarz-Pappel und Silber-Pappel als gegenwärtig nicht gefährdete Arten mit begrenzter Verbreitung in Sachsen eingeordnet, die erstere als heimische, die zweite als Neophyt. Von mir (SCHMIDT 1989a) wurden beide Arten für die DDR als gefährdet eingestuft, *P. alba* infolge Seltenheit, *P. nigra* mit nicht genau bekanntem Gefährdungsgrad. Bedauerlicherweise sind unsere Kenntnisse über die natürliche Verbreitung dieser allbekannten und wichtigen Baumarten äußerst mangelhaft, das trifft in gleichem Maße für die BRD (vgl. Angaben zu den Verbreitungskarten bei HAEUPLER und SCHÖNFELDER 1989) zu. Autochthone Restbestände sind extrem gefährdet, sie müssen heute für die DDR als vom Aussterben bedroht betrachtet werden. Als kontinental verbreitete Arten der Stromauen erreichen beide Pappeln in der DDR ihre Arealgrenze und waren in ihrer Verbreitung auf größere Flußtäler beschränkt. Veränderung der Standorte und Vernichtung der Weichholz-Auenwälder haben zum Rückgang natürlicher Bestände geführt. Durch den seit drei Jahrhunderten erfolgenden Anbau der Arten und ihrer Hybriden (*P. × canadensis*, *P. × canescens*) wurden die natürlichen Populationen verdrängt und mit fremdem Genmaterial unterwandert. Bei natürlichen Restvorkommen muß beachtet werden, daß bei generativer Reproduktion die Naturverjüngung bereits durch Fremdbestäubung (Pollen von Kultursorten bzw. Hybriden) beeinflusst sein kann. Wirklich autochthone Exemplare bzw. Bestände können damit zusätzlich durch Überalterung gefährdet sein. Erschwert wird die Erfassung noch existenter Vorkommen durch die schwierige Identifikation, insbesondere bei der Schwarz-Pappel. Aus spontan entstandenen Hybriden nach Einführung der Amerikanischen Schwarz-Pappel (*P. deltoides*, seit 18. Jahrhundert) und im Ergebnis künstlicher Kreuzungen sind eine Vielzahl raschwüchsiger Hybridsorten (*P. × canadensis*) ausgelesen worden. Die Unterscheidung dieser Schwarzpappelhybriden, die für landeskulturelle und forstliche Zwecke vom Flachland bis in das untere Bergland an allen möglichen und unmöglichen Standorten angebaut wurden (verstärkt in den 50er und 60er Jahren) und sich einbürgerten, von echten Schwarz-Pappeln bereitet erhebliche Schwierigkeiten. Es ist dringend geboten, die Restpopulationen von *P. nigra* (Oder-, Elbe-, Havel-, Saalegebiet, weitere Flußauen?) und

*P. alba* (nur Odergebiet?) zu erfassen und durch in situ-(Flächen- oder Einzelschutz) sowie ex situ-(durch vegetative Vermehrung Übernahme in Kultur) Schutzmaßnahmen zu sichern. Dabei müssen besonders Altbäume (vgl. HAUPT und JOACHIM 1989 für *P. nigra* in der thüringischen Saaleaue) und ältere Bestände, die aus männlichen und weiblichen Bäumen zusammengesetzt sind (eingeschlechtige Bestände lassen meist auf Anpflanzung einer bestimmten Sorte schließen), untersucht werden, da bei diesen die Wahrscheinlichkeit der Autochthonie am höchsten ist.

Stecklingsvermehrung gefährdeter Exemplare bedingt zwar Klonbildung bei den Erhaltungskulturen und damit eine Einnengung des genetischen Materials, doch ist eine »Alterung« und erhöhte Labilität der Klone bei *P. nigra* kaum zu befürchten, wie die seit dem 18. Jahrhundert in Kultur befindliche Pyramiden-Pappel (*P. nigra* cv. Italica – männlicher Klon, wahrscheinlich aus Oberitalien) zeigt. Die dritte heimische Pappel, *P. tremula*, unterliegt als anspruchsloses Pioniergehölz keiner Gefährdung. Es ist aber noch wenig über ihre ökotypische Differenzierung bekannt. Gelegentlich sind Populationen, die weniger krummschäftig und krüppelwüchsig sind, zu beobachten. Sie erinnern an die schnellwüchsigen, gerad- und schlankschäftigen Bäume, wie sie im Norden und Osten des Areals zunehmend anzutreffen sind.

### *Salix*

Wesentlich artenreicher als die Gattung *Populus* ist die Gattung *Salix*. Sie ist nicht weniger problematisch, sowohl durch ungenügende Kenntnis der Verbreitung vieler Arten (z.B. *S. triandra*, *S. myrsinifolia*) und schwierige Abgrenzung von Natur- und Kulturareal (z.B. *S. alba*, *S. fragilis*, *S. viminalis*) als auch durch leichte Hybridisierung (Tripelbastarde möglich; in Kultur Kreuzung von acht Arten gelungen – MACKEVIĆ 1987), Aufspaltung und Rückkreuzungen hybridogener Nachkommen. Besonders dringlich ist die Klärung der Verhältnisse für die gefährdeten Arten mit begrenzter natürlicher Verbreitung und Ausbreitung durch Anpflanzungen bzw. Eingebürgerungen aus früherer (*S. myrsinifolia*) und heutiger (*S. daphnoides*) Zeit. Die Erhaltung nachweisbar autochthoner Populationen in Schutzgebieten muß die Abschirmung gegenüber Genotypen der Kulturpflanzen gewährleisten. Für *S. daphnoides* ist zu beachten, daß Hybridisierungsgefahr nicht nur bei Anbau fremder Herkunft dieser Art, sondern auch durch die ebenfalls für Küstenschutzpflanzungen verwendete, sehr ähnliche *S. acutifolia* besteht. Bei Vermehrungs- und Erhaltungskulturen kann auf die unproblematische vegetative Vermehrung (Steckhölzer) zurückgegriffen werden. Botanische Gärten lieferten bereits Beiträge zur Erhaltung von Exemplaren gefährdeter bzw. vom Aussterben bedrohter Weidenarten der DDR (vgl. EBEL und RAUSCHERT 1982; SCHMIDT

1983). Für mehrere *Salix*-Arten ist die Erfassung der Verbreitung der intraspezifischen Sippen ein weiteres Problem, so sind bei den Klein- oder Unterarten der potentiell gefährdeten Art *S. repens* unterschiedliche Einstufungen in Gefährdungskategorien erforderlich (kontinental verbreitete, nur »Vorposten« einnehmende ssp. *rosmarinifolia* besonders gefährdet). Bei *S. purpurea* und *S. triandra* ist die Abgrenzung in den Merkmalen und der Verbreitung der jeweils zwei unterschiedlichen geographischen Rassen außerdem durch Anbau und Verwilderung kultivierter Herkünfte erschwert.

## Rosaceae

### Rosoideae (*Rosa*, *Rubus*)

Die Gattungen *Rubus* (nur strauchige Arten berücksichtigt) und *Rosa* haben einige Gemeinsamkeiten. Es handelt sich um »kritische Formenkreise«, deren Reproduktionsverhältnisse die Entstehung von Hybridkomplexen (*Rosa* – Heterogamienkomplex/ungeradzählige Polyploide, *Rubus* – Apomiktenkomplexe/fakultativ apospor-parthenogenetische Samenbildung; HANELT 1982) bedingen und damit Abgrenzung und Bestimmung der Arten erschweren. Rodung und vielseitige Nutzung der Wälder in der Zeit des mittelalterlichen agrarischen Landausbaus schufen strukturreiche Offenlandschaften und lichte, grenzlinienreiche Wälder. Damit waren Voraussetzungen für die Ausbreitung der noch in Entfaltung begriffenen phylogenetisch jungen Rosen und Brombeeren geschaffen. Sie besiedelten Lichtungen, lichte Wälder, Wald- und Gebüschränder, Wegböschungen, Triften usw., wobei durch Expansion der Areale und Aufhebung von Barrieren zwischen isolierten waldfreien Biotopen die Hybridisation gefördert wurde. Schwierige Identifikation der vielgestaltigen Sippen führte zur Vernachlässigung dieser Formenkreise durch Floristik und Naturschutz, worüber die Zuordnung zahlreicher Arten zu den Arten mit unbekanntem Gefährdungsgrad in der Liste bestandesgefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der DDR (RAUSCHERT 1978) Zeugnis ablegt. Bei der Analyse der Gehölzflora der DDR hinsichtlich Artenbestand, Lebensformspektrum und Gefährdungsgrad (SCHMIDT 1989a) ging eine hohe Anzahl von Arten (*Rubus* ohne Lokalsippen 68, *Rosa* 23) ein, wobei die Artenzahl der Brombeeren und die Einstufung der Arten beider Gattungen in Gefährdungskategorien nicht abgesichert werden konnten.

Die ungenügende Kenntnis des Gefährdungsgrades von Rosen- und Brombeerenarten zeigt den Nachholbedarf botanischer Grundlagenforschung auf taxonomisch-floristischem Gebiet. Selbst in Mitteleuropa ist unser Wissen über den Artenbestand der Blütenpflanzenflora unzureichend. Wie sollen aber Verluste an Arten, intraspezifischen Taxa oder Hybriden vermieden werden, wenn wir diese Sippen nicht kennen bzw. erkennen? Die Erhal-

tung der Arten- und Formenmannigfaltigkeit, des Genreservoirs der Flora, setzt deren Kenntnis voraus! In den letzten Jahren haben sich erfreulicherweise einige Berufs- und Freizeitbotaniker den beiden »kritischen« Gattungen gewidmet, und für einige Landesflora liegen erste Ergebnisse vor, so von Brandenburg und Sachsen für *Rubus* (z. B. STOHR 1982–1989; RANFT 1986–1987), von Mecklenburg für *Rubus* (z. B. HENKER 1987) und *Rosa* (SCHULZE und HENKER 1989). RANFT (1988, 1989 in litt.) und HENKER (1989 in litt.) versuchen auch, die *Rubus*-Sippen Gefährdungskategorien zuzuordnen. Für Sachsen wurden von RANFT (1988) je eine Lokalsippe als verschollen bzw. stark gefährdet und 10 Arten als potentiell gefährdet eingestuft. Die stark gefährdete Lokalart (*Rubus misnienensis*), deren Fundorte von 10 (1919) auf zwei zurückgingen, wurde 1984 in einem Botanischen Garten im natürlichen Areal der Sippe (Boselgarten bei Meißen) in Kultur genommen. Später (RANFT 1989 in litt.) schätzt der Autor 14 »weitverbreitete« und zwei »Regional-«-Arten als potentiell gefährdet ein. Für Mecklenburg gibt HENKER (1989 in litt., ebenfalls ohne Berücksichtigung von Lokal- und Individualsippen) 22 Arten als potentiell gefährdet an. Es handelt sich oft um seltene, ozeanisch verbreitete Arten, die im östlichen Arealgrenzgebiet nur durch wenige Vorkommen repräsentiert sind, auch früher kaum häufiger waren. Deshalb werden von beiden Kollegen, die freundlicherweise ihre Angaben zur Verfügung stellten, *Rubus*-Arten als nur gering gefährdet betrachtet. Im Gegenteil, viele Arten befinden sich in Ausbreitung, begünstigt u. a. durch fehlende Nutzung und Pflege von Biotopen (ehemalige Weiden, Straßen- und Wegränder, Böschungen, Waldränder etc.) und zunehmende Eutrophierung nährstoffarmer Standorte. Als Rückgangs- und Gefährdungsursachen für Brombeeren, aber auch Rosen, sind Beseitigung und Veränderung der Lebensräume (z. B. Hecken, Steinbrüche, Waldränder) zu nennen.

Aufgrund unzureichender Kenntnis der Verbreitung der *Rosa*-Arten ist eine Gesamteinschätzung der Gefährdung bis heute nicht möglich. Abgesehen von drei, sich an der Arealgrenze befindenden und gut erkennbaren Arten, die bereits bei RAUSCHERT (1978) zu den in der DDR gefährdeten Arten gestellt wurden und in das »Rotbuch« der DDR (STÖCKER, im Druck) Aufnahme fanden (*R. gallica*, *R. majalis*, *R. arvensis*), können wir über die Schutzbedürftigkeit von Wildrosen keine näheren Aussagen treffen. Bekannt ist, daß regional einige Arten bereits erloschen oder verschollen sind (z. B. *R. jundzillii*, *R. micrantha* und *R. obtusifolia* in Brandenburg, *R. micrantha* und *R. agrestis* in Sachsen, BENKERT 1980; HEMPEL 1978). In einigen Fällen bedarf es auch der Klärung des Indigenats. So sind verschiedentlich *R. pimpinellifolia*-Fundorte als spontan eingestuft worden (z. B. Mecklenburg – nach FUKAREK und HUSE 1985 unter Vorbehalt als ausgestorbene Art, nach HENKER 1989 in

litt. verwilderte Kulturpflanze). Selbst für *R. gallica* in Sachsen (wahrscheinlich im Mittelalter durch Weinbau eingeführt, HEMPEL 1979) oder gar für *R. majalis* (vgl. SCHMIDT in STÖCKER, im Druck) wird gelegentlich die Spontanität in Zweifel gezogen. Die nur von wenigen Fundorten bekannte und dort oft nicht zur Blüte kommende *R. majalis* wurde im Forstbotanischen Garten Tharandt durch vegetative Vermehrung (bewurzelte Sprosse vom Alten Stolberg, S-Harz) in Kultur genommen und blüht regelmäßig (vgl. SCHMIDT 1983).

### Maloideae (*Sorbus*, *Crataegus*, *Malus*, *Pyrus*)

Die Arten der Gattungen *Sorbus* und *Crataegus* zeichnen sich durch geringe genetische Isolierung aus und bilden leicht miteinander Bastarde. Diese Eigenschaft ist der ganzen Unterfamilie Maloideae eigen, selbst Gattungsbastarde sind keine Seltenheit (z. B.  $\times$  *Crataemespilus*,  $\times$  *Sorbo-pyrus*,  $\times$  *Sorbocotoneaster*). Primäre Bastarde zwischen den *Sorbus*-Arten treten vereinzelt im gemeinsamen Verbreitungsgebiet der Eltern auf, sie neigen verstärkt zu apomiktischer Vermehrung, wobei merkmalskonstante Bastardpopulationen entstehen. Aus den Eltern *S. aria* und *S. torminalis* entstandene hybridogene »Kleinarten« treten zerstreut in Thüringen auf. Bisher wurden sechs solcher »Lokalendemiten«, die unter dem »Sammelnamen« *S. latifolia* zusammengefaßt werden können, beschrieben. In ihrer Gesamtheit (als »Sammelart«) sind sie nur potentiell oder kaum gefährdet. Die einzelnen Genotypen sind jedoch infolge ihrer begrenzten Verbreitung in ihrer Existenz bedroht (besonders *S. parumlobata*). Die Population von *S. decipiens* (Burgberg bei Waltershausen) ist in zwei Jahrhunderten von einigen hundert Exemplaren auf etwa 40 geschrumpft (DÜLL 1959). Durch Sicherung der Lebensräume und Förderung der Naturverjüngung, gegebenenfalls Anlage von Erhaltungskulturen (bei akuter Gefährdung) sollte das genetische Material dieser endemischen Kleinarten bewahrt werden. Ähnliche Schutzmaßnahmen müssen für den Speierling (*S. domestica*) ergriffen werden. Die konkurrenzschwache, lichtliebende Art kann sich im Hochwald nicht behaupten, weshalb durch waldbauliche Maßnahmen ein zu dichter Bestandes-schluß verhindert werden muß. Die Art fand Aufnahme in das »Rotbuch« der DDR, obwohl endgültige Beweise über die wirkliche Ursprünglichkeit der Vorkommen nördlich der Alpen noch ausstehen (vgl. SCHMIDT in STÖCKER, im Druck). Ebenso ist die Spontanität der verbreitet kultivierten baltischen Art *S. intermedia* auf Hiddensee, dem einzigen in Betracht zu ziehenden natürlichen Fundort in der DDR, umstritten. Wenn auch eine Klärung noch aussteht, sollte die Erhaltung der Population abgesichert werden. Aufmerksamkeit verdienen weiterhin noch näher zu untersuchende Sippen der Mehlbeere (*S. graeca* und/oder *S. pannonica*?) in Thüringen und



der Vogelbeere (*S. aucuparia* spp. *glabra*) in den Mittelgebirgen. Letztere hat als Pioniergehölz in den stark immissionsbelasteten Kammagen des Erzgebirges besondere Bedeutung bei der Rekonstruktion der geschädigten Waldbestände. Verschiedentlich in den letzten Jahren vorgenommene, dem Naturschutz zuwiderlaufende Begründungen von Kulturen mit Tieflagen-Herkünften von *S. aucuparia* (ssp. *auccuparia*) schlugen meist fehl, damit die Notwendigkeit unterstreichend, autochthones genetisches Material zu erhalten und zu nutzen.

Die Arten der Gattung *Crataegus* neigen stark zur Bastardierung, nicht selten sind Bastardpopulationen lokal häufiger als die Eltern (vgl. SCHMIDT 1981). Der lichtliebende Weißdorn erfuhr ähnlich den Rosen und Brombeeren in der vorindustriellen Phase der Landnutzung eine starke Förderung: Besiedlung der aufgelichteten Wälder, Wald- und Gebüschränder, Hecken, beweideten Trockenhänge usw. Seit Jahrhunderten wird Weißdorn, Arten wie Hybriden, gepflanzt. Es ist heute kaum möglich, ein Bild der Verbreitung der *Crataegus*-Arten zu gewinnen (vgl. HAEUPLER und SCHÖNFELDER 1989 für die BRD), wozu extrem voneinander abweichende taxonomische Auffassungen das Ihre beitragen (vgl. stark differierende Darstellungen in ROTHMALER 1986 u. 1987). Die Mannigfaltigkeit kann aber auf drei Arten(komplexe) und die entsprechenden Hybridkomplexe zurückgeführt werden. In diesem Fall dürfte lediglich *C. palmstruchii* (Klein- oder besser Unterart von *C. laevigata*) als potentiell gefährdet eingestuft werden, da diese Sippe im Gegensatz zu der Angabe im ROTHMALER (1986: Bergland verbreitet, sonst selten) nur selten (echt) auftritt. Die Bearbeitung der Gattung (DOLL) in dieser Flora läßt allerdings den Eindruck entstehen, daß in der DDR zahlreiche »Kleinarten« mit lokaler Verbreitung vorkommen und damit Schutzmaßnahmen ergriffen werden müssen, um endemische Sippen zu erhalten. Dabei wurde die überwiegende Zahl der Arten nur an einem Ort, Parchim in Mecklenburg, nachgewiesen, dem offensichtlich bevorzugten Sammelgebiet des Autors. Es handelt sich um lokale Populationen, meist aus dem Formenkreis der Bastarde. Selbst unter der Voraussetzung, daß auch bei *Crataegus* nach Hybridisierung Apomixis auftreten kann (für Europa noch nicht nachgewiesen), scheint eine Ausscheidung unzähliger »Kleinarten« sinnlos. In Anbetracht der indirekt (Waldrodung, -nutzung, extensive Beweidung der offenen Fluren) und direkt (Anpflanzungen, Heckenpflege) seit dem Mittelalter geförderten Ausbreitung und damit Allgegenwärtigkeit der Weißdorne ergibt sich durch Hybridisierung, Aufspaltungsprodukte und Rückkreuzungen eine solche Vernetzung der Merkmale, daß – selbst Apomixis angenommen – eine Zerlegung der Hybridkomplexe in -zig Arten jeglicher Basis entbehrt und nie zu bewältigen wäre, falls es als notwendig betrachtet werden sollte. Eine Notwendigkeit für den Na-

turschutz – trotz seiner zentralen Aufgabe der Erhaltung der Arten- und Formenmanigfaltigkeit – ergibt sich in keinem Fall. Vernachlässigt wurden in den Übersichten bestandesgefährdeter Arten für die DDR Wild-Äpfel und Wild-Birne. Beide Arten weisen eine begrenzte und nicht sicher bekannte Verbreitung (bei *Pyrus pyraster* auch Areal der beiden Unterarten unklar) auf. Bei der Erfassung der Arten erweist sich die Unterscheidung von Kreuzungsprodukten mit Kultur-Äpfeln oder von alten verwilderten Kultursorten als schwierig. Die Repräsentanz der Wildsippen in Naturschutzgebieten muß überprüft werden, gegebenenfalls sind Ergänzungen durch Schutzflächen vorzunehmen. Dabei sind Pufferzonen, die eine Fremdbestäubung durch Kultursorten unterbinden, einzubeziehen.

#### Prunoideae (*Cerasus*, *Padus*, *Prunus* s. str.)

Die einzige als gefährdet einzustufende Art unter den Kirschen, Traubenkirschen und Schlehen bzw. Pflaumen ist die kontinental verbreitete Steppen-Kirsche (*Cerasus fruticosa*). Ihre im Rückgang befindlichen Vorkommen im mitteldeutschen Trockengebiet stellen eines der westlichsten Teilareale dar. Durch starke vegetative Vermehrung bei fehlendem Fruchtansatz wurde an den verschiedenen Fundorten die Herausbildung eigener Sippen gefördert, es entwickelte sich ein polymorpher Formenkreis, dessen taxonomische Klärung noch aussteht (RAUSCHERT 1972). Die Erhaltung der Vorkommen durch Schutzmaßnahmen ist nicht nur deshalb dringend geboten. Die Art hybridisiert mit anderen Kirschen (Bastarde mit *Cerasus avium* sind wahrscheinlich an der Entstehung der Kulturkirsche beteiligt), nach BREŽNEV und KOROVINA (1981) sogar mit *Padus*- und *Prunus*-Arten. Wenn auch nicht als gefährdet zu betrachten, sollte den Vorkommen der Vogel-Kirsche (*Cerasus avium* spp. *avium*) verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden, sowohl durch Erhaltung in Naturschutzgebieten als auch durch Schonung bei forstlichen Eingriffen in Wirtschaftswäldern.

Bei der Traubenkirsche (*Padus avium*) ist die genaue Verbreitung der seltenen (?boreal-)montanen Unterart spp. *petraea* noch nicht bekannt (vgl. PASSARGE 1987), nachgewiesene Populationen sollten durch Schutzmaßnahmen gesichert werden.

Wenn auch die Schlehen-Bestände durch die Ausräumung der Agrarlandschaft mit dem Einzug industriemäßiger Produktionsmethoden in der Landwirtschaft der DDR vielerorts als Opfer unüberlegter, unökologischer Handlungen des Menschen ausgerottet wurden, ist *Prunus spinosa* nicht als gefährdete Art einzuordnen. Die von ihr geprägten Biotope müssen aber als ökologisch bedeutsame Bereiche in der Agrarflur (u. a. Habitat für 120 Schmetterlings- und 20 Vogelarten, DBV o. J.) unbedingt geschützt werden. Außer-

dem gilt es, die Systematik des Formenkreises der Schlehen aufzudecken, damit gefährdete Sippen erkannt und gezielt erhalten werden können. Bis heute ist unbekannt, wie die Unterarten der Schlehe (ROTHMALER 1986: spp. *fruticans* – »zerstreut?«, spp. *dasyphylla* – »Mittelgebirge selten, weitere Verbreitung ist noch festzustellen«) in der DDR verbreitet sind. Auch der Status dieser Sippen ist noch ungeklärt. Handelt es sich bei »großen oder süßen Schlehen« (*P. fruticans*) wirklich um eine Unterart der Schlehe, ist es eine alte, völlig eingebürgerte Kulturform von *P. spinosa* oder *P. insititia* bzw. ein Hybridisationsprodukt dieser beiden Arten? Da sie zumindest als »überall nicht häufig« (MANG 1972) gilt, sollte eine Erfassung der Fundorte angestrebt werden, um ihren Gefährdungsgrad einschätzen zu können. Zur Unterart »ssp. *dasyphylla*« ist noch weniger bekannt. Die zitierte Verbreitungsangabe »Mittelgebirge selten« ist zweifelhaft, wenn man südost- bis osteuropäisches Areal (BREŽNEV und KOROVINA 1981) in Betracht zieht.

Aus Sicht des Naturschutzes verdient noch eine Art der Gattung *Padus* Erwähnung, die nordamerikanische Späte Traubenkirsche (*Padus serotina*), deren forstlicher Anbau in Deutschland gegen Ende des 19. Jahrhunderts einsetzte und auf dem Gebiet der DDR in den 50er Jahren einen weiteren Aufschwung erlebte. In der BRD wird ihr Anbau in den »Merkblättern über fremdländische Baumarten« (LÖLF) propagiert. Die Art hat sich jedoch in den Wäldern zu einem »Problemgehölz« entwickelt. Sie breitete sich durch starke Naturverjüngung und Tierverbreitung (Vögel, Rotwild) derart aus, daß sie in Eichen- und Kiefernwäldern Brandenburgs und Mecklenburgs einen dichten Unterwuchs bildet. Dadurch wird nicht nur die forstliche Bewirtschaftung der Wälder erschwert und behindert, durch Beschattung und Veränderung der Bodenverhältnisse tritt ein Wandel der Bodenvegetation ein bzw. »erlischt das Bodenflora-Vorkommen sehr bald« (BORRMANN 1987). Die weitere Ausbreitung der Art, vor allem das Eindringen in Naturschutzgebiete, muß verhindert werden. Eine Förderung als Forstgehölz ist aus ökologischen und wirtschaftlichen Gründen abzulehnen, gegen die Nutzung als Ziergehölz im urbanen Bereich oder als Pioniergehölz für Rekultivierung oder Schutzpflanzungen ist nichts einzuwenden.

#### *Viscum laxum*

Die Tannen-Mistel *V. laxum* spp. *abietis* ist ein repräsentatives Beispiel dafür, wie eine Unterart einer nicht gefährdeten Art »unbemerkt« aus einer Flora verschwinden kann, wenn sich Schutzmaßnahmen auf Arten der »Roten Listen« konzentrieren oder beschränken würden. Die Nadelholz-Mistel (*V. laxum*) ist infolge der weiteren Verbreitung der (möglicherweise sich sogar ausbreitenden – vgl. SCHMIDT 1989b) Kiefern-Mistel (ssp. *laxum*) nicht als gefährdet einzustufen. Die in der heimischen

Flora an die Weiß-Tanne gebundene Tannen-Mistel ist dagegen in Sachsen durch Rückgang bis auf zwei Fundorte vom Aussterben bedroht, aber auch in Thüringen stark gefährdet, so daß Maßnahmen zu ihrer Erhaltung ergriffen werden müssen (vgl. HEMPEL 1979; SCHMIDT 1983 u. 1989b; CONRAD 1987). Im Forstbotanischen Garten Tharandt wahrte sie durch Besiedlung fremdländischer Tannen ihre Existenz, ein Beispiel für Artenschutz quasi – in situ (das Arboretum befindet sich innerhalb des natürlichen Areals).

## Literatur

- ALBRECHT, J., 1987: Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt seltener Baumarten in Hessen. – Forst- und Holzwirt 42 (8), 205–208.
- BENKERT, D., 1978: Liste der in den brandenburgischen Bezirken erloschenen und gefährdeten Moose, Farn- und Blütenpflanzen. – Naturschutzarb. Berlin u. Brandenburg 14, 2/3, 34–80.
- 1980: Zum Problem des floristischen Artenschutzes in der DDR unter besonderer Berücksichtigung der Gehölze. – Wiss. Z. Humb.-Univ. Berlin, Math.-nat. R. 29, 277–284.
- BORRMANN, K., 1987: Einbürgerung, Ausbreitung und Vorkommen der Späten Traubeneiche (*Padus serotina* Borkh.) in der Oberförsterei Lüttenhagen (Kreis Neustrelitz). – Bot. Rundbr. Bez. Neubrandenburg 19, 13–18.
- BRAUN, H.; WEISS, M.; KOHLSTOCK, N., 1987: Erhaltung des genetischen Potentials der Fichte (*Picea excelsa*). – Soz. Forstw., Berlin 37, 5, 149–152.
- BREŽNEV, D. D.; KOROVINA, O. N., 1981: Wildwachsende Verwandte der Kulturpflanzen der Flora der UdSSR (Russ.). Leningrad: Kolos.
- CHRISTENSEN, K. I., 1987: Taxonomic revision of the *Pinus mugo* complex and *P. × rhaetica* (*P. mugo* × *sylvestris*) (Pinaceae). – Nord. J. Bot. 7, 4, 383–408.
- CONRAD, R., 1987: Zum Vorkommen und zur Gefährdung der Tannenmistel (*Viscum laxum* ssp. *abietis*) in Thüringen. – Schriftenr. Naturhist. Mus. Schleusingen 1986, 63–68.
- DBV (Deutscher Bund für Vogelschutz), o. J.: Ungeliebter Schwarzdorn. – DBV-Merkbl. Nr. 84/07-008. Kornwestheim.
- DRUDE, O., 1902: Der Hercynische Florenbezirk. Leipzig.
- DÜLL, R., 1959: Unsere Ebereschen und ihre Bastarde. – Die Neue Brehm-Bücherei 226. Luthersstadt Wittenberg. 122 S.
- EBEL, F.; RAUSCHERT, S., 1982: Die Bedeutung der Botanischen Gärten für die Erhaltung gefährdeter und vom Aussterben bedrohter heimischer Pflanzenarten. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 22, 187–199.
- ENDTMANN, J., 1982: Schutzbedürftige Pflanzen unserer Heimat. Die Zwerg- oder Kriech-Birke (*Betula nana* L.). – Kulturinform. Kreis Eberswalde, Sept. 1982, 13–16.
- FUKAREK, F.; HENKER, H., 1983, 1984: Neue kritische Flora von Mecklenburg. – Arch. Freunde Naturgesch. Mecklenb. Rostock 23 (1983), 28–133; 24 (1984), 11–93.
- FUKAREK, F.; HUSE, M., 1985: Verbreitungskarten zur Pflanzengeographie Mecklenburgs. 10. Reihe. Ausgestorbene Arten. – Natur u. Naturschutz in Mecklenburg 21, 3–60.
- HAEUPLER, H.; SCHÖNFELDER, P., 1989: Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. 2. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- HAUPT, R., 1987: Zur Situation der Tanne und Eibe in Thüringen und ihr Schutz. – Sonderh. Naturhist. Mus. Schleusingen. 1986, 51–61.
- HAUPT, R.; JOACHIM, H.-F., 1989: Restvorkommen autochthoner Schwarzpappel (*Populus nigra* L.) in der Saale-Aue. – Landschaftspfl. u. Naturschutz in Thüringen 26, 2, 43–45.
- HEMPEL, W., 1978: Verzeichnis der in den drei sächsischen Bezirken vorkommenden wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen mit Angabe ihrer Gefährdungsgrade. Karl-Marx-Stadt.
- 1979: Die Verbreitung der wildwachsenden Gehölze in Sachsen. – Gleditschia 7, 43–72.
- 1983: Ursprüngliche und potentielle natürliche Vegetation in Sachsen – eine Analyse zur Entwicklung von Landschaft und Waldvegetation. – Diss. B. TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt.
- HENKER, H., 1987: Zweiter Beitrag zur Rubus-Flora von Mecklenburg. – Bot. Rundbr. Bez. Neubrandenb. 19, 19–26.
- HEYNERT, H., 1964: Das Pflanzenleben des Hohen Westerzgebirges. Dresden u. Leipzig: T. Steinkopf-Verlag.
- 1970: Blühende Bergheimat. Leipzig/Jena/Berlin: Urania-Verlag.
- JESCHKE, L. et al., 1978: Liste der in Mecklenburg erloschenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. – Bot. Rundbr. Bez. Neubrandenburg 8, 1–29.
- KIERMEIER, P., 1988: BdB Handbuch. Teil VIII. Wildgehölze des mitteleuropäischen Raumes. 2. Aufl. Pinneberg: Förderges. »Grün ist Leben« Baumschulen mbH.
- KÖNIG, C., 1891: *Pinus montana* Mill. in der sächsisch-böhmischen Oberlausitz nicht spontan. – Sitzungsber. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden, 106–109.
- MACHNEV, A. K., 1986: Über die intraspezifische Variabilität und Populationsstruktur der weißen Birken im Ural (Russ.). – *Ekologija i fiziologija osnovnykh lesoobrazujuščich vidov Urala*. Sverdlovsk, ANSSSR, Uralskij naučny zentr. 3–14.
- MACKEVIĆ, N. V., 1987: Schutz seltener Genotypen der Waldbäume und -sträucher (Russ.). Moskva: Agropromizdat.
- MANG, F., 1972: Eine kleine Schlehenkunde. – Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein 4 (4), 49–54.
- PASSARGE, H., 1987: *Padus avium* ssp. *petraea* im nordherzynischen Bergland? – Feddes Rep. 98, 7–8, 433–440.
- RANFT, M., 1986, 1987: Beiträge zur Rubus-Flora von Sachsen. – Gleditschia 14 (1986), 277–289; 15 (1987), 47–56.
- 1988: Zum Gefährdungsgrad der sächsischen Brombeeren. – Naturschutzarb. in Sachsen 30, 29–31.
- RAMEAU, J. C.; TIMBAL, J., 1987: Protection de la flore et foresterie. – Rev. Forest. Française 39 (1), 25–32.
- RAUSCHERT, S., 1972: Verbreitungskarten mitteldeutscher Leitpflanzen. – 13. Reihe Arbeitsgem. herzyn. Floristen. Wiss. Z. Univ. Halle 21 (2), 7–68.
- 1978: Liste der in der Deutschen Demokratischen Republik erloschenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. Berlin: Kulturbund.
- 1980: Liste der in den thüringischen Bezirken Erfurt, Gera und Suhl erloschenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. – Landschaftspfl. u. Naturschutz in Thüringen 17 (1), 1–32.
- ROTHMALER, W., 1986: Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 4, 5. Aufl. (Hrsg. R. SCHUBERT und W. VENT). Berlin: Verl. Volk u. Wissen.
- 1987: Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 2, 13. Aufl. (Hrsg. R. SCHUBERT, K. WERNER u. H. MEUSEL). Berlin: Verl. Volk u. Wissen.
- SCHELLHAMMER, L., 1989: Das Birkenproblem, dargestellt an den Birken des Zadlitzbruches (Dübener Heide). – Mauritiana, Altenburg 12 (2), 309–321.
- SCHLOSSER, S. (Hrsg.), 1982: Genressourcen für Forschung und Nutzung. – Naturschutzarb. Bez. Halle u. Magdeburg 19, Beih.
- SCHLOSSER, S.; HAUPT, R.; WESTHUS, W., 1989: Wertvolle Gehölzvorkommen in den Naturschutzgebieten der thüringischen Bezirke. – Landschaftspfl. u. Naturschutz in Thüringen 26 (2), 29–43.
- SCHLOSSER, S.; HANELT, P.; REICHHOFF, L. (Hrsg.), im Druck: Wildpflanzen Mitteleuropas. Nutzung und Schutz. Berlin: Deutscher Landw. Verlag.
- SCHMIDT, P. A., 1978: Zu einigen Fragen des Florenwandels und des Florenschutzes. – Florenwandel u. Florenschutz. II. Zentr. Tagung f. Botanik 1977, 97–102. Berlin: Kulturbund.
- 1981: Bestimmungsschlüssel und Bemerkungen zu den in der DDR wildwachsenden Weißdorn-Arten (Gattung *Crataegus* L., Rosaceae). – Mitt. flor. Kart. Halle 7 (2), 73–98.
- 1983: Möglichkeiten und Grenzen des Artenschutzes für Gehölze aus Sicht botanischer Gärten und Arboreten. – Folia dendrol. Bratislava 10, 221–243.
- 1984: *Pinus mugo*. – Gärt.-Bot. Brief 77, 34–39.
- 1988: Zur Kenntnis und Gefährdung der Dendroflora der DDR sowie Maßnahmen zur Erhaltung ihres Genfonds (Russ., engl. Zus.). In: VELKOV et al. 1988: 115–127.
- 1989a: Die wildwachsenden Gehölzarten der DDR. Kenntnisstand – Gefährdungsgrad – Erhaltungsmaßnahmen. – Beitr. z. Gehölzkunde, Berlin 1989, 6–15.
- 1989b: Misteln – Gehölze auf Gehölzen. – Beitr. z. Gehölzkunde, Berlin 1989, 35–44.
- SCHMIDT, P. A.; HAUPT, R., im Druck: Die Erhaltung gefährdeter Arten und Populationen der autochthonen Gehölzflora als Beitrag zur Sicherung der natürlichen Arten- und Formenvielfalt und des genetischen Potentials für die Forstwirtschaft. Vortrag zum Ehrenkolloquium anläßl. 60. Geburtstag von H. THOMASius, Tharandt, Sept. 1989.
- SCHULZE, G.; HENKER, H., 1989: Mecklenburgs Wildrosen (*Rosa* L.). – Bot. Rundbr. Bez. Neubrandenburg 21, 37–56.
- STÖCKER, G. (Hrsg.), im Druck: Rotbuch der Farn- und Blütenpflanzen der DDR. Berlin: Landw.-Verlag.
- STOHR, G., 1982, 1984: Beiträge zur Rubus-Flora von Brandenburg I. 1.–2. – Gleditschia, Berlin 9 (1982), 109–172; 12 (1984), 25–67.
- 1989: Floristische Notizen über die Rubus-Sippen in Brandenburg und benachbarten Gebieten. – Gleditschia 17 (1), 27–63.
- SKALICKÁ, A.; SKALICKÝ, V., 1987: Taxonomic and nomenclatoric notes on the treatment of *Corniferae* for the Flora of Czech. socialist republic. – Novit. Bot. Univ. Carol., Praha 3, 53–62.
- VELKOV, D.; ANČEV, M.; GATEVA, R. (Red.), 1988: Gegenwärtiger Stand der allgemeinen Forschung der natürlichen Dendroflora mit besonderer Berücksichtigung der Erhaltung ihres Genfonds (Russ., z. T. engl.). – Desjatij kongress dendrologov. Sofia: Institut lesa BAN, Botaničeskij institut s botaničeskim sadom BAN.
- WILLKOMM, M., 1861: Beiträge zur Forstbotanik. 1. Versuch einer Monographie der europäischen Krummholzkiefer. – Jahrb. Königl.-Sächs. Akad. Forst- u. Landwirte Tharandt 40, 166–258.
- WÜNSCHE, O.; SCHORLER, B., 1919, 1956: Die Pflanzen Sachsens. 11. Aufl. Leipzig u. Berlin (1919), 12. Aufl. Berlin (1956).

## Anschrift des Verfassers

Prof. Dr. P. A. Schmidt  
Techn. Univ. Dresden  
Sektion Forstwirtschaft  
Pienner Str. 8  
O-8223 Tharandt

# Aufgaben des Forstbetriebes Dresden im Landschafts- und Naturschutz

Von Gesine Ende

## Einige Angaben zum Forstbetrieb Dresden

Der Staatliche Forstwirtschaftsbetrieb Dresden ist einer von zur Zeit 77 Forstbetrieben in der DDR. Wir bewirtschaften eine Holzbodenfläche von 29 000 ha, davon sind 3000 ha Armeegebiet und 500 ha als »nicht eingerichtete Fläche« ausgeschieden. Die Waldgebiete erstrecken sich etwa 40 km in Nord-Süd-Ausdehnung und 50 km in Ost-West-Ausdehnung über die Territorien der Kreise Dresden-Stadt, Dresden-Land, Meißen, Riesa und Großenhain.

Wir sind für die Bewirtschaftung des Gesamtwaldes verantwortlich, der sich neben dem Volkswald (Staatswald) aus ca. 9000 ha vertraglich bewirtschaftetem Wald (Genossenschaftswald), etwa 1000 ha Betreuungswald (Privatwald) und rund 300 ha Stadtwald zusammensetzt. Diese einheitliche Bewirtschaftung aller Waldflächen ist im Sinne einer ökologischen Nachhaltigkeit ein großer Vorteil. In Zukunft wird auch bei uns die Frage des Eigentums eine größere Rolle spielen. Meiner Meinung nach sollte aber unbedingt die weitgehend einheitliche Waldbewirtschaftung, unter Beachtung der Besitzverhältnisse, gesichert werden.

Unser Betrieb gliedert sich in vier Oberförstereien – im südlichen Teil die Oberförstereien Dresdner Heide und Moritzburg, im nördlichen Teil die Oberförstereien Radeburg und Lampertswalde – und 23 Revierförstereien mit je durchschnittlich 1000 ha Waldfläche.

Der Forstbetrieb ist zuständig für den Einschlag und die Reproduktion, d. h. die Pflanzung und Pflege des Waldes, die Manipulation des Holzes einschließlich Transport bis zum Endverbraucher. Die Aufgaben sind also umfangreicher, als dies im allgemeinen in der Forstwirtschaft der BRD der Fall ist.

Einige Zahlen zum jährlichen Produktionsumfang:

- etwa 230 ha Aufforstung
- 600–700 ha Jungwuchs- und Jungbestandspflege
- 130 t Harzgewinnung (die in diesem Jahr beendet wird)
- in den letzten Jahren rund 80 000 m<sup>3</sup>/a Holznutzung.

Der von der Forsteinrichtung 1981 errechnete Nachhaltigkeitsatz liegt für unseren Betrieb bei 65 000 m<sup>3</sup>. Wir haben also wesentlich mehr eingeschlagen. Dabei betrifft die Übernutzung ausschließlich die Baumarten Fichte und Kiefer. Ursache dafür war, daß die in der Planwirtschaft für den Bezirk Dresden im Fünfjahrplanzeitraum streng vorgegebenen Mengen we-

gen der verstärkten Immissionsschäden in den Nachbarbetrieben umverteilt wurden. Für unseren Betrieb stiegen die Planvorgaben von 1984 bis 1989 um etwa ein Drittel. Die entstandenen Kahlfelder wurden zwar alle wieder aufgeforstet, aber diese enorme Erhöhung blieb nicht ohne beträchtliche negative Auswirkungen einerseits auf die Qualität der Walderneuerung und -pflege und zum anderen auf die ökologischen Belange. Dabei standen sowohl aus technischen als auch Absatzgründen den Übernutzungen der Fichte und Kiefer zu geringe Nutzungen im Laubholz bei Buche und vor allem bei den Weichlaubhölzern gegenüber. Hier haben wir teilweise überalterte Bestände, die dringend einer Verjüngung bedürfen. Dieses Jahr können wir auf Grund der veränderten wirtschaftlichen Bedingungen den Einschlag wesentlich reduzieren.

Neben den unmittelbaren Aufgaben der Waldbewirtschaftung ist der Forstbetrieb auch für die Jagd im gesamten Territorium zuständig. Außerdem betreiben wir noch eine 12 ha große Baumschule, ein Wildgehege, verschiedene kleinere Produktionsstätten sowie ein Sägewerk und eine Sandgrube.

## Natürliche Bedingungen

Unser Betrieb erstreckt sich über vier Naturräume (s. AUTORENKOLLEKTIV 1986):

- Dresdner Elbtalweitung
- Westlausitzer Hügel- und Bergland
- Großenhainer Pflege
- Mittelsächsisches Lößhügelland.

Der nördliche Teil des Forstbetriebes wird zum Tiefland gerechnet und ist von diluvialen Sanden überdeckt, wogegen der südliche Teil zum Hügelland gehört und aus Verwitterungsböden des Granit und Syenit besteht, die teilweise hydromorph beeinflusst (25 % aller Standorte) und teilweise von Löß und Sand überdeckt werden.

Als natürliche Waldgesellschaften sind für diesen Raum Eichen-Linden-Hainbuchenwälder und Stieleichen-Hainbuchenwälder, im Übergangsbereich zum Bergland Eichen-Buchenwälder, für extreme Standorte Kiefernwälder sowie entlang der Flüsse Auewälder zu nennen. Die derzeitige Baumartenverteilung (nach Flächenanteilen) sieht natürlich ganz anders aus:

|                         |                         |
|-------------------------|-------------------------|
| 59 % Kiefer             | 9 % Eiche               |
| 11 % Fichte             | 8 % Birke               |
| 2 % Lärche              | 3 % Buche               |
| 1 % sonstiges Nadelholz | 7 % sonstiges Laubholz. |

Die große Vielfalt der standörtlichen Bedingungen und naturräumlichen Ausstattungen gepaart mit unterschiedlichsten

Nutzungsformen führt zu einem großen landschaftlichen Reichtum und auf engem Raum einer Vielzahl unterschiedlicher Lebensräume. In unmittelbarer Nachbarschaft zum Industrieballungsgebiet Oberes Elbtal, dessen Kern die Stadt Dresden bildet und in dem etwa eine Million Menschen konzentriert sind, gibt es kompakte Waldgebiete, Teichlandschaften, ausgedehnte Obst- und Gemüseanbaugelände, Reste der ursprünglichen Auelandschaft, größere Weinanbaugelände, Steilhangbereiche, die teilweise durch perlenschnurartig aufgereichte alte Steinbrüche geprägt sind, sowie vorrangig landwirtschaftlich genutzte Flächen auf den Ebenen.

## Situation und Probleme im Landschafts- und Naturschutz

Um diese Vielfalt zu erhalten, wurde ein großer Teil wertvoller Gebiete und Objekte unter Naturschutz gestellt. Über die Hälfte der Waldfläche unseres Betriebes gehört zu solchen Schutzgebieten. Im einzelnen sind das 17 Landschaftsschutzgebiete (LSG), wie z. B. das »Friedewald und Moritzburger Teichgebiet«, die »Dresdner Heide«, das »Elbtal nördlich Meißen« und die »Lößnitz«, sowie 12 Naturschutzgebiete, ein geschütztes Feuchtgebiet von nationaler Bedeutung, 15 wertvolle Parkanlagen und über 40 Flächennaturdenkmale. Daraus ergibt sich ein enormes Aufgabenspektrum für eine auf den speziellen Charakter und das Schutzziel der jeweiligen Gebiete abgestimmte Waldbewirtschaftung. (Ausdruck dessen ist u. a. der dreimal so hohe Anteil der als Schutzwälder, Schon- und Sonderforsten eingestufte Waldflächen im Vergleich zum DDR-Durchschnitt – Tab. 1).

Tab. 1. Anteile der Bewirtschaftungsgruppen im Forstbetrieb Dresden, verglichen mit der Gesamtwaldfläche der DDR

| Bewirtschaftungsgruppen      | Flächenanteil im StFB Dresden | Flächenanteil im DDR-Durchschnitt |
|------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|
| I. Schutzwälder              | 1 %                           | 1 %                               |
| II. Schon- und Sonderforsten | 43 %                          | 14 %                              |
| III. Wirtschaftswälder       | 56 %                          | 85 %                              |

Der absolute Schwerpunkt ist für unseren Betrieb die Bewirtschaftung der Landschaftsschutzgebiete. So wie für die Naturschutzgebiete Behandlungsrichtlinien, die leider nur zu einem geringen Teil bestätigt vorliegen, werden für die Landschaftsschutzgebiete Landschaftspflegepläne

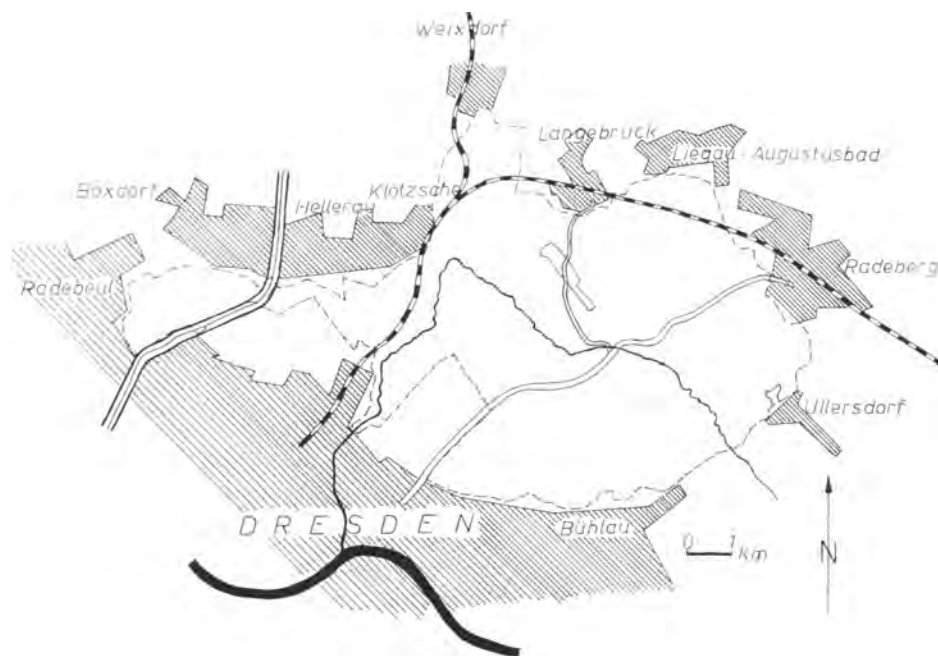


Abb. 1. Territoriale Einordnung des LSG »Dresdner Heide«.

aufgestellt, in denen Maßnahmen zur Entwicklung, Gestaltung und pfleglichen Nutzung festgelegt sind. In der Naturschutzverordnung werden Landschaftsschutzgebiete als Landschaften oder Landschaftsteile definiert »... die wegen ihrer Schönheit oder kulturhistorischen Bedeutung für die Erholung der Bürger besonders geeignet, wegen ihrer Eigenart erhaltungswürdig und Beispiele vorbildlicher Landschaftspflege sind« (O.V. 1989). Bei der Waldbewirtschaftung muß also sowohl der Erholungsnutzung als auch dem Schutzgedanken Rechnung getragen sowie gleichzeitig die nachhaltige Holzproduktion gesichert werden (Mehrzwecknutzung).

Als Grundlage für die Festlegung der speziellen forstlichen Maßnahmen in den einzelnen Waldflächen untergliedern wir die Landschaftsschutzgebiete nach der Intensität der Erholungsnutzung. Am Beispiel unseres größten Landschaftsschutzgebietes, der »Dresdner Heide«, möchte ich diese Einteilung etwas näher erläutern (Abb. 1 und 2). Ausgangspunkt war eine bereits 1975 durchgeführte Erholungswaldprojektierung (HÜTTEL und MORITZ 1975).

Die ganzflächig durch Besucher frequentierten Bereiche (etwa 5 % der Fläche des LSG) werden als Erholungsschwerpunkte und Erholungsparkwälder eingestuft. Alle Maßnahmen richten sich hier nach den

Belangen der Erholungsnutzung. In den Erholungsschwerpunkten, die in der Regel stationäre Einrichtungen wie Bäder oder Campingplätze enthalten, werden aus den zumeist vorhandenen lichten Altbeständen nur die absterbenden Bäume entnommen und über Naturverjüngung oder einzelne Nachpflanzung ergänzt. Für die Erholungsparkwälder wird eine mehrschichtige plenter- oder femelartige Bestockung angestrebt. Die Umtriebszeit wird um 20–30 Jahre erhöht.

Gebiete, die nicht mehr ganzflächig, sondern vorrangig entlang der Wege frequentiert werden, bezeichnen wir als »Übrigen Erholungswald« (32 % der LSG-Fläche). Die waldbauliche Behandlung ist darauf gerichtet, den Besuchern abwechslungsreiche Waldbilder zu zeigen. Die Wegränder erfahren eine besondere Gestaltung, natürlich ankommende Baumarten werden gefördert, Sichtbeziehungen erschlossen und Kahlschläge sollen nur kleinflächig geführt werden. Alle weiteren Flächen zählen zu den Erholungswirtschaftswäldern (63 % der LSG-Fläche), bei denen, wie der Name sagt, die Holzproduktion im Vordergrund steht. Wir arbeiten in diesen Flächen bisher im allgemeinen nach dem Prinzip des schlagweisen Hochwaldes mit Hiebszügen und Schlagreihen und dem damit verbundenen Deckungsschutz gegen Sturmschäden. Im Interesse der Erholungsfunktion und des Naturschutzes bemühen wir uns, verstärkt folgende Maßnahmen durchzusetzen:

- Anpassung der Kahlschläge in Form und Größe an das vorhandene Gelände (Orientierung auf Schmalkahlschläge);
- Förderung bzw. Belassen von Laubholzgruppen, Überhältern und Solitäräulen bei Einschlagsmaßnahmen;
- weitgehend plenter- oder femelartige Bewirtschaftung der Laubholzbestockungen;
- auf geeigneten Standorten Umwandlung monoton einschichtiger Nadelholzbestände durch Vor- oder Unterbaumaßnahmen in stufige Mischbestockungen, vor allem mit einheimischen Laubhölzern;
- Nutzung von Möglichkeiten der Naturverjüngung;
- Belassen von Totholz;
- Erhaltung und gegebenenfalls Erweiterung von Wiesen- und Wasserflächen;
- Einschränkung chemischer Jungwuchs- und Jungbestandspflege.

Mit der Zunahme spezieller Erholungsformen und dem zu erwartenden Anwachsen des Touristenstromes werden wir künftig nicht umhinkönnen, die konkurrierenden Nutzungsinteressen in stärkerem Maße gezielt territorial abzugrenzen, z. B. durch Schaffung von Ruhezeiten, Ausweisung spezieller Reitwege und für sportliche Aktivitäten geeigneter Flächen.

Die Berücksichtigung der Belange des Natur- und Landschaftsschutzes gehört grundsätzlich zu den Dienstaufgaben eines Revier- oder Oberförsters. Allerdings

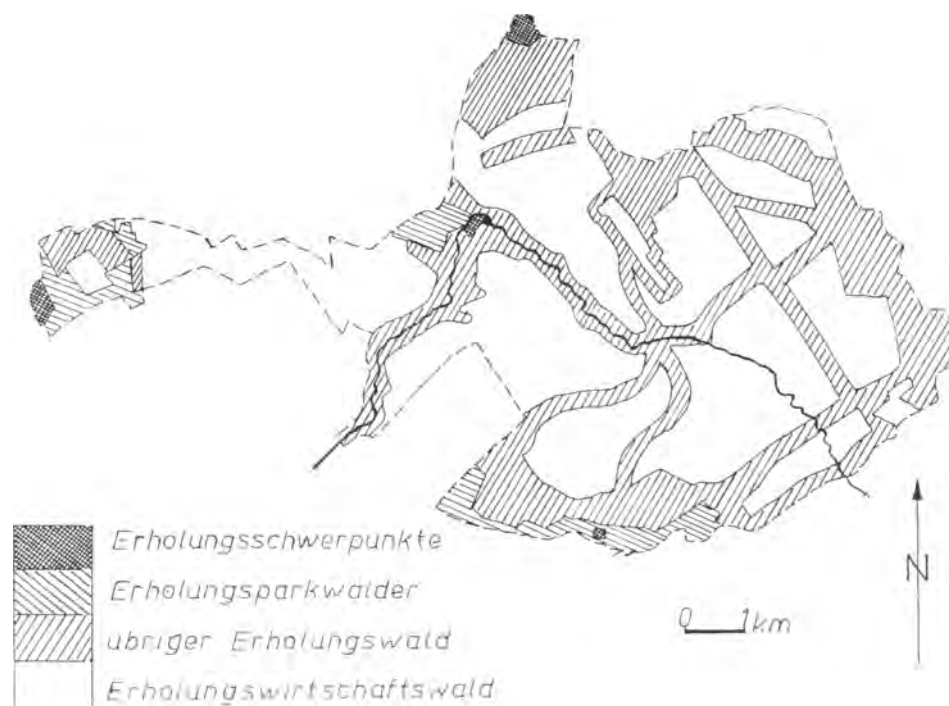


Abb. 2. Gliederung des LSG »Dresdner Heide« in Intensitätszonen der Erholungsnutzung.



wurden diese wegen der hohen Planforderungen, ungenügender Berücksichtigung bei der forstlichen Ausbildung und natürlich auch der individuellen Einstellung in der Vergangenheit sehr unterschiedlich wahrgenommen.

Naturschutz im Wald kann aber nur als integraler Bestandteil des forstlichen Wirtschaftsprozesses erfolgreich realisiert werden und nicht durch gesonderte Personen und im nachhinein zur Waldbewirtschaftung erfolgen. Ich rechne es mit zu meinen Hauptaufgaben, in dieser Richtung wirksam zu werden. Wir führen jährlich eine zentrale Arbeitsberatung mit allen Revier- und Oberförstern durch, die speziell solchen Fragen gewidmet ist. Im vergangenen Jahr hatten wir den Bezirksnaturschutzbeauftragten, Herrn Heinz Kubasch, zu Gast, und dieses Jahr wird es um die Bewirtschaftung von Parks und Streulagen gehen, die vor allem im nördlichen Teil des Betriebes eine große Rolle spielen.

Ein weiterer Schwerpunkt ist die Zusammenarbeit mit den verschiedenen Gruppen und Organisationen, die im Natur- und Landschaftsschutz arbeiten. Bis 1989 war das relativ einfach und funktionierte auch gut. Als Partner gab es die staatlichen Naturschutzbeauftragten und -helfer sowie die Gesellschaft für Natur und Umwelt im Kulturbund der DDR mit ihren verschiedenen Fachgruppen und Interessengemeinschaften. (Daneben arbeiteten noch einige kirchliche Ökogruppen, mit denen wir aber weniger Kontakt hatten.) Wir unterstützten ihre Arbeit beispielsweise durch Technik- und Materialbereitstellung bis hin zu Nistkästen und Vogelfutter. Mit den gesellschaftlichen Veränderungen der letzten Monate wurde die Verantwortung für die Umwelt in das öffentliche Bewußtsein gerückt. Das hat zu einer enormen Verbreiterung der Basis geführt. Beinahe täglich erscheinen in den Medien Meldungen über die Gründung neuer oder auch bereits früher existierender Vereine und Umweltgruppen. Es gibt wieder den »Landesverein Sächsischer Heimatschutz«, den »Bund für Umwelt und Naturschutz Sachsen«, den »Bund Naturschutz Sachsen«, eine »Grüne Liga«, in Dresden hat sich ein »Greenpeace«-Büro etabliert, und die »Schutzgemeinschaft Deutscher Wald« nahm Verbindung auf. Diese Aufzählung ließe sich fortsetzen. Hier muß in nächster Zeit eine gewisse Klärung der jeweiligen Arbeitsrichtung erfolgen, damit nicht ein Teil wertvoller Aktivitäten im Für und Wider der einzelnen Organisationen verloren geht.

Vielleicht die wichtigste Form der Zusammenarbeit für den Forstbetrieb sehe ich darin, die Naturschützer in Entscheidungen einzubeziehen und nicht nur dann, wenn geschützte Objekte direkt betroffen sind. Auch bei Standortentscheidungen oder z. B. geplanten Bekämpfungsmaßnahmen, Nutzungsveränderungen o. ä. muß ihr fachliches Urteil gehört werden. Mit der »Interessengemeinschaft Dresdner Heide« besprechen wir beispielsweise



Abb. 3. Erholungsparkwald im LSG »Dresdner Heide«.

jährlich die vorgesehenen Einschlagsmaßnahmen in diesem Landschaftsschutzgebiet. In den letzten Jahren übte die IG scharfe Kritik an den hohen Holznutzungen und unterstützte uns bei den Versuchen, eine Reduzierung der Planaufgaben zu erreichen. Auch die vorgesehene Einordnung eines Großtanklagers für den Bezirk Dresden in der Heide konnte nur durch hartnäckiges Engagement einiger Umweltgruppen und vor allem der IG verhindert werden. Aktuelles Streitobjekt ist ein im Landschaftsschutzgebiet »Friedewald und Moritzburger Teiche« geplanter Golfplatz.

Für die Realisierung spezieller landeskultureller Maßnahmen waren im Forstbetrieb Dresden bisher jährlich rund 150 000 Mark vorgesehen. Außerdem gab es einen Vertrag mit der Stadt Dresden, der die Unterhaltung von Brücken, Schutzhütten und

Bänken betraf. Wie die künftige Finanzierung aussehen wird, ist noch nicht geklärt. Es zeichnet sich ab, daß die Forstbetriebe über Haushaltsmittel finanziert werden, denn mit den zu erwartenden niedrigen Holzpreisen wäre eine Eigenerwirtschaftung aus dem Rohholzverkauf nicht möglich.

In der Vergangenheit fehlten uns nicht die Finanzierungsmöglichkeiten, sondern die Kapazitäten für die Ausführung. Seit Anfang dieses Monats gibt es im Betrieb eine Landeskulturbrigade, die vorerst in ausgewiesenen Schwerpunktgebieten spezielle Maßnahmen des Natur- und Landschaftsschutzes realisieren soll. Zusätzliche Möglichkeiten ergeben sich aus den Freiräumen, die bei den normalen Revierkräften durch die Reduzierung des Holzeinschlages entstehen, sowie durch Auftragserteilung an neu gebildete Privatbetriebe.



Abb. 4. Flächennaturdenkmal »Altarme der Pießnitz« im LSG »Dresdner Heide«.



## Zusammenfassung

Zum Schluß möchte ich in zusammengefaßter Form die Aufgabenkomplexe nennen, die mir in der gegenwärtigen Situation am wichtigsten erscheinen:

### 1. Erhaltung der Waldflächen

In den letzten 160 Jahren hat allein die Dresdner Heide 1500 ha ihrer ursprünglichen Waldfläche verloren. Im Rahmen des wirtschaftlichen Umbruchs und nicht zuletzt wegen der indifferenten gesetzlichen Situation ist gegenwärtig der Druck auf alle unbebauten Flächen am Rande der Stadt besonders groß. Um mit den bevorstehenden Neuregelungen der Eigentumsfragen und den zu erwartenden Strukturveränderungen in der Forstwirtschaft die Erhaltung der Waldflächen zu sichern, benötigen wir dringend ein Waldgesetz, das derartige Regelungen beinhaltet.

### 2. Verminderung der Waldschäden

Für unseren Betrieb sind 367 ha Immissionsschadzone II (mittlere Schäden) und großflächig auf 6512 ha die Schadzone III (geringe Schäden) ausgewiesen. Nach Prognosen von Tharandter Forstwissen-

schaftlern muß auch bei Reduzierung des Schadstoffausstoßes mit einer Zunahme der Schäden gerechnet werden. Für uns steht deshalb neben der immer wieder zu erhebenden Forderung nach Minderung der Emissionen die Aufgabe, die Vitalität der Bestockung zu erhöhen. Möglichkeiten dafür sehen wir durch Mischung bzw. kleinflächigen Wechsel in Baumart, Alter, Bestockungsform, vor allem insgesamt erhöhtem Laubholzanteil und verstärktem Anbau standortgerechter stabiler Baumarten (z. B. Lärche) bei Verringerung der Flächenanteile von Kiefer und Fichte.

Weiterhin gilt es unter den gegenwärtigen innen- und außenpolitischen Bedingungen, die Waldschäden durch militärische Aktivitäten zu verringern und bisher dafür zweckentfremdete Flächen zunehmend zurückzugewinnen.

### 3. Einführung einer naturschutzgemäßen Waldbewirtschaftung

Dazu müssen die im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung der Landschaftsschutzgebiete genannten waldbaulichen Maßnahmen, angefangen von der Reduzierung der Kahlschläge über die verstärkte natürliche Verjüngung bis hin zum Aufbau mehrschichtiger Mischbestände,

schrittweise in allen Waldflächen Anwendung finden. Besonders wichtig ist es für uns, den heute noch üblichen hohen Pflanzenschutzmitteleinsatz und die Technologie der Schlagabraumverbrennung (Entzünden der Reisighaufen mit Altreifen!) abzulösen.

## Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV, 1986: Naturräume der sächsischen Bezirke. Sächsische Heimatblätter, Sonderdruck aus den Heften 4/5, 1986.
- HÜTTEL, M.; MORITZ, J., 1975: Erholungswaldprojektierung für das Naherholungsgebiet Dresdner Heide. VEB Forstprojektierung Potsdam, Betriebsteil Dresden (unveröffentlicht).
- O. V., 1989: Erste Durchführungsverordnung zum Landeskulturgesetz – Schutz und Pflege der Pflanzen- und Tierwelt und der landschaftlichen Schönheiten – (Naturschutzverordnung) vom 18. Mai 1989. GBl. Teil I, Nr. 12 (S. 159–169), Berlin 1989.

## Anschrift der Verfasserin

Dr. Gesine Ende  
Staatl. Forstwirtschaftsbetrieb Dresden  
Dr. Conertstraße 25  
O-8060 Dresden



Die Teilnehmer des Fachgespräches »Naturschutzforschung in der DDR – aktuelle Probleme und Perspektiven« vor dem Eingang der NNA (Foto: Archiv NNA).



